

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
МІНІСТЕРСТВО НАДЗВИЧАЙНИХ СИТУАЦІЙ УКРАЇНИ
ВИКОНАВЧИЙ КОМІТЕТ КРЕМЕНЧУЦЬКОЇ МІСЬКОЇ РАДИ
ДУ «ІНСТИТУТ ГЕОХІМІЇ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА НАН УКРАЇНИ»

ТЕХНОГЕННО - ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ

ВИПУСК 4

КИЇВ - КРЕМЕНЧУК
2012

ISSN 2220-8585

Головний редактор
ЛИСИЧЕНКО Георгій Віталійович

Editor-in-chief
Georgiy V. LYSYCHENKO

Заступники головного редактора:
Демехін Г.А. (Україна)
Забулонов Ю.Л. (Україна)

Deputy Editors:
Demekhin G.A. (Ukraine)
Zabulonov Yu.L. (Ukraine)

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

Бут В.П. (Україна)
Соботович Е.В. (Україна)
Бондаренко Г.М. (Україна)
Белєвцев Р.Я. (Україна)
Горлицький Б.О. (Україна)
Крайнов І.П. (Україна)
Шмандій В.М. (Україна)
Яковлев Є.О. (Україна)
Чумаченко С.М. (Україна)

EDITORIAL BOARD:

But V.P. (Ukraine)
Sobotovich E.V. (Ukraine)
Bondarenko G.M. (Ukraine)
Belevtsev R. Ya. (Ukraine)
Gorlitsky B.A. (Ukraine)
Kraynov I.P. (Ukraine)
Shmandiy V.M. (Ukraine)
Yakovlev E.O. (Ukraine)
Chumachenko S.M. (Ukraine)

Секретар Іщенко А.А.

Secretary Ishchenko A.A.

ІНОЗЕМНІ ЧЛЕНИ РЕДАКЦІЙНОЇ КОЛЕГІЇ:

Войчик В. (Польща)
Алієв Р. (Азербайджан)
Калінін М. (Білорусь)
Єременко В.А. (Росія)
Єськов А.П. (Росія)

INTERNATIONAL EDITORIAL BOARD:

Wojcik W. (Poland)
Aliev R. (Azerbaijan)
Kalinin M. (Belarus)
Eremenko V.A. (Russia)
Eskov A.P. (Russia)

Технічний секретар: Мельник Ю.С., Фесай О.П.

ЗАСНОВНИКИ:

Національна академія наук України
Міністерство надзвичайних ситуацій України
Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”
Виконавчий комітет Кременчуцької міської ради

Адреса редакційної колегії:

03680, Київ-142, пр. Палладіна, 34-А
ДУ “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”,
Тел. (044) 424 00 29, факс (044) 423 17 96. Електронна пошта: u-risk@naverex.kiev.ua

Друкується за постановою Вченої ради ДУ “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”

Свідоцтво про державну реєстрацію ДЗМІ – серія КВ № 16163-4635Р від 30.12.2009 р.

Фахова реєстрація у ВАК України в галузі геологічних і технічних наук (екологічна безпека)
Постанова Президії ВАК України від 23.02.2011 № 1-05/2

ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ

Випуск 4. Київ-Кременчук, 39600, м. Кременчук, СП ТОВ Видавництво «Християнська Зоря», 2012-154 с.

© *Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”*
© *Виконавчий комітет Кременчуцької міської ради, відділ екологічної безпеки*

З М І С Т

Методи оцінювання стану техногенно-екологічної безпеки потенційно-небезпечних об'єктів

<i>Лисиченко Г.В., Яцишин А.В.</i> Аналітичні геоінформаційні технології в задачах управління екологічною безпекою	4
<i>Турбаевский В.В.</i> Совершенствование системы контрольных уровней радиационных параметров на атомных электростанциях	11
<i>Забулонов Ю.Л., Буртняк В.М., Золкін І.О.</i> Застосування експрес-методу для проведення оперативного контролю газоаерозольних викидів АЕС	19
<i>Іванець В.Г., Волошенюк Т.Г.</i> Використання методу послідовних поступок при розробці способу дезактивації приміщень та обладнання АЕС від радіоактивних забруднень	24
<i>Ковалевський В.В., Лисиченко О.Г., Іваненко Т.Г., Шаго Є.П.</i> Застосування інфрачервоного сканування для вирішення завдань екологічної та техногенної безпеки	32
<i>Ревунова Е.Г., Забулонов Ю.Л., Одукалец Л.А.</i> Исследование составляющих ошибки для решения задачи редукции измерений с использованием сингулярного разложения	41
<i>Верховцев В.Г., Юськів Ю.В., Швайко В.Г.</i> Активні на новітньому етапі розвитку лінійні геоструктури Українського щита та його схилів	49
<i>Диденко П.И.</i> Влияние радона на население Украины	60

Комплексні проблеми екологічної безпеки водних об'єктів України

<i>Коваленко Г.Д., Сегеда С.О.</i> Екологічний стан водних об'єктів Відокремленого підрозділу «Южно-Українська АЕС» та особливості мікрокліматичних умов прилеглих територій	68
<i>Лапшин Ю.С., Голубцова Н.Ю.</i> К вопросу о состоянии Киевского гидроузла и других водохранилищ Днепровского каскада	76
<i>Швайко В.Г., Жолуденко О.О., Середа К.А.</i> Використання геоінформаційних технологій для вивчення техногенно-екологічного впливу господарської діяльності на стан малих річок басейну Дніпра	82
<i>Зюман Б.В., Пасенко А.В., Касай О.В.</i> Екологічна ситуація стану поверхневих вод р. Дніпро щодо мікробного забруднення	90
<i>Середа К.А.</i> Наукове обґрунтування інженерного захисту малих річок	97
<i>Підоріна Л.І., Смоляр Н.О., Джупанас А.Г.</i> Природні ґрунти заплавної частини міста Кременчука в умовах підтоплення: генезис та забруднення важкими металами	103

Проблеми екологічної безпеки та поводження з відходами

<i>Шушляков А.В., Бережко Ю.В.</i> Повышение энергоэффективности здания с помещениями разного функционального назначения	114
<i>Грановский Э.А., Ландесман Я.М., Белинская Н.В., Москалева Л.А.</i> Принятие решений о градостроительном развитии г. Одессы в районе Пересыпи и расширении расположенного в этом районе нефтегазоперевалочного комплекса на основе анализа рисков	120
<i>Тарасова Т.В.</i> Проблема долговременного хранения запрещенных и непригодных к употреблению химических средств защиты растений	128
<i>Пасенко А.В., Мазницька О.В., Труш В.Є., Орел В.І.</i> Перспективи сумісної утилізації відходів виробництва капролактаму та процесу водоочищення ТЕЦ	135
<i>Федоренко Ю.Г., Задвернюк Г.П., Павлишин Г.П.</i> Набухание глинополимерных нанокomпонентов под давлением	142
<i>Улицький О.А.</i> Фактори екологічного ризику підприємств вугільного сектору для навколишнього середовища	148

МЕТОДИ ОЦІНЮВАННЯ СТАНУ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОТЕНЦІЙНО-НЕБЕЗПЕЧНИХ ОБ'ЄКТІВ

УДК 621.039.7.001.2

Г.В. ЛИСИЧЕНКО¹, А.В. ЯЦИШИН²

¹Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”, м. Київ

²Інститут проблем моделювання в енергетиці ім. Г.Є. Пухова НАН України, м. Київ

АНАЛІТИЧНІ ГЕОІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ В ЗАДАЧАХ УПРАВЛІННЯ ЕКОЛОГІЧНОЮ БЕЗПЕКОЮ

Запропоновано використання методології Data Mining для ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем. Розроблено блок-схему взаємодії основних складових геоінформаційної системи формування управлінських рішень. Показано перспективи та приклади використання методології Data Mining в задачах екологічної безпеки.

Актуальність

Розробка загальних принципів управління екологічною безпекою техногенно-навантажених регіонів України потребує негайної уваги не тільки зі сторони керівників промислових підприємств, а й різноманітних відомств та міністерств. Екологічний стан в країні є неоднозначним, оскільки на території нашої держави є значна концентрація небезпечних виробництв, відбувається суттєва трансформація ландшафтів, іде неефективне використання природних ресурсів.

Постановка задачі

Проблемам ефективного управління рівнем екологічної безпеки присвячено багато досліджень, серед яких варто відзначити, насамперед, праці таких вчених як Г.В. Лисиченко, В.М. Шмандій, Я.О. Адаменко, В.Г. Старчак, Є.Г. Аверін, Є.Н. Варламов, В.Ю. Некос, В.Б. Мокін, Г.О. Статюха, А.Г. Шапар, А.Б. Качинський, С.В. Руденко, О.І. Турос, В.М. Лагутін та інші. Проте більшість вчених займаються дослідженням певного кола конкретних питань екологічної безпеки, наприклад, розробкою підходів до визначення ризиків для населення від впливу забруднюючих речовин, побудовою та застосуванням моделей визначення впливу автотранспорту тощо, а проблема комплексного та загального вирішення основних задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем залишається актуальною та, до сих пір, невирішеною, навіть на теоретичному рівні.

Вирішення задачі

Для вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем пропонується об'єднане використання сучасних перспективних ідей в галузі комп'ютерної математики, систем зберігання, подання та візуалізації даних з використанням ГІС – аналітичних геоінформаційних технологій. До аналітичних технологій відносять підклас інформаційних технологій, орієнтованих на задачі автоматизованої підтримки прийняття рішень і прогнозування стану складних динамічних систем.

На рис. 1 представлені основні компоненти аналітичних геоінформаційних технологій (АГІТ). Виникнення нових технологій зберігання та обробки даних (сховища або склади даних, вітрини даних) пов'язане з необхідністю накопичення та оперативної обробки великих об'ємів ретроспективної інформації. Оперативний аналіз поточної ситуації, її співставлення з даними ретроспективного аналізу, в рамках АГІТ реалізується

засобами on-line analytical processing (OLAP) [1, 2]. До складу АГІТ входить Data Mining (DM) – інтелектуальний аналіз даних.

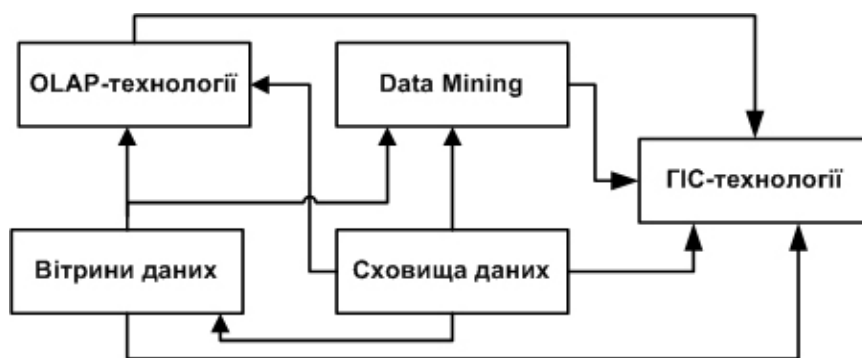


Рис. 1. Основні компоненти АГІТ

Основними задачами DM в управлінні екологічною безпекою є комплексний системний аналіз екологічних ситуацій різних рівнів (загальнодержавний, регіональний, об’єктовий), короткостроковий і довгостроковий прогноз їх розвитку та розробка варіантів оптимізаційних рішень. Аналіз таких ситуацій включає в себе:

- виявлення і прогнозування прихованих тенденцій та закономірностей розвитку екологічних процесів (виявлення та розпізнавання прихованих чинників впливу, в тому числі, факторів загрози);
- виявлення та ідентифікацію раніше невідомих взаємозв’язків між екологічними параметрами та факторами впливу;
- аналіз середовища взаємодії екологічних процесів і прогнозування зміни його характеристик;
- розробку оптимізаційних рекомендацій у сфері екологічної безпеки;
- візуалізацію результатів аналізу, підготовку попередніх звітів і проектів допустимих рішень з оцінками достовірності та ефективності можливих реалізацій.

Іншою, не менш важливою, особливістю є здатність DM гармонійно поєднувати суворо формалізовані математичні технології аналізу кількісної екологічної інформації з методами неформального якісного аналізу, які опираються на суб’єктивні знання експертів.

На рис. 2 представлено математичний арсенал DM.



Рис. 2. Математичний арсенал DM

Для формування загального уявлення про структуру аналітичного управління з використанням засобів DM розглянемо його відмінні особливості, роль і місце в загальній системі управління екологічною безпекою. На рис. 3 відображено взаємодію всіх основних складових геоінформаційної системи формування управлінських рішень [3, 4]. Основна ідея DM полягає в зіставленні результатів даних екологічного моніторингу поточної ситуації з попереднім досвідом управління (з «минулим»), накопиченим у формі масивів ретроспективних даних в інформаційному сховищі даних. При цьому «Система збору попереднього аналізу та сортування» взаємодіє з блоком «Минуле», що дає можливість пошуку ситуацій-аналогів і ситуацій-прототипів з «минулого». Зокрема, в накопиченому ретроспективному досвіді, методами асоціативної пам'яті формуються деякі шаблони («patterns») аналогів, які дозволяють зіставляти минуле з поточною ситуацією і, тим самим, здійснювати прогноз розвитку нестационарних процесів.

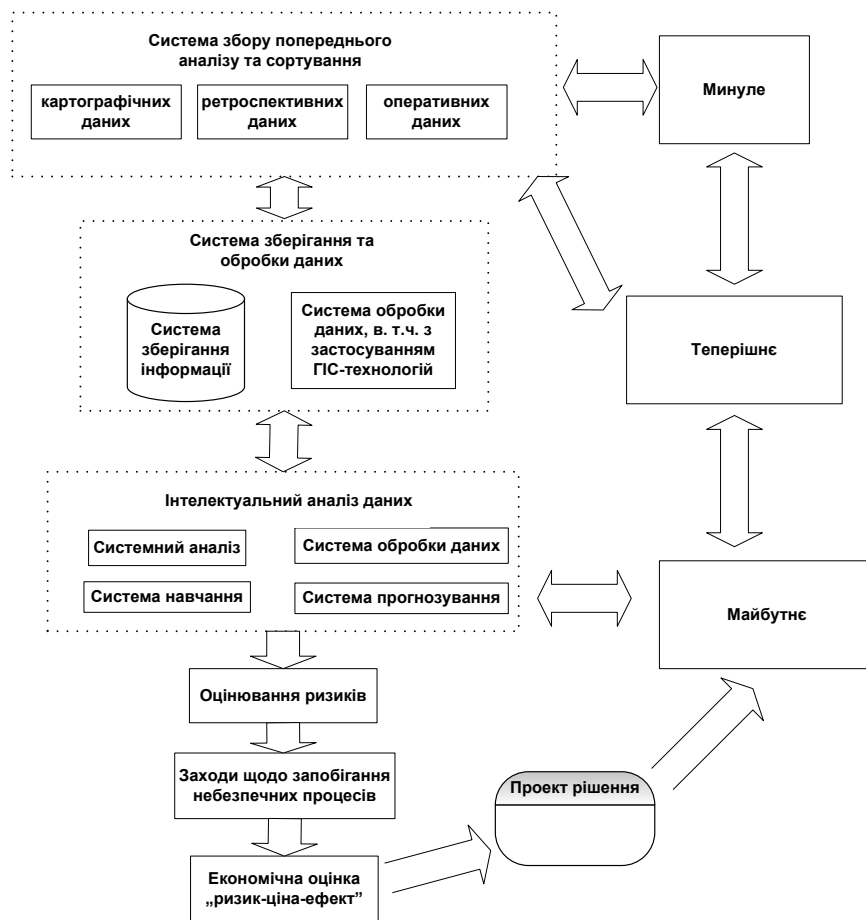


Рис. 3. Схема основних складових геоінформаційної системи формування управлінських рішень

Слід зауважити, що формування (обґрунтування) рішення є центральним елементом системи аналітичного управління. Представлена система управління екологічною безпекою крім аналітичної обробки (виявлення прихованих закономірностей і взаємозв'язків, оцінка їх впливу на основні показники досліджуваної ситуації, прогнозування розвитку ситуацій тощо) включає в себе функції збору і попередньої обробки інформації, її зберігання, самонавчання, підготовки наочних звітів, оцінювання ризиків, економічну оцінку „ризик-ціна-ефект” та інші.

Таким чином, головною відмінністю DM від відомих систем обробки даних, які часто застосовуються в сучасних геоінформаційних системах, слід вважати спробу підійти до завдання формування рішення з позиції історизму, тобто, на основі широкомасштабного кількісного аналізу всього ретроспективного досвіду, що передував

поточній ситуації, є можливість перенесення результатів прецедентів на прогнозований сценарій.

Запропонована блок-схема дає можливість перенести створення проекту рішення з евристичних логіко-інтуїтивних методів, характерних для емпіричної технології, на потужну, глибоко формалізовану платформу прикладної математики.

Зрозуміло, що власне DM здійснює аналітичну обробку великих об'ємів екологічних даних, які містяться в інформаційному сховищі для вирішення задачі формування найкращих проектів шуканих рішень. По суті, методологія DM зводиться до структуризації прогнозованої інформації на основі машинного аналізу ретроспективних даних, а зв'язок «Майбутнього» з «Минулим» слід розуміти таким чином, що майбутні плани визначають теперішні дії. Необхідність вивчення «Минулого» необхідне для епігнозу, верифікації моделей, уточнення параметрів моделей, а «Майбутнього» – для довгострокового прогнозу. Блок «Теперішнє» дозволяє оцінити теперішній стан та отримати короткостроковий прогноз.

Перспективи використання методології DM в задачах екологічної безпеки

Розглянемо основні принципи, які дозволяють сформувати теоретичну базу для побудови геоінформаційних систем, використовуючи методологію DM, як інструмента ефективного управління екологічною безпекою техногенно-навантажених регіонів [1, 5, 6].

Принцип історизму. Основною «сировиною» для аналітичної обробки екологічної інформації є великі масиви ретроспективних даних, що охоплюють поведінку як самого об'єкта управління (ОУ), так і всієї інфраструктури, що його оточує, серед якої він розвивався і з якою він активно взаємодіє. При цьому глибина ретроспективного аналізу може бути від декількох місяців до декількох років.

Функціонування DM на великій кількості ретроспективних даних можна розбити на два етапи: пошук прецедентів і аналіз їхньої структури. Результати структурного аналізу прецедентів трансформуються в формалізовані висновки, які використовуються для коригування результатів оперативної обробки поточних даних. Отриманий скоригований матеріал, у свою чергу, являє собою основу для формування проекту рішення (або кількох проектів рішень) з даного питання.

Очевидно, що просте перенесення історичного досвіду на поточну ситуацію може призвести до суто негативних результатів. Звідси виникає необхідність у застосуванні людино-машинної технології реалізації DM.

Принцип системності. У задачах автоматизації управління в якості основного ОУ виступає відкрита динамічна система, занурена в неоднорідне та нестаціонарне еволюційне середовище, що активно з нею взаємодіє. При цьому передбачається, що ОУ відповідає всім основним ознакам поняття «система» (а саме, цілісності, структурованості і цілеспрямованості). У поєднанні з принципом історизму, ідея системності передбачає формування і зберігання масивів ретроспективних даних, що відображають (кількісно та якісно) процеси зміни станів системи (ОУ) і середовища в їх історичній та поточній взаємодії. Зазначені масиви являють собою «сировину», вихідні дані, на підставі яких засобами DM виявляються приховані системні зв'язки, неявні закономірності, сукупність значущих для розвитку системи факторів, умови їх реалізації тощо.

Принцип гібридного людино-машинного інтелекту. За своєю природою методологія DM спирається на поєднання автоматичного комп'ютерного аналізу великих об'ємів екологічних даних з експертними висновками, які орієнтовані на семантичні аспекти розв'язання задачі. Як правило, природний інтелект підключається в найбільш критичні моменти процедур аналізу та створення рішень. Зазвичай це відбувається, коли неможливо сформувати метричну систему переваг, або за відсутності достатнього обсягу вихідних даних для побудови формалізованого виводу.

Прикладом такої ситуації може бути завдання попереднього вибору глибини ретроспективного пошуку. Ще більш явним прикладом може бути задача якісного

відбракування прецедентів, виявлених комп'ютерною програмою на основі попереднього асоціативного пошуку.

Реалізація даного принципу в системах аналітичного управління вимагає вирішення проблеми раціонального розподілу функцій в людино-машинних системах та формування інтелектуально-ергономічних інтерфейсів, найбільш погоджених з професійними уявленнями експертів та осіб, які приймають рішення в даній предметній області.

Принцип симбіозу математичних та геоінформаційних технологій. DM представляє собою галузь знань, в якій у повній мірі гармонійно поєдналися методи прикладної математики, кібернетики та новітні геоінформаційні технології, що дозволяють зберігати та в розумні терміни обробляти великі об'єми інформації.

Слід зауважити, що зазначена гібридизація відбувається не тільки між математичними та геоінформаційними технологіями, але і між різними математичними методами аналізу даних. Зокрема, аналіз результатів застосування нейронних мереж у задачах прогнозування стану навколишнього середовища, як правило, здійснюється статистичними методами. І, навпаки, для вирішення традиційної статистичної задачі регресійного аналізу може використовуватися методологія, заснована на еволюційному моделюванні.

Принцип використання шаблонів. Наявність великого об'єму впорядкованих даних дозволяє істотно знизити вплив «прокляття середнього», характерного для більшості статистичних методів обробки даних. При цьому в якості найважливішого інструментального засобу DM використовується технологія асоціативної пам'яті. Зокрема, включення шаблонів у структуру аналітичного запиту дозволяє здійснювати асоціативний пошук ситуацій аналогів і, на його основі, здійснювати прогноз нестационарного розвитку досліджуваних процесів.

Перераховані системні принципи утворюють загальну методологічну платформу, яка дозволяє виділити DM як самостійний підклас інформаційних технологій в задачах екологічної безпеки.

Приклади використання методології DM в задачах екологічної безпеки

Для прикладу наведемо результати роботи геоінформаційної аналітичної системи візуалізації медико-екологічного моніторингу України (ГІАСВ МЕМУ), яка була розроблена в тематичній групі екологічного аналізу та прогнозу ІПМЕ ім. Г.Є.Пухова НАН України. Ця система призначена для збору, зберігання та обробки інформації про стан територіально-розподілених об'єктів. На рис. 4 та 5 представлені результати роботи системи з використанням методів DM даних атмосферного забруднення Хмельницької та Черкаської областей.

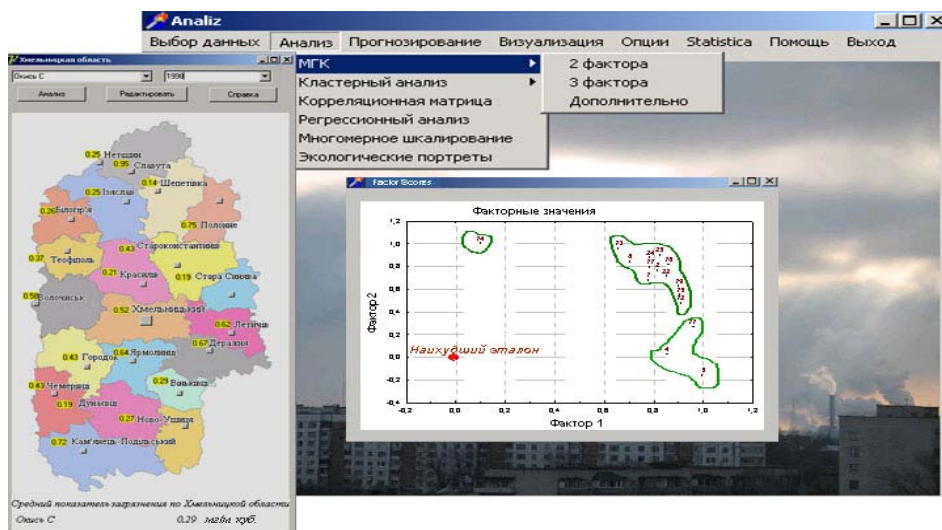


Рис. 4. Факторный анализ за данными атмосферного загрязнения Хмельницкой области

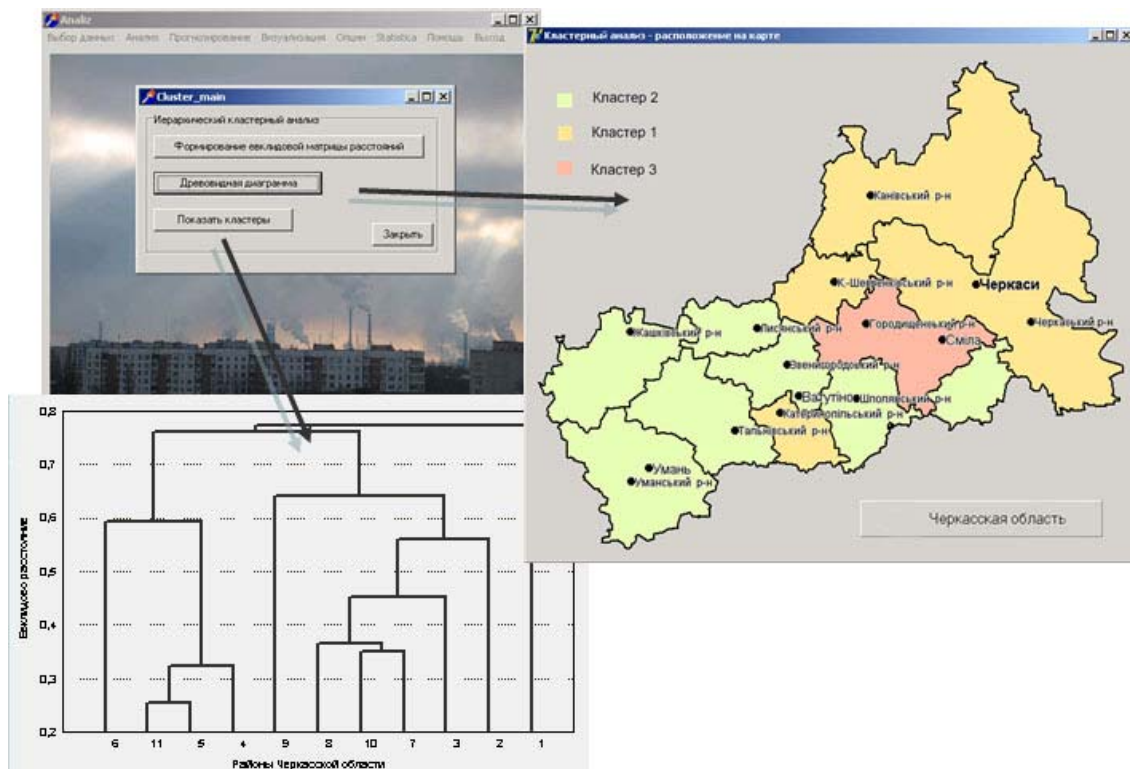


Рис. 5. Кластерний аналіз за даними атмосферного забруднення Черкаської області

Висновки

Для вирішення задач ефективного управління рівнем екологічної безпеки урбанізованих екосистем пропонується об'єднане використання сучасних перспективних ідей в галузі комп'ютерної математики, систем зберігання, подання та візуалізації даних аналітичних геоінформаційних технологій, до складу яких входить Data Mining.

Розглянуто основні принципи, які дозволяють сформувати теоретичну базу для побудови інформаційних систем, використовуючи методологію Data Mining, як інструмента ефективного управління екологічною безпекою техногенно-навантажених регіонів: принцип історизму, принцип системності, принцип гібридного людино-машинного інтелекту, принцип симбіозу математичних і геоінформаційних технологій та принцип використання шаблонів.

Використання сучасних аналітичних геоінформаційних технологій дає можливість визначити загальні принципи управління екологічною безпекою в техногенно-навантажених регіонах України та вирішити ряд актуальних задач екобезпеки, серед яких:

1. Проведення комплексної екологічної оцінки території, а саме:
 - визначення та оцінка комплексу чинників екологічної небезпеки, що виявляються на даній території;
 - районування території по стійкості до прояву чинників екологічної небезпеки;
 - створення і ведення кадастру об'єктів впливу на навколишнє середовище;
 - створення кадастру природних ресурсів;
 - визначення антропогенного навантаження;
 - створення і ведення кадастру «забруднених» площ.
2. Проведення екологічного моніторингу, а саме:
 - нормування впливів на навколишнє середовище;
 - контроль джерел впливу на навколишнє середовище;
 - контроль якості компонентів навколишнього середовища;

3. Формування управлінських рішень, щодо:
 - формування екологічної політики;
 - попередження прояву антропогенних чинників екологічної небезпеки;
 - мінімізації наслідків прояву природних факторів екологічної небезпеки;
 - розробки та вдосконалення природоохоронного законодавства і методів формування екологічного світогляду.
1. Мусаев А.А. Алгоритмы Data Mining в задачах управления динамическими процессами / А.А. Мусаев, И.А. Барласов // Труды СПИИРАН. – 2007. – № 5. – С. 300-313.
2. Codd E.F., Codd S.B., Salley C.T. Providing OLAP (OnLine Analytical Process35ing) to User Analysts: An IT Mandate. E. F. Codd Associates. – 1993. – 18 p.
3. Лисиченко Г.В. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління / Г.В. Лисиченко, Ю.Л. Забулонов, Г.А. Хміль. – К.: Наук. думка, 2008. – 542 с.
4. Лисиченко Г. В. Методологія оцінювання екологічних ризиків / Г. В. Лисиченко, Г. А. Хміль, С. В. Барбашев. – Одеса: Астропринт, 2011. – 368 с.
5. Алгоритмы аналитического управления производственными процессами [Электронный ресурс] – Режим доступа: <http://www.proceedings.spiiras.nw.ru/data/src/2007/05/00/spyproc-2007-05-00-05.pdf> – Загл. с экрана.
6. Хачатурян В.А. Основы применения интеллектуального анализа данных в задачах управления электроснабжением предприятия / В.А. Хачатурян // Записки Горного института.– 2002. – Т. 150, ч. 2. – 99 с.

Г.В. Лисиченко, А.В. Яцишин

АНАЛИТИЧЕСКИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ В ЗАДАЧАХ УПРАВЛЕНИЯ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ

Предложено использование методологии Data Mining для эффективного управления уровнем экологической безопасности урбанизированных экосистем. Разработана блок-схема взаимодействия основных составляющих геоинформационной системы формирования управленческих решений. Показаны перспективы и примеры использования методологии Data Mining в задачах экологической безопасности.

G.V. Lysychenko, A.V. Yatsyshyn

ANALYTICAL GEOINFORMATION TECHNOLOGY IN THE PROBLEMS OF ECOLOGICAL SAFETY

Data Mining methodology for effective management of environmental safety level in urban ecosystems is proposed. A block diagram of interaction of basic components of GIS formation of management decisions is developed. Perspectives and examples of using the methodology of Data Mining in the problems of ecological safety are shown.

В.В. ТУРБАЕВСКИЙ

ОП «Запорожская АЭС» ГП НАЭК «Энергоатом», г. Запорожье

СОВЕРШЕНСТВОВАНИЕ СИСТЕМЫ КОНТРОЛЬНЫХ УРОВНЕЙ РАДИАЦИОННЫХ ПАРАМЕТРОВ НА АТОМНЫХ ЭЛЕКТРОСТАНЦИЯХ

Предложен новый подход к установлению контрольных и административно-технологических уровней, характеризующих состояние радиационной безопасности АЭС, а также к подготовке отчетной документации в части предоставления данных измерений, близких к минимально-детектируемым величинам.

Введение

В соответствии с действующими нормами радиационной безопасности Украины (НРБУ-97), контрольные уровни (КУ) устанавливаются «с целью фиксации достигнутого уровня радиационной безопасности на данном радиационно-ядерном объекте, в населенном пункте и окружающей среде» [1]. Согласно требований ОСПУ-2005 [2], КУ должны пересматриваться не реже, чем раз в пять лет. В настоящее время уровень радиационной безопасности на АЭС Украины находится на достаточно высоком уровне, величины водных сбросов (далее – сбросов) и газо-аэрозольных выбросов (далее – выбросов) радиоактивных веществ, в пересчете на дозу населения, приближаются к минимально-измеряемым величинам. При этом существующий подход к определению КУ не в полной мере соответствует требованиям стандартов в области обеспечения качества, что приводит к нерациональному расходованию ресурсов при не всегда обоснованных пересмотрах действующих уровней, а также реализацией мероприятий для устранения отклонений, которые не являются таковыми с точки зрения статистических колебаний процесса.

Действующий подход к установлению КУ

КУ устанавливаются в результате статистической обработки данных (выбросов и сбросов радиоактивных веществ) за предыдущие пять лет эксплуатации АЭС. Статистическая обработка выполняется в соответствии с методическими рекомендациями Государственного предприятия «Национальная атомная энергогенерирующая компания «Энергоатом» (ГП НАЭК) [3]. Согласно указанного документа, полученные в результате анализа величины КУ должны предполагать превышение установленного лимита один раз в пять лет.

Недостатки используемого подхода

Как было указано ранее, величины выбросов и сбросов с АЭС Украины находятся на весьма низком уровне, составляющем доли процента от допустимых уровней (ДУ) для выбросов и несколько процентов от ДУ для сбросов, поэтому важно определить критерии вмешательства при изменении тенденции в величине выбросов и сбросов для исключения необоснованного воздействия на систему, а также установить необходимость и целесообразность изменения КУ при изменении выбросов и сбросов радиоактивных веществ во времени.

Применяемый в настоящее время подход к определению КУ [3] не в полной мере удовлетворяет требованиям к системе обеспечения качества ДСТУ ISO 9001:2009 [4], не предполагает использования процессного подхода в системе экологического управления, как это предусмотрено в ДСТУ ISO 14001:2006 [5], и статистических методов, предусмотренных ДСТУ ISO/TR 10017:2005 [6] и ДСТУ ISO 11462-1:2006 [7].

Цель работы

Целью исследования является определение критериев оптимизации КУ на АЭС Украины, определение оптимальной периодичности изменения КУ, выделение контролируемых факторов и оценка неопределенности при использовании минимально-детектируемой и минимально-измеряемой активностей (МДА и МИА). В работе широко использовались указанные в предыдущем разделе международные стандарты в области обеспечения качества и обработки статистических данных, а также свободное статистическое программное обеспечение R [8].

Анализ выбросов и сбросов АЭС

Для определения видов изменчивости процессов выбросов и сбросов радиоактивных веществ использовались контрольные карты Шухарта (ККШ), детально описанные в стандарте ISO 8258-91 [9], а также пакет qcc (Quality Control Charts) [10] к программному обеспечению R [8]. Как указано в [9], теория контрольных карт различает два вида изменчивости.

Первый вид – изменчивость из-за "случайных (обычных) причин", обусловленная бесчисленным набором разнообразных причин, присутствующих постоянно, которые нелегко или невозможно выявить. Каждая из таких причин составляет очень малую долю общей изменчивости, и ни одна из них не значима сама по себе. Тем не менее сумма всех этих причин измерима и предполагается, что она внутренне присуща процессу. Исключение или уменьшение влияния обычных причин требует управленческих решений и выделения ресурсов на улучшение процесса и системы.

Второй вид – реальные перемены в процессе. Они могут быть следствием некоторых определяемых причин, не присущих процессу внутренне и могут быть устранены, по крайней мере, теоретически. Эти выявляемые причины рассматриваются как "неслучайные" или "особые" причины изменения. К ним могут быть отнесена недостаточная однородность процесса, недостаточная квалификация персонала, неправильное выполнение процедур и т.д.

Цель контрольных карт – обнаружить неестественные изменения в данных из повторяющихся процессов и дать критерии для обнаружения отсутствия статистической управляемости. Процесс находится в статистически управляемом состоянии, если изменчивость вызвана только случайными причинами. При определении этого приемлемого уровня изменчивости любое отклонение от него считают результатом действия особых причин, которые следует выявить, исключить или ослабить.

Задача статистического управления процессами – обеспечение и поддержание процессов на приемлемом и стабильном уровне, гарантируя соответствия параметров выбросов и сбросов установленным требованиям. Главный статистический инструмент, используемый для этого – контрольная карта, являющаяся графическим способом представления и сопоставления информации, основанной на последовательности выборок, отражающих текущее состояние процесса, с границами, установленными на основе внутренне присущей процессу изменчивости. Метод контрольных карт помогает определить, действительно ли процесс достиг статистически управляемого состояния на правильно заданном уровне или остается в этом состоянии, а затем поддерживать управление и высокую степень однородности важнейших характеристик процесса посредством непрерывной (периодической) записи информации о качестве процесса. Использование контрольных карт и их тщательный анализ ведут к лучшему пониманию и совершенствованию процессов.

Выполним с помощью ККШ анализ среднемесячных выбросов АЭС за период с 2002 по 2011 год. При построении контрольных карт использовались измеренные значения активности радионуклидов, даже для случаев, когда эти значения были менее минимально детектируемой активности (МДА).

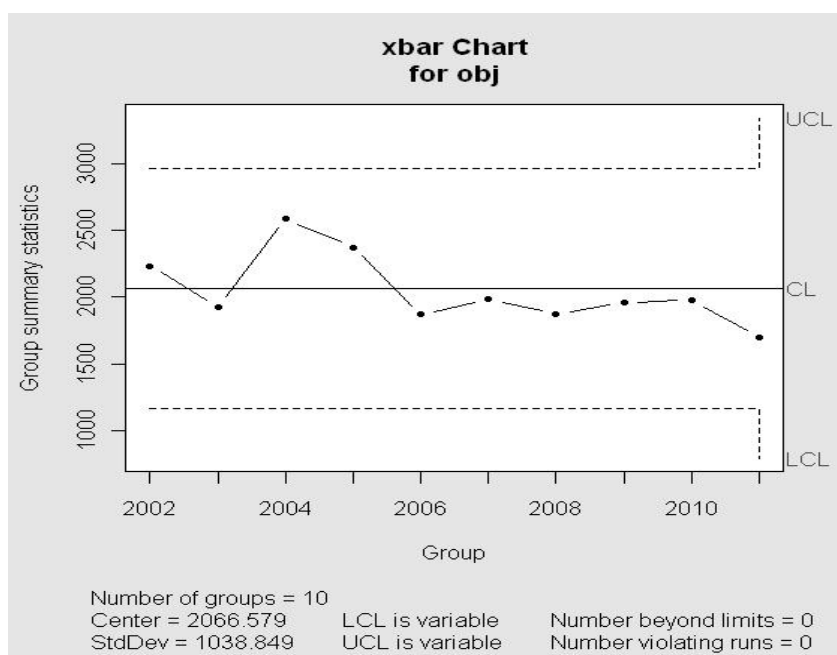


Рис. 1. Контрольная карта Шухарта для выброса радионуклида Cr-51 с АЭС

Ниже приведены результаты работы пакета qcc для радионуклида Cr-51 и Mn-54.

Контрольные границы на карте Шухарта находятся на расстоянии 3σ от центральной линии, где σ – генеральное стандартное отклонение используемой статистики. Изменчивость внутри подгрупп является мерой случайных вариаций. Для получения оценки вычисляют выборочное стандартное отклонение или умножают выборочный размах на соответствующий коэффициент. Эта мера не включает межгрупповых вариаций, а оценивает только изменчивость внутри подгрупп.

Границы $\pm 3\sigma$ указывают, что около 99,7% значений характеристики подгрупп попадут в эти пределы при условии, что процесс находится в статистически управляемом состоянии. Другими словами, есть риск, равный 0,3% (или в среднем три на тысячу случаев), что нанесенная точка окажется вне контрольных границ, когда процесс стабилен. Употребляется слово "приблизительно", поскольку отклонения от исходных предположений, таких как вид распределения данных, будут влиять на значения вероятности.

Назначение системы управления процессом состоит в получении статистического сигнала о наличии особых (неслучайных) причин вариаций. Систематическое устранение особых причин избыточной изменчивости приводит процесс в состояние статистической управляемости. Если процесс находится в статистически управляемом состоянии, качество продукции предсказуемо и процесс пригоден для удовлетворения требований, установленных в нормативных документах.

Анализ рис.1 показывает, что выбросы хрома-51 с 2002 года находились в области статистически управляемого процесса и не требует управляющего вмешательства. На рис.2, характеризующем выбросы марганца-54 за тот же период времени, видно, что в ранний период времени, с 2002 по 2004 гг., процесс находился вне статистически управляемой зоны, но к настоящему моменту вернулся в управляемое состояние и не требует вмешательств.

Важным моментом является определение значений контрольных границ. В случае, если устанавливается только одна контрольная граница с каждой стороны от установившихся значений (что актуально для исследуемой ситуации), ее величина определяется программно, либо вычисляется на основе [9]. Так, для выбросов изотопа Cr-51 с 2002 по 2010 гг. верхняя контрольная граница для среднемесячного выброса равна 4085 кБк/мес., а нижняя — 88 кБк/мес.

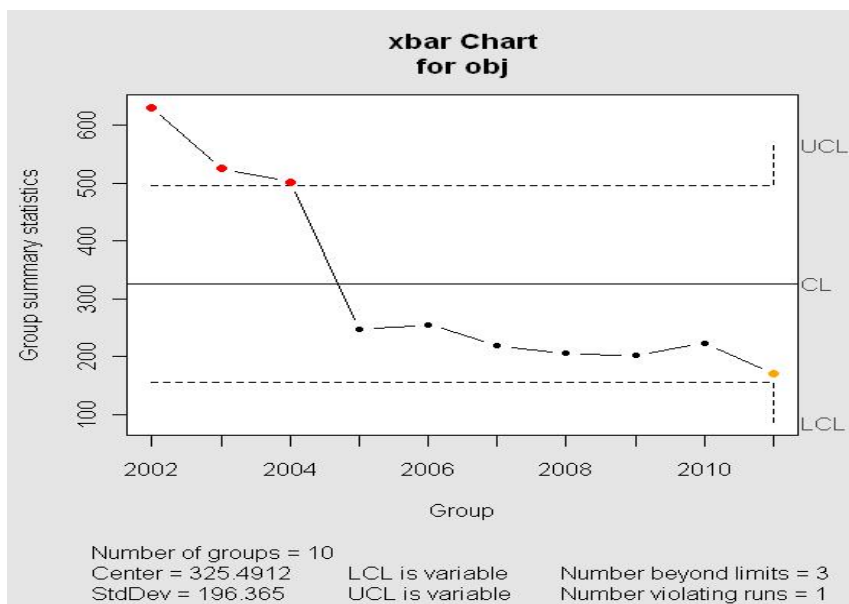


Рис. 2. Контрольная карта Шухарта для выбросов Mn-54

Для сравнения, величина действующего контрольного уровня для выброса указанного изотопа составляет 31000 кБк/мес. Очевидно, что установленный КУ в принципе не выполняет возложенную на него функцию «фиксации достигнутого уровня радиационной безопасности на данном радиационно-ядерном объекте» [1], так как является недостижимым.

Этот факт подтверждает и построение диаграммы распределения результатов измерений (рис.3), которая позволяет рассчитать индекс воспроизводимости, равный 9,28. Это подтверждает недостижимость верхней допустимой границы, в нашем случае равной КУ.

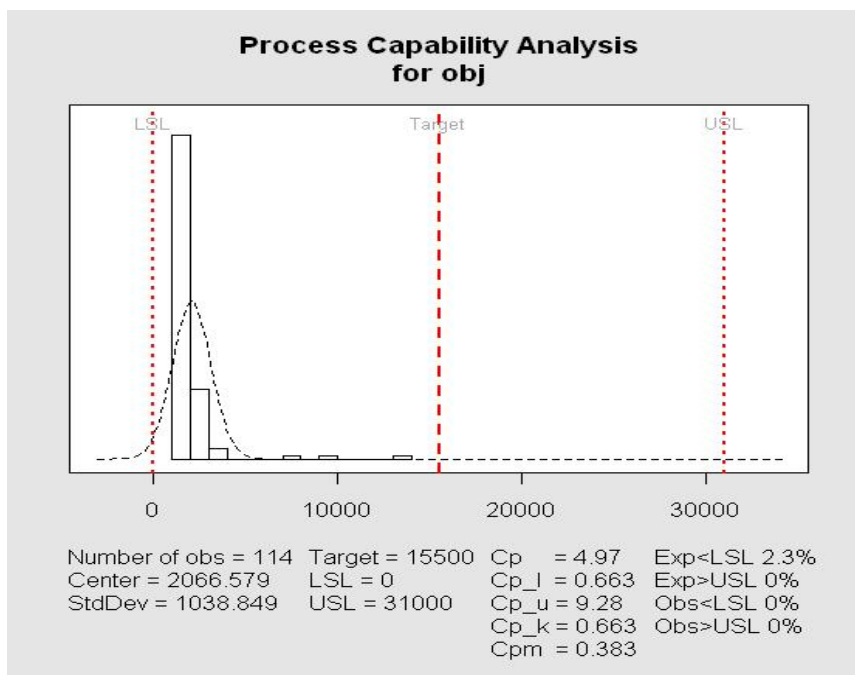


Рис. 3. Распределение результатов измерения активности Cr-51 в выбросах

Исходя из изложенного, для оперативной оценки состояния радиационной безопасности АЭС в части выбросов и сбросов радиоактивных веществ, в соответствии с

требованиями национальных и международных стандартов в области качества, целесообразно использовать ККШ в автоматическом (с использованием статистического пакета R [8] с пакетом qcc [10]) или ручном режиме. Использование ККШ возможно как для радионуклидов ежесуточного контроля (контроль выбросов инертных радиоактивных газов (ИРГ), долгоживущих нуклидов (ДЖН), йода во всех формах), так и для нуклидов месячного, квартального или иного контроля.

Ввод в эксплуатацию разработанной автором новой базы данных (БД) по оценке источников выброса в лаборатории внешнего радиационного контроля (ЛВРК) позволит включить в БД функцию автоматического определения статистической устойчивости процесса и реализует контроль качества на новом уровне.

Использование ККШ позволит оперативно реагировать на потерю стабильности статистической характеристики, своевременно выявлять и устранять нарушения процесса, при этом не затрачивая дополнительные усилия на устранение несуществующих (статистических) отклонений.

В связи с тем, что нормативная документация [1-2] предписывает назначение КУ для различных объектов или процессов, вероятно, целесообразно установить КУ равным 70% от действующих допустимых уровней сброса и выброса, а для оперативного контроля и управления процессом на уровне объекта (энергоблока или АЭС в целом), а также для различных режимов эксплуатации, использовать ККШ. При этом значительно повысится управляемость процессом за счет осуществления качественного контроля и анализа, сократятся расходы на пересмотр КУ. Часть функций оперативного контроля выполняют введенные на АЭС административно-технологические уровни (А-ТУ) [11], но порядок их назначения и интерпретации также не отвечает требованиям стандартов в области качества. Не следует забывать, что в настоящий момент, как было показано выше, КУ не выполняют возложенные на них функции, однако отмена КУ, вероятно, в силу административных причин будет затруднительна.

В таблице приведены расчетные значения верхней контрольной границы для контролируемых радионуклидов и их отношение к действующим КУ. Как видно из таблицы, действующие КУ в среднем на 80% выше необходимых для контроля процесса величин, а А-ТУ предложены только для ограниченной группы нуклидов, и, как и КУ, не отвечают поставленным задачам оперативного контроля для ИРГ и изотопов йода.

Таблица. Отношение верхней контрольной границы к действующим КУ и А-ТУ для Запорожской АЭС

Нуклид	Единицы	КУ-2009	UCL	UCL/КУ, %	А-ТУ	UCL/А-ТУ, %
ИРГ	ГБк/сут	1,3E+03	1,7E+02	13%	8,0E+02	21%
ДЖН	кБк/сут	5,3E+03	1,3E+03	25%	1,5E+03	87%
Йоды	кБк/сут	1,6E+05	2,1E+03	1%	1,0E+04	21%
Сг-51	кБк/мес	3,1E+04	4,0E+03	13%		
Mn-54	кБк/мес	4,2E+03	8,2E+02	19%		
Fe-59	кБк/мес	2,2E+03	5,3E+02	24%		
Со-58	кБк/мес	6,9E+03	1,1E+03	16%		
Со-60	кБк/мес	1,1E+04	2,9E+03	27%	4,0E+03	73%
Zr-95	кБк/мес	4,8E+03	8,0E+02	17%		
Nb-95	кБк/мес	7,8E+03	1,1E+03	14%		
Ag-110m	кБк/мес	2,5E+03	8,0E+02	32%		
Cs-134	кБк/мес	1,1E+04	2,2E+03	20%		
Cs-137	кБк/мес	1,3E+04	3,2E+03	24%	4,0E+03	79%
Sr-89	кБк/кв	1,4E+04	3,7E+03	26%		
Sr-90	кБк/кв	1,1E+03	3,3E+02	30%		

Не следует также забывать о различных уровнях контроля. Так, при превышении КУ, при условии пятикратного превышения допустимого суточного выброса (при происшествии

категории П01/2 в соответствии с [12]) создается комиссия Министерства топлива и угольной промышленности Украины, с привлечением Государственной инспекции ядерного регулирования Украины. В соответствии с пп. 14.6.12-13 ОСПУ-2005 [2], превышение КУ более, чем в пять раз, расследуется комиссией с привлечением специалистов СЭС МОЗУ. Столь высокий уровень контроля может способствовать ситуации, когда эксплуатирующая организация устанавливает заведомо завышенные уровни для контроля радиационных параметров, что, в свою очередь, лишает такой контроль смысла, указанного в п.14.6.6 ОСПУ [2]. Назначение же на площадках АЭС локальных уровней реагирования, рассчитанных как верхние контрольные границы (UCL), позволит АЭС своевременно реагировать на отклонения в процессе. При этом расследование происшествия целесообразно выполнять силами персонала площадки АЭС, являющегося свидетелями происшествия, как это предусмотрено международными руководствами по качеству.

О проблемах использования МИА и МДА

В соответствии с [13], МИА — это минимальная удельная активность радионуклида, которая может быть измерена прибором в счетном образце за определенное время с погрешностью, не выше заданной, и доверительной вероятностью 0,95. Российские нормы [14] определяют МИА как активность радионуклида в счетном образце, при измерении которой на данной радиометрической установке за время экспозиции один час относительная случайная (статистическая) погрешность результата измерений составляет 50% при доверительной вероятности $P = 0,95$.

Общепринятой характеристикой, определяющей точность измерений активности на сцинтилляционном спектрометре, является интервал неопределенности измеренной величины ($A_{изм}-U(-) \div A_{изм}+U(+)$). Ширина этого интервала определяется таким образом, чтобы истинное значение активности с вероятностью 95% находилось в этом интервале [15].

Понятие минимально детектируемой активности является характеристикой каждого отдельного измерения и рассчитывается для доверительной вероятности 0,9 (вероятность ошибки в одну сторону – 5%). Минимальная измеряемая активность является характеристикой измерительной установки и рассчитывается исходя из доверительной вероятности 0,95 (вероятность ошибки в одну сторону – 2,5%).

В том случае, когда этого требуют правила оформления, в протоколе измерений, вероятно, следует указывать значение минимальной детектируемой активности, рассчитанной для условий этого измерения, а не значение МИА из свидетельства о поверке установки.

В том случае, если полученное значение активности меньше, либо сравнимо со значением собственной неопределенности, значение МДА можно рассчитать как $MDA = 1,65 * U$, где U – значение неопределенности, рассчитанное программой обработки спектра.

В настоящее время нормативная документация по подготовке отчетов [16] предписывает для случаев, когда измеренная активность образца менее МИА, указывать значение, равное половине МИА, и дополнять запись знаком «<». Такая запись вводит в заблуждение не только общественность, которая, в соответствии с Законом об информации может получать доступ к данным о состоянии радиационной безопасности, но и специалистов, для которых запись «<6,5E+01кБк/квартал» (например, для Sr-89 в выбросах энергоблоков) является малоинформативной, т.к. не указывает границы измеренной величины с установленной вероятностью и погрешностью. Кроме того, использование единственной цифровой величины не позволяет использовать полученные данные о системе управления качеством, так как затрудняет сравнение величин, измеренных с различными погрешностями и вероятностями. А использование в отчетах, предусмотренных [16], суммирования величин со значениями менее МИА как значений, равных половине МИА, приводит к ситуации, когда нуклид, реально практически никогда не детектируемый (например, Fe-59), демонстрируется как значимый.

Вероятно, наиболее правильным решением может быть указание во всей отчетной документации значения измеренной величины в формате «Активность \pm погрешность измерений ($P=0,95$)» для случая, когда измеренная величина больше МДА, или « $<$ МДА (МДА=XX)» в ином случае [16-20]. Определение величины МДА и погрешности для измерений активности подробно описано в [20].

Для поиска особых причин при использовании карт Шухарта при анализе процессов, тем не менее, наиболее приемлемым может стать использование *реально измеренных величин*, даже для случаев, когда это значение находится ниже МДА.

Выводы

Используемые в настоящее время методики установления контрольных и административно-технологических уровней параметров, характеризующих состояние радиационной безопасности объекта, не в полной мере отвечают поставленным задачам оперативного обнаружения отклонений и сохранения достигнутого уровня радиационной безопасности.

Решением проблемы может стать преобразование А-ТУ в уровни исследования, определенные на основе контрольных карт Шухарта. При этом контрольные уровни (при необходимости их сохранения) могут быть установлены на величине в 70% от допустимых уровней и автоматически изменяться при пересмотре последних.

Периодичность пересмотра допустимых уровней, вероятно, должна устанавливаться не декларативно (один раз в три года), а соответствовать серьезным изменениям технологии процесса. В случае отсутствия изменения технологии и демографического, гидрогеологического и метеорологического состояния региона пересмотр допустимых уровней не является целесообразным.

При построении ККИШ целесообразно использовать значения активности, даже если они меньше МДА. Такой подход связан с особенностями статистической обработки данных и не должен оказывать влияние на точность и правильность полученного результата.

При подготовке отчетной документации и протоколов измерений следует указывать измеренную величину с указанием погрешности измерения. В случае, если измеренная величина менее МДА, следует выполнять запись « $<$ МДА (МДА=XXX)». При суммировании данных, содержащих значения менее МДА, последние следует обнулять, т.к. вероятность их определения слишком мала. При этом сумму активностей возможно записать, например, в виде « $XXX \pm XX$ ($<$ МДА — XX значений, для которых средняя МДА — XX)». При этом средняя МДА может определяться как среднеарифметическое значение.

В настоящее время ОП НТЦ ГП НАЭК «Энергоатом», с привлечением НИИ РЗ, выполняется пересмотр стандарта (методических указаний) по установлению контрольных уровней радиационных параметров. Автор был бы рад, если бы его соображения оказались полезными при пересмотре названного стандарта.

1. Нормы радиационной безопасности Украины. Государственные гигиенические нормативы. ГГН-6.6.1.-6.5.001-98 – К., 1998. – 31 с.

2. Основные санитарные правила обеспечения радиационной безопасности Украины. – К., 2005. – 45 с.

3. Стандарт предприятия. Контрольные уровни радиационных параметров на атомных электрических станциях (радиационно-гигиенические регламенты I группы). Общие правила установления. Методические указания. СТП 0.26.040-2002. – К., 2002. – 30 с.

4. Системы управления качеством. Требования. ДСТУ ISO 9001:2009. – К.: Госпотребстандарт, 2009. – 36 с. – (Национальный стандарт Украины).

5. Системы экологического управления. Требования и рекомендации по применению. ДСТУ ISO 14001:2006. – К.: Госпотребстандарт, 2006. – 27 с. – (Национальный стандарт Украины).

6. Руководство по статистическим методам применительно к ISO 9001:2000. ДСТУ ISO 10017:2005. – К.: Госпотребстандарт, 2005. – 33 с. – (Национальный стандарт Украины).
7. ДСТУ ISO 11462-1:2006. Статистический контроль. Руководство по внедрению статистического контроля процессов (СКП). Часть 1. Элементы статистического контроля за процессом (СКП)(ISO 11462-1:2001, IDT). – К.: Госпотребстандарт, 2006. – 28 с.
8. R Development Core Team (2010). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
9. ИСО 8258-91. Статистические методы. Контрольные карты Шухарта. – К.: Госпотребстандарт, 1999. – 38 с.
10. qcc: An R package for quality control charting and statistical process control. // R news, Vol. 4/1, June 2004. – P. 11-17.
11. ПЛ-Д.0.26.347-05. Положение об административно-технологических уровнях радиационных параметров на АЭС. – К., 2005. – 15 с.
12. НП 306.2.100-2004. Положение о порядке расследования и учета нарушений в работе атомных станций. – К., 2011. – 51 с.
13. Міністерство охорони здоров'я, Наказ "Про затвердження Гігієнічного нормативу "Гігієнічний норматив питомої активності радіонуклідів 137 Cs та 90 Sr у рослинній лікарській сировині (субстанції), що використовується для виготовлення лікарських засобів" від 08.05.2008 N 240.
14. Методические указания МУК 4.3.2503-09. Стронций-90. Определение удельной активности в пищевых продуктах.
15. Антропова Н.С. Характеристики точности измерений активности на сцинтилляционном гамма-спектрометре. / Н.С. Антропова, С.Ю. Антропов, В.С. Божко, Ф.П. Вайтехович. – НТЦ Амплитуда. <http://nucline.ru/node/5>
16. СОУ-Н ЯЕК 1.009:2008. Правила составления отчетов по радиационной безопасности на АЭС. – К.: Минтопэнерго, НАЭК, 2008. – 29 с.
17. Руководство по выражению неопределенности измерения. – ГП ВНИИ метрологии им. Д.И.Менделеева, С.-П., 1999. – 135 с.
18. ИСО 5725-2002. Точность (правильность и прецизионность) методов и результатов измерений. Часть 1. Основные положения и определения. – М., 2002. – 26 с.
19. ИСО МЭК 17025-2000. Общие требования к компетентности испытательных и калибровочных лабораторий. – М., 2000. – 28 с.
20. Мониторинг радиоактивного йода в случае масштабной радиационной аварии. Методические указания МУ 2.6.1.2396-08. – М., 2008. – 37 с.

В.В. Турбаєвський

ВДОСКОНАЛЕННЯ СИСТЕМИ КОНТРОЛЬНИХ РІВНІВ РАДІАЦІЙНИХ ПАРАМЕТРІВ НА АТОМНИХ ЕЛЕКТРОСТАНЦІЯХ

Запропоновано новий підхід до встановлення контрольних та адміністративно-технологічних рівнів, що характеризують стан радіаційної безпеки АЕС, а також до підготовки звітної документації в частині надання даних вимірювань, близьких до МДА.

V.V. Turbaevsky

IMPROVING THE SYSTEM OF RADIATION PARAMETERS CONTROL LEVELS FOR NUCLEAR POWER PLANT

A new approach to the establishment of supervisory and administrative and technological levels for characterize the state of radiation safety of NPPs is presented. A new approach to the preparation of the report documentation in the cases of providing measurement data are close to the minimum-detectable values is also proposed.

Ю.Л. ЗАБУЛОНОВ, В.М. БУРТНЯК, І.О. ЗОЛКІН

*Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”,
м. Київ*

ЗАСТОСУВАННЯ ЕКСПРЕС-МЕТОДУ ДЛЯ ПРОВЕДЕННЯ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЮ ГАЗОАЕРОЗОЛЬНИХ ВИКИДІВ АЕС

Пропонується метод, що дозволяє проводити оперативний контроль рівня радіоактивності газоаерозольних викидів АЕС. Розглянуто основні особливості методу та його застосування.

Вступ

Підвищення рівня безпеки атомних електростанцій – пріоритетний напрямок розвитку енергетики в цілому і ядерної енергетики зокрема. АЕС вважається безпечною, якщо її радіаційний вплив обмежується встановленими нормативами, та якщо вона не має негативного впливу на навколишнє середовище і населення. Навіть у режимі нормальної експлуатації атомна електростанція викидає в навколишнє середовище радіоактивні аерозолі з твердою і рідкою дисперсними фазами. Газоподібні відходи на АЕС не утилізуються і потрапляють в навколишнє середовище з повітряними викидами [1].

Відомо [2], що індивідуальна середня доза опромінювання населення, яке проживає в зоні радіусом 100 км навколо АЕС, за рахунок газоаерозольних викидів складає від 0,06 до 6,0 мкЗв/рік, тобто може складати до 1% ефекту, обумовленого природним фоном. При аномальних викидах ця цифра може бути в 10 - 100 разів вищою. До аномальних викидів можна віднести аварійні та залпові викиди. Залпові викиди, як порівняно нетривалі, й зазвичай у багато разів перевищують за потужністю середні викиди, які властиві багатьом виробництвам. Їх наявність передбачається технологічним регламентом і обумовлена проведенням окремих (специфічних) стадій певних технологічних процесів. Як показує аналіз технологічних регламентів, якісні показники параметрів залпових викидів і, насамперед, разових і валових надходжень шкідливих речовин в атмосферу істотно відрізняються від аналогічних характеристик штатного режиму роботи АЕС. В цілому ряді випадків тривалість залпових викидів складає менше 20 хв. Подібна ситуація є і з можливими аварійними викидами.

Виникнення і розвиток радіаційних аварій проходить, як правило, в дуже короткий термін. Це, відповідно, накладає дуже жорсткі вимоги на характеристики автоматизованих систем радіологічного контролю [3]. Насамперед, до головних вимог відносяться: підвищення точності, швидкості і надійності радіометричних вимірювань, визначення радіонуклідного складу радіаційних викидів, напрямів їх розповсюдження. При проведенні оперативного радіаційного моніторингу в більшості випадків неможливе застосування аналітичного обладнання стаціонарних лабораторій.

Отже, при аналізі нормальних і аварійних викидів у вентиляційній трубі АЕС необхідно вирішувати наступну задачу – мінімізувати час виявлення зміни потоку іонізуючих випромінювань. Розв'язання цієї задачі ускладнюється проблемами визначення порогу, який через випадковий характер процесу залежить від інтенсивності і фону. Таким чином, визначення наявності радіоактивних ізотопів у газоаерозольних викидах при нормальній і аномальній роботі АЕС становить достатньо складне технічне завдання.

Опис запропонованої методики

Традиційно при вимірюванні рівня радіоактивності газоаерозольних викидів АЕС використовуються детектори з максимальною ефективністю реєстрації та селективністю. На достовірність і точність вимірювання впливають флуктуації природного радіаційного

фону, територіальне розподілення джерел випромінювання, складність спектру їх випромінювання, необхідність проведення вимірювань в природному середовищі і в достатньо короткий термін. Нестабільність природного фону — добові та сезонні коливання, опади, туман тощо, природні чинники, що випадково змінюються, викликають більш ніж двократні (середні) флуктуації фону щодо постійної складової при максимальних відхиленнях від середнього, та досягають 5-7 кратних значень. Проте, задача виділення сигналу, обумовленого радіоактивними газоаерозольними викидами АЕС, може бути теоретично обґрунтована і практично вирішена.

Для вирішення цієї задачі ми пропонуємо оригінальний експрес-метод оперативного та достовірного контролю газоаерозольних викидів АЕС. В основі даного методу лежить поєднання двох методів: методу динамічного аналізу нестационарних радіоактивних полів [4] та інформаційного методу виявлення нестационарних джерел радіоактивного випромінювання [5].

Нехай на детектор приходять випадковим чином γ -кванти або заряджені частинки, які породжують імпульси напруги. Реєструється час приходу t_i та енергія кожного з них. Обробка сигналів, що прийшли, методом динамічної вибірки проводиться наступним чином. Від моменту t_i приходу кожного i -го імпульсу відкладається назад інтервал часу τ , який будемо називати *вікном перегляду*. Випадкове число, рівне кількості імпульсів у вікні перегляду перед i -м імпульсом позначимо як $n_i(\tau)$, причому індекс i опускається, коли мова йде про число n як таке. Число $n_i(\tau)$, при заданому i підраховується як

$$n_i(\tau) = \max_l(i-l) \quad (1)$$

за умови, що $t_l \geq t_i - \tau$.

Потім підраховуються такі ж величини для $(N - 1)$ -го імпульсів, що передують i -му. Після цього визначається кратність кожного числа $n(\tau)$ в межах вікна усереднення, яку позначають як k_n :

$$k_n = \sum_{j=1}^{i-(N-1)} \delta_{n,n_j(\tau)}, \quad (2)$$

де: $\delta_{n,m}$ - символ Кронекера.

Починаючи з деякого імпульсу $i_s > N$, такого що можна відкласти назад від нього N імпульсів і час τ від $(i_s - N + 1)$ -го, обчислюються частоти зустрічі n імпульсів у вікні усереднення:

$$\Omega_n(t_i, \tau) = \frac{k_n}{N}, \quad (3)$$

і будується гістограма — розподіл частот $\Omega(n)$ для кожного i -го імпульсу, що приходить, при одному і тому ж τ для всіх моментів t_j . Ця характеристика вибірки, що складається з N випадкових чисел $n_i(\tau)$, є динамічною, оскільки її поведінка залежить від часу, який через момент t_i входить у визначення кратності k_n .

Даний метод дозволяє із заданою достовірністю за мінімальний час визначити характеристики:

- нестационарного джерела, що діє разом з відомим фоновим випромінюванням;
- стаціонарного слабоінтенсивного джерела, що діє разом з відомим фоновим випромінюванням.

Експеримент і результати

Будемо вважати, що слабоінтенсивне джерело має постійну активність, яка складає малу частку від фону. Для її виявлення будемо застосовувати метод динамічної вибірки з програмним перемиканням двох режимів детектора: "фон" і "фон + джерело".

У режимі "фону" будемо програмно створювати образ фону із заздалегідь визначеним за дійсним фоном параметром a . Випадкові імпульси будуть створюватись датчиком випадкових чисел відповідно до розподілу Пуассона $P_n(n_0\tau)$. Для достовірного визначення інтенсивності фону проводимо всі вимірювання і розрахунки відповідно до наведеної вище методики. Визначаючи інтенсивність фону n_0 , ми таким чином знаходимо ширину вікна перегляду τ , яка вже не буде змінюватись.

У режим "фон + джерело" будемо програмно переходити в деякий момент t^* та будемо знаходитись в ньому до моменту $t^* + T$, після чого знов повернемося в режим фону. Потім весь процес повторюється знову або припиняємо вимірювання, якщо отримаємо достовірний результат. Тоді тимчасову залежність $n_c(t)$ можна представити як елементарне нестационарне джерело

$$n_c(t) = \begin{cases} n_c, t \in (t^*, t^* + T), \\ 0, t \notin (t^*, t^* + T), \end{cases} \quad (4)$$

де: $n_c = const$ - інтенсивність джерела.

Для набору достатньої статистики в цьому режимі необхідно оптимально вибрати час експозиції джерела $T - \tau$, щоб за цей час число імпульсів у вікні усереднення було також статистично спроможним, як і при вимірюванні фону. Для виключення флуктуацій можна використовувати оцінку $T \geq 2(T_{\min} - \tau)$. Якщо тепер в цьому тимчасовому інтервалі використовувати метод максимальної правдоподібності, то ми отримаємо шукане значення n_c . А це єдиний невідомий параметр в даній моделі, оскільки при програмному перемиканні режимів детектування момент t^* ми задаємо самі.

Проведено моделювання роботи комплексу з вимірювання слабоактивного джерела випромінювання. Вважається, що випромінювання джерела складає 40% від інтенсивності фону і може перекриватися від входу в детектор на заздалегідь встановлений час, тоді як фонове випромінювання діє постійно. Згідно [4], таке випромінювання повинно тільки трохи змінювати форму розподілу Пуассона, зменшуючи значення до і збільшуючи їх після середнього значення. Оскільки така зміна незначна, то для його детектування традиційними методами необхідний значний час. В результаті переривань випромінювання джерела, у варіаціях форми гістограм, побудованих згідно [5], з'явиться змінна складова відомої частоти. Тоді можливе застосування інформаційного методу, який дозволить порівняти гістограми фонового випромінювання та джерела і провести аналіз характеристик джерела.

На рис. 1 наведено приклад ряду гістограм, отриманих за допомогою описаної методики в модельному експерименті. Для цього був змодельований ряд випадкових часів приходу імпульсів від джерела, який дає на детекторі в середньому 20 імпульсів за секунду, і фону інтенсивністю 50 імпульсів/сек. Перемикання режимів фон/(фон+джерело) проводилося кожні 10 секунд, інтервал усереднення вибраний 300 імпульсів, а вікно перегляду – 0,2 секунди. Перша гістограма взята в режимі тільки фонового випромінювання під кінець 10-ої секунди спостереження, а п'ята – в режимі фон+джерело під кінець 20-ої. Друга і шоста гістограми взяті на 12-ій і 22 секундах, а третя і четверта – на 16-ій і 19 секундах. Підкреслимо, що вказані гістограми є випадковими, ніколи не повторюються, а їх форма відрізняється від розподілу Пуассона. Їх візуальний аналіз показує, що гістограми на 10-ій і 20-ій секундах, напевно, мають різні середні значення, проте в польових умовах це можна відмітити тільки при багатократному повторенні періоду перемикань.

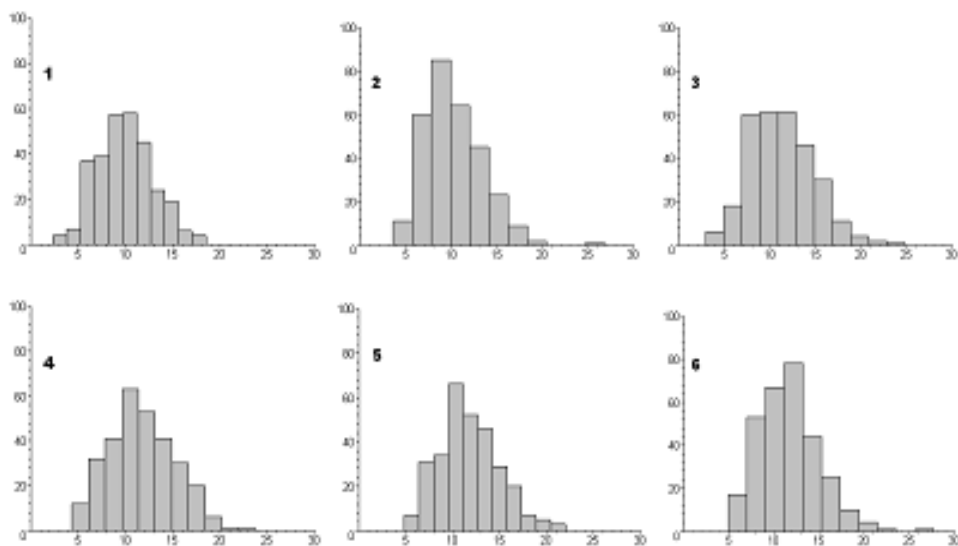


Рис. 1. Гістограми, отримані для модельного фону потужністю $I_p=50$ імп/сек та джерела з інтенсивністю $I_s=0,2I_p$. Подробиці в тексті

Проте, проведений чисельний аналіз для ряду гістограм, отриманих на інтервалі близько трьох хвилин, показав, що у випромінюванні, яке детектується, присутня змінна компонента з періодом близько 10 сек, а інтенсивність додаткового джерела складає близько 35% з довірчою імовірністю близько 66%.

На рис. 2 представлена часова розгортка модельних гістограм в напівтонах для випадку: фон 100, сигнал 40 імп/сек, час перемикавання 10 сек, інтервал усереднення 300 імп., і вікно перегляду 0,15 сек (в середньому 15 імп.). По осях абсцис і ординат відкладено число імпульсів у вікні перегляду і число імпульсів, що прийшли (десятків), пропорційне часу. Інтенсивність сірого тону забарвлення пропорційна амплітуді гістограми. Видно чітку зміну в локалізації гістограми в межах від 15 до 21 імп., яка коливається в середньому з періодом близько 2350 імп. Легко бачити, що перші дві цифри дають початкові інтенсивності, а третя – початковий період перемикавання. Відзначимо, що інші модельні приклади аналізу дають результати такого ж типу.

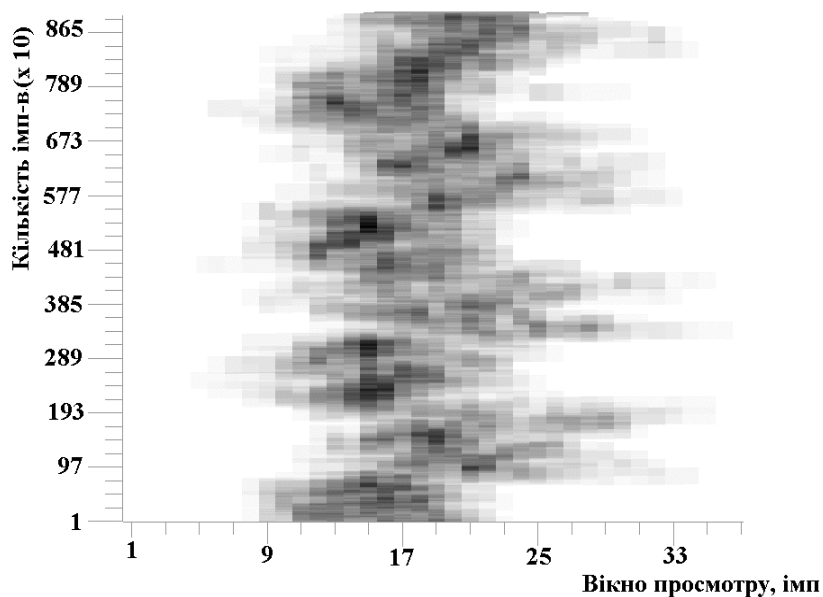


Рис. 2. Часова розгортка динамічних гістограм, модельний фон $I_p=100$ імп/сек, сигнал від джерела $I_s=40$ імп/сек, перемикавання 10 сек, вікно перегляду 0.15 сек, інтервал усереднення 300 імп.

Висновки

У роботі запропоновано і модельно перевірено експрес-метод оперативного контролю газоаерозольних викидів АЕС, який має високу ефективність застосування при нормальному та аварійному режимах роботи станції. Основні особливості методу:

- застосування розвинутого аналітичного математичного апарату часових рядів, використання характеристичних моделей;
- виявлення особливостей характеру флуктуацій радіоактивного аерозольного викиду і фону;
- висока «миттєва» чутливість детектуючої системи;
- вибір оптимального діапазону вимірювань, організація оптимального тракту обробки інформації, адаптивне управління процедурою вимірювання, оцінка достовірності вимірювальної інформації.

За допомогою запропонованого експрес-методу можливе вирішення наступних задач:

- неперервний контроль газоаерозольних викидів АЕС через вентиляційну трубу;
- оцінка параметрів джерела аномального або аварійного викиду;
- безперервна реєстрація даних, з виділенням тих даних, які перевищують встановлені порогові значення;
- оперативне та достовірне визначення рівня радіоактивності газоаерозольних викидів АЕС.

1. Makhijani A. Radioactive Rivers and Rain: Routine Releases of Tritiated Water From Nuclear Power Plants // Science for democratic action. – 2009. – V.16(1). – P. 3.

2. Григорьева Л.И. Радиационная нагрузка на человека в районе АЭС // Ядерная та радіаційна безпека. – 2010. – № 1. – С. 19-23.

3. Забулонов Ю.Л., Лисиченко Г.В., Коростиль Ю.М., Ревунова Е.Г. Выявление источников радиоактивного излучения при помощи метода независимых компонент // Зб.наук.пр. ІПМЕ ім. Г.Є.Пухова «Моделювання та інформаційні технології» – К., 2009. – Вип. 52. – С. 73-80.

4. Пат. 22444 Україна. Спосіб динамічного аналізу нестационарних радіаційних полів / Забулонов Ю.Л., Лисиченко Г.В., Макарець М.В. – Заявл. № u200612043 16.11.06; опубл. 25.04.2007, Бюл. № 5.

5. Буртняк В.М., Забулонов Ю.Л., Золкін І.О., Дивизнюк М.М., Гончаренко Ю.Ю. Виявлення нестационарних джерел радіоактивного випромінювання шляхом застосування інформаційного методу // Сучасний захист інформації. – 2011. – № 2. – С. 100-106.

Ю.Л. Забулонов, В.М. Буртняк, І.О. Золкін

ПРИМЕНЕНИЕ ЭКСПРЕСС-МЕТОДА ДЛЯ ПРОВЕДЕНИЯ ОПЕРАТИВНОГО КОНТРОЛЯ ГАЗОАЭРОЗОЛЬНЫХ ВЫБРОСОВ АЭС

Предлагается метод, позволяющий проводить оперативный контроль уровня радиоактивности газоаэрозольных выбросов АЭС. Рассмотрены основные особенности метода и его применение.

Yu.L. Zabulonov, V.M. Burtnyak, I.O. Zolkin

APPLICATION OF RAPID METHOD FOR EFFICIENT CONTROL OF AEROSOL AND GASEOUS RELEASES FROM THE NUCLEAR POWER PLANT

A new rapid method allows carrying out efficient control of the radioactivity level of aerosol and gaseous releases from the nuclear power plant is proposed. The main features of the method and its application are considered.

В.Г. ІВАНЕЦЬ, Т.Г. ВОЛОШЕНЮК

Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”, м. Київ

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ ПОСЛІДОВНИХ ПОСТУПОК ПРИ РОЗРОБЦІ СПОСОБУ ДЕЗАКТИВАЦІЇ ПРИМІЩЕНЬ ТА ОБЛАДНАННЯ АЕС ВІД РАДІОАКТИВНИХ ЗАБРУДНЕНЬ

Наведені результати розробки технології дезактивації від забруднення радіоактивними речовинами наливних, фарбованих і металевих поверхонь та бетону з використанням методу послідовних поступок та результати промислових випробувань цих розробок в умовах Запорізької АЕС, Хмельницької АЕС та Южно-Української АЕС, які можуть бути використані на підприємствах атомної енергетики та при ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій.

Постановка задачі

У теперішній час дезактивація від забруднення радіоактивними речовинами приміщень та обладнання АЕС (ПО АЕС) проводиться на основі нормативних документів [1, 2, 3, 4] та технологій, розроблених ще в часи СРСР [5, 6], в залежності від ступеня забруднення, в один або два цикли, з використанням значної кількості хімреагентів та часу. В процесі дезактивації використовується один або два розчини. Кожен з них містить по 3 хімічних реагенти: поверхнево-активні речовини або порошок пральний (ОСТ 6-15-933-75), поліфосфати натрію або соду кальциновану, щавлеву кислоту або марганцевокислий калій, що потребує зусиль персоналу, значно ускладнює процес дезактивації і відповідно, його подорожчання, що відображено в таблиці 1.

Таблиця 1. Проектний спосіб дезактивації приміщень та обладнання АЕС

№ п/п	Назва операції	Температура, °С	Витрати на 1 м ² поверхні				Час дезактивації, хвилин	
			Вода, дм ³	ОП-7 або ОП-10 або порошок пральний, г	Триполіфосфат або гексаметафосфат або сода кальцинована, г	Щавлева кислота, г		Марганцевокислий калій, г
1	Цикл №1 дезактивації	20	1	1-2	3-5		1-2	15-20
2	Промивка конденсатом	20	1					
3	Цикл №2 дезактивації	20	1	1-2	3-5	10-15		15-20
4	Промивка конденсатом	20	1					

На 1 м² дезактивації наливних, фарбованих і металевих поверхонь використовується 1 дм³ розчину, для бетону – 2 дм³. При дуже великому забрудненні дезактивацію проводять в два цикли: для першого циклу готують розчин з додаванням марганцевокислого калію, для другого – розчин з додаванням щавлевої кислоти. Для першого циклу дезактивації використовують розчин, що містить ОП-7 або ОП-10 або порошок пральний (ОСТ 6-15-933-75) від 1,0 до 2,0 г/дм³, триполіфосфат натрію або гексаметофосфат натрію або соду кальциновану від 3,0 до 5,0 г/дм³, марганцевокислий калій від 1,0 до 2,0 г/дм³, для другого циклу дезактивації використовують розчин, що містить ОП-7 або ОП-10 або порошок пральний (ОСТ 6-15-933-75) від 1,0 до 2,0 г/дм³, триполіфосфат натрію або гексаметофосфат натрію або кальциновану соду від 3,0 до 5,0 г/дм³, щавлеву кислоту від 10,0 до 15,0 г/дм³.

Кожний нанесений розчин на поверхні витримують від 15 до 20 хвилин і після кожного розчину оброблену поверхню промивають конденсатом.

Недоліком цього методу дезактивації наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону від забруднення радіоактивними речовинами є його низька ефективність, обумовлена:

- значним використанням кількості хімічних реагентів;
- збільшеним солемістом рідких радіоактивних відходів;
- збільшеними витратами часу на дезактивацію.

Використання значної кількості хімічних реагентів для дезактивації від забруднення радіоактивними речовинами ПО АЕС призводить до збільшення фінансових витрат на дезактивацію.

З метою підвищення екологічної безпеки АЕС та враховуючи недоліки проектних рішень дезактивації на АЕС, автори поставили завдання удосконалити спосіб дезактивації від забруднень радіоактивними речовинами наливних, фарбованих і металевих поверхонь та бетону при проведенні дезактиваційних робіт на підприємствах атомної енергетики та при ліквідації наслідків надзвичайних ситуацій, шляхом зниження використання кількості хімічних реагентів для підвищення коефіцієнту дезактивації, скорочення солемісту рідких радіоактивних відходів та часу дезактивації.

Критеріями оцінки розроблюваної технології були вибрані наступні показники:

- зменшення кількості хімічних реагентів;
- підвищення коефіцієнту дезактивації;
- зменшення солемісту рідких радіоактивних відходів;
- зменшення витрат часу на дезактивацію. [7]

Методологічна частина

Дезактивацією називають процес звільнення ПО АЕС від радіоактивних забруднень за допомогою водних розчинів поверхнево активних речовин (ПАР). Радіоактивне забруднення приміщень та обладнання АЕС має свої особливості. ПО АЕС можуть бути забруднені жиромасляними відкладеннями, лакофарбовими покриттями, цементним та металевим пилом, сажею та вуличним брудом, липкими речовинами, які закріплюються на поверхні, проникаючи в пори і щілини. [8].

Радіонукліди в «забрудненні», головним чином, представлені сполуками типу простих Me_nO_m (UO₂, PuO₂, SrO, Cs₂O тощо) і складних форм утворення Me_n⁺, Me_p⁺, Me_c⁺O_m, де Me⁺, Me⁺, Me⁺ – різні елементи періодичної системи Менделєєва: кальцій, магній, залізо, алюміній, кремній, цезій, уран, плутоній тощо. Також радіонукліди можуть перебувати у вигляді твердих частинок пилу і в тяжковидаляємій складній адсорбованій на поверхні формі, а також у вигляді сорбованих поверхнею розчинних або полімеризованих формах різного ступеню окислення. Наприклад, рутеній-106 і церій-144 утворюють сполуки, сорбовані на тканинах: рутеній - зі ступенем окислення від 0 до 8, а церій - від 2 до 4.

У загальному вигляді процес забруднення волокон, ПО АЕС складається з наступних фаз:

- осадження частинок пилу і бруду із зовнішнього середовища на поверхні;
- адсорбції забруднення зовнішньою поверхнею;
- дифузії забруднення усередину поверхні;
- фіксації забруднень поверхнею.

Основними факторами, що впливають на забруднення, є структура і вид поверхні, матеріал з якого вона зроблена, матеріали покриття поверхні, жиромасляні плівки.

У воді з природною концентрацією солей розчинність радіонуклідів становить від $n \cdot 10^{-7}$ до $n \cdot 10^{-10}$ Ку/дм³, що значно менше, ніж необхідно для дезактивації з необхідною ефективністю. Тому для проведення дезактивації необхідно застосовувати дезактивуючі розчини, що мають такі характеристики:

- швидко і повно змочують оброблювану поверхню і забруднюючу речовину;
- руйнують зв'язок радіоактивної речовини з поверхнею і переводять забруднення в розчин;
- запобігають повторній сорбції радіоактивного забруднення на поверхню;
- не надають руйнівної дії на поверхню і не викликають збільшення сорбційної здатності поверхні матеріалу;
- при переході в стічні води спецрального забезпечують очищення стічних вод з використанням встановленого очисного обладнання і застосованої технології очистки стічних вод [9].

Таким чином, технологія дезактивації ПО АЕС повинна виключати можливість утворення важкорозчинних сполук у процесі обробки і сприяти переведенню забруднення в розчин як у формі водорозчинних сполук, так і солюбілізованій формі дисперсних важкорозчинних сполук.

Відповідно режими дезактивації ПО АЕС повинні забезпечувати:

- значення коефіцієнта дезактивації не менше 20;
- видалення нерадіоактивних забруднень біологічного і технічного характеру;
- збереження зовнішнього вигляду, захисних та експлуатаційних властивостей дезактивованих ПО АЕС;
- не знижувати значень міцності поверхні та покриття, зазначених у нормативній документації.

Система водний розчинник - вироби - забруднення - підсилювачі характеризується складністю і багатофакторністю. Основними факторами, що безпосередньо впливають на процес дезактивації при розробці нового складу речовин, з урахуванням режимів дезактивації, були обрані концентрації: суміші ПАР, регуляторів рН дезактивуючих розчинів, комплексоутворювачів, електролітів, стабілізаторів, запашок.

Підбір основних і допоміжних компонентів рецептур здійснювався, виходячи з міркувань про те, що сучасні мийно-дезактивуючі засоби, незалежно від товарної форми, повинні бути зручними для використання, забезпечувати високу мийну та дезактивуючу дію, запобігати старінню і руйнуванню поверхонь, які дезактивуються, бути стабільними при зберіганні, легко виділятися із стічних вод або розкладатися, не наносячи екологічного збитку навколишньому середовищу. При цьому дезактивуючі засоби також повинні сприяти зниженню енергоємності процесу дезактивації, скороченню утворення рідких радіоактивних відходів та зменшенню їх солемісту, а також витрат на переробку та зберігання РРВ.

Враховуючи, що забезпечити максимум задоволення всіх вимог неможливо через їх суперечливості, а іноді і взаємовиключення, кожна рецептура розроблялася виходячи з розуміння, що кінцевий продукт повинен являти собою розумний компроміс основних функціональних та експлуатаційних властивостей, а також вартості. У зв'язку з цим, поставлена в роботі задача зводилася до розробки дезактивуючих засобів, що мають найкращі мийні та дезактивуючі спроможності при заданій собівартості і рівні впливу на

навколишнє середовище. При цьому враховувалося, що виробництво дезактивуючих засобів має бути технологічним, а закладені в рецептуру компоненти - доступними.

В результаті роботи зі створення нового дезактивуючого складу можна звести до визначення і дослідження багатокритеріальної функції з визначенням інтервалу значень факторів для розробки оптимального дезактивуючого складу.

Авторами запропоновано використовувати для цієї мети теорію «методу поступок», тобто пошук не єдиного точного оптимуму, а деяких областей рішень, близьких до оптимального – квазіоптимальної множини [10].

При вирішенні багатокритеріальної задачі методом послідовних поступок спочатку виробляється якісний аналіз відносної важливості окремих критеріїв, на підставі такого аналізу критерії розташовуються і нумеруються в порядку убуття важливості так, що головним є критерій K_1 , менш важливий K_2 , потім йдуть інші окремі критерії $K_3, K_4 \dots, K_S$. Максимізується перший за важливістю критерій K_1 і визначається його найбільше значення Q_1 . Потім призначається величина «допустимого» зниження (поступки) $\Delta_1 > 0$ критерію K_1 і шукається найбільше значення Q_2 другого критерію K_2 за умови, що значення першого критерію має бути не менше, ніж $Q_1 - \Delta_1$. Знову призначається величина поступки $\Delta_2 > 0$, але вже за другим критерієм, яка разом з першою використовується при знаходженні умовного максимуму третього критерію, і т.д. Нарешті, максимізується останній за важливістю критерій K_S за умови, що значення кожного критерію K_r з S-1 попередніх повинно бути не менше відповідної величини $Q_r - \Delta_r$. Одержані в результаті стратегії вважаються оптимальними.

Таким чином, оптимальною вважається будь-яка стратегія, що є рішенням останнього завдання з наступної послідовності завдань:

$$1) \text{ знайти } Q_1 = \sup_{u \in U} K_1(u)$$

$$2) \text{ знайти } Q_2 = \sup_{\substack{u \in U \\ K_1(u) \geq Q_1 - \Delta_1}} K_2(u)$$

$$3) \text{ знайти } Q_S = \sup_{\substack{u \in U \\ K_r(u) \geq Q_r - \Delta_r \\ r = 1, 2, \dots, S-1}} K_S(u)$$

Якщо критерій K_S на безлічі стратегій, які відповідають обмеженням завдання Q_S , не досягає свого найбільшого значення Q_S , то рішенням багатокритеріальної задачі вважають максимізуючу послідовність стратегій $\{u_k\}$ із зазначеної безлічі ($\lim_{k \rightarrow \infty} K_S(u_k) = Q_S$)

Таким чином, при використанні методу послідовних поступок багатофакторне завдання зводиться до почергової максимізації окремих критеріїв і вибору величин поступок. Величини поступок характеризують відхилення пріоритету одних окремих критеріїв перед іншими від лексикографічного: чим поступки менше, тим пріоритет жорсткіше.

Відповідно до вищевикладеного, при створенні дезактивуючих рецептур були обрані наступні критерії з обмеженням інтервалу досліджень, у порядку ранжирування:

1. Концентрація ПАР від 10,0 до 20,0%. Діапазон обирався, виходячи з міркувань досягнення високої миючої дії при збереженні прийнятної собівартості кінцевого продукту;

2. Концентрація комплексоутворювачів від 15,0 до 20,0%. Діапазон обирався для пом'якшення води до рівнів, що сприяють досягненню максимальної миючої здатності ПАР;

3. Концентрація регуляторів рН від 10,0 до 12,0%. Діапазон обирався з міркувань досягнення і підтримки рН дезактивууючих розчинів на рівні 7,8- 9 для забезпечення максимальної миючої дії використовуваних ПАР;

4. Концентрація електролітів від 10,0 до 15,0%. Діапазон обирався з міркувань граничного зменшення критичної концентрації міцелоутворення використаних ПАР.

Випробовування

У результаті проведення дослідів, на першому етапі були отримані набори інтервалів значень концентрацій компонентів дезактивууючого розчину.

На другому етапі проводилася оцінка дезактивууючих властивостей розчинів. Оцінка їх дезактивууючих властивостей розроблених рецептур проводилася експериментально відповідно до вимог ГОСТ 4.70-81 [4].

На другому етапі досліджувалася 81 рецептура.

Для коректного порівняння ефективності розроблюваних засобів дезактивації та складання найкращої рецептури, їх експериментальна перевірка проводилась при однакових умовах:

- вихідного забруднення;
- температури;
- терміну дезактивації;
- механічного впливу.

В результаті проведених розрахунків було отримано ряд рецептур, з найкращими режимами дезактивації, залежно від природи поверхні, що дезактивується, видів радіоактивних, механічних, олійно-жирових забруднень, сольового складу використовуваної води. На базі цих рецептур було створено сімейство дезактивууючих засобів марки «ЩИТ» [11].

При проведенні випробовувань, в умовах Запорізької АЕС, Хмельницької АЕС та Южно-Української АЕС, розроблених режимів із застосуванням розроблених засобів для дезактивації ПО АЕС від забруднення радіоактивними речовинами вдалося скоротити кількість рідких радіоактивних відходів, завдяки зменшенню споживання кількості хімічних реагентів та води, порівняно з проектним.

На 1м² дезактивації наливних, фарбованих і металевих поверхонь та бетону використовують 1 дм³ розчину, для бетону – 2 дм³. При дуже великому забрудненні дезактивацію проводять в два цикли. Для першого циклу дезактивації готують розчин із застосуванням розробленого мийно-чистильного засобу в кількості від 10,0 до 15,0 г/дм³, для другого циклу дезактивації готують розчин із застосуванням розробленого мийно-чистильного засобу в кількості від 5,0 до 10,0 г/дм³. Нанесений розчин на поверхні витримували від 10 до 15 хвилин. Після кожного розчину оброблену поверхню промивали конденсатом. При цьому витрати хімічних реагентів зменшуються, порівняно з проектними рецептурами [12].

Таблиця 2. Розроблений режим дезактивації наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону

№ п/п	Назва операції	Температура, °С	Витрати на 1 м ² поверхні		Час дезактивації, хвилин
			Вода, дм ³	Засіб мийно-чистильний марки "ЩИТ", г	
1	Цикл №1 дезактивації	20	1	10-15	10-15
2	Промивка конденсатом	20	1		
3	Цикл № 2 дезактивації	20	1	5-10	10-15
4	Промивка конденсатом	20	1		

Завдяки цьому:

- зменшились витрати кількості хімічних реагентів з 14,0-22,0 г/дм³ до 10,0-15,0 г/дм³ (для дуже забруднених поверхонь з 19,0-31,0 г/дм³ до 15,0- 25,0 г/дм³);
- скоротився солевміст рідких радіоактивних відходів з 7,0-11,0 г/дм³ до 5,0-7,5 г/дм³ (для дуже забруднених поверхонь з 4,75-7,75 г/дм³ до 3,75-6,25 г/дм³),
- зменшилась кількість хімічних реагентів з 3 до 1 (для дуже забруднених поверхонь з 4 до 1),
- зменшився час дезактивації з 15-20 хвилин до 10-15 хвилин (для дуже забруднених поверхонь з 30-40 до 20-30 хвилин).

В таблиці 3 представлені результати дезактивації наливних, фарбованих і металевих поверхонь і бетону, забруднених радіоактивними речовинами із застосуванням розробленого мийно-чистильного засобу та за проектними режимами дезактивації.

Таблиця 3. Порівняльні результати дезактивації наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону, із застосуванням розробленого мийно-чистильного засобу та за проектними режимами дезактивації

№ п/п	Тип поверхні, що підлягає дезактивації	Початковий рівень забруднення β - част/см ² хв.	Залишковий рівень забруднення при застосуванні засобу "ЦИТ" β - част/см ² хв.	Залишковий рівень забруднення за прототипом β - част/см ² хв.
1	Поверхні наливних підлог	1100	22	37
2	Поверхні із нержавіючої сталі	2000	20	46
3	Поверхні із вуглецевої сталі	1760	24	35
4	Поверхні фарбованих стін	980	21	33
5	Поверхні фарбованої вуглецевої сталі	780	20	34
6	Поверхні фарбованої підлоги	1200	22	36
7	Поверхні бетону	820	25	41
8	Поверхні бетону фарбовані	1520	21	32
	Середній рівень	1270	21,9	36,8

Як видно із таблиці 3, залишкові рівні забруднення при застосуванні розробленого способу дезактивації ПО АЕС нижчі, в порівнянні з проектним.

В таблиці 4 показані коефіцієнти дезактивації по β -випромінюванню K_{β} ПО АЕС після проведення дезактивації за пропонуваним та за проектним способами.

Таблиця 4. Порівняння коефіцієнтів дезактивації по β -випромінюванню K_β наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону після проведення дезактивації за розробленим та проектним способами

№ п/п	Тип поверхні, що підлягає дезактивації	Коефіцієнт дезактивації при застосуванні засобу марки "ЩИТ", K_β	Коефіцієнт дезактивації за прототипом, K_β
1	Поверхні наливних підлог	50,0	29,73
2	Поверхні із нержавіючої сталі	100,0	43,48
3	Поверхні із вуглецевої сталі	73,33	50,29
4	Поверхні фарбованих стін	46,67	29,7
5	Поверхні фарбованої вуглецевої сталі	39,0	22,94
6	Поверхні фарбованої підлоги	54,55	33,33
7	Поверхні бетону	32,8	20,0
8	Поверхні бетону фарбовані	72,38	47,5
	В середньому:	57,99	34,51

Як видно із таблиці 4, середній коефіцієнт дезактивації поверхонь по β -випромінюванню, при застосуванні розробленого способу, K_β дорівнює 57,99, а при застосуванні способу за проектом K_β дорівнює 34,51.

Висновки

Дані таблиці 3 і 4 показують, що розроблений спосіб дезактивації наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону є більш ефективний, в порівнянні з проектним.

Розроблений метод дезактивації, в порівнянні з проектним дозволяє:

- зменшити використання кількості хімічних реагентів та солевмісту рідких радіоактивних відходів;

- підвищити ефективність дезактивації наливних, фарбованих, металевих поверхонь та бетону, а саме:

1. зменшити використання кількості хімічних реагентів на 28,58 - 31,82% (для дуже забруднених поверхонь – на 19,35 - 21,05%);

2. скоротити солевміст рідких радіоактивних відходів на 28,58 - 31,82% (для дуже забруднених поверхонь – на 19,35 - 21,05 %);

3. підвищити середній коефіцієнт дезактивації K_β до 68,04%;

4. зменшити кількість хімічних реагентів до одного;

5. скоротити час дезактивації на 25,0 - 33,33%.

1. ГОСТ 25146-82. Материалы радиоактивных средств и атомных энергетических установок. Метод определения коэффициента дезактивации.

2. СПОРО-85. Санитарные правила обращения с радиоактивными отходами.
3. ПРБ-89 Правила радиационной безопасности при эксплуатации атомных станций
4. ГОСТ 4.70-81 «Система показателей качества продукции. Рецептуры дезактивирующие. Номенклатура показателей».
5. Инструкция по технологии дезактивации поверхностей помещений ОО.ЦЦ.Ти.ИЭ.ОЗД ВП Запорізька АЕС.
6. Инструкция по технологии дезактивации поверхностей оборудования и помещений гермозоны, ОП Запорожской АЭС, утвержденной заместителем директора технического по ремонту.
7. Иванец В.Г. Сокращение количества РАО на объектах атомной энергетики Украины, использующих водосберегающие режимы дезактивации. Координационный научно-технический совет по обращению с РАО концерна «Росэнергоатом», 10-12 июня 2003г., г.Энергодар.
8. Мирошниченко С.Т., Гавриш В.М., Иванец В.Г. Анализ эффективности средств дезактивации углеродистых сталей // Мат. наук.-техн. конф. «Проблеми поводження з радіоактивними відходами в Україні», VIII міжн. вист. форум «Технологія захисту - 2009», Київ – 2009.
9. Иванец В.Г. Выбор оптимальных соотношений компонентов дезактивирующего раствора с помощью математического моделирования // Ядерна та радіаційна безпека, 2011. – №1(49). – С. 38-40.
10. Иванец В.Г. Разработка средства дезактивации спецодежды и средств индивидуальной защиты на основе малореагентных химических составов // Ядерна та радіаційна безпека, 2010. – №3(47). – С. 50-52.
11. Пат. 65169 Україна. Дезактивуючий мийний засіб із зниженим піноутворенням / Иванец В.Г.; № 2003065398; подано 15.03.04; опубл. 15.03.2004, Бюл. № 3.
12. Декл. пат. на корисну модель № 2539 Спосіб скорочення кількості використаних хімреагентів та солевмісту рідких радіоактивних при дезактивації наливних, фарбованих і металевих поверхонь та бетону від радіоактивного забруднення / Иванец В.Г.; № 2003076503 подано 11.07.2003; опубл. 15.06.2004, Бюл. № 6.

В.Г. Иванец, Т.Г. Волошенко

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДА ПОСЛЕДОВАТЕЛЬНЫХ УСТУПОК ПРИ РАЗРАБОТКЕ СПОСОБА ДЕЗАКТИВАЦИИ ПОМЕЩЕНИЙ И ОБОРУДОВАНИЯ АЭС ОТ РАДИОАКТИВНЫХ ЗАГРЯЗНЕНИЙ

В статье приведены результаты разработки технологии дезактивации от загрязнения радиоактивными веществами наливных, крашеных, металлических поверхностей и бетона с использованием метода последовательных уступок и результаты промышленных испытаний этих разработок в условиях Запорожской АЭС, Хмельницкой АЭС и Южно-Украинской АЭС, которые могут быть использованы на предприятиях атомной энергетики и ликвидации последствий чрезвычайных ситуаций.

V.G. Ivanets, T.G. Voloshenyuk

USING THE METHOD OF SUCCESSIVE CONCESSIONS IN DEVELOPING A METHOD OF DECONTAMINATION FACILITIES AND EQUIPMENT OF NPP FROM RADIOACTIVE CONTAMINATION

The results of decontamination technology development from contamination by radioactive substances liquid, colored, concrete and metal surfaces using the method of successive concessions are shown. The results of industrial tests of these developments, in Zaporizhia NPP, Khmel'nitska NPP and South-Ukrainian NPP, which can be used in the nuclear energy enterprises and for liquidation of accident consequences are presented.

В.В. КОВАЛЕВСЬКИЙ¹, О.Г. ЛИСИЧЕНКО¹, Т.Г. ІВАЩЕНКО², Є.П. ШАГО³

¹Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України", м. Київ

²Державне підприємство «Бар'єр» Мінпаливенерго України, м. Дніпродзержинськ

³Верховна Рада України, м. Київ

ЗАСТОСУВАННЯ ІНФРАЧЕРВОНОГО СКАНУВАННЯ ДЛЯ ВИРІШЕННЯ ЗАВДАНЬ ЕКОЛОГІЧНОЇ ТА ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ

Дієвим інструментом підвищення рівня екологічної та техногенної безпеки в умовах виключно високого рівня і різноманітності впливу на навколишнє середовище є використання методів інфрачервоного сканування. Запропоновано ієрархічну структуру 4-х рівнів організації інфрачервоного сканування для завдань контролю та моніторингу природного середовища в країні та три головних типи інфрачервоного сканування для дослідження об'єктів.

Зростання в Україні різноманіття і інтенсивності небезпечних видів техногенної діяльності, їх динамічність, масштабність і складність потребують адекватного удосконалення методів і технічних засобів контролю безпечності діяльності, а також оцінки її екологічних наслідків. Без нових, більш надійних та ефективних методів та технічних систем контролю і моніторингу, без їх випереджаючого розвитку стало неможливо забезпечити вирішення завдань екологічної та техногенної безпеки.

Безпечне навколишнє середовище є очевидною і обов'язковою умовою сталого розвитку країни. Порушення зазначеної умови веде до необхідності штучного гальмування головних технічних державних програм та технічного прогресу в країні у цілому.

В попередніх статтях та презентаціях ІГНС, з питань удосконалення автоматизованих інформаційних систем (АІС) екологічної та техногенної безпеки, акцентовано увагу на необхідності розгляду повної групи умов, в яких функціонують об'єкти контролю, та комплексування засобів контролю та моніторингу різного відомчого підпорядкування.

Не менш важливим напрямком удосконалення АІС є створення і використання методик та технічних засобів високої достовірності та ефективності. Саме досягнення зазначених якостей можливе за рахунок використання методик, технологій та технічних засобів інфрачервоного (ІЧ) сканування.

Завданням ІЧ сканування є виявлення теплових аномалій шляхом фіксації ІЧ випромінюванні від об'єктів дослідження.

Інфрачервоний діапазон спектра електромагнітних коливань умовно поділяється на три частини (у мкм):

– ближній (0,74-1,35);

– середній (1,35-3,50);

– далекий (3,50-1000).

Для зйомок з космосу найбільш часто використовуються ближній ІЧ діапазон у багатоспектральних оптико-механічних системах - сканерах, які установлені на супутниках різного призначення.

ІЧ випромінювання, проходячи через атмосферу, вибірково поглинається. У цьому зв'язку ІЧ сканування можна вести з урахуванням ослаблення тільки в зоні так званих "вікон прозорості" (у мкм): 0,74-2,40; 3,40-4,20; 8,0-13,0; 30,0-80,0.

На термограмах (ІЧ знімках) чітко відображаються об'єкти і їхні елементи, які мають контрастність у діапазоні довжин хвиль виміру. Однак, у випадку одержання контрастної термограми, не гарантується одержання очікуваної інформації, що пояснюється одночасною дією різних механізмів формування ІЧ випромінювання.

Об'єкти нагріваються сонячним (зовнішнє) і ендогенним (внутрішнє) теплом по різному, залежно від властивостей і складу об'єкта дослідження, порід, теплової інерції, вологості, протікання хімічних процесів і багатьох інших причин. Вибір методів ІЧ сканування повинен забезпечувати мінімальний вклад неінформативних складових (перешкод) та максимум вкладу досліджуваного процесу в формування ІЧ випромінювання, яке фіксується сканером. Практично для кожного типу досліджень і для кожного виду типових умов необхідно розробляти окрему процедуру ІЧ сканування і обробки термограм.

В цьому випадку, через ІЧ діапазон відображаються особливості структури об'єкту, техногенна діяльність та її наслідки, що дає можливість оцінки якісних та кількісних характеристик стану екологічної та техногенної безпеки.

Метод ІЧ сканування дозволяє досягти високої ефективності в разі використання організації ІЧ сканування за ієрархічною схемою чотирьох рівнів (рис. 1).

ІЧ сканування на першому (ІЧ сканування зі супутника) та другому (ІЧ сканування з літального апарату) рівні дозволяє проводити контроль максимальної площі за мінімальний термін. Метою ІЧ сканувань на цих рівнях є контроль та моніторинг території всієї країни та окремих об'єктів. Характеристики знімків та сучасних систем космічного ІЧ сканування, які підтверджують необхідну ефективність, наведені в таблиці 1.

Українські супутники (Січ-1М, Січ-3-О) також дозволяють вирішувати ряд практичних і наукових задач регіонального і локального рівня з проведення контролю і моніторингу на сучасному рівні. Так, супутник дистанційного зондування з оптико-електронним телескопом «Січ-3-О», розробки Державного конструкторського бюро «Південне» ім. М.К. Янгеля та виробництва ДП «Виробниче об'єднання «Південний машинобудівний завод ім. О.М. Макарова», здатен обробляти у панхроматичному режимі смугу огляду шириною 10,4 км з просторовою роздільною здатністю у надири 0,9 м [12].

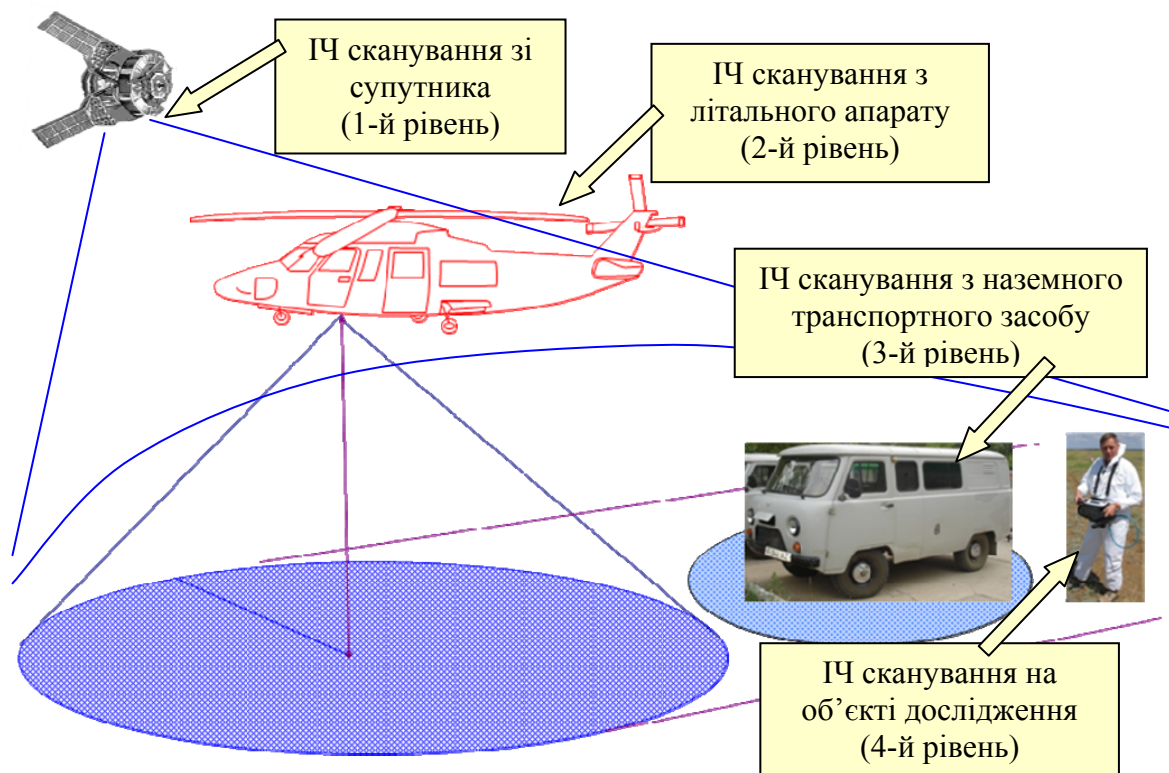


Рис. 1. Схема організації інфрачервоного сканування

Таблиця 1. Характеристики космічних знімків [2]

Параметр	Характеристики космічних знімків			
	QuickBird	Iconos	Spot	IRS,
Тип супутника	США	США	Франція	Індія
Кількість ІЧ спектральних каналів	4	4	4	4
Просторова роздільна здатність у надирі (панхроматичний режим), м	0,61	1	5	5,8
Просторова роздільна здатність у надирі (мультиспектральний режим), м	2,44	4	10	23
Періодичність появи над об'єктом, дні	5	3	3	5 - 6
Максимальна тривалість виконання замовлення, дні	90	30	30	30
Розмір кадру, км/км (км ²)	16,5/16,5 (272)	11/11 (121)	60/60 (3600)	70/70 (4900)
Площа мінімального замовлення, км ²	25	49	400 архів	529
Площа максимального замовлення, км ²	64	100	400 новий	529

Відкритий ринок космічних знімків розрізненням один метр і краще зобов'язаний своєю появою американським супутникам "Iconos" (запущений в 1999 році), "QuickBird" (запущений в 2001 році) і "OrbView" (запущений в 2003 році). Для мультиспектральних знімків розрізненням 2,4 м, для панхроматичних зображень до 0.60 метр/пикс. Ціни на космічні знімки (після мінімальної стандартної попередньої обробки) тривалий час утримувалася на рівні \$ 20-30 за кв. км і вище [4, 5]. Опорні ціни 2004 року зазначені в таблиці 2.

Таблиця 2. Ціни на космічні знімки, отримані супутником Iconos, 2004 р.[4]

Вид продукції	Можливі варіанти замовлення	Ціна\$/км ²
ЕО зйомка на замовлення	Панхроматичні зображення з розрізненням 1 м	18,00
	Мультиспектральні зображення з розрізненням 4 м	18,00
	Кольорове зображення із просторовим розрізненням 1 м, отримане в результаті сполучення мультиспектрального (4 м) і панхроматичного (1 м) зображень	19,80
	Панхроматичне + мультиспектральне зображення	25,20
GEO <i>архів</i>	Панхроматичне зображення з розрізненням 1 м	7,00
	Мультиспектральне зображення з розрізненням 4 м	7,00
	Можливі варіанти замовлення	7,70
	Панхроматичне зображення з дозволом 1 м	9,80

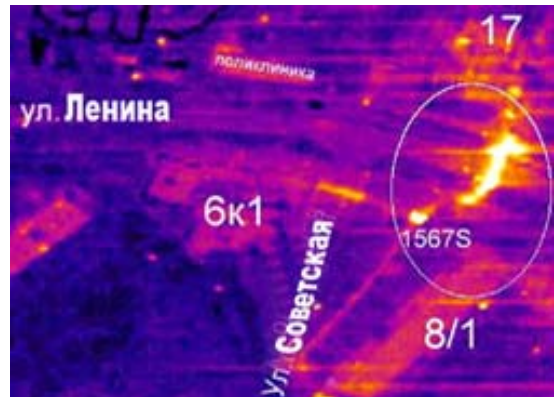
Сьогодні ТОВ "ТВІС" пропонує оригінальні дані від виробника з ліцензією міжнародного зразка компаній Digital Globe, Geoeye, Imagesat за цінами, близькими до

зазначених в таблиці 2. Наприклад, для мінімального (25 км²) замовлення архівного знімка високого розрізнення WorldView-2, ціна становить 22 у.е.\км² [5].

Можливості авіаційного методу ІЧ сканування (рівень 2) проілюстровано (рис. 2) прикладом виявлення авіаційними засобами підземного джерела теплоти. На знімках «а» і «б» рис. 2 зону підземного джерела теплоти обведено овалом білого кольору.



а) знімок району дослідження у відомому діапазоні



б) знімок району дослідження у ІЧ діапазоні

Рис. 2. Підземне джерело тепла. Знімки зроблені за допомогою летального апарату [3]

1-й і 2-й рівні ІЧ сканування фактично забезпечують вхідною інформацією для проведення ІЧ сканування за рівнями 3 та 4. Саме за схемами 3-го та 4-го рівнів виконуються ІЧ сканування безпосередньо на об'єктах дослідження і стає можливим обґрунтування остаточного висновку стосовно стану екологічної та техногенної безпеки.

На підставі накопиченого досвіду в ІГНС та НВО ЕТН виділяють три головних типи ІЧ сканування за рівнями 3 та 4, які здійснюються за різними методичними принципами.

1-й тип ІЧ сканування. Фактор, що досліджується, безпосередньо пов'язаний з процесами теплоутворення і тому його кількісні характеристики пропорційні характеристикам ІЧ випромінювання.

Прикладом є ситуація, що виникла 16.07.2007 р. о 16.55 год. на 12 км пікету 9, залізничного перегону Ожидів - Красне Львівської залізниці між с. Ожидів та с. Закомар'я Буського району [1, 6, 7, 8, 9].

В цьому місці сталася транспортна аварія потягу № 2005 з надходженням у навколишнє середовище білого (жовтого) фосфору. У наслідок аварії стався викид 130 т фосфору з 6 цистерн, що спричинило пожежу відкритої форми на площі 900 м² (знімки «а» і «б» рисунку 3).

Пожежу було ліквідовано о 22 годині 29 хвилин 16.07.2007 р. на площі 900 м²; горіння фосфору тривало 5 годин 7 хвилин.



а)



б)

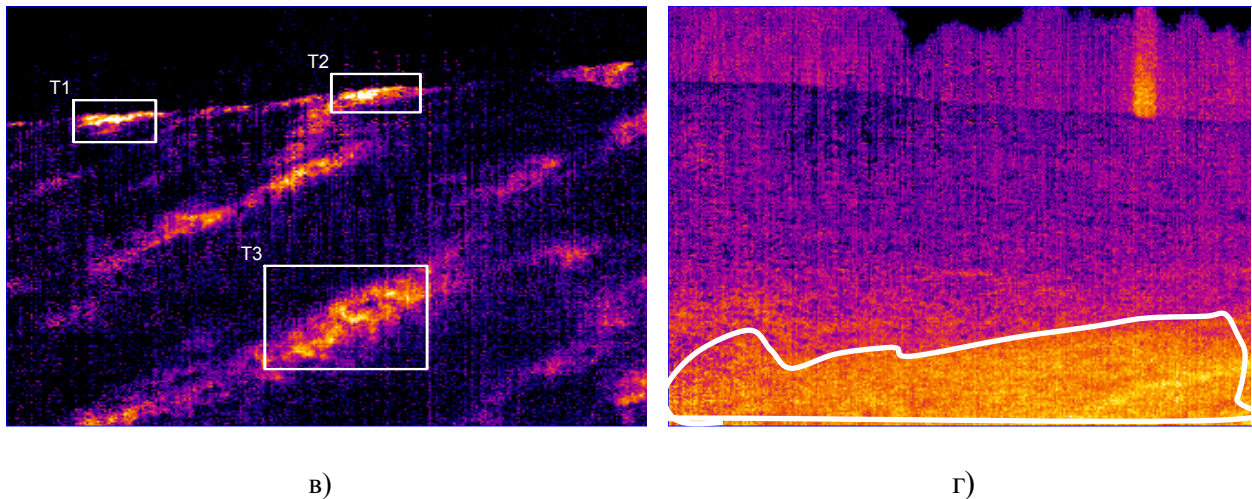


Рис. 3. Ілюстрація першого типу ІЧ сканування [6 - 9].

Виникла необхідність встановлення факту наявності певних запасів кристалічного білого фосфору, що не згорів, або продуктів його наступної трансформації, визначення особливостей розподілу запасів фосфору в межах місця аварії та її ближньої зони; перевірка достатності заходів ліквідації наслідків аварії для забезпечення техногенної та екологічної безпеки.

Властивість білого фосфору окислюватись з виділенням тепла дала можливість проводити ІЧ сканування території аварії за першим типом для виявлення місць поширення фосфору. В результаті сканувань було отримано термограми, дві з яких представлені на рисунку 3: «в» – насип та «г» – плато поряд з насипом. Білим кольором визначені місця зосередження фосфору.

2-й тип ІЧ сканування. Фактор, що досліджується, безпосередньо не пов'язаний з процесами теплоутворення. Але існує супутній фактор, кількісні характеристики якого пропорційні характеристикам ІЧ випромінювання, і якій пов'язаний з фактором дослідження. Фактор, що досліджується, оцінюється через оцінку супутнього фактору за допомогою ІЧ сканування. В цьому випадку необхідне додаткове дослідження, яке дає змогу встановити зв'язок між факторами та між супутниковим фактором і ІЧ випромінюванням.

Прикладом 2-го типу ІЧ сканування є дослідження накопичення радіонуклідів в приповерхневих хвостосховищах Придніпровського хімічного заводу.

ІЧ сканування проводилось з урахуванням місць можливого накопичення радіаційних забруднень, вдень та в темну частину нічного періоду при відсутності опадів. Денне сканування супроводжувалось попереднім пошуком ділянок з підвищеними значеннями потужностей експозиційних доз (ПЕД). Нічне сканування проводилось на ділянках, відібраних за результатами денного сканування.

Нічний режим інфрачервоного сканування передбачав усунення перешкод (в разі їх наявності) скануванню за рахунок денного та залишкового випромінювання прогрітих елементів об'єктів. Сканування проведено з обов'язковим контролем фонового радіаційного та інфрачервоного випромінювання аналогічних об'єктів та аналогічних територій за межами території об'єктів дослідного сканування.

При проведенні досліджень хвостосховищ було виявлено співпадання аномалій підвищення ПЕД з аномаліями підвищення ІЧ випромінювання. Таке співпадання виявлено при ІЧ скануванні одного зі схилів хвостосховища. Термограму сканування приведено на рис. 4. У виділених білими лініями зонах підвищеного ІЧ випромінювання значення ПЕД перевищують ПЕД прилеглих територій більш ніж у 4 рази. Визначення інфрачервоної аномалії проводилось шляхом: розрахунку середніх температур малих площ вимірювання, розрахунку середніх температур з площ вимірювання, визначених як однотипних, та шляхом порівняння температур вздовж перерізів вимірювання. Візуалізація вимірювань ПЕД не проводилась.

Пряма залежність ГЧ від іонізуючого випромінювання, або суттєвий розігрів місця зосередження радіонуклідів уявляється неможливими. Робочою гіпотезою пояснення співпадіння зон підвищених рівнів ГЧ і іонізуючого випромінювань є припущення, що радіонукліди зосереджені в матеріалі, який відрізняється від оточуючого середовища властивостями, що визначають теплоперенос. Наприклад, ці матеріали можуть мати більш високий коефіцієнт теплоємності, що пояснює одночасний позитивний контраст в ГЧ діапазоні і підвищений рівень ПЕД.

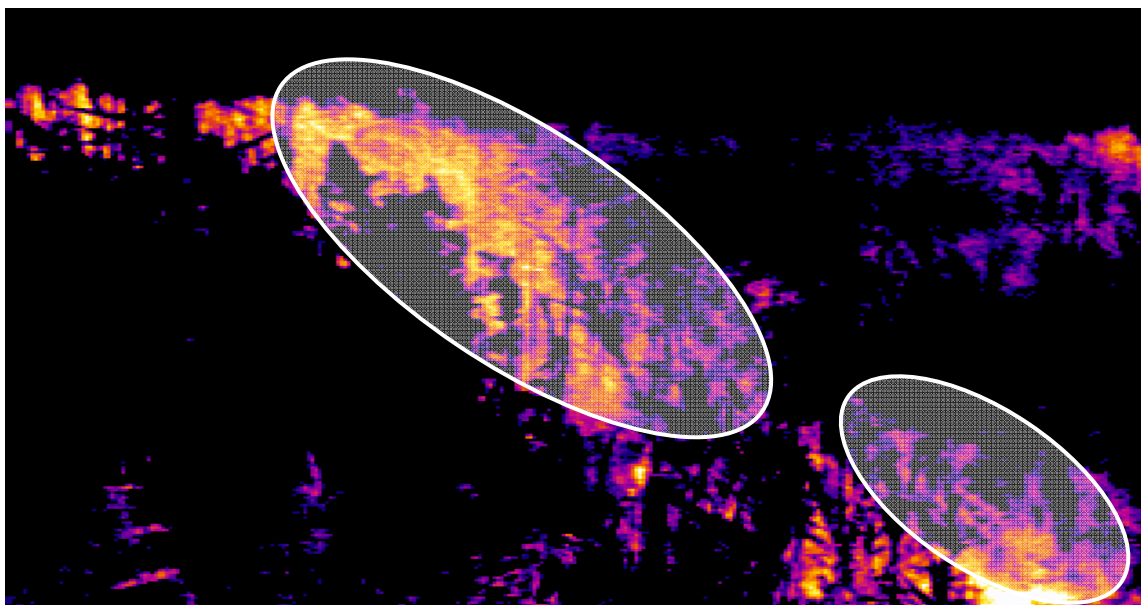
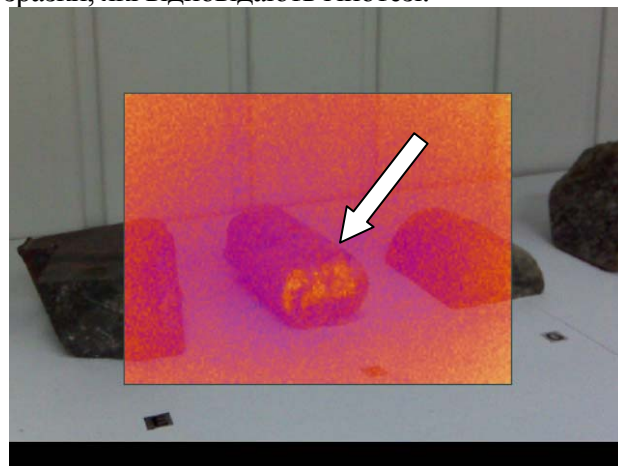


Рис. 4. Співпадання зон підвищеного ГЧ випромінювання та значень ПЕД [10]

Робоча гіпотеза проходить експериментальну перевірку в лабораторних умовах і про її підтвердження говорити завчасно, але вже виявлені зразки, які відповідають гіпотезі.



а)



б)

Рис. 5. Зразок з підвищеним рівнем ПЕД і позитивним контрастом в ГЧ діапазоні [10]

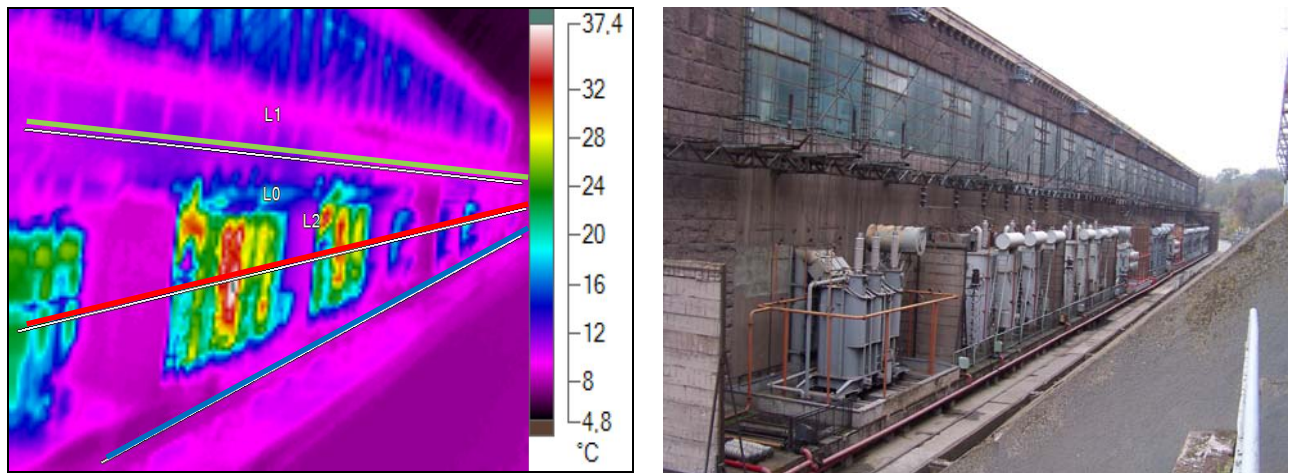
На рисунку 5 («а» - знімок в діапазоні бачення; «б» - знімок в діапазоні бачення з вставкою ГЧ зображення) білими стрілками вказаний зразок, який, в умовах експерименту, мав підвищений рівень ПЕД і позитивний контраст в ГЧ діапазоні.

3-й тип ГЧ сканування. За допомогою ГЧ сканування контролюється технічний стан машин, обладнання, об'єктів капітального будівництва та досліджується безпека функціонування об'єктів дослідження.

За третім типом ІЧ сканування виявляється: позаштатний нагрів машин, обладнання та механізмів; порушення теплоізолювання; невраховані джерела тепла та потенційно небезпечні ділянки та елементи конструкції, для яких, за умовами завдання, достатньо якісної оцінки.

Прикладами 3-го типу є ІЧ сканування частини об'єктів Дніпровської ГЕС.

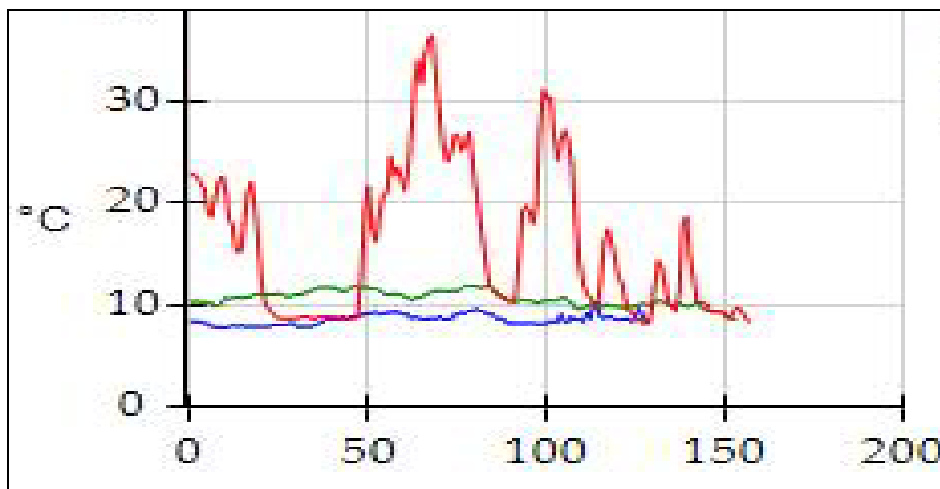
На рис. 6 приведені результати ІЧ сканування трансформаторної підстанції («б» рис. 6). Лінії вимірів на термограмі («а» рис. 6) відповідають графікам розподілу температур за лініями вимірів («в» рис. 6). Об'єктивні данні ІЧ сканування дозволяють виявити побічні джерела ІЧ випромінювання вже на початковій стадії їх утворення.



а)



б)



в)

Рис. 6. ІЧ сканування трансформаторної підстанції [11]

Другим прикладом 3-го типу є ІЧ сканування щитової стіни Дніпровської ГЕС (рис. 7). Сканування супроводжувалось попереднім пошуком ділянок з підвищеною кількістю ознак фільтрації і фотографуванням означених ділянок.

Підтверджено можливість ідентифікації зон підвищеної фільтрації та зосередження вологи методом ІЧ сканування. На фотографії фрагменту сканування щитової стіни Дніпровської ГЕС («а» рис. 7) виділені межі двох зон ІЧ сканування з термограмами «б» та «в». Межі визначених зон підвищеної фільтрації в ІЧ діапазоні, за більшістю випадків, мали значні перевищення порівняно з зонами фільтрації, які спостерігались у діапазоні бачення (на знімку «а» темний колір). Для порівняння зони підвищеної фільтрації, які спостерігались одночасно в ІЧ спектрі та в спектрі бачення, виділені маркерами «1» - «5».

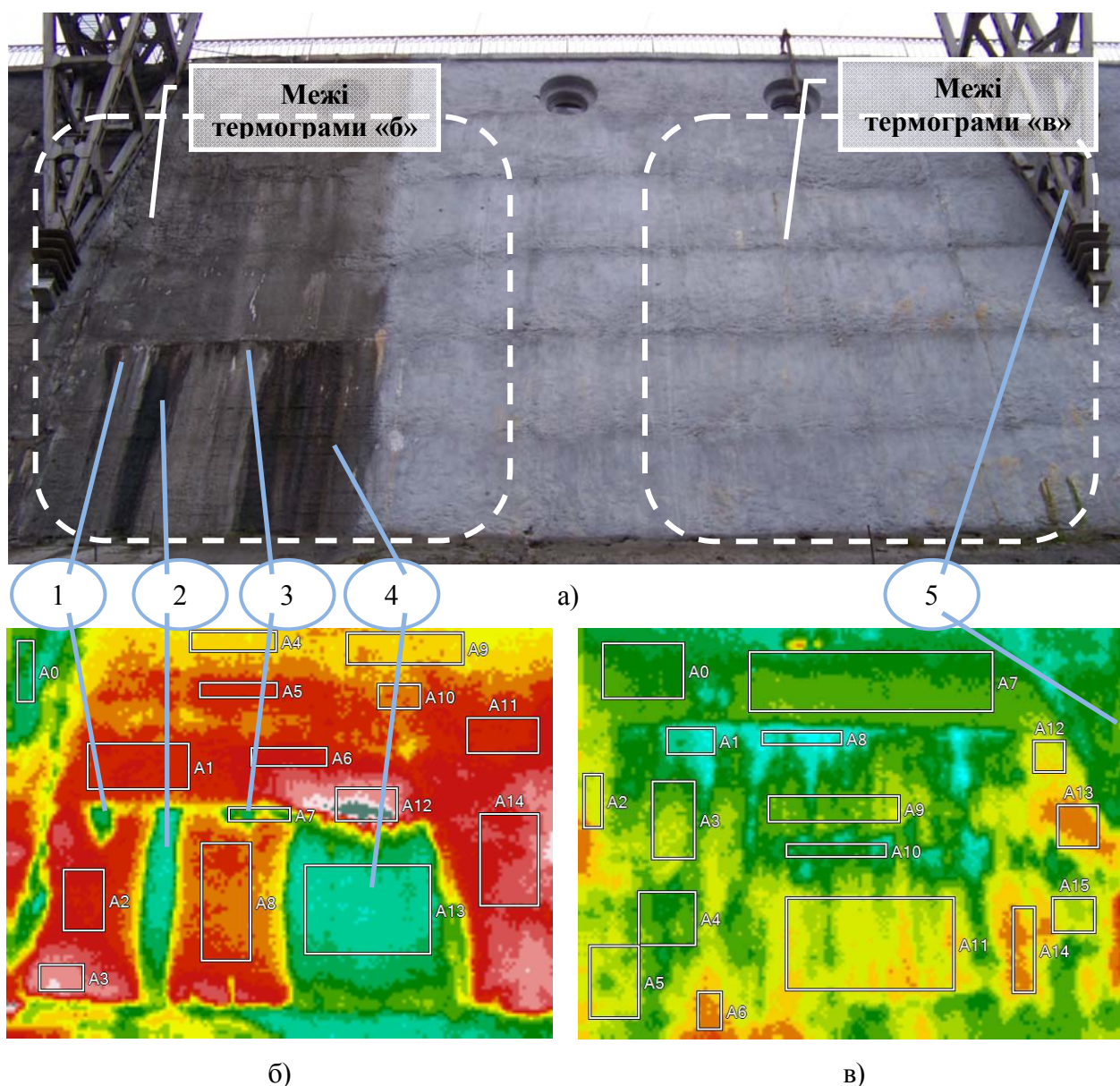


Рис. 7. ІЧ сканування фрагменту щитової стіни Дніпровської ГЕС [11]

Висновки

Для забезпечення об'єктивності і стабільності системи управління станом екологічної та техногенної безпеки необхідний випереджуючий розвиток технічних засобів і методик супроводу, контролю та моніторингу найбільш небезпечних та масштабних технічних проєктів і видів господарської діяльності. Напрямок зазначеного розвитку технічних засобів і методик є подальше впровадження методик та технічних засобів високої достовірності та ефективності. Напрямок отримання інформації за допомогою інфрачервоного сканування об'єктів дослідження є одним з самих перспективних. Збір та обробку інформації за цим напрямком доцільно проводити комплексно із створенням постійно поновлюваного інформаційного поля за ієрархічним принципом – від використання космічних та авіаційних засобів до досліджень безпосередньо на об'єкті. Метод, незважаючи на значні проблеми, дозволяє швидко отримати об'єктивну інформацію як на глобальному рівні (в статті: 1-й та 2-й рівні) при обстеженні великих площ, так і на об'єктовому рівні (в статті: 3-й та 4-й рівні) з забезпеченням максимальної достовірності.

1. Собонович Е.В., Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Ковалевський В.В., Бондаренко М.Г., Сліпченко Б.В. Аварія з фосфором у Львівській області: факти, проблеми, екологічні наслідки // Збірн. наук. праць. Інститут геохімії навколишнього середовища НАН та МНС України, 2007.– Вип. 14. – С. 8 – 18.

2. Посилання на компанію "Прайм Груп"; «Карты местности становятся трехмерными»; сайт «Крок»; <http://cnews.ru/reviews/free/gov2005/part15/3d.shtml>; останнє уточнення 22.03.2010.

3. «Исследования и испытания средств дистанционного зондирования Земли»; сайт ГНЦ ФГУП «ЛИИ им. М.М.Громова»; http://www.lii.ru/issledovaniya_i_ispytaniya_sredstv_distantionnogo_zondirotvaniya_zemli_s_razdelom_po_yasnenij_.html; останнє уточнення 22.03.2010.

4. Посилання на джерело «Sovzond.ru»; «В России обвал цен на космические снимки»; Бизнес Техника, версія для КПК 08.06.2004; сайт «СNews|аналитика»; <http://www.cnews.ru/reviews/index.shtml?2004/06/08/159816>; останнє уточнення 22.03.2010.

5. «Компания ТВИС – первый в Украине супермаркет спутниковых снимков»; Бизнес Техника, версія для КПК 08.06.2004; сайт ООО "ТВИС"; <http://www.tvis.com.ua/index.htm>; останнє уточнення 20.03.2010.

6. Висновок комісійної судово-екологічної експертизи у кримінальній справі № 13-0646 на виконання Постанови Начальника управління нагляду за додержанням і застосуванням законів на транспорті прокуратури Львівської області від 11 вересня 2007 року про призначення комісійної судово-екологічної експертизи; НВО ЕТН; Львів, Київ; 2007.

7. Аналіз дій органів управління та сил під час ліквідації надзвичайної ситуації техногенного характеру. Головне управління МНС України в Львівській області "03" вересня 2007 року.

8. Наукова еколого-експертна оцінка екологічної ситуації в місці аварії (Залізничний перегін «Ожидів - Красне» Львівської залізниці, аварія виникла 16.07.2007); ІГНС, НВО ЕТН; К. – 2007.

9. Заключний звіт зі здійснення інфрачервоного сканування поверхні в місці аварії на виконання природоохоронного заходу «Моніторинг довкілля у місці техногенної аварії біля смт Ожидів»; НВО ЕТН; Львів, Київ; – 2008.

10. Ітоговий звіт «Польові контрольно-вимірвальні роботи, ландшафтно-геохімічна характеристика території колишнього Виробничого об'єднання Придніпровський хімічний завод» з виконанням експертизи та контролю робіт з паспортизації хвостосховищ та об'єктів уранового виробництва». Етап 2. ІГНС; К., – 2009.

11. Звіт про створення науково-технічної продукції на тему: "Проведення комплексного обстеження та оцінка геодинамічних умов в зоні розташування греблі Дніпровської ГЕС з урахуванням тектонічної активності та сейсмічних впливів". Етап 2: «Польове інструментальне обстеження району розташування Дніпровської ГЕС, побудова спеціалізованих карт та написання звіту»; Державне підприємство "Екоінформ" НАН України; К., – 2009.

12. «Космічні комплекси. Космічні апарати»; Офіційний портал Національного космічного агентства України; <http://www.nkau.gov.ua/NSAU/catalognew.nsf/systemR?openview>; останнє уточнення

В.В. Ковалевский, А.Г. Лисиченко, Т.Г. Ивашенко, Е.П. Шаго

ПРИМЕНЕНИЕ ИНФРАКРАСНОГО СКАНИРОВАНИЯ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЗАДАЧ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ И ТЕХНОГЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТИ

Действенным инструментом повышения уровня экологической и техногенной безопасности, в условиях исключительно высокого уровня и разнообразия воздействия на окружающую среду, является использование методов инфракрасного сканирования. Предложено иерархическую структуру 4-х уровней организации инфракрасного сканирования для задач контроля и мониторинга природной среды в стране и три главных типа инфракрасного сканирования для исследования объектов.

V.V. Kovalevskiy, O.G. Lysychenko, T.G. Ivaschenko, E.P. Shago

APPLICATION OF INFRARED SCANNING FOR DECISION MAKING FOR ECOLOGICAL AND TECHNOGENIC SAFETY

The method of infrared scanning is effective instrument of increase of ecological and technogenic safety, in the conditions of exceptionally high level and different affecting on the environment. The hierarchical structure of 4th levels of organization of infra-red scan-out for the control and monitoring of natural environment in a country and three main types of infrared scanout for research of objects is offered.

Е.Г. РЕВУНОВА, Ю.Л. ЗАБУЛОНОВ, Л.А. ОДУКАЛЕЦ

*Державна установа “Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України”,
м. Київ*

ИССЛЕДОВАНИЕ СОСТАВЛЯЮЩИХ ОШИБКИ ДЛЯ РЕШЕНИЯ ЗАДАЧИ РЕДУКЦИИ ИЗМЕРЕНИЙ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ СИНГУЛЯРНОГО РАЗЛОЖЕНИЯ

Проведен экспериментальный анализ точности решения задачи редукции методом сингулярного разложения. Исследована зависимость нормы составляющих ошибки решения (смещение и дисперсия) от числа компонент сингулярного разложения. Определение минимума ошибки осуществлялось с использованием критерия Маллоуза. Метод редукции с использованием критерия Маллоуза обеспечивает достаточно высокую точность редукции.

Введение

Эффективность информационных технологий, связанных с дистанционным мониторингом, в значительной мере зависит от метода и реализации решения задачи восстановления сигнала объекта по результатам дистанционных измерений. Сигнал объекта искажается при взаимодействии со средой распространения и детектирующей системой. Для эффективного мониторинга состояния объекта наблюдения сигнал объекта необходимо восстановить по информации, принятой с датчиков.

Современный уровень развития вычислительных средств позволяет существенно расширить возможности информационно-измерительных технологий дистанционного мониторинга. Предельные возможности измерительных приборов обусловлены физическими явлениями, формирующими процесс измерения. В случае, когда известно математическое описание физических явлений, определяющих процесс измерения, может быть поставлена задача компенсации их искажающего влияния путем построения соответствующего вычислительного метода.

Основополагающими работами в этом направлении являются работы по редукции измерений в конечномерных гильбертовых пространствах [1, 2]. Одним из видов редукции измерений является редукция измерений к идеальному прибору, то есть, к прибору, обладающему некоторыми требуемыми характеристиками (например, повышенной разрешающей способностью). Однако редукция к идеальному прибору требует, чтобы для оператора \mathbf{A} , характеризующего исходный прибор, существовал обратный оператор вида: $\mathbf{A}^- = \mathbf{A}^T(\mathbf{A}\mathbf{A}^T)^{-1}$.

На практике такая ситуация обеспечивается далеко не всегда. Оператор, характеризующий исходный прибор, зачастую имеет высокое число обусловленности и ряд сингулярных чисел, плавно спадающий к нулю. Вычисление обратного оператора как \mathbf{A}^- в этом случае ведет к неустойчивому решению задачи редукции измерений. В этом случае применяют т.н. смещенную редукцию измерений.

В данной работе предложен метод смещенной редукции измерений на основе усеченного сингулярного разложения, позволяющий производить редукцию в случае, когда матрица исходного прибора имеет высокое число обусловленности, и ряд сингулярных чисел, плавно спадающий к нулю. Проведено разложение выражения для ошибки на составляющие, позволяющие в дальнейшем строить методы оценки оптимального числа компонент сингулярного разложения. Под оптимальным числом компонент сингулярного разложения мы понимаем их число, обеспечивающее минимальное значение ошибки. Понятно, что наилучшим редуцирующим преобразованием, например, с точки зрения повышения разрешающей способности, было

бы преобразование к прибору с базисом, сформированным дельта функциями. К сожалению, на практике это является затруднительным как для существующих методов редукции, так и для метода, предложенного в данной статье. С целью очертить границы применимости предлагаемого метода в данной работе экспериментально показано, как члены полученного разложения ошибки определяют предельные возможности редукции.

Классические методы редукции измерений

Для широкого класса экспериментов характерна следующая линейная схема измерения непосредственно ненаблюдаемого объекта θ : $y = \Phi\theta + \varepsilon$, где y – результат измерения искаженного шумом ε . Простейшая математическая модель схемы измерения задается парой линейных операторов $\{\Phi, \Omega\}$, причем Φ задает математическую модель измерительного прибора, Ω – погрешности измерения, а пара $\{\Phi, \Omega\}$ описывает процесс измерения. Если $\Phi \neq I$, имеет место случай косвенных измерений сигнала θ , а при $\Phi = I$ – случай прямого измерения.

В рассматриваемой постановке задача обработки результатов измерения y состоит в том, чтобы с помощью математических преобразований привести вектор y к такому виду, какой он имел бы на выходе заранее заданного прибора высокого качества, мало искажающего сигнал θ . Задачу преобразования вектора выхода y к выходу линейной системы с заданными свойствами называют задачей математической редукции результатов измерений [1]. Рассмотрим пример редукции результатов измерений.

Зададим математическую модель исходного измерительного прибора, сформировав оператор Φ базисными функциями: $f_n(z) = \exp(-k_1(z-c)^2)$, $c = dn + b$, ($d=5$, $b=20$), $z = \{1, 5, 10, \dots, 100\}$, n – номер базисной функции, $k=0,05$. Вектор θ сформируем следующим образом: $\theta_5 = 1$, $\theta_6 = 0,5$, $\theta_{10} = 1$, $\theta_{11} = 0,26$, $\theta_{12} = 0,25$, другие компоненты вектора θ нулевые. Сигнал y_0 получим как $\Phi\theta$. Гауссообразные базисные функции, сформировавшие столбцы матрицы Φ , взвешиваются компонентами вектора θ и суммируются, образуя вектор измерений y_0 (рис. 1-а). Хотя в векторе θ пять ненулевых компонент, в векторе измерений y имеется только два выраженных максимума. Такая ситуация наблюдается из-за того, что гауссообразные базисные функции достаточно широки и, соответственно, разрешение «прибора» невелико.

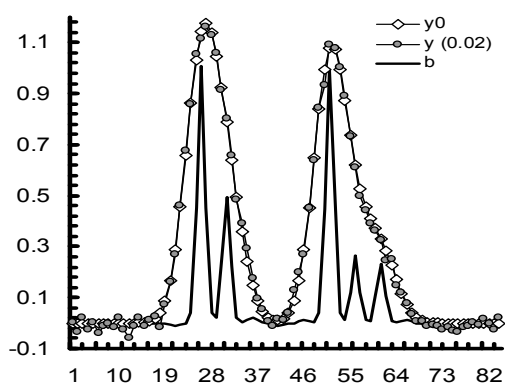
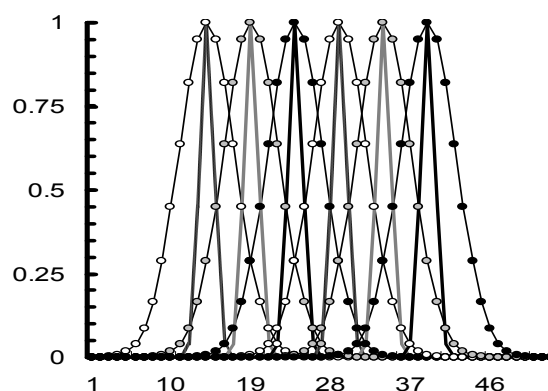


Рис. 1.

а – пример редукции



б - базисные функции Φ и Ψ

Улучшим разрешение заданного прибора путем редукции измерений. Зададим математическую модель измерительного прибора с более высоким разрешением, сформировав оператор Ψ базисными функциями $f_n(z)$, $k=0,1$ (рис. 1-б). Воспользовавшись методом редукции измерений, который будет описан ниже, преобразуем вектор измерений y к вектору b , измеренному прибором Ψ . Результат преобразования представлен на рис. 1-б. Преобразованный сигнал b имеет пять максимумов (по числу ненулевых компонент вектора θ). Улучшение разрешающей способности – очевидно.

Рассмотрим формальную постановку задачи редукции измерений. Пусть сигнал y получен с выхода линейной системы $A \{ \Phi, \Omega \}$. На вход линейной системы подан сигнал θ . Линейная система A выполняет преобразование $\Phi\theta=y_0$. С учетом шума $y=y_0+\varepsilon$. В работе [1] предложен метод, позволяющий преобразовать y к выходу линейной системы $B \{ \Psi, \Omega \}$, выполняющей преобразование:

$$\Psi \theta = y_{01}. \quad (1)$$

Преобразование вектора выхода к выходу линейной системы с заданными свойствами производится путем умножения на матрицу редукции R :

$$Ry = R \Phi\theta + R\varepsilon. \quad (2)$$

Из сопоставления (1) и (2) видно, что $\Psi = R \Phi$.

В связи с разложением:

$$Ry = R \Phi\theta + R\varepsilon = \Psi \theta + (R\Phi - \Psi) \theta + R\varepsilon \quad (3)$$

вектор Ry можно рассматривать как сигнал на выходе прибора Ψ , искаженного шумом $R\varepsilon$ и ложным сигналом $(R\Phi - \Psi) \theta$.

Если ставится задача отыскания матрицы редукции R , обеспечивающей $\|\Psi - R\Phi\| = 0$, то мы имеем дело с *несмещенной редукцией измерений*. В случае несмещенной редукции ложный сигнал $(R\Phi - \Psi) \theta$ отсутствует. В случае, когда аддитивный шум в векторе y достаточно высок и (или) оператор Φ задан неточно, постановка задачи редукции измерений как несмещенной редукции и ее решение на основе псевдообращения является неустойчивым.

Для преодоления этого недостатка ставят задачу *смещенной редукции измерений*, где вместо точного равенства требуется максимальная близость Ψ к $R\Phi$ при заданных ограничениях. При заданном уровне шумов ставится задача отыскания R , обеспечивающего минимальный ложный сигнал для любого входного сигнала θ .

Несмещенная редукция. В [1] утверждается, что если

- матрица $\Phi\Phi^T + \Omega$ – не вырождена,
 - известна корреляционная матрица шума $\Sigma = E(\varepsilon\varepsilon^T)$,
- матрицу редукции можно найти следующим образом:

$$R = \Psi (\Sigma^{-1/2} \Phi)^- \Omega^{-1/2}, \quad A = \Sigma^{-1/2} \Phi, \quad (4)$$

где, $A^- = A^T(AA^T)^{-1}$ псевдообращение.

Смещенная редукция. В работе [1, 3] предлагается вариационная постановка задачи по отысканию преобразования R , обеспечивающего минимальный ложный сигнал для любого входного сигнала θ при заданном уровне шума:

$$\min_R \{ \|\mathbf{R}_\varepsilon \Phi - \Psi\| / E(\|\mathbf{R}_\varepsilon\|) \leq \varepsilon \} = \rho_\varepsilon \quad (5)$$

где, ρ_ε – величина, на которую прибор $R_\varepsilon\Phi$ отличается от прибора Ψ .

Решением вариационной задачи является:

$$R(\alpha) = \Psi \Phi^T (\Phi \Phi^T + \alpha \Sigma)^{-1} \quad (6)$$

Соответственно, оптимальное решение задачи редукции имеет вид:

$$\Psi\theta = \Psi\Phi^T (\Phi \Phi^T + \alpha \Sigma)^{-1} y. \quad (7)$$

Для выбора параметра α в работе [1] предлагается использовать приемы, традиционно применяющиеся для отыскания параметра регуляризации [4]: обобщенной невязки, перекрестной проверки. В работе [3] для выбора α , называемого в данном случае параметром Парето, предлагается использовать один из следующих принципов: равномерной оптимальности, справедливого компромисса, гарантированного результата.

Рассмотрим метод решения задачи редукции измерений с использованием сингулярного разложения.

Преобразование вектора выхода на основе сингулярного разложения

Рассмотрим решение задачи редукции измерений и его точность в случае, когда матрица Φ имеет высокое число обусловленности $\sigma_{\max}/\sigma_{\min}$ и ее ряд сингулярных чисел σ_i плавно спадает к нулю.

Точность решения задачи редукции измерений будем оценивать с помощью ошибки d_y восстановления сигнала y_{01} , вычисляемой как

$$d_y = \|\mathbf{e}_y\| = \|\mathbf{R}\mathbf{y} - y_{01}\|. \quad (8)$$

$$\mathbf{e}_y = \mathbf{R} y_0 + \mathbf{R} \boldsymbol{\varepsilon} - y_{01} = \mathbf{R} y_0 + \mathbf{R} \boldsymbol{\varepsilon} - \Psi \boldsymbol{\theta}. \quad (9)$$

Введем матрицу \mathbf{D} , отражающую различие между базисными функциями Φ и Ψ : $\mathbf{D} = \Phi - \Psi$.

$$\mathbf{e}_y = \mathbf{R} y_0 + \mathbf{R} \boldsymbol{\varepsilon} - (\Phi - \mathbf{D}) \boldsymbol{\theta} = \mathbf{R} y_0 + \mathbf{R} \boldsymbol{\varepsilon} - \Phi \boldsymbol{\theta} + \mathbf{D} \boldsymbol{\theta} = \mathbf{R} y_0 - y_0 + \mathbf{R} \boldsymbol{\varepsilon} + \mathbf{D} \boldsymbol{\theta}; \quad (10)$$

Матрицу редукции получим следующим образом:

$$\mathbf{R} = \Psi \Phi^+, \quad (11)$$

$$\Phi_k^+ = \mathbf{V} \text{diag}(\varphi_i / \sigma_i) \mathbf{U}^T, \text{ iff } \sigma_i > \text{tresh } \varphi_i = 1, \text{ otherwise } \varphi_i = 0. \quad (12)$$

Здесь $\Phi_k = \mathbf{U} \mathbf{S} \mathbf{V}^T$, – приближение матрицы Φ ($m \times n$), полученное по k ($k < n$) компонентам сингулярного разложения. $\mathbf{U} = (\mathbf{u}_1, \dots, \mathbf{u}_k)$ – матрица левых сингулярных векторов, $\mathbf{V} = (\mathbf{v}_1, \dots, \mathbf{v}_k)$ – матрица правых сингулярных векторов, $\mathbf{S} = \text{diag}(\sigma_1, \dots, \sigma_k)$ – матрица сингулярных чисел.

$$\mathbf{R}_k = \Psi \mathbf{V} \text{diag}(\varphi_i / \sigma_i) \mathbf{U}^T \quad (13)$$

Распишем выражение для матрицы редукции (11) в зависимости от матрицы различий \mathbf{D} :

$$\Psi = (\Phi - \mathbf{D}); \mathbf{R} = \Phi \Phi^+ - \mathbf{D} \Phi^+; \quad (14)$$

Подставим его в (10) и получим выражение для вектора ошибки редукции \mathbf{e}_y :

$$\mathbf{e}_y = \Phi \Phi_k^+ y_0 - \mathbf{D} \Phi_k^+ y_0 - y_0 + \Phi \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon} - \mathbf{D} \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon} + \mathbf{D} \boldsymbol{\theta}; \quad (15)$$

Сгруппировав составляющие ошибки, включающие y_0

$$\mathbf{e}_y = (\Phi \Phi^+ - \mathbf{I}) y_0 + \Phi \Phi^+ \boldsymbol{\varepsilon} - \mathbf{D} \Phi^+ \boldsymbol{\varepsilon} - \mathbf{D} \Phi^+ y_0 + \mathbf{D} \boldsymbol{\theta}; \quad (16)$$

$$\mathbf{e}_y = (\Phi_k \Phi_k^+ - \mathbf{I}) y_0 + \Phi_k \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon} - \mathbf{D} \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon} - \mathbf{D} \Phi_k^+ y_0 + \mathbf{D} \Phi^+ y_0; \quad (17)$$

получим выражение для вектора ошибки редукции \mathbf{e}_y , представленное суммой ошибки оценивания вектора \mathbf{y} ($\mathbf{e}_{y1} + \mathbf{e}_{y2}$) без редуцирующего преобразования и \mathbf{e}_{y3} – составляющей ошибки редукции, определяемой матрицей различий \mathbf{D} :

$$\mathbf{e}_y = \mathbf{e}_{y1} + \mathbf{e}_{y2} + \mathbf{e}_{y3}; \quad (18)$$

Составляющие \mathbf{e}_{y1} и \mathbf{e}_{y2} – это смещения и дисперсия оценки выхода \mathbf{y} без редуцирующего преобразования:

$$\mathbf{e}_{y1} = (\Phi_k \Phi_k^+ - \mathbf{I}) y_0; \mathbf{e}_{y2} = \Phi_k \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon}; \quad (19)$$

Норма смещения нередуцированной (исходной) оценки \mathbf{y} убывает с ростом числа компонент сингулярного разложения, норма составляющей \mathbf{e}_{y2} , связанной с шумом, возрастает. Ошибку \mathbf{e}_{y3} , в свою очередь, можно представить в виде суммы двух составляющих \mathbf{e}_{y31} и \mathbf{e}_{y32} :

$$\mathbf{e}_{y3} = \mathbf{D} \Phi^+ y_0 - \mathbf{D} \Phi_k^+ y_0 - \mathbf{D} \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon}; \quad (20)$$

$$\mathbf{e}_{y_{31}} = \mathbf{D} \Phi^+ \mathbf{y}_0 - \mathbf{D} \Phi_k^+ \mathbf{y}_0; \mathbf{e}_{y_{32}} = \mathbf{D} \Phi_k^+ \boldsymbol{\varepsilon}; \quad (21)$$

Составляющая $\mathbf{e}_{y_{31}}$ имеет детерминированный характер, а $\mathbf{e}_{y_{32}}$ – стохастический.

При определенных уровнях шума и свойствах операторов Φ_k , \mathbf{D} норма ошибки $d_y = \|\mathbf{e}_y\|$ имеет минимум зависимости от числа k компонент сингулярного разложения. Пример показан на рис.2. С нарастанием уровня шума положение минимума смещается в сторону меньших значений k .

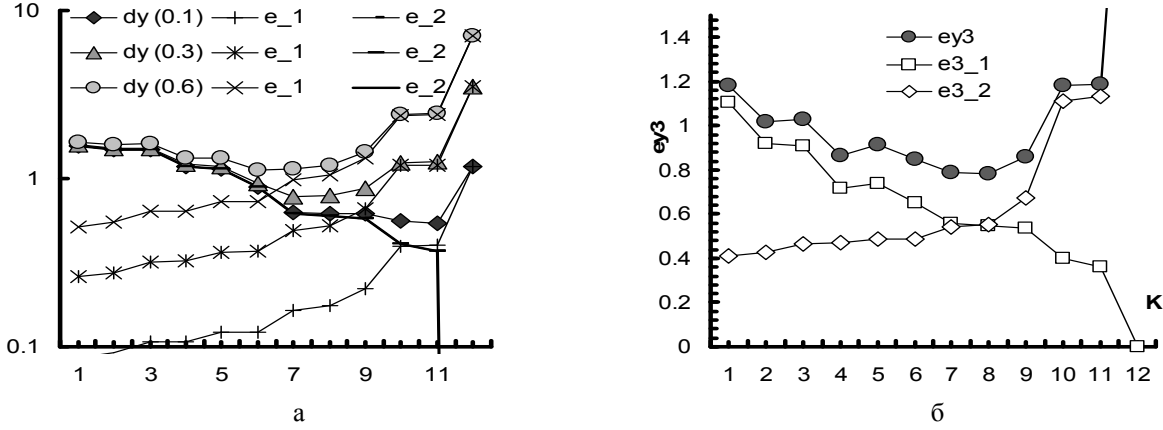


Рис. 2. а) Зависимость $(\mathbf{e}_{y_1} + \mathbf{e}_{y_{31}})$ и $(\mathbf{e}_{y_2} + \mathbf{e}_{y_{32}})$ от k ; б) Зависимость $\mathbf{e}_{y_{31}}$, $\mathbf{e}_{y_{32}}$, \mathbf{e}_{y_3} от k где: RSS – квадрат нормы невязки \mathbf{y} , σ^2 – дисперсия шума.

Поскольку ошибка восстановления сигнала d_y представима как сумма ошибки $(\mathbf{e}_{y_1} + \mathbf{e}_{y_2})$ нередуцированной оценки \mathbf{y} и ошибки \mathbf{e}_{y_3} , вносимой редуцирующим преобразованием, мы предлагаем производить выбор оптимального числа компонент сингулярного разложения по критерию выбора модели. Для того чтобы число компонент сингулярного разложения, определяемое по критерию выбора модели, обеспечивало ошибку d_y , близкую к минимальной, необходимо, чтобы минимум нормы ошибки $(\mathbf{e}_{y_1} + \mathbf{e}_{y_2})$ и минимум ошибки восстановления сигнала d_y были близки. Для подтверждения этого факта ниже приведены результаты модельных экспериментов, позволяющие сопоставить поведение значений критерия Маллоуза и ошибки восстановления сигнала от k .

Выбор числа компонент сингулярного разложения по критериям выбора модели

Задача построения модели – по данным, представленным парами вход-выход, построить модель, связывающую вход и выход. Задача выбора модели – выбрать модель, близкую к оптимальной в смысле минимума ошибки. Методы выбора модели используют различные критерии выбора [5, 6, 7]. КВМ основаны на различных типах ошибки, например, ошибка прогнозирования [5], ошибка обобщения [6, 7] и др. На оптимальных моделях критерии достигают минимума. Пусть набор данных представлен L парами наблюдений $D_L = \{(\mathbf{x}_i, y_i)\}_{i=1,L}$. входа \mathbf{x}_i и выхода y_i . $\mathbf{X} \in \mathcal{R}^{L \times N}$ – матрица входов. Значения y_i искажены аддитивным шумом ε_i . Ошибка прогнозирования – это мера ошибки между оцененными и реальными значениями в точках, соответствующих образцам обучающей выборки:

$$I_{PTE} = E_{\varepsilon} \|\mathbf{B}\mathbf{y} - \mathbf{y}_0\|^2 = \|\mathbf{B}\mathbf{y}_0 - \mathbf{y}_0\|^2 + \text{tr}(\mathbf{B}\mathbf{Q}\mathbf{B}^T), \quad (22)$$

где, $\mathbf{B} = \mathbf{X}_s (\mathbf{X}_s^T \mathbf{X}_s)^{-1} \mathbf{X}_s^T$ – оператор, отображающий \mathbf{y} в оценку \mathbf{y}_0 , полученную моделью, $\mathbf{Q} = \sigma^2 \mathbf{I}_N$ – ковариационная матрица шума, $\mathbf{I}_N \in \mathcal{R}^{N \times N}$ – единичная матрица. Первый член ошибки прогнозирования (смещение $\|\mathbf{B}\mathbf{y}_0 - \mathbf{y}_0\|^2$) – есть точность восстановления незашумленного вектора значений обучающей выборки \mathbf{y}_0 , и она убывает от сложности модели s_1 . Второй член (дисперсия $\text{tr}(\mathbf{B}\mathbf{Q}\mathbf{B}^T)$) возрастает с возрастанием сложности.

Наиболее известными критериями выбора модели являются критерии: AIC Акаике [6], $L(y)$ и $gMDL$ Бин Ю [7], C_p Маллоуза [5].

Критерий Маллоуза C_P дает несмещенную оценку ошибки прогнозирования:

$$C_P = RSS + 2\sigma^2 s_1, \quad (23)$$

Экспериментальные исследования

Исследовались линейные системы A и B , матрицы Φ и Ψ которых представлены радиальными базисными функциями: $f_n(z) = \exp(-g(z-c)^2)$, $c = dn + b$, ($d=5$, $b=20$), $z = \{1, 5, 10, \dots, 100\}$, n – номер базисной функции. Вектор θ в экспериментах был следующим: $\theta_5=1$, $\theta_6=0,5$, $\theta_{10}=1$, $\theta_{11}=0,26$, $\theta_{12}=0,25$, другие компоненты вектора θ нулевые. Сигналы y_0 и y_{01} получены как $\Phi\theta$, $\Psi\theta$ соответственно. Уровень шума $\{0,1, 0,3, 0,6\}$. Для A параметр $g=0,05$, для B $g=0,1$.

Экспериментально исследовались следующие зависимости:

- ошибки d_y восстановления сигнала y_{01} от k ;
- детерминированной ($e_{y1} + e_{y31}$) и стохастической ($e_{y2} + e_{y32}$) составляющих ошибки d_y от k (рис. 2);
- нормы e_{y3} от числа компонент сингулярного разложения k ;
- нормы составляющих ошибки e_{y3} от k (рис. 2-б);
- нормы ошибки ($e_{y1} + e_{y2}$) нередуцированной оценки y от k (рис.3);
- ошибки d_y при различных матрицах Ψ ($g = \{0,5, 0,2, 0,7\}$);
- значения критерия Маллоуза от k

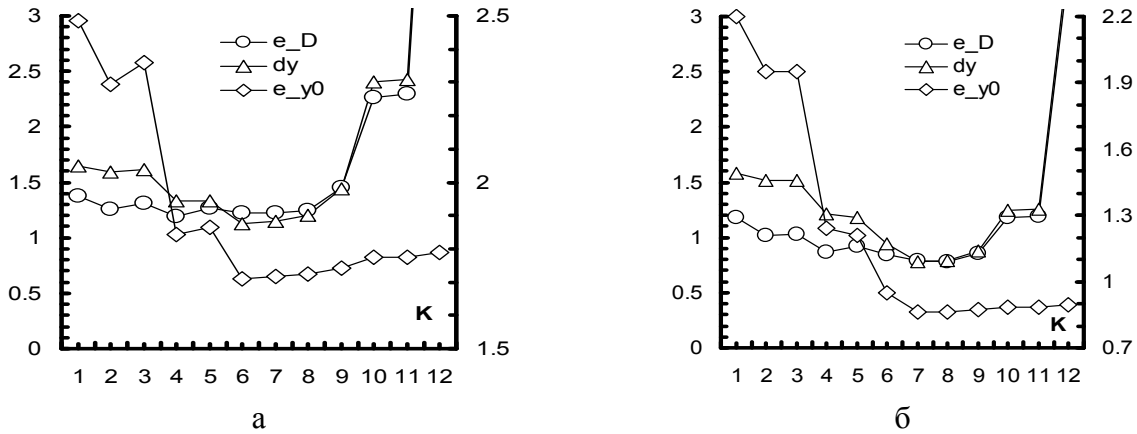


Рис. 3. Зависимость d_y , $(e_{y1} + e_{y2})$ и e_{y3} от k для уровней шума: а– 0,6, б– 0,3.

Зависимость ошибки d_y восстановления сигнала y_{01} от k при уровнях шума $\{0,1, 0,3, 0,6\}$ приведена на рис.2. Приведена также зависимость составляющих ошибки d_y от k . Норма детерминированной составляющей ($e_{y1} + e_{y31}$) ошибки редукции убывает с ростом числа компонент сингулярного разложения. Норма стохастической составляющей ($e_{y2} + e_{y32}$) возрастает. Такое поведение составляющих ошибки от k определяет факт наличия минимума ошибки. Детерминированная составляющая ошибки не включает вектора шума и, соответственно, не меняется при изменении уровня шума. Зависимость стохастической составляющей от k масштабируется уровнем шума. Такая зависимость составляющих ошибки определяет факт смещения минимума ошибки в область меньших k при увеличении уровня шума. Значение ошибки в минимуме при этом также возрастает. Составляющие ошибки e_{y1} , e_{y2} зависят только от свойств матрицы базиса Φ и вектора выхода y исходной линейной системы A . Норма составляющей e_{y1} убывает с ростом k , а норма составляющей e_{y2} – растет. Фактически e_{y1} и e_{y2} – это смещения и дисперсия оценки выхода y без преобразования базиса. Компонента e_{y3} – составляющая ошибки, вносимая преобразованием выхода A к выходу B , в свою очередь, имеет минимум. Зависимость

нормы составляющих ошибки e_{y3} от k приведена на рис. 2-б. Норма $D\Phi^+y_0$ – постоянна, т.к. сомножители не зависят от k ; а $D\Phi_k^+y_0$ с возрастанием k – приближается к $D\Phi^+y_0$ и становится равным ему при $k=N$. Соответственно e_{y31} – убывает до нуля. Норма e_{y31} возрастает.

Зависимость нормы ошибки ($e_{y1} + e_{y2}$) нередуцированной оценки y от k при уровнях шума $\{0,1, 0,3, 0,6\}$ приведена на рис.3. Также приведена зависимость нормы составляющей e_{y3} – ошибки, вносимой редуцирующим преобразованием от k при тех же уровнях шума, и аналогичная зависимость для d_y . Каждая из зависимостей имеет минимум в исследуемом диапазоне k . Сопоставление зависимостей показывает, что положение минимумов в данном эксперименте совпадает. Этот факт создает предпосылки для отыскания близкого к оптимальному значения k путем минимизации критерия выбора модели.

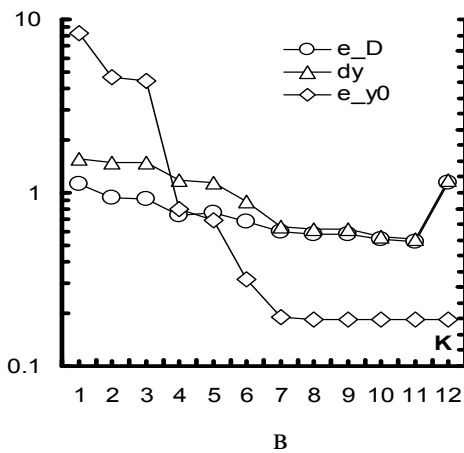


Рис. 3. Зависимость d_y , ($e_{y1} + e_{y2}$) и e_{y3} от k для уровней шума $v = 0,1$

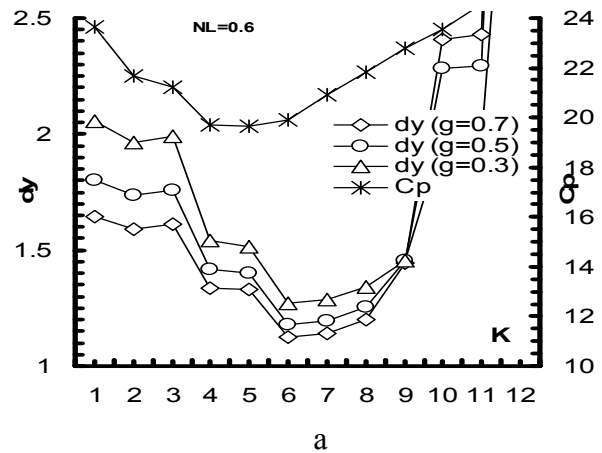


Рис. 4. Зависимость d_y и C_p от k для уровней шума: а – 0,6

Зависимость ошибки d_y при различных матрицах Ψ ($g=\{0,5, 0,2, 0,7\}$) и значений критерия Маллоуза от k приведены на рис.4. Минимум критерия выбора модели достаточно близок минимуму ошибки d_y . За счет этого может быть обеспечена достаточно высокая точность редукции измерений.

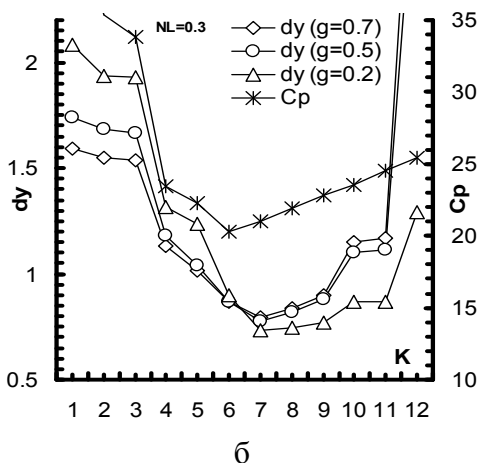
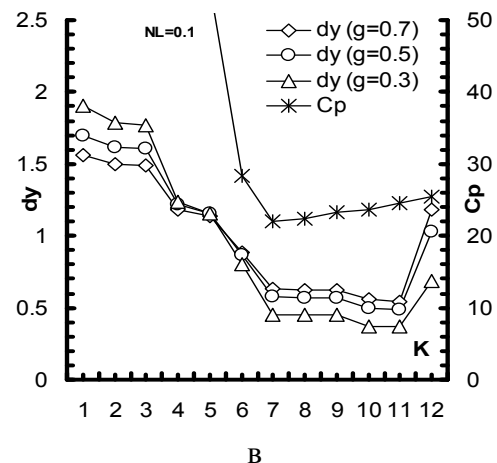


Рис. 4. Зависимость d_y и C_p от k для уровней шума: б – 0,3, в – 0.



Выводы

Проведена разбивка ошибки решения задачи редукции на детерминированную ($e_{y1}+e_{y31}$) и стохастическую ($e_{y2}+e_{y32}$) составляющие. Исследование поведения составляющих ошибки от числа компонент сингулярного разложения k показало, что

детерминированная составляющая убывает с ростом k , а стохастическая – растет. В рассмотренной задаче соотношение норм детерминированной и стохастической составляющих ошибки таково, что ошибка восстановления сигнала имеет минимум. С возрастанием уровня шума положение минимума ошибки смещается в область меньших значений k и значение ошибки в точке минимума возрастает.

Ошибка восстановления сигнала представлена как сумма ошибки $(e_{y1}+e_{y2})$ нередуцированной оценки y и ошибки e_{y3} , вносимой редуцирующим преобразованием. Экспериментально показано совпадение минимума нормы ошибки $(e_{y1}+e_{y2})$ нередуцированной оценки y и минимума ошибки восстановления сигнала d_y , что позволяет использовать критерий Маллоуза для оценки минимума ошибки восстановления сигнала.

Проведено экспериментальное исследование зависимости значений критерия Маллоуза от числа компонент сингулярного разложения. Показано, что близость минимума критерия выбора модели к минимуму ошибки d_y позволяет обеспечить достаточно высокую точность редукции измерений.

1. Пытьев Ю.П. Математические методы интерпретации эксперимента. – М.: Высшая школа, 1989. – 351 с.
2. Пытьев Ю.П. Псевдообратный оператор. Свойства и применения // Математический сборник. – 1982. – Т. 118(160), №1(5). – С. 19-49.
3. Касьянюк С.А. К задаче интерпретации данных, полученных наблюдениями с помощью дискретного множества датчиков // Журнал вычислительной математики и математической физики. – 1981. – Т. 18, №3. – С. 553-560.
4. Tikhonov A.N., Arsenin V.Y, Solution of ill-posed problems. V.H. Winston, Washington, DC, 1977.
5. Mallows C.L. Some comments on C_p // Technometrics. – 1973. – V. 15, № 4. – P. 661-675.
6. Akaike H. A new look at the statistical model identification // IEEE Transactions on Automatic Control. – 1974. – V. 19, № 6. – P. 716-723.
7. Hansen M., Yu B. Model selection and minimum description length principle //J. Amer. Statist. Assoc. – 2001. – V. 96. – P. 746-774.

Е.Г. Ревунова, Ю.Л. Забулонов, Л.А. Одукалец

ДОСЛІДЖЕННЯ СКЛАДОВИХ ПОМИЛКИ ДЛЯ ВИРІШЕННЯ ЗАДАЧІ РЕДУКЦІЇ ВІМІРЮВАНЬ З ВИКОРИСТАННЯМ СИНГУЛЯРНОГО РОЗКЛАДАННЯ

Проведено експериментальний аналіз точності рішення задачі редукції методом сингулярного розкладання. Досліджено залежність норми складових помилок рішення (зміщення і дисперсія) від числа компонент сингулярного розкладання. Визначення мінімуму помилки здійснювалося з використанням критерію Маллоуза. Метод редукції з використанням критерію Маллоуза забезпечує досить високу точність редукції.

E.G. Revunova, Yu.L. Zabulonov, L.A. Odukalets

INVESTIGATION OF THE ERROR COMPONENTS IN THE SOLUTION OF PROBLEM OF MEASUREMENTS REDUCTION USING SINGULAR VALUE DECOMPOSITION

Experimental analysis of solution accuracy for the problem of reduction by method of singular value decomposition was conducted. Dependence of the error component rate (bias and variance) in the solution on the number of components of singular value decomposition was analyzed. The minimum error was determined using Mellows criterion. Reduction method comprising the use of Mellows criterion ensures sufficiently high accuracy of reduction.

В.Г. ВЕРХОВЦЕВ, Ю.В. ЮСЬКІВ, В.Г. ШВАЙКО

*Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України",
м. Київ*

АКТИВНІ НА НОВІТНЬОМУ ЕТАПІ РОЗВИТКУ ЛІНІЙНІ ГЕОСТРУКТУРИ УКРАЇНСЬКОГО ЩИТА ТА ЙОГО СХИЛІВ

Всебічно охарактеризовані активні на новітньому етапі розвитку лінійні геоструктури (лінеаменти) Українського щита та його схилів, виявлені на основі структурно-геоморфологічних та аерокосмічних методів дослідження. Наведені основні дані про виділені лінеаментні зони, включно з їхньою назвою, рангом, основними параметрами (азимутом простягання, довжиною, шириною), морфологічним типом, співпадання з відомими розломами (успадкованість розвитку) та пошукову перспективність.

В результаті картування активних на новітньому етапі розвитку геоструктур Українського щита (УЩ) та його схилів за допомогою структурно-геоморфологічних і аерокосмічних методів дослідження нами були встановлені і вивчені об'єкти двох типів – лінеаменти і кільцеві геоструктури (КС). Детальне вивчення цих структур показало, що перші відображають, головним чином, різного порядку лінійні розривні структури, а другі – об'ємно-площові неоднорідності тектоносфери.

Широко відома неоднозначність трактування терміна "лінеамент" численними дослідниками призвела до того, що дотепер під ним продовжують розуміти різні за генезисом лінійні утворення.

У найбільш загальному виді лінеамент є елементарною лінією зміни параметрів географічного, геологічного і геофізичного середовищ. Ними можуть бути розломи, зони підвищеної тріщинуватості, структурні неузгодження, стратиграфічні, літологічні або петрографічні границі, лінійні геофізичні аномалії, елементи рельєфу й інші компоненти ландшафту, у тому числі і не пов'язані з геологічними процесами [1-9, 15-29, 31-33, 37-39].

У той же час, більшість дослідників вважає, що в найбільш типовому випадку лінеаменти є, як мінімум, поверхневим відображенням різних за розмірами, віком і глибиною закладення розломних структур. На наш погляд, в оптимальному варіанті, лінеамент є своєрідною тріадою, що містить у собі: 1) глибинну лінійну неоднорідність, 2) розлом (зону розломів) у твердих оболонках Землі і 3) лінійно організовані елементи ландшафту на поверхні. При цьому, більшість їх перетерпіло активізацію на новітньому етапі розвитку, оскільки в протилежному випадку їхнє відображення на аерокосмічних знімках і топопланшетах було б досить проблематичним.

Добір лінеаментів геоструктурної природи з загального лінеаментного поля базується на співпаданні дешифрувальних ознак лінеаментів і власне розривних порушень.

На аерокосмоматеріалах лінеаменти фіксуються за лінійними штриховими і смуговими яскравісними аномаліями або (і) геометричним характером об'єктів на зображенні.

У ландшафті вони виявляються як упорядковані спрямлені елементи гідрографічної сітки й осьові лінії вододілів, рідше у вигляді градієнтних уступів, ланцюжків окремих форм рельєфу, лінійних ґрунтово-рослинних аномалій тощо.

Таким чином, у результаті проведення морфографічного і морфометричного аналізів і обробки аерокосмічних знімків нами були виділені ті лінеаменти і їх зони, що активно

впливали на формування сучасного рельєфу. Вони являють собою ділянки лінійної концентрації проявів регіональних геологічних процесів і явищ.

У межах досліджуваної території *лінеаментні зони (ЛЗ)* утворюють дві домінуючі (ортогональна $0^\circ \perp 90^\circ \pm 5^\circ$ і діагональна $40-50^\circ \perp 130-320^\circ$) і дві діагональні пригнічені ($30-35^\circ \perp 300-305^\circ$ і $60-70^\circ \perp 330-340^\circ$) системи, які представлені прямолінійними (або близькими до таких) сполученими і взаємно перпендикулярними ЛЗ відповідно домінуючих і пригнічених напрямків (рис. 1).

Визначення рангу ЛЗ ускладнено в зв'язку з тим, що дослідженнями охоплена відносно невелика за площею територія. Вирішення цього питання можливо лише при постановці дрібномасштабних досліджень з охопленням великих площ (або ж істотному збільшенні (розширенні) району досліджень у використаному нами масштабі 1:500 000).

В якості першого кроку у класифікації виявлених активних на новітньому етапі розвитку лінійних структур, пропонується зроблений нами деякою мірою умовний поділ їх на трансрегіональні, регіональні 1-го і 2-го порядків ЛЗ й одиночні лінеаменти.

Однією з найбільш важливих характеристик ЛЗ є співвідношення між собою груп ландшафтних індикаторів, на підставі яких вони виділені. Неотектонічно активні розломи відображаються в орогідрографії (а відповідно, на аерокосмоснімках і топопланшетах), головним чином, двома такими основними способами. З одного боку, – це аномальні концентрації спрямлених ділянок різнопорядкових елементів ерозійної мережі ("ерозійні" ландшафтні індикатори), з іншого боку – аналогічні концентрації спрямлених ділянок осей вододілів і рідше уступів у рельєфі ("вододільні" ландшафтні індикатори). Очевидно, неотектонічні розломи (ЛЗ), виділені по аномальних згущеннях спрямлених ділянок ерозійної сітки тією чи іншою мірою ослаблені і можуть зв'язуватися з зонами відносного розтягування. Навпаки, розломи, відображені в особливостях будови і просторового розміщення вододілів і градієнтних уступів, формувалися в умовах відносного стиску. У випадку ж приблизно рівної кількості ландшафтних індикаторів зазначених двох основних груп (при їхній розбіжності не більше, ніж у 1,2 раза), як свідчать дослідні спостереження, у тому числі зіставлення отриманих результатів з відомими тектонічними картами, – лінеаменти утворювалися при перевазі сковзання (здвигу, зрізу або сколювання). Природно, що ця ознака є непрямою і дозволяє розділити виявлені неотектонічно активні розломи за механізмом утворення і способом прикладання тектонічних сил (навантаження) тільки в першому наближенні. Отримані результати мають потребу в обов'язковому засвідченні апріорними геолого-геофізичними даними.

ЛЗ домінуючих систем є багатокомпонентними як по кількості лінеаментів, що входять до складу зон, так і по загальній кількості виявлених ЛЗ; вони чітко відображені на топокартах і аерокосмоматеріалах і, як правило, знаходять підтвердження при аналізі геолого-геофізичних матеріалів [10-14, 20, 25, 30, 34-36].

ЛЗ домінуючої системи $0^\circ \perp 90^\circ (\pm 5)^\circ$ представлені 22-ма субмеридіональними і 12-ма субширотними ЛЗ (див. рис. 1).

Відстань між як субмеридіональними (змінюється від 15 до 70 км, складаючи в більшості випадків 30-35 км), так і субширотними (змінюється також від 15 до 70 км, у більшості випадків дорівнює 20-30 км) зонами досить постійна. Іноді фіксується зближене між собою їхнє розміщення (до 15-20 км), що дозволяє допустити утворення ними більш великих лінійних структур (див. рис. 1).

Відзначається досить значна близькість субширотних і субмеридіональних ЛЗ за такими характеристиками, як довжина і ширина (потужність). Довжина перших складає 75-490 км (як правило, 400-450 км), а других – 120-720 км, але у більшості випадків також

400-450 км (при цьому майже усі вони хоча б в одному напрямку виходять за границі досліджуваного району); а ширина, відповідно, – 3-25 км проти 4-40 км.

ЛЗ ортогональної системи чітко витримані за напрямком (майже усі вони, крім субмеридіональних Ананівсько-Одеської та Волновасько-Білосарайської, вкладаються в її обмежувальні рамки). У цілому для ЛЗ субмеридіонального напрямку характерна перевага ерозійних ландшафтних індикаторів, а для субширотних – вододільних, унаслідок чого практично всі субмеридіональні зони інтерпретовані нами як скиди (у той же час окремі ділянки двох з них, – у межах центральної частини УЩ, характеризуються зворотним співвідношенням цих двох основних груп ландшафтних індикаторів і виділені нами як скидо-підкиди), а більшість субширотних – як підкиди (дев'ять, дві як скидо-підкиди, одна – підкидо-здви́г).

ЛЗ домінуючої системи 40-50° \pm 310-320° представлені 14-ма ЛЗ північно-східного напрямку і 7 зонами північно-західного орієнтування.

Відстань між ЛЗ північно-східного напрямку змінюється в межах від 15 до 90 км, складаючи в більшості випадків 30-50 км.

Відстань між північно-західними зонами на небагато менша (від 15 до 50 км), як правило, – 25-40 км, однак сталість "кроку" фіксується також чітко (див. рис. 1).

Північно-західні та північно-східні зони близькі між собою за довжиною і шириною: установлена довжина перших складає 80-570 км (як правило, перевищує 250 км) при ширині 3-25 км (у середньому 5-8 км), а других – 110-600 км (у більшості випадків – близько 400 км), при ширині 5-25 км (як правило, до 10 км).

Система характеризується недостатньою витриманістю за напрямком. При досить великих її обмежувальних рамках (10°) вісім ЛЗ виходить за них: максимальне відхилення (в усіх випадках тільки у більшу сторону) – 3° для північно-східних зон і 5° – для північно-західних.

За своєю морфологією (кінематикою) практично всі північно-східні ЛЗ віднесені нами до здвигів або скидо-здви́гів (тобто вони дешифровані по рівній або приблизно рівній кількості ерозійних і вододільних індикаторів) і тільки одна зона (Вілківсько-Полтавська) інтерпретована як здви́го-підкид (перевага вододільних індикаторів). Всі північно-західні ЛЗ інтерпретовані як здви́го-скиди.

ЛЗ пригнічених систем утворені сполученими і взаємно перпендикулярними зонами пригнічених напрямків. Головні відмінності пригнічених систем від домінуючих полягають в істотно меншому їхньому кількісному складі (як по кількості виявлених ЛЗ, так і загальній чисельності лінеаментів, а також по кількості елементарних лінеаментів у складі зон), частіше прослідковується одиночна (а не зональна) форма поширення лінеаментів. Як правило, вони значно рідше знаходять підтвердження геолого-геофізичними даними (часто підтверджуються лише фрагментарно), іноді менш чітко виражені на топокартах і аерокосмоматеріалах.

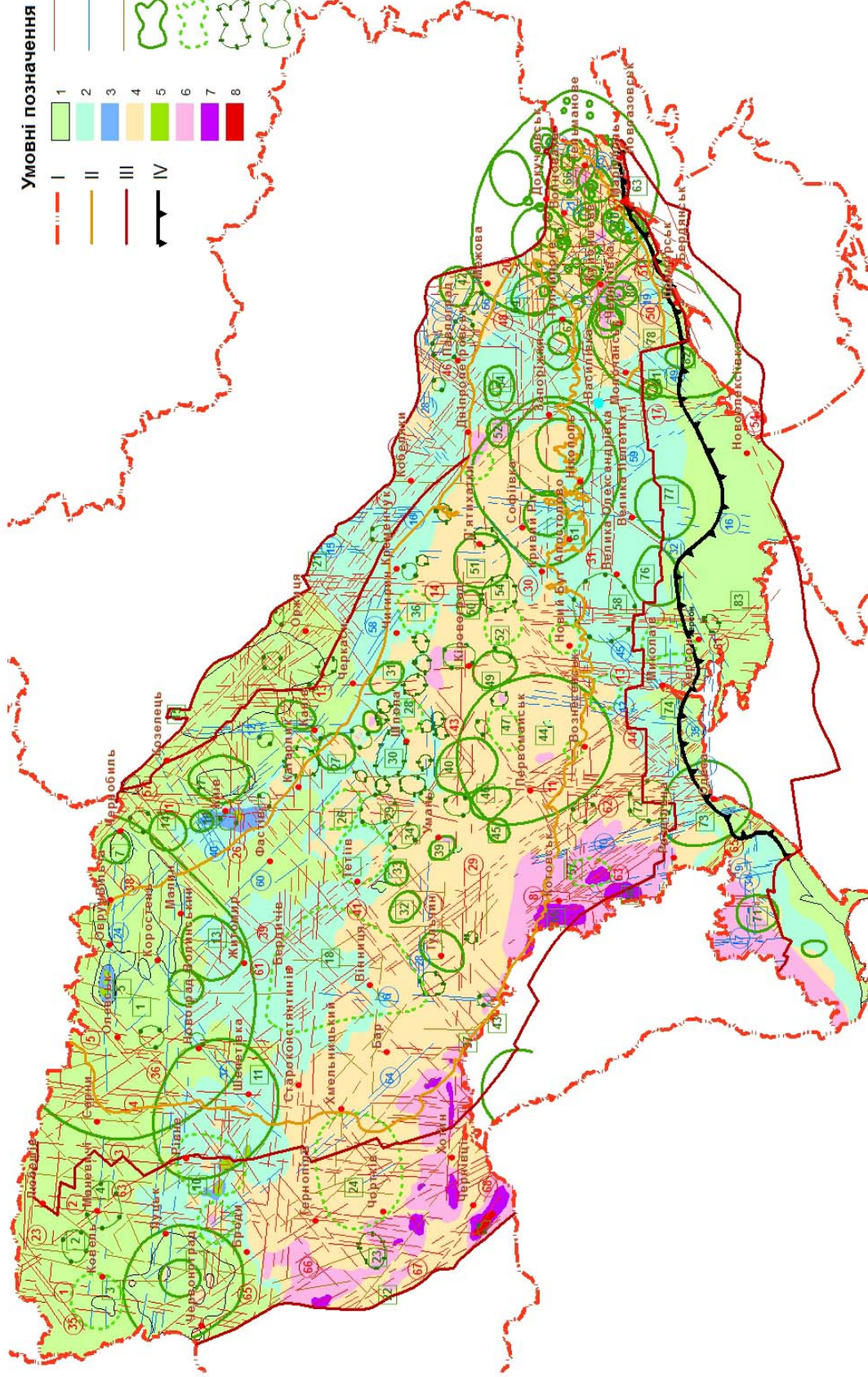
ЛЗ пригніченої діагональної системи 30-35° \pm 300-305° представлені чотирма зонами північно-східного орієнтування і трьома – північно-західного (при цьому потрібно відзначити, що дві лінійні структури цієї системи відносяться до трансрегіональних).

Три з чотирьох зон північно-східного напрямку сконцентровані в південно-східній частині регіону і розташовані на невеликій відстані одна від одної (10-20 км), тобто вони швидше за все утворюють могутню трансрегіональну лінійну структуру (довжина цих зон 230-350 км, а ширина – 6-18 км).



Умовні позначення

- | | |
|---|----|
| — | 1 |
| — | 2 |
| — | 3 |
| — | 4 |
| — | 5 |
| — | 6 |
| — | 7 |
| — | 8 |
| — | A |
| — | Б |
| — | В |
| — | а) |
| — | б) |
| — | В) |
| — | Г) |



1 сантиметр = 60 000 метрів

Рис. 1. Карта новітньої тектоніки Українського щита та його схилів масштабу 1:500 000 (зменшено).

Пояснення до умовних позначень

I - межа, південніше якої при більш детальних дослідженнях можливе знаходження невеликих за розміром локальних контурів з від'ємними значеннями сумарних амплітуд пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори; II - нульова ізогіпса поверхні кристалічного фундаменту; III - тектонічні межі за [34]; IV – Держаний кордон України; Сумарні амплітуди пізньопліоцен-четвертинних вертикальних рухів земної кори (за морфометричними даними), мм: 1 - 0-25; 2 - 25-50; 3 - 50-75; 4 - 50-100; 5 - 75-100; 6 - 100-150; 7 - 150-200; 8 - >200; Лінеаментні зони: А - трансрегіональні і регіональні 1-го порядку; Б - регіональні 2-го порядку; В - одиночні лінеаменти; Кільцеві структури : а) - успадкований морфологічний тип; б) - неуспадкований морфологічний тип; в) - проміжного морфогенетичного типу; г) - безкореневого морфогенетичного типу

Північно-західна Чорнобильсько-Маріупольська ЛЗ (№ 57 на рис. 1 і в табл.) є південним бортом Дніпровсько-Донецького авлакогену (визначена довжина 850 км при ширині 11-30 км).

Таблиця 1. Основні відомості про активні на новітньому етапі розвитку лінеаментні зони Українського щита та його схилів

№ на карті	Назва, ранг ЛЗ	Азимут	Д / Ш, км	К / Д ₁ -Д ₂ , км	К _{ср} /К _{вод}	Співпадання зони з відомими розломами	Морфо - тип	Пошукова перспективність
<i>Лінеаментні зони домінуючої ортогональної системи 0 ± 90° (± 5°)</i>								
1	Ковельсько-Івано-Франківська, 1	0-2	435 ^{x2} /10-20	35/5-35	27/12	+ Рогатинський	С	Cu, Pb, Zn, BB, Rm, ПБ, S
2	Любашівсько-Чернівецька, 1	0-1	435 ^{x2} /10-25	43/8-60	30/15	+	С	Cu, Pb, Zn, Rm, mu, Mo, P, TR, gr, ПБ
3	Сарнинсько-Хмельницька, 1	0-1	400 ^{x1} /10-15	39/7-50	25/16	+ Рівненський	С	Cu, Zn, Pb, P
4	Сарнинсько-Окницька, 1	0-2	440 ^{x2} /12-25	56/7-60	35/23	++ Корецько-Шепетівський	С	Fe, Ti, Ni, Cu, Zn, Pb, P, mu, gr
5	Олевсько-Могильовська, 1	359-0	405 ^{x1} /10-20	37/9-75	25/14	++	С	Rm, Mo, P, mu, gr, TR, gr, ПБ
6	Вінницько-Ялпугська, 2	359-1	490/3-9	21/7-20	14/7	+	С	Rm, TR, Ni, BB
7	Китайська, 2	0-1	120 ^{x1} /4-5	14/6-25	12/4	+ границя P ₃ -N ₁	С	BB
8	Гайворонсько-Сасикська, 1	0-1	380 ^{x1} /7-10	35/3-30	24/12	++ Саратський (Арцизький)	С	Fe, BB
9	Котовсько-Тузлівська, 2	356-358	200/5-12	23/2-40	16/10	++ Придністровський	С	Fe, BB
10	Ананівсько-Одеська, 2	351-356	200 ^{x1} /8-12	35/7-25	14/23	++ Тальнівський	С-П	Fe, Rm
11	Брагинсько-Одеська, Т	355-0	490 ^{x2} /15-20	112/5-45	70/45	++Першотравнево-Трактемирівський	С	Ni, W
12	Чернігівсько-Гнилославецька, 2	359-2	450 ^{x2} /7-10	42/5-30	28/15	-	С	Au, Ag
13	Ніжинсько-Миколаївська, 1	359-1	450 ^{x2} /16-25	92/5-60	40/55	++ Кіровоградський, Миколаївський	С-П	BB, gr
14	Шосткінсько-Скадовська, 1	359-1	410 ^{x2} /12-25	88/5-45	58/32	++ Херсонський, Західно-Інгулецький,	С	Mo, BB
15	Миргородсько-Кременчуцька, 2	0-1	170 ^{x1} /5-9	18/3-35	12/7	+ Криворізько-Кременчуцький	С	BB

16	Решитилівсько-Чаплинська, 2	0-3	390 ^{x1} /11-15	42/7-30	18/12	+	С	ВВ
17	Карловсько-Малоутлюкська, 1	358-3	370 ^{x1} /13-25	56/6-45	26/18	+Мелітопольський	С	ВВ
18	Лозовсько-Обиточна, 1	355-0	250/16-20	55/4-28	34/23	+	С	ВВ
19	Гуляйпольсько-Приморська, 2	359-0	160/6-9	20/5-25	14/8	++ Центрально-Приазовський	С	Fe, Rm, ПВ, ВВ
20	Барвенковсько-Бердянська, 1	358-0	240 ^{x1} /14-18	40/5-30	27/14	+	С	ПВ
21	Волновахсько-Білосарайська, 2	4-6	75/5-7	8/7-20	5/3	+	С	ПВ
22	Кутейніковсько-Новозовська, 2	3-5	100/3-4	16/5-10	11/5	++ Грузько-Сланчикський	С	Ni, Cu, ПВ
23	Поліська, 1	90-92	430 ^{x2} /30-40	30/8-65	12/18	++ Південно-Ратновський	С-П	V, Ti, Fe, Rm, Ni, Sn, Cu, F, ku, Pb, Au, Ag, Mo
24	Ковельсько-Вільчанська, 2	89-90	405 ^{x1} /8-15	21/7-45	8/14	+Поліський	П	Ti, P, Rm, Fe, Ag, Au, Pb, Zn, Mo
25	Локачинсько-Коростенська, 2	89-90	410 ^{x1} /12-20	35/8-45	12/25	+ Володимир-Волинський	П	TR, Rm, W, Mo, ВВ
26	Червоноградсько-Пирятинська, 1	90-91	215/8-13	14/7-35	5/10	+	П	Fe, Ti, P
27	Львівсько-Миргородська, 1	90-91	680 ^{x2} /20-35	72/6-70	30/45	++ Андрушівський	П	Cu, Pb, Zn, P, Mo, gr, Pb, Sn, Fe, ВВ, ПВ
28	Тулчинсько-Славянська, 2	89-90	200/4-6	35/5-30	12/25	+	П	TR, Ni, ПВ, ВВ
29	Хогинсько-Дніпропетровська, 1	89-90	720 ^{x1} /7-14	48/10-50	18/32	+ Суботсько-Мошоринський	П	Fe, Ti, gr, Rm, Au, Cu, Pb, Sn, go, Ti, Fe, Ni, ВВ
30	Криворізько-Амвросієвська, 1	90-91	480 ^{x1} /25-27	94/8-20	42/56	++ Девладівський, Бобринецький	П-3	Mo, TR, F, Rm, Fe, Mn
31	Котовсько-Тельманівська, 1	88-90	725 ^{x2} /8-30	122/5-40	70/55	+ Конкський	П-С	Fe, Mo, Ni, gr, cor, TR, F, Rm, Mn
32	Роздільненсько-Херсонська, 2	89-91	325 ^{x1} /6-12	42/5-30	17/30	+ Північно-Таврійський	П	ПВ, ВВ
33	Одесько-Цюрупинська, 2	89-90	150/6-8	12/7-16	3/12	+ границя К ₂	П	ПВ, ВВ
34	Березинсько-Іллічівська, 2	89-90	120 ^{x1} /7-10	16/4-20	8/14	+	П	ПВ, ВВ
Лінеamentні зони домінуючої діагональної системи 40-50⁰ ⊥ 310-320⁰								
35	Вижевська, 1	48-53	110 ^{x2} /8-12	5/20-70	3/2	++ Вижевський	3-С	Fe, Ti, Cu

36	Івано-франківсько-Лельчицька, 1	40-50	540 ^{x2} /15-25	38/9-100	23/16	++ Пержансько-Кременецький	3-С	Rm, Sn, W, TR, F, Ti, P
37	Шепетівсько-Коростенська, 2	40-50	190/9-15	8/10-70	6/4	+	3-С	Rm, mu, Ti, P, Ni, Mo, W, Cu, Ag
38	Залецико-Вільчанська, 1	45-50	260 ^{x1} /5-10	15/6-55	10/7	++ Тетерівський	3-С	Ti, F, Mo, Cu, gp
39	Окницько-Чорнобильська, 1	40-50	400 ^{x1} /10-16	36/7-50	22/16	+ Троянівський	С-3	TR, Rm, Ni, Au, Fe, Ti, BB
40	Макарівсько-Козелецька, 2	49-52	140 ^{x1} /7-10	24/5-30	14/12	+	3	ПВ, BB
41	Могильовсько-Ніжинська, 1	48-52	390 ^{x1} /5-15	56/9-50	35/24	++ Немирівський	3-С	Fe, TR, W
42	Крижопільсько-Варшавська, 1	45-50	420 ^{x2} /18-25	55/6-40	27/29	+ Володарський	3	Rm, Ni
43	Фрунзовсько-Миргородська, Т	45-52	400 ^{x2} /10-20	52/8-30	26/28	++	3	Mo, BB, ПВ
44	Вілковсько-Полтавська, 1	42-46	600 ^{x1} /8-25	72/8-50	31/42	++ Алібейський, Чорноморський	3-П	Au, Ag, BB
46	Цюрупинсько-Орельська, 1	40-45	300 ^{x1} /10-12	34/5-30	17/19	+ Дерезуватський	3	BB, ПВ
47	Новотавричинсько-Близнюківська, 2	40-45	120 ^{x1} /7-10	17/10-35	9/9	+	3	BB, ПВ
49	Гирсовсько-Великоновоселківська, 2	40-45	190/6-9	21/4-30	12/11	+	3	Fe, Rm
53	Східно-Маріупольсько-Катеринівська, 2	40-50	120 ^{x1} /4-5	15/4-15	9/6	+	3-С	Rm
58	Вільчансько-Вишгородська, 2	310-315	80 ^{x1} /10-11	4/10-60	3/2	+	3-С	Ti, P, Rm, Sn, W
60	Олевсько-Фастівська, 1	310-315	150/16-25	9/6-25	6/4	++ Центральний	3-С	Ti, P, Rm, W, Mo, Au
61	Сарнинсько-Тетіївська, 1	315-325	425 ^{x2} /12-18	49/6-47	30/21	++ Сарнинсько-Варварівський, Смільчинський	3-С	Fe, Ti, Ni, Rm, W, Cu, Au
62	Шепитівсько-Очаківська, 1	315-325	570 ^{x2} /5-15	57/7-50	36/24	++ Хмільницький, Бузький, Гвоздівський	3-С	Fe, Ni, W, TR, Rm
63	Маневичсько-Одеська, 1	310-325	570 ^{x2} /5-15	57/7-50	35/23	++ Хмільницький, Бузький, Придністровський	3-С	Fe, Ni, W, TR, Rm
64	Луцько-Копайпольська, 2	315-320	260/3-10	18/6-75	11/7	++ Подільський	3-С	TR, Fe, Cu, Pb, Zn
65	Червоноградсько-Окницька, 2	315-325	375 ^{x1} /8-20	22/6-70	14/8	++ Сокальський	3-С	TR, Zn, Pb, P, BB
<i>Лінеamentні зони пригніченої діагональної системи 30-35⁰ ⊥ 300-305⁰</i>								
48	Молочансько-Барвенковська, 1	30-35	270 ^{x1} /6-8	27/10-35	12/18	+	3-Н	BB, ПВ

50	Донецько-Гурзуфська, Т	30-35	1000 ^{x2} /15-20	80/6-100	46/36	++ Донецько-Гурзуфський, Обиточненський, Волновасько-Чорнухинський, Катерининський	С-3	Ta, Nb, TR, Be, W, Cu, Pb, Hg
51	Приморсько-Ларинська, 1	30-35	230 ^{x1} /8-12	22/5-40	12/11	+	3	Rm, TR, Sn, Au, gp
52	Маріупольсько-Кутейніківська, 1	30-35	350 ^{x1} /7-8	40/5-60	24/18	++ Кальміуський	С-3	La, Mo, Cu, Zn, V, Co, Hg
55	Кустоловсько-Макіївська, 2	300-305	280 ^{x2} /15-18	52/5-45	30/22	++	3-С	BB
57	Чорнобильсько-Маріупольська, Т	300-305	850 ^{x2} /11-30	350/5-50	205/170	++ Сорочинський, Куйбишевський, Дніпродзержинський	С-3	Rm, TR, F, gp, Al, Cu, Sn, Fe, BB
68	Калушсько-Вашковська, 1	295-305	250 ^{x2} /20-35	26/9-55	10/17	+	Н-С	Ag, Pb, Zn, cs, BB, Au
Лінеаментні зони пригніченої діагональної системи 60-70° ± 330-340°								
45	Ягорлицько-Херсонська, 2	60-62	150/7-8	8/12-30	6/4	–	3-С	ПВ
54	Сивашсько-Каркінітська, Т	65-70	300 ^{x2} /15-20	38/10-70	23/16	+ Бердянсько-Маріупольський	С-3	TR, Ti, Zr, Mo, BB
56	Першотравенсько-Білосарайська, 2	330-335	180/7-10	22/6-25	12/11	+ Малоаяніольський	3	Fe, Rm, gp
59	Жовтоводсько-Кирилівська, 2	326-330	150 ^{x2} /10-14	28/4-35	16/14	+	3	Fe, Cu, Au
66	Червоноградсько-Хотинська, 1	330-335	350 ^{x2} /10-18	27/7-60	12/17	++ Белз-Балучинський	Н-С	TR, Rm, BB
67	Львівсько-Чернівецька, 1	330-335	300 ^{x2} /15-25	44/8-40	20/25	++ Хлевчани-Перемишлянський, Чернівецький	Н-С	Cu, S, cs, BB, Au

Примітка: ранг лінеаментних зон: Т – трансрегіональна. 1 – регіональна 1-го порядку, 2 – те ж 2-го порядку; С – скид; П – підкид; 3 – здвиг; Н – надвиг; ++ – лінеаментна зона повністю співпадає з відомим розломом; + – те ж, але частково (фрагментарно); – – лінеаментна зона не відображається в показниках, що аналізуються; BB – вуглеводні (нафта, газ), ПВ – підземні води тріщинного типу; ^{x1} – лінеаментна зона виходить за межі досліджуваного району в одному напрямку; ^{x2} – те ж, але в обох напрямках.

Система характеризується витриманістю за напрямком: тільки одна зона виходить за її обмежувальні рамки (Калушсько-Вашківська, максимальне відхилення її в меншу сторону сягає 5° – за рахунок дугоподібності).

На основі аналізу виразності ЛЗ даної системи в ландшафтних індикаторах п'ять з них віднесені до здвигів або скидо-здвигів, а дві – до скидо-надвигів.

ЛЗ пригніченої системи 60-70° ± 330-340° представлені двома зонами північно-східного напрямку і чотирма – північно-західного. Усі північно-західні зони віднесені до регіональних 1- і 2-го порядків, одна з північно-східних – до трансрегіональних.

Сивашсько-Каркінітська ЛЗ північно-східного напрямку (№ 54 на рис. 1) трансрегіональна за своїм рангом і є південною (південно-східною) границею Східно-Європейської платформи.

Північно-західні зони мають довжину від 150 до 350 км при ширині 7-25 км, а північно-східні – 150-300 та 7-20 км відповідно.

ЛЗ системи мають задовільну витриманість за напрямком: тільки одна – Жовтоводсько-Кирилівська зона виходить за її обмежувальні рамки (максимальне

відхилення у меншу сторону сягає 4°).

За кінематичними характеристиками дві з цих зон є здвигами, ще дві – скидо-здвидами і стільки ж віднесені нами до надвиго-скидів.

У стислому виді основні відомості про виділені ЛЗ наведені в табл. 1 (включаючи їх номер на карті, назву, ранг, довжину, ширину, азимут простягання, морфологічний тип, співпадання з відомими розломами (успадкування) і пошукову перспективність). Крім того, більш детально ці і деякі інші дані (зокрема, відображення відкартованих ЛЗ у магнітному і гравітаційному полях, сейсмічних матеріалах) викладені в ряді опублікованих робіт та звітів про НДР [1, 3-9, 17, 19, 27, 31-33, 38, 39].

На закінчення відзначимо кілька наступних обставин, які мають відношення до усіх вищеописаних систем:

1) до складу кожної з виділених систем, крім ЛЗ, природно, входять одиночні (локальні) лінеamenti, частково показані на рис. 1, однак не описані в тексті;

2) настільки чіткий поділ зон по системах ні в якій мірі не можна розуміти однозначно: безсумнівно між ними існують усілякі типи взаємин, зокрема, у генетичному і кінематичному планах. У першу чергу це відноситься до здвигів і близьких до них за механізмом утворення і способом прикладання тектонічних сил (навантаження) розривних порушень, що часто утворюють у плані складні "віргуючі" малюнки, які можуть поєднувати кілька сусідніх систем.

1. Блоковая тектоника кристаллического фундамента Днепроовско-Донецкого авлакогена (в связи с нефтегазоносностью) / [Чебаненко И.И., Чекунов А.В., Клочко В.П. и др.]; под. ред. Чебаненко И.И., Гавриленко Н.М., Клочко В.П. – К.: Наук. думка, 1991. – 156 с.

2. Буш В.А. Система трансконтинентальных разломов Евразии / В.А. Буш // Геотектоника. – 1983. – №3. – С. 15-31.

3. Верховцев В.Г. Опыт проведения крупномасштабных аэрокосмотектонических исследований (на примере Мариупольско-Стародубовского эталонного участка) / В.Г. Верховцев // Тектоника и стратиграфия.–1989. – Вып. 30. – С. 6-12.

4. Верховцев В.Г. Линейные и кольцевые морфоструктуры междуречья Припять-Уж-Тетерев (в пределах 30-километровой зоны Чернобыльский АЭС / В.Г. Верховцев, И.С. Потапчук, Л.Ф. Верховцева и др. // Тектоника и стратиграфия. – 1993. – Вып. 33. – С. 37-41.

5. Верховцев В.Г. Системы разломов платформенной части территории Украины (опыт тектонофизической интерпретации)/ В.Г. Верховцев, Т.А. Знаменская, И.И. Чебаненко // Геол. журн. – 1994. – №4-6. – С. 115-127.

6. Верховцев В.Г. Активные на новейшем этапе развития линейные геоструктуры Украины (результаты исследований масштабов 1:500 000-1:1 000 000) / Верховцев В.Г // Геол. журн. – 2004. – №3. – С. 59-66.

7. Верховцев В.Г. Прикладные (поисковые и инженерно-геологические) аспекты изучения платформенных геоструктур Украины / Верховцев В.Г. // Екологія довкілля та безпека життєдіяльності. – 2005. – №3. – С. 80-92.

8. Верховцев В.Г. Новітні платформні геоструктури України та динаміка їх розвитку: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геол. наук: спец. 04.00.01 „Загальна та регіональна геологія” / В.Г. Верховцев – К., 2008. – 36 с.

9. Верховцев В.Г. Новейшая тектоника района размещения Южно-Украинского энергокомплекса / В.Г. Верховцев, О.В. Титаренко // Геолог України. – 2008. – №3. – С. 58-66.

10. Геодинамическая карта Украины. Масштаб 1:1 000 000 / ред. Л.С. Галецкий, В.Г. Пастухов. – К., 1993.

11. Геологическая карта кристаллического основания Украинского щита. Масштаб 1:500 000 / гл. ред. Н.П. Щербак. – К.: ЦТЭ Мингео УССР, 1983. – 101 с.

12. Геология и металлогения докембрия Украинского щита: комплект карт масштаба 1:1 000 000 (геологическая, геологических формаций, метаморфических фаций, разломно-блоковой тектоники, геохимическая и металлогеническая) / гл. ред. Н.П. Сторчак. – К.: ЦТЭ Мингео УССР, 1984.
13. Геология и металлогения юго-западной части Восточно-Европейской платформы. Масштаб 1:1 000 000: комплект карт (Схема глубинного строения литосферы, структурно-формационная карта, карта структурного районирования, металлогеническая карта) / Гл. ред. А.И. Зарицкий. – К.: ГПП «Геопрогноз», 1992.
14. Геологічна карта докайнозойських утворень України. Масштаб 1:1 000 000 / Гол. ред. В.І. Калінін. – К., 2000.
15. Геотектоника Вольно-Подоллии / [Чебаненко И.И., Вишняков И.В., Власов Б.И. и др.], под ред. И.И. Чебаненко. – К.: Наук.думка. – 1990. – 244 с.
16. Голиздра Г.Я. О нарушениях юга Восточно-Европейской платформы по результатам дешифрирования телевизионных космических снимков / Г.Я. Голиздра // Изв. высш. учеб. завед. Геол. и разв. – 1980. – №10. – С. 28-33.
17. Динаміка геоструктур України та загальні закономірності розміщення корисних копалин / Слензак О.І., Радзівіл В.Я., Верховцев В.Г. та ін. – Звіт про НДР // Ін-т геол. наук НАНУ; №ДР 0198U003815. – К., 1999. – 218 с.
18. Докембрийские структуры по данным аэрокосмических и наземных геологических исследований / [Гречишников Н.П., Быстревская С.С., Еремеев Г.П. и др.] – К.: ИГФМ АН УССР, 1983. – 64 с.
19. Зони тектонічної активізації геоструктур України в зв'язку з передбаченням екологонебезпечних процесів і прогнозуванням деяких видів корисних копалин / [Радзівіл В.Я., Верховцев В.Г., Потапчук І.С. та ін.] – Звіт про НДР // Ін-т геол. наук НАНУ; № ДР 0204U006917. – К., 2004. – 346 с.
20. Карта разрывных нарушений и основных зон линейментов юго-запада СССР (с использованием материалов космической съемки). Масштаб – 1:1 000 000 / гл. ред. Н.А. Крылов. – К.: ЦТЭ Глав КГУ «Укргеология», 1988.
21. Космические методы в геологии / Кац Я.Г., Рябухин А.Г., Трифонов Р.М. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1976. – 243 с.
22. Основы линейментной тектоники / Кац Я.Г., Полетаев А.И., Румянцева Э.Ф. – М.: Недра, 1986. – 140 с.
23. Козлов В.Б. Космогеологические исследования систем разломов / Обзор ВИЭМС. – М.:1982. – 55 с.
24. Космическая информация в геологии / [Волчкова Г.И., Лукина Н.В., Макаров В.И. и др.] – М.: Недра, 1983. – 534 с.
25. Космическая карта СССР. Масштаб 1:2 500 000 / под. ред. Е.А. Козловского – М.: Мингео СССР, 1984.
26. Космогеология СССР / Афанасьева Н.С., Башилов В.И., Брюханов В.И.: под ред. В.И. Брюханова, Н.В. Межеловского. – М.: Недра, 1987. – 240 с.
27. Котляр О.Ю. Виявлення критеріїв сучасного положення південно-західної межі Східно-Європейської платформи за даними дистанційного зондування Землі / О.Ю. Котляр, В.Г. Верховцев // Геол. журн. – 2009. – №3 – С. 58-63.
28. Лопатин Д.В. Анализ структур фундамента Восточно-Европейской платформы дистанционными методами // Исслед. Земли из космоса. – 1981. – №6. – С. 35-40.
29. Макаров В.И. Линейменты (проблемы и направления исследований с помощью аэрокосмических средств и методов) // Исслед. Земли из космоса.–1981.–№4. – С. 109-115.
30. Металогенічна карта України. Масштаб 1:1 000 000 / гол. ред. Д.С. Гурський, 2002.
31. Розломна тектоніка України і локалізація корисних копалин (Український щит та Азово-Чорноморський регіон) / [Чебаненко І.І., Слензак О.І., Радзівіл В.Я. та ін.] – Звіт

про НДР: Ін-т геол. наук НАНУ; № ДР 01.9.1002.4949. –К., 1995. – 202 с.

32. Розломні геоструктури Українського щита та його схилів, їх просторово-часові співвідношення і новітня активізація / [Верховцев В.Г., Потапчук І.С., Шаталов М.М. та ін.] – Звіт про НДР // Ін-т геол. наук НАНУ; № ДР 0105U001004. – К., 2009. – 250 с.

33. Тектоника Северного Причерноморья / [Чебаненко И.И., Довгаль Ю.М., Знаменская Т.А. и др.]: под ред. И.И. Чебаненко. – К.: Наук. думка, 1988. – 164 с.

34. Тектоническая карта нефтегазоносных областей юго-запада СССР (с использованием материалов космической съемки). Масштаб 1:500 000 / гл. ред. Н.А. Крылов. – К.: ГКП ЦТЭ, 1987.

35. Тектоническая карта Украинской ССР и Молдавской ССР. Масштаб 1:1 000 000 / гл. ред. В.В. Глушко. – К.: ГКП ЦТЭ, 1988.

36. Тектонічна карта України. Масштаб 1:1 000 000 / відп. ред. Д.С. Гурський. – К.: УкрДГРІ, 2007.

37. Трофимов Д.М. Трансплатформенные и региональные дислокации Восточно-Европейской платформы по космическим и геолого-геофизическим данным / Д.М. Трофимов // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 4. Геология. – 1984. – №6. – С. 18-36.

38. Чебаненко И.И. Тектонические аспекты развития сквозных глубинных рудоконцентрирующих структур юго-восточной части УССР / И.И. Чебаненко, В.П. Бобров, В.Г. Верховцев и др. // Сквозные рудоконцентрирующие структуры: Сб. научн. тр. – М.: Наука, – 1989. – С. 104-110.

39. Чебаненко И.И. К проблеме юго-западной границы Восточно-Европейской платформы / И.И. Чебаненко, Б.И. Дмитриева, В.Г. Верховцев и др. // Геол. журн. – 1989. – №3. – С. 40-50.

В.Г. Верховцев, Ю.В. Юськів, В.Г. Швайко

АКТИВНЫЕ НА НОВЕЙШЕМ ЭТАПЕ РАЗВИТИЯ ЛИНЕЙНЫЕ ГЕОСТРУКТУРЫ УКРАИНСКОГО ЩИТА И ЕГО СКЛОНОВ

Всесторонне охарактеризованы активные на новейшем этапе развития линейные геоструктуры (линеаменты) Украинского щита и его склонов, выявленные на основе структурно-геоморфологических и аэрокосмических методов исследования. Приведены основные сведения о выделенных линеаментных зонах, включая их название, ранг, основные параметры (азимут простирания, длина, ширина), морфологический тип, совпадение с известными разломами (унаследованность развития) и поисковую перспективность.

V.G. Verkhovtsev, Yu.V. Yuskiv, V.G. Shvaiko

ACTIVE IN THE NEWEST DEVELOPMENT STAGE OF LINEAR GEOSTRUCTURES OF UKRAINIAN SHIELD AND ITS SLOPES

Authors far and wide characterized the linear geostructures (lineaments) of Ukrainian shield and its slopes active in the newest development stage, which have been recognized from structural geomorphologic and remote sensing data. Principal information about these lineament zones (including their names, rank, main parameters (strike azimuths, length, wide), morphological type and correlation with known faults (succeeding in development) and search outlooks is given.

П.И. ДИДЕНКО

Государственное учреждение “Институт геохимии окружающей среды НАН Украины”, г. Киев

ВЛИЯНИЕ РАДОНА НА НАСЕЛЕНИЕ УКРАИНЫ

Исследование радоновой обстановки и ее воздействие на население Украины представляет особую важность. Актуальность этой работы для областей очевидна, что объясняется воздействием радиационно-опасных факторов на организм человека. Определены факторы, влияющие на накопление радиоактивных газов в зданиях: геологическое строение территории, строительные материалы, вода и особенности конструкции здания. Получена информация, позволяющая оценивать уровни облучения населения радиоактивными газами и прогнозировать вероятность превышения в зданиях действующих нормативов.

Анализ данных по оценке эффективных доз облучения населения планеты от всех источников излучений показал, что суммарная доза облучения, в основном, обуславливается источниками природного происхождения [1–8]. В результате деятельности человека отдельные источники ионизирующего излучения природного происхождения могут концентрироваться. Из-за разработки урановых месторождений, шахт, заводов, атомных электростанций, хвостохранилищ происходит повышение вклада техногенных источников в суммарную дозу облучения населения. Накопленные в различных странах мира данные о дозах воздействия на население ионизирующего излучения природного происхождения свидетельствуют о значительных отличиях среднегодовых эффективных доз [5, 6]. Высокие дозы приходятся на население стран Европы: Финляндия, Швеция, Франция и Украина. Основным дозоформирующим фактором облучения населения планеты является радон [1]. Суммарный вклад космического облучения, природного гамма-фона и радиоактивности строительных материалов в среднегодовую эффективную дозу облучения значительно меньше вклада радона.

Радон высвобождается из земной коры повсеместно, но величина его среднегодовой эффективной дозы в различных регионах значительно отличается. Основными источниками радона в глобальной атмосфере Земли являются его выделение из недр и с поверхности Земли (2000 Ci в год), с поверхности морского дна (500 Ci в год), с поверхности мирового океана (30 Ci в год), из месторождений фосфатов (3 Ci в год), из отходов при добыче урана (2 Ci в год) [8].

Осознавая опасность воздействия радона на организм человека, ученые разных стран мира проводят исследования в рамках государственных противорадоновых программ, в основном, в таких направлениях: выявление источников радона, изучение факторов, механизмов и закономерностей поступления радона в здания, радиационно-гигиеническая оценка воздействия радона на организм человека, разработка научно-обоснованных нормативных документов и противорадоновых защитных мероприятий [9]. Учитывая неблагоприятные условия окружающей среды, для проживания населения Украины необходимо проводить исследования факторов среды, которые вредно влияют на здоровье населения в рамках социально-гигиенического мониторинга.

Исследования, которые проводятся в Украине, направлены на определение доз облучения населения природными источниками ионизирующего излучения, на мониторинг поступления радона в здания, на разработку норм радиационной безопасности населения.

На основании данных мониторинга была проведена суммарная оценка среднегодовых эффективных доз облучения населения Украины за счет источников природного происхождения [5, 6, 10, 11]. Суммарно от всех источников облучения до аварии на ЧАЭС и после нее население Украины получает в среднем около 6–7 мЗв в год. В течение среднего периода жизни (60–70 лет) человека суммарная доза может быть оценена 300–500 мЗв. Для половины жителей накопленные за жизнь дозы облучения составляют порядка 350–400 мЗв [12, 13].

Действующие в Украине нормативы природных источников облучения показывают, что проблема воздействия радона на население существует [14]. Основную часть суммарной дозы облучения (>70 %) население получает за счет радона и торона. Неуправляемая компонента суммарной дозы облучения населения Украины составляет около 20 %, а управляемая – 80 %, что свидетельствует о возможности разработки системы экономически и научно-обоснованных эффективных мер радиационной защиты населения от ионизирующего излучения природного происхождения.

На территории Украины (Днепропетровская, Кировоградская, Житомирская, Винницкая и Черкасская области) известны аномалии, в десятки и сотни раз превышающие нормативы для радона в зданиях, строительных материалах и воде. Мониторинг радона в различных областях Украины выявил, что эти факты не являются единственными. Результаты обследования более 24 тыс. зданий различных типов позволили установить, что в 19 % зданий концентрации радона превышают 100 Бк/м³, а в 0,3 % зданий были зафиксированы концентрации, превышающие 200 Бк/м³. В отдельных случаях были зафиксированы концентрации, превышающие 500 Бк/м³ [5, 6, 11]. Причины подобных радоновых аномалий, основные факторы и закономерности процесса поступления радона в здания широко исследовались зарубежными учеными [15–20]. Анализ результатов этих исследований позволил сделать вывод о том, что вероятность повышения содержания радона в грунте и воздухе зданий в различных странах определяется в основном геологическими особенностями их территорий, архитектурно-планировочными решениями конкретных типов зданий и климатическими условиями. Отечественные ученые [5, 13, 10, 11] в Украине изучали геологические особенности территории, основные источники и факторы, влияющие на поступление радона в здания, что было положено в основу научного обоснования системы радиационной защиты населения Украины и разработки нормативного документа НРБУ-97 [5, 6, 14]. К геологическим особенностям территории Украины относятся: состав пород, содержание в них урана, тория, радия, тектонические аномалии, которые обуславливают наличие потенциальных источников радона, определяют пути его миграции и концентрирования в грунте, строительных материалах и подземных водах. Треть территории Украины находится в пределах Украинского щита, которому присущи повышенные содержания урана, тория и радия. Поэтому высокие потенциальные уровни радона установлены в пределах Украинского щита [10, 11].

Высокие концентрации урана свойственны магматическим породам, прежде всего гранитам. Они могут быть приурочены к темноцветным сланцам, осадочным породам, содержащим фосфаты, а также метаморфическим породам, образовавшимся из этих отложений. Основными источниками радона являются горные и осадочные породы, содержащие уран, торий и радий: углистые сланцы с содержанием урана более 0,002 %; углеродисто-глинистые дикионемовые сланцы глауконитовых и оболовых песков и песчаников с содержанием урана более 0,005 %; углеродсодержащие гравелиты песчаников и алевролитов с содержанием урана более 0,005 %; граниты верхнего протерозоя с содержанием урана более 0,0035 %; калиевые, микроклиновые и плагиомикроклиновые граниты протерозойско-архейского возраста с содержанием урана более 0,005 %; гранитизированные архейские гнейсы с содержанием урана более 0,0035 %. Грунты и обломочные отложения, образовавшиеся в результате переработки указанных пород, обогащены ураном. В качестве основных источников радона в атмосфере Земли определены также отходы при добыче урана (2 Ci в год).

На Украинском щите расположены Житомирская, Винницкая, Кировоградская и Запорожская области, восточные части Ровенской и Хмельницкой области, северо-восточные части Одесской, Киевской (правобережье) и Черкасской областей, северные части Николаевской, Днепропетровской (правобережье) и Черкасской областей. Поэтому в зданиях этих областей часто наблюдается превышение нормативов по радону. Оценка доз облучения населения Украины свидетельствует о значительных вариациях радона в помещениях зданий [13, 11]. Максимальные значения активности радона отмечались в зданиях Херсонской, Одесской, Кировоградской и Черкасской областей; минимальные – в Волынской, Сумской и Киевской области (Полесский, Ирпенский и Киево-Святошинский районы).

Результаты мониторинга радона в помещениях зданий показали, что даже на территории одной области наблюдались различия в концентрациях радона. Определение средневзвешенных доз облучения населения за счет радона в помещениях зданий городов показало, что повышенные дозы облучения наблюдались в городах: Херсон, Черкассы, Винница, Одесса, Донецк, Киев, Тернополь, Желтые Воды, Вольногорск и Хмельник [13, 21, 10, 11].

Высокие концентрации радона в зданиях связаны с расположением зданий над шахтами (г. Кривой Рог Днепропетровской области). Старые выработки, которые накапливают большие концентрации радона, расположены под зданиями. Добыча железной руды ведется в основном открытым методом (взрывами), который приводит к значительной вибрации и создает трещины как подлежащего грунта, так и фундамента зданий. Эти условия способствуют интенсивному поступлению радона в подвалы, дальше – по вентиляционной системе в помещения зданий. Среднегеометрическое значение ЭРОА радона на первых этажах зданий составляет 143 Бк/м^3 (максимальные значения – $820\text{--}980 \text{ Бк/м}^3$). В этих зданиях на 4 и 5 этажах были зафиксированы концентрации радона – $200\text{--}300 \text{ Бк/м}^3$ (средние ЭРОА радона для квартир, расположенных выше первого этажа, – $15\text{--}20 \text{ Бк/м}^3$).

В пгт Маньковка Черкасской области в квартирах, расположенных выше первого этажа, были зафиксированы повышенные концентрации радона [6]. Изучение причин такой аномалии позволило установить, что водоснабжение зданий ведется из артезианских скважин, вода которых содержит радон. Среднее содержание радона в воде составляло 1000 Бк/кг (максимальные значения – 3000 Бк/кг). Суточные уровни колебаний объемной активности радона в воздухе квартир многоэтажных зданий составляли: $74\text{--}200 \text{ Бк/м}^3$ (первый этаж) и $22\text{--}168 \text{ Бк/м}^3$ (второй этаж).

Измерения радона в грунте и зданиях г. Киева показали значительные различия. Территория города в геоструктурном плане находится в зоне сочленения Украинского щита и Днепровско-Донецкой впадины. Концентрации радона в зданиях левобережной и правобережной частей города отличаются в 3–5 раз [10, 11]. Причиной этого явления может быть то, что около 70 % площади подстилающего фундамента города состоит из гранитоидов и восемь из десяти районов расположены в пределах гранитного массива, край которого проходит по правому берегу р. Днепр. Перекрытые маломощным чехлом рыхлых отложений гранитные породы характеризуются повышенными концентрациями радиоактивных элементов: урана, тория и радия.

С целью выявления радонопроводящих зон в грунте проводилась эманационная съемка. На 30 рекогносцировочных профилях длиной около 400 км было выполнено около 2500 измерений. Анализ результатов измерений показал, что фоновые концентрации радона в грунте левобережной части города составляли в среднем 12 кБк/м^3 , правобережной – 20 кБк/м^3 . На территории города было выделено три уровня радоновых полей: более $16,5 \text{ кБк/м}^3$ (на который приходится 30,9 % общей длины профилей); $16,5\text{--}30 \text{ кБк/м}^3$ (15,5 % длины профилей); 30 кБк/м^3 и выше (2,0 % длины профилей). Аномалии подпочвенного радона и торона в городе практически приурочены к районам развития разломных зон, перекрытых у дневной поверхности четвертичными мореными суглинками и глинами небольшой мощности. В пределах радоноопасных зон с объемной

активностью радона в грунте свыше 20 кБк/м^3 концентрация радона в помещениях превышает 100 Бк/м^3 , что обуславливает дозу облучения жильцов свыше 5 мЗв в год и такие зоны относятся к территориям радиэкологической опасности. На территории города было установлено, что средние уровни облучения населения (до $2,6 \text{ мЗв/год}$) характерны для 70 % от общего числа помещений в обследованных зданиях. Повышенный уровень облучения радона (до $5,5 \text{ мЗв/год}$) был зафиксирован в 10 % помещений от общего обследованного фонда, высокий уровень (свыше $5,5 \text{ мЗв/год}$) установлен в 2 % помещений в зданиях города.

Ожидаемые в связи с разнообразным рельефом различных районов города вариации объемной активности радона в грунте были подтверждены после обследования территорий возле станций Киевского метрополитена. Наблюдалось 3–7-кратное изменение объемной активности радона в грунте. Повышенные величины объемной активности радона наблюдались в районах станций метрополитена: «Дорогожичи», «Арсенальная», «Лыбидская», «Святошин» и «Республиканский стадион» [10, 11].

Исследования артезианских скважин, источников и колодцев в г. Киеве показали, что удельная активность радона в воде составила $1\text{--}34 \text{ Бк/кг}$ [11]; артезианских скважин Конча-Заспы – $1297\text{--}1657 \text{ Бк/кг}$ [23]. Удельная активность радона источников Киевской области составила: пригород г. Киева (Гостомельское шоссе и ул. Городская) – 207 Бк/кг [22] и г. Мироновка – $500\text{--}2000 \text{ Бк/кг}$ [23].

Индустриальные центральные и восточные регионы страны дополнительно несут значительную техногенную нагрузку: энергетика (ядерная и тепловая), металлургия, шахты, заводы, транспорт, хвостохранилища (рис. 1). Загрязнение промышленной пылью в Европе имеет два максимума: немецко-польская граница и восток Украины.

На территории Донецкой области сосредоточена пятая часть промышленного потенциала страны. Высокая концентрация промышленной и сельскохозяйственной промышленности, транспортной инфраструктуры, большая плотность населения создали тут огромную нагрузку на биосферу – наивысшую в Украине и Европе. Донецкая область является регионом с критическим состоянием окружающей природной среды. Экологические проблемы накопились в Донеччине на протяжении длительного времени, а негативные изменения, которые произошли в окружающей среде, приближаются к необратимым. Здесь сосредоточено 55,5 % промышленных токсичных отходов страны. Концентрации радона во многих зданиях в отдельных районах области превышают нормативные величины.

Приднепровский регион по уровню загрязнения окружающей природной среды занимает одно из главных мест в стране. Свыше 80 % населения проживает в городах с выраженной техногенной нагрузкой. Удельный вес экологической нагрузки Среднего Приднепровья для страны составляет около 40 %. Как следствие, наблюдаются высокие уровни загрязнения атмосферного воздуха, водных объектов, почвы в крупных промышленных центрах: Днепропетровск, Кривой Рог, Желтые Воды, Днепродзержинск, Павлоград и т.д. В области насчитывается более 600 предприятий – источников загрязнения атмосферного воздуха. Здесь расположены крупные тепловые электростанции: Приднепровская ГРЭС и Криворожская ГРЭС-2. В школах г. Днепродзержинска уровни радона и торона превышают нормативные величины в несколько раз. Радиэкологическая обстановка в г. Желтые Воды определяется наличием вблизи города Желтореченского месторождения урана, переработкой на гидрометаллургическом заводе урановых руд, накоплением радиоактивных отходов в хвостохранилищах [10, 11]. Мощность экспозиционной дозы в городе составляет $0,88 \text{ мЗв}$, но имеются участки, где этот показатель значительно выше. В городе в значительной части зданий концентрация радона превышает допустимый уровень. Установлено, что норматив ЭРОА радона 50 Бк/м^3 в зданиях г. Желтые Воды – 27 %; норматив 100 Бк/м^3 ЭРОА радона – 34 %. Доза облучения радоном населения города составляет $4,5 \text{ мЗв/год}$.



Рис. 1. Экологическая карта Украины. Генеральная схема планировки территории Украины

На территории Кировоградской области есть высокие концентрации радона, особенно в центральной части, которая расположена на массиве горных пород гранитоидного состава с повышенным содержанием радиоактивных элементов. Эту проблему осложняет использование в строительных целях местного минерального сырья и промышленных отходов с большим содержанием естественных радионуклидов. На многих участках города, включая жилые массивы, отмечается повышенный гамма-фон и высокие концентрации радона в зданиях ($20000\text{--}50000\text{ Бк/м}^3$). Объемная активность радона в грунте города достигает 100000 Бк/м^3 . На территории Петровского района в балке «Щербаковская» расположено хвостохранилище гидрометаллургического завода.

Исследования, проведенные в различных климатических зонах на территории Украины, свидетельствуют о существенном влиянии климатического фактора и метеорологических условий на колебания среднемесячной ЭРОА радона [9, 12, 21] и, следовательно, на величины суммарных среднегодовых доз облучения населения. Максимальные активности для большинства областей фиксируются в отопительный сезон, минимальные – в летнее время. С целью выяснения вариабельности ЭРОА радона в зданиях были проведены мониторинговые исследования. Установленные в процессе длительных исследований в одном из сел Черкасской области отношения среднемесячных ЭРОА радона к среднегодовым ЭРОА радона позволили определить коэффициенты, отражающие колебания поступления радона в здания. Наиболее близкими к среднегодовой ЭРОА радона оказались среднемесячные величины ЭРОА радона, полученные в сентябре и в апреле. Коэффициент соотношения “зима – лето” составил 3,4. Аналогичные исследования были проведенные в южных и центральных областях Украины. Показано, что соотношение коэффициентов “зима-лето” в Одесской области составило 10,6, в то время как для центральных областей изменяется от 1,6 (Народичский район Житомирской области) до 5,25 (Житомирский район) [6]. Определение зависимости концентрации радона в помещениях зданий от температуры, давления и влажности

показало, что зависимость концентрации радона от давления носит обратный характер. С ростом температуры увеличивается концентрация радона. Величина коэффициента соотношения концентраций радона, полученных в зимний и летний периоды для разных областей Украины, изменяется от 5 до 11, а вариабельность концентраций радона в воздухе зданий на уровне отдельных населенных пунктов может составлять до двух порядков. Так, например, по результатам обследования более чем 100 домов села Самчинцы Немировского района Винницкой области установлено, что концентрация радона в домах может изменяться от 25 до 469 Бк/м³ [6].

Для более точного определения среднегодовой эффективной дозы радона, воздействующей на население Украины, необходимо проведение длительных комплексных исследований по определению концентраций радона в конкретных помещениях зданий в различных климатических условиях и диапазона суточных колебаний этой величины для последующего учета закономерностей изменения суточных и сезонных колебаний этой величины.

Санитарно-гигиенические, эпидемиологические и радиологические аспекты проблемы накопления радона в помещениях жилых и производственных зданий, в рудниках и шахтах, воздействия радона на организм человека как фактора увеличения риска заболевания раком легких широко представлены в литературе, отчетах, публикациях МКРЗ, в нормативных документах [1, 5, 8, 12, 24, 25].

Согласно данным МОЗ Украины [26] в 80-х годах показатель заболеваемости населения злокачественными заболеваниями возрос в 3 раза по сравнению с 50-ми годами. Смертность населения от заболеваний органов дыхания (2003 г.) составляла 63,3 случаев, а от новообразований – 194,2 случаев на 100 тыс. населения. Это достаточно высокие величины для Украины по сравнению с радонобезопасной страной Нидерланды (24,2 случаев на 100 тыс. населения). Повышенные коэффициенты детской смертности ($K_{дс}$) наблюдались в 2003 г. в тех областях Украины, где было выявлено превышение нормативов по радону. В Херсонской области $K_{дс} = 10,7$, в Кировоградской – 10,7, Тернопольской – 9,1, Одесской – 10,6, Черкасской – 10,7, Кировоградской – 10,7. Для сравнения в Киевской обл. $K_{дс}$ равнялся 7,8.

В настоящее время не вызывает сомнений негативное воздействие радона на дыхательную систему человека и повышение риска заболевания раком легких. В мире происходит развитие научно-практического направления в области экологии и радиационной гигиены, в задачи которого входят экспериментальные и теоретические исследования по выявлению источников радона, механизмов его поступления и накопления в помещениях зданий с последующей оценкой риска возникновения онкозаболеваний населения, по разработке контрмер. В Публикациях МКРЗ «Защита от ²²²Rn в жилых зданиях и на рабочих местах» (№ 65, 1995 г.) [24] и «Защита населения в условиях пролонгированного облучения» (№ 82, 2000 г.) [25] описан ряд контрмер, приводящих к значительному уменьшению доз радона.

Анализ данных позволил провести оценку средних годовых эффективных доз воздействия радона на население. Оказалось, что при суммарной дозе облучения 6,15 мЗв в год в воздухе помещений доза радона составляет около 70 %. Обследование зданий на территории областей Украины показало, что около 20 % жилого фонда превышает норматив ЭРОА радона. Средневзвешенные по типам зданий и структуре жилого фонда эффективные дозы облучения населения были повышенными в Херсонской, Кировоградской, Тернопольской, Луганской, Одесской и ряде других областей. Значительная вариабельность концентраций радона наблюдалась в пределах одной области, города, поселка. Выявлено влияние различных факторов (геологические, климатические, сезонные, суточные) на концентрацию радона в воздухе помещений, что позволяет более точно определять суммарные годовые эффективные дозы облучения населения, риски возникновения онкологических заболеваний.

На основании результатов массовых измерений получена информация, позволяющая оценивать уровни облучения населения радоном и прогнозировать вероятность превышения в зданиях действующих нормативов. Однако, несмотря на успехи зарубежной и отечественной науки в области радиозащиты и санитарной гигиены,

проблема радона как в Украине, так и в других странах является еще недостаточно изученной, поскольку очень многие аспекты воздействия радона на организм в целом, органы, ткани и клетки еще остаются практически не исследованными. Поэтому становится все более необходимым проведение комплексных исследований по изучению воздействия радона на механизмы наследственности и изменчивости микроорганизмов, растений, животных и человека, а также изучению путей метаболизма радона и его продуктов распада, поступающих по отдельным звеньям пищевой цепочки в организм, поскольку без знания этих аспектов невозможно представить себе масштаб проблемы радона для населения Земли и в том числе для Украины. Все это указывает на необходимость проведения радиоэкологического мониторинга по всем областям Украины. Результаты мониторинга позволят выявить природные аномалии, превышения нормативов, влияние различных факторов на суммарные коллективные дозы облучения населения областей и на основе полученных данных провести более точную оценку радиационных рисков.

Выводы

Исследование радоновой обстановки и ее воздействие на население Украины представляет чрезвычайную важность. Актуальность этой работы для областей очевидна, что объясняется дополнительным воздействием радиационно-опасных факторов на организм человека.

Загрязнены радоном территории Украины: Днепропетровская, Кировоградская, Донецкая, Херсонская и Запорожская области. Определены факторы, влияющие на накопление радона в зданиях: геологическое строение территории, строительные материалы, вода и особенности конструкции зданий.

Получена информация, позволяющая оценивать уровни облучения населения радоном и прогнозировать вероятность превышения в зданиях действующих нормативов. Необходимо проводить паспортизацию зданий, что позволит разрабатывать и осуществлять меры по обеспечению радонобезопасности населения.

В качестве эффективного мероприятия радиационной защиты населения необходимо проводить информационно-просветительную работу среди населения для разъяснения природы радоновыделения, его влияния на организм человека и необходимость профилактических действий.

1. Ionising Radiation Sources and Biological Effects. UNSCEAR 1982. United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation Report to the General Assambly, United Nation. – New York, 1982.

2. Lung Cancer Risk from Indoor Exposures to Radon Daughters. ICRP Publication 50. // Annals of the ICRP. V. 17(1).

3. Радиация. Дозы, эффекты, риск. – М.: Мир, 1990. – 79 с.

4. Крисюк Э.М. Радиационный фон помещений. М.: Энергоатомиздат, 1989. 186 с.

5. Лось И.П. Гигиеническая оценка дозообразующих источников ионизирующих излучений природного и техногенного происхождения и доз облучения населения Украины: дисс. на соиск. уч. степ д-ра биол. наук.: 14.00.07. – К., 1993. – 402 с.

6. Павленко Т.А. Научное обоснование системы радиационной защиты населения Украины от радона-222. // Дисс. на соиск. уч. степ. канд. техн. наук: 05.26.05. – Киев, 1996. – 119 с.

7. Жуковский М.В., Ярошенко И.В. Радон. Измерение, дозы, оценка риска. – Екатеринбург: УрО РАН, 1997. – 215 с.

8. Levesque B., Gauvin D., McGregor R.G. Radon in residences: influences of geological and housing characteristics. // Health Physics. – 1997. – V. 72. – P. 907–914.

9. Лось І.П., Павленко Т.О. Огляд протирадонових програм різних країн / Гігієна населених міст. – 2000. – Вип. 36, ч. 1. – С. 173–180.

10. Komov I.L., Frolov O.S., Didenko P.I. et al. Methods and Facilities for the Assessment of the Radon-Hazard Potential. – Kyiv: Logos. – 2004. – 416 p.

11. Комов И.Л., Фролов О.С., Диденко П.И. и др. Основные проблемы радоновой безопасности. – Киев: Логос. – 2005. – 351 с.

12. Лось І.П., Павленко Т.О., Бузинний М.Г., Горчицький А.В., Зеленський А.В. Природне іонізуюче опромінювання // Національна комісія з радіаційного захисту населення України. – 1994. – № 1. – С. 26–29.
13. Pavlenko T., Los I. Exposure doses due to indoor radon-222 in Ukraine and basic directions for the desize // Radiation measurement. – 1997. – V. 28, N 1–6. – P. 733–738.
14. Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97). – Київ, – 1998. – 125 с.
15. Tanner A.V. Radon migration in the ground: a supplementary // Proceedings natural radiation environment. – 1980. – V. 111. (Technical Inf. Centr, U.S.Department of Energy, Washington D.C. CONF – 780422).
16. Ярмошенко И.В., Жуковский М.В., Екидин А.А. Моделирование поступления радона в жилища // АНРИ, 1999. – № 4. – С. 17–26.
17. Павленко Т.А., Вовнянко Е.К., Комов И.Л., Диденко П.И. Экологические аспекты воздействия ионизирующего излучения радона на население Украины // Агроекологічний журнал. – 2005. – № 2. – С. 64–73.
18. Porstendorfer J. Properties and behaviour of radon and thoron and their products in the air. // J. Aerosol Sci. – 1994. – V. 25. – N 2. – P. 219–263.
19. Gogolak C., Beck H.L. Diurnal variation of radon daughter concentrations in the lover atmospera in natural radiation environment. – 1980. – V. 111 (1). – P. 230–259 (Technical Inf. Centr, U.S.Department of Energy, Washington D.C. CONF – 780422).
20. Buttenveck G. Natürlich radionuklide auf Trassercur Messung des Turbulenten austausches un der Trockenem deposition in der Unlaud. Dissertation Georg – August Universitet – Gettingen, 1991.
21. Pavlenko T.A., Los I.P., Aksenov N.V. Indoor ²²²Rn levels and irradiation doses in the territory of the Ukraine // Radiation Measurements. – 1996. – V. 26, N 4. – P. 585–592.
22. Гудзенко В.В., Голікова Т.О., Гудзенко Г.І., Шевченко О.Л. Радон у підземних водах Києва // Вісник Київського національного університету ім. Т. Шевченка. Серія «Геологія». – 2004. – № 29–30. – С. 56–64.
23. Діденко П.І. Радон підземних вод України // Техногенно-екологічна безпека та цивільний захист. – К.–Кременчук, 2011. – Вип. 3. – С. 123–128.
24. Защита от радона-222 в жилых зданиях и на рабочих местах // Публикация 65 МКРЗ. – М.: Энергоатомиздат. – 1995 г. – 68 с.
25. Защита населения в условиях пролонгированного облучения // Публикация 82 МКРЗ. – М.: Энергоатомиздат. – 2000. – 60 с.
26. Україна в цифрах у 2003 р. // Держкомстат України: Короткий довідник. – К.: – Консультант. – 2004. – 270 с.

П.І. Діденко

ВПЛИВ РАДОНУ НА НАСЕЛЕННЯ УКРАЇНИ

Дослідження радонової обстановки і її дія на населення України представляє особливу важливість. Актуальність цієї роботи для областей очевидна, що пояснюється дією радіаційно-небезпечних факторів на організм людини. Визначено фактори, які впливають на накопичення радону в будівлях: геологічна будова території, будівельні матеріали, вода і особливості конструкції будівель. Отримана інформація, яка дозволяє оцінювати рівні опромінювання населення радіоактивними газами і прогнозувати імовірність перевищення в будівлях діючих нормативів.

P.I. Didenko

EFFECT OF RADON ON THE POPULATION OF UKRAINE

Investigation of radon situation and its effect on the population of Ukraine is very important. This is because of the influence of radiation hazards on human health. Factors affecting on accumulation of radon in buildings, such as geological structure of the territory, building materials, water features and design of buildings, are defined. This information, which allows to estimate population exposure radioactive gases and predict the probability of exceeding existing standards in buildings is received.

КОМПЛЕКСНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ УКРАЇНИ

УДК 504.056:574

Г.Д. КОВАЛЕНКО, С.О. СЕГЕДА

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВІДОКРЕМЛЕНОГО ПІДРОЗДІЛУ «ЮЖНО-УКРАЇНСЬКА АЕС» ТА ОСОБЛИВОСТІ МІКРОКЛІМАТИЧНИХ УМОВ ПРИЛЕГЛИХ ТЕРИТОРІЙ

Проаналізовано гідрохімічні особливості та екологічний стан р. Південний Буг і балки Ташлик до початку експлуатації Южно-Української АЕС. Виконано екологічну оцінку вод річки на відрізку від м. Первомайськ до смт Олександрівка та вивчено особливості формування стану водних об'єктів Южно-Українського енергетичного комплексу на сучасному етапі. Проаналізовано тепловий вплив Ташлицького водосховища-охолоджувача і виявлено особливості мікроклімату прибережних територій.

Енергетика є однією з провідних галузей промислового виробництва держави і джерелом негативного впливу на навколишнє середовище.

Одним із напрямків отримання та використання енергії при мінімальному впливі на довкілля є створення енергетичних комплексів. Відокремлений підрозділ НАЕК «Енергоатом» «Южно-Українська АЕС» або Южно-Український енергокомплекс (ЮУ ЕК) розташований на території Миколаївської області та складається з Южно-Української АЕС (ЮУ АЕС), Олександрівської гідроелектростанції (ОГЕС) та Ташлицької гідроакumuлюючої електростанції (ТГАЕС). Відповідно до «Енергетичної стратегії України на період до 2030 року» по відношенню до ВП «ЮУ АЕС» планується будівництво нового атомного енергоблоку та поетапне введення в експлуатацію нових гідроагрегатів ТГАЕС.

Саме тому, необхідним є вивчення впливу функціонування ЕК на довкілля. Зокрема, через те, що ЮУ ЕК поєднує природні та техногенні водні об'єкти, важливими є систематичні дослідження стану поверхневих вод і теплового впливу Ташлицького водосховища-охолоджувача (ТВО) на прилеглі території.

Моніторингові, аудиторські та інші дослідження щодо якості вод у районі розташування ВП «ЮУ АЕС» останнім часом здійснювали Інститут геохімії навколишнього середовища НАН і МНС України, Державна гідрометеорологічна служба, Міністерство екології та природних ресурсів, УкрНДІ екологічних проблем, КНУ ім. Т. Шевченка, НТУУ «КПІ», ВП «Южно-Українська АЕС» та ін. Наприклад, у роботах Ромася М.І., Чунарьова О.В. проаналізовано вплив енергокомплексу на стік р. Південний Буг (П. Буг), особливості формування температурного режиму, гідрохімічних характеристик ТВО на основі результатів різноманітних досліджень 1986-1992 р.р.; виконано порівняння із водосховищами інших АЕС на основі усереднених багаторічних даних за окремими показниками [1, 2]. У [3] та роботах інших років представлені актуальні результати екологічного моніторингу в зоні впливу ТГАЕС, зокрема, щодо деяких гідродинамічних та гідрохімічних характеристик р. П. Буг та Олександрівського водосховища (ОВ). Результатами досліджень [4] є екологічна оцінка стану вод р. П. Буг та ОВ. Слід відмітити, що програми вивчень різних відомств перетинаються між собою, дослідниками використовуються різні масиви показників, дані для порівняння і визначення впливу функціонування ЕК.

Метою нашого дослідження було вивчення фонових та сучасного стану р. П. Буг і струмка Ташлик, визначення екологічної оцінки природно-антропогенних водних об'єктів ВП «ЮУ АЕС» за нерадіаційними складовими (радіаційна оцінка була надана раніше у [5]), аналіз особливостей мікроклімату прилеглої до ТВО території.

Річка П. Буг є природною водоймою, з якою взаємопов'язана діяльність електростанцій. До природно-антропогенних водоймищ ВП «ЮУ АЕС» відносяться ОВ, ТВО; до техногенних – підвідні та відвідні канали, бризкальні басейни, водойми очисних споруд промислової та господарсько-побутової каналізації тощо.

Для вивчення впливу функціонування енергетичного комплексу на водні об'єкти необхідним є визначення фонових показників для порівняння та проведення екологічної оцінки сучасного стану. У наших дослідженнях у якості фонових можуть бути прийняті показники 1970-1981 р.р. (тобто до початку введення в експлуатацію ЮУ АЕС) на в/п Первомайськ (нижче міста), Костянтинівка і Олександрівка [6].

З метою спрощення подальшого порівняння стану вод різних об'єктів та задля комплексності оцінки якості води нами були проведені розрахунки за допомогою методики [7]. Були оброблені дані за 16 показниками.

За результатами проведених розрахунків було встановлено, що за середніми значеннями проаналізованих показників води річки відносяться до 2 категорії (за в/п Первомайськ та Олександрівка), тобто є чистими, та до 3 категорії (в/п Костянтинівка) – досить чисті (рис. 1). За найгіршими значеннями річкової води відносяться до 3 категорії якості. Однак, необхідно зауважити, що інгредієнтний склад води струмка Ташлик (балка Ташлик, де було створено водосховище-охолоджувач АЕС) значно відрізняється від річкової: відноситься до 7 категорії за показниками сольового складу [8].

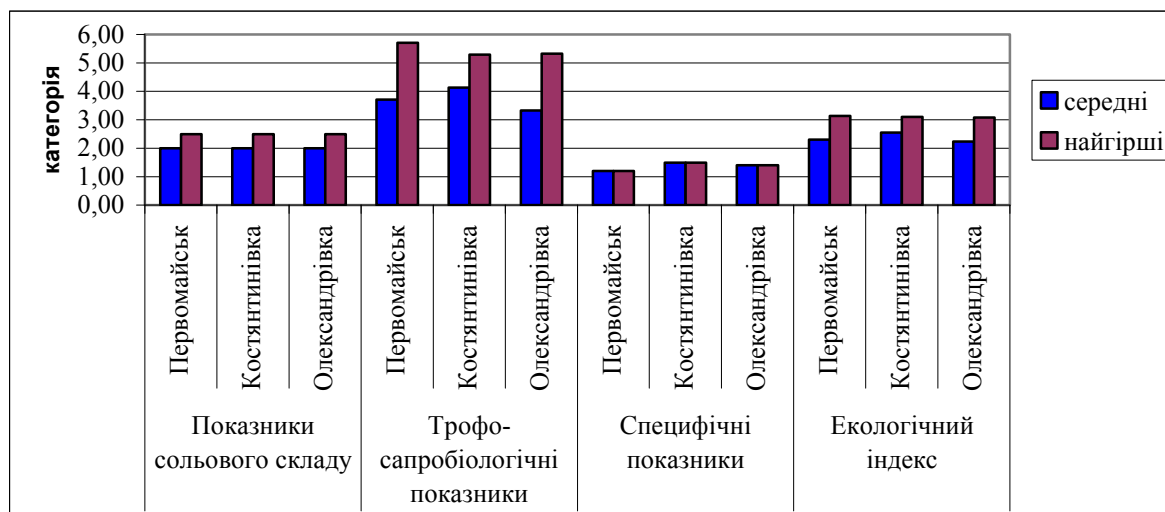


Рис. 1. Фонові значення екологічного індексу та окремих показників

Фонові значення показників були розраховані як середні за роки, що аналізуються, можуть бути використані для порівняння із сучасними даними для встановлення гідрохімічних особливостей та ступеню впливу функціонування підприємств ЕК (табл. 1).

Таблиця 1. Розраховані середні багаторічні значення гідрохімічних показників

	Середні багаторічні концентрації, мг/дм ³ (л)		Категорія якості		Перевищення ГДК	
	Перв-ськ	Олекс-ка	Перв-ськ	Олекс-ка	Перв-ськ	Олекс-ка
Хлориди	37,8	37,53	3	3	0,13	0,13
Сульфати	42,8	47,24	1	1	0,43	0,47

Завислі реч-ни	94,99	-	6	-	-	-
pH	7,93	7,88	2	2	0,93	0,93
Азот амонійний	0,73	0,63	5	5	1,46	1,26
Азот нітритний	0,086	0,11	6	7	1,08	1,38
Азот нітратний	0,28	0,15	2	1	0,007	0,0038
Кисень	10,92	8,23	1	1	0,0003	0,0002
БСК ₅	3,82	2,62	4	4	1,27	0,87
Мідь	0,02	0,14	1	1	20,00	140,00
Цинк	0,01	-	1	-	1,00	-
Залізо загальн.	0,45	0,17	1	1	4,50	1,70
Нафтопродукти	0,59	1,03	1	1	11,80	20,60
Феноли	0,01	0,006	2	2	10,00	6,00
СПАР	-	0,05	-	2	-	1,79

Відзначимо, що найгірші значення (4-7 категорія якості) на досліджуваних постах за 1970-1981 р.р. спостерігаються за завислими речовинами, сполуками азоту та БСК₅. Крім того, визначено перевищення ГДК за азотом амонійним та нітритним, міддю, залізом загальним, нафтопродуктами, фенолами і СПАР.

На наступному етапі дослідження було проаналізовано гідрохімічні особливості та виконано оцінку якості води за водопостами різної відомчої приналежності вздовж р. П. Буг від м. Первомайська до смт Олександрівки у 2001 -2006 р.р. [6, 9-10].

Встановлено, що на зазначеному відрізку за екологічним індексом (як за середніми, так і за найгіршими показниками) води відносяться до 3 категорії, тобто є досить чистими (рис. 2). Відзначено, що значення показників сольового складу становлять 2,5 та 3 (0,5 км нижче скиду промислових вод ТВО та нижче ОВ); за трофо-сапробіологічними показниками води відносяться до 4 (лише в/п Первомайськ і Олександрівка) та 5 категорій; значення специфічних показників коливаються від 1,7 (Первомайськ) до 1,2, однак, залежності, пов'язаної із функціонуванням ЕК, не прослідковується.

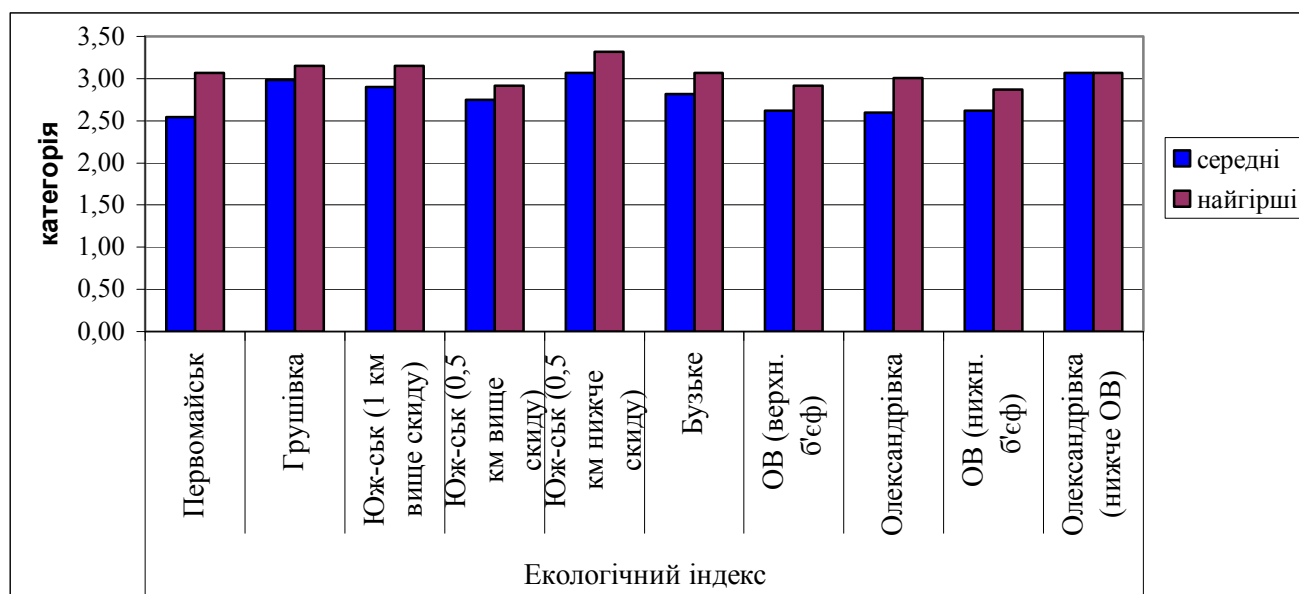


Рис. 2. Розраховані значення екологічного індексу та окремих показників

Таким чином, функціонування ВП «ЮУ АЕС» (зокрема продувка ТВО) не змінює якість води р. П. Буг.

За результатами порівняння сучасного вмісту забруднюючих речовин із фоновими (розрахованими середніми багаторічними) встановлено, що за в/п Первомайськ та Олександрівка (у межах селища) відмічається покращення якості води за деякими показниками: завислі речовини, азот амонійний та нітритний, феноли. Виключенням є підвищення вмісту сульфатів і азоту нітратного, але отримані значення знаходяться у межах ГДК для рибогосподарських водойм. Зазначимо, що вміст забруднюючих речовин за в/п Олександрівка на перевищує ГДК, а за в/п Первомайськ – лише за азотом амонійним у 1,6 рази (1,5 рази за фоновими розрахунками).

Більш детально необхідно зупинитися на вивченні особливостей водних об'єктів, які тісно пов'язані із функціонуванням ЕК. Отже, розглянемо екологічний стан р. П. Буг (0,5 км вище та нижче скиду продувних вод з ТВО), ОВ, балки Ташлик та технічних вод.

В результаті проведеного аналізу встановлено, що вище скиду продувних вод перевищення ГДК для рибогосподарських водойм відмічається лише за фосфатами (у 2,6 рази) та залізом загальним (у 1,6 рази); вода р. П. Буг відноситься до 3 категорії, тобто є досить чистою. Нижче місця скиду річкова вода відноситься також до 3 категорії, перевищення ГДК спостерігається за фосфатами, залізом загальним (у 3,2 рази), СПАР (у 1,5 рази) та міддю (у 1,2 рази). У воді ОВ перевищення ГДК відмічається також за фосфатами (у 2,4 рази) та залізом загальним (у 1,3 рази).

Таким чином, відзначимо відповідність хімічного складу вод р. П. Буг, верхнього та нижнього б'єфу водосховища; встановлено, що скид мінералізованих вод ТВО у р. П. Буг не має явного впливу на якість води ОВ. Перевищення ГДК за фосфатами є результатом площинного поверхневого змиву з сільськогосподарських угідь. Джерелом же помірного надходження заліза можна вважати антропогенну діяльність, оскільки долина річки формується на основі кислих метаморфізованих магматичних та в незначній мірі осадових порід, які характеризуються низьким вмістом заліза.

ТВО ЮУ АЕС є резервуаром технічної води з високим рівнем мінералізації. Вода відноситься до 4 категорії, тобто є слабо забрудненою. Спостерігається постійне перевищення ГДК у воді за сульфатами (у 5 разів), магнієм (у 1,9 рази), фосфатами (у 1,6 рази), залізом загальним (у 1,4 рази), натрієм+калієм (у 1,4 рази), сухим залишком (у 1,3 рази). Це пов'язано із особливостями використання та функціонування водосховища: через високу інтенсивність випаровування з поверхні підвищується мінералізація води.

Основними чинниками формування гідрохімічного складу ТВО є скид забруднених вод очисних споруд господарсько-побутової каналізації (ОС ГПК) ЮУ АЕС, надходження води з р. П. Буг (підпитка водосховища) та струмка Ташлик. Вміст біогенних сполук у ТВО в значній мірі залежить не від природних та кліматичних умов, а від складу скидних вод після третього біологічного ставка ОС ГПК. Основний вплив на формування гідрохімічного складу визначається сполуками азоту та фосфору. На формування іонно-сольового складу водоймища суттєвий вплив мають води Ташлицької балки, що підвищують величини мінералізації за рахунок іонів магнію, натрію, кальцію та сульфатів. Технічна циркуляційна вода каналів близька за хімічними параметрами до води ТВО та відноситься до високомінералізованих вод. Необхідно відзначити значний вміст сульфатів, магнію, натрію та калію тощо.

За результатами обробки даних [10-11] встановлено, що температура поверхневих шарів ТВО значно вища за температуру вод р. П. Буг та за природну розрахункову (рис. 3). Однак, скид продувних вод ТВО не впливає на температурний режим р. П. Буг.

Отже, ТВО АЕС є для атмосфери додатковим джерелом тепла та вологи. В результаті впливу даного водного об'єкту може змінюватися метеорологічний режим та мікроклімат прилеглої території. Для визначення ступеню змін необхідним є порівняння значень метеорологічних характеристик. На сьогодні дані, отримані озерною

гідрометеорологічною станцією (ОГМС) ЮУ АЕС порівнюються із середніми за метеостанцією м. Первомайськ.

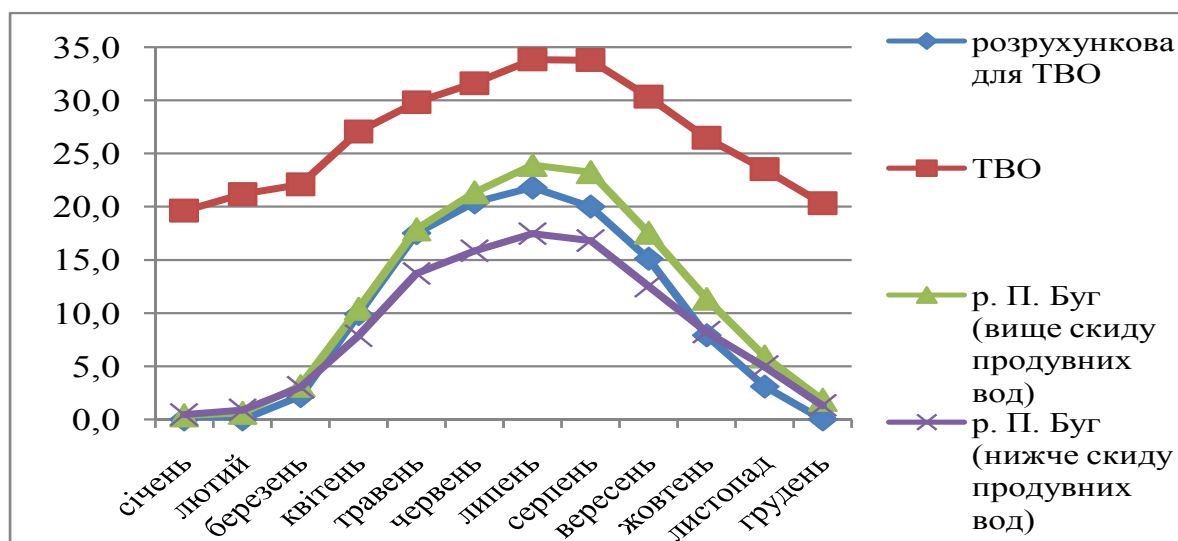


Рис. 3. Середньомісячні температури води Ташлицького водосховища-охолоджувача та р. Південний Буг

Нами був проведений аналіз багаторічних спостережень за основними метеорологічними показниками, зафіксованими ОГМС ЮУ АЕС за 1992-2007 р.р. [12] та за МС Первомайськ і Вознесенськ за 1970-2006 р.р. [13, 14]. Було встановлено відповідність їх річного ходу, а також відмінності за кількістю опадів та днів з туманами.

З метою вивчення адекватності порівняння сучасних даних ОГМС із середніми за МС м. Первомайськ нами були розраховані коефіцієнти кореляції між середніми багаторічними значеннями метеорологічних параметрів, що досліджуються (табл. 2). Отже, при визначенні змін мікрокліматичних умов прибережних до ТВО територій доцільними є порівняння із даними метеостанції м. Первомайськ та м. Вознесенськ.

Беручи до уваги отримані результати аналізу та особливості розташування метеостанцій (вздовж русла р. П. Буг, рівновіддаленість ОГМС від МС м. Первомайськ і МС м. Вознесенськ), для оцінки ступеню впливу водосховища нами було розраховано середні (між двома метеостанціями) багаторічні показники (їх можна вважати фоновими) помісячно та порівняно із сучасними за озерною гідрометеостанцією ЮУ АЕС (рис. 4, 5).

Таблиця 2. Розраховані коефіцієнти кореляції між середніми даними за ОГМС ВП «ЮУ АЕС» і МС м. Первомайськ і м. Вознесенськ

Метеорологічний параметр	Коефіцієнт кореляції	
	ОГМС і МС м. Первомайськ	ОГМС і МС м. Вознесенськ
Температура повітря	0,999	0,997
Кількість опадів	0,862	0,866
Відносна вологість повітря	0,991	0,990
Кількість днів з туманами	0,978	0,981

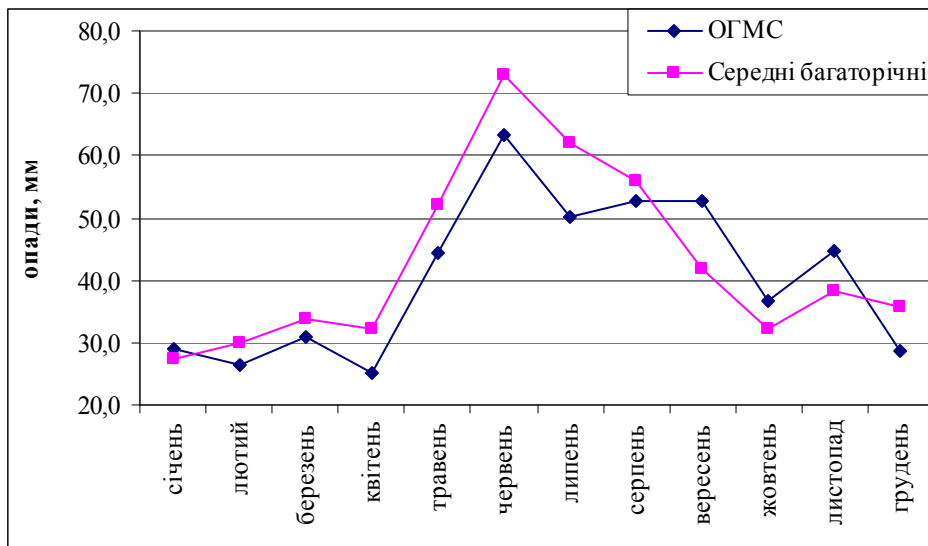


Рис. 4. Місячна кількість опадів (ОГМС та середні багаторічні значення)

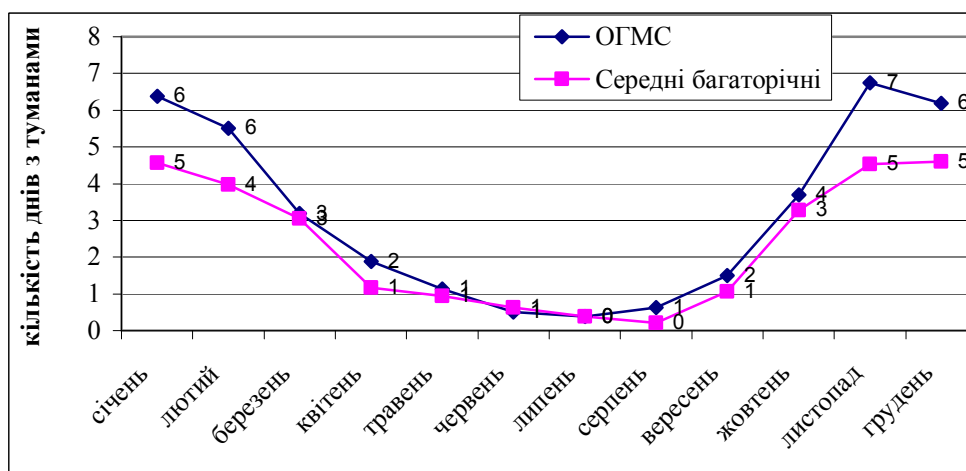


Рис. 5. Кількість днів з туманами (ОГМС та середні багаторічні значення)

Необхідно відзначити, що різниця між показниками середньомісячних температур повітря коливається у межах 1°C; відмічається підвищення кількості опадів на прибережних територіях у весняно-літній період; визначено підвищенні значення відносної вологості повітря у зимовий період на 4-6%, а також більша кількість днів з туманами у 1,7 рази (39 та 24 відповідно). У багаторічному розрізі прослідковується пряма залежність між повторюваністю днів з туманами, відотною вологістю повітря і кількістю атмосферних опадів.

Висновки

В результаті проведених досліджень було вивчено екологічний стан водних об'єктів, які пов'язані із функціонуванням ЮУ АЕС.

Розраховано фоновий (до початку експлуатації АЕС) екологічний стан р. П. Буг за в/п Первомайськ і Олександрівка: води відносяться до 2 категорії якості, тобто є чистими, але визначено забруднення за завислими речовинами, сполуками азоту та БСК₅.

Надано оцінку екологічного стану річки на відрізу від м. Первомайськ до смт Олександрівка: води відносяться до 3 категорії та є досить чистими. Встановлено, що функціонування ВП «ЮУ АЕС» не змінює якість води р. П. Буг.

При порівнянні сучасного екологічного стану р. П. Буг із розрахованими фоновими відмічається покращення якості води за завислими речовинами, азотом амонійним і нітритним, фенолам, але є підвищення вмісту сульфатів та азоту нітратного.

ТВО ЮУ АЕС є резервуаром технічної води з високим рівнем мінералізації, яка відноситься до 4 категорії, тобто є слабо забрудненою. Технічна циркуляційна вода каналів близька за хімічними параметрами до води ТВО та відноситься до високо мінералізованих вод.

Температура поверхневих шарів ТВО є значно вищою за температуру води р. П. Буг і за природну розрахункову. Однак, скид продувних вод ТВО на температурний режим річки не впливає.

Функціонування ТВО змінює мікроклімат прилеглих територій. Виникнення туманів у зоні впливу ТВО пов'язано з ростом відносної вологості повітря та насиченням його водяною парою, а також наявністю у повітрі ядер конденсації, навколо яких формуються крапельки води та можуть концентруватися забруднюючі речовини.

Таким чином, з метою підтримки екологічної безпеки території дослідження необхідним є:

- продовження комплексних вивчень щодо екологічного стану водних об'єктів зони функціонування ВП «ЮУ АЕС» та розгляд ступеню впливу функціонування підприємств на якість поверхневих вод;
- оптимізація системи ведення моніторингу стану довкілля в зоні нагляду ЮУ АЕС з метою виключення повторюваності досліджень;
- при вивченні змін метеорологічних параметрів слід також брати до уваги дані, що реєструються метеостанцією м. Вознесенськ, оскільки вона знаходиться в одній площині з ОГМС ЮУ АЕС – південніше вісі Воєйкова;
- дослідження поведінки забруднюючих речовин в атмосфері поблизу ТВО в умовах підвищеної відносної вологості повітря.

Отримані результати можуть бути використані при вивченні змін компонентів довкілля території дослідження та визначенні впливу функціонування об'єктів ЮУ АЕС на навколишнє середовище.

1. Ромась М.І. Гідрохімія водних об'єктів атомної та теплової енергетики / М.І. Ромась. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2002. – 532 с.

2. Чунарьов О.В. Оцінка господарської діяльності та якості поверхневих вод в басейні Південного Бугу: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук: 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / О.В. Чунарьов. – К., 2008. – 13 с.

3. Про результати комплексного моніторингу зони впливу Ташлицької ГАЕС і Олександрівського водосховища у 2007 році / Г.В. Лисиченко, О.О. Жолуденко, Ю.О. Ландау, В.В. Новосад, В.Р. Алексеєнко // Екологічна безпека: проблеми і шляхи вирішення. Зб.наук. статей IV Міжнарод. наук.-практ. конф. – Алушта, 2008. – Т. 2. – С. 185-197.

4. Макаровский Е.Л. Применение комплексных оценок в экологическом аудите / Е.Л. Макаровский, О.Ю. Ивлева // Проблемы охорони навколишнього природного середовища та екологічної безпеки. Зб. наук. праць. – Харків: ВД «Райдер», 2009. – Вип. XXXI. – С. 16-28.

5. Коваленко Г.Д. Радіоекологічна ситуація в зоні спостереження ВП „Южно-Українська АЕС” (сучасний та фоновий стан) / Г.Д. Коваленко, С.О. Сегеда // Матеріали II Міжнар. наук.-метод. конф. «Безпека людини у сучасних умовах». – Харків: Апостроф, 2010. – С. 283-284.

6. Ежегодные данные о качестве поверхностных вод суши. – К.: Центральная геофизическая обсерватория, 1970-2006 г.г. – 560 с.

7. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями: Затв. Наказом Мінекобезпеки України від 31.03.98 №44 як міжвідомч. керівн. норм. документ / В.Д. Романенко, В.М. Жулинський, О.П. Оксінюк та ін. – К.: СИМВОЛ. – 1998. – 28 с.

8. Экспертная оценка экологического состояния Ташлыкского водохранилища в рамках ОВОС. Заключение. отчет / ООО «Маркетинг экологических технологий»; [отв. исп. С.В. Муравьев]. – Харьков, 2000. – 48 с.

9. Екологічний паспорт регіону. Миколаївська область (2005-2007 р.р.) [Електроний ресурс]. – Режим доступу: www.mnec.gov.ua.

10. Річні звіти відділу охорони навколишнього середовища служби відомчого нагляду та пожежної безпеки з оцінки нерадіаційних факторів впливу ВП «Южно-Українська АЕС» на навколишнє середовище. – Южноукраїнськ, 2003-2006. – 94 с.

11. Южно-Украинская АЭС. Реконструкция водораспределительного сооружения теплового отсека отводящего канала Ташлыкского водохранилища. Оценка воздействия на окружающую среду. – Харьков: ХГО КИИОВОС Ин-та «УкрНИИНТИЗ», 2005. – Т. 4. – 148 с.

12. Матеріали озерної гідрометеорологічної станції ВП «Южно-Українська АЕС». – Южноукраїнськ, 1992-2006 р.р.

13. Матеріали Вознесенської метеорологічної станції. – Вознесенськ, 2001–2006 р.р. – 368 с.

14. Матеріали Первомайської гідрометеорологічної станції. – Первомайськ, 2001–2006 р.р. – 368 с.

Г.Д. Коваленко, С.О. Сегеда

ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ ОТДЕЛЬНОГО ПОДРАЗДЕЛЕНИЯ «ЮЖНО-УКРАИНСКАЯ АЭС» И ОСОБЕННОСТИ МИКРОКЛИМАТИЧЕСКИХ УСЛОВИЙ ПРИЛЕГАЮЩИХ ТЕРРИТОРИЙ

Проанализированы гидрохимические особенности и экологическое состояние р. Южный Буг и балки Ташлык до начала эксплуатации Южно-Украинской АЭС. Выполнена экологическая оценка вод реки на отрезке от г. Первомайск до пгт Александровка и изучены особенности формирования состояния водных объектов Южно-Украинского энергетического комплекса на современном этапе. Проанализировано тепловое влияние Ташлыкского водохранилища-охладителя и установлены особенности микроклимата прибрежных территорий.

G.D. Kovalenko, S.O. Segeda

ECOLOGICAL STATE OF WATER BODIES OF SEPARATE UNIT "SOUTH UKRAINIAN NUCLEAR POWER PLANT" AND PECULIARITIES OF THE MICROCLIMATIC CONDITIONS OF SITES

The hydrochemical features and environmental state of Southern Bug river and Tashlyc ravine until beginning operation of the Uzhno-Ukrainskaya NPP were analysed. The ecological estimation of waters of the river between Pervomaysk and Aleksandrovka was implemented; features of water condition of the Uzhno-Ukrainskiyi power complex water reserves at the present were studied. The thermal influence of the Tashlyc reservoir was analyzed and the microclimate features of coastal territories were established.

Ю.С ЛАПШИН¹, Н.Ю. ГОЛУБЦОВА²

¹Государственная экологическая академия, г. Киев

²СП “Ланко”, г. Киев

К ВОПРОСУ О СОСТОЯНИИ КИЕВСКОГО ГИДРОУЗЛА И ДРУГИХ ВОДОХРАНИЛИЩ ДНЕПРОВСКОГО КАСКАДА

Освещается технология удержания значительной части воды в водохранилище в случае прорыва плотины. Технология предусматривает строительство барьера водотоку из гибких материалов. Конструкция в доаварийном режиме в сложном состоянии закрепляется на дне водохранилища. Она приводится (в момент аварии) в рабочее состояние с помощью пневматических средств. Изложены математические принципы расчета нагрузки на конструкцию.

Введение

Угроза прорыва плотины Киевского водохранилища широко обсуждалась и продолжает обсуждаться средствами массовой информации. К сожалению, официальные лица, причастные к проектированию и эксплуатации этого сооружения, существенно занижают как вероятность этого события, так и его катастрофические последствия, вызывая тем самым большую обеспокоенность у населения [1, 2, 3, 4].

Так, один из главных инженеров проектов Днепровского каскада Бакшеев Е.А. (впоследствии директор проектно-изыскательского и научно-исследовательского института «Укркипробводхоз») на транслировавшемся по телевидению «круглом столе» заверил слушателей, что население, проживающее ниже створа Киевской плотины, даже не заметит аварии, ибо Каневский гидроузел построен с таким расчетом, что Каневское водохранилище может принять дополнительно объем всего Киевского водохранилища. Другой участник этого «круглого стола» успокоил слушателей заявлением, что к настоящему времени объем Киевского водохранилища уменьшился (за счет заиливания) с 3,7 до 1,7 миллиардов кубических метров, и, соответственно, в два с лишним раза уменьшилась угроза.

Но оба эти утверждения ошибочны. Ибо в первом утверждении не учтена динамика. А во втором не принят во внимание тот факт, что донные отложения превращают воду в подвижную жидкость с удельным весом в 1,5 - 1,7 т/м³. И заиливание, в случае аварии, не ослабит, а, наоборот, (как минимум) в полтора раза увеличит разрушающую силу потока. Что и проиллюстрировала Куреневская трагедия 1961-ого года, когда на глазах многих еще ныне живущих киевлян поток воды, утяжеленной взвешенными в ней донными отложениями, из крошечного (в 6500 раз меньшим по объему по сравнению с Киевским водохранилищем) прудика сносил постройки и убивал тысячи людей.

Потенциальная энергия подвешенного над Киевом «Домоклова меча» превышает 40 триллионов килограммометров. И следует учесть, что размыв дамбы (при начальной малой площади отверстия) произойдет стремительно, ибо скорость истечения воды из этого придонного отверстия может достичь 14 м/с.

Цена риска – произведение вероятности аварии - 0,001 (если взять десятилетний период [4]) на сумму материального ущерба от нее. А составляющие данного ущерба: гибель миллионов людей, как от ударной водной волны, так и в результате загрязнения

поймы Днепра и питьевой воды радионуклидами, плюс огромные материальные потери от разрушений и нарушения ритма жизни. В итоге – триллионы гривен, т.е цена риска – многие миллиарды гривен.

Вызывает возражение авторов и современный концептуальный подход к оценке последствий аварий плотин крупных водохранилищ. Рекомендованная в [4, стр.177, 178] методика расчета пригодна только для малых плотин. При моделировании Киевского гидроузла следует (в запас расчета) пренебречь потерями напора (моделирование на базе критерия Фруда), к тому же в условиях катастрофического паводка и в предположении о мгновенном разрушении самой высокой части плотины. Ориентировочные расчеты, которые выполнены авторами при указанных предположениях, говорят о возможности больших разрушений Минского массива, Оболони, Куреневки, Подола, Выдубичей, Корчеватого, Кончи-Заспы и соответствующей (по высотным отметкам) левобережной части Киева.

Ахиллесовой пятой дамбы является дренажная призма. Вызывает сомнение долговечность асбестоцементных труб, заложенных в ее основание.

Вторым уязвимым звеном Киевского гидроузла является общее для всех гидростанций, построенных на мягких грунтах, слабое место – это сопряжение жестких частей конструкции с грунтом в обводненной части сооружения, т.е. в зоне контактной фильтрации. Не следует забывать, что более 80 % всех катастроф гидротехнических бетонных плотин в мире были вызваны дефектами подземного контура. Проблемы с контактной фильтрацией уже имели место на Киевском гидроузле.

И, наконец, следует принять во внимание старение материалов, обусловливаемое коррозией металлоконструкций и арматуры, выщелачиванием, выветриванием и другими процессами.

Материалы и методы исследований. За последние три года авторами было закончено теоретическое обоснование работоспособности недорогого устройства, с помощью которого возможно значительно снизить ущерб от аварии Киевского гидроузла (если такая беда случится).

Суть предложения: разбивка Киевского водохранилища на отдельные зоны, отгороженные одна от другой дноукрепляющими линиями. Например, цементационными завесами или другими приспособлениями, препятствующими смыву илистых и других подвижных донных отложений, который (смыв) будет иметь место в случае внезапного снижения уровня воды водохранилища. Такая мера, как минимум вдвое уменьшит объем вытекшей из водохранилища массы воды. К тому же жидкость будет обладать меньшим (процентов на двадцать- тридцать) удельным весом. С целью удержания в водохранилище при аварии еще больших объемов воды, предлагается сооружение над дноукрепляющими линиями преграды потоку воды из гибкого (кордного) материала [5]. Для исключения помех при пропуске паводка и недопущения уменьшения КПД гидроузла, эта преграда (в сложном состоянии) закреплена в верхнем бьефе на дне водохранилища. При прорыве плотины устройство приводится в рабочее состояние (с помощью пневматических поплавков) и принимает на себя функции разрушенной дамбы.

Работу устройства иллюстрирует схема (рис.1), на которой представлен поперечный разрез конструкции. Расчетная схема (рис. 2) поясняет вывод дифференциального уравнения, отражающего взаимосвязь координат гибкой поверхности, находящейся под полной нагрузкой, где: Но – глубина водоема, Fx и Fy – проекции на соответствующие координатные оси силы F, разрывающей гибкую поверхность.

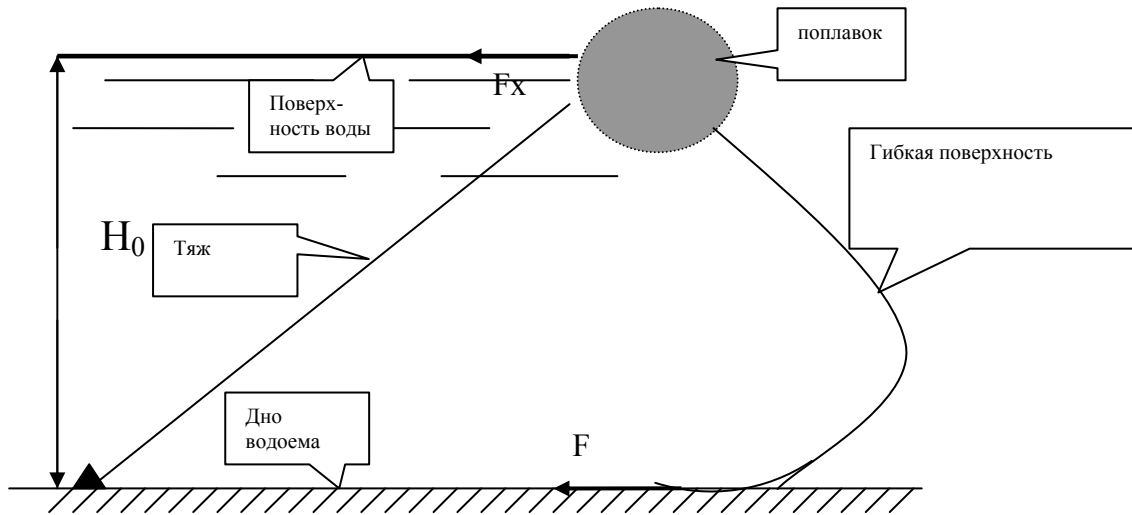


Рис. 1. Схема конструкции

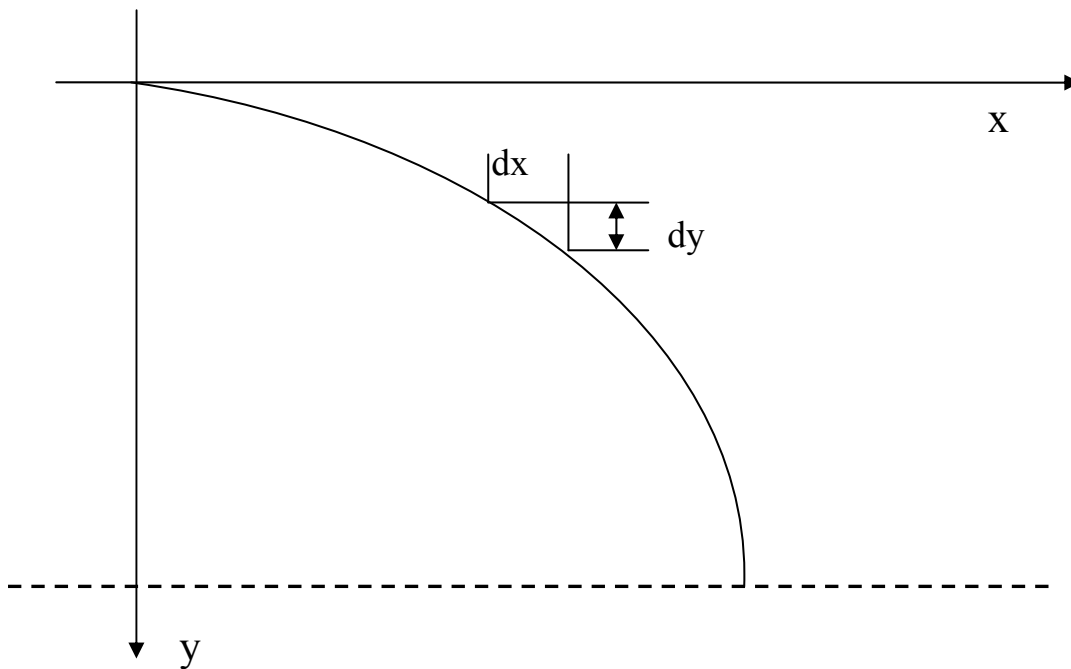


Рис. 2. Расчетная схема

$$y=f(x) \text{ – уравнение гибкой поверхности;} \quad (1)$$

На основании законов гидростатики и теоретической механики:

$$F_x = - F_0 + \gamma (y^2/2) \quad (2)$$

где: γ – удельный вес жидкости; F_0 – значение горизонтальной составляющей силы F в начале координат (y поверхности воды).

Из условий гибкости

$$F_y / F_x = y', \quad (3)$$

$$(F_x)^2 + (F_y)^2 = F^2. \quad (4)$$

Совместное решение этих уравнений приводит к результату:

$$((-F_0 + \gamma(y^2/2))/\sqrt{F^2 - (-F_0 + \gamma(y^2/2))^2}) dy = dx. \quad (5)$$

Интегрирование этого уравнения численными методами с помощью составленных авторами компьютерных программ позволило впервые решить задачу оптимизации технических параметров этой конструкции.

Для полного завершения проекта осталось сделать два заключительных шага:

- решить вопрос фиксации устройства на дне водохранилища. Для этого необходимы сведения о топографии донной поверхности и физических свойствах донных отложений,
- проверить эффективность устройства на натуральных моделях (моделирование по критерию Фруда в гидравлическом лотке).

Вторая проблема

Второй проблемой Днепровского бассейна является преобразование Днепровских водохранилищ в болота с почти нулевой продуктивностью рыбного хозяйства [6, 7]. Разрешением проблемы может оказаться реализация предлагаемого авторами проекта, суть которого – превращение водохранилища в меандрирующую реку с сохранением его полезного объема и площади свободной поверхности.

Смысл предложения поясняет схема с изображением плана водохранилища (рис. 3).

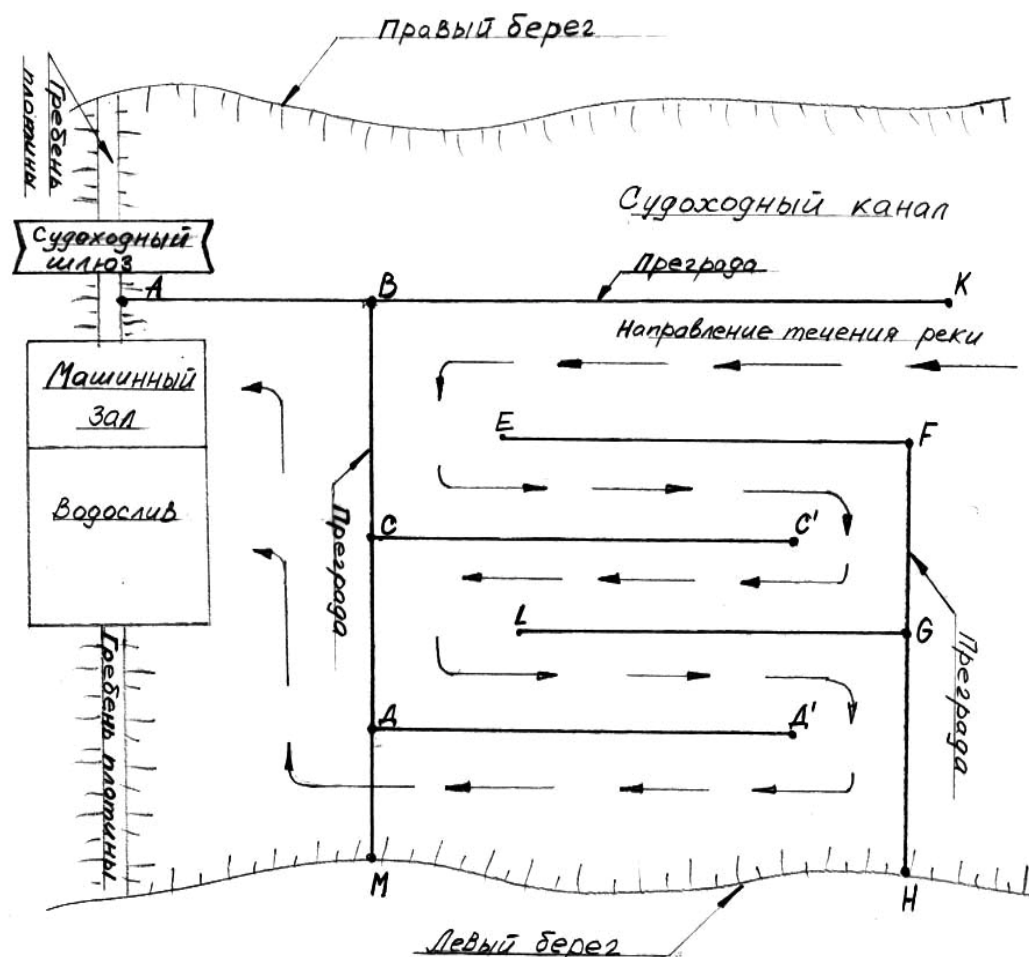


Рис. 3. Схема водохранилища в плане с пятикратным увеличением проточности за счет наличия преград

Преграды, направленные вдоль русла реки – стационарные (глухие). Поперечные преграды (BC, CD, FG и GH) позволяют пропустить через себя (с минимальными

потерями напора) паводковый расход. Эти преграды представляют собой гидротехнические сооружения, обеспечивающие пропуск через них расхода воды, поддержание необходимой разницы напоров и предохранение от размыва прилегающего к ним участка русла. Преграда ДМ в нормальном режиме не функционирует и только в случае аварии гидроузла (с разрушением плотины) приводится в рабочее состояние. В последнем случае вся система преград работает на удержание основной массы воды в водохранилище, т.е. на уменьшение негативных последствий аварии.

Определение оптимальных параметров предлагаемой системы преград

Оптимальными параметрами будем считать такие характеристики, при которых требуемый эффект достигается с меньшими затратами. В нашем случае требуется решить следующую задачу оптимизации. С одной стороны, увеличение площади живого сечения потока жидкости в меандрах уменьшает потери напора по длине течения, т.е. уменьшает потери мощности ГЭС, с другой стороны возрастают капитальные затраты на создание этого искусственного русла (меандр). Пока данная задача решалась в упрощенной постановке. Предполагалось, что продольное течение равномерное и применима формула Шези. Русло трапецидальное с углом бокового откоса и горизонта – 30° . Коэффициент Шези определялся по формуле Н.Н. Павловского при коэффициенте трения равном 0,012. Например, для расхода $2000 \text{ м}^3/\text{с}$ и глубине потока 10 м при скорости течения 1 м/с потери напора на 100 км составили 0,94 м и потери напора на повороте – 0,1 м, а для тех же условий при расходе $1500 \text{ м}^3/\text{с}$ и соответственно скорости 0,75 м/с потери напора на расстоянии 100 км – 0,53 м и на повороте – 0,057 м. При увеличении глубины меандрирующего русла потери напора по длине уменьшатся за счет увеличения гидравлического радиуса и, соответственно, уменьшатся потери гидроэнергетики. А при уменьшении глубины – они возрастут, но уменьшатся затраты на углубление русла.

О целесообразности осуществления проекта

Целесообразность осуществления проекта определяют следующие факторы:

1) Создание в водохранилище искусственных меандрирующих петель увеличит скорость течения воды

$$V_m = 2 \cdot V \cdot N + V,$$

где: V_m – средняя скорость течения воды в меандрирующем русле, V – средняя скорость течения воды в водохранилище до осуществления проекта, N – количество петель. Кроме того, на участках резкого изменения направления течения возникнет поперечная циркуляция, способствующая интенсивному насыщению придонных слоев воды кислородом. Оба этих фактора снижают эвтрофикацию, что обеспечит условия возрождения рыбного хозяйства.

2) Судходство, получив в свое распоряжение судходный канал, избавится от тягот, связанных с опасностью штормов.

3) Оздоровление 70-ти процентов населения Украины за счет улучшения качества днепровской воды.

4) Снятие фобии страха аварии плотины у населения, проживающего в вероятной зоне затопления.

5) Уменьшение в десятки раз цены риска аварии гидроузлов днепровских плотин.

Издержки проекта:

- капитальные затраты на строительство примерно 0,5 млрд грн. на три водохранилища (Каневское, Кременчугское и Каховское),
- потеря мощности соответствующих трех ГЭС примерно на 10%,
- эксплуатационные расходы примерно 3 млн грн. в год.

Выводы

Чрезвычайно высокая цена риска аварий днепровских гидроузлов и негативные процессы, имеющие место в водохранилищах Днепровского каскада требуют разработки и проведения мероприятий, направленных на предупреждение аварий. Необходимо выделение средств или проведение работы по поиску инвестиций для решения затронутых здесь проблем. Желательно проведение конкурса проектов. Авторы надеются, что изложенные ими соображения послужат толчком к поиску путей улучшения ситуации.

1. Філоненко С. 330 тисяч вагонів радіоактивного мулу біля Києва. Газета „Україна і світ сьогодні”, 6-12 листопада 2008 р. – №19 (468).
2. Борейко В.Е. В ближайшие 5 лет будет наводнение, которое смочит все дома на берегах Днепра. Газета «Комсомольская правда в Украине», 16 декабря 2009г.
3. Дмитриев А.Н. Плотины безопасных не бывает: они по замыслу таковы. 2009. <http://www.proza.ru/2009/09/02/81>
4. Ляпичев Ю.П. Гидрологическая и техническая безопасность гидросооружений: уч. пос. М.: РУДН. – 2008. – 222 с.
5. Волосухин В.А., Бондаренко В.Л. Строительные системы охраны водных ресурсов с использованием конструкций из тканевых материалов. Новочеркасск. – 2008.
6. Лянсберг О.В., Костыря Ю.А. Анализ влияния абиотических экологических факторов на экосистему Днепровско - Бугского лимана // Тез. докл. Третий Междунар. экол. форум «Чистый город. Чистая река. Чистая планета». – Херсон. – 2011.
7. Шапар А.Г., Скрипник О.О., Сметана С.М. Проблеми і задачі переводу території басейну р. Дніпро до сталого функціонування. / Тез. докл. Третий Междунар. экол. форум «Чистый город. Чистая река. Чистая планета». – Херсон. – 2011.

Ю.С. Лапшин, Н.Ю. Голубцова

ДО ПИТАННЯ ПРО СТАН КИЇВСЬКОГО ГІДРОВУЗЛА ТА ІНШИХ ВОДОСХОВИЩ ДНІПРОВСЬКОГО КАСКАДУ

Висвітлюється технологія утримання значної частини води в водосховищі у випадку руйнування греблі. Технологія передбачає побудову бар'єру водотоку з гнучких матеріалів. Конструкція в доаварійному режимі в складеному стані закріплена на дні водосховища. Вона набуває (в момент аварії) робочого стану за допомогою пневматичних пристроїв. Викладені математичні принципи розрахунку навантаження на конструкцію.

Yu.S. Lapshin, N.Yu. Golubtsova

ABOUT THE STATE OF KYIV HYDROSYSTEM AND OTHER DNEPER CASCADE RESERVOIRS

The technology of keeping a large part of the water in the water reservoir in case of breaking the dam was considered. Technology includes building of watercourse barrier from flexible materials. Construction in the pre-accident mode in folded state is fixed on the bottom of the water reservoir. It is work (in the moment of accident) because of pneumatic facilities. Mathematical calculation principles on the construction load were presented.

В.Г ШВАЙКО¹, О.О. ЖОЛУДЕНКО¹, К.А. СЕРЕДА²

¹Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України", м. Київ

²ДП «Екоінформ», м.Київ

ВИКОРИСТАННЯ ГЕОІНФОРМАЦІЙНИХ ТЕХНОЛОГІЙ ДЛЯ ВИВЧЕННЯ ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНОГО ВПЛИВУ ГОСПОДАРСЬКОЇ ДІЯЛЬНОСТІ НА СТАН МАЛИХ РІЧОК БАСЕЙНУ ДНІПРА

Наведена узагальнена еколого-географічна оцінка наслідків господарської діяльності на стан малих річок басейну Дніпра. З використанням ГІС технологій вирішена задача підготовки і побудови інформаційної моделі техногенно-екологічного впливу господарської діяльності на їх стан.

Вступ

Водний фонд України представлений великою кількістю малих річок, від водності та екологічного благополуччя яких залежить стан більш великих рік, а відтак і всього водогосподарського комплексу держави. З метою покриття дефіциту водних ресурсів, а також використання рік для певних господарських цілей, стік більшості річок України зарегульований. Без належного догляду за водосховищами і ставками, при наявності додаткового негативного впливу інших видів водокористування природний стан зарегульованих річок втрачено. Замість джерел підтримання водності основних рік утворено низку замулених, евтрофікованих, штучних водних об'єктів з порушеними екосистемами. Будівництво ставків без відповідного водогосподарського і екологічного обґрунтування продовжується і сьогодні.

На даний час на території України створено 1046 малих водосховищ об'ємом від 10,1 до 100 млн м³ і 12 водосховищ об'ємом більше 100 млн м³. На малих річках і водотоках побудовано майже 28,9 тис. ставків. Завдяки цьому безповоротне споживання води сягає чверті стоку навіть найбільших рік, тому вивчення водного режиму має враховувати антропогенний вплив.

Малі річки формують ресурси, гідрохімічний режим та якість води середніх і великих рік, створюють природні ландшафти великих територій. Існує і зворотній зв'язок - функціонування басейнів малих річок визначається станом регіональних ландшафтних комплексів.

Гідрологія, гідрохімія, якість води малих річок тісно пов'язані з місцевими геолого-геоморфологічними, ґрунторослинними умовами та антропогенними процесами, що переважають на конкретному водозборі.

Більшість малих річок зазнає впливу забруднення стічними водами промислових підприємств, сільськогосподарського виробництва, комунального господарства. Багато річок замулюються, тому що транспортуюча здатність водного потоку знижується під дією відбору значних об'ємів води. Дуже чутливий водний режим малих річок до одностороннього зниження рівня ґрунтових вод, що відбувається під час меліорації земель і при відборі підземних вод.

Узагальнена еколого-географічна оцінка наслідків господарської діяльності на стан малих річок басейну Дніпра

Господарське освоєння водозборів малих річок порушує сформований протягом багатьох століть баланс взаємодії природних стокоформуєчих комплексів (ліс - річка, поле - річка, болото - річка і т.д.). Головна властивість річкових вод – висока активність

водообміну. В останні десятиріччя дедалі збільшується втручання людини у природний процес формування річкового водообміну. Так, внаслідок спорудження великих водоймищ тривалість водообміну в річках уповільнюється.

Вплив діяльності людини на водне середовище можна звести до таких напрямків:

- зміна фізико-хімічних параметрів середовища;
- надходження надмірної кількості біогенних речовин;
- надходження значної кількості зважених часток;
- надходження великої маси токсичних хімічних сполук;
- надходження і включення в біотичний кругообіг в екосистемі радіоактивних речовин.

Як результат, в екосистемі відбуваються:

- відмирання окремих видів рослин і тварин, або скорочення їх чисельності;
- масовий розвиток видів, що продукують токсини, наприклад, синьо-зелених водоростей;
- зменшення відтворної функції водних тварин, що неминуче призводить до скорочення кормової бази риб і зниження рибопродуктивності;
- включення до біотичного кругообігу речовин токсичної природи;
- зміна гідрохімічного складу, фізичних і біологічних властивостей води;
- забруднення джерел питної води.

В структурі гідрографічної сітки Дніпра в межах України налічується 15381 мала річка (загальна довжина 67,2 тис.км), 39 – середніх (9,3 тис.км) і три великих (Дніпро, Прип'ять, Десна) річки (близько 2 тис.км) (табл.1) [1]. Середня густина річкової сітки 0,27 км/км².

Таблиця 1. Кількість річок та їх довжина в басейні Дніпра (в межах України) [1]

Категорія річок	Довжина, км	Загальна кількість	Довжина, км
Найменші	< 10	13998	35041
Малі	> 10	1383	32115
Середні		39	9490
Великі		3	1986
Всього		15423	78632

Аналіз даних табл.1 показує, що майже 91% або 13998 припадає на малі річки довжиною менше 10 км. В басейні Дніпра нараховується 13283 ставки та 564 водосховища з площею водного дзеркала 8961,6 км² (із врахуванням великих Дніпровських водосховищ) і сумарним об'ємом води 48 км³ (в тому числі 43,8 км³ води акумулюють 6 великих водосховищ на Дніпрі) [1].

Особливість малих річок, з погляду дотримання вимог охорони природи при комплексному використанні і охороні вод, полягає у тому, що їм у природних умовах властиві надзвичайно мінливий гідрологічний режим протягом року і великі коливання водності. Узагальнення гідрометричних матеріалів за багаторічний період показало, що частина малих річок України в літню межень пересихає (на 1-2 місяці, іноді довше). До зменшення річкового стоку призводить забір води на побутові, виробничі та інші потреби.

Збереження річок як об'єктів природи вимагає підтримання в них швидкості течії води, достатньої для забезпечення водозабору та заповнення річищ у меженний період (з урахуванням проведеного відбору води). Цього можна досягти або обмеженням забору води, або компенсацією стоку за рахунок водойм.

Величина безповоротного водоспоживання для малих річок у наш час помітно збільшилася і має тенденцію до подальшого зростання. Загальний об'єм безповоротного споживання річкового стоку в басейнах малих річок, що дорівнює 1,64 км³, становить 14%

сумарного об'єму [2]. Половина його припадає на малі річки в басейні Дніпра. Розподіл об'ємів водокористування в басейнах малих річок значною мірою визначається кількістю водотоків довжиною понад 10 км в басейнах головних рік. Найбільша кількість води забирається з малих річок України, що належать до басейну Дніпра (33%). Малі річки забезпечують на 67% потреби сільськогосподарського водопостачання, на 35% – зрошення, на 25% – господарсько-побутові потреби населення. Розміщення на півдні країни основних площ зрошуваного землеробства зумовлює значне водоспоживання на зрошення з малих річок нижньої течії Дніпра (30%).

В результаті інтенсивного природокористування поверхня басейну Дніпра на сьогодні на 65% розорана, на 35% сильно еродована, на 5% урбанізована, на 10% зайнята системами осушення та зрошення, на 3% затоплена штучними водоймами. Комплексна екологічна оцінка стану басейнів річок-приток Дніпра показала, що немає жодного басейну, стан якого можна було б класифікувати як добрий. При цьому у водоохоронних зонах водних об'єктів в басейні Дніпра не дотримується нормативний водоохоронний режим господарювання, не проводяться в необхідному обсязі належні водоохоронні заходи. Ситуація ускладнюється тим, що в останні роки простежується тенденція до активного відведення території прилеглих до берегів і заплав річок і водойм під забудову, в першу чергу, під дачне будівництво, садівництво, городництво.

Малі річки містять в собі основну масу запасів прісних вод і відіграють величезну роль в економіці населення, що проживає в їх басейнах. Внаслідок інтенсивної діяльності людини і зарегулювання стоку малі річки зазнали значного негативного впливу. Це призвело до їх обміління, пригнічення їх корисної флори і фауни, погіршення якості вод. Основними негативними моментами при регулюванні стоку, що впливають на стан малих річок, є спрямлення, замулення, тісно пов'язане з ерозією, меліоративні роботи, погіршення самоочисної здатності, збіднення генофонду корисних тварин і рослин.

Матеріали паспортизації малих річок Держводгоспу України свідчать, що споживацьке ставлення впродовж десятиріч призвело до їх виснаження та забруднення. Близько половини річок є непридатними для водопостачання населення, виборозведення, зрошення. Вирішальний вплив на стан річок справляє надмірне антропогенне навантаження на них, негативні зміни на водозборах.

Оцінка стану екосистем переважної більшості малих річок басейну Дніпра показує, що він на сьогодні критичний, а якість вод значно нижча від природної. В цілому основні чинники, що призвели малі річки до такого стану, це:

- забруднення річок промисловими, сільськогосподарськими та комунальними стоками;
- збільшення поверхневого (забрудненого) стоку у зв'язку з розорюванням заплав, схилів, ярів, балок, витоків річок, інтенсивне використання заплав для забудови тощо;
- замулення русел річок як результат забруднень та змін стану поверхні водозбору (у зв'язку з вирубуванням лісів та збільшенням площ орних земель);
- зниження дренажної здатності русел річок через їх замулення;
- використання стоку на господарські потреби, яке досягло 25% від річного об'єму;
- високий ступінь зарегульованості стоку, що спричиняє збільшення мінералізації вод;
- осушення боліт у заплавах, які є джерелом живлення більшості малих річок Полісся та Лісостепу.

Основними забруднювачами водних джерел в басейні є Дніпропетровський металургійний комбінат ім. Дзержинського, який за рік скидає 190 млн м³ забруднених стічних вод, металургійні комбінати «Криворіжсталь», «Запоріжсталь», Маріупольський ім. Ілліча та ін. Як наслідок, погіршується якість води в Інгульці, Кальчику, Кальміусі.

Нижче скидів стічних вод Авдіївського коксохімзаводу, Єнакіївського металургійного та коксохімічного заводів в річках Кривий Торець і Булавин перевищено допустимі норми основних забруднюючих речовин у десятки разів.

Значними забруднювачами малих річок є також підприємства місцевої промисловості, які в основному не мають очисних споруд. Так, малі річки Полісся та Середнього Придніпров'я періодично забруднюються стоками цукрових заводів і переробних підприємств харчової промисловості. До таких забруднень у річках Донбасу додаються шахтні води, а в Дніпропетровській і Запорізькій областях – стоки металургійних комбінатів та інших промислових виробництв.

Інтенсивне будівництво тваринницьких комплексів і птахоферм супроводжується накопиченням значної кількості стічних вод, знезараження та утилізація яких ускладнюються наявністю великих концентрацій органічних і біогенних речовин. Особливо агресивні стічні води свинокомплексів. Слід зазначити, що питання утилізації, нейтралізації цих стоків ще не вирішене. З басейнів-накопичувачів забруднені стоки потрапляють до ґрунтових вод, які потім дренуються малими річками.

Велика кількість біогенних речовин (азот, фосфор та ін.) надходить у малі річки із сільськогосподарських угідь. Так, у річки Полісся в середньому за рік з площ під просапними культурами змивається 27 кг/га, з площ під зерновими — 19, з пасовищ — 7,7 кг/га азоту.

Загальний змив азотних речовин з 1 га угідь за рік становить 15,7 кг.

Крім повсюдного забруднення річок поверхневими, побутовими і сільськогосподарськими стоками, існують і локальні забруднення, які призводять до збільшення в річкових водах органічних сполук і різкого погіршення кисневого режиму. На Поліссі і в Середньому Придніпров'ї їх причиною є відходи цукрових заводів і підприємств харчової промисловості.

Створення інформаційної моделі техногенно-екологічного впливу господарської діяльності на стан малих річок басейну Дніпра

Географічні інформаційні системи (далі – ГІС) є одним із найбільш перспективних видів інформаційних систем – це сучасна комп'ютерна технологія для картографування і аналізу об'єктів реального світу, а також подій, що відбуваються на нашій планеті, в нашому житті і діяльності. Ця технологія об'єднує традиційні операції при роботі з базами даних з перевагами повноцінної візуалізації, географічного моделювання і аналізу, які надає карта.

Сьогодні геоінформаційні системи – це інтеграційне середовище, яке дозволяє об'єднувати і систематизувати потоки інформації, які надходять із різних джерел, що забезпечує обмін даними через Web, загальну роботу з ними одночасно багатьох користувачів, в тому числі віддалених.

Використання ГІС технологій є невід'ємною складовою інформаційного забезпечення екологічної безпеки. З одного боку, ГІС є інструментом, який дозволяє інтегрувати величезні об'єми даних. Задіявши просторову компоненту цих даних в якості ключа зв'язку, ГІС може динамічно створювати нові зв'язки між даними, в тому числі між даними, які зберігаються в різномірних базах, що забезпечує доступ до даних і перегляд інформації в контексті карти. З другого боку, ГІС вирішують задачі підготовки і побудови базових і тематичних карт, а також задачі, пов'язані з просторовим аналізом і моделюванням.

Тому для вирішення задачі підготовки і побудови інформаційної моделі техногенно-екологічного впливу господарської діяльності на стан малих річок басейну Дніпра була вибрана одна з найпоширеніших ГІС – ArcGIS компанії ESRI [3].

Створювана інформаційна модель включає в себе:

- електронну топографічну карту України масштабу 1:200000;

- тематичний шар малих рік басейну Дніпра розкласифікованих на три підкласи ;
- растровий шар рельєфу території України масштабу 1:200000;
- растровий шар кутів схилів, одержаний на основі шару рельєфу;
- базу даних потенційно небезпечних об'єктів.

Електронна топографічна карта включає в себе наступні шари:

- шари адміністративного поділу України (області та райони);
- дорожню мережу;
- залізниці;
- населені пункти;
- рослинність;
- шари водних об'єктів (річкова мережа, площинні водні об'єкти (озера, водосховища, моря);
- шари елементів рельєфу (ізолінії, висотні відмітки).

Шари топографічної основи є базовими для створення ряду тематичних шарів, які описані нижче. На рис 1. показано фрагмент топографічної карти.

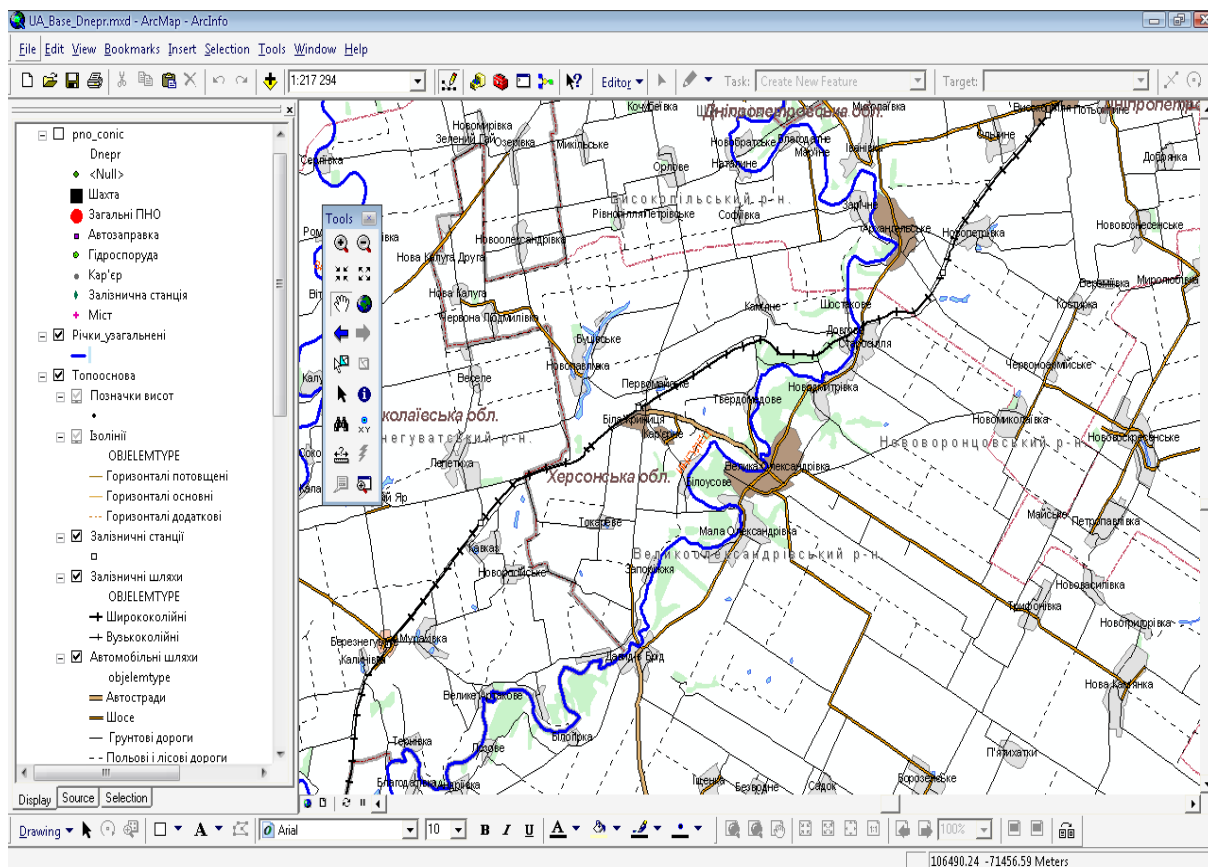


Рис. 1. Фрагмент базової топографічної карти

Тематичний шар малих річок басейну Дніпра був створений шляхом виконання послідовності просторових операцій (запитів) над шаром річкових мереж. В тематичному шарі виконано гідрографічне районування басейну Дніпра на три частини – правобережжя Прип'яті, лівобережжя і правобережжя Дніпра. Головні притоки Прип'яті (Стир, Горинь, Случ, Уборть, Уж) беруть початок на Волино-Подільській і Придніпровській височинах. Ліві притоки Дніпра (Сейм, Снов, Остер, Сула, Псел, Ворскла, Орель, Самара) – на Середньоросійській височині і течуть по Придніпровській низовині; праві (Рось, Тясмин, Інгулець) – на Придніпровській височині.

Тематичний шар річок басейну Дніпра показано на рис. 2.

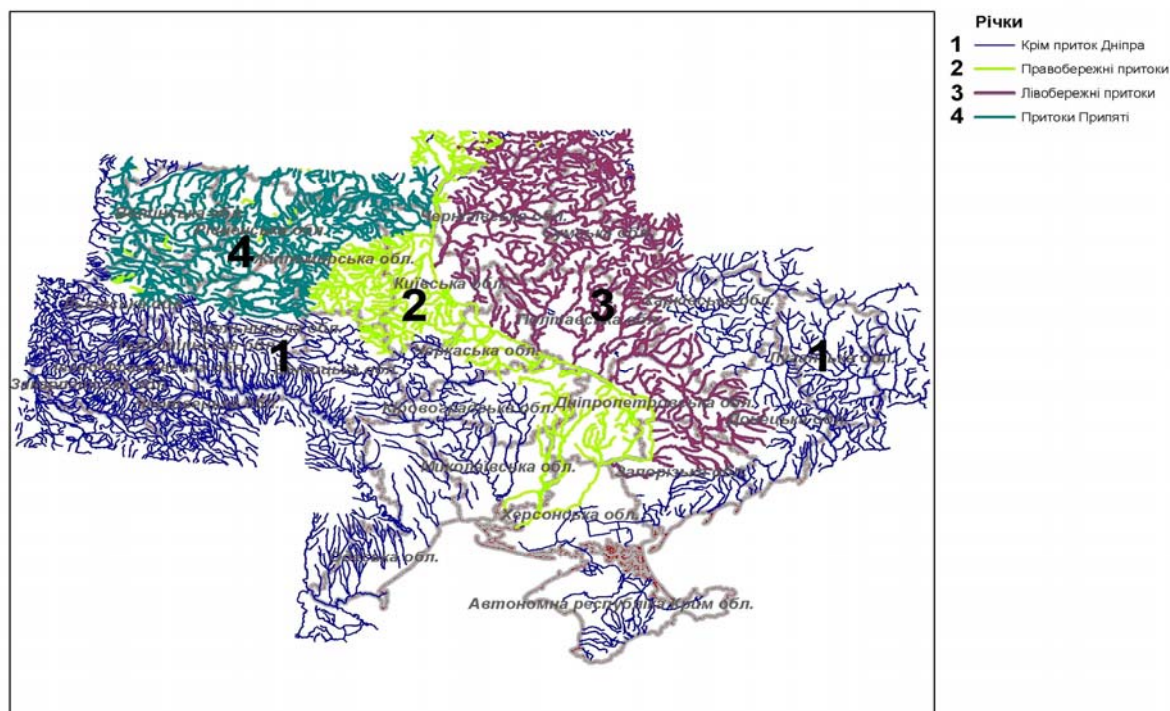


Рис. 2. Гідрографічне районування басейну Дніпра

Растровий шар рельєфу одержано з базових топографічних шарів ізоліній та висотних відміток шляхом виконання операції інтерполювання. Растровий шар зберігається в просторовій базі даних в спеціальному grid-форматі.(рис 3.)

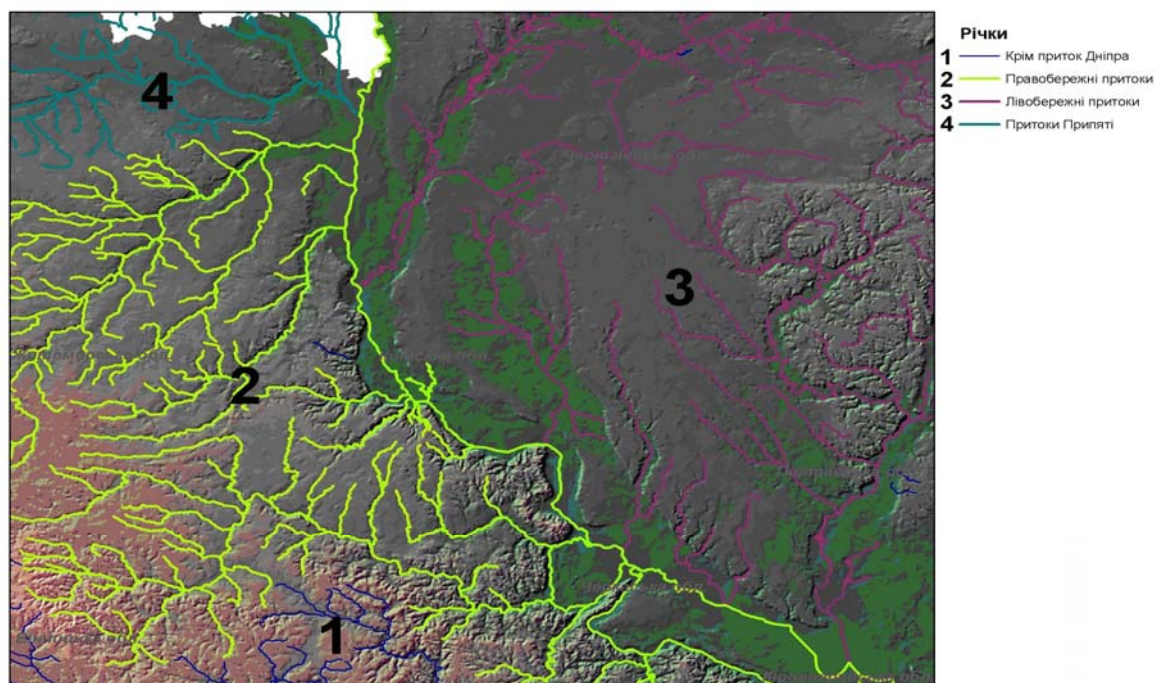


Рис. 3. Модель рельєфу для басейна Дніпра

Таке уявлення дає можливість виконувати просторовий аналіз в кожній точці території України. На основі растрового шару рельєфу ми маємо можливість одержати растровий шар ухилів (рис. 4) і виконати класифікацію території по крутизні ухилів.

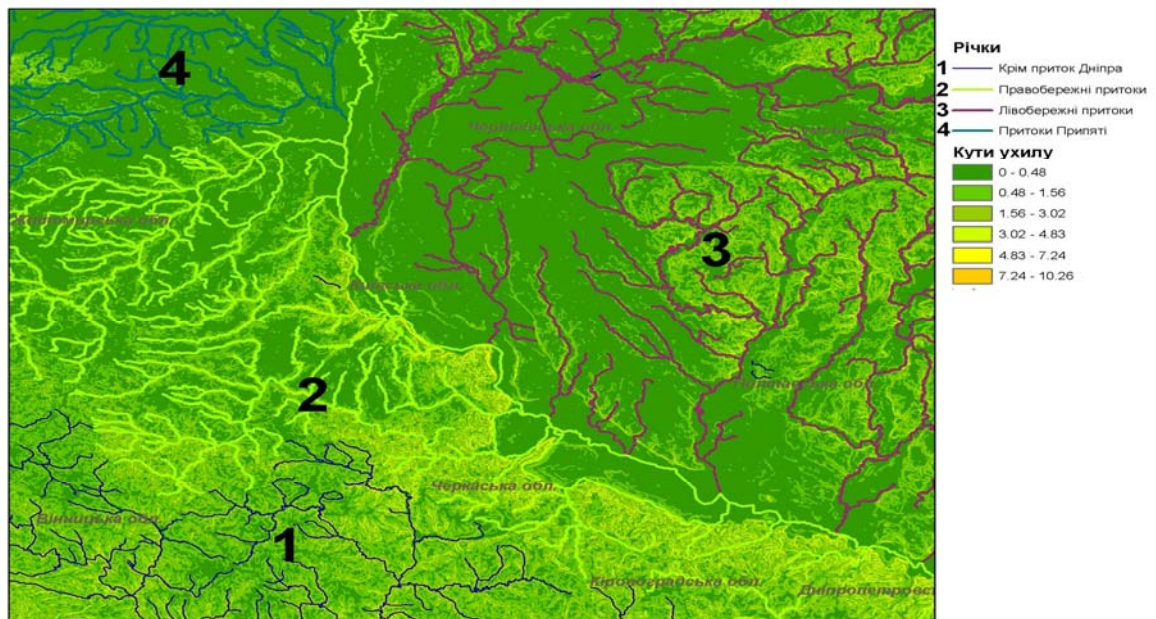


Рис. 4. Модель ухилів

Наступною складовою інформаційної моделі є шар **потенційно небезпечних об'єктів (ПНО)** та зв'язана з цим шаром база даних що описує цілий ряд параметрів цих об'єктів, в тому числі, наявність забруднювачів. На рис. 5 виділено об'єкт на р. Росава з наявністю 1000 т забруднювача.



Рис. 5. Шар потенційно небезпечних об'єктів

П'ятою складовою такої моделі є **паспорти малих річок**.

Створена інформаційна модель дозволяє нам вирішити нижче приведені комплекс задачі.

Задача розрахунку ухилу малих річок. Використовуючи співставлення шару рельєфу і шару річок, ми маємо можливість розрахувати висоту витoku ріки і висоту гирла. Обчисливши ці параметри, ми можемо класифікувати ріку по крутизні ухилів.

Задача моделювання розповсюдження забруднювачів. Створена інформаційна модель може забезпечити вхідними параметрами існуючі моделі розповсюдження стоку небезпечних хімічних речовин (НХР). Прикладом такої моделі може служити модель

QUAL2K, яка призначена для оцінки ризику від техногенних аварій [4]. Вхідними даними для цієї програми є опис річки (урізи річки, витрати води на певних ділянках, опис притоків річки, ґрунти на ділянках річки), метеорологічні умови. Також вхідними даними є можливий вилів НХР з ПНО. Вхідні дані та результати моделювання зберігаються в відкритих форматах (файлах MS Excel), що дає можливість інтегрувати цю програму з ArcGis. ArcGis в цій ситуації виконуватиме роль як джерела вхідних даних, так і механізму візуалізації та аналізу результатів моделювання.

Висновки

В екологічній сфері ГІС в більшості випадків використовується при моделюванні і прогнозі розвитку екологічних ситуацій та дослідженні природних ресурсів. Саме в цій галузі сьогодні найбільш ефективним є застосування ГІС, що забезпечує актуальність та оперативність аналітичного процесу, особливо для малих річок басейну Дніпра, які потерпають від надмірного антропогенного навантаження.

Сучасні ГІС є потужним інструментом, що допомагає оперативно вирішувати складні завдання моніторингу і прогнозу розвитку надзвичайних екологічних ситуацій та катастроф природного й техногенного характеру, а також проводити дослідження природних ресурсів. Можливість інтеграції ГІС з проблемно-орієнтованими моделюючими комплексами типу QUAL2K суттєво розширює діапазон їх застосування в Україні. Сьогодні таким шляхом у світі йде розробка моделей міграції забруднювачів в атмосфері та гідросфері, геологічному середовищі, повеневих ситуацій, розвитку карсту, зсувів, підтоплення тощо. Втім, слід враховувати, що ГІС – це тільки інструмент, який забезпечує ефективність аналітичних досліджень за рахунок підвищення оперативності та наочності результатів аналітичних операцій. Тому важливо чітко уявляти фізичну природу конкретної екологічної проблеми та параметри, збір та обробка відомостей про які можуть бути основою для створення прогнозної моделі розвитку екологічної ситуації.

1. Паламарчук М.М., Закорчевна Н.Б. Водний фонд України: довід. пос. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 320 с.
2. Малі річки України: довідник / [за ред. А.В. Яцика]. – К.: Урожай, 1992. – 294 с.
3. ArcGis 9 Geostatistical Analyst. Руководство пользователя. Russian Translation by DATA +, Ltd. – 2001. – 285 p.
4. Chapra, S.C., Pelletier, G.J. and Tao, H. QUAL2K: A Modeling Framework for Simulating River and Stream Water Quality, Version 2.11: Documentation and Users Manual. Civil and Environmental Engineering Dept, Tufts University, Medford, MA. 2008.

В.Г. Швайко, О.А. Жолуденко, К.А. Серета

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ГЕОИНФОРМАЦИОННЫХ ТЕХНОЛОГИЙ ДЛЯ ИЗУЧЕНИЯ ТЕХНОГЕННО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВЛИЯНИЯ ХОЗЯЙСТВЕННОЙ ДЕЯТЕЛЬНОСТИ НА СОСТОЯНИЕ МАЛЫХ РЕК БАСЕЙНА ДНЕПРА

Приводится обобщенная эколого-географическая оценка последствий хозяйственной деятельности на состояние малых рек бассейна Днепра. С использованием ГИС – технологий решена задача подготовки и построения информационной модели техногенно-экологического влияния хозяйственной деятельности на их состояние.

V.G. Shvaiko, O.A. Zholudenko, K.A. Sereda

USING OF GEOINFORMATION TECHNOLOGIES FOR TECHNOGENIC AND ECOLOGICAL INFLUENCE STUDY OF ECONOMIC ACTIVITY ON THE SMALL RIVERS STATE OF DNIEPER BASIN

Ecological and geographical assessment of the impact of economic activities on the small river of the Dnieper basin is summarized. The problem of preparing and building of information model of technogenic and environmental impact of economic activities on the state of small rivers of the Dnieper basin is solved due to using GIS technology.

Б.В. ЗІУМАН, А.В. ПАСЕНКО, О.В. КАСАЙ

*Кременчуцький університет економіки, інформаційних технологій та управління,
м. Кременчук*

ЕКОЛОГІЧНА СИТУАЦІЯ СТАНУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД Р. ДНІПРО ЩОДО МІКРОБНОГО ЗАБРУДНЕННЯ

Проведено моніторинг еколого-санітарного стану води гідротехнічних споруд м. Кременчука як джерела мікробного забруднення поверхневих вод р. Дніпро. Встановлено вплив бактеріального забруднення скидів дренажних каналів на мікробіологічні показники води р. Дніпро нижче за течією.

Постановка проблеми

Екологічна ситуація зі станом поверхневої води Дніпровського басейну на сьогоднішній день набула катастрофічного рівня. Окрім фізичного та хімічного забруднень, надзвичайного поширення набуло біологічне забруднення поверхневих вод, зокрема мікробне, тест-індикатором якого є кишкова паличка *E. coli* [1]. Джерелами забруднення поверхневих вод р. Дніпро мікроорганізмами є зливові води, стічні води підприємств, і особливо вода дренажних каналів, в яку частково потрапляють зливові, стічні і каналізаційні води підтоплених міст, розташованих у поймі Дніпра. Вода скидається в річку та водосховище без попереднього очищення. Скид стічних вод у р. Дніпро складає близько 18,7 км³ на рік, з яких лише 10% очищені до нормативних показників, а 64% – скидаються за межами очисних споруд. Щороку зі скидами в поверхневі води надходить 8 млн т забруднюючих речовин. У водойми потрапляють стійкі забруднювачі – нафтопродукти, відходи хімічних підприємств, отрутохімікати, синтетичні поверхнево-активні речовини, від яких водойми в процесі самоочищення не звільняються [2]. Крім перерахованих забруднюючих речовин, в поверхневі води р. Дніпро потрапляють мікроорганізми в кількості, що в тисячі разів перевищує санітарні норми для вод побутового призначення [3].

Актуальність обраної теми полягає у виявленні зв'язку мікробного забруднення вод р. Дніпро з джерелами забруднення.

Місто Кременчук розташоване в поймі р. Дніпро і частково підтоплюється в періоди високої води. Захист від підтоплення міста і прилеглої території, в межах масиву, що захищається (площею приблизно 20,6 тис. га), здійснюється шляхом обладнання комплексу гідротехнічних споруд, в тому числі дренажних каналів для зниження рівня ґрунтових вод. Територія, що захищається від підтоплення, розташована в зоні виробничої діяльності Кременчуцької експлуатаційної дільниці ДРУВР. Територія масиву знаходиться у верхній частині Дніпродзержинського водосховища, нижче створу Кременчуцької ГЕС в районі високої частини кривої підпору. Відкачування дренажних вод з дренажних систем та відвідних каналів здійснюється за допомогою 7 насосних станцій (НС), дві з яких (№ 5 та № 6 на вертикальних дренажах) працюють цілодобово в автоматичному режимі. Насосні станції скидають дренажні води в Дніпро та Дніпродзержинське водосховище. Води з дренажних каналів № 1 і № 4 насосними станціями (НС-1,4) скидаються у затоки р. Дніпро [4]. Дренажна вода насосною станцією НС-4 скидається у затоку напроти мікрорайону Ревівка м. Кременчука. Нижче за течією на береговій смузі р. Дніпро розташовані офіційно зареєстровані місця відпочинку громадян, центральний міський пляж, який відповідає санітарним вимогам і має санітарний паспорт, складений у 2009 р.

Приймаючи до уваги щорічну заборону на купання в районі міського пляжу санітарно-епідеміологічною станцією міста в зв'язку з перевищенням бактеріологічних показників води, автори статті ставили за мету визначити причину незадовільного еколого-санітарного стану р. Дніпро на відрізку мікрорайон Ревівка м. Кременчука – центральна частина м. Кременчук. Враховуючи викладене, в роботі поставлено на вирішення наступні задачі:

1. виявити приховані джерела мікробного забруднення поверхневих вод р. Дніпро;
2. з'ясувати залежність інтенсивності мікробного забруднення вод р. Дніпро від ступеню мікробного забруднення виявлених джерел;
3. надати пропозиції щодо поліпшення санітарно-епідеміологічного стану вод р. Дніпро.

Об'єкти дослідження – дренажні канали до насосних станцій № 1 і № 4 (НС-1,4), які розташовані на лівому і правому березі р. Дніпро, акваторія р. Дніпро в місцях відпочинку кременчужан. За категорією водокористування вода дренажних каналів має рибогосподарське призначення, а вода р. Дніпро у місцях розташування міських пляжів – культурно-побутове призначення.

Предмет дослідження – еколого-санітарний стан води у дренажних каналах та в місцях розташування офіційних і стихійних пляжів м. Кременчука нижче за течією р. Дніпро відносно створів скидів дренажної води.

Виклад основного матеріалу

Схема розташування дренажних каналів м. Кременчука наведена на рис. 1. Дренажний канал № 1 до НС-1 розташований в східній частині міста, а насосна станція знаходиться на Крюківській східній дамбі м. Кременчука. Дренажний канал призначений для відведення фільтраційних, поверхневих, вод танення та міських дощових стоків з території, що захищається. В канал скидають воду з відстійників сталеливарного та вагонобудівного заводу, злизові води з вулиць Республіканська, Щорса (с. Кам'яні Потоки) та вул. Східної.

Дренажний канал № 4 до НС-4 (Ревівка) охоплює півколом північно-західну частину міста. Довжина каналу 2617 м. Збирає злизові води з нагірної частини міста, з міської території: асфальтного покриття доріг, території заводу залізобетонних виробів, гаражного кооперативу, приватних садиб. Початок каналу сполучається зі старим руслом р. Крива Руда. В дренажний канал до НС-4 потрапляють скиди ВАТ Кредмаш, Кондитерської фабрики, Молокозаводу.

В акваторію р. Дніпро, що досліджується, надходять води Кременчуцького водосховища, вода з дренажного каналу НС-4 (Ревівка), міські злизові води.

Дослідження води дренажних каналів виконувалось в лабораторіях кафедри екології Кременчуцького університету економіки, інформаційних технологій та управління (КУЕІТУ), Кременчуцької міської СЕС, КП «Кременчукводоканал». Визначали органолептичні та санітарно-мікробіологічні показники у пробах води дренажних каналів: кольоровість, прозорість, запах, колі-індекс, колі-титр, мікробне число, число колі-фагів.

Моніторинг стану води в дренажних каналах проводився щорічно протягом останніх трьох років. За результатами досліджень встановлено, що в літній період вода в більшості відібраних проб не відповідала вимогам санітарного законодавства за органолептичними і бактеріологічними показниками. У зв'язку з високим бактеріальним забрудненням води р. Дніпро протягом вказаного періоду Кременчуцькою міською СЕС виносилися постанови про тимчасову заборону на купання в місцях розташування офіційно зареєстрованих міського центрального пляжу та пляжу в районі парку ім. Воїнів – Інтернаціоналістів, які були дійсні протягом всього купального сезону.

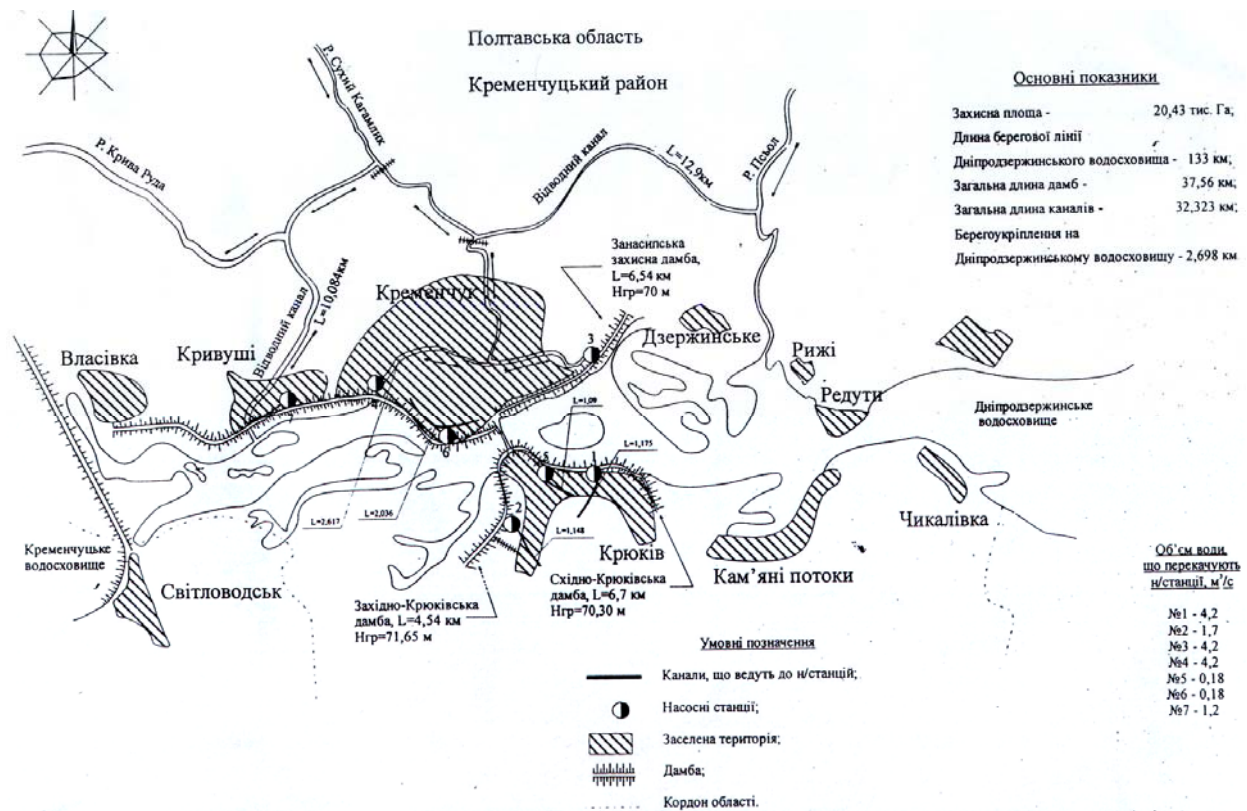


Рис. 1. Схема розташування дренажних каналів м. Кременчука

За результатами досліджень встановлено, що забарвлення води в дренажних каналах змінюється в різні пори року. Світло-сірий колір в березні і на початку квітня змінюється на світло-зелений наприкінці квітня і в травні, що вказує на розмноження синьо-зелених водоростей (ціанобактерій). Але синьо-зелені водорості не домінують у воді дренажних каналів – їх розвиток пригнічують вищі рослини. Обмежене цвітіння синьо-зелених водоростей продовжується деякий час у водоприймачах насосних станцій (НС-1,4), де лімітуючим фактором розвитку вищих рослин стають важкі метали, різке коливання рН води, накопичення аміаку (наприклад, приймальник води до НС № 4, що на Ревівці). З підвищенням температури води до 20-27 °С масово розмножуються сапрофітні (гнилісні) мікроорганізми і колір води змінюється від світло-сірого до темно-сірого. Сірий колір води обумовлений колоїдними завислими речовинами і мікроорганізмами, котрі при відстоюванні випадають в осад, в той час як жовтий колір не змінюється навіть при центрифугуванні. Це вказує на присутність у воді розчинених речовин, зокрема сполук трьохвалентного заліза. Наявність у воді надлишку органічних речовин надає воді колір, неприємний запах, погіршує органолептичні показники води і несприятливо впливає на організми. Результати візуальних спостережень свідчать, що як колір, так і прозорість води у водних об'єктах змінюються в залежності від пори року більше ніж на 1/3. Наприклад, прозорість води у дренажному каналі до НС-4 в кінці травня дорівнювала 0,4 м, а в лютому – 0,6 м.

Результати досліджень санітарно-епідеміологічного стану води в дренажних каналах до насосних станцій № 1 і № 4 при порівнянні маси фітопланктону з масою сестону свідчать про значну евтрофікацію води в водних об'єктах, що перевищує допустимі показники у 18 – 30 разів (рис. 2).



Рис. 2. Сезонне розмноження ціанобактерій у воді дренажних каналів

При порівнянні мікробіологічних показників досліджуваних проб зі встановленими нормами, особливу увагу звертали на перевищення нормативних показників забруднення води щодо культурно-побутових потреб, оскільки вода з дренажних каналів потрапляє до поверхневих вод р. Дніпро і Дніпродзержинського водосховища без очищення. Результати визначення санітарно-мікробіологічних показників якості дренажної води в пробах №1, № 2, № 3, які відповідно були відібрані на початку, на середині і в приймачі дренажних каналів, наведені в таблицях 1, 2.

Таблиця 1. Санітарно-мікробіологічні показники води дренажного каналу № 1 до НС-1

№ з/п	Мікробіологічні показники води	СанПиН 4630-88 (для води господарсько-питного призначення)	СанПиН 4630-88 (для води культурно-побутового призначення)	№ проби		
				1	2	3
1	Мікробне число, в 1 см ³	-	-	12000	16000	18000
2	Колі-індекс, в 1 дм ³	Не більше 10000	Не більше 5000	50000	70000	85000
3	Колі-титр, мл	Не менше 0,1	Не менше 0,2	0,02	0,014	0,012
4	Число колі-фагів в 1дм ³	Не більше 100	Не більше 100	300	500	600

Таблиця 2. Санітарно-мікробіологічні показники води дренажного каналу № 4 до НС-4

№ з/п	Мікробіологічні показники води	СанПиН 4630-88 (для води господарсько-питного призначення)	СанПиН 4630-88 (для води культурно-побутового призначення)	№ проби		
				1	2	3
1	Мікробне число, в 1 см ³	-	-	16000	8000	30000
2	Колі-індекс, в 1 дм ³	Не більше 10000	Не більше 5000	2400000	500000	2400000
3	Колі-титр, мл	Не менше 0,1	Не менше 0,2	0,0004	0,002	0,00004
4	Число колі-фагів в 1дм ³	Не більше 100	Не більше 100	10000	5000	100000

Колі-індекс, колі-титр, мікробне число – важливі критерії при санітарно-гігієнічному оцінюванні стану води. Результати кількісного визначення у пробах води індикаторних бактерій групи кишкової палички (колі-індекс, колі-титр) дозволяють оцінити ступінь фекального забруднення досліджуваного водного об'єкту, отже, й можливу присутність у воді збудників кишкових інфекцій. Санітарно-епідеміологічну небезпеку можуть чинити не тільки патогенні мікроорганізми, але й сапрофітна мікрофлора води, продукти їх життєдіяльності. Тому для санітарної оцінки якості води, крім індикаторних мікроорганізмів, оцінюють загальний рівень мікробного забруднення води (мікробне число).

За результатами досліджень, згідно еколого-санітарної класифікації якості поверхневих вод, вода у верхній частині дренажних каналів до насосних станцій № 1 і № 4 відноситься до забрудненої, а у нижній частині – до брудної. Беручи до уваги те, що довжина дренажних каналів достатня для процесу самоочищення вод, а в реальності вода стає більш брудною по мірі просування до водоприймача, можна зробити висновок, що забруднюють воду дренажних каналів органічною речовиною як промислові підприємства, так і приватний сектор (рис. 3).



Рис. 3. Місця скидів забруднювачів у дренажні канали

Встановлено, що з території приватного сектору, де не дотримуються санітарно-захисної зони дренажного каналу (8-20 м) і фіксуються випадки захаращення берми каналу (3 м), у воду надходить велика кількість миючих засобів, до складу яких входять СПАР, велика кількість побутового сміття, фекалії з каналізаційними скидами.

Скиди води насосними станціями НС-1,4 з дренажних каналів без очищення у поверхневі води р. Дніпро і на відрізку Дніпродзержинського водосховища обумовлюють додаткове органічне й бактеріологічне забруднення акваторії водного об'єкту у місцях створу (рис. 4), які розташовані вище за течією відносно об'єктів відпочинку громадян міста, у тому числі центрального міського пляжу.

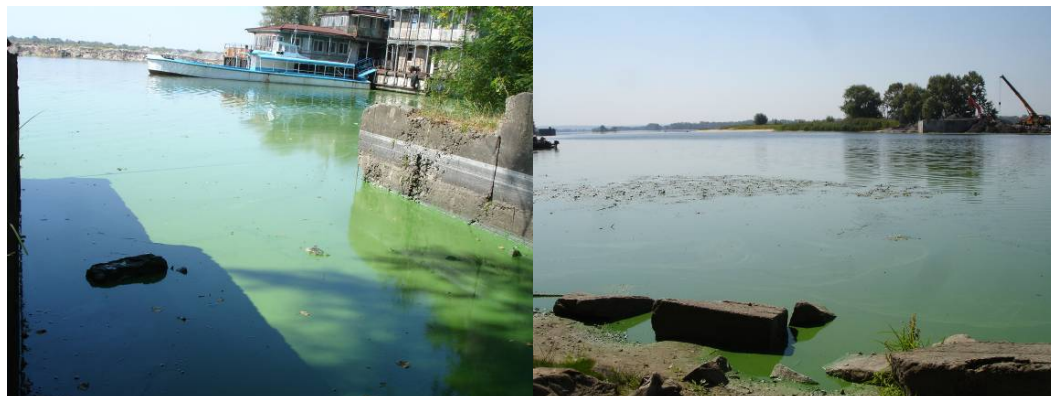


Рис. 4. Місця скидів води дренажних каналів у р. Дніпро

У таблиці 3 наведені результати визначення санітарно-мікробіологічних показників якості води в пробах, які були відібрані у місцях скиду вод дренажних каналів – у затоці р. Дніпро, у воді русла нижче за течією і в місці розташування центрального міського пляжу м. Кременчука.

Таблиця 3. Санітарно-мікробіологічні показники води р. Дніпро

№ п/п	Мікробіологічні показники води	СанПиН 4630-88 (для води господарсько-питного призначення)	СанПиН 4630-88 (для води культурно-побутового призначення)	Затока р. Дніпро	Русло р. Дніпро	Міський пляж
1	Мікробне число, в 1см ³	-	-	16000	8000	600
2	Колі-індекс, в 1дм ³	Не більше 10000	Не більше 5000	1000000	300000	70000
3	Колі-титр, мл	Не менше 0,1	Не менше 0,2	0,001	0,0033	0,014
4	Число колі-фагів, в 1 дм ³	Не більше 100	Не більше 100	1000	850	500

За результатами досліджень санітарно-епідеміологічного стану води р. Дніпро у місці розташування центрального міського пляжу (нижче за течією точки скидання вод дренажних каналів) влітку встановлені значні перевищення у воді Дніпра бактеріологічних показників. Вода має запах тини, в літню спеку до нього домішується сморід сірководню. Колір води під час цвітіння синьо-зелених водоростей зелений. Прозорість води у Дніпрі в кінці травня складала 2 м, а в лютому 3,5 м. Бактеріологічні і вірусологічні дослідження фіксують випадки присутності у воді холерного вібріона і вірусів інфекційного гепатиту. Вважається, що патогенна (заразна, здібна викликати захворювання) кишкова паличка трапляється одна на мільйон паличок, а холерний вібріон не виявляє патогенності. Та спалахи інфекційного гепатиту за останні роки в Кременчуці, який викликається вірусом, свідчать про значне мікробіологічне забруднення води. Не слід забувати, що холера, епідемічні спалахи якої мали місце протягом ХХ століття, не затихала і не затихає і в наш час. Невідомо коли і за яких обставин авірулентний холерний вібріон перетвориться на вірулентний.

Висновки

1. Встановлено, що одним з мікробних забруднювачів поверхневих вод р. Дніпро є скиди дренажних вод підтоплених міст у поймі річки, зокрема м. Кременчука, в які потрапляють зливові, стічні й каналізаційні води.

2. З огляду на епідеміологічний стан поверхневих вод р. Дніпро і Дніпродзержинського водосховища для зменшення їх мікробного забруднення необхідно проводити знезаражування (шляхом хлорування) дренажної води у приймачах-накопичувачах дренажних каналів м. Кременчука біля насосних станцій.

3. Необхідно посилити державний нагляд і контроль за скидами з підприємств і дотриманням режиму господарювання у водоохоронних зонах річок і дренажних каналів згідно ст. 218 Закону України «Про забезпечення санітарного та епідеміологічного благополуччя населення».

4. Взагалі, численні проблеми, що стоять перед міською дренажною мережею, полягають у низькому рівні обізнаності та сумлінності керівництва підприємств, громадян, яка недостатньою мірою формується місцевою владою, у недостатньому матеріальному забезпеченні робіт з обслуговування каналу. За таких обставин може бути рекомендовано прийняття адміністративних рішень міськвиконкому щодо подолання вказаних екологічних проблем.

1. Зюман Б. В. Основні чинники евтрофікації поверхневих вод Середнього Придніпров'я / Б. В. Зюман, А. В. Пасенко, О. І. Яковенко, В. Є. Корнатовський // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків-Кременчук. – 2004. – Вип. 10 (12). – С. 20-23.

2. Зюман Б. В. Забруднення природних вод з культурних відкладень промислових міст / Б. В. Зюман, А. В. Пасенко, В. Є. Корнатовський // Вісник політехнічного університету. – 2006. – Вип. 5 (40). – С. 125-127.

3. Зюман Б. В. Біотичний контроль хімічного складу поверхневих вод / Б. В. Зюман, А. В. Пасенко, О. Є. Алфімов // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. Збірник наукових праць КНУ ім. Т.Г. Шевченка. – К. : Обрії. – 2006. – Т.9. – С. 178-184.

4. Зюман Б. В. Оцінка еколого-санітарного стану дренажних каналів м. Кременчука / Б. В. Зюман, О. В. Касай, А. В. Белікова // Нові технології. – 2010. – № 4 (30). – С. 93-100.

5. Зюман Б. В. Моніторинг стану водойм дренажних каналів м. Кременчук / Б. В. Зюман, А. І. Святенко, М. С. Лебедева // Вісник Житомирського державного технологічного університету. – 2007. – № 4 (43). – С. 25-32.

Б.В. Зюман, А.В. Пасенко, А.В. Касай

ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ СИТУАЦИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД Р. ДНЕПР ОТНОСИТЕЛЬНО МИКРОБНОГО ЗАГРЯЗНЕНИЯ

Проведен мониторинг эколого-санитарного состояния воды гидротехнических сооружений г. Кременчуга как источника микробного загрязнения поверхностных вод р. Днепр. Установлено влияние бактериального загрязнения сбросов дренажных каналов на микробиологические показатели воды р. Днепр ниже по течению.

B.V. Zyuman, A.V. Pasenko, A.V. Kasay

ECOLOGICAL SITUATION OF THE DNIPER SURFACE-WATER STATE IN RELATION TO MICROBAL CONTAMINATION

Monitoring of the ecologic and sanitary water state of hydrotechnical building in Krementchuk as sources of microbial contamination of surface-water Dnieper is conducted. Influence of bacterial contamination of upcasts of drainage channels is set on the microbiological indexes of water Dnieper below down stream.

К.А. СЕРЕДА

*Державна установа "Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України",
м. Київ*

НАУКОВЕ ОБГРУНТУВАННЯ ІНЖЕНЕРНОГО ЗАХИСТУ МАЛИХ РІЧОК

Описано науково-методичні підходи до розробки комплексу природоохоронних заходів на зарегульованих малих річках з метою поліпшення їх гідроекологічного стану.

Постановка проблеми

Останніми роками зростає інтерес до ресурсів малих річок, їх подальшої долі. Малі річки міліють, стають несудохідними. Російський учений В. В. Докучаєв ще в ХІХ столітті ретельно досліджував дані щодо обміління річок і прийшов до висновку, що, дійсно, на окремих ділянках глибини в руслах річок зменшуються, але це не пов'язано із зниженням водності річок. У річці з часом відбувається перерозподіл донних відкладень – одні ділянки замулюються, інші – розмиваються. Це природний процес. Але в ХХ столітті вилучення води з річок на зрошення, промислові і побутові потреби, перекидання води в інші річкові системи, регулювання річкового стоку шляхом будівництва штучних водойм привело до обміління і загибелі багатьох річок [1]. Причини, що призвели до такого стану наступні:

- безсистемне вирубування лісів, що призводить до змиву ґрунту по територіях басейнів річок і безперешкодне потрапляння його до русла;
- порушення агротехнічних вимог до обробітку ґрунтів на схилах;
- проведення меліорації заплав без регулювання стоку з вирубуванням лісів, що призводить до висушування ґрунту в прибережній смузі річок;
- послаблення догляду за греблями-загатами, які, регулюють стік, що сприяє швидкому виносу весняних вод у більш великі річки;
- розорювання заплав, що обумовлює, як правило, обміління і пересихання річок.

Занепокоєння викликає і забруднення малих річок. Значними забруднювачами таких річок є підприємства місцевої промисловості, які в основному не мають очисних споруд.

Нині в сільському господарстві мільйонами машин обчислюється парк тракторів, комбайнів, автомобілів тощо. Всі вони дають величезну кількість відпрацьованої води, яка містить бензин, лігройн, гас, різні мастила, органічні розчинники.

Одним з найбільш значних джерел забруднення малих річок є мінеральні добрива і пестициди, які потрапляють у вододжерела внаслідок змиву з ґрунту поверхневими стоками, винесення їх скидними колекторно-дренажними водами, а також при порушенні правил авіаобробок посівів, регламентів по транспортуванню, зберіганню та застосуванню добрив і пестицидів.

Одним із наслідків цього є евтрофікація водойм – підвищення їх біологічної продуктивності в результаті нагромадження у воді біогенних речовин (азоту, фосфору). Фізико-хімічні властивості води при цьому погіршуються. Вона стає мутною, зеленою, у неї з'являються неприємний смак і запах, підвищується кислотність. Під час масового відмирання водоростей на дні водойм нагромаджуються їх рештки, що розкладаються. Продукти розкладання водоростей поглинають кисень води, залишаючи у річці токсичні сполуки. При погіршенні якості водного середовища під впливом евтрофікації масово гине риба та інші гідробіоти. Використання такої води призводить до спалаху шлунково-кишкових захворювань у населення, отруєння тварин і птахів.

Аналіз попередніх досліджень і публікацій

З метою покриття дефіциту водних ресурсів, а також використання річок для певних господарських цілей стік більшості річок України зарегульований. Без належного догляду за водосховищами і ставками, при наявності додаткового негативного впливу інших видів водокористування природний стан зарегульованих річок втрачено. Замість джерел підтримання водності основних річок утворено низку замулених, евтрофікованих штучних

водних об'єктів з порушеними екосистемами. Згідно з районуванням території України за ступенем небезпеки виникнення надзвичайних ситуацій внаслідок активізації екзогенних геологічних процесів [2] у басейні Дніпра розташовані значні площі потенційного виникнення надзвичайних ситуацій I, II і III категорій небезпеки, що вимагає термінової перебудови системи управління водним режимом на його території. Але будівництво ставків в басейні без відповідного водогосподарського і екологічного обґрунтування продовжується і сьогодні.

Починаючи з 1970-х років, багатьма науково-дослідними, проектно-вишукувальними, конструкторськими організаціями був виконаний великий об'єм різнопланових робіт: з вивчення малих річок; розробки водозахисних заходів, конструкцій і пристроїв; створення нормативно-методичних документів з комплексного використання і охорони водних ресурсів малих річок. На державному рівні удосконалювалася система управління і контролю за використанням і охороною малих річок. Були посилені вимоги по нормах санітарно-екологічного стоку (попуску) на малих річках; посилені нормативи гранично-допустимих скидань стічних вод і вимоги до ефективності очисних споруд; як обов'язкова норма була введена вимога про створення водозахисних зон тощо. Проте належного позитивного ефекту від реалізації цих наукових, нормативних, проектних і інших робіт в області раціоналізації використання і охорони малих річок досягнуто не було. Разом з впровадженням науково-обґрунтованих прогресивних правил, норм, споруд і пристроїв водозахисного призначення здійснюється нераціональна господарська діяльність.

Водний кодекс України [3] дозволяє формувати і встановлювати водно-екологічний правопорядок та забезпечувати потреби держави у воді. Він також сприяє ефективному використанню вод та їх охороні від забруднення. Водні відносини в Україні регулюються не лише Водним кодексом, а і Законом України «Про охорону навколишнього природного середовища», а також іншими законами, що регулюють відносини, які виникають під час користування водними об'єктами та ресурсами. Також існує низка документів, що дозволяють забезпечити виконання усього комплексу робіт на річках та водоймах, оптимізувати їх склад та черговість [4]:

- Порядок визначення розмірів і меж водоохоронних зон та режим ведення господарської діяльності в них (затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 8 травня 1996 року № 486);

- Порядок користування землями водного фонду (затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 13 травня 1996 року № 502);

- Порядок видачі дозволів на проведення робіт на землях водного фонду (затверджено Постановою Кабінету Міністрів України від 12 липня 2005 року № 557);

- Порядок використання земель у зонах їх можливого затоплення внаслідок повеней та паводків (затверджений постановою Кабінету Міністрів України від 31 січня 2001 року № 87);

- ВНД 33-5.2-02-98 (Методика визначення зон можливого затоплення на річках України);

- ВНД 33-1.1 – 2001 (Інструкція щодо запобігання і реагування на надзвичайні ситуації техногенного та природного характеру на водогосподарських системах, захисних спорудах, водосховищах).

Українським науково-дослідним інститутом водогосподарсько-екологічних проблем розроблено «Методику розрахунку антропогенного навантаження і класифікації екологічного стану басейнів малих річок України» (наказ Мінприроди і Держводгоспу від 27.04.07 р. № 95). Це нова редакція, в якій залишається незмінним екосистемний підхід на базі логіко-математичної моделі ієрархічної структури, що дає змогу оцінити стан басейнів річок у цілому і в межах окремих підсистем, зокрема радіоактивного забруднення територій, використання земельних ресурсів, річкового стоку і якості води. Вона дає можливість також оцінити вплив зміни окремих показників на стан підсистем і екосистем басейну.

В 2004 році в УкрНДІВЕП розроблено Методику упорядкування водоохоронних зон річок України. Вона погоджена з Мінприроди 16.02.2004 р. № 1173/20-8 і затверджена Держводагентством (наказ від 29.04.1998 р. № 46). У методиці висвітлено принципи та

методи встановлення розмірів водоохоронних зон і прибережних смуг річок. Викладено методологічні основи проектування водоохоронних заходів і вимоги до ведення господарської діяльності у водоохоронних зонах, організації рекреації, економічного обґрунтування й оцінки ефективності інженерно-біотехнічних заходів упорядкування водоохоронних зон річок.

Однак існуюча система впровадження природоохоронних заходів, гарантована діючою законодавчо-нормативною базою України, демонструє свою нездатність вирішити вищезазначені проблеми. Основними чинниками, що призвели до такого стану є:

- відсутність єдиного відповідального органу за стан річкового басейну в державі;
- фінансування заходів лише за цільовими програмами, які у більшості своїй не мають обґрунтованих показників необхідних капіталовкладень і їх ефективності;
- відсутність Національної програми екологічного оздоровлення малих річок України з гарантованим фінансуванням необхідних заходів;
- відсутність інвестиційних механізмів залучення коштів всіх рівнів у вирішення проблем малих річок.

З метою прийняття реальних і ефективних рішень, до уваги треба приймати позитивний досвід країн-членів Європейського Союзу, які саме зараз впроваджують єдину для їх країн водну політику. Головним принципом при формуванні відповідних заходів має стати інтегрований підхід, що враховує всі фактори впливу в межах водозбірної площі на стан водних ресурсів і екосистем річок.

Основний матеріал дослідження

Головною ідеєю концепції вирішення проблем малих річок є необхідність впровадження комплексу заходів на державному, регіональному, басейновому, галузевому та локальному рівнях [5]. На державному рівні найважливішим завданням є створення економічних, юридичних, соціальних та інформаційних передумов раціонального природокористування. Економічні стимули повинні орієнтувати природокористувачів на економне використання ресурсів малих річок, скорочення обсягів водовідведення тощо. Правові механізми – регулювати відношення між власниками ресурсів, природокористувачами, створювати юридичні передумови для розвитку матеріального виробництва, збереження сприятливих умов існування природних екосистем і безпеки життєдіяльності населення.

Ефективність всіх цих заходів залежить від ефективності системи моніторингу стану природного середовища. Тільки за умов існування інформації, що регулярно отримується від стаціонарної мережі на основі єдиних методичних підходів, можливо діагностувати стан водних об'єктів, здійснювати контроль за його змінами. Враховуючи масштаби негативних змін стану водних об'єктів України, на державному рівні необхідно ініціювати наукові розробки, які будуть спрямовуватись на вирішення міжрегіональних та регіональних екологічних проблем.

Регіональні заходи з раціонального використання ресурсів малих річок, попередження їх виснаження, забруднення і деградації узгоджуються з вирішенням більшості перелічених вище державних завдань. У той же час, при розробці і реалізації регіональних завдань мають враховуватись природні особливості територій і специфіка господарської діяльності в їх межах. Оскільки в регіонах країни поєднання природних і антропогенних чинників істотно відрізняється, виникає природна диференціація територій за типами і гостротою природно-господарських конфліктів, їх вирішення має бути головною метою регіональних заходів.

Вищезгадані завдання зберігаються і на басейновому рівні. Різниця між регіональними і басейновими заходами полягає, в основному, в їх організаційному характері. Регіональні заходи відносяться до сфери діяльності уповноважених органів, що діють на великих територіях, об'єднаних у відповідності з ознаками адміністративного сусідства і подібності причин і наслідків порушення геоекологічної безпеки регіону. Треба відзначити, що регіон може співпадати або не співпадати з географічними кордонами річкових басейнів.

На басейновому рівні, навпаки, заходи з ліквідації негативних змін природного середовища під впливом господарської діяльності (зміна якості води, стану водних екосистем, характеру інтенсивності гідрологічних процесів і як результат – зниження

безпеки експлуатації виробничих і соціальних об'єктів, погіршення умов життєдіяльності населення) призначені для конкретних водозбірних територій. У цьому випадку територія басейну може поділятися на окремі райони (суббасейни), що відрізняються за ознаками відношення до одиниць адміністративного поділу країни. Вочевидь, що вирішення природоохоронних проблем великих басейнів у таких умовах призводить до необхідності узгоджених дій всіх зацікавлених адміністративних суб'єктів. Такі дії плануються і впроваджуються в рамках басейнових угод, а в певних випадках – в рамках конкретних цільових програм. Їх невід'ємною частиною мають бути плани оздоровлення малих річок, оскільки покращення екологічного стану великих водних об'єктів значною мірою залежить від оптимізації природокористування територіальних комплексів невеликих водотоків.

Остання обставина тісно пов'язана з реалізацією природоохоронних заходів галузевого рівня. Галузі господарства, що використовують територіальні або долинно-русліві ресурси малих річок, відповідальні за виникнення антропогенного навантаження на них та зміну їх екологічного стану. Зниження тиску галузевого антропогенного навантаження на ці природні об'єкти може плануватися з урахуванням механізму формування ціни на продукцію, що виробляється. В структуру ціни мають увійти, зокрема, і витрати на впровадження сучасних екотехнологій. Активне залучення екотехнологій дозволить знизити ризик небезпечних гідрологічних процесів, зберегти і відтворити екосистеми малих річок.

Локальні заходи з відновлення малих річок значною мірою залежать від складу і ефективності природоохоронної діяльності на інших розглянутих вище рівнях. Водночас існує вкрай важливий аспект локальної оптимізації природокористування, який в максимальній мірі проявляється при аналізі екологічної ситуації на ділянках малих річок. Він має явно суб'єктивний характер. Мешканцям населених пунктів, розташованих на берегах річок, корисно реально усвідомлювати власний малий «внесок» у забруднення водотоків і засмічення їх долин. В тій же мірі це відноситься до відпочиваючих на акваторії та на берегах малих річок.

У процесі виробничої діяльності мешканцям міст і сіл виключно важливо мати на меті мінімізацію забруднення власного середовища існування. Ці прості вимоги здатні попередити більшу частину локальних природно-господарських конфліктів, що виникають виключно з суб'єктивних причин. Виховання особистої відповідальності за стан малих річок, за забезпечення безпечних умов життєдіяльності населення, що проживає на їх берегах, за збереження власного середовища існування є вкрай важливим і відповідальним завданням. Вочевидь його вирішення потребує тривалого часу.

Також необхідно зазначити, що підтримання водогосподарського статусу малих річок потребує чіткого розуміння єдності завдань використання їх ресурсів і запобігання негативній зміні стану цих водних об'єктів. Не менше значення має визнання важливої ролі малих річок у формуванні водно-ресурсного потенціалу і споживчих якостей води середніх і крупних річок. Вислів «без малих річок нема річок великих» має великий смисловий зміст, оскільки підкреслює територіальну, регіональну і басейнову єдність причин і механізмів трансформації стану водних об'єктів. Подолання негативних тенденцій у середніх і нижніх ланках річкового ланцюга безперечно корисно, але в більшості випадків спрямовано на усунення наслідків, а не причин виникнення природно-господарських криз. Реальні причини вказаних процесів найчастіше пов'язані з нераціональним використанням територіальних і долинно-руслівих ресурсів малих річок.

Для того, щоб усунути ці причини, потрібно суттєво змінити структуру і технології землекористування, методи підвищення природної родючості, методи очистки стічних вод тощо. Очевидно, що ці завдання доволі затратні і потребують значного часу на їх здійснення. Тим не менш, це реальний шлях до забезпечення високого рівня використання ресурсів річок і попередження несприятливих екологічних змін.

Басейновий принцип в останні роки все частіше використовується для виявлення і прогнозування природоохоронних проблем, коли територіальні узагальнення здійснюються за допомогою річкових басейнів в різних природних зонах. Раніше розроблялися схеми комплексного використання і охорони природних ресурсів як для невеликих басейнів, так і для крупних регіонів, наприклад басейна Дніпра, сьогодні

актуальним стає широкомасштабна робота з підготовки планів управління річковими басейнами згідно Водної Рамкової Директиви ЄС [6].

З метою розробки комплексу природоохоронних заходів на зарегульованих малих річках вважається за доцільне здійснити вибір такого таксону, який би охоплював як територіальний підхід, так і басейновий принцип.

На відміну від концепції управління господарською діяльністю на ділянці річки, у випадку зарегульованих річок доцільно перейти до концепції управління водним режимом басейну річки з усіма її зарегульованими притоками, тобто до відновлення всього річкового середовища в сукупності з врахуванням усіх наявних інтересів і видів діяльності [5]. Таким чином, на основі гідрографічного підходу можна виділити територіально-басейновий таксон у вигляді басейна річки зі всіма її зарегульованими і вільними притоками і всією господарською інфраструктурою. Такий таксон, по суті, являє собою одиничний модуль, на які можна поділити в ієрархічному відношенні всю гідрографічну мережу будь-якої адміністративної області. Цей модуль використовується для гідрологічних розрахунків і водогосподарського планування. Сукупність модулів на річці більш високого порядку розглядається як окремі гідрологічні елементи для аналогічних розрахунків.

Управління річковим басейном передбачає роботу по всій довжині малих річок, від їх джерела до гирла. При цьому необхідно одержати певне уявлення про структуру малої річки, її функціональні можливості, господарську діяльність на ній та екологічний стан.

Таке уявлення можна одержати, якщо розглядати малу річку як систему взаємозалежних фізичних градієнтів і властивої їм біоти. Основна увага в цьому випадку приділяється геоморфологічним і гідрологічним особливостям, що визначають лімітуючі умови для біологічних угруповань і до яких ці угруповання спроможні пристосуватися.

Якщо проточні екосистеми розглядати як системи з певними фізичними властивостями (ширина русла, витрата води в річці, обсяг надходження наносів тощо), різними по всій довжині русла від джерела до гирла і з характерними для кожного набору біологічними властивостями, то можна скласти прогноз змін, як у біологічних угрупованнях, так і морфологічних характеристиках малої річки в цілому.

Використання в подальшому цієї концепції в аналізі зарегульованості малих річок дасть можливість оцінити ступінь впливу на кожен річку низької інтенсивності течії і будівництва гідроспоруд для всіх приток басейну річки, а також одержати узагальнені дані для басейнів річок однієї природної зони.

Таким чином, розробка науково обґрунтованого підходу до експлуатації водних ресурсів малих річок повинна містити в собі, поряд з аналізом стану їх зарегульованості, розробку комплексу природоохоронних заходів, які включали би методи відновлення річок як проточних екосистем.

Прийняті в тому чи іншому регіоні стратегії відновлення річок повинні ґрунтуватися на чіткому розумінні процесів, які потрібно відновити і зберегти, визнанні суспільних цінностей і відповідальності, кількісному аналізі екологічних умов, якості інформації, що використовується, і конкретності обумовлених альтернатив.

Необхідно ще раз наголосити: вітчизняний та зарубіжний досвід з відновлення малих річок показує, що стан руслових процесів в малих річках сьогодні менше визначають природні фактори (гідрогеологічні умови басейну, дренажна здатність ґрунтів), більше вони залежать від господарської діяльності в басейні річки, а особливо – у річковій долині.

Тому розробка та впровадження заходів, націлених на поліпшення стану русел малих річок, повинні носити комплексний характер. Регулювання, виконані поза комплексом заходів і без врахування фізико-географічних умов та характеру господарської діяльності, приведуть тільки до погіршення умов формування в річній системі твердого та рідкого стоку. А це в свою чергу може викликати небажаний розвиток процесів на прируслових територіях. Наприклад, розчищення русел малих річок з метою збільшення їх дренажної здатності, або пропуску об'ємів повеневих вод може призвести до суттєвого зниження рівня ґрунтових вод у меженний період на прируслових територіях, що сильно пересушує заплави. Тобто, знову ж таки порушуються природні умови, втрачається встановлена рівновага, а розчищені русла - канали знову швидко замулюються.

Але у більшості випадків, залежно від геологічних умов та екологічного стану басейну річки, цей вплив спостерігається до самого водорозділу, що разом зі зміною умов природного затоплення заплавлених земель погіршує водний режим суміжних територій. Більше того, нерідко спостерігається інтенсифікація процесів замулення. Тому регулювання русел малих річок повинно супроводжуватись детальним науковим дослідженням кожної конкретної річки. Позитивні наслідки від розчищення русел річок без впровадження водоохоронних заходів на площі водозбору будуть носити тільки тимчасовий характер.

Висновки

Станом на 2000 рік Держводагентством України паспортизовано 2249 річок з 3550 намічених до паспортизації. Зараз робота з паспортизації тимчасово припинена у зв'язку з нестачею коштів. Матеріали паспортизації малих річок свідчать, що споживацьке ставлення впродовж десятиріч призвело до їх виснаження та забруднення. Близько половини річок є непридатними для водопостачання населення, риборозведення, зрошення, частина з них взагалі зникла. Вирішальний вплив на стан річок справляє надмірне антропогенне навантаження на них, негативні зміни на водозборах.

Головною ідеєю наукового підходу до формування інженерно-технічних заходів для підтримання належного стану малих річок є ідея про необхідність впровадження комплексу заходів на державному, регіональному, басейновому, галузевому та локальному рівнях. На відміну від концепції управління господарською діяльністю на ділянці річки, у випадку зарегульованих річок доцільно перейти до концепції управління водним режимом басейну річки з усіма її зарегульованими притоками, тобто – до відновлення всього річкового середовища в сукупності з врахуванням усіх наявних інтересів і видів діяльності.

1. Коренев И.Б.. Экосистемный подход при восстановлении, использовании и охране малых рек.: автореф. дис. На соискание науч. степени канд. техн. наук – Москва, 2005. – 20 с.
2. Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. Природный, техногенный та екологічний ризики. – К.: Наук. думка, 2008. – 542 с.
3. Водний кодекс України. – К.: Астроя, 1995. – 25 с.
4. Горбань С.С. Тече річка в синє море // Водне господарство України. – 2006. – С. 15-18.
5. Серeda К.А. Концепція управління водним режимом зарегульованих річок басейну Дніпра // Водне господарство України. – 2008. – № 6. – С. 46 – 51.
6. Водна рамкова Директива 2000/60/ЕС // Офіційний переклад українською мовою. – К. – 2006. – 240 с.

К.А. Серeda

НАУЧНОЕ ОБОСНОВАНИЕ ИНЖЕНЕРНОЙ ЗАЩИТЫ МАЛЫХ РЕК

Описаны научно-методические подходы к разработке комплекса природоохранных мероприятий на зарегулированных малых реках с целью улучшения их гидроэкологического состояния.

K.A. Sereda

SCIENTIFIC RATIONALE FOR THE ENGINEERING PROTECTION OF SMALL RIVERS

Scientific and methodical approaches for development of a complex of nature protection actions on overregulated small rivers are described with the purpose of improvement of their hydroecological condition.

Л.І. ПІДОРІНА¹, Н.О. СМОЛЯР², А.Г. ДЖУПАНАС¹

¹Кременчуцька ЗОШ I - III ступенів № 31, м. Кременчук

²Полтавський національний педагогічний університет ім. В.Г.Короленка, м. Полтава

ПРИРОДНІ ҐРУНТИ ЗАПЛАВНОЇ ЧАСТИНИ МІСТА КРЕМЕНЧУКА В УМОВАХ ПІДТОПЛЕННЯ: ГЕНЕЗИС ТА ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ

Розглянуто питання щодо деградації природних ґрунтів в умовах підтоплення приустьової та центральної частин р. Дніпро водами Дніпродзержинського водосховища. Проведено експериментальне дослідження морфології, хімічних та фізичних властивостей, екологічних функцій та забруднення важкими металами ґрунтів заплави Крюківського району м. Кременчука. Виконано їх класифікацію. Визначені тенденції формування родючих лучно-чорноземних ґрунтів на насипних територіях, не задіяних у господарському використанні, у порівнянні з дослідженими гідроморфними ґрунтами в умовах підтоплення на тих же територіях.

Постановка проблеми

Проблема підтоплення території міста Кременчука ґрунтовими водами (70% площі) до цього часу не вирішена. З цією метою необхідне проведення комплексних гідрогеологічних, інженерно-геологічних, геоморфологічних, геохімічних досліджень для вивчення підтоплення міста [1]. Складовими таких досліджень є вивчення впливу підтоплення на генезис природних ґрунтів заплави, визначення властивостей та ступеню деградації ґрунтів, виконання класифікації ґрунтів заплави, яка давно вийшла із заплавного режиму і підтоплюється ґрунтовими водами, дослідження ґрунтоутворюючих процесів на насипних територіях, визначення забруднення важкими металами техногенних та природних ґрунтів.

Висвітлене в публікаціях питання комплексного вивчення процесів підтоплення міста Кременчука [1, 2, 3] не торкалось аспектів впливу підтоплення на генезис ґрунтів заплави. Класифіковані тільки техногенні ґрунти міста [4]. Типологія природних ґрунтів міста, що наведена на картах атласів, не охоплює всі типи ґрунтів заплави [5, 6]. Класифікація природних ґрунтів річкових заплав добре відома [7 – 11], проте природні ґрунти, підтоплені ґрунтовими водами у Кременчуці, не досліджувалися і не класифікувалися.

Проблемі накопичення хімічних елементів у ґрунтах присвячено ряд робіт українських та російських науковців [12 – 15]. Різні аспекти цієї проблеми вивчали Б.Б. Полинов, В.В. Добровольський, А.І. Перельман, М.А. Глазовська, В.В. Гродзинський, В.Ю. Некос та інші. Проте питання забруднення важкими металами техногенних та природних ґрунтів заплавної частини м. Кременчук, що перебуває в умовах підтоплення ґрунтовими водами, в публікаціях висвітлено недостатньо.

Мета дослідження

Головна мета роботи – дослідження генезису ґрунтів в умовах підтоплення заплавної частини міста Кременчука, їх екологічних функцій, рівнів забруднення важкими металами.

Об'єкт дослідження

Природні та насипні ґрунти приустьової та центральної заплави Крюківського району, не задіяні в господарському використанні, ґрунти заплави у промислових зонах.

Виклад основного матеріалу дослідження

З метою отримання об'єктивних даних ґрунтові розрізи закладалися на заплаві тільки в Крюківському районі в різних її частинах: на приустьовій та центральній заплаві, і

тільки у місцях, де природні та насипні ґрунти (насипний шар 2-6 метрів існує з 1952 року), ніколи не використовувалися з господарською метою. Ділянки насипних ґрунтів, в основному, розташовані обабіч дамб і зайняті луками і штучним заплавленим лісом.

Ґрунтові моноліти були відібрані восени 2010 року (природні – до глибини залягання ґрунтових вод, насипні – до 3 м). Відбір зразків ґрунту, підготовка їх до хімічного аналізу здійснювалась у відповідності до діючих стандартів [16]. Дослідження вмісту важких металів проводилося на ТОВ «Силікон» у м. Світловодськ. Аналіз зразків ґрунтів проводився за методом попереднього отримання витяжки домішок з ґрунту у хлористоводневу (HCl) або азотну кислоту (HNO₃) із наступним спектральним аналізом витяжки за ДСТУ14261-77 п.3.11. Для аналізу використовувалися прилади: спектрограф ДФС-8, мікрофотометр МД-2, спектопроектор ПС-18. За допомогою емісійного спектрального аналізу визначена група домішок: Cu, Pb, Sb, Bi, Cr, Mn, Sn, Zn, Ni, Mo, Cd, Co, Hg, Sr. Арсен визначався за ДСТУ14261-77, п.3.7. Всі експериментальні дослідження з визначення властивостей ґрунтів проводилися в лабораторії кафедри екології Кременчуцького університету економіки, інформаційних технологій і управління.

У ході лабораторних досліджень виявлено, що ґрунти підтоплених територій суттєво відрізняються за своїми властивостями від насипних ґрунтів, незважаючи на те, що майже всі ґрунтоутворюючі чинники однакові для даної території: ґрунтоутворюючі породи, рослинність, клімат, рельєф, діяльність людини. Два фактори, які суттєво відрізняються – це ґрунтові води, рівень їх залягання та режим, а також час формування ґрунтів. Територія заплави 45 років тому вийшла із заплавного режиму, рівень ґрунтових вод знаходиться на глибинах 0,5-2,0 м і коливання його пов'язані, головним чином, із режимом випадіння опадів та з роботою Кременчуцької ГЕС. В умовах постійного перезволоження ґрунтовими водами сформувалися типові гідроморфні ґрунти випітного типу, за яким сума десукції та випаровування перевищує кількість атмосферних опадів. У насипних ґрунтах внаслідок глибшого залягання ґрунтових вод виявлені перехідні автоморфно-гідроморфні ґрунти з промивним типом водного режиму при заляганні ґрунтових вод на глибині 3,5-4,0 м та автоморфні ґрунти непромивного типу при заляганні ґрунтових вод на глибині 4-7 м.

За часом формування гідроморфні ґрунти заплави є повністю сформованими та продовжують розвиватися під впливом зміни заплавного режиму на режим підтоплення ґрунтовими водами. Насипні ґрунти – це ґрунти, що формуються. Результати дослідження основних типів ґрунтів занесені до таблиці 1.

Таблиця 1. Основні ґрунти заплави та їх характеристика

Показники	Ґрунт прируслової заплави	Ґрунт центральної заплави	Насипний ґрунт
Назва ґрунту	Алювіальний дерновий середньокислий шаруватий глеюватий супіщаний	Алювіальний лучний середньокислий шаруватий глеюватий суглинковий на піщаних відкладах	Лучно-чорноземний карбонатний слабокислий супіщаний на важкому суглинку
Глибина залягання ґрунтових вод, м	0,50 -1,00	1,5 -2,0	3,5-7,0
Тип водного режиму	Випітний	Випітний	Непромивний
За характером зволоження	Гідроморфний	Гідроморфний	Перехідний автоморфно-гідроморфний
Генетичні горизонти	A _d - дернина, до 5 см; A ₁ – гумусово-алювіальний супіщаний, 5-10 см; C _g D – горизонт	A _d – дернина, 10 см; A ₁ – гумусово-аккумулятивний середньосуглинковий, до 30 см;	A _d – дернина, 5 см; A _{T1} – гумусово-аккумулятивний супіщаний, до 35 см; B _k – ілювіальний

	річкового алювію з оглеєнням	V_{kg} – перехідний ілювіальний карбонатний глинистий з оглеєнням; С – шар алювію з оглеєнням	карбонатний середньосуглинковий, до 160 см; A_{k2} – гумусово-аккумулятивний похований карбонатний середньозасолений з сульфатними новоутвореннями важкосуглинковий.
Мінерально-аккумулятивні горизонти	-	-	Карбонатний $CaCO_3$
	-	Гіпсовий $CaSO_4$	Гіпсовий $CaSO_4$
	-	Карбонатний $CaCO_3$	Сульфатно-натрієвий Na_2SO_4
Структура горизонту A_1	Порошисто-грудкувата	Горіхувато-стовбчаста	Зернисто-грудкувата
Кількість гумусу в горизонті A_1 , %	2,50-3,46	3,50-0,67	3,77-6,00
Гігроскопічна волога, %	2,04	4,00	3,09-4,00
Питома вага, г/см ³	1,65	2,53	2,57-2,70
Об'ємна вага, г/см ³	1,23	1,40	1,25-1,85
Пористість, %	26-29	45-47	52,4-55,0
Кількість карбонатів, %	-	4,3- 4,45	4,4-6,6
Гідролітична кислотність, мг-екв/100г	1,05	0,86	0,8-0,7
pH	4,5	4,6-5,0	5,0-6,0
Легкорозчинні сполуки	-	-	Ca^{2+} , сульфати
Середньорозчинні сполуки	Fe^{2+} , Fe^{3+} , Ca^{2+}	Fe^{2+} , Fe^{3+} , Ca^{2+}	Fe^{2+} , Fe^{3+} , Ca^{2+} , сульфати

На основі проведених досліджень багатьох ґрунтових монолітів виявлені такі типи ґрунтів:

- на приуслівій низькій заплаві – алювіальні дернові (середньокислі; шаруваті примітивні, шаруваті типові; глеюваті, глейові; піщані та супіщані);
- на центральній заплаві – алювіальні лучні (середньокислі та карбонатні, болотні; шаруваті; глеюваті, глейові; середньо- та важкосуглинкові на піщаних відкладах);
- на насипних територіях (насипи з місцевих ґрунтів) – лучно-чорноземні (карбонатні; слабокислі; супіщані на похованому малогумусному карбонатному середньозасоленому важкосуглинковому горизонті) [17, 18].

Суттєва різниця виявлена за наступними ознаками:

1. За генезисом та за будовою ґрунтових профілів.

Більш чіткі межі генетичних горизонтів спостерігаються у природних ґрунтах між горизонтами A_d – дерновим, A_1 – гумусово-аккумулятивним, V_{kg} – перехідним ілювіальним карбонатним, C_gD горизонтом річкового алювію з ознаками окислення. Горизонт В в даних ґрунтах іноді відсутній. Потужність гумусово-аккумулятивного горизонту (A_1) незначна – 5-30 см. За горизонтом A_1 профіль гідроморфних ґрунтів складається із системи мінерально-аккумулятивних горизонтів, які мають назви відповідно до сполук, які їх складають: сульфатно-натрієвий (Na_2SO_4), гіпсовий ($CaSO_4$), карбонатний ($CaCO_3$).

Внаслідок переважаючого висхідного руху ґрунтових вод близько до поверхні розташувалися більш розчинні сполуки, нижче – менш розчинні. Така структура виявлена у ґрунтах центральної заплави, де карбонатність (4,33-4,45%) проявляється від поверхні і значно посилюється до кінця горизонту V_{kg} . Проте, сульфатно-натрієвий горизонт у досліджуваних ґрунтах не виявлений: легкорозчинні солі у перезволожених ґрунтах можуть виноситися за межі ґрунтового профілю. Вміст розчинних солей безпосередньо впливає на родючість: підсилюється мінералізація гумусу, порушується динамічна рівновага з процесом гуміфікації, проте найбільш шкідливі сульфатно-натрієві сполуки не виявлені. Відсутнє засолення. По горизонту V_1 простежуються плями оглеєння та іржаво-бурі плями озалізнєння. Горизонт C – шар алювію (пісок).

У насипних лучно-чорноземних ґрунтах простежуються менш чіткі межі, проте, горизонти більш потужні формуються в умовах промивного та непромивного водного режиму як перехідні автоморфно-гідроморфні та автоморфні ґрунти за умов додаткового зволоження при місцевому тимчасовому скупченні вологи поверхневого стоку з більш високих (техногенних) елементів рельєфу та за рахунок підживлення ґрунтовими водами при одночасному впливі цих двох факторів. Періоди промочування профілю на більшу-меншу глибину за рахунок атмосферних опадів та поверхневого стоку чергуються з періодами підтягування вологи ближче до поверхні при постійному підживленні нижніх горизонтів ґрунтовими водами, рівень яких часто коливається в залежності від рівня вод Дніпродзержинського водосховища. Ґрунти знаходяться під заплавною лучною рослинністю та під насадженими листяними лісами, мають 5-6 горизонтів із класичним їх розташуванням: гумусовий – перехідна частина ґрунтового профілю – материнська порода. A_{T1} – гумусово-аккумулятивний горизонт більш потужний, ніж у природних ґрунтах (до 35 – 40 см). Під впливом атмосферної вологи з низхідним потоком хімічні елементи закономірно мігрують зверху вниз відповідно до їх рухливості, утворюючи мінерально-аккумулятивні горизонти: карбонатний, гіпсовий, сульфатно-натрієвий. Карбонатність вища, ніж у природних ґрунтах (4,5-6,6 %), простежується від самої поверхні з 4 см по всьому профілю, посилюючись у горизонтах V_k (на глибині 40 -50 см) та у A_{k2} – похованому горизонті, що характерно для чорноземних ґрунтів.

2. За механічним складом, фізико-механічними властивостями, структурою.

Від механічного складу залежать майже всі фізичні та фізико-механічні властивості: вологоємність, водопроникність, пористість, поглинальна здатність, повітряний і тепловий режим, водопідйомна сила, гігроскопічність. Ґрунти приустьової заплави Крюківського району – супіщані та піщані, мають невелику питому вагу ($1,65 \text{ г/см}^3$), невисоку об'ємну вагу ($1,23 \text{ г/см}^3$), незначну пористість – 26-29 % (при середніх значеннях для верхніх горизонтів 55-70 %) і незначну гігроскопічну вологу – 2 %. В умовах високого стояння ґрунтових вод у ґрунтовому повітрі спостерігається незначний вміст O_2 , аерація утруднена. Дефіцит повітря у ґрунтах з надлишковим зволоженням пригнічує рослинність. Структура – пилувато-грудкувата, піщані ґрунти – безструктурні.

Ґрунти центральної заплави сформувалися в умовах спокійного руху повеневих вод, внаслідок чого відкладався більш тонкий алювіальний матеріал і сформувався шар середнього суглинку і глини на піщаних алювіальних відкладах. У них вища питома вага – $2,53 \text{ г/см}^3$ (середні значення – $2,4-2,6 \text{ г/см}^3$), більша за середню об'ємна вага – $1,4 \text{ г/см}^3$ (середня – до $1,2 \text{ г/см}^3$) в горизонті A_1 та $1,71 \text{ г/см}^3$ (середня до $1,6 \text{ г/см}^3$) в глинистому ущільненому горизонті V_{kg} . Пористість A_1 не досягає середніх значень – 47 %. Має місце просадка ґрунту (території знижені на загальному рівні). Гігроскопічна волога висока – 4 % в A_1 та 2 % в V_{kg} , де гумусу менше. Ґрунт має погану повітряно-водну проникність, має високу молекулярну адсорбцію, високу ємність поглинання, завдяки чому ґрунт здатний утримувати цінні елементи від виносу в інші горизонти. Але на глинистому горизонті V накопичуються лінзи води – верховодка і ті ж самі поживні речовини виносяться. Структура – горіхувато-стовбчаста та грудкувата-призматична.

У насипних ґрунтах ситуація інша: механічний склад від поверхні змінюється від супіщаного до середньосуглинкового та важкосуглинкового. Зверху вниз закономірно змінюються: питома вага – від 2,55 до 2,57-2,7 г/см³, об'ємна вага – від 1,25 до 1,85 г/см³, зменшується пористість з 52-55 % до 29 % (яка у верхньому горизонті перевищує пористість природних ґрунтів), гігроскопічна волога 3,09-4 %. Ґрунт має кращі за природні ґрунти повітряний і водний режим, гарну водопроникність та водопідйомну силу, пористість, завдяки чому – кращу здатність до поглинання, задовільну фільтрацію і найкращу зернисто-грудкувату структуру.

3. За новоутвореннями.

Ґрунтові новоутворення – це прямий результат процесів ґрунтоутворення, тому вони слугують важливими діагностичними ознаками для класифікації ґрунтів. У перезволожених гідроморфних ґрунтах заплави виявлені новоутворення, сформовані з окислів заліза (Fe³⁺), алюмінію і мангану у вигляді плям, язиків, розводів іржавого, вохристого кольору в горизонтах В і С. Сполуки закису заліза (Fe²⁺) утворюють блакитні та сизі плями, розводи, які буріють на повітрі. Розповсюдження цих новоутворень фактично на всій території заплави лісостепової зони можливе тільки в гідроморфних ґрунтах і є наслідком активного гіпергенезу кристалічних порід Українського кристалічного щита, що виходять безпосередньо на поверхню, в сприятливих умовах значного зволоження. Утворення гіпергенних високодисперсних (глинистих) мінералів (гідрослюд, гідрогетиту та ін.) в зоні гіпергенезу (до верхнього горизонту пластових вод) обумовлює присутність заліза, алюмінію, мангану. Руйнування гіпогенних силікатів (олівіну, біотиту та ін.) супроводжується окисненням Fe²⁺. Тому у складі цих відкладів у значній кількості присутні оксиди Fe³⁺, які дуже шкідливі для рослин. Присутність заліза у міжпластових водах Крюкова у кількості, що перевищує ГДК в 6 разів (1,8 мг/л) вже шкідлива для людей, які її споживають (за відсутності водопроводу) та ризикують отримати інфаркт або мати проблеми з репродуктивною функцією.

У насипних ґрунтах до горизонту С вищевказані новоутворення відсутні, проте в похованих горизонтах з двохметрової глибини сформувалися щільні карбонатні журавчики різних розмірів (до 1,5 см), що характерно для автоморфних ґрунтів непромивного типу, зокрема, для чорноземів.

4. За кислотністю.

Ступінь кислотності є надзвичайно важливим показником, що визначає багато генетичних і продуктивних якостей ґрунтів. У залежності від ступеня кислотності ґрунтових розчинів у ґрунті розчиняються різні легко- і середньорозчинні сполуки. В найбільш кислих ґрунтах прируслової заплави (рН = 4,5, гідролітична кислотність 1,05 мг-екв/100г) відсутні хлориди, сульфати – найбільш шкідливі для рослин, карбонати і сульфати кальцію та нітрати, які підвищують родючість. Проте, присутні шкідливі для рослин закисні форми заліза (Fe²⁺).

Середньокислі ґрунти центральної заплави мають рН = 4,6-5,0, гідролітичну кислотність 0,86 мг-екв/100г, серед розчинних сполук присутні карбонати і сульфати кальцію, не шкідливі для рослин, а також велика кількість закисних форм заліза (Fe²⁺).

Кислі ґрунти не родючі, що пояснюється підвищенням розчинності і токсичності Al і Mn (при нестачі кисню у ґрунтовому повітрі гідроморфних ґрунтів розвиваються анаеробні мікроорганізми, які викликають відновлювальні процеси – денітрифікацію, утворення шкідливих для рослин оксидів заліза, мангану, алюмінію тощо) і зниженням доступності для рослин Ca, Mg, Mo, P. Доступність N також знижена, адже бактерії, здатні до нітрифікації більш активні в умовах нейтрального і слабокислого середовища [19]. На перезволожених ґрунтах підкислення відбувається і за рахунок окиснення сульфідів заліза

і мангану. Слід зважати й на той факт, що підкислення має місце і внаслідок випадіння кислотних дощів.

Кислотність насипних ґрунтів наближається до нейтральної: рН = 5 – 6, гідролітична – 0,8-0,7 мг-екв/100г. Присутні типові для нейтральних ґрунтів карбонати та сульфати кальцію в значній кількості. Таке протиріччя можливе внаслідок наявності процесу окислення заліза та інших елементів, а також за рахунок підкислення кислотними дощами.

5. За гумусністю.

Внаслідок підтоплення процес мінералізації переважає над гуміфікацією, гумус вимивається, тож вміст його в природних ґрунтах заплави незначний (2,50 – 3,67 %). У насипних ґрунтах за відсутності підтоплення переважає процес гуміфікації та інтенсивного накопичення гумусу (3,77-6 %), характерний для природної зони лісостепу з недостатнім зволоженням ($K_{зв} = 0,6-0,8$). Враховуючи, що ці ґрунти знаходяться у стадії формування, можливо очікувати збільшення вмісту гумусу.

Таким чином, виявлено, що саме підтоплення суттєво впливає на генезис ґрунтів заплави :

а) за однакових ґрунтоутворюючих чинників (ґрунтоутворюючих порід, рельєфу, клімату, рослинності) природні ґрунти прируслової заплави в умовах підтоплення сформувалися як алювіальні дернові, а насипні ґрунти за відсутності підтоплення формуються, як лучно-чорноземні ґрунти лісостепової зони з недостатнім зволоженням та мають набагато кращі фізичні та фізико-механічні властивості;

б) гідроморфні природні ґрунти заплави багаті на новоутворення з оксидів заліза (II), алюмінію, мангану, оксидів заліза (III), що можливо в лісостеповій зоні тільки у гідроморфних ґрунтах і є наслідком активного гіпергенезу кристалічних порід Українського щита, які виходять безпосередньо на поверхню, в сприятливих умовах значного зволоження. Присутність оксидів заліза (III) дуже шкідлива для рослин, а присутність заліза в ґрунтових і міжпластових водах Крюкова у великій кількості шкідлива для людей, що їх споживають. У насипних автоморфно-гідроморфних ґрунтах вищевказані новоутворення відсутні;

в) перезволожені ґрунти заплави кислі і середньо кислі. При нестачі кисню у ґрунтовому повітрі гідроморфних ґрунтів розвиваються анаеробні мікроорганізми, які викликають відновлювальні процеси – денітрифікацію, утворення шкідливих для рослин оксидів заліза, мангану, алюмінію тощо. Внаслідок підвищення розчинності і токсичності Al і Mn кислі ґрунти є не родючими. У насипних ґрунтах кислотність наближається до нейтральної, у техногенних непідтоплюваних ґрунтах – реакція слаболужна [4];

г) в гідроморфних ґрунтах процес мінералізації переважає над гуміфікацією, гумус вимивається і тому його вміст незначний (2,5-3,67%). У насипних ґрунтах переважає процес гуміфікації та інтенсивного накопичення гумусу – до 6%. Отже, формуються родючі ґрунти;

д) гідроморфні ґрунти центральної заплави настільки перезволожені, що легкорозчинні солі винесені за межі ґрунтових профілів і сульфатно-натрієвий горизонт, який має бути, у досліджуваних ґрунтах відсутній;

е) на центральній заплаві суглинки досить ущільнені, мають місце просадки ґрунту.

Для оцінки виконання ґрунтами заплави екологічних функцій проаналізуємо санітарну та сорбційну функції.

Санітарна функція характеризує здатність ґрунту перетворювати відходи життєдіяльності організмів, які надходять безпосередньо до ґрунту та на його поверхню. І цю функцію ґрунти заплави виконують посередньо: найліпше – насипний ґрунт, найгірше – ґрунти прируслової заплави (див. табл. 2).

Таблиця 2. Санітарна функція ґрунтів заплави

№ з/п	Показники	Виконання функцій			Назва ґрунту		
		Функція виконується повністю	Функція виконується частково	Функція не виконується	Ґрунт прируслової заплави	Ґрунт центральної заплави	Насипний ґрунт
					Алювіальний дерновий середньокислий, шаруватий, глеюватий, супіщаний	Алювіальний лучний середньокислий шаруватий, глеюватий, суглинковий, на піщаних відкладах	Лучно-чорноземний карбонатний, слабокислий, супіщаний на важкому суглинку
1	Об'ємна вага, г/см ³	до 16	16-64	> 64	1,23	1,4-1,71	1,25-1,85
2	Вміст гумусу, %	3-6	1-3	<1	2,5-3,46	3,5-3,67	3,77-6,0
3	К зв.	> 1	< 1	-	< 1	<1	< 1
4	pH	6,5-7,5	6,6-6,0 7,5-8,0	> 8,0 < 6,0	4,5	4,6-5,0	5,0-6,0

Сорбція ґрунтами тонкодисперсної речовини та мікроорганізмів непогано виконується насипним ґрунтом, взагалі не виконується ґрунтами прируслової заплави (див. табл. 3)

Таблиця 3. Сорбційна функція ґрунтів заплави

№ з/п	Показники	Виконання функцій			Назва ґрунту		
		Функція виконується повністю	Функція виконується частково	Функція не виконується	Ґрунт прируслової заплави	Ґрунт центральної заплави	Насипний ґрунт
					Алювіальний дерновий середньокислий, шаруватий, глеюватий, супіщаний	Алювіальний лучний середньокислий шаруватий, глеюватий, суглинковий, на піщаних відкладах	Лучно-чорноземний карбонатний, слабокислий, супіщаний на важкому суглинку
1	pH	6,7-7,3	5-7,5	< 5 > 8	4,5	4,6-5,0	5,0-6,0
2	Потужність гумусової товщі, см	> 60	30-60	<30	10	20	35
3	Механічний склад	глина, важкий суглинок	середній суглинок, легкий суглинок	супіщаник, пісок	супіщаник, пісок	середній суглинок, глина	супіщаний, важкий суглинок

120 промислових підприємств міста викидають в атмосферу 156 забруднюючих речовин. 95% викидів припадає на 8 підприємств, серед яких на заплавної частині міста розмішені ВАТ «Сталеливарний завод», концерн «Крюківський вагонобудівний завод», ВАТ «Кредмаш». Проведені дослідження проб ґрунтів, взятих безпосередньо біля цих підприємств, показали, що вони дають чималий внесок і в забруднення ґрунтів важкими металами (див. табл. 4).

Мідь – відносно малорухомий елемент. У 7,5 разів вище фонового значення зафіксовано його перевищення в техногенних ґрунтах біля промислових підприємств та біля шосе.

Унаслідок нерозчинності адсорбованих і осаджуваних іонів свинцю в ґрунті, спостерігається відносно низький його вміст у природних ґрунтових розчинах [20]. Однак, у техногенних ґрунтах біля підприємств «Кредмаш» та «Полтавообленерго» вміст свинцю перевищує ГДК у 1,5-2 рази, а оскільки свинцю більш притаманна повітряна міграція, а у Кременчуці впродовж року переважають західні вітри [21], то геохімічні аномалії з максимальним накопиченням свинцю знаходяться на сході даних підприємств. У цілому в техногенних ґрунтах вміст свинцю перевищує фонове значення у 3-6 разів, що узгоджується з висновками стосовно зменшення міграцій Pb у більш лужному середовищі [22], яке притаманне саме техногенним ґрунтам [4], та про підвищений вміст Pb на ділянках із зниженим гіпсометричним рівнем [23], до яких належить річкова заплава. У найбільш зниженій ділянці центральної заплави навіть у природному ґрунті виявлено рівень Pb, що перевищує ГДК в 2,5 рази (див. табл. 4)

Перевищення цинку (>2 ГДК) виявлено в техногенному ґрунті біля сталеливарного заводу.

Забруднення нікелем природних ґрунтів заплави – несуттєве, техногенних – дещо вище фонового значення, перевищення ГДК виявлено тільки в техногенному ґрунті біля шосе. Певно, за умов постійного підтоплення заплави (промивного режиму) нікель добре виноситься з кислих природних ґрунтів [24].

Вміст молібдену в більшості техногенних ґрунтів перевищує фонове значення в 1,5 рази, в ґрунті на сході заводу «Кредмаш» – у 500 разів, що є наслідком інтенсивного виробничого забруднення.

Кобальт потрапляє в атмосферу (а з неї – до ґрунтів) головним чином при спалюванні вугілля і мазуту [20]. Вміст кобальту перевищує ГДК в 1,2 рази у всіх техногенних ґрунтах біля промислових підприємств, у природних ґрунтах заплави він міститься в незначних кількостях.

За вмістом у ґрунтах інших елементів (Sb, As, Mn, Hg) перевищення ГДК та перевищення фонових значень (Sn, Cd, Sr), у природних та у техногенних ґрунтах заплави не виявлено. Дещо вище за фонові показники As в техногенних ґрунтах, ніж у природних.

Таблиця 4. Вміст домішок у зразках ґрунтів, мг/кг

№ з/п	Назви визначених елементів	Символи	Місця відбору зразків ґрунту												Фон, мг/кг	ГДК, мг/кг
			ВАТ "Полтаваобленерго"		ПАТ «Кредмаш»		ВАТ «КСЛЗ»	ВАТ «КВЗ»	Крюків, 1 м до шосе вул. І.Приходька	Крюків в, АЗС	Крюків, сш № 23					
			схід	захід	схід	захід										
1	Мідь	Cu	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	0,6	0,7	0,4	3,0			
2	Свинець	Pb	6,0	5,2	7,5	4,0	2,8	4,0	4,0	3,0	10,0	1,2	32,0			
3	Сурма	Sb	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	< 4,5 не знайд.	3,0	0,4	0,4	4,5			
4	Миш'як	As	2,0	не знайд.	0,6	0,65	не знайд.	0,9	0,8	0,5	0,5	< 0,5	2,0			
5	Вісмут	Bi	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-	-	-			
6	Хром	Cr	1,5	0,6	2,0	0,6	0,4	0,6	1,2	3,0	2,0	< 2	6,0			
7	Манган	Mn	12,0	9,5	12,0	12,0	12,0	18,0	10,0	20,0	60,0	14,0	1500,0			
8	Олово	Sn	-	-	-	-	-	-	-	0,4	1,6	< 1,6	-			
9	Цинк	Zn	13,0	10,0	13,0	12,0	50,0	7,0	12,0	< 1	23,0	23,0	23,0			
10	Нікель	Ni	1,2	0,1	0,22	0,16	0,16	0,8	4,5	< 5	0,4	0,01	4,0			
11	Ртуть	Hg	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2 не знайд.	< 2	< 2	< 2,0	2,1			
12	Молібден	Mo	3,0	3,0	1000,0	3,0	3,0	3,0	3,0	< 2	< 2	< 2,0	-			
13	Кадмій	Cd	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	< 0,5	< 0,5	< 0,5	-			
14	Кобальт	Co	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	< 1,5	< 1,5	< 1,5	5,0			
15	Стронцій	Sr	-	-	-	-	-	-	-	< 0,4	< 0,8	< 0,8	-			
16	Залізо	Fe	200,0	600,0	250,0	400,0	200,0	280,0	900,0	-	-	-	-			
17	Кальцій	Ca	~10 000	~10 000	~10 000	~10 000	~10 000	~10 000	~10 000	-	-	-	-			

Висновки

1. За умов відсутності підтоплення на території Крюкова в умовах даної природної зони ґрунти мали б значно кращі якості та досить високу продуктивність (наприклад, лучно-чорноземні ґрунти можуть мати гумусність більшу, ніж чорноземи), стійкість до техногенного навантаження, що має значення і для біоти урбанізованої території, і для приватного сектора з ділянками під городи, і для здоров'я людей.

Зниження рівня ґрунтових вод на 1 м призведе до підвищення продуктивності природних ґрунтів і переходу їх до гідроморфно-автоморфних. Проблема підтоплення належить до таких, яка може і повинна бути вирішена як внаслідок зниження техногенного навантаження на територію міста [25], так і внаслідок збільшення водообміну у Кременчуцькому водосховищі та максимального наближення штучно створеної системи водосховищ до природної екосистеми [26]. Справа за інженерним рішенням проблеми, частиною якої може бути також і штучне підвищення території Крюкова на ділянках, де це доцільно і де є потреба в підвищенні продуктивності ґрунтів (зокрема, в приватному секторі, де ця проблема пов'язана також із вкрай незадовільною якістю ґрунтових вод і відсутністю централізованого водопостачання).

2. Основними забруднювачами ґрунтів заплавної частини міста восени є Pb, Zn, Ni, Mo, Co. Забруднення техногенних ґрунтів заплави рядом елементів у безпосередній близькості до промислових підприємств вище, ніж природних ґрунтів (Cu, Pb, As, Cr, Zn, Ni, Mo, Co). Екологічно небезпечна ситуація склалася навколо промислових підприємств, де ГДК перевищені за елементами Pb, Zn, Ni, Mo, Co.

Подальші комплексні щорічні геохімічні дослідження дозволять підтвердити або спростувати висновки щодо більшої акумуляції певних забруднювачів у техногенних, ніж у природних ґрунтах заплави, що знаходиться в умовах підтоплення.

Отримані результати можуть бути використані при вирішенні питань про проведення меж промислових і транспортних зон, розміщення дитячих та дошкільних закладів, місць відпочинку; про нормування викидів підприємств; запобігання надходженню важких металів у ґрунти.

1. Пахомов В.М. К вопросу комплексного изучения процессов подтопления города Кременчуга подземными водами / В.М. Пахомов, В.К. Свистун, Г.А. Демехин // *Захист довкілля від антропогенного навантаження*. – 2001. – № 4 (6). – С. 72 – 79.

2. Машина Л.Л. Проблемы подтопления урбанизованных территорий / Л.Л. Машина, Г.А. Демехин, В.В. Шалугин // *Захист довкілля від антропогенного навантаження*. – Харків-Кременчук-Київ, 2007. – Вип. 14(16). – С.228-239.

3. Передати нащадкам. Екологічне краєзнавство :[науково-популярні розповіді].- Полтава: Верстка, 2006. – 306 с.

4. Сараненко І.І. Класифікаційна оцінка ґрунтів міста Кременчука / І.І. Сараненко // *Нові технології*. – 2007. – № 3(17). – С. 125-130.

5. Атлас сільського господарства Української РСР. – К.: Вид. Київського держ. універ. 1958. – 47 с.

6. Полтавська область: Географічний атлас : Моя мала Батьківщина. – К.: ТОВ «Видавництво МАПА», 2004. – 20 с.

7. Барышников Н.Б. Речные поймы / Н.Б. Барышников. – Л.: Гидрометеиздат, 1978. – 153 с.

8. Глазовская М.А. Общее почвоведение и география почв / М.А. Глазовская. – М.: Высшая школа, 1981. – 400 с.

9. Добровольский В.В. География почв с основами почвоведения : учебник [для студ. высш. учеб. заведений] / В.В.Добровольский. – М.: ВЛАДОС, 2001. – 384 с.

10. Новосельцев В.Н. Техногенное загрязнение речных экосистем / В.Н.Новосельцев. – М.: Научный мир, 2002. – 140 с.

11. Шраг В.И. Опыт классификации пойменных почв / В.И.Шраг // *Почвоведение*. – 1953. – № 1. – С. 64 – 84.

12. Алексеев В.Ю. Тяжелые металлы в почвах и растениях / В.Ю.Алексеев. – Л.: Агропромиздат, 1987. – 142 с.

13. Войнар А.И. Микроэлементы в почвах и растениях / А.И. Войнар. – М.: Высш. шк., 1962. – 92 с.

14. Перельман А.Н. Геохимия / А.Н. Перельман. – М.: Высш. шк., 1989. – 423 с.

15. Надточій П.П. Екологія ґрунту та його забруднення / П.П. Надточій, Ф.В. Вольвач, В.Г. Гермашенко. – К.: Аграрна наука, 1997. – 286 с.
16. ДСТУ 4287: 2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. – Київ: Держспоживстандарт України, 2005. – С. 50 – 59.
17. Почвы СССР / [Афанасьєва Т.В., Василенко В.И., Терешина Т.В., Шеремет Б.В.]. – М.: Мысль, 1979. – 380 с. – (Справочники – определители географа и путешественника).
18. Ґрунти України: властивості, генезис, менеджмент родючості: навч. пос. / В.І. Купчик, В.В. Іваніна, Г.І. Нестеров та ін. ред. В.І. Купчик. – К.: Кондор, 2010. – 414 с.
19. Якість ґрунтів та сучасні стратегії удобрення / [ред. Д.Мельничук, Дж. Гофман, М. Городній]. – К.: Арістей, 2004. – 488 с.
20. Шпак Н.В. Качество и уровень загрязнения почв Днепропетровской области / Н.В. Шпак // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2000. – №2 (4). – С. 77-87.
21. Підоріна Л.І. Деякі особливості змін атмосферного тиску у м. Кременчуці / Л.І. Підоріна, В.К. Гузенко, К.В. Макаров // Світ довкілля. – 2009. – Вип. 13. – С. 27-29.
22. Козуля Т.В., Глушкова Л.В., Штітьєлман З.В. Вплив хімічної природи важких металів на їх хіміко – трансформаційні особливості поведінки в ґрунтах / Т.В. Козуля, Л.В. Глушкова, З.В. Штітьєлман // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2001. – №4 (6). – С. 53-60.
23. Алексєєва Т.Н. Некоторые аспекты применения метода педоиндикации на примере изучения содержания свинца в почвенном покрове г. Мелитополя / Т.Н. Алексєєва // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2000. – №2 (4) – С. 31-35.
24. Ричак Н.Л. Забруднення у ґрунтах великого міста за історичний час (на прикладі м. Харкова) / Н.Л. Ричак, В.Ю. Некос // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2003. – №8 (10). – С. 67-73.
25. Свистун В.К., Демехин Г.А. К вопросу комплексного изучения процессов подтопления города Кременчуга подземными водами / В.К. Свистун, Г.А. Демехин, В.М. Пахомов // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – 2001. – № 4 (6). – С. 72 – 79.
26. Екологічна політика промислового міста України / Б.В. Зюман // Кременчуцький міський екологічний бюлетень «Світ довкілля». – 2005. – Вип. 5. – С. 10-11.

Л.І. Підоріна, Н.О. Смоляр, А.Г. Джупанас
ЕСТЕСТВЕННЫЕ ГРУНТЫ ПОЙМЕННОЙ ЧАСТИ ГОРОДА КРЕМЕНЧУГА В УСЛОВИЯХ ПОДТОПЛЕНИЯ: ГЕНЕЗИС И ЗАГРЯЗНЕНИЯ ТЯЖЕЛЫМИ МЕТАЛЛАМИ

В статье рассматривается вопрос о деградации природных почв, находящихся в условиях подтопления водами Днепродзержинского водохранилища на прирусловой и центральных частях поймы р. Днепр. Проведено экспериментальное исследование морфологии, химических и физических свойств, экологических функций и загрязнения тяжёлыми металлами пойменных почв Крюковского района г. Кременчуга. Выполнена их классификация. Определены тенденции формирования плодородных лугово-черноземных почв насыпных территорий, не задействованных в хозяйственном использовании, сравнительно с гидроморфными почвами, находящимися в условиях подтопления на тех же территориях.

L.I. Pidorina, N.O. Smolar, A.G. Dzypanas
NATURAL SOILS OF FLOODPLAIN OF KREMENCHUG CITY IN CONDITIONS OF FLOODING: GENESIS AND HEAVY METAL POLLUTION

The question concerning natural soil degradation under flood conditions of near by river – bed and central flooded parts of Dnieper river by the waters of Dneprodzerzhinsk storage pool is discussed. The experimental research of morphology, chemical and physical properties, ecological functions, pollution of heavy metals of flood-lands' soil of Kryukov area was done. Their classification was made. Important tendencies in fertility of black soil in embankment territories, which are used in agriculture in comparison with research of hydromorphic soil under flooded conditions on the same territories, are determined.

ПРОБЛЕМЫ ЭКОЛОГИЧНОЇ БЕЗПЕКИ ТА ПОВОДЖЕННЯ З ВІДХОДАМИ

УДК 621.002.5:006.354

А.В. ШУШЛЯКОВ, Ю.В. БЕРЕЖКО

Харьковский государственный технический университет строительства и архитектуры, г. Харьков

ПОВЫШЕНИЕ ЭНЕРГОЭФФЕКТИВНОСТИ ЗДАНИЯ С ПОМЕЩЕНИЯМИ РАЗНОГО ФУНКЦИОНАЛЬНОГО НАЗНАЧЕНИЯ

Рассматриваются перспективные инженерные и технологически энергоэффективные мероприятия, направленные на снижение тепловых потерь в зданиях, в том числе с использованием тепла земли, воздуха и солнечной радиации. Проведен обзор методов утилизации теплоты в системах отопления, вентиляции. Производится оценка уровня энергосбережения за счет проведения модернизации зданий. Рассмотрены возможные способы получения энергии от низкопотенциального источника теплоты для климатических условий Украины.

Расходы энергоресурсов на отопление, вентиляцию и эксплуатацию зданий и сооружений сегодня достигают 40–60% от общих энергозатрат Украины. Снижение энергопотребления для Украины – одна из самых актуальных задач, так как обеспеченность страны собственными энергоресурсами не превышает 15%, а добыча и транспортировка энергоресурсов постоянно дорожает.

1 марта 2010 года Кабинет Министров Украины утвердил Государственную целевую экономическую программу энергоэффективности на 2010-2015 годы, которая определяет государственную стратегию на ближайшие 5 лет. Программа представляет собой масштабный документ, предусматривающий ряд мероприятий, которые планируется внедрить в сферах возобновляемой энергетики и энергосбережения. Цель Государственной программы – уменьшить энергоемкость отечественного ВВП на 20%. Для этого необходимо уменьшить расходы тепловой энергии на отопление и вентиляцию жилых зданий на 60%, общественных зданий – на 35%. Программа предусматривает оптимизацию структуры топливно-энергетического баланса Украины путем сокращения части импортированных энергоресурсов за счет увеличения использования энергии из возобновляемых источников.

Документ дополняют 15 отраслевых и 27 региональных программ энергоэффективности, а также ряд отдельных государственных целевых программ, в частности, по развитию производства и использования биологических видов топлива, строительству ветровых электростанций, добыче и использованию газа метана угольных месторождений [2].

Жилищно-коммунальный сектор – второй после промышленности, где имеется большой потенциал энергосбережения. Модернизация ограждающих конструкций жилых зданий – один из главных резервов энергосбережения.

Показатель удельных тепловых потерь в жилых зданиях для Харькова в среднем равняется 350 кВт.ч/(год м²), в то время как в Германии – 204 кВт.ч/(год м²) для домов старой застройки и 164 кВт.ч/(год м²) для новых, в Швеции – 70 кВт.ч/(год м²), а потребность в отопительной энергии для зданий будущего поколения составит от 20 до 40 кВт.ч/м² [1].

При строительстве новых и реконструкции существующих зданий рекомендуется проводить следующие энергоэффективные мероприятия:

1) Мероприятия по увеличению энергетической эффективности системы отопления здания:

- индивидуальное регулирование температуры помещений для создания комфортных параметров микроклимата и сохранения энергии;
- применение термостатических вентилей на радиаторах для автоматического поддержания заданной температуры помещений;
- повышение эффективности теплоизоляции бойлеров и баков-аккумуляторов для уменьшения теплопотерь;
- использование индивидуальных водонагревателей;
- при реконструкции - замена бойлеров на новые, более энергоэффективные модели.

2) Мероприятия по увеличению энергетической эффективности системы вентиляции здания:

- применение в вентиляционных агрегатах вентиляторов с переменной скоростью вращения для уменьшения воздухообмена в периоды, когда помещение не используется.
- использование «свободного охлаждения» для повышения комфорта в помещении и снижения затрат энергии на охлаждение;
- использование утилизации тепла удаляемого воздуха для подогрева приточного воздуха или для использования в системах отопления и горячего водоснабжения.

3) Мероприятия по увеличению энергетической эффективности ограждающих конструкций здания:

- применение высокоэффективной теплоизоляции наружных ограждающих конструкций здания для снижения теплопотерь;
- повышение герметичности здания для уменьшения теплопотерь за счет инфильтрации и эксфильтрации воздуха;
- применение солнцезащитных устройств для уменьшения теплоступлений с солнечной радиацией в летнее время [3, 4].

Для повышения эксплуатационной надежности и комфорта в помещениях зданий наиболее часто применяются системы наружного утепления. Выбор способа и конструкции утепления зависит от их стоимости, от их теплотехнических свойств, от несущей способности и от функционального назначения здания.

Наружная изоляция повышает тепловую инерцию ограждающих конструкций, что способствует сохранению тепла в холодный период и сохранению холода в теплый период года.

Применяемые в настоящее время системы наружного утепления стен зданий можно разделить на:

- системы утепления с защитно-декоративным экраном;
- системы утепления с облицовкой кирпичом или другими мелкоштучными материалами;
- системы утепления с оштукатуриванием фасадов.

Системы утепления с защитно-декоративным экраном выполняют с воздушным вентилируемым зазором между утеплителем и экраном и поэтому часто называют «вентилируемыми фасадами».

Для изготовления экранов применяют металл (сталь или алюминий), керамическую плитку, стеклофибробетон, пластмассы и другие материалы. В качестве экранов используются также крупноформатные панели, состоящие из внешней декоративной алюминиевой оболочки, заполненной пенополиуретаном.

В качестве утеплителя используются огнестойкие минераловатные полужесткие плиты. При использовании в качестве утеплителя воздухопроницаемых материалов (например, минераловатных плит малой плотности) возникает необходимость их защиты дополнительным слоем воздухонепроницаемого материала.

Системы утепления с облицовкой кирпичом или другими мелкоштучными материалами обладают достаточной паропроницаемостью и не требуют обязательного

устройства вентилируемого воздушного зазора. В то же время из-за различных механических и температурно-влажностных деформаций основной стены и облицовочного кирпичного слоя высота последнего ограничивается 2-3 этажами.

Между существующей стеной и кирпичной облицовкой укладывается теплоизоляционный материал в виде полужёстких минераловатных плит, плит из пенополистирола или теплоизоляционных плит из газобетона плотностью $\rho = 200-300 \text{ кг/м}^3$ и коэффициентом теплопроводности $\rho = 0,08-0,09 \text{ Вт/М}^\circ\text{С}$. Устойчивость кладки обеспечивается гибкими анкерами и арматурной сеткой, обеспечивающей сцепление анкеров с кладкой. По своим свойствам и стоимостным параметрам система близка к возводимым стенам с размещенным внутри утеплителем, но обладает более низкими прочностными и эксплуатационными характеристиками.

Системы утепления с оштукатуриванием фасадов предусматривают клеевое и механическое закрепление утеплителя с помощью анкеров, дюбелей и каркасов к существующей стене с последующим покрытием его штукатурными слоями. В зависимости от толщины фасадных штукатурных слоев применяют две разновидности устройства системы: с жёсткими и гибкими (подвижными или шарнирными) крепёжными элементами (кронштейнами, анкерами) [4].

Сопротивление теплопередаче многослойных конструкций с последовательно расположенными однородными слоями определяется по формуле:

$$R_0 = 1/\alpha_B + R_1 + R_2 + \dots + R_n + 1/\alpha_H ; [12] \quad (1)$$

где α_B - коэффициент теплоотдачи от внутреннего воздуха к внутренней поверхности ограждающих конструкций, $\text{Вт}/(\text{м}^2\text{С})$;

R_1, R_2, \dots, R_n - термическое сопротивление отдельных слоев ограждающей конструкции, $(\text{м}^2\text{С})/\text{Вт}$;

$(\alpha_H$ - коэффициент теплоотдачи от наружной поверхности ограждающей конструкции к наружному воздуху, $\text{Вт}/(\text{м}^2\text{С})$).

Термическое сопротивление отдельного слоя многослойной ограждающей конструкции определяется по формуле:

$$R = \delta / \lambda$$

где δ - толщина слоя, м;

λ - расчетный коэффициент теплопроводности материала слоя, $\text{Вт}/(\text{м}^2\text{С})$.

Расчетный коэффициент теплопроводности каждого слоя конструкции, за исключением теплоизоляционного слоя, принимается по ДБН В.2.6-31-2006 «Тепловая изоляция зданий».

Для сравнения теплотехнических свойств ограждающих конструкций рассмотрим три варианта конструкций наружных стен для Харькова, который относится к 1-й температурной зоне. Для наружных стен этой зоны $R_0 \text{ min} = 2,8 (\text{м}^2\text{С})/\text{Вт}$.

Вариант 1.

1 - слой внутренней песчано-цементной штукатурки $\delta = 20 \text{ мм}$, $\lambda = 0,93 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

2 - слой кирпичной кладки из сплошного обыкновенного красного кирпича $\delta = 510 \text{ мм}$, $\lambda = 0,81 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

3 - слой внешней песчано-цементной штукатурки $\delta = 20 \text{ мм}$, $\lambda = 0,93 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$.

$R_0 = 0,83 (\text{м}^2\text{С})/\text{Вт}$ $R_0 < R_0 \text{ min}$. Данная стена не удовлетворяет современным требованиям ДБН, необходимо утепление.

Вариант 2.

1 - слой внутренней песчано-цементной штукатурки $\delta = 20 \text{ мм}$, $\lambda = 0,93 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

2 - слой кирпичной кладки из сплошного обыкновенного красного кирпича $\delta = 380 \text{ мм}$, $\lambda = 0,81 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

3 - теплоизоляционная плита $\delta = 100 \text{ мм}$, $\lambda = 0,04 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

4 - слой внешней песчано-цементной штукатурки $\delta = 20 \text{ мм}$, $\lambda = 0,93 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

5 - слой кирпичной кладки из облицовочного пустотелого клинкерного кирпича $\delta = 250 \text{ мм}$, $\lambda = 0,64 \text{ Вт}/(\text{м}^2\text{С})$

$R_0 = 3,24 \text{ (м}^2\text{°C)/Вт}$ $R_0 > R_0 \text{ min.}$ Данная стена удовлетворяет современным требованиям ДБН

Вариант 3.

1 - слой внутренней песчано-цементной штукатурки $\delta = 20 \text{ мм}$, $\lambda = 0,93 \text{ Вт/(м}^2\text{°C)}$

2 - слой кирпичной кладки из сплошного обыкновенного красного кирпича $\delta = 250 \text{ мм}$, $\lambda = 0,81 \text{ Вт/(м}^2\text{°C)}$

3 - теплоизоляционная плита $\delta = 100 \text{ мм}$, $\lambda = 0,04 \text{ Вт/(м}^2\text{°C)}$

4 – ветро-гидрозащитная паропроницаемая мембрана

5 – вентилируемая воздушная прослойка $\delta = 50 \text{ мм}$

6 – облицовка фасада гранитной керамической плиткой $\delta = 100 \text{ мм}$, $\lambda = 3,49 \text{ Вт/(м}^2\text{°C)}$

$R_0 = 3,56 \text{ (м}^2\text{°C)/Вт}$ $R_0 > R_0 \text{ min.}$ Данная стена удовлетворяет современным требованиям ДБН.

Для расчета теплотерь используются разные методики [1,12]. Расчет теплотерь по укрупненным показателям выполнять по формуле

$$Q_{0 \max} = q_0 A (1 + k_1) \quad [13] \quad (2)$$

$$Q_{V \max} = k_1 k_2 q_0 A \quad [13] \quad (3)$$

где: k_1 – коэффициент, учитывающий тепловой поток на отопление здания;

k_2 – коэффициент, учитывающий тепловой поток на вентиляцию здания;

q_0 – укрупненный показатель среднего теплового потока на отопление зданий на 1 м^2 общей площади, Вт;

A – общая площадь здания, м^2 .

Однако для зданий с помещениями разного функционального назначения расчет теплотерь по данной формуле (2, 3) дает существенную погрешность, т.к в разных помещениях параметры внутреннего воздуха могут существенно отличаться.

Для проверки возможных погрешностей расчета рассмотрим теплотери 9-этажного гражданского здания, в котором размещены магазины, офисы, ресторан и другие помещения. Расчетом были определены теплотери каждого этажа. На основании полученных данных были определены удельные тепловые характеристики и энергоэффективность. Результаты расчетов приведены в таблице .

Таблица. Теплотери, удельные тепловые характеристики и энергоэффективность каждого этажа 9-этажного гражданского здания

№ этажа	Теплотери, рассчитанные по укрупненным показателям, Q, Вт	Удельная тепловая характеристика этажа, q, Вт/м ²	Энергоэффективность помещений этажа, Э
0	61936	56,2	7,06
1	105781	95,9	12,06
2	67432	61,1	7,7
3	67539	61,2	7,7
4	67397	61,1	7,69
5	61642	55,9	7,03
6	38940	35,3	4,4
7	68608	62,2	7,8
8	69843	63,3	7,96
9	199352	180,7	22,7

Анализ данной таблицы показывает, что теплотери этажей с помещениями разного функционального назначения существенно отличаются. Расчет удельных тепловых характеристик для этих помещений также значительно различается между собой. Сравнение полученных значений q_0 (см. табл.) с данными, приведенными в приложении 2

[13] ($q_0 = 79,2 \text{ Вт/м}^2$) показало, что q_0 расчетное и нормативное отличаются в 0,5-3 раза.

Проведенные сравнения подтверждают необходимость совершенствования методики расчета теплопотерь по укрупненным показателям для зданий с помещениями разного функционального назначения.

Существенный вклад в энергоэффективность здания обеспечивает утилизация тепла и холода в системах вентиляции и кондиционирования здания. В рассматриваемых многоэтажных зданиях с помещениями разного функционального назначения эксплуатируется большое количество приточно-вытяжных систем. Эти системы отличаются по производительности, затратам энергии на подогрев (охлаждение) и транспортирование воздуха. Поэтому утилизация тепла (холода) с помощью рекуператоров или регенераторов усложняет схемы систем и снижает их эксплуатационную надежность.

С целью повышения энергетической эффективности систем отопления, вентиляции и кондиционирования целесообразно использовать один утилизатор тепла и холода для обслуживания нескольких систем. Такие системы в настоящее время разрабатываются авторами данной статьи.

Значительное снижение затрат энергии на отопление, вентиляцию и кондиционирование здания возможно при установке системы автоматического управления инженерным оборудованием. Установка такой системы возможна как в строящихся, так и в реконструируемых зданиях.

Инновационные системы автоматизации зданий способствуют энергосбережению различными путями. Они помогают точно контролировать температуру, влажность и качество воздуха и в то же время обеспечивают оптимальную подачу тепла или холода в помещения. Оптимизированный контроль, регенерация энергии также весьма важны. Сегодня отчетливо наблюдаются тенденции к активному использованию информационных технологий в системах здания, а также к управлению энергоснабжением, исходя из индивидуальных потребностей.

Энергоэффективность здания в большой степени зависит от параметров внутреннего воздуха в помещениях. Однако потери и прирост энергии, внешние тепловые воздействия, оборудование помещения и особенности его использования также имеют значение. Таким образом, одно из главных требований для увеличения энергоэффективности помещений различного назначения – регулирование инженерных систем на основе требуемых параметров воздуха и их интеграция в системы автоматизации здания [5].

Одним из эффективных энергосберегающих способов, дающих возможность экономить органическое топливо, снижать загрязнение окружающей среды, удовлетворять нужды потребителей в технологическом тепле, является применение тепловых насосов.

Тепловой насос обеспечивает технические предпосылки для эффективного использования возобновляемой энергии в форме тепла окружающей среды для отопления и приготовления горячей воды.

Особенно выгодно применение тепловых насосов при одновременном использовании тепла и холода, что успешно реализуется в системах кондиционирования воздуха.

Основными достоинствами применения теплонасосных технологий являются: высокая энергетическая эффективность, экологическая чистота, надежность, комбинированное производство теплоты и холода в единой установке, мобильность, универсальность по тепловой мощности, универсальность по виду используемой низкопотенциальной энергии, полная автоматизация работы установки, пожаробезопасность.

Технико-экономические расчеты показывают, что затраты топлива в системах теплоснабжения на базе ТНУ для объектов ЖКХ могут быть уменьшены по сравнению с

крупными отопительными котельными в 1,2-1,8 раза, котельными и индивидуальными теплогенераторами – в 2-2,6 раза, электронагревателями – в 3-3,6 раза.

По прогнозам мирового энергетического комитета (МИРЭК) к 2020 году в развитых странах 75% систем отопления и горячего водоснабжения будет использовать тепловые насосы [6, 7, 8].

1. Щекин И.Р. Повышение энергетической эффективности вентиляционно-отопительных систем (принципы энергоаудита). – Харьков: Форт, 2003. – 164 с.
2. Государственное агентство по энергоэффективности и энергосбережению Украины (госэнергоэффективности). <http://naer.gov.ua/ru/archives/1295#more-1295>
3. Табунщиков Ю.А., Бродач М.М., Шилкин Н.В. Энергоэффективные здания. – М.: АВОК-ПРЕСС, 2003. – 100 с.
4. Маляренко В.А., Редько А.Ф., Чайка Ю.И., Поволочко В.Б. Техническая теплофизика ограждающих конструкций зданий и сооружений / Под общ. ред. В.А.Маляренко. – Харьков: Рубикон, 2001. – 280 с.
5. www.sbt.siemens.ru, www.siemens.com/energy-efficiency
6. Тепловые насосы. Технологии и системы использования низкотемпературных и возобновляемых источников теплоты // Новости теплоснабжения. – 2001. – №11. – С.24-32.
7. Гершкович В.Ф. Исследование работы теплового насоса, использующего теплоту грунта и канализационных стоков, в системе горячего водоснабжения // Информационный бюллетень "Энергосовет", – Вып. 3(8), – 2010.
8. Хмельнюк М.Г., Ясинский С.П. Анализ возможности внедрения современных теплонасосных установок в Украине. www.nbuv.gov.ua/portal/natural/Otkhv/2010_24/17.pdf
9. Маляренко В.А. Энергозбереження як діючий важіль реформування житлово-комунального господарства. – К.:Техніка, 2003. – 280 с.
10. Закон України "Про енергозбереження". Верховна Рада України, №74/94-ВР від 01.07.94.
11. Ковалко М.П., Денисюк С. П. Энергозбереження - пріоритетний напрямок державної політики України. – К.: Українські енциклопедичні знання, 1998. – 511с.
12. ДБН В.2.6-31: 2006. Теплова ізоляція будівель. – К.: Міністерство будівництва, архітектури та житлово-комунального господарства України, 2006. – 72 с.
13. СНиП 2.04.07-86. Тепловые сети. Москва, 1988 г.

А. В. Шушляков, Ю. В. Бережко

ПІДВИЩЕННЯ ЕНЕРГОЕФЕКТИВНОСТІ БУДІВЛІ З ПРИМІЩЕННЯМИ РІЗНОГО ФУНКЦІОНАЛЬНОГО ПРИЗНАЧЕННЯ

Розглядаються перспективні інженерні та технологічні енергоефективні заходи, спрямовані на зниження теплових втрат в будівлях, у тому числі, з використанням тепла землі, повітря і сонячної радіації. Проведено огляд методів утилізації теплоти в системах опалення, вентиляції, освітлення. Проводиться оцінка рівня енергозбереження за рахунок проведення модернізації будівель. Наведено наукові основи проектування енергоефективних будівель. Розглянуто можливі способи отримання енергії від низькопотенційного джерела теплоти для кліматичних умов України.

A.V Shushlyakov, Yu.V. Berezhko,

INCREASING OF ENERGY EFFICIENCY OF THE BUILDING WITH APARTMENTS OF DIFFERENT FUNCTIONAL PURPOSE

Advanced engineering and technological energy-efficient measures (including using the heat of the earth, air and solar radiation) for heat loss reduce in buildings are considered. The review of methods of heat recovery for heating, ventilation and lighting are reviewed. The level of energy efficiency through the modernization of buildings is conducted. The scientific bases for designing energy efficient buildings are shown. The possible ways of obtaining energy from low-grade heat source for the climatic conditions of Ukraine are distinguished.

**Э.А. ГРАНОВСКИЙ, Я.М. ЛАНДЕСМАН, Н.В. БЕЛИНСКАЯ,
Л.А. МОСКАЛЕВА**

ООО «Научный центр изучения рисков «Ризикон», г. Северодонецк

**ПРИНЯТИЕ РЕШЕНИЙ О ГРАДОСТРОИТЕЛЬНОМ РАЗВИТИИ г. ОДЕССЫ
В РАЙОНЕ ПЕРЕСЫПИ И РАСШИРЕНИИ РАСПОЛОЖЕННОГО В ЭТОМ
РАЙОНЕ НЕФТЕГАЗОПЕРЕВАЛОЧНОГО КОМПЛЕКСА НА ОСНОВЕ
АНАЛИЗА РИСКОВ**

С использованием информационных технологий выполнено моделирование аварий и оценка риска предприятий нефтегазоперевалочного комплекса в г. Одесса с целью принятия решений о развитии градостроительства вблизи комплекса и возможности его расширения. На основании анализа рисков, существующих независимо от рисков, создаваемых предприятиями комплекса, установлены приемлемые риски для реципиентов, находящихся в опасной зоне. Определены неприемлемые риски и предложены решения по их снижению.

При реконструкции и расширении опасных промышленных объектов или развитии градостроительства происходит изменение риска для населения, элементов экосистемы и объектов жизнедеятельности, находящихся в зоне возможного воздействия поражающих факторов техногенных аварий.

Необходимость оценки риска, создаваемого предприятиями нефтегазоперевалочного комплекса (далее комплекс), расположенными в районе Пересыпи в Одессе, возникла как в связи с расширением некоторых из них, так и в связи с планированием жилой застройки полей фильтрации, примыкающих к предприятиям комплекса.

В данной работе анализ риска и разработка решений по обеспечению достаточной безопасности при реализации планов развития выполнялся в следующей последовательности:

- на основании анализа рисков, существующих в г. Одесса независимо от рисков, создаваемых предприятиями комплекса, устанавливаются приемлемые риски для реципиентов, находящихся в опасной зоне;
- проводится анализ и оценка риска, создаваемого как каждым из предприятий комплекса, так и суммарного риска;
- производится сравнение расчетных значений риска с приемлемым уровнем и делается вывод о достаточной или недостаточной безопасности эксплуатации комплекса;
- проводится поиск решений, обеспечивающих снижение риска до приемлемого уровня.

Анализ показал, что аварии на объектах комплекса могут создавать угрозу негативных последствий для жизни и здоровья людей, для имущества физических и юридических лиц, акватории города Одесса, воздуху и земле.

Для выбора приемлемого уровня риска для жизни и здоровья людей выполнен анализ такого риска, создаваемого в быту. В соответствии с данными Госкомстата Украины [1], риск летального исхода от несчастных случаев в быту находится на уровне 10^{-3} (таблица 1).

Таблица 1. Смертность населения от несчастных случаев в быту [1] (чел.)

Регион	Городские поселения и сельская местность		Городские поселения		Сельская местность	
	всего	на 100 тыс. жителей	всего	на 100 тыс. жителей	всего	на 100 тыс. жителей
Украина	64326	138,3	40156	126,6	24170	163,5
Одесская область	3884	162,2	2280	143,6	1604	198,6

Учитывая масштабы возможных последствий аварий на объектах повышенной опасности, приемлемый риск, создаваемый ими для населения, должен быть не менее чем на два порядка меньше [2].

Для имущественных и социально важных объектов и объектов жизнедеятельности уровень приемлемого риска не регламентируется. В [2] предлагается устанавливать приемлемый уровень риска для этих объектов на основе соглашения заинтересованных сторон с учетом уровня наступления аналогичных событий вблизи объекта повышенной опасности по другим причинам.

Для определения приемлемого уровня риска имуществу физических и юридических лиц в качестве базы сравнения использовался риск гибели имущества вследствие возможных землетрясений в регионе расположения комплекса. Учитывались данные о сейсмической опасности, зависимость степени возможных разрушений зданий от интенсивности землетрясений в соответствии со шкалой MSK-64, данные о стоимости жилья в Одессе и данные о нормах плотности населения в районах городской застройки.

В результате было получено, что ожидаемый ущерб для одного жилого здания составит порядка $U=6128$ гривен, для n зданий - $U_n=6128 \cdot n$.

В действительности риск потери имущества намного выше, потому что, кроме землетрясений, необходимо учитывать также риски потери имущества от пожаров, взрывов бытового газа, затопления водой, противоправных действий третьих лиц и т.п.

С учетом этих факторов, приемлемый уровень риска, создаваемый объектами комплекса для имущества физических и юридических лиц, определялся по ожидаемому убытку, который принят на порядок меньше убытка от землетрясений. В этом случае вероятность убытка более 2500000 гривен [2] должна быть

$$P_{\text{имущ.}}^{\text{пр}} \leq \frac{613n}{2500000} = 4,3 \cdot 10^{-4} n$$

Для обоснования приемлемого уровня риска загрязнения водной среды при транспортировке и перевалке нефтепродуктов предприятий комплекса использовались:

- статистика аварий при транспортировке нефти и нефтепродуктов морским транспортом в Балтийском море [3]
- статистика ИМО разливов нефтепродуктов в портах [4].

В первом случае вероятность образования значительного нефтяного пятна:

$$P_{\text{рп}} = \lambda \frac{S_{\text{ао}}}{S_{\text{Бм}}} = 2,9 \frac{3850}{415000} = 2,7 \cdot 10^{-2}$$

где λ , $S_{\text{ао}}$, $S_{\text{Бм}}$ – частота аварий с проливом нефти и нефтепродуктов в Балтийском море, площади акваторий Одесской бухты и Балтийского моря, соответственно.

Во втором случае рассматривались средние выбросы при авариях на танкерах в соответствии с классификацией Международной федерации владельцев танкеров. Учитывались данные о перевозке нефти, нефтепродуктов, сжиженных газов и жидких опасных химических веществ за 2007 год через Одесский и Ильичевский порты, порт «Южный», а также Припортовый завод. С учетом того, что вероятность аварии в течение одного года с разливом нефти больше 160 м^3 (средние аварии) на километр маршрута

танкера по данным [4] равна $5,3 \cdot 10^{-7}$, вероятность такой аварии, с учетом числа танкеров, проходящих акватории Одесской бухты и протяженности их маршрутов, составляет

$$P_{\text{рн}} = 3,7 \cdot 10^{-2}$$

Принимая более консервативную оценку, полагается, что с учетом возможных направлений ветра вероятность загрязнения берега и прибрежных вод Одесской бухты будет составлять $P_{\text{рн}} = 0,9 \cdot 10^{-2}$.

Видно, что оценки вероятности аварии танкеров в акватории г. Одесса, выполненные по статистике таких аварий в Балтийском море и по статистике аварий танкеров на 1 километр маршрута, близки между собой.

Учитывая, что вероятность загрязнения берега моря в Одесской бухте, с учетом состояния канализационных и очистных сооружений, будет только повышаться, приемлемый уровень риска аварийного выброса в течение года более 160 м^3 нефти и нефтепродуктов при заполнении танкеров из стендеров предприятиями комплекса принят на два порядка ниже сделанной оценки, т.е. $P_{\text{рн}} \leq 10^{-4}$.

Полагается, что основным источником загрязнения атмосферы вблизи предприятий комплекса по не зависящим от него причинам являются пожары в быту. В соответствии со статистическими данными [5], вероятность пожара в быту близка к 1. При этом необходимо учитывать, что в отличие от пожаров при горении нефтепродуктов, когда состав продуктов сгорания известен, при пожарах в быту могут гореть краски, клеи, растворители, изделия из пластмасс, резины и т.п., продукты горения которых неизвестны и намного более токсичны, чем продукты сгорания углеводородов.

В качестве приемлемого уровня риска загрязнения атмосферы принималась вероятность загрязнения атмосферы в результате хотя бы одного пожара при полном разрушении резервуара на предприятиях комплекса на два порядка ниже пожара в быту т.е. $P_{\text{пж}} \leq 10^{-2}$.

При обосновании приемлемого уровня риска загрязнения земельных ресурсов учитывалось, что, кроме выбросов нефтепродуктов при эксплуатации объектов ОНГПК, разливы нефтепродуктов на почву могут происходить при ДТП с бензовозами, при сливе нефтепродуктов на АЗС, при авариях с железнодорожными цистернами, перевозящими нефтепродукты. При оценке приемлемого уровня риска использовались статистические данные о количестве ДТП в Украине и их причинах [5], данные о количестве бензовозов, обслуживающих АЗС в Суворовском районе. Полагалось, что выброс всего нефтепродукта (7 т) из бензовоза в результате ДТП может произойти при его опрокидывании только в одном случае из десяти. Вероятность такого события составила $P_{\text{дтп}}^6 = 10^{-3}$. Тогда для трубопроводов объектов комплекса как приемлемый риск утечки в течение одного года более 7 т нефтепродуктов за пределами их территории может быть принята величина на порядок меньшая, т.е. $P_{\text{тп}}^{\text{нр}} \leq 10^{-4}$.

Обоснованные уровни приемлемого риска согласованы Одесским городским Советом.

Для каждого объекта нефтегазоперевалочного комплекса был выполнен анализ опасности и оценка риска, включая исследование опасности и выявление событий, инициирующих аварии; определение вероятности возникновения и развития аварий; моделирование аварийных событий; определение вероятности их последствий и интегральных показателей риска; принятие решений о снижении риска на основе сравнения с приемлемым риском.

Как показал предварительный анализ, зоны поражений от аварий на предприятиях комплекса, на которых хранятся и перегружаются нефть и нефтепродукты, локализованы территорией существующей промышленной зоны и территорией существующей городской застройки. Только поражающие факторы от аварий на базе сжиженных

углеводородных газов (ООО «Укрлоудсистем») могут распространяться на территорию перспективной застройки. По этой причине далее подробный анализ приводится только этого объекта, в состав которого входят 4 парка СУГ (49 емкостей по 200 м³), и трубопроводы. Трубопроводы (два $d_y=250$ мм для пропана и бутана, один $d_y=150$ мм для СПБТ) идут к стендерам, находящимся в нефтегавани на расстоянии 3,7 км от комплекса. Через стендеры производится налив сжиженных газов в газовозы. Запроектировано строительство еще двух парков хранения сжиженных газов, каждый из которых будет включать по 12 емкостей объемом 200 м³.

Анализ проводился с использованием информационных технологий программного комплекса «РизЭкс-2».

Для моделирования случайного процесса возникновения аварии использовался метод «дерево отказов» [6]. Анализ случайных процессов развития аварий проводился методом «дерево событий» в соответствии с [7].

При моделировании процессов формирования аварийных ситуаций рассматривалось изотермическое истечение газа в соответствии с [8], истечение сжиженных газов как истечение жидкости по [9] с мгновенным испарением за счет перегрева; испарение сжиженных газов из пролива моделировалось с учетом теплообмена с грунтом и с воздухом. Учитывался также радиационный поток, включая коротковолновую и длинноволновую радиацию [10]. Разлет осколков при разрушении резервуаров и возможность пробития с возникновением эффекта «домино» определялись по [11]. Рассеяние горючих и взрывоопасных газов моделировалось в соответствии с [12].

По результатам анализа опасности были выделены следующие причины, приводящие к разгерметизации и выбросу сжиженных газов в парках хранения:

- рост давления в емкости выше давления гидравлического испытания вследствие нагрева емкости прямыми солнечными лучами или вследствие теплового расширения жидкости при переполнении (технологические причины);
- аварии на соседних объектах (разрушение емкостей с разлетом осколков, факел пожара).

Для вновь проектируемых парков дополнительно учитывались возможные отказы и ошибки при строительстве, монтаже и вводе в эксплуатацию, по которым могут возникнуть дополнительные опасные напряжения в металле корпуса емкостей. Учитывались операции, выполняемые при строительстве фундамента и опор, способ закрепления емкостей в опорах, вероятность опасных температурных колебаний, порядок контроля и приема работ и объекта в целом и др.

В качестве причин, приводящих к разгерметизации оборудования на сливной эстакаде, были выделены:

- рост давления в ж/д цистерне вследствие теплового расширения жидкости при переполнении;
- разрушение цистерны в результате опрокидывания либо механического воздействия;
- срабатывание и заклинивание предохранительного клапана на цистерне;
- срыв металлорукава (ошибки персонала при проведении операции слива).

К разгерметизации трубопроводов подачи СУГ в нефтегавань могут привести следующие причины:

- рост давления в трубопроводе выше давления гидравлического испытания вследствие гидроудара или теплового расширения жидкости (наличие СУГ между двумя перекрытыми арматурами);
- внешние воздействия (повреждения трубопровода автотранспортом либо при проведении землеройных работ);

– повреждение (обрыв) соединения стендеров с манифольдом танкера в результате несанкционированного сдвига танкера либо некачественного подсоединения (ошибки персонала).

Определение вероятности возникновения в течение года событий, приводящих к аварии, проводилось построением «дерева отказов». Учитывались как отказы оборудования и арматуры, так и отказы систем контроля и защиты. Во всех случаях учитывались в соответствии с выполняемыми функциями и действиями ошибки персонала [16, 17].

Для емкостей при построении «дерева отказов» учитывалось наличие в системе приема, хранения и перевалки сжиженных газов:

- трех независимых систем контроля (СК), сигнализации (СС) и блокировки (СБ), температуры с автоматическим включением орошения емкостей при ее повышении;
- двух независимых СК, СС и СБ повышения давления со сбросом газовой фазы в аварийную емкость;
- двух предохранительных клапанов (рабочий и контрольный) со сбросом газов на факел;
- двух независимых СК, СС и СБ уровня, с автоматическим прекращением подачи продукта в емкость при повышении уровня выше регламентного, и независимой СК и СС уровня «Садко»;

Учитывалось, что контроль параметров и работы АСУ процессом приема, хранения и перевалки сжиженных газов осуществляется независимо двумя операторами.

Для оборудования сливной эстакады при построении «дерева отказов» учитывалось наличие:

- предохранительного клапана со сбросом газов в атмосферу;
- контроля при операции слива ж/д цистерны;

Для трубопроводов при построении «дерева отказов» учитывалось наличие:

- двух независимых СК, СС и СБ давления (остановка насоса при повышении давления);
- двух независимых СК, СС и СБ температуры (остановка насоса при повышении температуры);
- предохранительного клапана со сбросом газов в аварийные емкости.

Для определения вероятности разрушения трубопроводов подачи нефтепродуктов в нефтегавань использовались статистические данные по аварийности внутризаводских трубопроводов Российской Федерации [14]. Вероятность возникновения незначительной утечки (свища) в трубопроводе оценивалась согласно методике, изложенной в [15].

Очевидно, что при полном разрушении оборудования и выбросе значительного количества опасного вещества системы защиты, предусмотренные на технологической площадке, не могут повлиять на возможное развитие аварии. Поэтому в данном случае при построении «дерева событий» значения вероятностей реализации разных сценариев развития аварии принимались по данным [13].

При определении вероятности развития аварии вследствие разгерметизации оборудования в «дереве событий» учитывалось наличие следующих систем:

- обнаружения утечек (сигнализаторы дозрывных концентраций);
- подачи пара к месту разгерметизации;
- аварийного опорожнения оборудования;
- обнаружения пожара (пожарные извещатели с выдачей сигнала на приемную станцию пожарной части);
- водяного орошения емкостей.

Кроме учета отказов систем, описанных выше, учитывались отказы по общим причинам.

На основе анализа условий возникновения и развития аварий методами «дерево отказов» и «дерево событий» с учетом описанных выше систем защиты и моделирования случайных аварийных процессов с использованием программного комплекса «РизЭкс-2» определены территориальный и индивидуальный риски для населения и вероятность негативных последствий для всех выделенных реципиентов.

Расчеты показали, что территориальные риски, создаваемые объектами комплекса, не создают зон опасного совместного воздействия. Поражающие факторы аварий выходят за пределы территории объектов комплекса только при транспортировании продуктов хранения к нефтегазавани в районе существующей застройки. В район планируемой застройки полей фильтрации на незначительное расстояние с очень незначительной вероятностью, обусловленной описанными системами защиты, как от возникновения аварии, так и от ее развития, выходят поражающие факторы аварий, возможные для парков СУГ (ООО «Укрлоудсистем»).

Результаты расчетов полей территориального риска для парков СУГ (с учетом проекта расширения) представлены на рис. . 1.

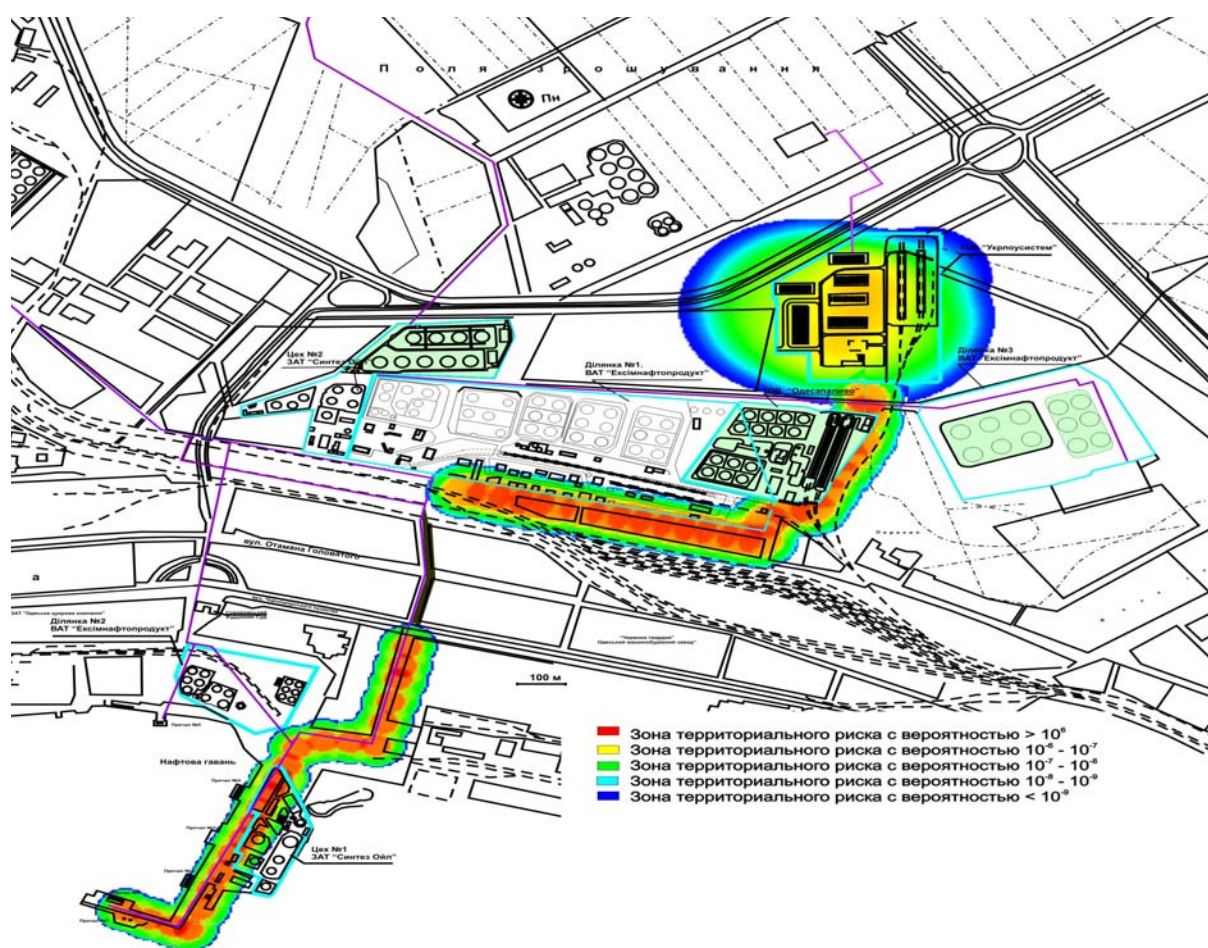


Рис. 1. Поля территориального риска

Ниже в таблице 2 приведены обоснованные уровни приемлемого риска и рассчитанные уровни риска, создаваемые объектами нефтегазоперевалочного комплекса.

Таблица 2. Уровни приемлемого риска и рассчитанные уровни риска, создаваемые объектами нефтегазоперевалочного комплекса

№ п/п	Рассматриваемые последствия	Событие	Приемлемый уровень риска	Рассчитанная величина
1	2	3	4	5
1	Вред, причиненный жизни и здоровью людей	Летальный исход для индивидуума (индивидуальный риск)	$\leq 10^{-6}$	$\leq 10^{-7}$
2	Ущерб имуществу физических и юридических лиц	Авария в течение 1 года с ущербом имуществу более 2500000 грн.	$\leq 4,3 \times 10^{-4} \cdot n$ ($1,4 \times 10^{-2}$)	$3,6 \times 10^{-6}$
3	Загрязнение водной среды (акватории Одесской бухты)	Авария в течение 1 года с выбросом в акваторию бухты более 160 м ³ нефтепродуктов	$\leq 10^{-4}$	$1,6 \times 10^{-5}$
4	Загрязнение воздуха	Пожар в течение 1 года при полном разрушении резервуара	$\leq 10^{-2}$	$5,7 \times 10^{-4}$
5	Загрязнение земли (грунта)	Авария в течение 1 года с утечкой более 7 т нефтепродуктов	$\leq 10^{-4}$	$1,3 \times 10^{-3}$

Из приведенных данных видно, что для всех рассматриваемых последствий рассчитанная величина риска значительно меньше приемлемого уровня. Исключение составляет риск загрязнения земли (грунта) за пределами территории объектов ОНГПК – он превышает обоснованный выше и согласованный Одесским городским Советом уровень приемлемого риска.

Для его снижения предложены следующие мероприятия:

- установить наземные обозначения места и направления пролегания трассы трубопроводов;
- ввести порядок согласования работ, проводимых в районе пролегания трассы;
- сократить сроки между осмотрами и срок эксплуатации трубопроводов по сравнению с нормативными, усилить контроль соблюдения этих сроков;
- прокладку подземных труб осуществлять на бетонированное ложе с гидроизоляцией;
- обеспечить дренаж утечки и возможность его контроля.

Такие меры могут снизить вероятность загрязнения почвы нефтепродуктами на два - три порядка.

1. Экспрес-выпуск Державного комітету статистики України “Смертність населення від зовнішніх причин у побуті у січні-грудні 2007 року”. <http://www.ukrstat.gov.ua/>

2. Методика визначення ризиків та їх прийнятних рівнів для декларування об’єктів підвищеної небезпеки. – К.: Основа, 2003.

3. Кабелкайте Ю.А. Экологические проблемы и международное сотрудничество в регионе Балтийского моря. <http://geo.1september.ru/articlef.php?ID=200303202>

4. Журнал "Транспортная безопасность и технологии". – 2005. – №2. http://www.securpress.ru/issue/Tb/2005_2/neft_razliv.htm

5. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2006 році. http://www.mns.gov.ua/annual_report/2007/content_1.ua.php?m=B5

6. Международный стандарт МЭК 1025, 1990г. Анализ с использованием деревьев

отказов.

7. Probabilistic Risk Assessment, Procedures Guide for NASA Managers and Practitioners NASA Headquarters, Washington, DC 20546.

8. Техническая термодинамика: учебник для вузов / [под ред. В. И. Крутова] – М.: Высш. шк., 1971. – 472 с.

9. Справочник химика / [Григоров О.Н., Позин М.Е., Порай-Кошиц Б.А. и др.], гл. ред. Б. П. Никольский. – [2-е изд.]. – М. – Л.: Химия, 1968. – Т. 5. – 974 с.

10. C. J. H. van den Bosch, Yellow Book, Methods for the calculation of the physical effects due to releases of hazardous materials (liquids and gases), Committee for the Prevention of Disasters, CPR-14E, The Hague, The Netherlands, Third edition, 1997.

11. Взрывные явления. Оценка и последствия: в 2-х кн. [пер. с англ.] / Бейкер У., Кокс П., Уэстайн П. и др.; [под ред. Я. Б. Зельдовича, Б. Е. Гельфанда]. – М.: Мир, 1986. – 319 с.

12. Методика оценки последствий химических аварий (Методика «Токси», редакция 2.2.) в сб. документов «Методики оценки последствий аварий на опасных производственных объектах». Федеральная служба по экологическому и атомному надзору. М.: НТЦ «Промышленная безопасность» Госгортехнадзора России, 2005. – (Сер. 27, вып. 2. 3-е изд. испр. и доп.).

13. ГОСТ Р 12.3.047-98. Пожарная безопасность технологических процессов. Общие требования. Методы контроля.

14. Годовой отчет о деятельности Федеральной службы по экологическому, технологическому и атомному надзору за 2004 -2005 год.

15. Методическое руководство по оценке степени риска на магистральных нефтепроводах. Согласовано письмом Госгортехнадзора России от 07.07.99г. № 10-03/418.

16. Белов П.Г. Моделирование опасных процессов в техносфере. – М.: Изд-во Академии гражданской защиты МЧС РФ. – 1999. – 124с.

17. СТО РД Газпром 39-1.10-084-2003г.

Е.А. Грановський, Я.М. Ландесман, Н.В. Белінська, Л.А. Москалева

ПРИЙНЯТТЯ РІШЕНЬ ПО МІСТОБУДІВНОМУ РОЗВИТКУ М. ОДЕСИ В РАЙОНІ ПЕРЕСИПИ І РОЗШИРЕННІ РОЗТАШОВАНОГО В ЦЬОМУ РАЙОНІ НАФТОГАЗОПЕРЕВАЛОЧНОГО КОМПЛЕКСУ НА ОСНОВІ АНАЛІЗУ РИЗИКІВ

З використанням інформаційних технологій виконано моделювання аварій і оцінку ризику підприємств нафтогазопереваляльного комплексу в м. Одеса з метою прийняття рішень про розвиток містобудівництва поблизу комплексу і можливості його розширення. На основі аналізу ризиків, існуючих незалежно від ризиків, які створюються підприємствами комплексу, встановлені прийнятні ризики для реципієнтів, що знаходяться у небезпечній зоні. Визначено неприйнятні ризики та запропоновано рішення з їх зниження.

E.A. Granovskyi, Ya.M. Landesman, N.V. Belinska, L.A. Moskaleva

DECISION-MAKING ON TOWN PLANNING DEVELOPMENT OF CITY ODESSA IN THE PERESYPY DISTRICT AND EXTENSIONS OF OIL AND GAS TRANSFER COMPLEX LOCATED IN THIS AREA ON THE BASE OF RISK ANALYSIS

Using information technology accidents modeling and risk assessment of oil and gas transfer complex facilities in city Odessa for making decisions about city planning development near the complex and its possible extension are shown. On the basis of risk analysis, existing independently of the risks that are created by complex facilities the acceptable risk to recipients that located in that danger zone was established. Unacceptable risks are defined and solutions to decrease them are proposed.

Т.В. ТАРАСОВА

Государственное учреждение “Институт геохимии окружающей среды НАН Украины”, г. Киев

ПРОБЛЕМА ДОЛГОВРЕМЕННОГО ХРАНЕНИЯ ЗАПРЕЩЕННЫХ И НЕПРИГОДНЫХ К УПОТРЕБЛЕНИЮ ХИМИЧЕСКИХ СРЕДСТВ ЗАЩИТЫ РАСТЕНИЙ

Приведен анализ причин коррозионной деструкции железобетонных контейнеров для долговременного хранения запрещенных и непригодных к использованию химических средств защиты растений. Обсуждается комплексное агрессивное влияние химикатов на структуру бетона, которое необходимо учитывать при выборе методов хранения пестицидов.

Введение

Запасы устаревших, запрещенных и непригодных к употреблению химических средств защиты растений (далее ХСЗР) представляют серьезную долгосрочную угрозу для здоровья людей и состояния окружающей среды, ибо, в большинстве своем, относятся к стойким органическим загрязнителям (СОЗ) [1].

После запрета в СССР особо опасных препаратов (ДДТ, ГХЦГ, гранозан и др.) в 70-80-х годах прошлого века, повсеместно, практически во всех сельскохозяйственных районах Украины проводилась кампания по сбору запрещенных и непригодных к употреблению пестицидов с целью их транспортировки на химические предприятия, где эти препараты должны были быть обезврежены. В силу объективных и субъективных причин, на химические комбинаты было отправлено мизерное количество этих отходов, большая же их часть хранится до сих пор на складах объединений «Сельхозхимии» на территориях бывших колхозов и совхозов. По результатам инвентаризации, которая была проведена территориальными органами Минприроды Украины в 2005–2006 годах, объем накопившихся ХСЗР в Украине составил около 21,38 тыс. тонн, причем около 30% из них относятся к I-II классу опасности [2]. Среди препаратов, а их насчитывалось более 150 наименований, имеются химикаты, контакт и смешивание которых может привести к химическим реакциям, разогреванию, выделению высокотоксичных газов (фосгена, фосфина, сероуглерода, азота и др.), а также к воспламенению и взрыву этих смесей [3,4]. Как правило, условия хранения пестицидов не удовлетворяют требованиям экологических и санитарных норм. Сооружения не приспособлены для хранения ядохимикатов, конструкции складов подвергаются коррозии и разрушаются. Нарушена целостность тары и упаковки и отсутствует маркировка. За время хранения непригодные пестициды неоднократно переупаковывались, в результате чего происходило смешивание препаратов.

С целью решения этой проблемы, в 1998-2004 гг. под эгидой Министерства охраны окружающей среды Украины, были проведены работы по «контейнеризации» ХСЗР. Опробование метода осуществлялось в Ольшанице Киевской области, где в железобетонные контейнеры было загружено 139 тонн пестицидов разного химического состава. Контейнеры емкостью 1,3 куб.м изготавливались из железобетона на основе обычного портландцемента. В контейнер загружались не только твердые пестициды (дусты, порошки), но и жидкие, которые предварительно перед контейнеризацией смешивали с перлитом. Вопреки долгосрочным гарантиям (50-100лет), контейнеры с ядовитой смесью спустя один год эксплуатации протекли (рис.1). Тем не менее, массовая «контейнеризация» пестицидов продолжалась несколько лет в Черкасской, Львовской,

Херсонской, Киевской и Одесской областях. Почти везде наблюдалась та же картина: контейнеры протекали и разрушались.



Рис.1. Железобетонные контейнеры с пестицидами, пгт Ольшаница, Киевской области

Попробуем разобраться в причинах неудачного эксперимента с контейнеризацией пестицидов. Анализ старых стандартов (ГОСТов и технических условий) на препараты ХСЗР (1956-1973 гг.) показал, что в препаратах пестицидов кроме токсично действующего вещества, имеются различные ингредиенты (ПАВ, растворители, неорганические наполнители). В таблице 1 приведены составы типичных препаратов ХСЗР, которые применялись в 60-70-х годах прошлого века [5, 6].

Таблица 1. Состав некоторых препаратов ХСЗР («жидких форм») и условия хранения по данным стандартов (технических условий) (1960-1985 гг.)

Название препарата (Технические условия)	Состав препарата (ТУ, ГОСТ)	Содержание в %	Требования к условиям хранения
Гамма -изомер гексахлорана – 16%-ная минерально-масляная эмульсия (ТУ 6-01- 840- 73)	Гамма – изомер ГХЦГ технический (ТУ 6- 01-190-75) Концентрат сульфитно-спиртовой бражки (ОСТ 81-79-74) Вода Масло промышленное (веретенное) по ГОСТ 1707-51 Полимеры нефтяные (тяжелый компонент) по ТУ 38 -3011-75	35 6 29-30 15 Остальное	Расфасовывался в чистые стальные бочки по ГОСТ 6247 – 72 емкостью 100 л.
Полидофен – 60-% ный эмульгирующийся концентрат (ТУ 6– 01 – 456 – 76)	Полихлоркамфен технический по ГОСТ 1659 -71 ДДТ технический по ГОСТ 6287 – 66 (Б) Растворитель для пестицидов (ТУ-38-101393-73) Сольвент нефтяной (ОСТ 10214 – 62) Вещество вспомогательное ОП-7 по ГОСТ 8433 – 57	40 20 12 16 12	ГОСТ 14189 – 69 в сухие, герметичные, закрываемые стальные бочки по ГОСТ 6247 – 72 или по ГОСТ 13950 – 68 (емкостью 20 л).
Метилмеркаптофос –50%-ный	Метилмеркаптофос	50	Разливали в сухие и чистые стальные

концентрат (МРТУ 6-01-26 – 64)	ОП-7 или ОП-10	20	штампованные канистры емкостью 20 л. Перед заливом производили проверку герметичности канистр пневматически, при давлении 0,3 атм. (избыточное). Заполнение канистры производят на 90% от общего объема.
	Метилнафталиновая фракция (ВТУ СТУ – 77-4-61-63)	30	
Нитрафен (ТУ 84-456-74)	Натриевые соли продуктов нитрования алкилфенолов, натриевых солей щавелевой кислоты и продуктов окисления алкилфенолов	57	ГОСТ 14189-69 - стальные барабаны емкостью 25 л. Допускалась упаковка в металлические барабаны емкостью 50 л по ГОСТ 5044 – 71.
	Вспомогательные вещества ОП-7, ОП-10 Вода	2 остальное	
Гептахлор – концентрат эмульсии 60% (ВТУ БУ – Х4-61) -	Гептахлор (ВТУ БУ – Х4-61)	60	Сухие герметичные бочки объемом 100 л или в стальные барабаны со сварными швами, объемом 10 л. Хранить в крытых помещениях.
	Эмульгатор (ОП-7 или ОП-10 по ГОСТ 8433 – 57)	20	
	Растворитель (топливо дизельное марки 3 или масло трансформаторное по ГОСТ 093 – 56)	20	
ДДТ – 50%-ная эмульсия - паста (ТУ МХП 4487-56)	ДДТ технический (ГОСТ 6287 – 66(Б))	50	Железные бочки емкостью до 150 л, с открывающимися днищами, железные бидоны объемом 15-25 л
	Масло индустриальное ГОСТ 1707–01	35	
	Концентрат ССБ по ГОСТ 8518 – 57	15	

Таким образом, в составе препаратов «жидких форм» (концентратов эмульсий, паст, минерально-масляных эмульсий и пр.) могли содержаться такие ингредиенты:

- эмульгаторы ОП-7 и ОП-10 (ГОСТ 8433–57);
- концентрат сульфитно-спиртовой бражки (ОСТ 81–79–74);
- сульфанол (ТУ 6–01–862–75);
- масло веретенное (ГОСТ 1707–51);
- масло нефитоцидное (ТУ 38 –101392–73);
- топливо дизельное (ГОСТ 305–73, ГОСТ 5249–69);
- полимеры нефтяные (ТУ 38–3011– 75);
- ксилол нефтяной (ГОСТ 9410–71);
- ксилол нефтяной технический (ГОСТ 9410 – 60);
- ксилол чистый каменноугольный (ГОСТ 9499 – 62);
- эмульсоген Ф – 40"Б";
- эмульгатор ОП-4 (ТУ 6–02–618– 70);
- растворитель для пестицидов (ТУ 38–101393–73);
- сольвент нефтяной (ОСТ 10214 – 62);
- циклогексанон (МРТУ 6–07–201–67);
- фенол синтетический технический и др.

Твердые же формы ХСЗР (смачивающиеся порошки, порошки, дусты, гранулированные препараты), кроме действующего вещества, могли содержать следующие наполнители: каолин, суперфосфат гранулированный; суперфосфат гранулированный аммонизированный (ГОСТ 4456–55), аэросил, фосфоритная мука, тальк молотый, трепел зернистый, мел сепарированный, сажа белая. Кроме того, в состав этих препаратов также входили вещества вспомогательные: ОП–7, ОП–10; концентрат сульфитно-спиртовой барды; концентрат сульфитно-дрожжевой бражки; масло индустриальное (ГОСТ 1707–01, ГОСТ 8675–62); фурфурол технический (ГОСТ 10437–71).

Таким образом, как твердые, так и жидкие формы препаратов ХСЗР могли содержать различные по физическим и химическим свойствам органические растворители и всевозможные поверхностно-активные вещества (ПАВ). Непригодные к употреблению и запрещенные химические средства защиты растений отличаются различными химическими и физическими свойствами, что обусловлено разнообразием их состава. К физическим свойствам, которые влияют на выбор конструкции и материала емкости для хранения пестицидов относятся: температура замерзания и кристаллизации, вязкость, испаряемость, тепловое расширение, сжимаемость, а к химическим – коррозионная активность [4].

Цементный камень бетонных контейнеров также не является инертным к воздействию агрессивных сред и быстро подвергается разрушению в результате коррозионных процессов, имеющих, как правило, химический или физико-химический характер. Оценка степени агрессивности среды по отношению к данному материалу зависит от состава действующей агрессивной среды и условий взаимодействия среды с материалом. Степень агрессивного воздействия на бетонную поверхность зависит не только от химической природы – состава агрессивной среды, но и от влажности газовой среды, качественных характеристик и состава бетона. Коррозии содействует разупрочнение структуры, трещинообразование в бетоне, вызываемое различными причинами: расширением при экзотермии цемента нагреванием солнечными лучами, переменным увлажнением и замораживанием, ударным воздействием, перенапряжением и т. д, то есть именно теми условиями, в которых находятся контейнеры [8, 12].

Классическое коррозионное воздействие кислот на поверхность бетона может быть обусловлено тем, что некоторые пестициды и минеральные удобрения содержат в своем составе в свободном или связанном виде кислоты. Серная кислота, например, входит в состав кельтана, медного купороса [3, 4]. Выделяет хлористый водород при повышении температуры и влажности кафтан, карбин, дихлорэтан, фталан. Причем, слабокислая среда может оказать более сильное коррозионное воздействие на бетон, чем концентрированные кислоты [12, 14].

По мнению В.М.Москвина, Ф.М.Иванова, С.И. Алексеева и др. [12] хотя коррозионные процессы в твердых средах при обычной температуре и влажности без участия жидкой фазы не происходят, различные сыпучие материалы, с которыми могут контактировать железобетонные конструкции, при определенных условиях являются агрессивной средой для бетонной поверхности. Степень коррозионной опасности порошкообразной твердой среды определяется увлажнением ее в результате конденсации влаги. Конденсация влаги в порошкообразном материале, который находится на воздухе, обусловлена двумя факторами – капиллярной конденсацией влаги в промежутках между частицами порошка и гигроскопичностью материала. Гигроскопичные твердые материалы сами создают жидкую фазу, образующуюся за счет влаги воздуха, что благоприятствует развитию коррозионного процесса.

Анализ литературных данных свидетельствует, что причиной разрушения бетонной поверхности контейнеров могут быть не только действующие вещества химических

препаратов ХСЗР, но и вспомогательные вещества (растворители и поверхностно-активные вещества), которые находятся в их составе.

Специфически действуют на бетон жидкие углеводороды. Проникая в поры бетона, они вытесняют воду с поверхности минералов цементного камня и в зависимости от своей вязкости, летучести или испаряемости в последующем (при этом камень восстанавливает свои свойства), или остаются в порах цементного камня (масла), что приводит к понижению его прочности. Эффект разупрочнения цементного камня под действием углеводородных нефтяных сред во времени зависит от плотности и количества полярных смол и является необратимым процессом и проявится тем быстрее, чем ниже вязкость углеводородной среды. К снижению прочности приводят нефтяные среды в следующем порядке: керосин, дизельное топливо, минеральное масло. Эффект разупрочнения под действием углеводородных нефтяных сред зависит также от вида структуры цементного камня в бетоне и его проницаемости. Для структур цементного камня, обладающих малым содержанием макрокапилляров первой группы, длительное время не наблюдается эффекта разупрочнения. Снижение прочности цементных бетонов после их пребывания в агрессивных средах в течение 5 лет в зависимости от вида структуры и проницаемости составило: для керосинов 5 до 25%; дизельного топлива от 15 до 45%; минерального масла – от 25 до 65%. Таким образом, в результате агрессивного влияния на бетон дизельного топлива и машинного масла, бетон теряет через год 50% прочности без внешних признаков коррозионного воздействия [13]. Именно такие вещества использовались в качестве основных вспомогательных компонентов препаратов ХСЗР.

По данным Ю.А. Саввиной [10], активность углеводородных нефтяных сред при действии на растворы и бетоны зависит от наличия в их составе активных полярных смол (серо- и азотосодержащих), вводимых в качестве присадок или остающихся после переработки. Эти ПАВ, проникая в микротрещины структуры, способствуют разрушению сплошности структуры в бетонах.

Поверхностно-активные вещества, которые входят в состав препаративных форм ХСЗР относятся к специфической группе жидких агрессивных сред, которые, являясь адсорбционно-активными веществами, хотя и не взаимодействуют химически с цементным камнем, влияют на его прочностные свойства. Их действие основано на физико-химическом явлении – адсорбции поверхностно-активных веществ на поверхности твердой фазы цементного камня. В результате образования моно- или полимолекулярного слоя и проникания молекулы адсорбируемого вещества в микродефекты – микрощели твердого тела – его прочность понижается [12].

На кинетику коррозионного поражения железобетона влияют свойства бетона (плотность, пористость) и характеристика агрессивной среды (концентрация, влажность, температура) [8, 9, 14].

Интенсивность переноса вещества через бетон при данных внешних условиях зависит от структуры бетона. В структуре бетона имеется тонкодисперсная часть (гелевая составляющая цементного камня), а также крупные поры с размерами сечений в десятые доли миллиметра. Более крупные поры и каналы обладают во много раз более высокой проницаемостью, чем тонкие. Именно этим, как правило, можно объяснить постоянно наблюдаемое различие в показателях проницаемости лабораторных образцов бетона и бетона в конструкциях. В конструкции появляются дополнительные фильтрующие дефекты в результате водоотделения под крупным заполнителем и арматурой, дефекты уплотнения в районе закладных деталей и т.д. Кроме того, при размерах конструкции значительно больших, чем размеры стандартных образцов, вероятность появления в бетоне сквозных каналов с сечением на 1-2 порядка большим, чем среднее сечение каналов цементного камня, существенно возрастает.

Даже при известной однородности составляющих бетон материалов, одинаковых технологиях приготовления бетона и его укладки, зависимость между проницаемостью бетона и его плотностью является весьма условной.

По выражению академика П.А.Ребиндера [12], бетон является "живой" системой, в которой протекают непрерывные процессы, связанные с выделением влаги, переходами одних форм влажности в другие, кристаллизацией и перекристаллизацией минералов, входящих в состав цементного камня и т.д. Все эти процессы оказывают существенное влияние на форму, диаметр и количество пор в бетоне, по которым происходит перенос газов и жидкостей через бетон. По мнению С.А.Рейтлингера и Ю.В.Чеховского [7] достаточно правильное представление о структуре и проницаемости бетона может быть получено лишь при условии исследования свойств бетонов в процессе изменения во времени.

Изменения свойств бетона определяются, главным образом, гидратацией цемента, поэтому свойства последнего оказывают на эти закономерности решающее влияние. Процесс гидратации является ведущим и его протекание определяет изменение структуры и свойств бетона. Влияние же отдельных факторов на свойства бетона в процессе изменения его структуры и при эксплуатации может меняться [8, 12, 14].

Пористая структура цементного камня в бетоне обуславливает его способность пропускать жидкости или газы под действием различных градиентов. Движение жидкости или газа через толщу бетона может осуществляться под действием градиента напора. Возможен и диффузионный перенос через бетон агрессивных компонентов, содержащихся в жидкой или газообразной внешней среде, под действием разности концентрации этих компонентов. Побудительной силой движения жидкостей или газов может быть разница температур по обе стороны конструкции, а также различная влажность бетона в различных частях конструкции. И температурный, и влажностный градиенты также обуславливают перенос влаги, что приводит к выравниванию влажности в бетоне вследствие движения влаги в парообразном или жидком состоянии. Вместе с жидкой влагой переносятся и растворенные вещества [7, 11]. В нашем случае (контейнеры хранились под открытым небом) могли происходить все вышеуказанные физические процессы. Характер протечек и разрушений бетонной поверхности контейнеров с пестицидами подтверждает наличие происходящих фильтрационных и коррозионных процессов.

Надо отметить, что в условиях длительного хранения к агрессивному влиянию коррозионно активных веществ приплюсовывается агрессивное влияние на разупрочнение структуры бетона адсорбционно-активных сред. Какой бы мы не добились прочности и плотности бетона – углеводородные среды и ПАВ через короткий промежуток времени снизят прочность бетона и конструкции постепенно будут разрушены.

Выводы

Разные количественные сочетания ингредиентов ХСЗР, их физические и химические свойства, а также свойства поверхностно-активных веществ и растворителей требуют отдельных исследований по подбору способов обращения с ними, в том числе по подбору материалов и конструкций тары. Вредное влияние каждой из сред ХСЗР, а также их сочетания имеют в каждом отдельном случае свои особенности, которые необходимо максимально учесть при применении и выборе оптимальных методов временного хранения, способов защиты от коррозии, проницаемости тары для хранения отходов пестицидов.

Долговечность контейнеров с отходами химических средств защиты растений или их смесей, идентифицировать которые практически невозможно, гарантировать нельзя. Из каких бы материалов ни были изготовлены контейнеры, речь может идти только о кратковременном хранении отходов пестицидов.

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2007 році. – К.: 2008. – 175 с.
2. Мельников Н.Н., Волков А.И., Короткова О.А. Пестициды и окружающая среда. – М.: Химия, 1977. – С. 34-56.
3. Мельников Н.Н. Пестициды. Химия, технология и применение. – М.: Химия, 1985. – 712 с.
4. Никитин В.С. Пожарная опасность пестицидов. – М.: Росагропромиздат, 1988. – 125 с.
5. Химические средства защиты растений. Технические условия. – М.: Изд-во стандартов. 1964. – 654 с.
6. Химические средства защиты растений. Технические условия. – М.: Изд-во стандартов. 1979. – 423 с.
7. Рейтлингер С.А., Чеховский Ю.В. Механизмы переноса газов и жидкостей через бетон и методы исследования структуры пор бетона. – М.: ВНИСТ Главгаза СССР, 1961. – 65с.
8. Коррозионная и химическая стойкость материалов: Справ. под ред. Н. А. Доллежала, – М.: Химия, 1954. – 545 с.
9. Бабушкин В.И. Физико-химические процессы коррозии бетона и железобетона. – М.: Стройиздат, 1968. – 187 с.
10. Саввина Ю.А. Влияние адсорбционно-активных сред на свойства бетона // Строительство трубопроводов. – 1969. – №8. – С.46-49.
11. Хейфец И., Неймарк А. В. Многофазные процессы в пористых средах. – М.: Химия, 1982. – 450 с.
12. Москвин В.М., Иванов Ф.М., Алексеев С.Н., Гузеев Э.А. Коррозия бетона и железобетона. Методы их защиты. – М.: Стройиздат, 1980. – 218 с.
13. Хоменко В. П. Стойкость бетона и меры защиты его от коррозии. – К.: Будівельник, 1966. – 68 с.
14. Ратинов В.Б., Иванов Ф.М. Химия в строительстве. – М.: Стройиздат, 1969. – 264 с.

Т.В. Тарасова

ПРОБЛЕМА ДОВГОСТРОКОВОГО ЗБЕРІГАННЯ ЗАБОРОНЕНИХ ТА НЕПРИДАТНИХ ДО ВИКОРИСТАННЯ ХІМІЧНИХ ЗАСОБІВ ЗАХИСТУ РОСЛИН

Наведений аналіз причин корозійної деструкції залізобетонних контейнерів для довготермінового зберігання заборонених і непридатних до використання хімічних засобів захисту рослин. Агресивний комплексний вплив хімікатів на структуру бетону має особливості, які необхідно враховувати при виборі методів зберігання пестицидів.

T.V. Tarasova

THE PROBLEM OF LONG-TERM STORAGE PROHIBITED AND UNSUITABLE FOR USE OF CHEMICAL PLANT PROTECTION

The reasons of corrosion degradation of reinforced concrete containers for long term storage of banned and unusable pesticides are discussed. The total aggressive effects of chemicals on concrete structures that need to take into account in selection methods of storage pesticides are described.

А.В. ПАСЕНКО, О.В. МАЗНИЦЬКА, В.Є. ТРУШ, В.І. ОРЕЛ

*Кременчуцький університет економіки, інформаційних технологій і управління,
м. Кременчук*

ПЕРСПЕКТИВИ СУМІСНОЇ УТИЛІЗАЦІЇ ВІДХОДІВ ВИРОБНИЦТВА КАПРОЛАКТАМУ ТА ПРОЦЕСУ ВОДООЧИЩЕННЯ ТЕЦ

Розглянута можливість сумісної утилізації відходів ТЕЦ і побічного продукту виробництва капролактаму. Виявлені шляхи використання шламів хімводоочищення ТЕЦ для нейтралізації відпрацьованих розчинів виробництва капролактаму. Обґрунтовано можливість подальшого застосування продукту нейтралізації вказаних відходів в якості добрива при меліорації техногенно порушених ґрунтів.

Постановка проблеми

Необхідність утилізації відходів різних галузей виробництва в Україні в наш час набула значної актуальності. Промислові відходи – один з найбільш значних факторів забруднення навколишнього середовища та негативного впливу на всі його компоненти. У виробничій сфері країни із застарілими технологіями й обладнанням спостерігається чітка тенденція щодо збільшення обсягів накопичення відходів у навколишньому середовищі (на звалищах і на територіях підприємств). Це призводить до забруднення підземних і поверхневих вод, погіршення стану атмосферного повітря, земельних, водних, інших природних ресурсів та об'єктів природи. Комплексна утилізація відходів дозволить збільшити ефективність технологічного процесу і скоротити витрати на його здійснення.

Шлами хімводоочищення (ХВО) – відходи теплоелектроцентралі (ТЕЦ) є комплексними забруднювачами ґрунту, атмосфери, ґрунтових вод. Карбонат кальцію, який складає більше 80 % сухого шламу, засолює ґрунти. Органічна речовина шламу розкладається і забруднює повітря вуглекислим газом – основною складовою формування парникового ефекту. Просочуючись в ґрунтові води, карбонати підвищують жорсткість ґрунтових і поверхневих вод. Шлами ХВО з вмістом органічної речовини більше 10 % забруднюють атмосферу вуглекислим газом та аміаком. Накопичення шламових відходів ХВО складає до 5 тис. т на рік для ТЕЦ середньої потужності і більше 1 млн т – по Україні, більше 20 млн т накопичено на звалищах (після висушування до залишкового вмісту вологи 30 %).

Потенційною загрозою для довкілля є також накопичення промислових відходів на територіях підприємств, зберігання яких неможливе на санкціонованих промислових звалищах та у шламосховищах. Прикладом таких відходів є побічний продукт виробництва капролактаму, обсяги накопичення якого на Черкаському ПАТ «Азот» складають 5 тис. т. На переважній більшості підприємств хімічної промисловості, у тому числі Черкаському ПАТ «Азот», склалася критична ситуація з накопиченням і складуванням рідких відходів, а саме розчинів, що містять $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, у зв'язку з обмеженням можливостей їх зберігання на вказаних підприємствах [1]. На даний час єдиною альтернативою виводу таких розчинів з технологічного процесу є їх утилізація [2], хоча на споріднених підприємствах практикується постійне виведення з системи забруднених розчинів на установку нітриденітрифікації або повернення забруднених розчинів на стадію екстрагування розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ трихлоретиленом, підтримуючи тим самим постійний оптимальний вміст органічних домішок в технологічному процесі на протязі досить тривалого часу. Однак, не завжди потужності установок нітриденітрифікації та екстрагування дозволяють проводити такі операції і через це спостерігається накопичення вказаного відходу на підприємствах.

У зв'язку з цим обґрунтування можливостей технологічного рішення питання сумісної переробки шламових відходів процесу водоочищення теплоелектростанцій і рідкого побічного продукту виробництва капролактаму є актуальним науково-практичним завданням і доцільним з економічної точки зору.

Мета роботи

Метою роботи є визначення шляхів сумісної утилізації відходів Кременчуцької теплоелектроцентрالی – шламу та рідкого побічного продукту виробництва капролактаму Черкаського ПАТ «Азот» для зниження антропогенного впливу на навколишнє середовище з урахуванням еколого-економічних аспектів охорони довкілля.

Постановка задач

Враховуючи викладене, для вирішення цієї проблеми були поставлені наступні задачі:

1. проаналізувати хімічні властивості побічного продукту виробництва капролактаму на Черкаському ПАТ «Азот» і шламу хімводоочищення Кременчуцької ТЕЦ;
2. теоретично обґрунтувати можливості технологічного рішення для сумісної утилізації вищевказаних відходів;
3. розрахувати оптимальну дозу шламу ХВО для нейтралізації побічного продукту виробництва капролактаму.

Об'єктом дослідження є система взаємодіючих речовин: шламові відходи процесу хімводоочищення Кременчуцької ТЕЦ і рідкого побічного продукту виробництва капролактаму на Черкаському ПАТ «Азот» шляхом нейтралізації.

Предмет дослідження – умови, за яких відбувається взаємодія між вищевказаними речовинами в залежності від зовнішніх чинників.

Виклад основного матеріалу дослідження

При виробництві капролактаму утворюється розчин амоній сульфату $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (в процесі нейтралізації вільної сульфатної кислоти, яка виділяється при оксимуванні циклогексанону, та обробці перегрупованого продукту капролактаму аміачною водою з масовою часткою амоніаку 23-25 %).

Розчин амоній сульфату з масовою часткою основного компонента 38-42 %, який утворюється в цеху капролактаму, піддається випарюванню та кристалізації з наступним центрифугуванням і сушінням кристалічного амоній сульфату. При переробці розчинів $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ відбувається накопичення високо киплячих органічних домішок в системі більше ніж 70000 мгО/дм^3 ($8,6 \text{ г/дм}^3$ по олігомерах капролактаму $\text{C}_6\text{H}_{11}\text{NO}$) розчин виводиться в сховища «брудних» розчинів. В результаті переробки таких розчинів (випарювання, кристалізація, центрифугування та сушіння продукту) утворюється некондиційний кристалічний $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$. Протягом кількох циклів такої переробки концентрація органічних домішок сягає $300000\text{-}400000 \text{ мгО/дм}^3$ ($37\text{-}49 \text{ г/дм}^3$ по олігомерах лактаму) і подальша кристалізація солі з таких розчинів стає практично неможливою. На даний час єдиною альтернативою виводу таких розчинів з технологічного процесу є їх утилізація, хоча на споріднених підприємствах практикується постійне виведення з системи забруднених розчинів на установку нітриденітрифікації або повернення забруднених розчинів на стадію екстрагування розчину $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ трихлоретиленом, підтримуючи тим самим постійний оптимальний вміст органічних домішок в технологічному процесі на протязі досить тривалого періоду часу. Однак не завжди потужності установок нітриденітрифікації та екстрагування дозволяють проводити такі операції.

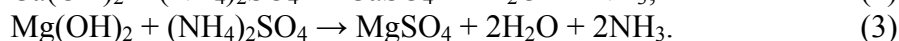
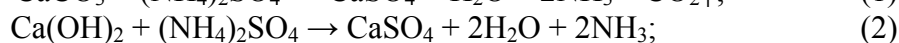
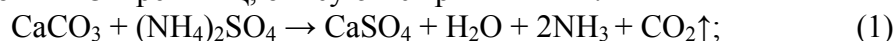
Отже, продукт після річного циклу його концентрування, якісні показники якого наведені в табл. 1, необхідно утилізувати.

Таблиця 1. Якісні показники розчинів $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ і забруднених маточних розчинів

Назва компонента	Розчин $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (оксимний)	Розчин $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (лактамний)	Розчин $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ маточний, забруднений органічними домішками
Масова частка $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$, %	38-42	38-42	35-43
Масова частка циклогексанону, %	0,01	-	-
Масова частка капролактаму, %, не більша ніж	-	0,15	0,2-1,5
Масова частка трихлоретилену, %, не більша ніж	-	0,1	відс.
Масова концентрація органічних домішок (ХПК), мгО/дм ³ , не більша ніж	-	4000	400000

Виробничі відходи – розчини $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ й забруднені маточні розчини, які містять сульфатну кислоту (продукт гідролізу амоній сульфату), є хімічно агресивною рідиною (рН = 4,3). Тому для реалізації технологічних етапів переробки та утилізації вказаного рідкого відходу за технологією передбачається процес нейтралізації розчину. В якості лужного агента для нейтралізації розчинів у роботі запропоновано використання шламу ХВО ТЕЦ. За результатами попередніх досліджень цей шлам ТЕЦ як лужний агент ефективно був використаний у технологіях утилізації інших промислових відходів для нейтралізації сірчаноокислих рідких відходів, а саме сірчаноокислих промивних вод регенерації катіонітових фільтрів теплоелектроцентралі та сірчаноокислих акумуляторних відходів [3, 4].

Згідно з хімічним складом шламу ХВО теплоелектроцентралі, який наведений у табл. 2, основні процеси, які відбуваються при нейтралізації розчинів виробництва капролактаму шламом ХВО КремТЕЦ, описуються рівняннями:

**Таблиця 2.** Хімічний склад шламу хімводоочищення Кременчуцької ТЕЦ

Компоненти шламу, %											
SiO ₂	TiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	CaO	MgO	Na ₂ O	K ₂ O	P ₂ O ₅	SO ₃	ппп
4,11	0,07	0,74	6,55	-	46,82	2,23	0,13	0,0	-	0,85	38,50

Як видно з цих рівнянь, на нейтралізацію 1 моль амоній сульфату необхідно витратити 1 моль однієї з наступних речовин, що містяться в шламі ХВО Кременчуцької ТЕЦ: кальцій карбонату, кальцій гідроксиду чи магній гідроксиду.

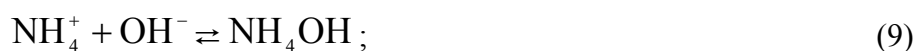
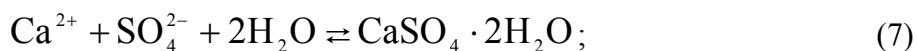
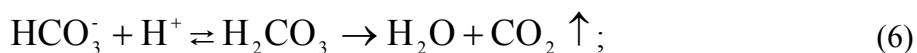
За результатами стехіометричних розрахунків кількість речовини кальцію і магній гідроксиду відповідно складають 8,25 і 0,56 моль/кг шламу.

Загальна кількість гідроксидів і карбонатів лужноземельних металів в шламі ХВО складає 8,81 моль/кг. Оскільки кількість $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ у відходах виробництва капролактаму складає приблизно 40 % (3,03 моль/кг), а стехіометричне співвідношення реагентів при

нейтралізації 1:1, то на 1 масову частку відходів виробництва капролактаму необхідно 0,344 масової частки шламу хімводопідготовки.

Експериментальні дані показали, що стехіометричне співвідношення реагентів при нейтралізації не зберігається. Реакція середовища є лужною внаслідок виділення амоніаку.

Для розрахунку необхідної пропорції для досягнення нейтральної реакції опишемо хімічні рівноваги, які мають місце в суміші. Всі елементарні хімічні процеси, що при цьому відбуваються:



Параметри моделі, що описує рівновагу в системі, наведено нижче.

Концентрації іонів (речовин) при нейтралізації, моль/дм³: $[\text{H}^+]$, $[\text{OH}^-]$, $[\text{NH}_4^+]$, $[\text{NH}_4\text{OH}]$, $[\text{Ca}^{2+}]$, $[\text{SO}_4^{2-}]$, $[\text{HSO}_4^-]$, $[\text{CO}_3^{2-}]$, $[\text{HCO}_3^-]$, $[\text{CO}_2]$.

Кількості речовини (моль), усереднені на одиницю об'єму рідини: n_{CaCO_3} , n_{CaSO_4} ; n_{CO_2} (виділилося).

Відповідні до концентрації активності іонів, моль/дм³: a_{H^+} , a_{OH^-} , $a_{\text{NH}_4^+}$, $a_{\text{Ca}^{2+}}$, $a_{\text{SO}_4^{2-}}$, $a_{\text{HSO}_4^-}$, $a_{\text{CO}_3^{2-}}$, $a_{\text{HCO}_3^-}$.

Рівняння, що описують рівновагу, наведено нижче.

Константи дисоціації:

$$K_{\text{NH}_4\text{OH}} = \frac{a_{\text{NH}_4^+} a_{\text{OH}^-}}{[\text{NH}_4\text{OH}]} = 1,77 \cdot 10^{-5}; \quad (11)$$

$$K_{\text{H}_2\text{SO}_4} = \frac{a_{\text{H}^+} a_{\text{SO}_4^{2-}}}{a_{\text{HSO}_4^-}} = 1,2 \cdot 10^{-2}; \quad (12)$$

$$K_{\text{H}_2\text{CO}_3} = \frac{a_{\text{H}^+} a_{\text{CO}_3^{2-}}}{a_{\text{HCO}_3^-}} = 4,69 \cdot 10^{-11}; \quad (13)$$

$$K_{\text{H}_2\text{CO}_3} = \frac{a_{\text{H}^+} a_{\text{HCO}_3^-}}{[\text{CO}_2]} = 4,45 \cdot 10^{-7}; \quad (14)$$

$$K_w = a_{\text{H}^+} a_{\text{OH}^-} = 1,008 \cdot 10^{-14}. \quad (15)$$

Добутки розчинності:

$$\text{ДР}_{\text{CaCO}_3} = a_{\text{Ca}^{2+}} a_{\text{CO}_3^{2-}} = 3,8 \cdot 10^{-9} \quad (16)$$

$$\text{ДР}_{\text{CaSO}_4} = a_{\text{Ca}^{2+}} a_{\text{SO}_4^{2-}} = 2,5 \cdot 10^{-9} \quad (17)$$

Рівняння матеріального балансу мають вигляд:
для кальцію:

$$n_{\text{CaCO}_3} + [\text{Ca}^{2+}] + n_{\text{CaSO}_4} = \text{const}; \quad (18)$$

для сульфуру:

$$[\text{SO}_4^{2-}] + [\text{HSO}_4^-] + n_{\text{CaSO}_4} = \text{const}; \quad (19)$$

для нітрогену:

$$[\text{NH}_4^+] + [\text{NH}_4\text{OH}] = \text{const}; \quad (20)$$

для карбону:

$$n_{\text{CaCO}_3} + [\text{CO}_3^{2-}] + [\text{HCO}_3^-] + n_{\text{CO}_2} = \text{const}. \quad (21)$$

Умова виділення карбон(IV) оксиду:

$$[\text{CO}_2] = P_{\text{CO}_2}, \quad (22)$$

де, P_{CO_2} – істинна розчинність вуглекислого газу.

Для розрахунку необхідної кількості шламу ХВО ТЕЦ при нейтралізації ним побічного продукту виробництва капролактаму використаємо наступне положення: розчини карбон(IV) оксиду та кальцій сульфату є насиченими.

Активність іонів гідроксиду визначаємо з рівняння:

$$a_{\text{OH}^-} = \frac{K_w}{a_{\text{H}^+}}. \quad (23)$$

Активність іонів гідрокарбонатів знаходимо з рівняння:

$$a_{\text{HCO}_3^-} = \frac{K_{\text{H}_2\text{CO}_3} [\text{CO}_2]}{a_{\text{H}^+}}. \quad (24)$$

Активність іонів карбонату знаходимо із співвідношення:

$$a_{\text{CO}_3^{2-}} = \frac{K_{\text{H}_2\text{CO}_3} a_{\text{HCO}_3^-}}{a_{\text{H}^+}}. \quad (25)$$

Активність іонів кальцію, оскільки розчин насичено кальцій карбонату знайдемо зі співвідношення:

$$a_{\text{Ca}^{2+}} = \frac{DP_{\text{CaCO}_3}}{a_{\text{CO}_3^{2-}}}. \quad (26)$$

Активність іонів сульфату знайдемо з добутку розчинності кальцій сульфату:

$$a_{\text{SO}_4^{2-}} = \frac{DP_{\text{CaSO}_4}}{a_{\text{Ca}^{2+}}}. \quad (27)$$

Активність іонів гідросульфату знайдемо із співвідношення:

$$a_{\text{HSO}_4^-} = \frac{a_{\text{H}^+} a_{\text{SO}_4^{2-}}}{K_{\text{H}_2\text{SO}_4}}. \quad (28)$$

Концентрації іонів амонію та гідроксиду амонію знаходимо з константи дисоціації гідроксиду амонію і матеріального балансу для азоту:

$$[\text{NH}_4\text{OH}] = \frac{\Sigma N}{1 + \frac{K_{\text{NH}_4\text{OH}}}{f_{\text{NH}_4^+} a_{\text{OH}^-}}}; \quad (29)$$

$$[\text{NH}_4^+] = \Sigma N - [\text{NH}_4\text{OH}], \quad (30)$$

де, ΣN – загальний вміст нітрогену в розчині;
 $f_{\text{NH}_4^+}$ – коефіцієнт активності іонів амонію;
 a_{OH^-} – активність гідроксид-іонів.

Для знаходження концентрацій іонів підбираємо необхідну іонну силу розчину.
 Результати розрахунків концентрацій іонів наведено в табл. 3.

Таблиця 3. Концентрації іонів у розчині при нейтралізації

Компонент	Концентрація, моль/дм ³
H ⁺	$2,35 \cdot 10^{-7}$
OH ⁻	$2,368 \cdot 10^{-7}$
NH ₄ ⁺	6,05
NH ₄ OH	$1,47 \cdot 10^{-2}$
CO ₂	$6,22 \cdot 10^{-3}$
HCO ₃ ⁻	$6,50 \cdot 10^{-2}$
CO ₃ ²⁻	$3,95 \cdot 10^{-4}$
Ca ²⁺	$8,92 \cdot 10^{-3}$
SO ₄ ²⁻	2,60
HSO ₄ ⁻	$1,67 \cdot 10^{-6}$
CaCO ₃	0,438
CaSO ₄	0,429

Отже, на 1 дм³ відпрацьованого розчину необхідно витратити 0,438 моль карбонату кальцію або еквівалентних йому речовин. Вираховуючи, що їх вміст в шламi ХВО ТЕЦ складає 8,81 моль/кг, можна визначити, що для досягнення рН = 7 на 1 дм³ відпрацьованого розчину витрачається 49,7 г шламy ХВО ТЕЦ.

Осад – продукт реакції нейтралізації побічного продукту виробництва капролактаму шламом хiмводоочищення КремТЕЦ, містить близько 93 % гіпсу в перерахунку на абсолютно суху масу осаду й збагачений мікроелементами.

Згідно попередніх досліджень щодо застосування шламy в якості лужного агента при переробці виробничих хiмічно агресивних розчинів, осад, отриманий в технології нейтралізації, основним компонентом якого був гіпс, запропоновано для використання в якості добрива або сировини для виробництва будівельних матеріалів [5]. На сьогоднішній день існують технології виготовлення з відпрацьованих маточних розчинів виробництва капролактаму азотно-фосфорних добрив з використанням фосфоритів [6].

Нами запропоновано застосування осаду – продукту сумісної утилізації шламy хiмводоочищення Кременчуцької теплоелектроцентралі та рідкого побічного продукту виробництва капролактаму Черкаського ПАТ «Азот» в якості гіпсвмісного матеріалу для підвищення родючості деградованих і меліорації засоленних ґрунтів.

Висновки

1. Обґрунтовано можливість технологічного рішення сумісної переробки відходів ТЕЦ і побічного продукту виробництва капролактаму;

2. Встановлена можливість використання шламів хімводоочищення ТЕЦ з метою нейтралізації відпрацьованих розчинів виробництва капролактаму. Необхідна кількість шламу ХВО ТЕЦ складає 49,7 кг на 1м³ розчину.

3. Відходи виробництва капролактаму містять амоній сульфат, а шлам водоочищення – значну кількість мікроелементів, що обумовлює можливість подальшого застосування продукту нейтралізації вказаних відходів в якості добрива при меліорації техногенно порушених ґрунтів.

1. Бойко В. І. Утилізація забруднених маточних розчинів виробництва капролактаму на ВАТ «Азот» / В. І. Бойко, Я. Д. Король, Ю. А. Шафорост // Наук. зап. Тернопільського НПУ ім. Володимира Гнатюка. – 2009. – Вип. 15. – С. 21-25.

2. Корнієнко Я.М. Виробництво гранульованих азотно-фосфорних добрив / Я.М. Корнієнко // Эко-технологии и ресурсосбережение. – 2001. – №3. – С. 35-39.

3. Зюман Б.В. Перспективи сумісної утилізації відходів хімводопідготовки ТЕЦ / Б.В. Зюман, А.В. Пасенко, С.К. Сніжченко. В.С. Пятак // Нові технології. Наук. вісн. КУЕІТУ. – 2011. – № 1(31). – С. 120-123.

4. Пасенко А.В. Нейтралізація кислотомісних акумуляторних відходів шламом хімводопідготовки ТЕЦ / А.В. Пасенко, Б.В. Зюман, І.І. Широкова // Нові технології. Наук. вісн. КУЕІТУ. – 2006. – № 2 (12). – С. 254-257.

5. Пасенко А.В. Перспективи меліорації ґрунтів Полтавського району / А.В. Пасенко, Б.В. Зюман, І.І. Широкова // Нові технології. Наук. вісн. КУЕІТУ. – 2006. – № 1(11). – С. 211-216.

6. Корнієнко Я.М. Утилізація промислових відходів через створення технології виробництва нових добрив для екологічно безпечного землеробства : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра техн. наук : спец. 21.06.01 – «Екологічна безпека» / Я.М. Корнієнко. – Київ, 2003. – 37 с.

А.В. Пасенко, О.В. Мазницкая, В.Е. Труш, В.И. Орел

ПЕРСПЕКТИВЫ СОВСМЕСТНОЙ УТИЛИЗАЦИИ ОТХОДОВ ПРОИЗВОДСТВА КАПРОЛАКТАМА И ПРОЦЕССА ВОДООЧИСТКИ ТЭЦ

Рассмотрен вопрос совместной утилизации отходов ТЭЦ и побочного продукта производства капролактама. Выявлены пути использования шлама химводоочистки ТЭЦ для нейтрализации отработанных растворов производства капролактама. Обоснована возможность последующего применения продукта нейтрализации указанных отходов в качестве удобрения при мелиорации техногенно нарушенных почв.

A.V. Pasenko, O.V. Maznitska, V.E. Trush, V.I. Orel

PROSPECTS OF COMBINED WASTE UTILIZATION FROM PRODUCTION OF KAPROLACTAM AND PROCESS OF WATER PREPARATION OF HEAT ELECTROPOWER STATION

The question of compatible utilization of wastes of heat electropower station and by-product of production of kaprolactam are considered. The possibility of sludge use of chemically water preparation of heat electro power station for neutralization of exhaust solutions of production of kaprolactam is established. Possibility of feature slime use of product of neutralization of the waste like a fertilizer during land-reclamation of the technogenic broken soils is proved.

Ю.Г. ФЕДОРЕНКО, Г.П. ЗАДВЕРНЮК, Г.П. ПАВЛИШИН

Государственное учреждение “Институт геохимии окружающей среды НАН Украины”, г. Киев

НАБУХАНИЕ ГЛИНОПОЛИМЕРНЫХ НАНОКОМПОЗИТОВ ПОД ДАВЛЕНИЕМ

Исследовано набухание под давлением глинополимерных нанокompозитов внедрения с содержанием 62,5 % бентонита и 32,1 % полиакриламида. Показано, что с увеличением давления степень набухания снижается и при давлении 25–30 кПа практически прекращается.

Введение

Барьерные материалы во многих случаях включают две компоненты: набухающую и балластную. В качестве первой используются набухающие глины (Na-бентонит), балластную компоненту представляют песок, щебень и т.д.

В последнее время в качестве набухающей компоненты, как перспективные, рассматриваются глинополимерные композиты и нанокompозиты внедрения, которые при контакте с водой увеличивают свою массу (набухают) в десятки и сотни раз [1, 2].

В составе геохимического или гидроизолирующего барьера частицы глинополимерных материалов испытывают давление вышележащих слоев, поэтому в данные о свободном набухании частиц композитов в этом случае должны быть внесены изменения.

Глинополимерные нанокompозиты подразделяются на два вида: нанокompозиты расслоения и нанокompозиты внедрения. В первом случае количество глины (монтмориллонита) обычно составляет около 4%, и находится она в нанокompозите в виде расслоенных кристаллитов, распределенных в полимерном объеме [3–6].

Для нанокompозитов внедрения характерно размещение фрагментов полимерной сетки между слоями кристаллитов без их расслоения. Кроме того, часть объемношпигитой полимерной компоненты (полимерных цепочек) располагается между кристаллитами. Такая структура обладает способностью в значительном количестве поглощать воду и водные растворы солей (набухать) [1, 2, 7]. Свойства нанокompозитов внедрения во многом зависят от разновидности используемых глин и полимеров, а также от их соотношения и режимов полимеризации. Доля минеральной компоненты в этих нанокompозитах может варьировать в широких пределах. В настоящее время изучено свободное набухание композитов с содержанием минеральной компоненты (различных глинистых минералов) до 40% [1]. Нанокompозиты с содержанием минеральной компоненты более 60% привлекают внимание низкой стоимостью при сохранении достаточно высоких показателей набухания. Изучение набухания этих нанокompозитов, представленных частицами массой 15 мг и 60 мг показало, что частицы таких размеров имеют степень повторного свободного набухания, превосходящую первичное и сохраняют свойство многократного набухания после высыхания [7].

При свободном набухании частицы нанокompозита не имеют ограничения ни в количестве жидкости, входящей под действием осмотических сил в частицы, ни в пространстве, которое заполняют набухающие частицы. Если к системе частиц приложено механическое давление, то набухание частиц ограничивается. Изучение поведения нанокompозитов внедрения с содержанием минеральной компоненты более 60% под давлением ранее практически не рассматривалось. Последнее обстоятельство определило цель данной работы.

Объекты и методы

Глинополимерный наноккомпозит внедрения (К-49) был получен путем свободнорадикальной полимеризации акриламида в глинистой суспензии черкасского бентонита. Предварительно в кристаллитах монтмориллонита (основного минерала бентонита) проводилась замена межслоевых катионов Ca^{2+} и Mg^{2+} на катионы Na^+ . Впоследствии катионы Na^+ замещались на молекулы акриламида, которые внедрялись в межслоевое пространство, но кристаллиты не расслаивали, а увеличивали межплоскостное расстояние [7].

В качестве сшивающего агента использовался N, N' – метиленбисакриламид. Окислительно-восстановительные условия полимеризации создавались персульфатом аммония и аскорбиновой кислотой.

В сухом виде наноккомпозит содержал бентонита – 62,4%, акриламида – 32,1%. Остальные: N, N' - метиленбисакриламид, персульфат аммония и др. вещества составляли 5,5 %. Размер частиц образца для проведения опытов был $0,4 \div 0,6$ мм.

Предварительные опыты, проведенные методом «Enslin» показали, что в дистиллированной воде изучаемый образец имел степень свободного набухания 69 мл/г.

Давление набухания наноккомпозита определялось исходя из следующих соображений. Если ограничить боковое перемещение набухающих частиц, то при набухании образец будет увеличиваться в одном (вертикальном) направлении. В этом же направлении можно регистрировать давление при ограничении ячейками сетки и стенками емкости пространства для набухания. Так как на образец действует нагрузка, создающая одноосное сжатие, а образец имеет контакт с водой, то давление набухания будет преодолевать давление нагрузки до тех пор, пока они не выравняются. С учетом этих соображений было собрано простое устройство, за основу которого была взята конструкция одометра, видоизмененная с учетом того, что при набухании объем образца увеличивается в десятки раз, а при значительном набухании механическая прочность частиц уменьшается настолько, что они могут раздавливаться, смыкаться одна с другой и ограничивать проникновение воды к частицам внутри образца. Схема прибора приведена на рис. 1.

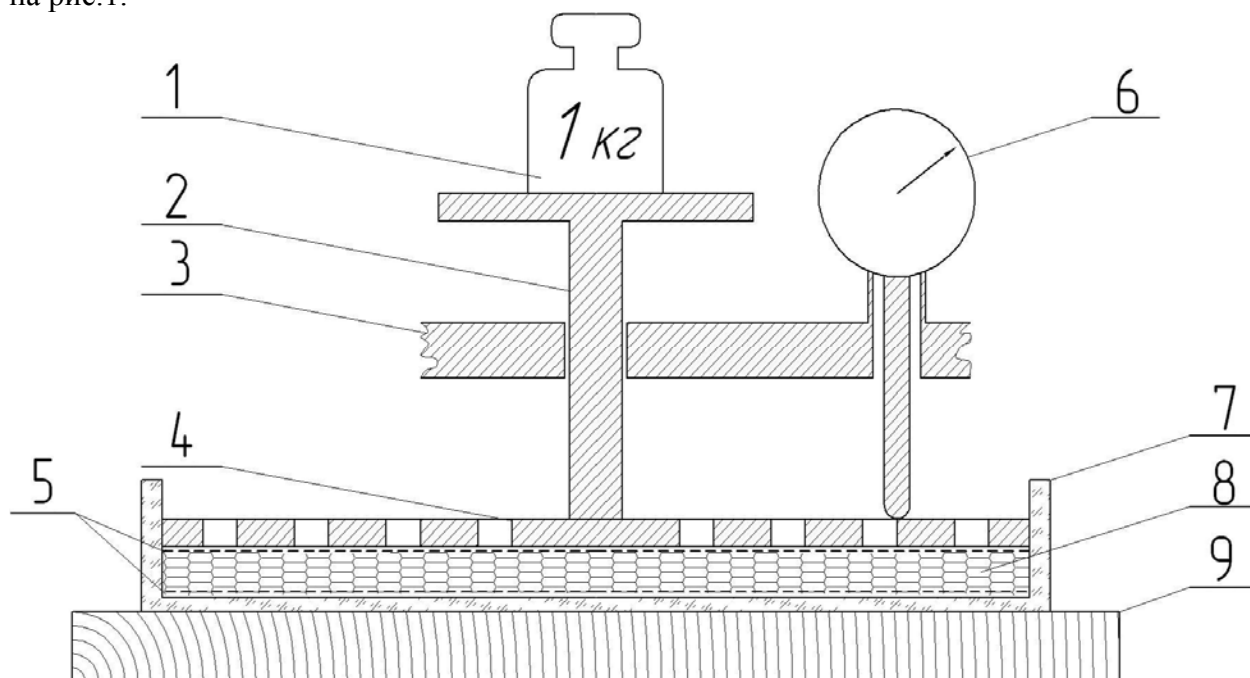


Рис. 1. Схема прибора для изучения набухания

Обозначения на схеме: 1 – нагрузка, 2 – плунжер, 3 – направляющие, 4 – пластина с отверстиями, 5 – сетки, 6 – мессура, 7 – емкость, 8 – образец, 9 – основание.

Для опытов образец массой 1 г размещался в емкости между двумя сетками с размером ячеек 0,7 мм. Площадь сеток составляет 28 см². При насыпной плотности около 1 г/см³ образуется слой толщиной примерно 0,4 мм, часть которого входит в ячейки сеток, которые вплотную примыкают к внутренней стенке емкости.

После сборки сеток с образцом в емкости на верхнюю сетку устанавливается дополнительно жесткая пластина с отверстиями. Вся конструкция помещается под плунжер, соединенный с мессурой. Последняя выставляется в нулевое положение, после чего емкость заполняется водой и засекается время начала набухания. Как показала практика проведения экспериментов, первоначально происходит небольшое сжатие образца, обусловленное перегруппировкой частиц образца, получивших возможность, будучи смоченными, приобретать более выгодную позицию, так как толщина слоя образца не является строго постоянной по всей его плоскости.

Спустя несколько минут начинает регистрироваться подъем плунжера. Образец при этом имеет контакт с водой всей плоскостью благодаря системе сеток. Утечка образца через края сеток составляла 3–5% но, оказавшись в условиях свободного набухания, они существенно влияли на результат. Последнее учитывалось при завершении каждого опыта.

После окончания подъема плунжера, не снимая нагрузки, из емкости отсасывалась вода и удалялись частицы утечки, образец извлекался и взвешивался. Степень набухания по массе определялась из соотношения:

$$\alpha = \frac{m_{\text{наб}} - m_{\text{исх}}}{m_{\text{исх}}}, \quad (1)$$

где: α – степень набухания по массе, г/г; $m_{\text{исх}}$ – масса исходного образца; $m_{\text{наб}}$ – масса набухшего образца.

Результаты и обсуждение

В качестве примера на рисунке 2 приводятся кинетические кривые перемещения плунжера в зависимости от времени и давления. Полученные результаты представлены в табл. 1.

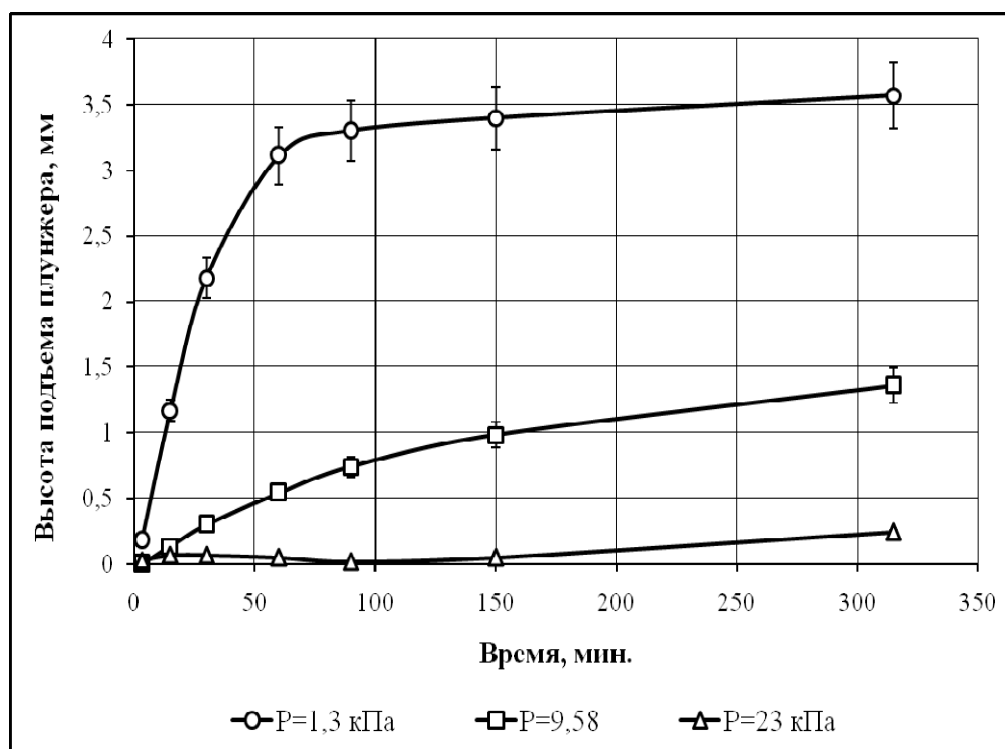


Рис. 2. Зависимость высоты подъема плунжера от времени и давления

Таблица 1. Зависимость максимального подъема плунжера и степени набухания от давления

№п./п	Давление, кПа	Подъем плунжера, мм	Степень набухания, г/г
1	1,3	3,57	19,0
2	1,3	3,65	14,5
3	1,3	3,48	14,5
4	2,4	2,85	21,5
5	2,4	2,64	20,1
6	4,6	1,86	19,4
7	6,3	1,64	14,8
8	7,4	1,41	10,3
9	9,6	1,43	10,3
10	9,6	1,41	10,3
11	16,8	0,91	12,8
12	16,8	1,32	9,9
13	23,0	0,31	6,0
14	23,0	0,05	5,0

Зависимость максимального подъема плунжера от давления показана на рис. 3.

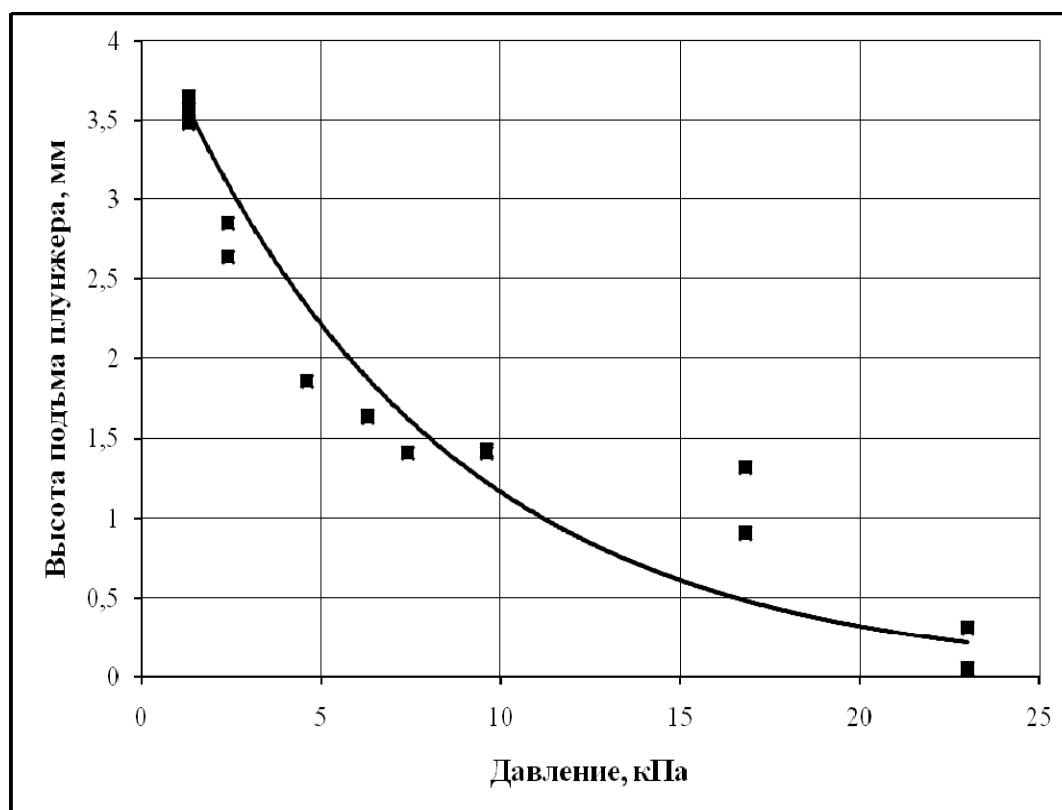


Рис. 3. Максимальный подъем в зависимости от давления

С коэффициентом корреляции $R = 0,88$ зависимость высоты подъема от нагрузки может быть представлена выражением:

$$h = 4,2 \cdot 10^{-0,056P}, \quad (2)$$

где: h – высота подъема плунжера в мм; P – давление на образец в кПа.

Приравняв $P=0$ получим, что максимальная высота подъема плунжера в отсутствии нагрузки составит 4,2 мм. Зная диаметр сеток, можно оценить объем образца, а отсюда приняв плотность образца около 1 г/см^3 и его степень набухания $\alpha = 17,8 \text{ г/г}$. Этот результат близок к экспериментально полученной степени набухания при малых

нагрузках. Из графика на рис. 3 также видно, что при одноосновном давлении в области 25–30 кПа подъем плунжера практически прекращается, т.е. частицы глинополимерного нанокompозита перестают набухать.

Зависимость степени набухания от давления (рис. 4) может быть представлена в виде:

$$\alpha = 32 - 3,34P + 0,01P^2, \quad R=0,63, \quad (3)$$

где: P – давление, кПа; α – степень набухания, г/г.

Наибольшие расхождения между вычисленными и экспериментальными значениями наблюдаются в области малых давлений (до 5 кПа), где отмечается сильное падение степени набухания. При дальнейшем повышении давления набухание снижается медленнее.

Равновесное давление набухания может быть вычислено из уравнения:

$$P = 29,7 - 1,86 \alpha + 0,02 \alpha^2, \quad R=0,87. \quad (4)$$

Из уравнения следует, что максимальное давление набухания до 29,7 кПа развивается в первые моменты набухания. Затем оно постепенно падает с увеличением степени набухания.

Существенно отметить, что в закрытом объеме, как только начинает увеличиваться степень набухания, сразу же одноосное давление набухания падает, т.е. достаточно набухший образец не может развивать большое одноосное давление. Все это относится к ситуации, при которой образец под давлением может получать воду в достаточном количестве, а набуханию препятствует только ограниченное механическим образом пространство. Если образец помещали в достаточно большой объем воды и создавали гидростатическое давление до 180 кПа, то молекулы воды проникали в образец между полимерными цепочками, что увеличивало объем образца, так же как и без гидростатического давления.

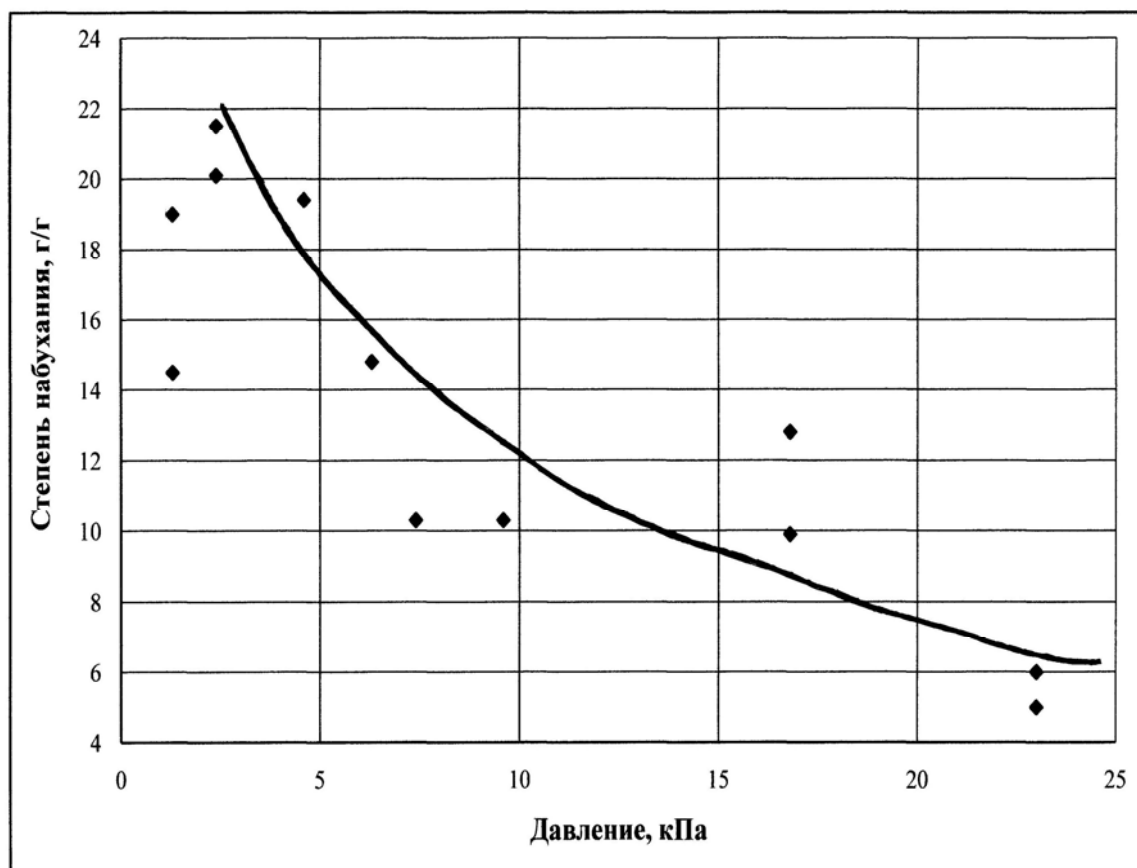


Рис. 4. Набухание образца К-49 в воде под давлением

Выводы

Набухание глинополимерных нанокомпозитов внедрения на основе объемношпиготого полиакриламида с содержанием более 60% черкасского бентонита зависит от механического давления на образец. С увеличением давления степень набухания снижается, а при давлении 25–30 кПа практически прекращается. Гидростатическое давление до 180 кПа на набухание нанокомпозитов не влияет. Эти результаты следует учитывать при конструировании геохимических и гидроизолирующих барьеров с использованием глинополимерных нанокомпозитов внедрения.

1. Zhang J., Wanga A. Study on superabsorbent composites. IX: Synthesis, characterization and swelling behaviors of polyacrylamide/clay composites based on various clays // *Reactive & Functional Polymers*. – 2007. – V.67, No 8. – P. 737–745.
2. Евсикова О.В., Стародубцев С.Г., Хохлов А.П. Синтез, набухание и адсорбционные свойства композитов на основе полиакриламидного геля и бентонита натрия // *Высокомолекулярные соединения. Серия А*. – 2002. – Т.44, №5. – С.802–803.
3. LeBaron P.C., Wang Z., Pinnavaia T.J. Polymer-layered silicate nanocomposites: an overview // *Applied Clay Science*. – 1999. – V.15. – P. 11 – 29.
4. Handbook of Clay Science: ed. by F.Bergaya, B.K.G. Theng and G.Lagaly. – Elsevier Ltd., 2006. – V.1. – 1224 p.
5. Sadok Letaief and Christian Detellier Clay–Polymer Nanocomposite Material from the Delamination of Kaolinite in the Presence of Sodium Polyacrylate // *Langmuir*, 2009. – V.25 (18). – P. 10975–10979.
6. Muh S. Wang, Thomas J. Pinnavaia Clay-Polymer Nanocomposites Formed from Acidic Derivatives of Montmorillonite and an Epoxy Resin // *Chem. Mater.* – 1994. – V.6 (4). – P. 468–474.
7. Федоренко Ю.Г., Розко А.Н., Туронок О.И., Дяченко Е.В. Нанокомпозиты внедрения с высоким содержанием минеральной компоненты // *Минералогический журнал*. – 2010. – Т.32, №1. – С. 45 – 50.

Ю.Г. Федоренко, Г.П. Задвернюк, Г.П. Павлишин

НАБУХАННЯ ГЛІНОПОЛІМЕРНИХ НАНОКОМПОЗИТІВ ПІД ТИСКОМ

Досліджено набухання під тиском глинополімерних нанокомпозитів проникнення з вмістом 62,5 % бентоніту і 32,1 % поліакриламідю. Показано, що зі збільшенням тиску ступінь набухання знижується і при тиску 25–30 кПа практично припиняється.

Yu. G. Fedorenko, H.P. Zadvernyuk, H.P. Pavlychyn

SWELLING OF NANOCOMPOSITES CLAY-POLYMER UNDER PRESSURE

The swelling of intercalated nanocomposites clay-polymer with 62,5 % bentonite and 32,1 % polyacrylamide under pressure is investigated. It is shown that when pressure increasing the degree of swelling decreases and at the pressure of 25-30 kPa it stops practically.

О.А. УЛИЦЬКИЙ

НАК «Надра України», м. Київ

ФАКТОРИ ЕКОЛОГІЧНОГО РИЗИКУ ПІДПРИЄМСТВ ВУГІЛЬНОГО СЕКТОРУ ДЛЯ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

Розглянуті фактори екологічного ризику підприємств вугільного сектору для навколишнього середовища, запропоновано концептуальний підхід до визначення управління природоохоронною діяльністю на вугільних шахтах та складах розробки «Каталогу забруднених об'єктів».

Серед аспектів вирішення екологічної проблеми в вугільному секторі України і поступового скорочення ризиків, викликаних забрудненням, пов'язаних з гірничодобувною діяльністю шахт, є складання переліку забруднених об'єктів (шахт) і вироблення ефективних заходів. Зазначене вказує на необхідність проведення аналізу «стану забруднення», що стало би основою для вироблення і розгляду концептуального підходу (рис. 1) для сектору в цілому та визначення відповідальності за сучасний стан навколишнього середовища у місцях розміщення вугільних шахт [1].

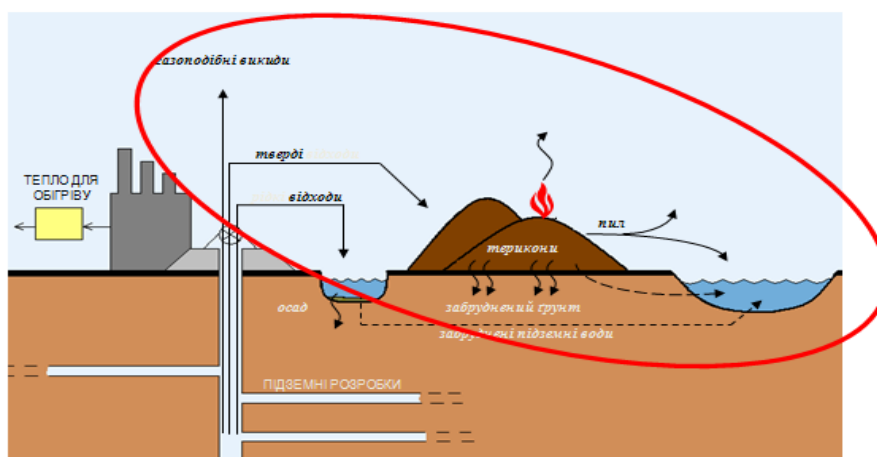


Рис. 1. Схема концептуального підходу до визначення управління природоохоронною діяльністю на вугільних шахтах (виділено овалом)

Бачимо, в рамках концептуального підходу, який ілюструється, визначено, що у процесі експлуатації шахт видобувається «продукт» (вугілля) та утворюються «бічні продукти», від яких необхідно позбавитись. До бічних продуктів видобутку належать: пуста порода, вода, яку відкачують із шахти з метою осушення для роботи в безпечних умовах, пластові гази (головним чином метан).

Враховуючи, що у минулому видалення цих відходів проводилось із недостатнім рівнем екологічної безпеки, зараз виникає необхідність оцінити відповідні наслідки, щоб можна було визначити заходи, необхідні для вирішення цих проблем.

З метою досягнення вищевказаної мети пропонується розробка «Каталогу забруднених об'єктів» для вугільного сектору. Інформація про стан забруднення може дозволити планування та фінансування комплексних заходів. Тому, розробка каталогу стану забруднення шахт (далі – Каталог) є одним із головних завдань для гірничих підприємств, і включає наступне:

- Підготовку формату для реєстрації даних про стан забруднення шахт згідно із

Європейськими стандартами – формат включає інформацію про розташування шахт (включно із мапою), про їх оточення (географічне, людське, технічне, тощо), очікуваний рівень забруднення і відповідні ризики;

- Встановлення факторів екологічної безпеки і розробку методології для оцінки ризику, який пов'язаний з роботою шахт;
- Визначення переліку пріоритетних шахт (з відповідною інформацією про забруднення), що потребують негайних заходів до реабілітації.

Факторами екологічного ризику вважаються чинники, що провокують або збільшують ймовірність розвитку певних негативних ефектів для навколишнього середовища та здоров'я населення, тому визначення пріоритетних факторів екологічного ризику має бути невід'ємною складовою екологічного управління на вуглевидобувних підприємствах [2].

Головними складовими реалізації відбору об'єктів (шахт) до Каталогу були: підготовка матриці рейтингової оцінки об'єктів; розробка стандартного формату, форми, критеріїв оцінки та повноту каталогу вугільних шахт; підготовка електронних таблиць у форматі MS Excel; відбір всіх об'єктів з ранжируванням за відносним рівнем екологічного ризику.

Оцінка проводилась для таких узагальнених факторів екологічного ризику як викиди в атмосферу, вивітрювання матеріалу з териконів та відвалів, забруднення води, порушення водного режиму, забруднення ґрунтів та порушення земної поверхні відносно їх впливу на стан навколишнього середовища.

Таким чином, метою Каталогу є надання доцільної інформації, яка дозволить розглянути можливі варіанти для обмеження негативних впливів та виявлення тих аспектів утворення відходів, які можна було б оптимізувати для скорочення експлуатаційних витрат з однозначним обмеженням впливу на довкілля.

Застосування Каталогу в цілях управління виробничою та природоохоронною діяльністю шахт дає необхідну інформацію для проведення оцінки за моделлю «джерело–маршрут–реципієнт» (ДМР) для кожного із потоків відходів, спостерігати за тенденціями та визначати їх. Такі тенденції дозволять підприємству працювати в умовах поліпшення контролю витрат, запровадження вдосконалених практичних методів, які можуть скоротити впливи та забезпечити додаткову економію коштів.

Вихідні дані Каталогу дають можливість класифікувати шахти і отримати рейтингову оцінку стану забруднення. В рамках моделі ДМР уразливими реципієнтами екологічного ризику є місцеві мешканці, місцеве природне середовище, тому необхідно визначити потенційне джерело для фактору екологічної небезпеки, викиди якого створюють ризики. Після цього визначають, чи існують реципієнти, які мають певну екологічну цінність і є чутливим для експозиції за таким ризиком, а далі визначають, чи пов'язана така чутливість із ризиком, чи пов'язані між собою ці фактори небезпеки та реципієнти процесом експозиції (маршрутом). Результати аналізу факторів наведені у таблиці 1.

Таблиця 1. Аналіз небезпеки: інтенсивність джерел впливу (у сумарних балах)

Виробниче об'єднання	Вугільна шахта	Загальний показник	Терикони (разом)	Скидання шахтної води	Проммайданчик та пов'язані з шахтою об'єкти	Санітарні стоки
"Антрацит"	"50-річчя Радянської України"	86	64	12	10	0
"Антрацит"	"Комсомольська"	304	284	12	8	0

Виробниче об'єднання	Вугільна шахта	Загальний показник	Терикони (разом)	Скидання шахтної води	Промайданчик та пов'язані з шахтою об'єкти	Санітарні стоки
"Антрацит"	"Крепінська"	90	54	6	30	0
"Антрацит"	"Партизанська"	112	92	0	20	0
"Артемвугілля"	"Гаєвого"	98	12	6	80	0
"Артемвугілля"	"Калініна"	140	60	0	80	0
"Артемвугілля"	"Леніна"	128	42	6	80	0
"Артемвугілля"	"Румянцева"	220	140	0	80	0
"Добропіллявугілля"	"Алмазна"	466	400	6	60	0
"Добропіллявугілля"	"Білицька"	84	72	0	12	0
"Добропіллявугілля"	"Добропільська"	96	36	0	60	0
"Добропіллявугілля"	"Новодонецька"	26	2	12	12	0

Як можна бачити з результатів аналізу небезпеки у наведеній вище таблиці, джерелом більшості пов'язаних з шахтами факторів впливу є терикони. Деякою мірою вони також пов'язані з відкачуванням шахтних вод для забезпечення безпеки праці під землею та скиданням цих вод на поверхні. В той же час, оскільки не всі дані були доступними, за межами оцінки, можливо, залишились деякі ключові джерела впливу, такі як просідання ґрунту та викиди метану. На наступній стадії аналізу отримані для шахт показники дозволили ранжирувати їх згідно із інтенсивністю потенційного впливу (таблиця 2), оскільки у випадку найвищого показника джерело можна вважати високоінтенсивним, маршрут дозволяє перенос впливу, а реципієнт безсумнівно піддавався експозиції для впливу джерела та йому імовірно загрожував ризик.

Таблиця 2. Ранжирування шахт за показником загальної інтенсивності факторів небезпеки (у сумарних балах)

Виробниче об'єднання	Вугільна шахта	Статус	Загальний показник
ДВЕК	"Челюскінців"	призначена для закриття	858
"Лісічанськвугілля"	"Мельникова"	експлуатується	534
"Донбасантрацит"	"Ізвестій"	експлуатується	476
"Добропіллявугілля"	"Алмазна"	експлуатується	466
"Донбасантрацит"	"Краснокутська"	експлуатується	370
"Шахтарськантрацит"	"Гловайська"	експлуатується	350
"Дзержинськвугілля"	"Торецька"	призначена для закриття	348
"Донбасантрацит"	"Княгінинська"	призначена для закриття	320
"Селидіввугілля"	"1-3 Новогродівська"	експлуатується	316
"Антрацит"	"Комсомольська"	експлуатується	304
"Донбасантрацит"	"Хрустальська"	зачинена або приватизована	302
ДВЕК	"Трудівська"	експлуатується	286
"Свердловантрацит"	"Свердлова"	призначена для закриття	280
ДВЕК	4-21	призначена для закриття	268
"Селидіввугілля"	"Курахівська"	експлуатується	236
"Свердловантрацит"	"Червоний партизан"	експлуатується	235
"Донбасантрацит"	"Краснолучська"	експлуатується	224

Виробниче об'єднання	Вугільна шахта	Статус	Загальний показник
"Дзержинськвугілля"	"Південна"	зачинена або приватизована	224
"Орджонікідзевугілля"	"Булавінська"	експлуатується	224
"Свердловантрацит"	"Центроспілка"	експлуатується	224
"Артемвугілля"	"Румянцева"	експлуатується	220
"Лісічанськвугілля"	"Новодружська"	експлуатується	220
"Орджонікідзевугілля"	"Ольховатська"	призначена для закриття	210
"Свердловантрацит"	"Харківська"	призначена для закриття	203

Після завершення оцінки всіх потоків відходів шахт та застосування до них коефіцієнтів зважування з метою консолідації загального впливу шахти, можна отримати загальний безрозмірний показник для кожної шахти, що проходила оцінку та ранжувати їх за цим показником (див. таблицю 2). Таким чином, шахти із найвищими показниками інтуїтивно вказуватимуть на необхідність пріоритетних заходів для скорочення впливу та пов'язаного з ним ризику. До десяти найпріоритетніших шахт належать такі: «Челюскінців», «Мельникова», «Ізвестій», «Алмазна», «Краснокутська», «Іловайська», «Торецька», «Княгининська», № 1-3 «Новгородівська», «Комсомольська».

Рівень впливу може коливатись у дуже широких межах в залежності від місцевих обставин. Антрацит, наприклад, не містить метану і відповідно для шахт, де видобувається антрацит, пов'язані з метаном впливи на довкілля відсутні. З іншого боку, існують шахти, з яких до навколишнього середовища виділяється декілька тисяч кубічних метрів метану на день, а це пов'язане із дуже суттєвим впливом на довкілля. Крім того, вугільні шахти можуть розміщуватись на малозаселених територіях, у сільськогосподарській або у лісовій місцевості, далеко від місцевих мешканців, або ж вони можуть знаходитись у центрах сіл, невеликих або ж навіть великих міст. Оскільки багато впливів вугільних шахт мають місцевий масштаб, то вплив шахт у містах буде набагато вищим ніж у малонаселеній місцевості. В той же час, ці впливи мають деякі спільні риси, які будуть характерними незалежно від місцевих обставин.

Прикладна класифікація ризиків

Екологічні ризики визначаються як потенційний сценарій майбутньої аварії, яка супроводжується впливом на природне та соціальне оточення. Аварія, яка впливає лише на шахтний майданчик, буде вважатись не екологічним ризиком, а ризиком для виробничої безпеки. Оцінку ризику проводять на основі чітко визначеного сценарію, що включає небезпеку, головну подію, яка призводить до створення загрози та супроводжується впливом на довкілля. Наприклад, як небезпеку можна класифікувати терикони; зсув породи у териконі можна вважати головною подією, яка може супроводжуватись поширенням матеріалу на сусідні ділянки і вплинути на якість ґрунту і води; впливаючи, таким чином, на сільськогосподарські угіддя та викликаючи збільшення вмісту зважених речовин у водоймах і впливаючи на умови життя водних організмів. Екологічний ризик – це не запланована подія, а подія аварійна і методів прогнозування місця та часу такої події не існує. Поширеною практикою є спроба виходити у припущеннях з імовірності, яку розраховують на базі зафіксованих раніше аварійних ситуацій [3].

У методі, яким ми користуємось, сценарії аварійних подій класифікуються наступним чином:

- **Реально можлива подія** – це подія, яка у минулому траплялась декілька разів у певному місці, наприклад, грязьові потоки на териконах;
- **Можлива подія** – це подія, яка траплялась раніше на певному об'єкті і часто траплялась раніше в Україні, наприклад, розливи бензину під час транспортних аварій;
- **Імовірна подія** – подія, яка траплялась раніше в Україні, наприклад, вибух на териконі;

- **Малоймовірна подія** – подія, яка ніколи не траплялась раніше в Україні і є кілька прикладів таких подій в інших місцях, наприклад, повний обвал терикону; або
- **Дуже малоймовірна подія** – якщо подія існує лише у вигляді теоретичного сценарію, хоча її можна уявити, вона досі ніколи не траплялась, наприклад, падіння літака на терикон з подальшим його займанням.

Відносна пріоритетність ризику визначалась наступним чином, згідно зі стандартною практикою управління промисловою та екологічною безпекою (див. наведену нижче матрицю оцінки екологічного ризику):

Малий ризик визначається як екологічний ризик у ситуації, коли наслідки аварії є малими, або коли малоймовірно, що аварія супроводжуватиметься помірним впливом.

Помірний ризик аварії визначається як ситуація, коли наслідки для довкілля є помірними, а імовірність аварії оцінюють у діапазоні від реально можливої до малоймовірної, або коли наслідки є суттєвими, а імовірність оцінюється від малоймовірної до дуже малоймовірної.

Високий ризик відноситься до ситуацій, коли вплив є суттєвим, а імовірність оцінюється у діапазоні від реально можливої до можливої.

Як і випадку впливів, малі ризики звичайно вважаються прийнятними.

У випадку помірних ризиків, потрібні прискіпливий аналіз ризику та заходи для його скорочення, включаючи профілактичні заходи та заходи виправлення ситуації. Якщо комбінація всіх цих заходів не призводить до скорочення ризику до низького рівня, то необхідно довести, що рівні ризику настільки низькі, наскільки це практично можливо.

Високі ризики є неприпустимими і потребують проведення негайних рішучих дій, щоб скоротити ризик до низького або (щонайменше) до помірної.

З попереднього розгляду можна зробити висновок, що у секторі вуглевидобування України існує чітко визначена необхідність встановити рівні ризику, пов'язані з видобуванням вугілля, оскільки вони впливають на культурне та природне довкілля. Коли скидання бічних продуктів видобутку вугілля створює умови для ризику і якщо можна показати, що може виникати високий рівень ризику, то необхідно визначити фактори небезпеки, які роблять свій внесок у цей ризик і імовірність виникнення такої ситуації. Це робиться наступним чином:

Ризик = сума (впливів небезпечного фактору x та імовірність виникнення)

Після проведення оцінки ризику необхідно запровадити заходи для його скорочення. Для скорочення ризику звичайно необхідні капітальні інвестиції та оцінка обсягу необхідних коштів. Ці питання розглядаються далі.

Оцінка рівнів ризику та забезпечення відповідного фінансування

Підхід до управління природоохоронною діяльністю на основі ризику зараз широко вважається більш економічно ефективним ніж намагання ліквідувати наслідки розливів/викидів небезпечних речовин у минулому, або навіть провести рекультивацію землі під вугільними териконами і повернути її до природного стану. Виходячи із усталених принципів оцінки ґрунту, які були розроблені для сектору будівництва та для гірничовидобувного сектору, можна формулювати концептуальні моделі для просторового/часового розподілу джерел забруднення, об'єктів впливу та маршрутів/бар'єрів з урахуванням відповідних невизначеностей. Така модель, яка ґрунтується на методології "джерело – маршрут – об'єкт", дає основу для наукової оцінки ризику та підтримує ціннісну оцінку ризику. Скорочення ризику шляхом видалення джерела або перекриття маршруту виграє від деталізованого геологічного розуміння та дає основу для надійних фінансових розрахунків.

Як показує наведена нижче матриця, небезпечні фактори, які створюють високі ризики та мають високу імовірність, потребують першочергового відповідного фінансування, оскільки в іншому випадку скорочення ризику може бути під загрозою. І навпаки, з іншої сторони спектру, ті небезпечні фактори, які створюють невисокі ризики та мають невелику імовірність, можуть зачекати на виділення фінансування для будь-яких необхідних капітальних робіт.

Таким чином, для териконів Донбасу з високим вмістом вугілля та сірки, розташованих неподалік від житлової забудови, небезпека займання, імовірність якої перевищує один раз на рік, призводить до ризику для здоров'я та безпеки місцевих мешканців, які проживають найближче до терикону. Додатковий небезпечний фактор – вітер під час горіння терикону – призводить до подальшого збільшення ризику, а відповідно вони вимагають першочергового та адекватного фінансування для проведення заходів скорочення ризику завдяки ліквідації небезпечних факторів – небезпеку спонтанного займання можна скоротити за рахунок виділення фінансування на нанесення покриття з глини, а небезпеку вітру можна скоротити або завдяки висадженню дерев, або завдяки встановленню фізичних бар'єрів, які відбивають вітер, або щонайменше скорочують його швидкість. Таким чином, забезпечується відповідне фінансування для скорочення ризику – див. загальну схему у наступній матриці.

Матриця оцінки екологічного ризику		Імовірність				
		реально	можливо	імовірно	малоймовірно	дуже малоймовірно
Наслідки	невеликі	низький ризик				
	помірні	помірний ризик				
	суттєві	високий ризик				

«Червона» зона (нижній овал) на цій діаграмі відповідає ситуації, коли фінансування для скорочення ризику повинно бути наявним до початку робіт з виправлення ситуації. Іншими словами, повинен виконуватись повний ланцюг заходів: проектування – ринковий розрахунок витрат – відбір підрядника; повинно виділятися необхідне фінансування і воно має бути доступним. Інша ситуація буде у «зеленій» зоні (верхній овал) на діаграмі – у цьому випадку на проміжному етапі повномасштабних змін, пов'язаних з реструктуризацією вугільного сектору в цілому, можна було б продовжити поточну практику неузгоджених заходів виправлення ситуації.

1. Астахов А.С. Экология: горное дело и природная среда / Астахов А.С., Малышев Ю.Н., Пучков Л.А. – М.: Изд-во Академии горных наук, 1999. – 367 с.
2. Демиденко А.О. Оцінка факторів екологічного ризику вуглевидобування: організація діяльності при обмеженому фінансуванні / Демиденко А.О., Улицький О.А., Коломієць Н.В. // Мат-ли 4-ої наук. конф. "Моніторинг навколишнього природного середовища: науково-методичне, нормативне, технічне, програмне забезпечення". – Коктебель, 2009. – С. 40-42.
3. Лисиченко Г.В. Природний, техногенний та екологічний ризики: аналіз, оцінка, управління / Лисиченко Г.В., Забулонов Ю.Л., Хміль Г.А. – К.: Наук. думка, 2008. – 541 с.

О.А. УЛИЦКИЙ

ФАКТОРЫ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО РИСКА ПРЕДПРИЯТИЙ УГОЛЬНОГО СЕКТОРА ДЛЯ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ

Рассмотрены факторы экологического риска предприятий угольного сектора для окружающей среды, предложен концептуальный подход к определению управления природоохранной деятельностью на угольных шахтах и составляющие разработки «Каталога загрязненных объектов».

O.A. YLYTSKIY

THE FACTORS OF ECOLOGICAL RISK OF THE COAL SECTOR FOR THE ENVIRONMENT

The factors of ecological risk from the enterprises of coal sector for the environment were examined. A conceptual approach to determine the environmental management at coal mines and development components of "Catalogue of contaminated objects" was proposed.

Наукове видання

**ТЕХНОГЕННО-ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА
ТА ЦИВІЛЬНИЙ ЗАХИСТ**

Випуск 4

Редактор: Лисиченко Г.В.
Художньо-технічні редактори: Мельник Ю.С.
Коректор: Фесай О.П.

Підписано до друку 19.12.2011р. Формат 60x84/8.
Гарнітура Times New Roman. Друк офсетний.
Умов. друк. арк. 19,5.
Тираж 100 прим. Замовлення № 42

СП ТОВ Видавництво «Християнська Зоря»,
вул. Бутиріна, 37-а, м. Кременчук, Україна, 39600
E-mail: pugach@sat.poltava.ua
тел. +38 (0536) 799610

Друкарня СП ТОВ Видавництва «Християнська Зоря»

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи
до державного реєстру ДК №656 від 01.11.2001р.