

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ
ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ
І ГЛОБАЛЬНОГО ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ
МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ
КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ТА ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

№ 3–4 (22), липень-грудень 2016 р.

Збірник наукових праць

Заснований у 2008 р.
Виходить 4 рази на рік

КИЇВ 2016

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ

Головні редактори **О.С. Волошкіна**, д-р техн. наук, проф.
О.М. Трофимчук, д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ

Члени редколегії:

Білявський Г.О.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Биченок М.М.,	д-р техн. наук
Довгий С.О.,	д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Калюх Ю.І.,	д-р техн. наук, проф.
Качинський А.Б.,	д-р техн. наук, проф.
Коржнев М.М.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Олійник О.Я.,	д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ
Павлишин В.І.,	д-р геол.-мін. наук, проф.
Радчук В.В.,	д-р геол. наук
Рудько Г.І.	д-р техн. наук, д-р геол.-мін. наук, д-р геогр. наук, проф.
Стрижак О.Є.,	д-р техн. наук
Удод В.М.,	д-р біол. наук, проф.
Шнюков С.Є.,	д-р геол. наук, проф.
Яковлев Є.О.,	д-р техн. наук

Рекомендовано до друку Вченою радою
Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 11 від 26.12.2016 р.)

Збірник наукових праць включено до Переліку наукових фахових видань України,
в яких можуть публікуватися результати дисертаційних робіт на здобуття
наукових ступенів доктора і кандидата наук за напрямом «технічні науки»
(Наказ Міністерства освіти і науки України від 22.12.2016 № 1604)

ОСНОВНІ ТЕМАТИЧНІ РОЗДІЛИ ЗБІРНИКА

- Екологічна безпека
- Інформаційні ресурси та системи
- Основи природокористування
- Дискусійні повідомлення

АДРЕСА РЕДАКЦІЇ

03186, м. Київ, Чоколівський бульв., 13,
Інститут телекомунікацій і глобального
інформаційного простору НАН України
Телефони: (044) 245-87-97
(044) 524-22-62
E-mail: itelua@kv.ukrtel.net

Свідоцтво про державну реєстрацію
КВ № 14146-3117 Р від 27.05.2008 р.

Електронна версія збірника в Інтернеті
міститься на сайті Національної
бібліотеки України ім. В.І. Вернадського

ЗМІСТ

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

Приходнюк В.В., Стрижак О.Є., Лебідь О.Г. Онтологічне представлення функціональності систем.....	5
Харламова О.В. Експериментальне дослідження способів підвищення рівня екологічної безпеки об'єктів гідросфери.....	24
Шабалін Б.Г., Злобенко Б.П., Бугера С.П., Закритний Є.Є. Швидкість міграції радіонуклідів із геологічного сховища радіоактивних відходів у кристалічних породах.....	30
Яремич А.В., Ісаєв С.Д. CFD моделювання поширення забруднюючих речовин атмосферного повітря в середовищі міської забудови.....	40
Ісмаїлова О.В., Волошкіна О.С. Аналіз впливу сонячної активності на показники зміни клімату в межах басейну річки Дністер.....	51

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

Телима С.В., Олійник Є.О. Методичні основи розрахунків динаміки ґрунтових вод на прилеглих до водосховищ та каналів територіях.....	57
Кулікова Д.В. Визначення рівня екологічної безпеки поверхневих водойм вугледобувного регіону за комплексом гідрохімічних показників якості води.....	70
Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Скідан В.В. Методологія розробки комплексу еколого-інженерних компенсаторних заходів зі зменшення антропогенного впливу на водні екосистеми (на прикладі системи озер «Опечень», м. Київ).....	81
Загородня С.А. Геоінформаційні технології для екологічної оцінки природно-заповідних територій	87

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

Каян В.П., Лебедь А.Г. Изменение климата и возобновляемая энергетика	94
Стефанишин Д.В. Удосконалення діагностичних моделей для прогнозування поведінки гребель, обладнаних автоматизованими системами моніторингу.....	111
Ригас Т.Є. Диференціація адміністративних територій Полтавської області за станом екологічної безпеки.....	122
РЕФЕРАТИ	128
ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ	135

CONTENTS

ENVIRONMENTAL SAFETY

Pryhodnyuk V.V., Stryzhak O.E., Lebid O.G. Ontological representation of systems functionality	5
Kharlamova O.V. Experimental study ways of improving of ecological danger of objects hydrosphere.....	24
Shabalin B.G., Zlobenko B.P., Bugera S.P., Zakrytny E.E. The rate of migration of radionuclides from the geological storage of radioactive waste in crystalline rocks.....	30
Yaremych A.V., Isaev S.D. CFD modeling of pollutants into the air in urban environment.....	40
Ismailova O., Voloshkina O. Analysis of the impact of solar activity on indicators of climate change on areas within the Dniester river basin	51

NATURAL RESOURCES

Telyma S.V., Oliynyk E.O. The methodic principles of the ground waters dynamic calculation on the adjacent to the reservoirs and the canals territories.....	57
Kulikova D.V. Determination of the level of environmental safety of surface reservoirs of coal-mining region on a complex of hydro-chemical indicators of water quality.....	70
Panasyuk I.V., Tomiltseva A.I., Zub L.M., Skidan V.V. The methodology of the development of complex environmental and engineering compensatory measures to reduce anthropogenic impact on aquatic ecosystems (the lakes system «Opechen» as an example, Kyiv).....	81
Zagorodnya S. Geographic information technology for environmental assessment natural-protected areas.....	87

INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

Kajan V.P., Lebid O.G. Climate change and renewable energy.....	94
Stefanyshyn D.V. Improving diagnostic models for forecasting the behavior of dams equipped with automated monitoring systems.....	111
Rigas T. E. Differentiation of administrative areas of Poltava region on degree of ecological safety.....	122
ABSTRACTS	128
INFORMATION ABOUT THE AUTHORS	135

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

УДК 004.5:004.6:004.89:007.51:528.933

В.В. ПРИХОДНЮК, О.Є. СТРИЖАК, О.Г. ЛЕБІДЬ

ОНТОЛОГІЧНЕ ПРЕДСТАВЛЕННЯ ФУНКЦІОНАЛЬНОСТІ СИСТЕМ

***Анотація.** Розглядаються умови формування онтологічних моделей на основі утворення з концептів предметної області класів термінополів. Введено та визначено функціональні властивості онтологічних перетворень. Формулюється та доводиться твердження щодо властивості двоїстості таких перетворень. Визначається поняття натуральної системи, як відображення функціональності онтології предметної області.*

У даній роботі описується технологія безперервної трансформації слабо структурованих масивів табличного виду в онтологічну систему, яка спроможна перетворюватися у відповідне ГІС-середовище. Наведено приклад таких перетворень для ArcGIS. Надано опис ІТ-ТОДС, засобами якого реалізуються онтологічні перетворення різних інформаційних моделей.

***Ключові слова:** онтологія, натуральна система, таксономія, двоїстість, бінарне відношення, упорядкованість, властивість.*

Вступ

Вирішення складних прикладних задач, що мають певну практичну значимість, багато в чому залежить від об'єктивності та достовірності інформації, яка використовується протягом всього процесу їх розв'язання. При цьому необхідно враховувати, що об'єкти (концепти), функціональні властивості яких визначають умови та етапи розв'язання більшості прикладних задач, можуть належати до різних за тематикою предметних областей (ПрО). Практично завжди у фахівця, який вирішує задачу, виникає необхідність в інтеграції інформації, яка використовується, і даних, які її характеризують, на основі тематичних властивостей інформаційних одиниць, що визначають обрану стратегію розв'язування.

Розв'язання цих проблем лежить у напрямках, пов'язаних зі створенням та використанням різноманітних засобів обробки інформації, як пасивної системи мережових знань, які здатні обробляти розподілені, політематичні, великі масиви даних і тим самим надавати певну допомогу фахівцю у функціональному забезпеченні, виборі та прийнятті конкретного рішення за заданою проблематикою.

З іншого боку, існуючі просторово розподілені масиви інформації потребують системних рішень стосовно найбільш природного для людини подання їх атрибутів, яке забезпечується за допомогою ГІС-технологій [1].

Таким чином, перспективним напрямком конструктивного забезпечення процесів вирішення широких класів практичних задач є розвиток процесів трансдисциплінарної інтеграції інформаційних ресурсів, як певного типу функціональної взаємодії інформаційних систем [2–4].

Умови онтологічних перетворень

Діяльність експертів у корпоративному інформаційному середовищі може бути представлена у вигляді системи – $S = \{\text{дія} \rightarrow \text{результати}\}$. Вказаний тип системи у літературі [5] визначається як натуральний – SN . Будь-яка натуральна система може бути представлена за умови існування не пустої множини можливих наборів дій – F [6–8]. Множину F далі будемо розглядати в якості кінцевої множини функцій інтерпретації, яка задана на певній предметній області (ПрО). Предметну область безпосередньо складають певні концепти та їх властивості.

Концепти складають множину $X = \{X_1, X_2, \dots, X_i, \dots, X_n\}$, а множина властивостей R утворюється множиною декартових добутків множини X самої на себе – $R = \prod_i^n X_i$.

Множина дій F може бути утворена декартовим добутком множин X і R – $F = X \times R$.

На основі наведеного справедливим є наступне твердження.

Твердження 1. Завжди можна знайти певний набір дій $F_k \subset F$, таких, що завжди існує хоча б одне непусте $f^i \in F_k$, таке, що існує також набір концептів X_j , для яких $f^i(x_1, x_2, \dots, x_n) \in F_k$. Тобто для елементів множини концептів X завжди знайдеться відповідний непустий набір дій з множини F .

Згідно з [5] такі множини можуть бути або замкнуті, або відкриті. Надалі ми будемо розглядати відкриті множини дій, тому що для кожної множини властивостей R у натуральній системі можливе визначення більш нового концепту x_{n+1} для множини X , такого, що існує додаткова властивість r' , яка забезпечує виконання правила $f^i(x_1, \dots, x_n, x_{n+1}) \in F_k$. Такий набір дій ми будемо згідно з роботами [3, 5] визначати як узгоджений.

Зазначимо, що якщо всі непусті декартові добутки множин X і R утворюють певну підмножину дій – $F_t \subset F$, які можуть бути представлені у вигляді певних тверджень, то на множині дій F можливо задати певну множину висловлювань, яка також утворює натуральну систему. Конструктивним у визначенні натуральної системи є той факт, що усі наведені множини утворюють певну онтологію O [3–10], яка в загальному

випадку для деякої ПрО може бути формально представлена впорядкованою трійкою:

$$O = \langle X, R, F \rangle, \quad (1)$$

де X – кінцева множина концептів (понять) заданої ПрО;

$$X = \{X_1, X_2, \dots, X_i, \dots, X_n\}, i = \overline{1, n}, n = \text{Card}(X);$$

$$R = \{R_1, R_2, \dots, R_k, \dots, R_m\}, R \subseteq X_1 \times X_2 \times \dots \times X_n, k = \overline{1, m}, m = \text{Card}(R) -$$

кінцева множина семантично значущих відношень між концептами ПрО. Вони визначають тип взаємодії між поняттями. У загальному випадку, відношення поділяють на загальнозначущі (з яких виділяють, як правило, відношення часткового порядку) і конкретні відношення заданої ПрО;

$F : X \times R$ – кінцева множина функцій інтерпретації, заданих на концептах і/або відношеннях. Окремим випадком визначення множини функцій інтерпретації F є глосарій, складений для множини понять X . Визначення поняття X_i , в загальному випадку, включає підмножина понять $\{X_{i-1}\}$, через які визначаються X_i , відношення, що зв'язує X_i з $\{X_{i-1}\}$, і множина атрибутів (ознак), властивих X_i .

Тобто, будь-яка онтологія O , як певна модель представлення концептуальних знань про предметну область, включає в себе множину термінів-концептів, максимально повну множину концептуальних відношень між ними, множину функцій інтерпретації, які породжуються на основі заданих аксіом та регулюються певними наборами визначень та обмежень за тематикою ПрО. Слід звернути увагу на той факт, що множина F для онтології O , певної ПрО, розглядається в якості кінцевої множини функцій інтерпретації – правил, заданих над об'єктами X , які можуть бути представлені конкретними термінополями [3, 11], де під термінополем розуміють множину взаємопов'язаних дефініцій термінів, що визначають імена концептів ПрО. Таким чином, на основі концептів онтологічних моделей ПрО можна формулювати множини тверджень, деякі з котрих можуть бути представлені у вигляді конкретних дій.

На основі цього факту можливе формулювання наступного модального твердження: необхідною умовою визначення онтології як натуральної системи є умова можливого включення до кожної складової множини семантично значущих концептів, їх властивостей та предметних інтерпретацій. Під семантичною значимістю будемо розуміти наступне: відповідний елемент є семантично значущим, якщо його можна включити в конструкцію певного істинного твердження. Конструкція певного твердження включає як мінімум наступні компоненти: **концепт**; його **властивості**, які можуть бути використані для формування певної послідовності дій; **висловлювання**, істинність чи хибність яких визначає умови застосування відповідних дій.

На підставі введених понять натуральної системи і термінополя можна зробити висновок, що кожне термінополе може бути представлено певною множиною таксономій [3, 11].

Термінополе конструктивно візуалізується у вигляді пірамідальної мережі [12], де вершинам приписані певні предметні терміни та деякі вершини з'єднані стрілками. При цьому безпосередньо термінополе утворюється вершинами-термінами, кожне з яких має вхідну та/або вихідну стрілку, і пов'язані стрілками відповідні вершини-терміни утворюють істинні твердження.

На підставі введених визначень натуральної системи, термінополя і таксономії можна сформулювати наступне твердження.

Твердження 2. Завжди можна виділити непорожній набір умов, заданих підмножиною відношень $\tilde{R}$ концептів термінополя $\tilde{R} \subset R \mid R = X \times X$, за умови, що застосовність множини правил-інтерпретацій F_k , що формують операційне середовище натуральної системи SN , буде задано над концептами X термінополя, представленого таксономією $\tilde{T}$. Тоді натуральна система може бути представлена онтологією виду:

$$O = \langle X, \tilde{R}, F_k \rangle \quad (2)$$

Таку властивість натуральних систем будемо називати пластичним перетворенням.

Доведення. Згідно з визначенням натуральна система SN представляється у вигляді – $\exists F_k, \exists x_i \mid F_k(x_i) \in X \times X$. Згідно з виразом (2.2) – $X \times X = R$. Тобто $\exists \tilde{r}_i \in \tilde{R} \subseteq R$ і $\exists \tilde{r}_i \in X \times X$. Тоді $\exists \tilde{R} \subseteq X \times X$, де $\exists \tilde{r}_i \in \tilde{R}$. Таким чином, ми задали на множині концептів натуральної системи SN множину відношень $\tilde{R}$ і визначили множину інтерпретуючих функцій F_k . Тобто на основі множини функцій ми сформували онтологію O для натуральної системи SN .

Як вже було визначено, такі множини дій можуть бути замкнутими або відкритими. Умова відкритості обумовлюється визначенням категорії термінополя. Концепти, що визначають натуральну систему, утворюють термінополе, і останнє може розширюватися за рахунок включення в нього нових концептів. При цьому нові концепти утворюють з базовими концептами натуральної системи істинні твердження, які можуть являти собою тавтології [3, 13]. Тобто, кожна множина властивостей, яка розбиває концепти термінополя натуральної системи на класи [6], може бути доповнена новим елементом-властивістю, який дозволить утворити як мінімум один новий клас з концептів термінополя.

Натуральна система в процесі вирішення конкретної задачі може бути доповнена непустою множиною нових концептів, властивості яких перевстановлюють класи її термінополя. Також за рахунок визначення нових властивостей множини класів термінополя натуральної системи також розширюються новими класами концептів.

Таким чином, згідно з твердженнями 1 і 2, множина властивостей $\check{R}$ концептів множини X , що складають таксономію $\check{T}$ термінополя натуральної системи, може бути доповнена новим концептом X_{n+1} , таким, що існує нова властивість $\check{r}''$, яка забезпечує виконання правила $f^i(x_1, \dots, x_n, x_{n+1}) \in F_k$. Таку множину правил ми будемо визначати як узгоджену.

Таксономічні характеристики онтологій

Конструктивізм визначень термінополя, натуральної системи і таксономії дає нам можливість встановити властивість **двоїстості** для характеристики відповідності між категоріями **натуральна система і онтологія**.

Твердження 3. Якщо непорожні декартові добутки множин X (концепти) і R (відношення) можуть утворювати певну підмножину функцій $F_t \subset F$, які є певними діями в термінах множини концептів, то на множині дій F можливо задати деяку непорожню множину істинних висловлювань типу $\{\text{дія} \Rightarrow \text{результат}\}$, яка також утворює натуральну систему SN . Тоді, справедливо наступне: будь-яка онтологія O_n , яку утворює натуральна система SN , може бути утворена на основі певної системи висловлювань, утворених множиною дій F над концептами X , і будь-яка натуральна система SN може бути утворена на основі певної системи висловлювань з концептів онтології O_n . Таку взаємодію між натуральними системами і онтологіями будемо називати двоїстою.

Доведення. Згідно з визначенням онтологія має наступні властивості – рефлексивності, антисиметричності і транзитивності [3, 5]:

- рефлексивність – все є частиною самого себе:

$$\forall x R(x, x); \quad (3)$$

- антисиметричність – ніщо не є частиною своїх частин:

$$\forall x \forall y (R(x, y) \wedge R(y, x) \rightarrow x = y); \quad (4)$$

- транзитивність – частини частин є частинами цілого:

$$\forall x \forall y \forall z (R(x, y) \wedge R(y, z) \rightarrow R(x, z)). \quad (5)$$

Згідно з виразами (3)–(5), висловлювання, які формуються з концептів з наведеними властивостями, завжди істинні. Тобто висловлювання, які описують певні дії над концептами, також приймають значення істинності. Тому ці висловлювання можуть відображатися у вигляді функцій-правил, які створюють множину дій натуральної системи. І також певні висловлювання

можуть відображати самі результати цих дій. На цій основі ми можемо формулювати твердження, що існують концепти онтології, які формулюють як дії, так і результати натуральної системи.

На основі вищенаведених властивості пластичності та принципу двоїстості з тверджень 1–3, можна сформулювати наступне твердження.

Твердження 4. Якщо певна онтологія O визначена у вигляді натуральної системи SN , то завжди є певна непорожня множина істинних висловлювань, яка утворюється концептами цієї онтології за умови, що ці концепти упорядковані між собою бінарними відношеннями виду:

$$r^m(x_i^j, x_l^k \mid x_i^j \in X_i; x_l^k \in X_l; r^m \in R \neq \emptyset, \quad (6)$$

де бінарну впорядкованість може бути подано наступними типами відношень [142, 272], що задані над множиною концептів X онтології O :

- ациклічність – γ ,
- часткова впорядкованість – $\tilde{p}$,
- лінійна впорядкованість – p .

Відношення лінійної упорядкованості p на основі використання положень теореми Шпільрайна [14] виводимо з відношення ациклічності:

$$x_i^j \gamma x_l^k \xrightarrow{\alpha} x_i^j p x_l^k. \quad (7)$$

Також воно виводиться з відношення часткового порядку:

$$x_i^j \tilde{p} x_l^k \xrightarrow{\alpha} x_i^j p x_l^k. \quad (8)$$

Бінарні відношення ациклічності і часткового порядку дозволяють формувати із загальних концептів онтології і натуральної системи множину таксономій, на підставі яких будуються твердження, які описують дії натуральної системи і які є тавтологіями за умови, що з концептів таксономій, які формують вказані твердження, може бути утворено множину з відношенням лінійного порядку.

Застосування до множини концептів онтології, над якими задані бінарні відношення типу (6)–(8), будь-якого погодженого правила з множини дій F типу $f^i(x_1, \dots, x_n, x_{n+1}) \in F_k$ дозволяє для довільної натуральної системи завжди визначити непорожню множину тавтологій, що може бути розширена новою тавтологією. Таким чином, при використанні онтологій в процесі формування лінійно-впорядкованих таксономій можна виконувати підстановку множин висловлювань, які задаються на множині концептів натуральної системи у вигляді тавтологій.

У множині таксономій $\tilde{T}$, що утворена на основі множин концептів і бінарних відношень (3)–(5), завжди можна виділити непорожню підмножину таксономій $\tilde{T}' \subset \tilde{T}$. Ця підмножина таксономій є спільною як

для натуральної системи SN , так і для онтології O_n і зберігає бінарні відношення. Тоді завжди можна знайти непорожню множину відображень $\check{G}$, що здійснює опис натуральної системи SN в онтологію O_n . Також, завжди при заданих умовах формування множини таксономій $\check{T}'$ можна знайти множину зворотних відображень $\check{G}^{-1}$, що переводять опис онтології O_n в опис натуральної системи SN .

$$\check{G} : SN \Rightarrow O_n . \quad (9)$$

$$\check{G}^{-1} : O_n \Rightarrow SN . \quad (10)$$

Конструктивність представлених положень, що описують взаємодію таких категорій, як натуральна система і онтологія, полягає в тому, що ми можемо завжди побудувати впорядковану послідовність відображень між множинами SN і O_n . При цьому поняття **дія** і **результат**, описувані в термінах концептів цих категорій, можуть бути виражені у вигляді впорядкованої послідовності тавтологій.

Онтологічна модель функціональної системи (на прикладі систем водоканалу та ЖКХ міста Біла Церква)

Розглянемо функціональність певної онтології O на основі її відображення у вигляді натуральної системи SN . Онтологія O формується на основі множини таблиць, які відображають описи водо-каналізаційної та ЖКХ систем міста Біла Церква. Натуральна система SN являє собою певні множини об'єктів ЖКХ та каналізаційної системи міста, над якими визначені множини можливих наборів дій – F . До списку цих дій можуть бути включені – вибір об'єктів за атрибутами та їх значеннями, визначення значень різних атрибутів об'єктів, означення географічних координат об'єктів, групування об'єктів у класи за властивостями, часткового та строгого упорядкування тощо.

Усі вказані об'єкти, в нашому прикладі, представлені в слабко упорядкованій множині інформаційних описів їх властивостей у вигляді EXEL-таблиць. Приклад таких таблиць наведено на рис. 1 і 2. Їх атрибути складають термінополе каналізаційної системи водоканалу м. Біла Церква. Застосування до нього умов тверджень 1–3 реалізує процедуру перетворення термінополя у аплікативне (рис. 3) та таксономічне (рис. 4) представлення, які вже задовольняють умовам твердження 4. Це дозволяє застосувати перетворення виду (9) та (10) й тим самим сформувати необхідні класи функціональності об'єктів ЖКХ та водоканалу.

Слід звернути увагу на саму процедуру формування аплікативної та таксономічної систем представлення об'єктів. За рахунок застосування виразів онтологічної моделі виду (1) і (2) та правил виду (3)–(8), слабко упорядковані атрибути об'єктів термінополів каналізаційної системи водоканалу та системи ЖКХ утворюють певні бінарні пари, над якими задається гіпервідношення часткової впорядкованості виду (8). Визначення

у подальшому конкретних властивостей об'єктів, що використовуються на основі застосування до них певних дій виду – $f^i(x_1, \dots, x_n, x_{n+1}) \in F_k$, дозволяють обробляти їх як елементи натуральної системи – SN .

Тоді сформована натуральна система з функціональних класів, які визначаються об'єктами термінополів каналізаційної системи водоканалу та системи ЖКХ, дозволяють представити її, згідно з твердженням 3, у вигляді онтологічного ГІС-середовища (ОГІС). На основі задоволення умов твердження 4, ОГІС забезпечує користувачам весь спектр сервісів, які надаються при обробці геопросторової інформації [ГІС].

Це можна побачити на рис. 5–9. Так, об'єкти термінополів систем ЖКХ та водоканалу м. Біла Церква (рис. 1–4) перетворено у цифрове картографічне середовище та представлено у вигляді тематичних шарів ГІС (рис. 5), у якому виконуються дії: вибір географічного об'єкта – вулиця О. Гончара, знаходження певного каналізаційного люку (рис. 6), агрегація усіх об'єктів термінополя системи водоканалу міста (рис. 7), групування за вибраними атрибутами та їх значеннями (рис. 8) та онтологічна інтеграція об'єктів та їх функціональності термінополів систем ЖКХ та водоканалу (рис. 9).

На цьому прикладі демонструється процедура використання властивості двійності онтології і зв'язаної з нею натуральної системи. Результатом є трансдисциплінарне ГІС-середовище [STR], що автоматично сформовано з таких слабо структурованих інформаційних масивів, як EXEL-таблиці.

Таким чином, процедури, які задовольняють умовам тверджень 1–4, забезпечують з високим рівнем валідності перетворення множин термінополів з частковою упорядкованістю об'єктів в множину таксономій, стани яких задаються відношенням строгої упорядкованості.

Технологія реалізації онтологічних перетворень

Реалізацію описаного онтологічного моделювання функціональних процесів перетворення слабо структурованих табличних масивів було здійснено у середовищі ІТ-ТОДОС [3, 15].

ІТ-ТОДОС – Трансдисциплінарні Онтологічні Діалоги Об'єктно-орієнтовних Систем, яка забезпечує первинний контент-аналіз, формування лінгвістичного корпусу та таксономії документів, виявлення семантичних зв'язків між контекстами цих документів, ранжування та вибір за визначеними ознаками та критеріями певних об'єктів та їх описів. До складу технології ТОДОС входять процедури підвищення якості обробки мовних текстів за рахунок збільшення словника системи та формування на його основі термінополів, автоматичного визначення тематичних напрямів документу та інформаційних масивів; сортування документів за тематичними напрямками.

На основі сформованих термінополів сервіси ТОДОС забезпечують створення онтології Про, класифікацію і генерацію таксономій у вигляді онтологічних графів Про, що дозволяє вирішувати такі практичні задачі, як побудова семантичної мережі термінів документу та об'єднання семантичних мереж термінів для декількох документів.

У середовищі системи також забезпечується формування онтологічних моделей за рахунок створення, редагування, перегляду та аналізу мереж

понять на основі побудови семантичних зв'язків між об'єктами предметної області і формування закономірностей, представлених у вигляді набору значень ознак, якими описуються початкові поняття ПрО. Виділення закономірностей відбувається методом індуктивного формування понять на основі пірамідальної мережі.

ІТ-ТОДОС також забезпечує упорядкування об'єктів-концептів онтології, на основі інтегрованої обробки властивостей, що їх характеризують. Для цього використовуються вагова, бальна і лінгвістична шкали. Кожна така шкала визначає значення критеріїв, що характеризують властивості об'єктів тематичної онтології ПрО. У загальному випадку властивості-критерії характеризуються різними ступенями важливості, які при вирішенні задачі вибору задаються деякими дійсними числами – ваговими коефіцієнтами. Перед вирішенням задачі для кожного критерію необхідно сформулювати його значення для кожної альтернативи. Тим самим забезпечується формування онтологій задач вибору.

До технологічних компонент ТОДОС включено процедури маркування та індексування семантичних одиниць, що визначають і описують контексти об'єктів тематичних онтологій ПрО. Контексти семантичних одиниць становлять електронну бібліотеку із засобами асоціативного пошуку семантично пов'язаних інформаційних масивів, включаючи визначення рівня семантичної еквівалентності текстів.

В середовищі системи ТОДОС забезпечується побудова усіх ланцюгів процесу трансдисциплінарної інтеграції: семантичний контент-аналіз текстових документів; таксономізація; виділення властивостей концептів таксономії; формування онтології задачі вибору; трансдисциплінарна інтеграція контекстів, на основі властивостей-критеріїв концептів, які визначають онтологію вибору; включення документів, знайдених у глобальному середовищі за допомогою рекурсивних процедур системи і лінгвістичного корпусу.

Структура ІТ-ТОДОС представлена на рис. 10.

Висновки

Використання онтологічних систем на основі технології ТОДОС, як показують наведені інтегровані рішення, підтверджує ефективність використання розроблених онтологічних моделей, методу онтологічного представлення функціональності систем та інформаційної технології трансдисциплінарної інтеграції просторово розподілених інформаційних ресурсів та систем шляхом інтеграції слабо структурованої різномірної геопросторової інформації в спеціально організованому інформаційно-аналітичному середовищі, а також її об'єктної візуалізації, тематичної локалізації в рамках інших інформаційних систем.

№ поз.	Глибина заглиблення, м	Діаметр трубоводу, мм	Примітки
7	1,8	100	чавун
8	1,8	100	сталь
9			
10			
11			
12			
13			
14	глибина заглиблення надається з урахуванням висоти кришки люка		
15	Котловидь **		
16	Тип	Діаметр, м	Примітки
17	з/б	1,2	
18			
19			
20	Люк**		
21	Матеріал чавун	Діаметр, м 0,62	Примітки
22			
23	Засувки**		
24			
25	№ поз. трубоводу	Положення відкр/закр	Примітки
26	1		
27	2	100	засувка
28	3	відкрит	
29	4		

Схема розвідки колодязя

Рис. 1 – Інформаційні таблиці колодязів водоканалу м. Біла Церква

A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S
1																		
2																		
3																		
4																		
5																		
6																		
7																		
8																		
9																		
10																		
11																		
12																		
13																		
14																		
15																		
16																		
17																		
18																		
19																		
20																		
21																		
22																		
23																		
24																		
25																		
26																		
27																		
28																		
29																		
30																		
31																		
32																		
33																		
34																		
35																		
36																		
37																		
38																		
39																		
40																		
41																		
42																		
43																		
44																		
45																		
46																		
47																		
48																		
49																		
50																		
51																		
52																		
53																		
54																		
55																		
56																		
57																		
58																		
59																		
60																		
61																		
62																		
63																		
64																		
65																		
66																		
67																		
68																		
69																		
70																		
71																		
72																		
73																		
74																		
75																		
76																		
77																		
78																		
79																		
80																		
81																		
82																		
83																		
84																		
85																		
86																		
87																		
88																		
89																		
90																		
91																		
92																		
93																		
94																		
95																		
96																		
97																		
98																		
99																		
100																		

Рис. 2 – Табличне представлення геопросторових концептів термінополя колодязів водокауду м. Біла Церква



Рис. 3 – Аплікативне представлення підмножини вулиць термінополя водоканалу м. Біла Церква

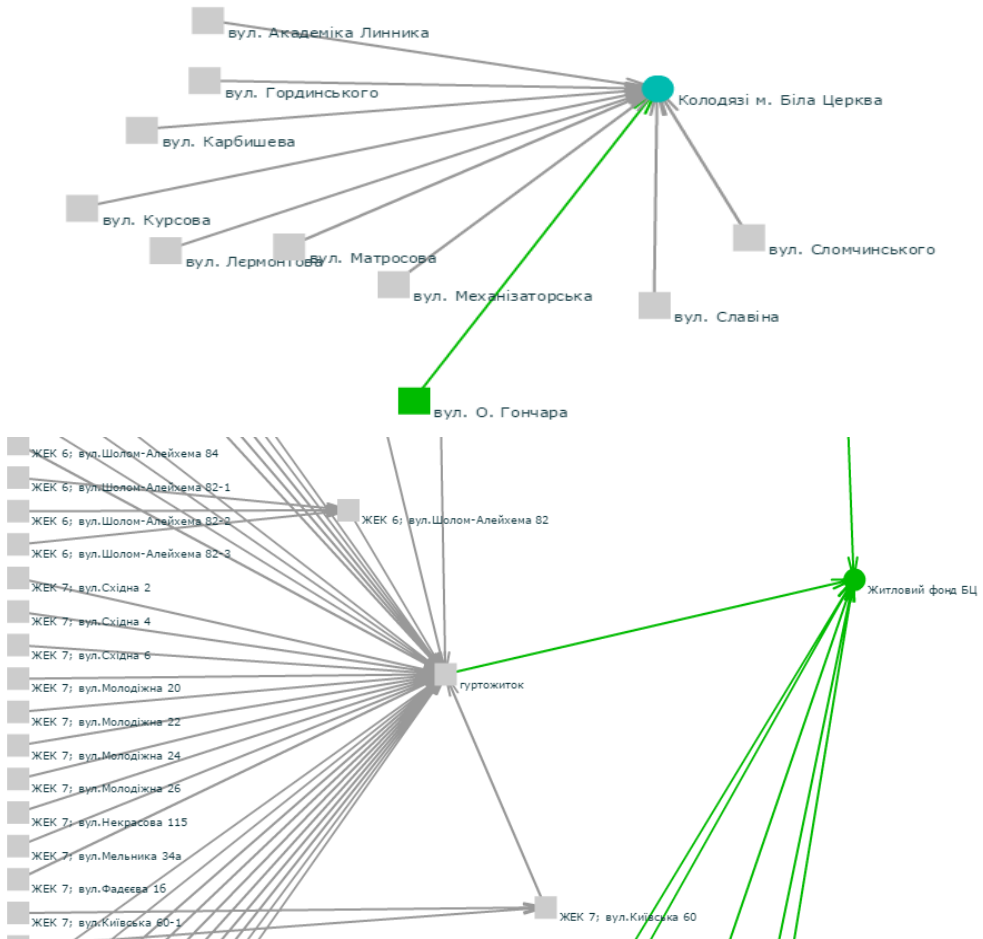


Рис. 4 – Таксономічне представлення підмножин вулиць термінополя водоканалу та ЖКХ м. Біла Церква

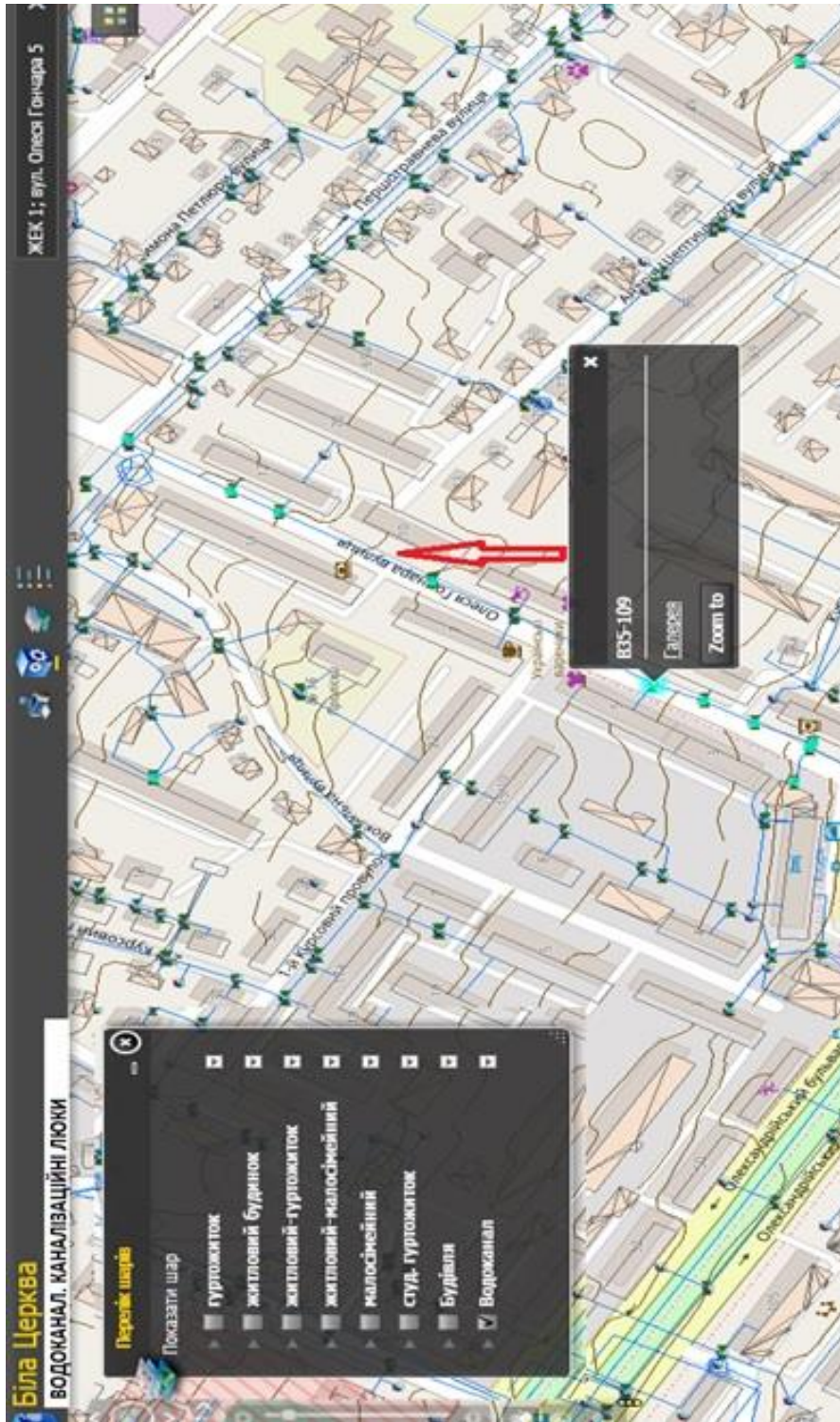


Рис. 5 – Відображення колодязної системи водоканалу м. Біла Церква у ГІС-середовищі

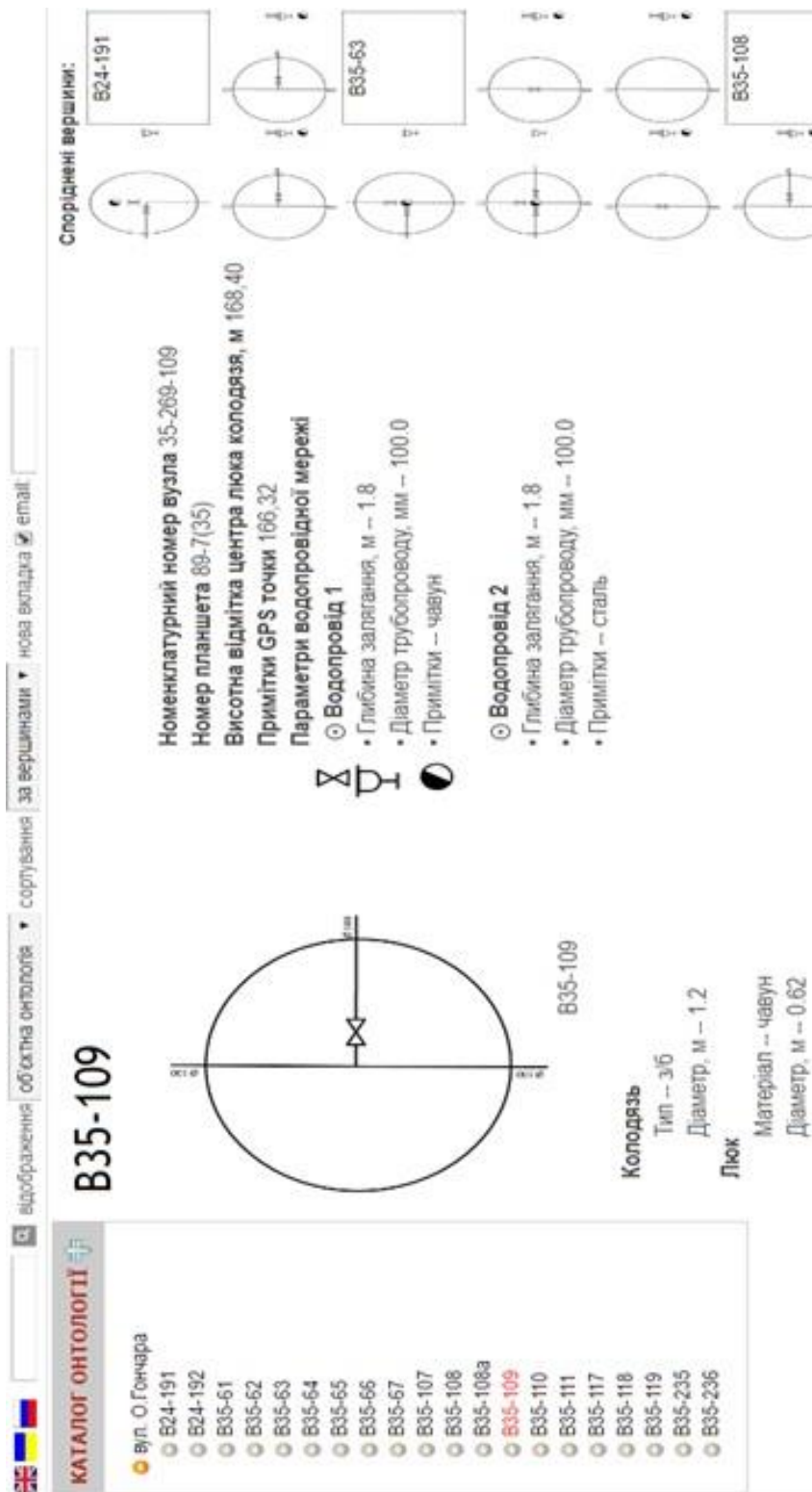


Рис. 6 – Приклад онтологічної інформаційної картки колодязного вузла водоканалу м. Біла Церква

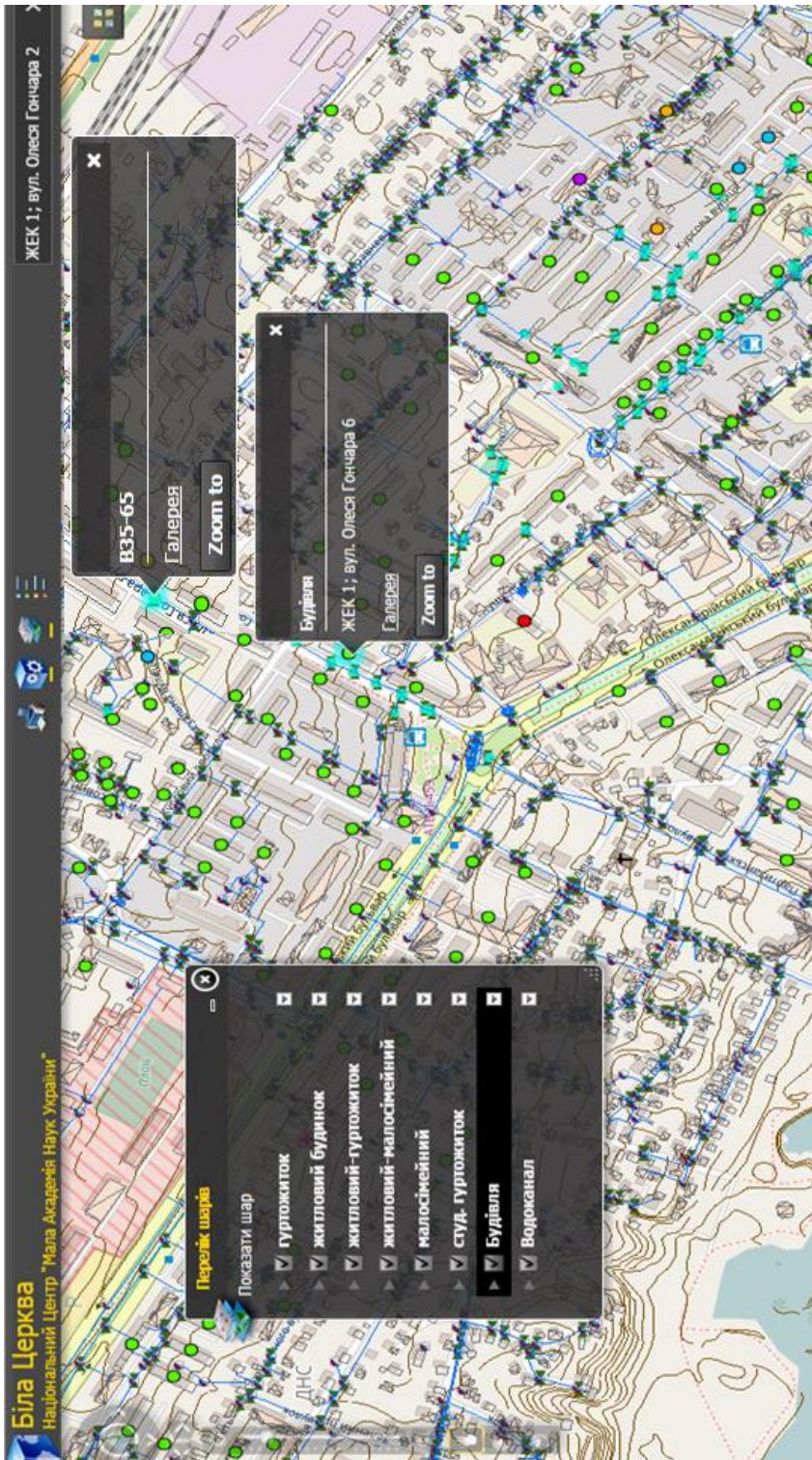


Рис. 9 – Інтегроване відображення колодязної та ЖКХ систем м. Біла Церква в онтологічному ГІС-середовищі

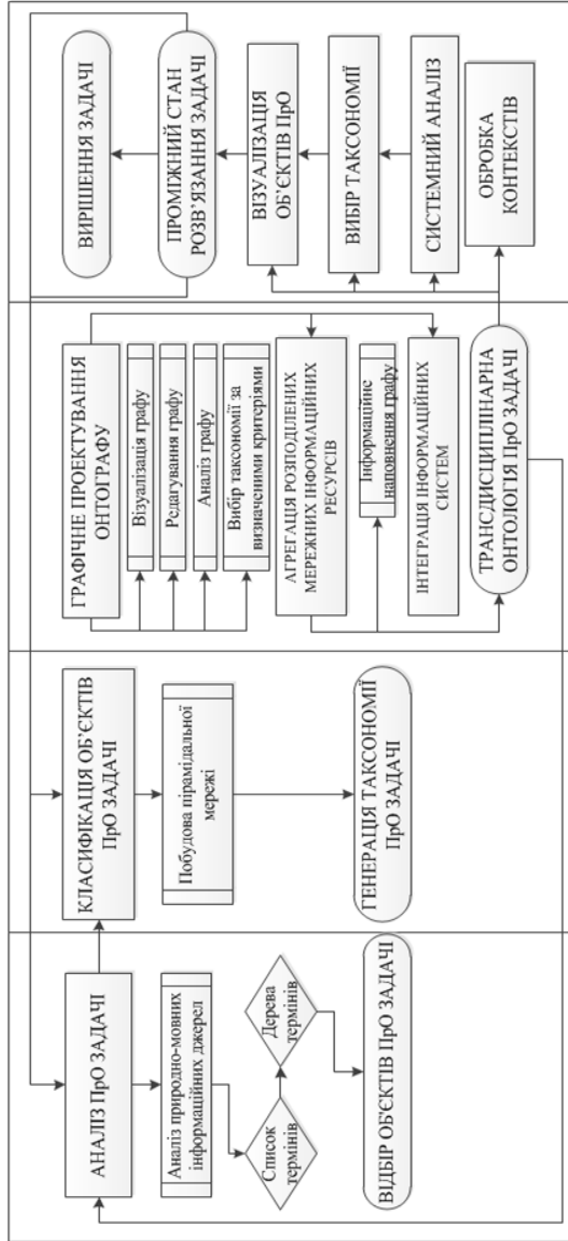


Рис. 10 – Узагальнена процедура онтологічних перетворень в середовищі системи ТОЛОС

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. INSPIRE Data Specifications: Methodology for the Development of Data Specifications [Електронний ресурс]. Режим доступу: http://inspire.jrc.ec.europa.eu/reports/ImplementingRules/inspireDataspecD2_6v2.0.pdf
2. Князева Е. Н. Трансдисциплінарні стратегії досліджень [Текст] / Е. Н. Князева // Вестник ТГПУ, 2011. – № 10. – С. 193–201.
3. Стрижак О.Е. Трансдисциплінарна інтеграція інформаційних ресурсів // Автореферат дисертації на здобуття наукового ступеня доктора технічних наук. – К. – Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України. – 2015. – 42 с.
4. Операциональные характеристики онтологий / А. Е. Стрижак // Открытые информационные и компьютерные интегрированные технологии, 2014. – № 66. – С. 185–193.
5. Малишевский, А.В. Качественные модели в теории сложных систем [Текст] / А.В. Малишевский. – М. : Наука. Физматлит, 1998. – 528 с.
6. Буч Г. Объектно-ориентированное проектирование с примерами применения: Пер. с англ. – М.: Конкорд, 1992. – 519 с.
7. Валькман Ю. Р. Модельно-параметрическое пространство: теория и применение : [монография] / Ю. Р. Валькман, В. И. Гриценко, А. Ю. Рыхальский. – К. : Наукова думка, 2012. – 192 с. – (Проект «Наукова книга»). – Дар видавництва «Наукова думка». НАН України.
8. Гаврилова Т. А. Базы знаний интеллектуальных систем [Текст] / Т. А. Гаврилова, В. Ф. Хорошевский. – СПб.: Питер, 2001. – 384 с.
9. Guarino, N. The Ontological Level [Текст] / N. Guarino, R. Casati, N. Smith, G. White // Philosophy and the Cognitive Sciences. – Vienna : Holder-Pichler-Tempsky, 1994. – P. 443–456.
10. Палагин, А. В. Онтологические методы и средства обработки предметных знаний [Монография] / А. В. Палагин, С. Л. Крытый, Н. Г. Петренко. Луганск: изд-во ВНУ им. В. Даля, 2012. – 323 с.
11. Шаталкин, А.И. Таксономия. Основания, принципы и правила [Текст] / А.И. Шаталкин. – М. : Товарищество научных изданий КМК, 2012. – 600 с.
12. Гладун, В. П. Процессы формирования новых знаний [Текст] / В. П. Гладун. – София : СД «Педагог 6», 1994. – 192 с.
13. Клини, С.К. Введение в метаматематику [Текст] / С. К. Клини. – М. : Иностранная литература, 1957. – 526 с.
14. Фукс Л. Частично упорядоченные алгебраические системы [Текст] / Л. Фукс. – М. : Мир, 1965. – 342 с.
15. Величко В. Построение таксономии документов для формирования иерархических слоев в геоинформационных системах [Текст] / Виталий Величко, Виталий Приходнюк, Александр Стрижак, Крассимир Марков, Крассимира Иванова, Стефан Карастанев // International Journal "Information Content and Processing", 2015. – Volume 2. – Number 2. – P. 181–199.

Стаття надійшла до редакції 28.09.2016

УДК 675.6:504

О.В. ХАРЛАМОВА

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ СПОСОБІВ ПІДВИЩЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ОБ'ЄКТІВ ГІДРОСФЕРИ

Анотація. Встановлено, що клітинні мембрани мікрободоростей є важкопроникними і використання їх без обробки для отримання енергії є ускладненим. Проведено дослідження із впливу попередньої обробки біомаси мікрободоростей методами кавітації на екстрагування ліпідів (сировина для виробництва біодизеля). При отриманні ліпідів і добуванні біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою. Отримані результати лягли в основу розроблення технології переробки ціанобактерій, яка включає збір біомаси та синтез із неї біогазу і є елементом управління екологічною безпекою об'єктів гідросфери.

Ключові слова: екологічна безпека, об'єкти гідросфери, мікрободорості, біогаз, біодизель, гідродинамічна кавітація.

Вступ

Для пригнічення масового розвитку синьо-зелених водоростей на особливу увагу заслуговують механічні, фізико-хімічні, екологічні та біологічні методи. Перспективним є спосіб отримання біогазу шляхом очищення поверхневих вод від синьо-зелених водоростей внаслідок збирання та використання концентрованої біомаси як субстрату для отримання біогазу шляхом біотехнології метанового «бродіння» та забезпечення належного рівня якості води в каскаді водосховищ за умови економії енергоресурсів.

Аналіз літературних джерел

Результати досліджень [1] підтверджують доцільність виробництва із зібраних водоростей біодизеля та біогазу. Вміст ліпідів у зібраній культурі синьо-зелених водоростей є незначним (1,27%), і тому методом екстрагування можна вилучити лише незначну частину енергії, що міститься в біомасі. Вплив кавітаційного поля (гідродинамічної кавітації) внаслідок руйнування клітинних стінок ціанобактерій і збільшення поверхні масопередачі дає змогу значно підвищити ефективність екстрагування ліпідів та об'єм добутого біогазу. Результати інактивації мікроорганізмів під дією кавітаційних ефектів підтверджують [2], що поряд із загальноприйнятими методами інактивації шляхом застосування хімічних агентів можна використовувати кавітаційну обробку, якщо початкове забруднення знаходиться в діапазоні значень $C \leq 10^3$ ос./см³. Механізм комплексної дії кавітації був підтверджений експериментально на основі проведених досліджень структурно-морфологічних змін, що виникають у мікробній клітині *E.coli* під час кавітаційної обробки у пристрої динамічного типу [3]. Перспективність використання синьо-зелених водоростей для отримання енергоносіїв (біогазу та ліпідів) доведена дослідженнями ряду науковців [4–7].

Методи досліджень

Для проведення акустичної кавітації суспензія ціанобактерій вводиться в ультразвуковий реактор. Ультразвукові коливання (частота 22кГц, потужність – 35 Вт, інтенсивність – 1,65 Вт/см³) від генератора УЗДН-2Т передаються за допомогою магнітострикційного випромінювача, зануреного в досліджуване середовище ($V = 150 \text{ см}^3$) [8, 9]. Протягом процесу через досліджувану суспензію барботується вуглекислий газ. Реактор безперервно охолоджувався проточною водою. Умови проведення ультразвукової обробки: $T = 298 \text{ К}$; $P = 1 \cdot 10^5 \text{ Па}$; $\nu_{\text{уз}} = 22 \text{ кГц}$. У робочу ємність кавітатора заливається 1 дм³ модельної суспензії. В умовах кавітаційного перемішування визначається ефект попередньої підготовки водоростей за частоти обертів робочого колеса 4000 об/хв. Після кавітаційної обробки проба використовувалась в подальшому для дослідження ефективності розділення твердої та рідкої фаз в умовах відстоювання, а також для екстрагування ліпідів та синтезу біогазу.

Дослідження проводились у 2 етапи: на I етапі встановлювалась можливість отримання ліпідів шляхом екстрагування субстанції із ціанобактерій, на II етапі досліджувалась можливість отримання біогазу. Використовувались 4 види суспензій: активний мул без ціанобактерій (1); ціанобактерії без будь-якої обробки (2); ціанобактерії, оброблені у ротаційному кавітаторі-мішалці протягом 10 хв (3); ціанобактерії, оброблені у полі ультразвукової кавітації протягом 15 хв (4).

Методика дослідження екстрагування ліпідів полягає у наступному. Водорості висушуються за 80⁰С та перемелюються. Подрібнені водорості змішуються з 50 мл гексану і 50 мл води та інтенсивно перемішуються впродовж 10 хв. Тверда фаза водоростей та вода збирались в нижній частині лійки, а гексан з екстрагованими ліпідами – у верхній її частині. Після випаровування гексану з чашки гравіметрично визначається кількість екстрагованих ліпідів, проводиться екстракція гексаном із суспензій 2, 3 та 4. Для цього 60 мл розчину водоростей поміщаються у ділільну лійку, додається 50 мл гексану та інтенсивно перемішуються впродовж 10 хв. Після відстоювання виділяються дві фази: нижня, яка складалась із суміші водоростей з водою, та високов'язка верхня, яка складалась з гексану, екстрагованих органічних речовин, бульбашок повітря та механічних домішок. Верхня фаза промивається та кількісно переноситься у випарну чашку. Після просушування на водяній бані на поверхні чашки залишались ліпіди та сіро-зелений осад. Ліпіди повторно екстрагували гексаном та переносили в іншу випарну чашку. Після випаровування гексану з неї на поверхні залишався шар ліпідів, кількість яких визначали гравіметрично.

Виклад основного матеріалу

Результати досліджень зі встановлення впливу попередньої обробки біомаси методами кавітації на екстрагування ліпідів з водоростей наведено на рис. 1. Встановлено, що загальний вміст ліпідів становив 1,27% від сухої маси. Із суспензії 2 вдалося екстрагувати ліпіди у кількості, що відповідає 0,32% сухої маси водоростей. Цей результат підтверджує, що клітинні мембрани необроблених водоростей є важкопроникними і використання їх без обробки

для отримання енергії є ускладненим. Із суспензії 3 вдалося екстрагувати 1,01%, а із суспензії 4 – 0,45% ліпідів.

Таким чином, обробка кавітацією розриває мембранні стінки та приводить до більш повної екстракції. Значним є ефект у випадку використання гідродинамічної кавітації, адже після обробки проби вдається екстрагувати 80% від усього наявних ліпідів.

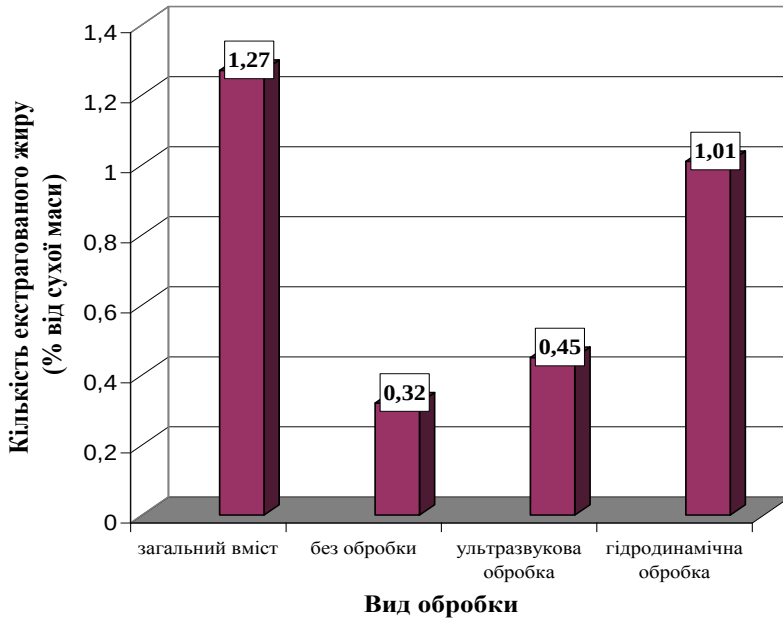


Рис. 1 – Залежність кількості екстрагованих ліпідів із ціанобактерій від виду їх попередньої обробки

Результати досліджень кінетики синтезу біогазу із біомаси ціанобактерій, які проводились за вищенаведеними методиками, наведено на рис. 2. У випадку біорозкладу активного мулу без добавок ціанобактерій з високою ймовірністю можна констатувати, що процес виділення біогазу відбувається із постійною швидкістю.

У випадку ж виділення біогазу в процесі біорозкладу біомаси ціанобактерій (чи без їх додаткової обробки, чи з обробкою в полі гідродинамічної кавітації, чи в полі ультразвукової кавітації) кінетичні криві виділення біогазу мають S-подібну форму, що свідчить про багатостадійність процесу біорозкладу (що підтверджується даними інших дослідників [10–16]). Тому для математичного опису цієї залежності доцільним є розроблення математичної моделі багатостадійного ланцюгового біологічного процесу.

Кінетика біорозкладу активного мулу без вмісту ціанобактерій може бути апроксимована лінійною залежністю, аналіз якої дозволяє встановити постійну швидкість виділення біогазу в процесі мезофільного режиму біорозкладу активованого мулу. Вид цієї залежності наведено на рис. 3, аналіз якого дозволяє стверджувати, що із ймовірністю 99,9% (коефіцієнт детермінації залежності, представленої на рис. 3, складає $R^2 = 0,9816$) процес виділення біогазу в результаті біорозкладу активного мулу описується лінійною залежністю.

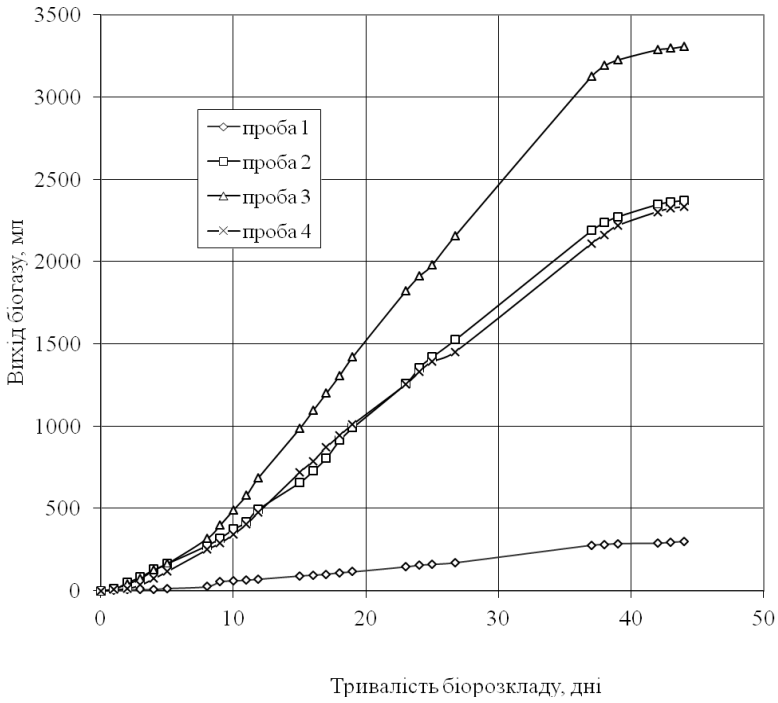


Рис. 2 – Кінетика біорозкладу активного мулу та біомаси ціанобактерій в мезофільних умовах

Є сенс порівняння загального об'єму добутого біогазу за час досліджень із досліджуваних проб. Результати такого порівняння представлені на рис. 4. Для ефективності порівняння умовно за 100% прийнято кількість біогазу, яка була добута із проби після гідродинамічної кавітації (суспензія 3).

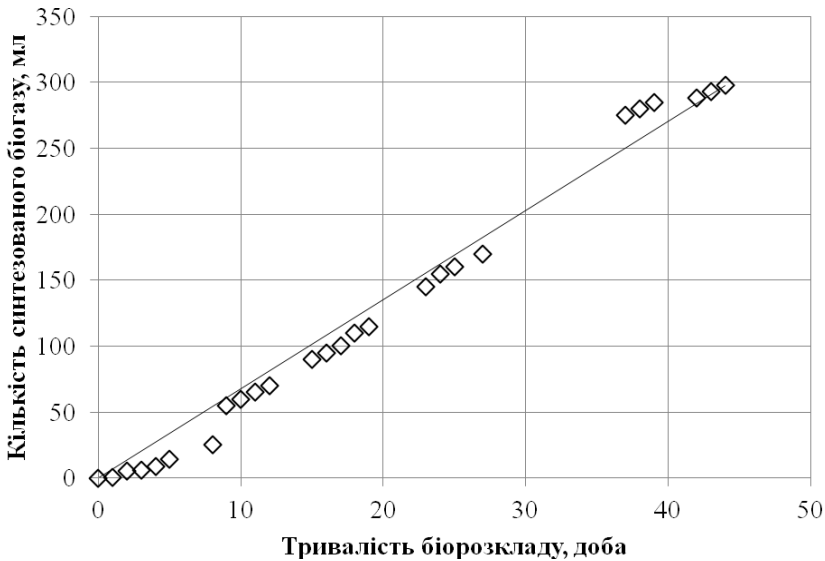


Рис. 3 – Лінеаризація кінетики біорозкладу активного мулу в мезофільних умовах

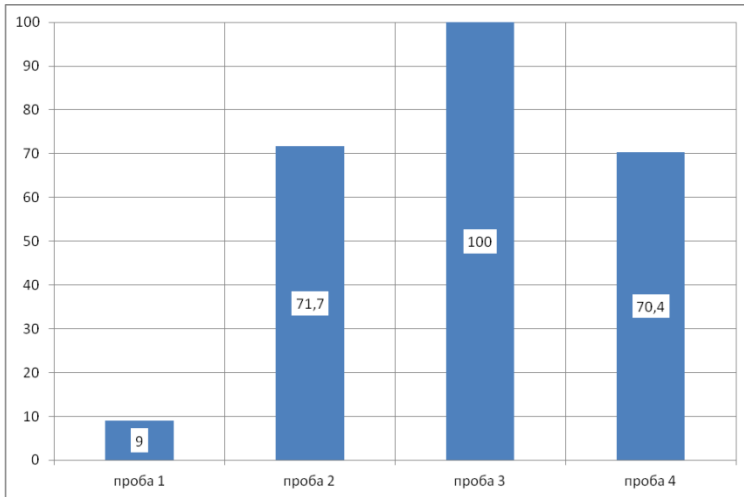


Рис. 4 – Залежність кількості біогазу, добутого із ціанобактерій, від виду їх попередньої обробки

Як видно із рис. 4, що у випадку отримання ліпідів із ціанобактерій і у випадку добування біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою. Отримані результати лягли в основу розроблення технології переробки ціанобактерій, яка включає збір біомаси та синтез із неї біогазу, при цьому біомасу перед використанням її для синтезу біогазу додатково обробляємо під дією гідродинамічної кавітації. Технологія захищена патентом України [17].

Висновки

1. Встановлено вплив попередньої обробки біомаси мікроводоростей методами кавітації на екстрагування ліпідів.

2. Дослідження проведені у два етапи: I – встановлювалась можливість отримання ліпідів (сировини для виробництва біодизеля) шляхом екстрагування субстанції із ціанобактерій, II – досліджувалась можливість отримання біогазу шляхом анаеробного зброджування біомаси синьо-зелених водоростей. Використані 4 види суспензій: активний мул без ціанобактерій (1); ціанобактерії без будь-якої обробки (2); ціанобактерії, оброблені у ротаційному кавітаторі-мішалці протягом 10 хв (3); ціанобактерії, оброблені у полі ультразвукової кавітації протягом 15 хв (4).

3. Встановлено, що клітинні мембрани необроблених водоростей є важко-проникними і використання їх без обробки для отримання енергії є ускладненим. Із суспензії 3 вдалося екстрагувати 1,01%, а із суспензії 4 – 0,45% ліпідів.

4. Обробка кавітацією розриває мембранні стінки та приводить до більш повної екстракції. Особливо значним є ефект у випадку використання гідродинамічної кавітації, адже після обробки вдається екстрагувати 80% від усього наявних ліпідів.

5. У випадку отримання ліпідів із ціанобактерій і у випадку добування біогазу попередня гідродинамічна кавітація виявилась найефективнішою.

6. Отримані результати лягли в основу розроблення технології переробки ціанобактерій, яка включає збір біомаси та синтез із неї біогазу.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Мальований М.С. Оптимальні умови отримання енергії із ціанобактерій / М.С. Мальований, О.Д. Синельников, О.В. Харламова, А.М. Мальований // Хімічна промисловість України: наук.-виробн. журнал. – 2014. – № 5. – С. 39–43.
2. Vitenko, T.M., Volikova, N.M. (2002). Hidrodynamichna kavitatsiia v protsesakh dezynfeksii vody. Visnyk Natsionalnoho tekhnichnoho universytetu Ukrainy "Kyivskyi politekhnichnyi instytut". Mashynobuduvannia, 42 (1), 77–80.
3. Вітенько, Т.М. Гідродинамічна кавітація у масообмінних хімічних і біологічних процесах [Текст] / Т.М. Вітенько. – Тернопіль: Видавництво Тернопільського дер. технічного університету ім. Пулюя, 2009. – 224 с.
4. Никифоров, В.В. Обеспечение экологической безопасности Днепрового бассейна путём использования гидробионтов для получения биогаза [Текст]: межвуз. сб. науч. раб. / В.В. Никифоров, С.В. Дегтярь, Е.В. Шмандий // Машиностроение и безопасность жизнедеятельности. – М.: Машиностроение, 2008. – Вып. 5. – С. 51–56.
5. Никифоров, В.В. Использование сине-зелёных водорослей для получения биогаза [Текст] / В.В. Никифоров, В.П. Алфёров, В.М. Шмандий и др. // Гигиена и санитария. – М.: НИИ ЭЧиГОС, 2010. – № 6. – С. 35–37.
6. Приймаченко, А.Д. Фитопланктон и первичная продукция Днестра и днепровских водохранилищ [Текст] / А.Д. Приймаченко. – Киев: Наукова думка, 1981. – 278 с.
7. Мальований, М.С. Оптимальні умови отримання енергії із ціанобактерій [Текст] / М.С. Мальований, О.Д. Синельников, О.В. Харламова, А.М. Мальований // Хімічна промисловість України. – 2014. – № 5. – С. 39–43.
8. Фридман В.М. Ультразвуковая химическая аппаратура / В.М. Фридман. – Москва: Машиностроение, 1967. – 212 с.
9. Маргулис М.А. Звукохимические реакции и сонолюминесценция / М.А. Маргулис. – М.: Химия. – 1986. – 286 с.
10. Елизаров А.И. Природоохранный и энергосберегающий аспекты утилизации синезелёных водорослей / А.И. Елизаров, В.В. Никифоров // Матер. VII НТК „Фізичні процеси та поля технічних і біологічних об’єктів”. – Кременчук-Хургада, 2008. – С. 87–90.
11. Никифоров В.В. О методах подавления массового развития синезелёных водорослей / В.В. Никифоров // Вісник проблем біології і медицини. – 2002. – Вип. 4. – С. 27–31.
12. Никифоров В.В. Отримання біогазу із синьо-зелених водорослей / В.В. Никифоров // Матеріали II Всеукраїнської наук.-практ. інтернет-конференції, 27–29 березня 2007 р. – К., 2007. – С. 1–2.
13. Никифоров В.В. Хіміко-токсикологічні проблеми підготовки питної води при дії екстремальних природних чинників / В.В. Никифоров, Т.Ф. Козловська // Вісник КДПУ. – 2002. – Вип. 5(16). – С. 106–108.
14. Никифоров В.В. Особенности хозяйственного значения синезелёных водорослей в условиях Кременчугского и Днепродзержинского водохранилищ / В.В. Никифоров, Т.Ф. Козловская // Вісник КДПУ. – 2002. – Вип. 5(16). – С. 109–108.
15. Никифоров В.В. Химико-биологические причины ухудшения качества природной воды / В.В. Никифоров, Т.Ф. Козловская // Вісник КДПУ. – 2002. – Вип. 6(17). – С. 82–85.
16. Никифоров В.В. Результаты биотестирования питьевой воды на разных стадиях ее подготовки к потреблению / В.В. Никифоров, Т.Ф. Козловская // Екологія та ноосферологія. Наук. журнал Дніпропетровського нац. ун-ту. – 2001. – Т. 10, № 1–2. – С. 99–105.
17. Деклараційний патент на корисну модель України 12596, МПК C12P 5/00. Спосіб отримання біогазу із синьо-зелених водорослей / Мальований М.С., Никифоров В.В., Харламова О.В., Синельников О.Д., 2016.

Стаття надійшла до редакції 01.09.2016

УДК 621.039.74

Б.Г. ШАБАЛІН, Б.П. ЗЛОБЕНКО, С.П. БУГЕРА, Є.Є. ЗАКРИТНИЙ

ШВИДКІСТЬ МІГРАЦІЇ РАДІОНУКЛІДІВ ІЗ ГЕОЛОГІЧНОГО СХОВИЩА РАДІОАКТИВНИХ ВІДХОДІВ У КРИСТАЛІЧНИХ ПОРОДАХ

***Анотація.** Методом моделювання розраховано швидкості міграції радіонуклідів із каністри з осклованими високоактивними відходами неконкретизованого геологічного сховища радіоактивних відходів та подальшою оцінкою ризиків для цільової групи населення. Концептуальна модель та сценарії міграції радіонуклідів розроблені шляхом застосування методів аналогії, аналізу та синтезу. Математична модель розроблена в одновимірному просторі та прорахована в одновимірному просторі за допомогою програмного засобу Ecolago. Розраховані швидкості міграції радіонуклідів Cs-137, Sr-90, Am-241, Pu-239 за сценарієм перетину отвору розміщення каністри водоносною тріщиною.*

***Ключові слова:** міграція радіонуклідів, ризик, математична модель.*

Вступ

Відповідно до Законів України «Про поводження з радіоактивними відходами» і «Про використання ядерної енергії та радіаційну безпеку» довгоіснуючі радіоактивні відходи (РАВ) мають бути захоронені у глибинні геологічні утворення. Вітчизняний нормативно-правовий акт «Загальні положення забезпечення безпеки захоронення радіоактивних відходів у геологічних сховищах» визначає норми і правила стосовно забезпечення ядерної та радіаційної безпеки при захороненні РАВ у геологічних сховищах (ГС).

Законом України «Про поводження з радіоактивними відходами» регламентується необхідність проведення оцінки безпеки такого сховища і визначається, що «проект сховища радіоактивних відходів у обов'язковому порядку вміщує два види оцінок безпеки: безпеки під час експлуатації і безпеки після закриття сховища», а «оцінка безпеки включає в себе аналіз сценаріїв розвитку можливих надзвичайних ситуацій, їх наслідків та порівняння результатів із критеріями безпеки». Оцінка безпеки сховища полягає у проведенні прогностичної оцінки радіологічного впливу сховища на людину і навколишнє природне середовище (розрахунок індикаторів безпеки) і порівнянні одержаних результатів з визначеними критеріями безпеки (лімітами ризиків, доз, фоновими значеннями концентрацій радіонуклідів у природному середовищі тощо).

Міжнародний практичний досвід оцінки безпеки сховищ РАВ ґрунтується на аналізі імовірності міграції радіонуклідів через систему захисних бар'єрів сховища та вміщуючу породу у навколишнє природне середовище. Прогнозування безпеки сховища на довгостроковий період проводиться шляхом математичного моделювання із залученням спостережень природних аналогів або шляхом експериментів, спрямованих на екстраполяцію подій, що можуть мати місце у віддаленому майбутньому. При проведенні розрахунків оцінюють невизначеності вихідних параметрів та використовуваних моделей. Для оцінки довгострокової безпеки ГС

використовують такі індикатори безпеки, як доза/ризик, концентрація радіонуклідів у ГС, швидкість переносу радіонуклідів через штучні бар'єри сховища та від геосфери до біосфери тощо.

Радіаційний захист майбутніх поколінь вважається забезпеченим (з урахуванням невизначеностей прогнозних оцінок на віддалене майбутнє), якщо оцінені ризики для здоров'я людини перебувають у діапазоні від 5×10^{-7} /рік до 5×10^{-5} /рік. При цьому ризик 5×10^{-7} /рік розглядається як цільове значення, що використовується при оптимізації радіаційного захисту. У разі, якщо оцінене значення ризику перевищує 1×10^{-6} /рік, але нижче за 5×10^{-5} /рік, радіаційний захист розглядається як достатній, якщо доведено, що подальше зниження ризиків є економічно недоцільним [1].

За умов, що в Україні відсутня національна програма створення ГС та не визначено конкретний проект і місце розташування сховища, для реалізації підходу до оцінки безпеки можна опиратися на загальний, неконкретизований проект конструкції геологічного сховища¹. Через схожість геологічних умов Українського та Балтійського щитів, в Україні можливе створення ГС ВАР і ВАРП (шахтного типу в граніті), схожого за концепцією, що розроблена шведською компанією SKB – KBS-3V [2].

Метою даної роботи є оцінка швидкості міграції радіонуклідів із спрощеного неконкретизованого сховища осклованих високоактивних відходів (ОВАВ), яке передбачається розмістити на одному з перспективних майданчиків у Чорнобильській зоні відчуження або прилеглих районах [3].

Деякі елементи системи неконкретизованого сховища

У глибинному сховищі РАВ виділяють ближню і дальню зони сховища (рис. 1). З точки зору впливу на людину майбутнього сховища виділяється цільова група населення, на яку вплив майбутнього сховища має бути безпечним.

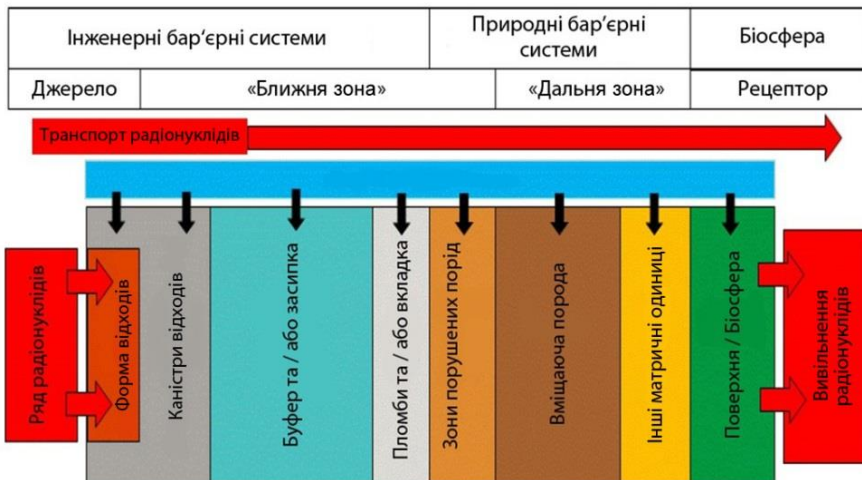


Рис. 1 – Схема транспорту радіонуклідів через елементи ГС

¹ Неконкретизоване геологічне сховище – абстрактна система збірних характеристик геологічних сховищ радіоактивних відходів без прив'язки до конкретного проекту та майданчика його розміщення.

Система ближньої зони ГС РАВ складається із форми відходів, металічного контейнера (каністри), буферного матеріалу, оточуючого каністри у отворі розміщення, та зворотної засипки, якою заповнені тунелі доступу. Іноді до ближньої зони відносять і частину вміщуючої породи, яка безпосередньо прилягає до тунелів доступу і отворів розміщення і зазнавала механічного та хімічного впливу під час їх проходження, а при експлуатації ГС зазнає радіаційного і теплового (від тепловидільних відходів) впливу.

Остаточний варіант каністри з ОБАВ для захоронення наразі не визначений. Разом з тим, згідно з [4], передбачається використання для тривалого зберігання ОБАВ від переробки ВЯП реакторів ВВЕР-440 бідони із сталі 3 об'ємом $0,2 \text{ m}^3$ в спеціальних пеналах ємністю по два або три бідони. Пенал на два бідони має розміри $\varnothing 630 \times 2300 \text{ мм}$ і загальну масу 1390–1430 кг.

Можна припустити, що для захоронення форма відходів із таких бідонів з ОБАВ буде перезавантажуватися в контейнер для захоронення, виконаний із матеріалу, який буде виконувати функцію ізоляції ОБАВ необхідний час. У даній роботі для розрахунків приймається гіпотеза завантаження форми відходів із двох бідонів в металеву каністру з товщиною стінки 5–10 см. Звідси, маса форми відходів БАВ у одній каністрі складе близько 960–1000 кг.

У якості буферного матеріалу зазвичай планується застосування виробу із компактизованого бентоніту, який виконує, в основному, функцію затримки виходу радіонуклідів з каністри та доступу води до стінки каністри. У буферному матеріалі відбуваються процеси дифузії радіонуклідів та їх сорбція.

У якості дальньої зони (середовище розміщення ГС) можуть розглядатися рапаківіподібні граніти північно-східної частини Коростенського плутону, які розвинені в західній частині Чорнобильської зони відчуження, де вони перекриті чохлом осадових відкладів (близько 200–400 м) [3].

Як цільова група розглядалося населення, яке споживає питну воду із свердловини, що пробурена до водоносного горизонту, до якого надходять радіоактивні речовини тріщиною із сховища у напрямку току підземних вод від пошкодженої каністри. Розглядався один сценарій опромінення цільової групи – внутрішнє опромінення від споживання радіонуклідів із питною водою за умови отримання всієї добової норми споживання води лише із зазначеної свердловини.

Створення концептуальної моделі

За умов невизначеності конструкції сховища та дуже обмеженого обсягу фактичних даних щодо майданчика розміщення сховища, розробка концептуальної моделі та сценарію міграції радіонуклідів можлива шляхом застосування методів аналогії, аналізу та синтезу.

Нормативні документи України [5, 6] передбачають оцінку ізолюючих властивостей системи сховищ, як за умов нормальної еволюції, так і у разі виникнення критичних подій при обґрунтуванні безпеки сховища. НРБУ-97/Д-2000 зобов'язує розглянути сценарії, що можуть призвести до реалізації критичної події, яка спричиняє руйнування (порушення цілісності) систем сховища РАВ та проникнення радіоактивних речовин у навколишнє природне середовище.

Як сценарій еволюції сховища та міграції радіонуклідів обрано послідовність ймовірних подій процесів, що відбуватимуться після закриття сховища. При цьому передбачається, що характеристики системи сховища не будуть змінюватися під впливом імовірнісних факторів. Після закриття сховища, зворотна засипка та буферний матеріал поступово насичуються підземними водами, і відбувається корозія контейнера (каністри), який втрачає ізолюючу функцію, з'являється можливість міграції радіонуклідів із форми відходів через систему інженерних бар'єрів до дальньої зони сховища. Передбачається, що надходження підземних вод до системи інженерних бар'єрів буде здійснюватися через пори та тріщини кристалічної породи.

У бентонітовому буфері, розташованому безпосередньо навколо каністри з ОВАВ, перенесення речовини здійснюється тільки за допомогою механізму дифузії з урахуванням затримки радіонуклідів за рахунок ефектів сорбції безпосередньо буферним матеріалом та радіоактивного розпаду. Усі радіонукліди, які пройшли через буферний матеріал, мігрують шляхом адвекції у відкритій водоносній тріщині, що перетинає отвір розміщення каністри з ОВАВ (рис. 2). Затримка радіонуклідів у тріщині відбувається за рахунок дифузії і сорбції кристалічними породами стінок тріщини з урахуванням радіоактивного розпаду.

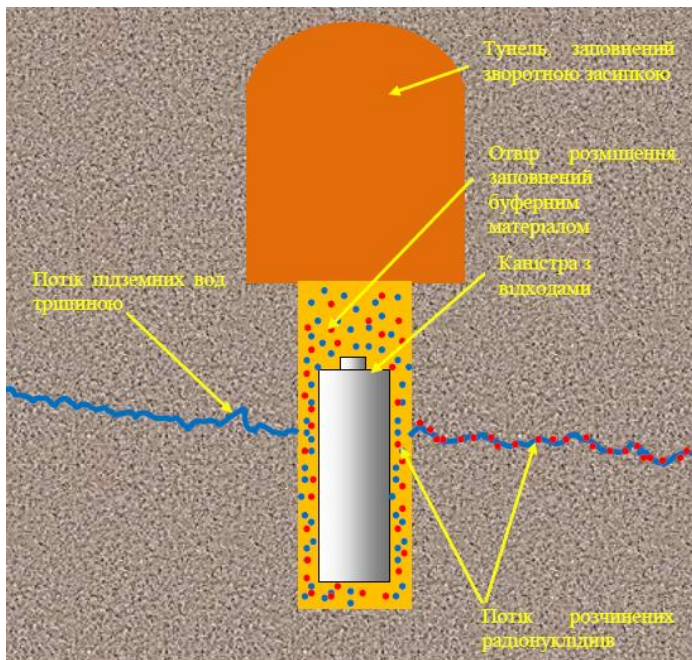


Рис. 2 – Концептуальна модель сценарію перетину отвору розміщення водоносною тріщиною

Води із водоносної тріщини розвантажуються до локального водоносного горизонту, котрий використовується для питного водопостачання (рис. 3).

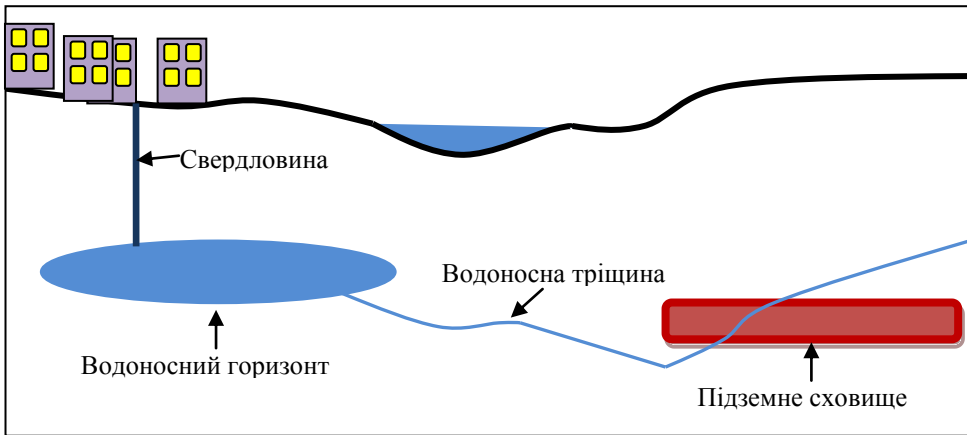


Рис. 3 – Концептуальна модель перенесення радіонуклідів водоносною тріщиною до водоносного горизонту

Математична модель, вихідні дані та обмеження

Усе сховище можна умовно розділити на елементарні комірки. Узагальнена концепція таких комірок сховища включає: 1) форму відходів, 2) каністру, що її вміщує, 3) буферний матеріал (бентоніт), 4) прилеглу гірську породу із магістральною водоносною тріщиною. Математичну модель створено і реалізовано для розрахунку міграції радіонуклідів із однієї елементарної комірки сховища в одновимірному просторі за допомогою програмного засобу Ecolago. Оцінка швидкості міграції була виконана для основних дозоутворюючих радіонуклідів Cs-137, Sr-90, Pu-239, Am-241. Передбачається, що радіонукліди в каністрі розміщені рівномірно. Маса форми відходу в такій елементарній комірці сховища складає 960–1000 кг. Початкові активності радіонуклідів в одній каністрі на момент часу «0» математичної моделі прийнято Cs-137 – $9,77E+15$, Sr-90 – $9,84E+15$, Pu-239 – $2,33E+12$, Am-241 – $1,30E+14$ Бк (розраховано за даними [4]). При переході до математичної моделі від концептуальної було зроблено ряд спрощень та обмежень.

Було прийнято, що каністра буде виконувати функцію ізоляції 500 років з моменту закриття отвору розміщення каністр. Зауважимо, що протягом цього періоду часу велика частина тепловиділяючих радіонуклідів може розпастися до незначних рівнів. Тому, тепловим впливом на міграцію радіоактивності на момент початку виходу радіонуклідів можна знехтувати. Руйнування каністри приймається як моментальний акт зникнення функції ізоляції її оболонки, який вводиться у розрахунки відповідним коефіцієнтом у зазначений момент часу. Після цього розпочинається розчинення форми відходів і вилуговування радіонуклідів. Вилуговування радіонуклідів та їх перехід в іонну форму (колоїдна форма не враховується) вважається джерелом міграції радіонуклідів для моделювання.

Математична модель описує вилуговування i -го радіонукліду у моделі за формулою:

$$L_i = \frac{S_c \times Cl_i}{W_{dif}}; \quad (1)$$

де S_c – площа форми відходів, яка доступна до вилугування; Cl_i – коефіцієнт вилугування i -го радіонукліду; W_{diff} – коефіцієнт, що визначається швидкістю дифузії води через бентонітовий буфер.

Форма відходів для ОВАВ являє собою натрій-боро-алюмо-фосфатне скло зі швидкістю вилугування: для Cs – 10^{-6} , Sr – 10^{-6} , Pu – 10^{-7} г/см²·добу [4].

Математична модель джерела міграції передбачає, що радіонукліди із матриці відходів миттєво переходять у іонообмінну форму, при цьому швидкість вилугування регулюється коефіцієнтами вилугування і дифузією води до каністри через буферний матеріал.

У буферному матеріалі відбувається процес дифузії та сорбції радіонуклідів. У програмному середовищі Ecolago дифузія радіонуклідів через бентонітовий буфер записується формулою:

$$Dif = \frac{D}{(R \times dx^2)}, \text{ де} \quad (2)$$

Dif – дифузійне перенесення; D – коефіцієнт дифузії, R – коефіцієнт затримки.

Для розрахунків коефіцієнта затримки для бентоніту використовувалися коефіцієнти розподілу, наведені в таблиці 1.

Таблиця 1 – Коефіцієнти розподілу радіонуклідів (Kd) у бентонітовому буфері [7]

Радіонуклід	Kd, м ³ /кг
Cs-137	$4,8 \times 10^{-2}$
Sr-90	$1,4 \times 10^3$
Pu-239	$9,9 \times 10^1$
Am-241	$3,2 \times 10^1$

Приймається, що дифузія відбувається рівномірно на усій площі контакту каністри із буферним матеріалом і лише у напрямку від стінки каністри до стінки отвору розміщення. Також приймається, що усі радіонукліди, котрі пройшли за межі буферного матеріалу, потрапляють до водоносної тріщини.

Вода, яка рухається тріщиною від отвору розміщення, розвантажується у локальний водоносний горизонт. Шлях, пройдений водою після контакту із буферним матеріалом, становить 3000 м. Приймається, що тріщина лінійна у проекції на вісь і має переріз правильного циліндру. Швидкість потоку у тріщині приймається [7] – $6,14 \times 10^{-3}$ м³/рік.

Перенесення речовини через відкриту тріщину розраховується за формулою:

$$F = Qf/L - Sf \cdot Di, \quad (3)$$

де: F – перенесення речовини у тріщині, Qf – лінійна швидкість потоку у тріщині (розраховується із об'ємної швидкості потоку), L – відстань по тріщині до контрольної точки, Sf – внутрішня площа тріщини, Di – коефіцієнт дифузії радіонуклідів у граніті.

Розчинені речовини в іонній формі рухаються тріщиною зі швидкістю потоку, а на межі контакту підземної води із стінкою тріщини відбувається дифузія у граніт. Відповідні коефіцієнти дифузії наведені у таблиці 2. Приймається, що стінки тріщини ідеально рівні без утворень вторинних мінералів, а дифузія відбувається лише на поверхні водоносної тріщини.

Таблиця 2 – Коефіцієнти дифузії для розрахунку міграції речовини у відкритій тріщині

Речовина	De (m ² /s)
Cs	1,0E-8 [8]
Sr	1,7E-13 [9]
Pu	2,6E-13 [10]
Am	2,6E-13 [10]

Усі процеси математичної моделі зводяться до єдиної системи диференціальних рівнянь першого порядку, яка вирішується для кожного моменту часу програмними засобами Ecolago.

Для розрахунків ризику для цільової групи населення приймається, що об'єм водоносного горизонту становить 10⁶ м³, а коефіцієнт розбавлення концентрації радіонуклідів, що надходять до нього, прийнято рівним 1. Коефіцієнт водообміну водоносного горизонту також прийнято 1. Такі величини для коефіцієнтів прийняті з дотриманням консервативного підходу, тобто приймається, що усі радіонукліди, які надійшли тріщиною до водоносного горизонту, одразу рівномірно розподіляються по всьому його об'єму, а зниження концентрації радіонуклідів через розбавлення не враховується. Передбачається, що води водоносного горизонту добуваються через свердловину і подаються для господарсько-питного водопостачання без очищення. Споживання води для однієї людини приймається на рівні 3 л/добу.

Отримані результати та їх обговорення

У результаті виконання розрахунків отримано часові залежності швидкості міграції радіонуклідів. Величини максимальної швидкості міграції та часовий момент її досягнення наведені у таблиці 3, а динаміка зміни швидкості міграції радіонуклідів наведена на рис. 4.

Таблиця 3 – Розраховані максимальні швидкості міграції радіонуклідів на виході із водоносної тріщини та загальна кількість радіонукліду

Радіонуклід	Максимальні швидкості можливої міграції радіонуклідів, Бк/рік	Кількість радіонукліду, що надійшла до водоносного горизонту за весь період розрахунку, % від початкової кількості радіонукліду в каністрі
Cs-137	9,12E+06	3,0E-04
Sr-90	3,83E+07	3,0E-04
Am-241	6,40E+07	5,8E-02
Pu-239	2,88E+06	1,3E-02

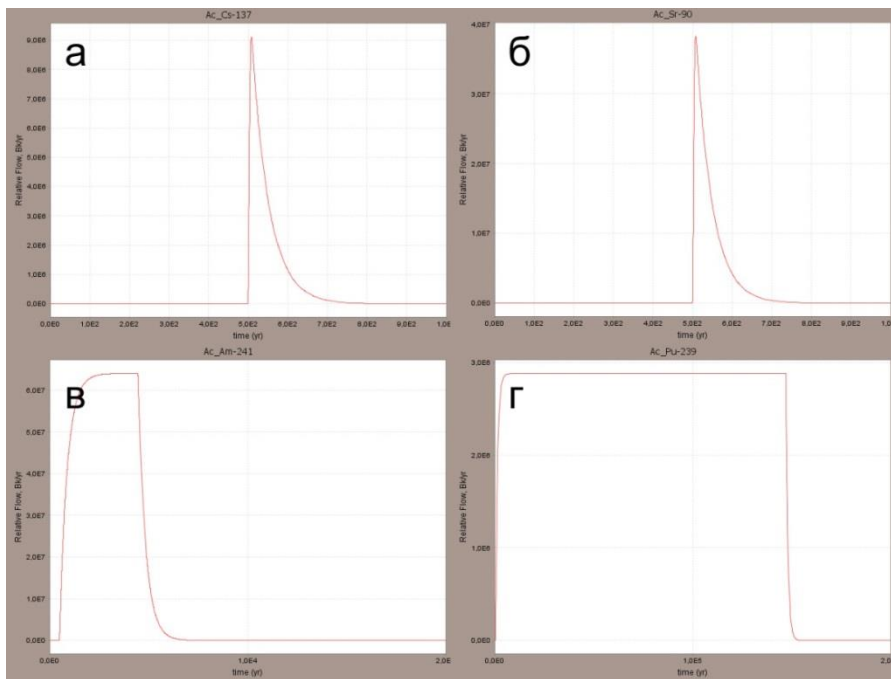


Рис. 4 – Швидкість виносу: а) Cs-137, б) Sr-90, в) Am-241, г) Pu-239

Розпад більшої частини короткоіснуючих радіонуклідів (Cs-137 і Sr-90) відбувається ще до розгерметизації канистри. Графіки динаміки швидкості виносу довгоіснуючих Am-241 та Pu-239 вказують на те, що досягнута максимальна швидкість їх виносу утримується протягом значного періоду часу.

Сумарні кількості винесених радіонуклідів за весь період розрахунку у порівнянні з їх початковими кількостями у момент часу «0» дуже незначні (табл. 3), що пояснюється ефективною затримкою радіонуклідів буферним матеріалом та їх дифузією у стінки тріщини.

Для підтримання консервативної лінії оцінки безпеки ГС РАВ було розраховано максимальний сумарний ризик летального випадку у дорослого населення, яке споживає питну воду із свердловини, пробуреної до локального водоносного горизонту, у який відбувається розвантаження води, що рухається тріщиною від підземного сховища. Як вихідні дані використовувалися значення максимального виносу відповідних радіонуклідів, незалежно від моменту часу досягнення максимального виносу. Розглядався один сценарій опромінення цільової групи – споживання радіонуклідів із питною водою за умови отримання всієї добової норми споживання води лише із зазначеної свердловини. Для розрахунків ризику було використано коефіцієнти із публікації [11].

Розрахований за таких умов сумарний ризик летального випадку у дорослого населення протягом всього життя становить $2,81E-07$. Якщо, прийняти середню тривалість життя рівною 70 рокам, то величина сумарного ризику летального випадку за рік складе $4,02E-09$.

Отримане значення ризику на два порядки нижче нормативного значення у $5E-07$ /рік, наведеного в [1].

Висновки

1. Виконано оцінку швидкості міграції радіонуклідів із однієї каністри ОБАВ, розміщеної у неконкретизованому геологічному сховищі, розміщеному у гранітах. Розрахунки отримано шляхом математичного моделювання за допомогою програмного засобу Ecolago. Встановлено, що розраховані максимальні швидкості міграції з інженерних і природних бар'єрів сховища складають: для Cs-137 – $9,12\text{E}+06$; Sr-90 – $3,83\text{E}+07$; Am-241 – $6,40\text{E}+07$; Pu-239 – $2,88\text{E}+06$ Бк/рік.

2. Сумарні кількості винесених радіонуклідів за весь період розрахунку у порівнянні з їх початковими кількостями у каністрі з ОБАВ становлять для Cs-137 – $3,0\text{E}-04$; для Sr-90 – $7,5\text{E}-06$; Am-241 – $5,8\text{E}-02$; Pu-239 – $1,3\text{E}-02\%$. Тим самим показано, що абсолютна більшість маси радіонуклідів ефективно затримується системою інженерних та природними бар'єрами.

3. Розрахована величина ризику летального випадку для репацієнтів за рік склала $4,02\text{E}-09$, що є значно нижче нормативного значення у 5×10^{-7} /рік.

Наведені результати отримані за умов присутності значної кількості невизначеностей. По мірі накопичення даних щодо конструкції ГС, кількості і характеристик ОБАВ, системи бар'єрів, вміщуючого середовища і місця розташування ГС можна буде отримувати більш точні результати для проектування і створення глибинних сховищ у кристалічних породах (гранітах), використовуючи даний підхід і модифікуючи його.

Результати щодо швидкості міграції радіонуклідів через системи інженерних і природних бар'єрів ГС у гранітах до біосфери, оцінка ризиків для населення дає підстави для проектування і подальшого створення ГС РАВ в Україні на одному з перспективних майданчиків у Чорнобильській зоні відчуження або прилеглих районах.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Вимоги до вибору майданчиків для розміщення сховища для захоронення радіоактивних відходів (НП 306.4.149-2008), затверджено наказом Держатомрегулювання від 14.11.2008 № 188, зареєстровано у Мін'юсті 08.12.2008 за № 1166/15857. Офіційне видання. Офіційний вісник України від 22.12.2008 2008 р., № 95, стор. 141.
2. TR-11-01. Long-term safety for the final repository for spent nuclear fuel at Forsmark. Main report of the SR-Site project. Stockholm: SKB. – Volume I. – 2011. – 276 p.
3. Изоляция радиоактивных отходов в недрах Украины / Монография под ред. В.М. Шестопалова. – Киев: НАН Украины, НИЦ РПИ, 2006. – 398 с.
4. Наказ Кабінету Міністрів України № 484 від 04.07.2012 Про затвердження Вимог до контейнерів для зберігання високоактивних радіоактивних відходів від переробки відпрацьованого ядерного палива реакторів ВВЕР-440 / Міністерство енергетики та вугільної промисловості України. – Офіц. вид. – Офіційний вісник України від 14.09.2012. – стаття 2772. – № 67. – 2009. – С. 493.
5. Державні гігієнічні нормативи. Норми радіаційної безпеки України, доповнення: Радіаційний захист від джерел потенційного опромінення (НРБУ-97/Д-2000), затверджені постановою Головного державного санітарного лікаря України від 12.07.2000 № 116.
6. Основні санітарні правила забезпечення радіаційної безпеки України, затверджені наказом Міністерства охорони здоров'я України від 02.02.2005 № 54, зареєстрованим в Міністерстві юстиції України 20.05.2005 за № 552/10832.

7. Safety Case for the Disposal of Spent Nuclear Fuel at Olkiluoto – Models and Data for the Repository System 2012 Part 2. – Posiva Report. – Olkiluoto: Posiva, 2013. – P. 551.
8. Masaki Tsukamoto. Effects of biotite distribution on cesium diffusion in granite // Chemical Geology. – 1993. – V. 107 (1–2). – P. 29–46.
9. Tetsuji Yamaguchi. Consideration on Effective Diffusivity of Strontium in Granite / Tetsuji Yamaguchi, Yoshiaki Sakamoto, Muneaki Senoo // Journal of Nuclear Science and Technology. – 1993. – V. 30[8]. – P. 796–803.
10. Moore S.M. Uranium diffusion in soils and rocks [Електронний ресурс] / Moore S.M., Shackelford C.D. // Tailings and Mine Waste '11 Proceedings of the 15th International Conference on Tailings and Mine Waste, Vancouver, B.C., November 6–9, 2011. – Електронні дані. – Norman B. Keevil Institute of Mining Engineering, University of British Columbia. Vancouver, BC, Canada, 2011. – P. 549–561. – Режим доступу: <https://circle.ubc.ca/handle/2429/38036>.
11. Peterson J. Radiological and Chemical Fact Sheets to Support Health Risk Analyses for Contaminated Areas [Електронний ресурс] / MacDonell M., Haroun L., Monette F. – Електронні дані. – 2007. – Режим доступу: <http://www.nuceng.ca/refer/radiation/anl-factsheets.pdf>

Стаття надійшла до редакції 17.08.2016

УДК 004.65+519.6

А.В. ЯРЕМИЧ, С.Д. ІСАЄВ

CFD МОДЕЛЮВАННЯ ПОШИРЕННЯ ЗАБРУДНЮЮЧИХ РЕЧОВИН АТМОСФЕРНОГО ПОВІТРЯ В СЕРЕДОВИЩІ МІСЬКОЇ ЗАБУДОВИ

***Анотація.** Використовуючи методи CFD моделювання, польових досліджень та ГІС-аналізу, досліджені та верифіковані шляхи поширення ЗР в умовах міської забудови для 8 основних напрямків поширення повітряних мас на основі побудованої тривимірної моделі об'єкта дослідження, а також детерміновані основні особливості архітектурних форм та міського планування, які сприяють поширенню забруднюючих речовин атмосферного повітря в середовищі міської забудови.*

***Ключові слова:** CFD, моделювання поширення забруднень, урбоекологія, вплив архітектури.*

Перелік скорочень та термінів

ЗР – забруднюючі речовини;

ТЗЗР – турбулентне засмоктування забруднюючих речовин;

КПЗР – канал перенесення забруднюючих речовин;

ДВЗ – двигун внутрішнього згоряння;

ГІС – геоінформаційна система;

CFD – (Computational Fluid Dynamics) – підрозділ методів прикладної математики для розрахунку динаміки потокових процесів;

CAD – (Computer-aided manufacturing) – система автоматизованого проектування;

Домен – тривимірна розрахункова модель середовища, що вміщує в собі об'єкт дослідження та є чітко обмеженою в просторі.

Вступ

Значний вплив на поширення забруднення атмосферного повітря в міському середовищі має особливість розташування та геометрія архітектурних форм. Ці фактори можуть значною мірою змінювати природний, метеорологічно передбачений напрям вітру, а отже, і змінювати прогнозовані шляхи поширення забруднюючих речовин. Існуючі в Україні методики розрахунку шляхів поширення забруднюючих речовин враховують лише напрямок вітру, а отже, не можуть давати достовірні результати в середовищі міської забудови.

Метою роботи є перевірка можливості застосування сучасного методу CFD моделювання для оцінки впливу напрямку вітру на якість повітря в прибудинкових територіях міської забудови. Таке моделювання може використовуватися, зокрема, під час планування архітектури та розташування споруд, а також для аналізу існуючих масивів міської забудови з метою розрахунку шляхів перерозподілу забруднюючих речовин.

У роботі пропонується конфігурація домену дослідження, яка дозволяє зручно проводити симуляцію дисперсії ЗР крізь об'єкт дослідження для 8 напрямків вітру, а також пропонується метод верифікації отриманих даних.

Вхідні дані

Із заходу на схід протяжність об'єкта дослідження складає 1332 м, а з півночі на південь – 1318 м. Площа об'єкта дослідження складає 1.03 км².

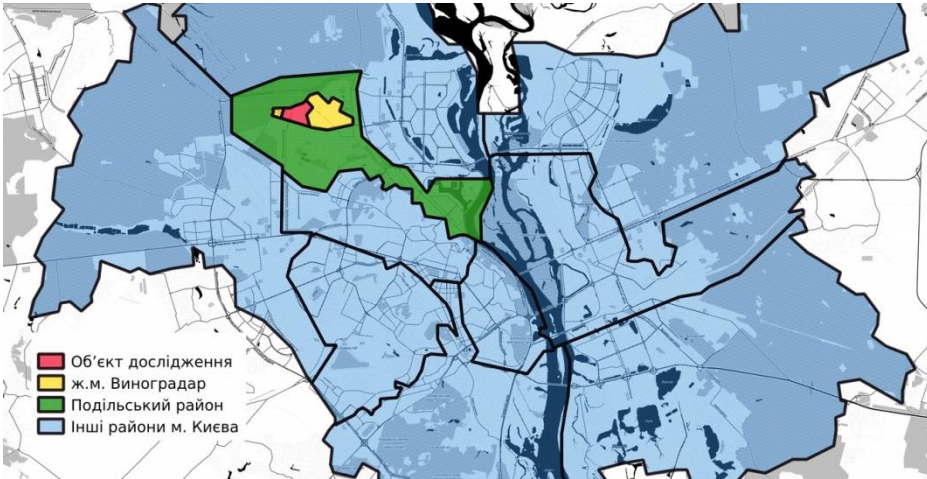


Рис. 1 – Географічне розташування об'єкта дослідження на адміністративній мапі м. Києва

Забудова та джерела викидів. Об'єкт дослідження налічує 143 архітектурні форми, з яких:

- вищих за 16 поверхів – 9;
- 16-поверхових – 17;
- 12-поверхових – 28;
- 9-поверхових – 13;
- забудова до 4 поверхів – 76.

До об'єкта дослідження прилягають 5 автошляхів, які є головними лінійними джерелами викидів ДВЗ:

- проспект Правди;
- проспект Георгія Гонгадзе;
- проспект Свободи;
- проспект Василя Порика;
- вулиця Маршала Гречка.

Сумарна довжина джерел лінійного викиду рівняється 6608 метрів.

Розраховано, що сумарна потужність джерел викиду становить 6,637 кг/с станом на час пік.

CFD моделювання поширення ЗР в повітрі

CFD моделювання перерозподілу ЗР вимагає в якості робочого простору тривимірну модель об'єму, в якому знаходиться об'єкт дослідження і де відбувається симуляція перенесення мас ЗР та перерозподілу швидкості і тиску потоку [1]. Така тривимірна модель простору навколо об'єкта дослідження називається доменом дослідження. Форма домену обрана, виходячи з фактичних вимог до моделювання.

У публікації описаний процес моделювання для 8 напрямків вітру, а саме: північного, південного, західного, східного, північно-західного, північно-східного, південно-західного, південно-східного.

В якості оптимальної фігури для домену моделі обрана правильна восьмикутна призма (рис. 2), кожна грань котрої відповідає джерелу вітра окремого напрямку.

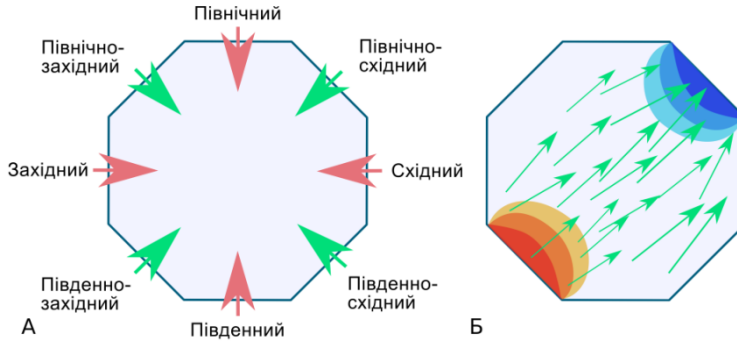


Рис. 2 – Схема восьмикутного домену моделі: А – схема напрямків вітру; Б – схема симуляції потоку повітря в домені (червоним – грань-джерело потоку повітря, вектори – потік повітря в домені, синім – область низького тиску, в яку спрямований потік повітря)

Для кожного напрямку вітру обрані 2 паралельні бічні грані восьмикутної призми (рис. 2:Б). Одна грань в такому разі в домені відповідає джерелу надлишкового тиску із заданою швидкістю повітря, а протилежна грань відповідає області від'ємного тиску, що спрямовує симульований потік повітря від однієї грані до іншої, взаємодіючи з іншими об'єктами на своєму шляху, як з перешкодами.

Для створення моделі перешкод були обрані картографічні дані об'єкта дослідження з відкритою ліцензією з ресурсу OpenStreetMaps, прив'язані до системи координат WSG-84N36 в середовищі QGIS (рис. 3) та вивантажені в CAD середовище для створення тривимірної моделі. Висоти забудови визначалися на основі інструментів Google Earth Pro [2].



Рис. 3 – Карта-схема завантажених ГІС-даних для подальшої обробки

Характеристики створеного домену:

- відстань між бічними гранями: 1316 м;
- висота: 400 м.

Після створення тривимірної моделі вона була конвертована в тривимірну триангуляційну сітку за допомогою програмного алгоритму “NETGEN 1D-2D-3D” [3] в середовищі Salome Platform (рис. 4).

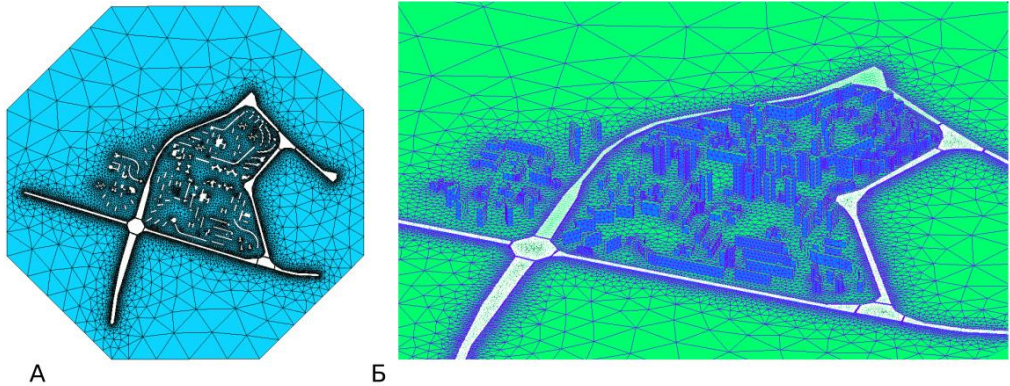


Рис. 4 – Триангульована внутрішня поверхня домену: А – вид внутрішньої поверхні зверху; Б – вид внутрішньої поверхні в перспективі

CFD моделювання поширення ЗР крізь створену модель здійснювалося в середовищі Code_Saturne. Кожна грань являє собою обмежуючу поверхню, за якою симуляція не відбувається. Для кожного сегмента лінійного джерела забруднення були задані скалярні показники потужності викидів згідно з проведеними розрахунками на основі даних спостереження та підрахунку кількості та інтенсивності автотранспорту для кожної ділянки. Для усіх внутрішніх граней тривимірного домену, окрім граней сторін, верхньої грані, та граней доріг, був заданий коефіцієнт нерівності значенням 1 м. Цей параметр потенційно дозволяє врахувати різноманіття рельєфу, яке формується об'єктами благоустрою, зеленими насадженнями та фасадами забудови. Для моделювання була задана середня для місцевості швидкість вітру 4 м/с.

Моделювання здійснювалося в 35 кроків, еквівалентних 300 секундам поширення ЗР.

Результатом моделювання поширення ЗР стали 8 окремих наборів просторової інформації, візуалізовані у вигляді растрових зображень, які після обробки були завантажені до ГІС та прив'язані до системи координат. Кожне растрове зображення репрезентує шляхи поширення ЗР крізь забудову дослідної ділянки для кожного з 8 окремих напрямків вітру (рис. 5: А – Ж), а також містить дані про ймовірний градієнт концентрацій ЗР.

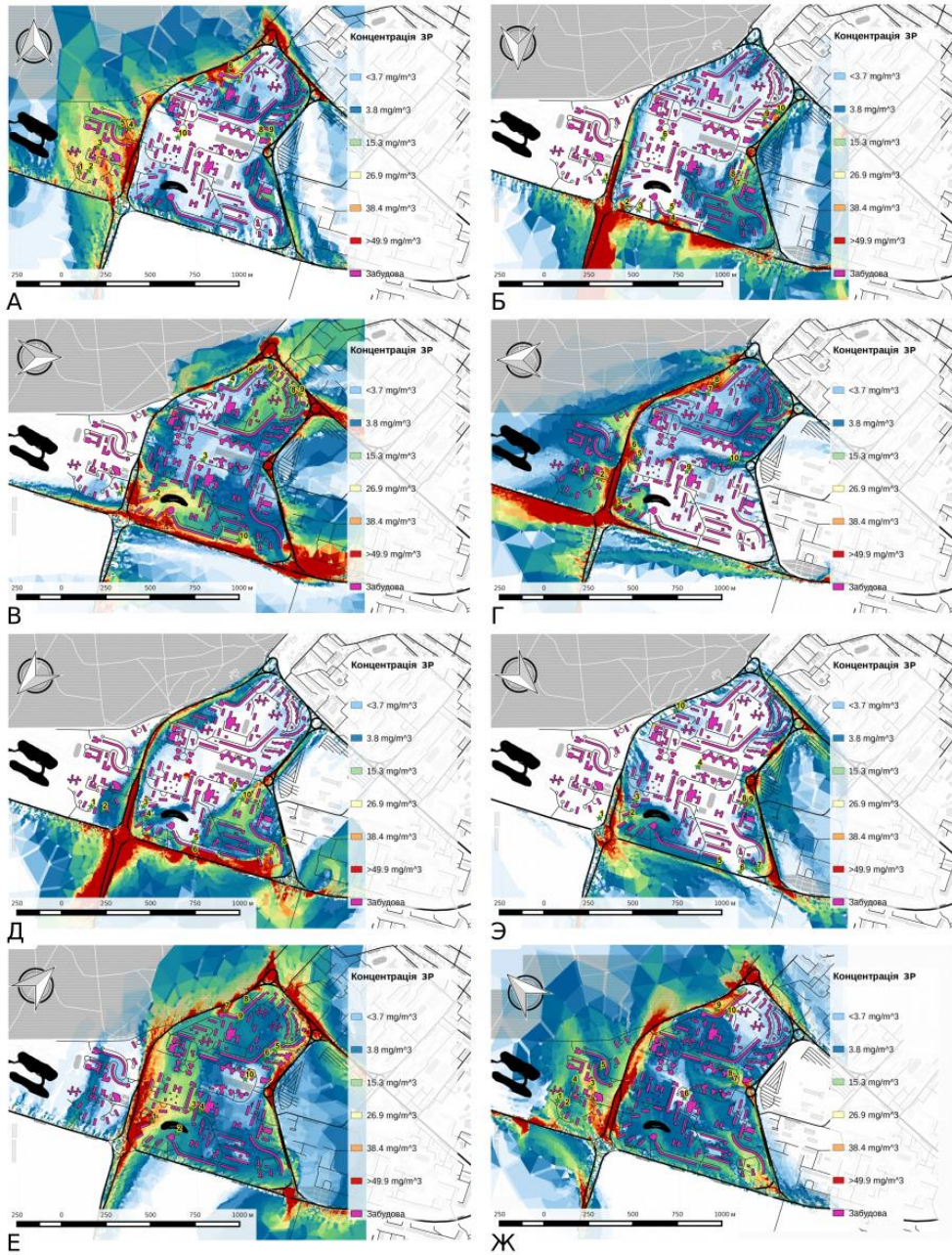


Рис. 5 – Результати CFD моделювання поширення ЗР через модель дослідної території: А – південний напрямок вітру; Б – північний напрямок вітру; В – східний напрямок вітру; Г – західний напрямок вітру; Д – південно-західний напрямок вітру; Е – південно-східний напрямок вітру; Є – північно-західний напрямок вітру; Ж – північно-східний напрямок вітру; нумеральні позначки – пункти контрольних замірів

Верифікація результатів моделювання

Верифікація результатів дослідження здійснювалася шляхом польових досліджень.

Для даних моделювання для кожного напрямку вітру були визначені контрольні пункти замірів, по 10 для напрямку, які включали локації з максимальними та мінімальними розрахунковими концентраціями ЗР – точки контрасту. Для отримання відомостей про фактичний рівень ЗР в повітрі використовувався експериментальний моніторинговий прилад, чутливий до компонентів викидів бензинових та дизельних ДВЗ та супутніх сполук. Для замірів обиралися дні без опадів та зі швидкістю вітру близькою до 4 м/с.

Таблиця 1 – Матриця коефіцієнтів кореляційного аналізу результатів замірів з результатами моделювання

Напрямок вітру	Північний	Північно-західний	Західний	Південно-західний	Південний	Південно-східний	Східний	Північно-східний	Σcor
Органічні сполуки	0.140	0.275	0.666	0.630	0.568	0.338	0.838	0.686	4.141
Озон	0.101	-0.200	0.742	0.682	0.631	0.725	0.569	0.793	4.043
Викиди диз. ДВЗ	0.228	0.703	0.807	0.481	0.842	0.695	0.776	1.000	5.531
Викиди бенз. ДВЗ	0.564	0.357	0.409	0.717	0.806	0.770	0.770	0.689	5.083
Σ напрямки вітру	1.033	1.136	2.624	2.510	2.847	2.528	2.952	3.168	-

Кореляційний аналіз свідчить, що найкращий збіг спостерігався за північно-східного напрямку вітру та для компонентів викидів дизельних ДВЗ.

Вплив геометрії та схеми розташування забудови на депонування та перерозподіл ЗР

Операція над результатами моделювання здійснювалася в геоінформаційній системі QGIS за допомогою методу растрової калькуляції, який дозволяє здійснювати математичні операції за заданою формулою над растровими зображеннями як над матрицями значень. Кожна точка растру в процесі обчислень взаємодіє з точкою іншого растру, у якій ті ж самі координати, що й у точки першого растру. Результат візуалізується у вигляді растрового зображення, що зібране із сукупності обрахованих значень.

Для виявлення критичних зон забруднення, в яких викиди ДВЗ прогнозовано депонуються за будь-яких напрямків вітру, доцільно розраховувати середнє геометричне значення рівнів ЗР для усіх 8 змодельованих напрямків вітру.

Середні геометричні значення дають можливість виявити, на які ділянки території забруднення потрапляє за усіх напрямків вітру.

Растрова калькуляція середнього геометричного проведена в середовищі QGIS за формулою:

$$R_{\text{геом}} = \sqrt[8]{N * W * E * S * NW * NE * SW * SE}$$

де: $R_{\text{геом}}$ – результатне растрове зображення;

N – растр результатів моделювання для північного напрямку вітру;

W – растр результатів моделювання для західного напрямку вітру;

E – растр результатів моделювання для східного напрямку вітру;

S – растр результатів моделювання для південного напрямку вітру;

NW – растр результатів моделювання для північно-західного напрямку вітру;

NE – растр результатів моделювання для північно-східного напрямку вітру;

SW – растр результатів моделювання для південно-західного напрямку вітру;

SE – растр результатів моделювання для південно-східного напрямку вітру.

Результати візуалізовані в зручній для сприйняття палітрі та надані на рис. 6.

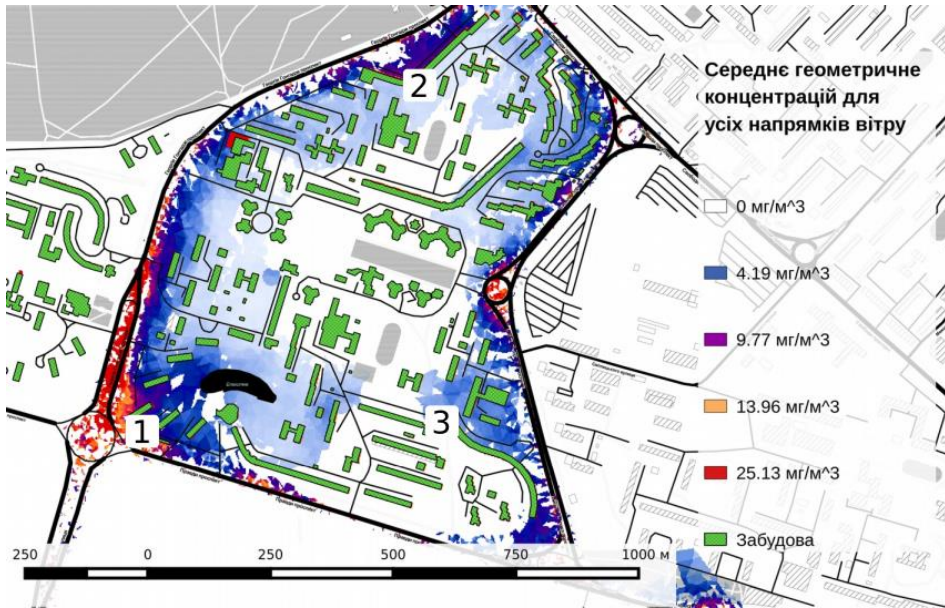


Рис. 6 – Середні геометричні значення поширення забруднення:

- 1 – сукупність будинків на розі пр. Правди та пр. Гонгадзе; 2 – комплекс будинків за адресою пр. Гонгадзе 28, 30, 32А; 3 – комплекс пунктів продажу за адресою пр. Порики 13, 13А, 13Б, 13В

Результати розрахунків вказують на наявність зон, забруднення яких відбувається за будь-яких напрямків вітру. Найбільший інтерес являє сукупність житлової забудови на розі пр. Правди та пр. Гонгадзе (рис. 6:1). Через особливості планування території спостерігається явище засмоктування забруднення в середину мікрорайону за рахунок утворення в його центрі зони пониженого тиску, яка створюється внаслідок дії аеродинамічних законів, що описуються рівняннями Нав'є – Стокса.

Це пояснюється тим, що швидкість вітру на околицях мікрорайону є вищою, ніж в його середині, за умови, що будинки на околиці перпендикулярні до напрямку вітру. Це створює ефект засмоктування повітряних мас з центру району до його периферії зі сторін бічного обтікання. У свою чергу повітряні маси разом з ЗР з підвітряного від району боку засмоктуються в середину району, заміщаючи собою повітряні маси, що перемістилися до зовнішніх меж району, які обтікаються вітром.

Також характерним є комплекс з лінійно розташованих будинків за адресою пр. Гонгадзе 28, 30, 32А (рис. 6). Через особливість форми даний комплекс за більшості напрямків вітру або ініціює засмокування забруднень у турбулентний вихор з підвітряного боку комплексу, або ж депонує ЗР внаслідок прямого їх перенесення до фронтальної частини комплексу.

Результати аналізу свідчать, що мешканці житлових комплексів в зонах 1 та 2 перебувають під перманентним впливом ЗР ДВЗ.

Окрім зон житлової забудови, які перебувають під перманентним впливом ЗР, також присутні зони, недосяжні для забруднення за будь-яких напрямків вітру.

В якості рівняння для обчислення використана формула середніх арифметичних растрових значень ЗР для усіх напрямків вітру.

Формула середнього арифметичного растрової калькуляції:

$$R_{\text{арифм}} = \frac{(N + W + E + S + NW + NE + SW + SE)}{8}$$

де: $R_{\text{арифм}}$ – результатне растрове зображення;

N – растр результатів моделювання для північного напрямку вітру;

W – растр результатів моделювання для західного напрямку вітру;

E – растр результатів моделювання для східного напрямку вітру;

S – растр результатів моделювання для південного напрямку вітру;

NW – растр результатів моделювання для північно-західного напрямку вітру;

NE – растр результатів моделювання для північно-східного напрямку вітру;

SW – растр результатів моделювання для південно-західного напрямку вітру;

SE – растр результатів моделювання для південно-східного напрямку вітру.

Результати візуалізовані в зручній для сприйняття палітрі та надані на рис. 7.

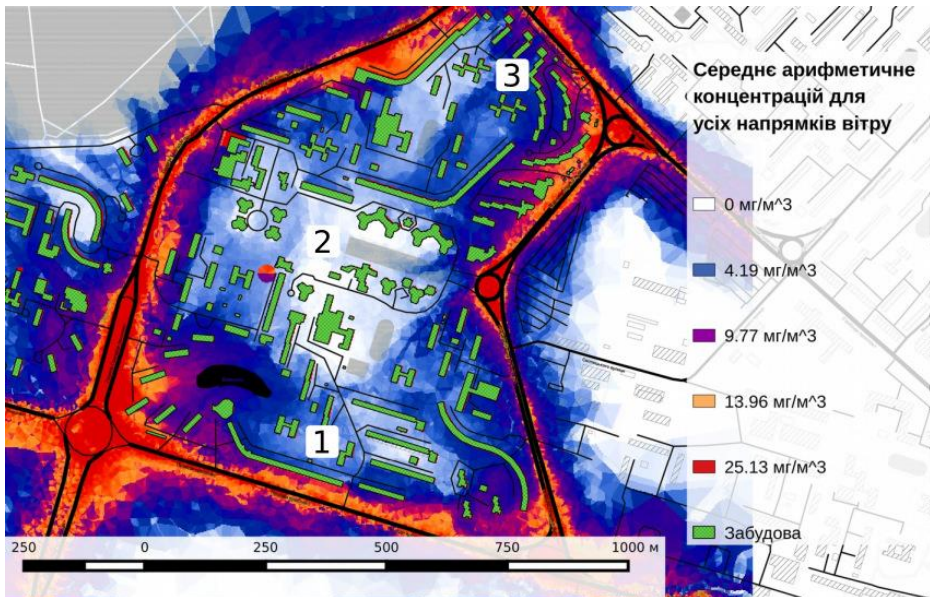


Рис. 7 – Середні арифметичні значення поширення забруднення: 1 – сукупність будинків за адресою пр. Гонгадзе 7 та 9; 2 – центр мікрорайону; простір за житловим комплексом за адресою пр. Гонгадзе 28, 30, 32А; 3 – простір між будинками за адресою пр. Правди 80А та 80Б

У результаті розрахунків виявилося, що найбільш захищеним від впливу забруднень за всіх напрямків вітру є центр мікрорайону, де знаходиться середня школа № 3, а також внутрішнє подвір'я сукупності житлових будинків за адресами пр. Гонгадзе 7 та 9. Разом з тим пункти 3 та 4 також показують прогнозовано невисокий рівень забруднення.

В описаних випадках прогнозується явище майже повної ізолюваності. Також яскраво виражений ефект ізолюваності від ЗР відзначається для сторін будинків, позиційованих до центру мікрорайону.

Обговорення результатів

Внаслідок обробки та ГИС-аналізу результатів моделювання виявлені певні особливості, що сприяють депонуванню та перерозподілу ЗР в середовищі міської забудови.

Змодельовано, що ефект ТЗЗР [4][5] найчастіше проявлявся для витягнутих 9-поверхових архітектурних форм, паралельних джерелу забруднення.

Вертикальний переріз результатів моделювання та схематичне зображення турбулентного вихору, що є причиною ТЗЗР, проілюстровані на рис. 7.

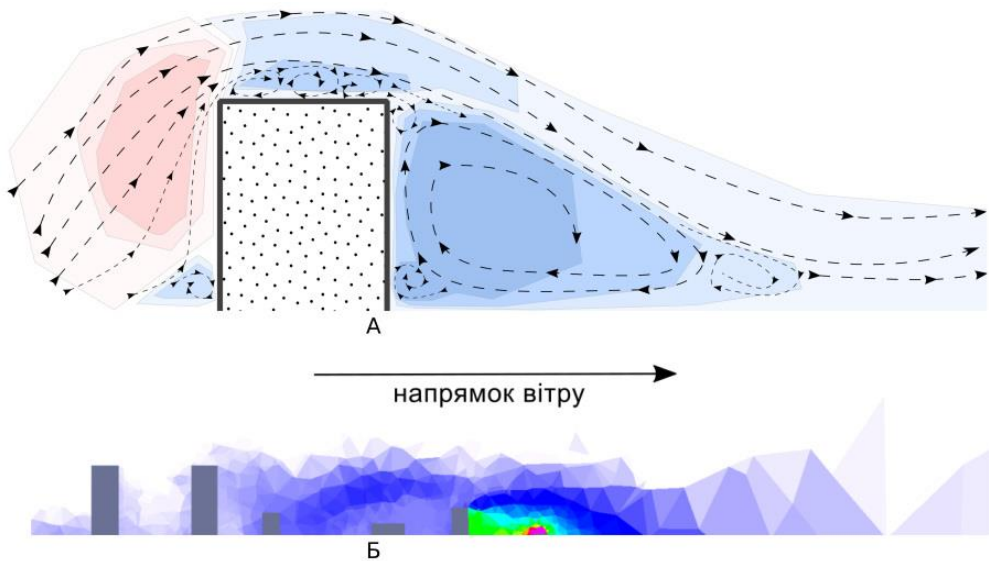


Рис. 7 – Депонування ЗР з підвітряного боку архітектурних форм: А – ефект виникнення турбулентного вихра з підвітряного боку архітектурної форми (стрілками вказаний напрям руху потоків повітря; червоним кольором зображена зона високого тиску; синім – зона низького тиску); Б – вертикальний переріз результатів моделювання для ефекту ТЗЗР біля будинків за адресою пр. Гонгадзе 28, 30, 23 для південного напрямку вітру (червоним кольором зображені к-ції вищі від 50 мг/м^3 , білим – к-ції нижчі від 3.9 мг/м^3)

Пришвиджені потоки повітря утворюються згідно з Каньйонним ефектом [4][5] вздовж довгих прямих вулиць, оточених забудовою. За умов виникнення в середині масиву забудови області низького тиску створюються передумови, за яких повітряні маси з підвітряного боку від масиву

засмоктуються всередину через утворений будинками портал, компенсуючи область низького тиску всередині.

Слід зазначити, що таке розташування архітектурних форм також ініціює поширення ЗР і за фронтального напрямку вітру, адже не створює перешкод і створює шлюз, через який ЗР з джерела забруднення безпосередньо переносяться вглиб житлового масиву. Особливо інтенсивне пряме перенесення спостерігається у випадках, коли торці будинків знаходяться біля пожвавленого перехрестя. За таких умов, якщо напрям руху вітру співпадає з напрямком лінійного джерела забруднення, то через шлюз з будинків відбувається інтенсивне перенесення ЗР, що збираються повздовжніми потоками повітря з автошляхів.

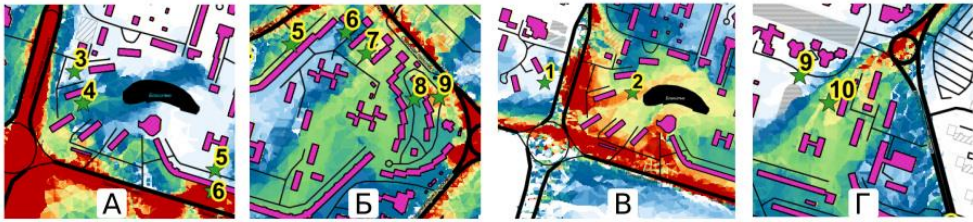


Рис. 8 – Вплив плану розташування будинків на перерозподіл ЗР: А – південно-західне засмоктання ЗР за північно-східного вітру; Б – північно-східне засмоктання ЗР за західного напрямку вітру; В – пряме західне перенесення ЗР; пряме північно-східне перенесення ЗР; (нумеральні позначки – пункти контрольних замірів)

Явища депонування забруднення в прибудинковій зоні найбільше помітні для видовжених будинків, що знаходяться паралельно джерелу забруднення (рис. 8.А, 8.Б). За таких випадків ЗР депонується через явище ТЗЗР за умови, що лінійне джерело забруднення знаходиться з підвітряного від будівлі боку. Проте найбільшому депонуванню за будь-яких напрямків вітру сприяє вигнута форма будівлі, чому свідчить результат середнього геометричного від усіх результатів моделювання (рис. 6).

Висновки

1. Доведено, що результати CFD моделювання поширення ЗР корелюють з результатами замірів, а отже, метод моделювання є дієвим.
2. Виявлено, що найбільше ЗР депонується в повітрі вздовж видовжених 9-поверхових комплексів забудови, що мають вигин кінцями в бік джерела ЗР.
3. Встановлено, що поширенню ЗР в середовищі міської забудови сприяють комплекси паралельно розташованої забудови, що позиційовані до автошляхів бічними фасадами.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Yucong MIAO. Simulating Urban Flow and Dispersion in Beijing by Coupling a CFD Model with the WRF Model [Електронний ресурс] / MIAO Yucong, LIU Shuhua, CHEN Bicheng [and other] // Advances in Atmospheric Sciences. – 27.01.2013. – № 30. – С. 1663–1678. – режим доступу: <http://www.iapjournals.ac.cn/aas/article/2013/0256-1530-30-1663.html>. – дата звернення: 03.03.2015.

2. Ghaffarian Salar. Automatic building detection based on supervised classification using high resolution google earth images [Електронний ресурс] / Salar Ghaffarian, Saman Ghaffarian // The International Archives of the Photogrammetry, Remote Sensing and Spatial Information Sciences. – 7.09.2014. – № 3.– С. 101–106.– режим доступу: <http://goo.gl/ztnCBD>.– дата звернення: 20.04.2015.
3. Schoberl Joachim. NETGEN An advancing front 2D/3D-mesh generator based on abstract rules [Електронний ресурс] / Joachim Schoberl // Computing and Visualization in Scienc. – 21.01.1997. – № 1. – С. 41–52. – режим доступу: http://www.asc.tuwien.ac.at/~schoeberl/wiki/publications/netgen_org.pdf. – дата звернення: 20.04.2015.
4. Shishegar Nastaran. Street Design and Urban Microclimate: Analyzing the Effects of Street Geometry and Orientation on Airflow and Solar Access in Urban Canyons [Електронний ресурс] / Nastaran Shishegar // Journal of Clean Energy Technologies. – 01.02.2014. – № 1. – С. 52–55. – режим доступу: <http://www.jocet.org/papers/013-J10008.pdf>. – дата звернення: 18.04.2015.
5. T. R. Oke. Street Design and Urban Canopy Layer Climate [Електронний ресурс] / Oke T.R. // Energy and Buildings. – 22.03.1988. – № 11. – С. 103–113. – режим доступу: <http://goo.gl/5IymC1>. – дата звернення: 23.03.2015.

Стаття надійшла до редакції 02.12.2016

UDK 351: 551.58

O. ISMAILOVA, O. VOLOSHKINA

**ANALYSIS OF THE IMPACT OF SOLAR ACTIVITY
ON INDICATORS OF CLIMATE CHANGE ON AREAS
WITHIN THE DNIESTER RIVER BASIN**

Abstract. *Investigated the change of climate in the Carpathian region. The authors evaluated the impact of solar activity on indicators of climate change. Analysis based on data that were obtained from meteorological stations located within the Dniester river basin. Research period is 65 years. The author based on statistics made mathematical analysis of the impact of solar activity on the change of air temperature and amount of precipitation in the region. Mathematical dependence of these quantities, which allows making predictions of future changes in amount of precipitation, depending on the future activity of the sun.*

Keywords: *Wolf numbers, climate change, amount of precipitation, correlation analysis, temperature.*

Introduction

In this study evaluated the impact of solar activity on the main indicators of global climate change. The problem of global climate change is one of the important problems of the modern world.

To investigate was chosen the territory within of the Dniester River basin. Dniester is the largest transboundary river in Western Ukraine and Moldova. The total length of 1380 km of the river, in Ukraine it is 925 km (68%), respectively, within the Dniester Moldovan length is 652 km. Dniester Basin watercatchment area of 72.1 thousand km², of which in Ukraine is 52.7 thousand km² (73.1%), respectively within Moldova – 19.4 thousand km² (26.9%). Taking above mentioned into account, we can see the relative decreasing of Dniester water within territory of Moldova.

Data collection for the study was carried out by Hydrometeorological post located within the above mentioned basin.

This paper studied the influence of solar activity on the change in rainfall and temperature within the territory of the Dniester river basin.

Solar activity characterizes the current solar radiation and its spectral distribution, related electromagnetic phenomena and changes in the characteristics of time sun. Sunspots – a relatively dark areas on the photosphere of the Sun where intense magnetic field inhibits convection plasma and lowers its temperature to 2000 K.

Number sunspot (number Wolf) is investigated for 300 years.

Statistical evaluation of climate change in the region

To assess the climate in the region investigation was chosen two options – rainfall (mm) and average temperature (°C).

Analysis of monitoring data long-term observations of rainfall and temperature for meteorological observation posts drainage basin of the Dniester was done for the period 1945–2009 y.y. Made it possible to detect a gradual increase in both indices as for years, and for individual months.

Based on statistical data, the following conclusions were made that the temperature began to rise in the period from 1988 to 2009. From 1945 to 1988 the temperature is decreased, then increased (1945–1954, 1977–1987 – decreased, 1955–1976 – was increased), but remained almost the same range, after 1988 marked a clear stable increase in temperature on the proposed Hydrometeorological post.

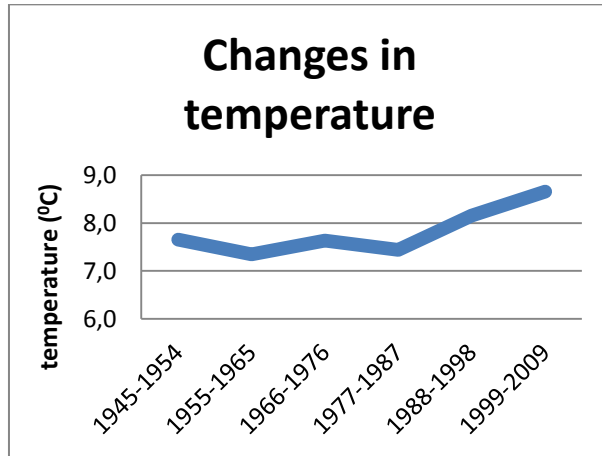


Fig. 1 – Changes in temperature for a long period in the basin of the river Dniester

Also conducting correlation analysis, we could to note that the coefficient of correlation between changes in precipitation and air temperature in the region equal to 0.53.

The impact of solar activity on the change of the temperature and precipitation in the region studied

In a subsequent study determined the impact of Wolf numbers in key indicators of climate change (temperature and rainfall).

It was conducted statistical evaluation depending annual average temperature changes of annual average Wolf numbers for a long period. For answers or solar activity affects the change in air temperature in the region conducted a correlation analysis grouped and not grouped by the data.

The values of the sample correlation coefficient $r = 0,16$ and correlation relations $\eta_{yx} = 0,19$ and $\eta_{xy} = 0,25$ point to the low correlation between the studied variables.

Therefore, further divide our time period at intervals of 22 years, corresponding to the cycles of solar activity.

As you can see in the second period rainfall has increased by 38.7 mm compared to the first period, the third – at 67.1 compared with the first and 28.4 mm compared to the second period. That is, you will notice a sharp increase in rainfall over the years. Over the past 22 years the average annual precipitation has increased by an average of 70 mm. The correlation coefficient in this case is quite large and is 0.88.

Table 1 – The average annual temperature, rainfall and Wolf numbers for 22-year periods from 1945 to 2010

Period	The average index – intensive rainfall for the period	The difference between the first and followed by a period, rainfall (mm)	The difference between the second and followed by a period, rainfall (mm)	Average air temperature indicator for the period	The difference between the first and followed by a period, air temperature ($^{\circ}\text{C}$)	The difference between the second and followed by a period, air temperature ($^{\circ}\text{C}$)	The average index of Wolf numbers for the period
1945-1966	697,1			7,53			80,41
1967-1988	735,8	+38,7		7,54	+0,01		72,99
1989-2010	764,2	+67,1	28,4	8,45	+0,92	+0,91	61,09

The same applies to the temperature in the second period, an increase of $0,01^{\circ}\text{C}$ and $0,92^{\circ}\text{C}$ in the third period. The correlation coefficient in this case is also significant (0.87). Over the past 22 years the average temperature in the region has increased about 1°C .

Grouping according to the statistics cycles of solar activity was able to get an adequate assessment of indicators of climate change. In this case, the correlation coefficients between the air temperature and the Wolf numbers, and between rainfall and Wolf numbers are high enough, -0.59 and -0.7, respectively. The coefficient of correlation of rainfall and temperature in this case is 0.55.

The average temperature has increased in the last two periods in 1989, as annual average and seasonal.

Assessing the dynamics of rainfall, we conclude that the small amount of precipitation in winter is highly likely to give significantly increased rainfall in the spring, summer and fall, compared with periods where winter rainfall was average or high. At the annual average level to say that 11-year period corresponding to the high rainfall indices coincide with a decrease in the average number of Wolf and vice versa.

Analysis of Wolf numbers impact on change in rainfall by means of mathematical modelling

For further detailed analysis was chosen 11-year period from 2000 to 2010 (Fig. 2).

The resulting correlation coefficient has a negative sign and is significant (-0.78). So we have that with increasing numbers of Wolf rainfall decreases and vice versa. Thus, reducing the number of sunspots lead to increased precipitation.

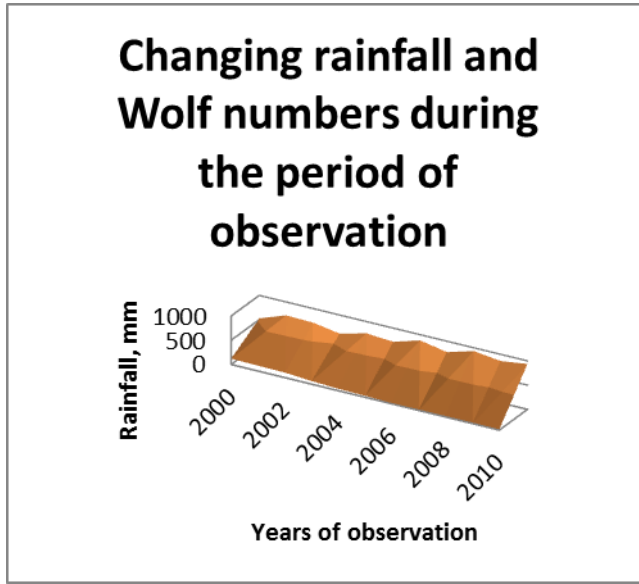


Fig. 2 – Structure of the correlation matrix is depending on the studied parameters and conducted regression analysis

Table 2 – Correlation matrix depending of numbers Wolf and rainfall

	Rainfall	Wolf number
Rainfall	1	
Wolf number	-0,781820335	1

Explore these statistics is based on the regression analysis. Linear position of points on the graph and their relatively small scattering allow direct basis for selecting linear regression model.

After regression analysis were obtained next the following equations:

$$y = 870,978 - 2,221x. \quad (1)$$

In this case, the coefficient of determination $R^2 = 0,611$, the estimated value $f = 14,151$ statistical significance F and $F = 0,004473$.

The value of statistics T $t_1 = 23,1676$, $t_2 = 3,7617$, significance $P_1 = 2,47 \cdot 10^{-9}$, $P_2 = 0,004473$. Confidence intervals $I_{0,95} (1) = (785.933, 956.023)$ $I_{0,95} (2) = (-3.5567, -0.8854)$.

Try to find a more accurate model of dependency among the studied polynomial models, was increasing step by step degree polynomial:

The degree polynomial, m	The coefficient of determination, R_m^2
2	0,65
3	0,678
4	0,819
5	0,820

According to the results presented, the most suitable model of study depending polynomial is 4 degrees.

$$y(x) = b_0 + xb_1 + x^2 b_2 + x^3 b_3 + x^4 b_4. \quad (2)$$

The results

The analysis had shown that the most appropriate model is a polynomial of the fourth degree.

Describing this dependence least squares method, the following characteristics were studied regressive dependence:

Random regression parameters $b_4 = -4,243 \cdot 10^{-5}$, $b_3 = 0,0096$, $b_2 = -0,637$, $b_1 = 9,442$, $b_0 = 845,8$.

Standard errors of these parameters: $SE_4 = -1,9 \cdot 10^{-5}$, $SE_3 = 0,00458$, $SE_2 = 0,356$, $SE_1 = 9,629$, $SE_0 = 65,663$.

Coefficient of determination $R^2 = 0,82$.

The calculated value $f = 6,77$ statistics and the number of degrees of freedom denominator of these statistics $df = 6$.

Polynomial regression equation sample is as follows:

$$y(x) = 845,8 + 9,442x - 0,637x^2 + 0,0096x^3 - 0,000042x^4. \quad (3)$$

The resulting functional relationship lets you forecast for rainfall changes depending on changes in the Wolf numbers.

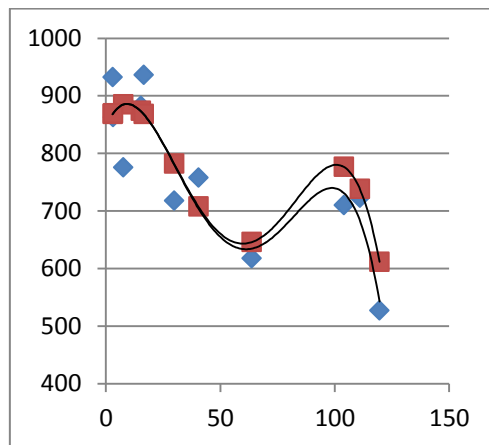


Fig. 3 – Graphic illustration depending statistical and numerical data on rainfall
Wolf numbers

Conclusions

Consequently, studies have shown that in this region (the Dniester River basin) rainfall in depends on solar activity. So with increasing sunspot rainfall decreases and vice versa. Also worth noting a sharp increase in temperatures over the past decade.

With the known methods of statistical analysis were obtained functional dependence of these quantities, which allows to make predictions of future changes in rainfall amounts depending on future solar activity.

References

1. Dangerous human-made interference with climate: A GISS modelE study- J. Hansen, M. Sato, R. Ruedy, P. Kharecha, A. Lacis, R. Miller, L. Nazarenko, K. Lo, S. Zhang (Submitted on 16 Oct 2006).
2. Climate simulations for 1880-2003 with GISS model - J. Hansen, M. Sato, R. Ruedy, P. Kharecha, A. Lacis, R. Miller, L. Nazarenko, K. Lo, D. Thresher, N. Unger, M. Yao, S. Zhang (Submitted on 16 Oct 2006 (v1), last revised 12 Apr 2007 (this version, v2)).
3. Оцінка впливу глобальних змін клімату на кількість та нерівномірність опадів у Карпатському регіоні / О.С. Волошкіна, О.В. Цікало // Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. пр. – К., 2012. – Вип. 11. – С. 62–67.

Стаття надійшла до редакції 11.10.2016

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

УДК 628.36

С.В. ТЕЛИМА, Є.О. ОЛІЙНИК

МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ РОЗРАХУНКІВ ДИНАМІКИ ҐРУНТОВИХ ВОД НА ПРИЛЕГЛИХ ДО ВОДОСХОВИЩ ТА КАНАЛІВ ТЕРИТОРІЯХ

***Анотація.** Запропоновано удосконалені аналітичні моделі оцінки динаміки ґрунтових вод на прилеглих до водосховищ та каналів територіях для прогнозування процесів підтоплення та затоплення в зонах впливу вказаних гідротехнічних споруд. Розглянуто основні розрахункові схеми фільтрації із врахуванням дренажних споруд, які дозволяють запроектувати та розробити відповідні заходи щодо захисту підтоплених земель різного призначення.*

***Ключові слова:** водосховище, канал, аналітичні моделі, підтоплення, дренаж, прогноз.*

Вступ

В Україні існує значна кількість водосховищ і каналів різного призначення, що суттєво впливає на режим ґрунтових і підземних вод на прилеглих до них територіях, особливо на ділянках з великою різницею позначок горизонтів води у порівнянні з природним рівнем ґрунтових вод. Тому прогнозування підпору ґрунтових вод, підтоплення земель і втрат води на фільтрацію в межах впливу водосховищ і каналів є важливим елементом природоохоронних заходів в таких районах [6–8]. Для оцінки впливу водосховищ, каналів і річок на гідроекологічні умови територій, які до них прилягають, доцільно, в першу чергу, проводити районування цих територій з метою виділення типових ділянок, які відрізняються між собою за геолого-гідрогеологічними та іншими умовами, і, виходячи із них, вибирати необхідні розрахункові схеми для виконання подальших прогнозних розрахунків. Методи і методики проведення таких досліджень наведені, зокрема, в роботах [3, 9].

При обґрунтуванні розрахункових схем потоків, що підтоплюють прилеглі до водосховищ і каналів території, досить часто використовується схема потоку в однорідній і приведеній до однорідної водоносній товщі ґрунтів (рис. 1). Для схем фільтрації із водосховища (каналу) у водоносний горизонт ґрунтових вод при відсутності дренажу (схема півобмеженої водоносної

товщі) розрахункові формули для визначення основних гідродинамічних параметрів підтоплення територій мають наступний вигляд [1, 2, 4]:

$$H(x, t) = H_e + h_0 \Phi^*(\lambda), \quad h_0 = H_1 - H_2, \quad (1)$$

$$Q(t) = km_s \frac{h_0}{\sqrt{\pi at} + \Delta L}, \quad (2)$$

$$W(t) = \frac{2}{\pi} \frac{km_s}{a} h_0 \Delta L B(\alpha) \text{ при } \Delta L > 0, \quad (3)$$

$$W(t) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \frac{km_s}{a} h_0 \sqrt{at} \text{ при } \Delta L = 0, \quad (4)$$

де $B(\alpha) = \alpha - \ln(1 + \alpha)$, $\alpha = \frac{\sqrt{\pi at}}{\Delta L}$, H – рівень (напір, глибина) ґрунтових вод, м, $Q(t)$, $W(t)$ – фільтраційна витрата і об'єм, які втрачаються внаслідок фільтрації в берег на одиницю його урізу (при $h_0 > 0$). Величини Q і W виражаються відповідно м³/доба і м³.

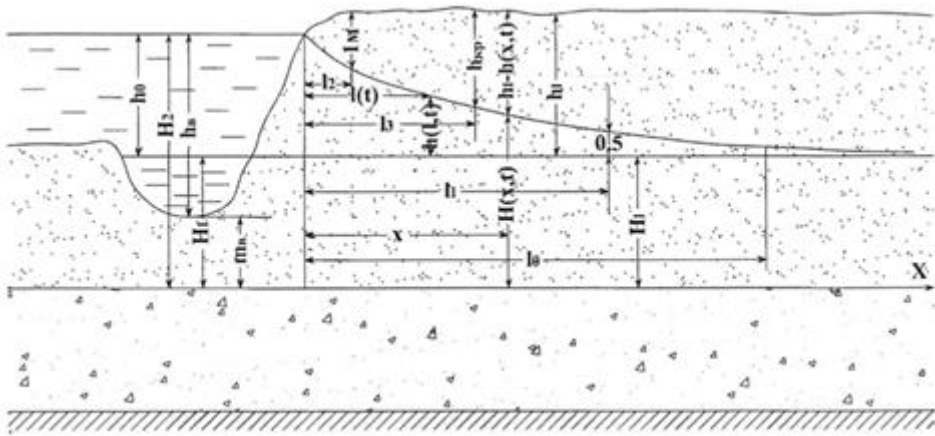


Рис. 1 – Схема фільтрації із водосховища при відсутності захисного дренажу

Для визначення розмірів характерних зон l_0, l_1, l_2, l_3 , в яких рівень H досяг на відстані $x = l_i$ якогось конкретного значення (рис. 1), використовуються наступні залежності [2, 3]:

$$l_1 = 2\sqrt{at} \operatorname{Arc}\Phi^*\left(\frac{0,5}{h_0}\right) - \Delta L, \quad (5)$$

$$l_2 = 2\sqrt{at} \operatorname{Arc}\Phi^*\left(\frac{h_e - 1m}{h_0}\right) - \Delta L, \quad (6)$$

$$l_3 = 2\sqrt{at} \operatorname{Arc}\Phi^*\left(\frac{h_e - h_{kp}}{h_0}\right) - \Delta L, \quad (7)$$

$$l_0 = 2\sqrt{at} \sqrt{at \ln\left(\frac{h_0}{I_1 \sqrt{\pi at}}\right)} - \Delta L, \quad I_1 > 0 \quad (8)$$

При цьому ширина зони насичення фільтраційним потоком $l(t)$ розраховується за наступною формулою:

$$l(t) = \frac{W(t)}{h_0 \mu [1 + \bar{h}(l)] + [H_1 + H_e(l)] n_0}, \quad (9)$$

де $\bar{h}(l) = \frac{h(l,t)}{h_0}$ – відносний підпір ґрунтових вод при $x = l$, $W(t)$ – об'єм води, витрачений на насичення ґрунтів берега фільтраційними водами. У випадку фільтрації із каналу втрачений об'єм у формулі (9) треба приймати $2W(t)$.

У наведених формулах коефіцієнт п'єзопровідності a визначається для однорідного ґрунту як

$$a = \frac{km_s}{\mu}, \quad (10)$$

а для двошарового ґрунту (із слабопроникним верхнім шаром) як

$$a = \frac{km_1}{\mu_0}, \quad (11)$$

де m_s – осереднена товщина (потужність) однорідного пласта (середня глибина потоку), m_1 – товщина (потужність) нижнього, більш проникного шару двошарового пласта, μ_0 – водовіддача верхнього шару цього пласта. Товщина m_s визначається за формулою:

$$m_s = 0,5(H_{\max} + H_{\min})\beta, \quad (12)$$

де $H_{\max}, H_{\min}$ – максимальна і мінімальна потужності на проектній ділянці території підтоплення ($x=0, x=L$), β – коефіцієнт, який залежить від відношення $H_{\min}/H_{\max}$ і приймається $\beta=1,0.....1,3$.

Якщо водоносна товща складається з декількох шарів ґрунту, то ця n -шарова товща приводиться до однорідної через наступні залежності:

$$\bar{H} = H - m + m_0; m = \sum_{i=1}^{n-1} m_i; m_0 = \sum_{i=1}^{n-1} m_i \frac{k_i}{k}, \quad (13)$$

де k_i і m_i – коефіцієнти фільтрації і потужності i -го шару товщі, m_0 – потужність багатшарового ґрунту, яка приведена до основного шару n з коефіцієнтом фільтрації k і потужністю m . В якості основного шару приймається той шар, в якому буде розташовуватися вільна поверхня ґрунтового потоку після підвищення (зниження) його рівня. Якщо вільна поверхня потоку після зміни рівня води на границі (урізі) не перетинає границі між шарами, то розрахункова величина a знаходиться за формулами (10), (11). При цьому для визначення коефіцієнта β і m_s , замість $H_{\min}$ і $H_{\max}$, приймаються їх приведені значення $\bar{H}_{\min}$ і $\bar{H}_{\max}$. Методика наближеного визначення параметра a у випадку, коли вільна поверхня буде знаходитись у різних шарах водоносної товщі, наведена, зокрема, в роботі [4].

Глибина (рівень) ґрунтового потоку в природних умовах H_e приймається на підставі натурних спостережень, а при їх відсутності за формулою:

$$H_e = H_1 + I_1 x - 0,5 \frac{\varepsilon}{k H_p} x^2, \quad (14)$$

де ε – модуль живлення ґрунтового потоку, м/добу; $I_1 = \frac{dH_e}{dx}$ – нахил ґрунтового потоку на прилеглий території, $H_p = 0,5(H_1 + H_n)$, H_1, H_n – відповідно глибини (рівні) на урізі ($x=0$) і на кінцевій границі території ($x=L$). Модуль живлення ε ґрунтового потоку визначається за формулою

$$\varepsilon = (\varepsilon_{\text{інф}} + \varepsilon_{\kappa}) - (\varepsilon_n + \varepsilon_T), \quad (15)$$

де $\varepsilon_{\text{інф}}$ і ε_{κ} – інфільтрація і конденсація атмосферних й інших вод, ε_n і ε_T – випаровування і транспірація на одиницю площі дзеркала ґрунтових вод.

Нахил ґрунтового потоку I_1 в природних умовах приймається додатним ($I_1 > 0$) при напрямку потоку до водосховища і від'ємним ($I_1 < 0$) при напрямку потоку від водосховища. Слід зазначити, що найбільш достовірні

значення параметрів ε, I_1 можуть бути одержані за даними натурних спостережень [10].

У наведених формулах параметром ΔL враховується додатковий опір фільтрації ґрунтів під дном водосховища (каналу, річки). Ця величина визначається за даними натурних спостережень або за залежностями, які найбільш повно представлені для різних водойм і водоносних товщ під ними в роботах [1–4]. Зокрема, для широких водоймищ шириною $B > 2m_s$:
у випадку однорідного ґрунту маємо:

$$\Delta L = 0,44m_s; \quad (16)$$

а для двошарового ґрунту при $\frac{k_1}{k_e} \geq 10$

$$\Delta L = \sqrt{\frac{k_1 m_1 m_e}{k_e}}; \quad (17)$$

при $1 < \frac{k_1}{k_e} < 10$

$$\Delta L = 0,5 \left(h_0 + m_1 + m_e \sqrt{\frac{k_1}{k_e}} \right); \quad (18)$$

при $\frac{k_1}{k_e} < 1$

$$\Delta L = 0,5 \left(h_e + m_e + m_1 \frac{k_1}{k_e} \right), \quad (19)$$

де h_e – глибина води у водоймі; m_e, k_e – відповідно товщина і коефіцієнт фільтрації верхнього шару під водоймою; m_1, k_1 – товщина і коефіцієнт фільтрації нижнього шару.

Значення відомих функцій

$$\Phi^*(\lambda) = 1 - \Phi(\lambda), \quad \Phi(\lambda) = \frac{2}{\sqrt{\pi}} \int_0^\lambda e^{-x^2} dx, \quad (20)$$

при параметрі $\lambda = \frac{x + \Delta L}{2\sqrt{at}}$ визначаються за відповідними таблицями [2, 4];

$l(t)$ – зона насичення берега фільтраційним потоком, l_1 – розповсюдження підпору ґрунтових вод, де величина підпору складає $H - H_e \geq 0,5m$; l_2 – підтоплення земель, де глибина ґрунтових вод від поверхні землі після

підпору складає $h \leq 1m$; l_3 – підтоплення земель, де глибина ґрунтових вод від поверхні землі після підпору складає $h < h_{кр}$, де $h_{кр}$ – критична глибина, яка приймається згідно з нормативними вимогами (забудовою території, характером використання сільськогосподарських земель); l_0 – зона фільтрації із водосховища (каналу), де рівень ґрунтових вод майже співпадає із природним рівнем ($H \approx H_e$). Зазначені віддалі знаходяться при відомих постійних значеннях глибин $h = H - H_e$. Площі цих зон вираховуються за формулою $w_i = l_i L_i$, де l_i, L_i – відповідно довжина і ширина типової ділянки берега водосховища (каналу). Також зазначимо, що величину $l(t)$ за формулою (9) знаходять підбором з використанням методу послідовних наближень. У випадку фільтрації із каналу в чисельнику формули (9) замість об'єму W необхідно приймати подвійний об'єм $2W$.

Таким чином, для гідродинамічних прогнозів на кожній типовій ділянці водосховища (каналу) необхідні наступні вихідні дані:

1. Середнє значення підпору рівня води у водосховищі (каналі) в проектних умовах, h_0 .

2. Потужності (товщини) ґрунтового потоку (рівень) H_e , водотривкого шару, який його підстеляє, і першого під ним напірного водоносного пласта на урізі водосховища (каналу) m_i і природного напору в цьому пласті.

3. Коефіцієнти фільтрації ґрунтів шарів водоносної товщі і водоупору k_i .

4. П'єзопровідність водоносної товщі α .

5. Глибина (рівень) ґрунтового потоку в природних умовах H_e , його модуль живлення ε і нахил на урізі води I_1 .

6. Приведена довжина, яка враховує фільтраційний опір ґрунтів під дном водосховища (каналу), ΔL .

Значення m_i визначаються за типовими геолого-літологічними і гідрогеологічними перерізами даної ділянки. Значення h_0 задається проєктантами. Коефіцієнти фільтрації k_i і водовіддачі μ_i приймаються за даними польових і лабораторних досліджень. Значення інших вихідних даних можна приймати за наведеними вище формулами.

У результаті виконаних гідроекологічних прогнозів проектним організаціям видаються рекомендації стосовно низки меліоративних, природоохоронних і запобігаючих підтопленню територій різних заходів, зокрема, щодо необхідності дренажу територій населених пунктів, промислових забудов і сільськогосподарських земель для запобігання чи усунення їх підтоплення та інші необхідні матеріали [2, 3].

На підставі аналітичних розв'язків математичних моделей неусталеної фільтрації із водосховищ і каналів в неоднорідно-шарових ґрунтах, складених із добре- і слабопроникних шарів ґрунту, отримано ряд залежностей для визначення зниження РГВ на прилеглих до водосховища (каналу) територіях за рахунок дії захисного горизонтального (вертикального) дренажу, влаштованого вздовж водоймища на визначених територіях. У цих

розрахункових формулах враховані боковий приток (приплив) із водойми, інфільтраційне живлення, яке формується за рахунок атмосферних опадів і можливого зрошення на ділянках підтоплення або випаровування з поверхні ґрунтових вод.

Так, для схеми однорідної водоносної товщі або приведеної до неї неоднорідної, перевищення РГВ над рівнем води в горизонтальному дренажі в будь-якому перерізі x визначається наступною залежністю:

$$h(x, t) = H(x, t) - H_g = h(x) + (h_0 - h(x))e^{-\alpha^2 t}; \quad (21)$$

погонний приплив (витрата) до недосконалого дренажу

$$q_g(t) = h(0, t) \frac{T}{\Phi_g}; \quad (22)$$

погонний відтік (витрата) від недосконалого водосховища (каналу)

$$q_\varepsilon(t) = \frac{T}{\Delta L} (h_\varepsilon - h(L, t)). \quad (23)$$

Тут $h_0 = H_0 - H_g$ – початкове перевищення (після підтоплення), $h(0, t) = H(0, t) - H_g$ – перевищення в перерізі дрени ($x = 0$), $h(L, t) = H(L, t) - H_g$ – перевищення в перерізі урізу води у водосховищі (каналі) ($x = L$). Перевищення $h(0, t)$ і $h(L, t)$ визначаються за формулами

$$h(0, t) = h'_g + (h_0 - h'_g)e^{-\alpha^2 t}, \quad (24)$$

$$h(L, t) = h'_\varepsilon + (h_0 - h'_\varepsilon)e^{-\alpha^2 t}, \quad (25)$$

а перевищення рівня в умовах усталеної фільтрації, тобто, при $t \rightarrow \infty$, за формулами:

$$h(x) = H(x) - H_g = h'_g + \frac{h'_\varepsilon - h'_g}{L} x + \frac{\varepsilon x}{T} (L - x), \quad (26)$$

де $h'_g = \frac{q_g}{T} \Phi_g$, $h'_\varepsilon = h_\varepsilon - \frac{q_\varepsilon}{T} \Delta L$ – відповідно перевищення рівнів, які встановлюються за дреною ($h'_g = H'_g - H_g$) і біля урізу водойми ($h'_\varepsilon = H'_\varepsilon - H_g$) при $t \rightarrow \infty$.

Витрати q_g і q_ε для схеми бокового припливу до дренажу визначаються як:

$$q_g = \frac{Th_\varepsilon + \varepsilon L(0,5L + \Delta L)}{L + \Phi_g + \Delta L}, \quad (27)$$

$$q_\varepsilon = \frac{Th_\varepsilon \pm \varepsilon L(0,5L + \Phi_g)}{L + \Delta L + \Phi_g}. \quad (28)$$

Фільтраційні опори на недосконалість водосховища ΔL визначаються за формулами (17)–(19), а дренажу Φ_g для зазначеної водоносної товщі – за формулою:

$$\Phi_g = 0,73m_s \lg \frac{m_s}{Tr_g}, \quad (29)$$

m_s – середня товщина водоносної товщі, $h_\varepsilon = H_2 - H_g$ – перевищення рівня води у водосховищі над рівнем води в дренажі, $r_g = 0,28P_g$, де P_g – периметр робочої (змоченої) частини дренажу (під рівнем ґрунтових вод біля дренажу). Крім того, в розрахункових формулах прийнято: α – корінь, який визначається за графіком на рис. 2, де

$$C_1 = \frac{L}{\Phi_g}, \quad C_2 = \frac{L}{\Delta L}, \quad T = m_s k, \quad \bar{t} = \frac{t}{\tau}, \quad \tau = \frac{\mu L^2}{T}, \quad \varepsilon$$

– середня інтенсивність живлення, яка визначається за формулою (15). Якщо в цій формулі $(\varepsilon_\varepsilon + \varepsilon_T) > \varepsilon_{\text{инф.}} + \varepsilon_k$, тобто, інфільтраційні втрати будуть більшими від живлення ґрунтових вод, то одержимо модуль ε від'ємним і в розрахункових формулах величина ε повинна мати протилежний знак. Проте відомо, що особливо при випаровуванні величина ε_ε залежить від глибини рівня ґрунтових вод, зменшуючись зі збільшенням цієї глибини. Тому, як правило, в інженерних розрахунках приймається осереднене значення $\varepsilon_{\text{вс}}$,

враховуючи те, що критична глибина ґрунтових вод поверхні землі $Z_{кр}$, при якій $\varepsilon_\varepsilon = 0$, зокрема, складає для середньо- і дрібнозернистого піску 0,5–1,2 м, для суглинку середнього і важкого – 3,0–2,0 м, для супіску – 3 м, а для важкої глини – 1,2–1,5 м [1, 3, 10].

Слід зазначити, що запропонованими залежностями доцільно користуватись для величин часу $t \geq 0,2\tau$ [4, 5].

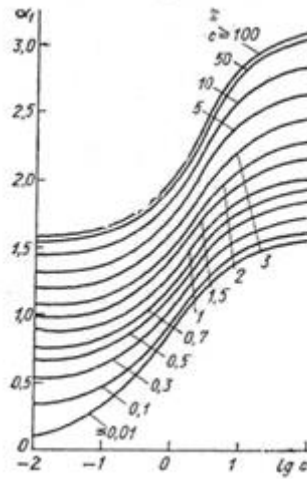


Рис. 2 – Графік для визначення кореня α

Для схеми двошарової водоносної товщі з верхнім шаром покривних відкладень, в якому розташовані водосховище (канал) і дренаж (рис. 3),

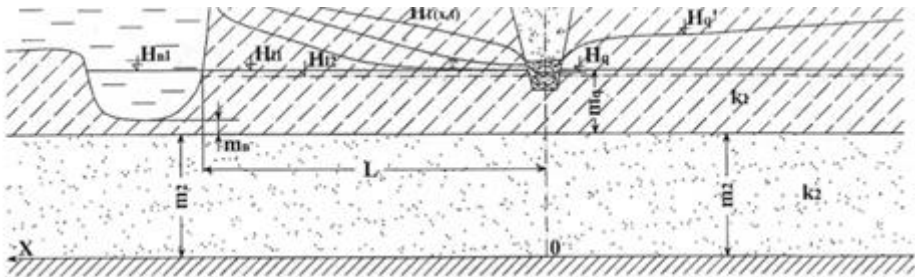


Рис. 3 – Схема фільтрації із водосховища в горизонтальний дренаж в умовах двошарової водоносної товщі

перевищення РГВ у верхньому шарі для значень часу $t > 10 \frac{\mu_1 m_1}{k_1}$

визначається за формулою:

$$h_1(x, t) = h_1(x) - \left[h_1(x) - \frac{h_{01}\mu_1 + h_{02}\mu_2}{\mu_1 + \mu_2} \right] e^{-\alpha^2 t_0}, \quad (30)$$

де $h_{01} = H_{01} - H_g$, $h_{02} = H_{02} - H_g$ – початкові перевищення рівнів (напорів) у шарах ґрунту, μ_1, μ_2 – відповідно, коефіцієнти гравітаційної і пружної водовіддачі шарів ґрунту, k_1, k_2 – коефіцієнти фільтрації відповідно верхнього і нижнього шарів ґрунту $\left(\frac{k_1}{k_2} \ll 1 \right)$, $m_1 = m_g + 0,5h_g$, m_2 –

потужності верхнього і нижнього шарів, $\bar{t}_0 = \frac{t}{\tau_0}$, $\tau_0 = \frac{(\mu_1 + \mu_2)L^2}{T}$,

$$T = k_1 m_1 + k_2 m_2 \approx T_2 = k_2 m_2.$$

Значення витрат відтоку із водосховища q_e і витрат припливу до дренажу визначаються за формулами (27)–(28), в яких при визначенні необхідних перевищень приймаються наступні значення фільтраційних опорів (при $k_1 \leq 0,1k_2$)

$$\Phi_g = 0,73m_2 \frac{k_2}{k_1} \lg \frac{4m_1}{\pi r_g}, \quad (31)$$

$$\Delta L = \sqrt{\frac{k_2 m_2 m_1}{k_1}} \quad \text{при} \quad B > 2(m_1 + m_2). \quad (32)$$

Для інших випадків розглянутої розрахункової схеми рекомендації з визначення фільтраційних опорів наведені в роботах [4, 5].

Розглянемо у якості методичного прикладу схему фільтрації із недосконалого водоймища до недосконалої дрени у двошаровій водоносній товщі, яка є типовою для зрошувальних земель Півдня України. При цьому використаємо синтезовані вхідні дані стосовно необхідних для розрахунку параметрів, що характеризують геофільтраційні властивості водоносної товщі:

$$h_e = 5\text{м}, h_{0_1} \approx h_{0_2} = 1\text{м}, k_1 = 0,1\text{м/доба}, k_2 = 5\text{м/доба}, \varepsilon = 0,001\text{м/доба}, L = 200\text{м},$$

$$\mu_1 = 0,05, \mu_2 = 0,005, \Delta L = 200\text{м}, \Phi_g = 300\text{м}, T_2 = 50\text{м}^2/\text{доба}, m_1 = 5\text{м}.$$

Спочатку визначаємо

$$\bar{C}_2 = \frac{200}{300} = 0,667, \quad \bar{C}_2 = \frac{200}{200} = 1, \quad \tau_0 = \frac{(0,05 + 0,005)200^2}{50} = 44\text{доби},$$

за графіком на рис. 2 знаходимо $\alpha = 1,20$.

Розрахунки за запропонованою методикою можливі для $t \geq \frac{10 \cdot 0,05 \cdot 5}{0,1} = 25\text{доби}$. Розрахунки обмежимо визначенням перевищень

рівня h_1 в перерізах $x = 0, 100\text{м}, 200\text{м}$, і їх результати зводимо в табл. 1.

Значення витрат $q_g(0,0)$ і $q_g(L,0)$ визначені наближено за умови, що рівень води у водосховищі до заданого рівня H_2 піднявся миттєво.

Згідно з прийнятою методикою при побудові кривої депресії рівні h'_e біля водойми, h'_g біля дрени (якщо величиною нависання потоку над дреною можна знехтувати) випрямляються до горизонтів води у водоймі і дрени.

Таблиця 1

$t, \text{доба}$	$\bar{t}_0$	$h_1(0, t)_M$	$h_1\left(\frac{L}{2}, t\right)_M$	$h_1(L, t)_M$	$q_g(t)_M^2 / \text{доба}$	$q_e(t)_M^2 / \text{доба}$
0	0	1,0	1,0	1,0	0,167	1,00
20	0,455	1,54	1,92	2,33	0,257	0,667
30	0,68	1,86	2,34	2,71	0,31	0,573
40	0,91	2,08	2,65	3,08	0,346	0,48
60	1,37	2,37	3,04	3,53	0,395	0,367
100	2,27	2,59	3,34	3,89	0,432	0,277
150	2,41	2,65	3,43	4,43	0,44	0,25
∞	∞	2,67	3,45	4,48	0,445	0,245

Із табл. 1 видно, що запропонований дренаж, розташований приблизно на глибині 4,5–5 м від рівня води у водосховищі, дозволяє підтримувати на всій території між водосховищем і дренажем рівень, який буде нижчим, ніж рівень води у водосховищі на глибині від 1 м біля водосховища і до 2,5 м біля дренажу і за ним. Зазначимо, що якщо середня за рік інтенсивність випаровування на зазначеній території буде перевищувати середню за рік інтенсивність живлення ε , то глибини зниження рівня будуть значно більші зазначених і тому дренаж можна закладати на значно меншій глибині (2,5–3 м).

При схематизації природних умов часто використовується розрахункова схема тришарової водоносної товщі, яка складається із верхнього і нижнього добрепроникних шарів ґрунту, розділених слабопроникним прошарком (рис. 4), за умови, що водосховище (канал) і дренаж повністю розташовані у верхньому шарі водоносної товщі. Положення рівня ґрунтових вод у верхньому шарі ґрунту $h(x)$ на ділянці L між водосховищем і дренажем для умов усталеної фільтрації, коли ці рівні будуть найбільшими, можна визначити за формулою (26), а витрати із водосховища q_e і в дренаж q_g – відповідно за формулами (27) і (28). При цьому в зазначених формулах приймаються

$$T = k_1 m_1 + k_3 m_3, \quad m_1 = m_g + 0,5 h_e, \quad h'_g = \frac{q_g}{T} \Phi_g, \quad h'_e = h_e - \frac{q_e}{T} \Delta L,$$

а фільтраційні опори на недосконалість водосховища ΔL і дренажу Φ_g для тришарової товщі ґрунту при $\bar{L} = cL > 3$, де

$$c = \sqrt{\frac{k_2 T}{m_2 T_1 T_3}}, \quad T_1 = k_1 m_1, \quad T_3 = k_3 m_3, \text{ визначаються за формулами як:}$$

$$\Phi_g = \frac{T}{T_1} \Phi_{g_1} + \frac{T_3}{T_1} \frac{0,5}{c}, \quad (33)$$

$$\Delta L = \frac{T}{T_1} \Delta L_1 + \frac{T_3}{T_1} \frac{0,5}{c}, \quad (34)$$

де фільтраційні опори на недосконалість відносно верхнього шару середньою потужністю m_1 , Φ_g , ΔL_1 визначаються за формулами (29) і (16). Методика визначення опорів у випадку $\bar{L} < 3$ наведена в роботі [5].

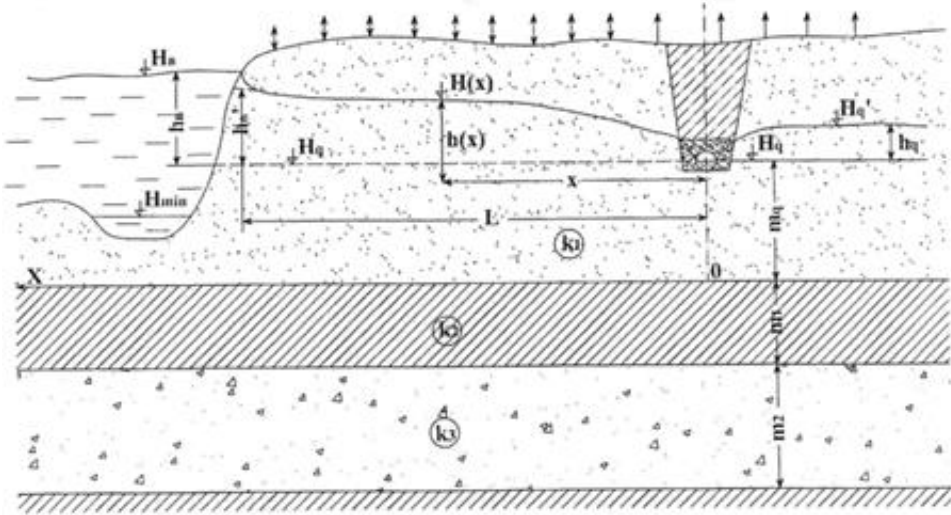


Рис. 4 – Схема фільтрації із водосховища в горизонтальний дренаж в умовах тришарової водоносної товщі

Таким чином, на основі проведених теоретичних досліджень із врахуванням існуючих фундаментальних розробок в області теорії фільтрації і гідродинаміки дренажних систем і водозаборів розроблені і запропоновані методи розрахунку різних систем захисного дренажу від підтоплення та затоплення територій, прилеглих до водосховищ та каналів різного призначення. Запропоновані аналітичні залежності дозволяють виконувати прогнозні розрахунки підйому рівнів ґрунтових вод на ділянках, прилеглих до водосховищ і каналів, з визначенням їх характерних розмірів за площею та за глибиною ґрунтового потоку. В залежності від фільтраційних властивостей ґрунтів пропонуються методи розрахунку різних захисних дренажних споруд для перехоплення та організованого відведення ґрунтового потоку, що поступає з боку водойм і каналів, та підтримання необхідних РГВ на захисних територіях. Наведені розрахункові схеми та приклади розрахунків свідчать про ефективність застосування та використання розроблених методик при вирішенні проблем підтоплення та затоплення територій різного призначення.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Веригин Н.Н., Васильев О.Ф., Разумов Г.А. Фильтрация из водохранилищ и прудов / Н.Н. Веригин, О.Ф. Васильев, Г.А. Разумов. – М.: Колос, 1975. – 303 с.

2. Веригин Н.Н., Брага П.А. Методы расчетов подпора грунтовых вод, подтопления земель и потерь на фильтрацию на участках перераспределения стока / Н.Н. Веригин, П.А. Брага // Водные ресурсы. – 1980 – № 2. – С. 20–30.
3. Методические рекомендации по расчетам защиты территорий от подтопления в зоне орошения. К., Минводхоз УССР, 1986. – 392 с.
4. Олейник А.Я. Фильтрационные расчеты вертикального дренажа / А.Я. Олейник. – К.: Наукова думка, 1978. – 202 с.
5. Олейник А.Я. Гидродинамика дренажа / А.Я. Олейник. – К.: Наукова думка, 1981. – 284 с.
6. Телима С.В. Прогноз підтоплення забудованих територій в зонах впливу водосховищ / С.В. Телима // Науковий вісник будівництва. – Харків, ХДТУБА, – вип. 21 – 2003. – С. 121–126.
7. Телима С.В., Жученко Є.В. До оцінки впливу каскаду дніпровських водосховищ на гідроекологічний стан Черкаського Придніпров'я. Наук.-техн. зб. «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки», К., КНУБА, 2005, вип. 4. – С. 143–149.
8. Телима С.В. Проблеми підтоплення південних районів України ґрунтовими водами. Вплив Каховського водосховища, магістральних каналів зрошувальних систем. Наук.-техн. зб. «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки». К., КНУБА, 2006, вип. 6. – С. 14–32.
9. Телима С.В. Прогнозування процесів підтоплення міських територій та промислово-міських агломерацій в сучасних умовах. Методи і методика досліджень. Наук.-техн. зб. «Містобудування та територіальне планування», К., КНУБА, 2005, вип. 22. – С. 367–378.
10. Шестаков В.М., Пашковский И.С., Сойфер А.М. Гидрогеологические исследования на орошаемых территориях / В.М. Шестаков, И.С. Пашковский, А.М. Сойфер. – М.: Недра, 1982. – 244 с.

Стаття надійшла до редакції 28.10.2016

УДК 622.5:504.4.054

Д.В. КУЛІКОВА

ВИЗНАЧЕННЯ РІВНЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОДОЙМ ВУГЛЕДОБУВНОГО РЕГІОНУ ЗА КОМПЛЕКСОМ ГІДРОХІМІЧНИХ ПОКАЗНИКІВ ЯКОСТІ ВОДИ

***Анотація.** Визначено якісний стан та рівень екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів, що перебувають під впливом скиду забруднених шахтних вод, на прикладі підприємств вугільної промисловості Західно-Донбаського регіону, комплексним методом оцінки якості води. Встановлено залежність рівня екологічної небезпеки скиду забрудненої шахтної води в поверхневій водоймі від комплексу гіdroхімічних показників якості води.*

***Ключові слова:** забруднення поверхневих водойм, шахтні води, гіdroхімічні показники, якість води, екологічна безпека.*

Постановка проблеми

Погіршення стану водних ресурсів у техногенно навантажених регіонах в останні десятиріччя є однією з найважливіших екологічних проблем. Незважаючи на величезну роль поверхневих водойм у багатьох процесах, що відбуваються у навколишньому середовищі, їх сучасний стан оцінюється як «критичний».

Внаслідок інтенсивного використання людством водних ресурсів відбуваються кількісні і якісні зміни гідросфери. На сьогодні в країні зовсім не залишилося поверхневих водойм, які за рівнем забрудненості води та екологічним станом можна було б віднести до категорії «дуже чисті» або «чисті».

Вагомий внесок у забруднення водних екосистем здійснюють скиди шахтних вод вугледобувних підприємств, що призводить до підвищення рівня екологічної небезпеки природно-територіальних комплексів. Внаслідок різкого погіршення якості води у водних об'єктах, які перебувають під впливом скиду шахтних вод підприємств вуглевидобутку, природні водойми втрачають здатність до самоочищення.

Басейн річки Самара є одним з найбільш екологічно напружених районів України. У Західно-Донбаському регіоні, на прикладі якого були проведені подальші дослідження, розташовано 10 діючих вугледобувних підприємств. Забруднені шахтні води, що утворюються в процесі вуглевидобутку, перекачуються до ставків-накопичувачів і після відстоювання скидаються в поверхневі води р. Самара. Надмірне техногенне навантаження протягом останніх десятиріч призвело до катастрофічного виснаження та забруднення басейну річки Самара. Більшість водних об'єктів басейну не придатна для питного водопостачання, рибного господарства, відпочинку населення та використання в сільськогосподарських цілях.

У сучасний період загострення багатьох екологічних проблем, пов'язаних із забрудненням природних вод, особливого значення набувають питання дослідження якості водних ресурсів. Проблема оцінки якості поверхневих вод сьогодні є актуальною не лише для екологів, але й для широкого кола споживачів води, і вимагає постійної уваги у зв'язку зі зростаючим

антропогенним навантаженням на водні об'єкти. Вивчення екологічного стану природних вод має важливе значення для наукових досліджень і практичних потреб, оскільки дає змогу раціонально використовувати водні об'єкти та забезпечити їхню охорону від забруднення.

Мета роботи

Визначення якісного стану та рівня екологічної безпеки поверхневих водних об'єктів, що перебувають під впливом скиду шахтних вод, на прикладі підприємств вугільної промисловості Західного Донбасу, та встановлення залежності рівня екологічної небезпеки скиду забрудненої шахтної води в прилеглі поверхневі водойми від комплексу гідрохімічних показників якості води.

Аналіз останніх досліджень і публікацій

На більшості промислових підприємств, включаючи вугільні шахти, контроль якості забруднених вод, які скидаються в поверхневі водойми, проводиться за комплексом гідрохімічних показників, що визначаються, виходячи з аналізу процесів, внаслідок яких утворюються стічні води.

Найпоширенішим методом оцінки рівня забрудненості води є порівняння гідрохімічних показників якісного стану поверхневих водойм з нормами граничнодопустимої концентрації (ГДК) для цих речовин з урахуванням категорії призначення водного об'єкта в певний проміжок часу. З кожним роком зростає кількість інгредієнтів і показників якості досліджуваної води, збільшується число хімічних речовин, до яких пред'являються нормативні вимоги. Однак на здоров'я людини і на задоволення її життєвих потреб впливають не стільки окремі хімічні речовини, скільки комплекс сполук, що одночасно присутні у воді. Тому важливо оцінювати якісний стан поверхневих водойм та рівень їхньої екологічної безпеки не тільки за окремими забруднюючими речовинами, але й за їх комплексами.

Комплексний метод оцінки якості води базується на використанні декількох гідрохімічних показників. При наявності у воді ряду забруднюючих речовин, що мають комбіновану дію, сума перевищення ГДК за кожним гідрохімічним показником не повинна бути більше одиниці, тобто повинна виконуватися умова $\sum_{i=1}^n C_i / ПДК_i \leq 1$.

Для характеристики якісного стану поверхневих водойм та рівня їхньої екологічної безпеки зазвичай використовують індекси якості, які встановлюються на підставі експериментальних досліджень, теоретичних розрахунків або спеціальної експертизи. Відомі також методи комплексної оцінки об'єктів навколишнього середовища за набором різних показників [1–3]. У тому числі, запропоновано цілий ряд методик для комплексної оцінки якості води за гідрохімічними показниками [4–6].

Запропоновані методики для комплексної оцінки якості поверхневих вод як багатокomпонентної системи дозволяють стискувати обсяг вихідної інформації, оперувати з великими масивами даних, а також задовольняють вимогам адекватності, масовості, результативності та детермінованості.

Сучасні методи комплексної оцінки якісного стану поверхневих вод численні та різноманітні. Це обумовлено завданнями оцінки, кількістю та якістю вихідної інформації, способами узагальнення аналітичного матеріалу та цілою низкою інших чинників. Загальноприйнятого методу комплексної оцінки забрудненості поверхневих водних об'єктів не існує. Тому з великої кількості запропонованих на сьогодні методів потрібно вибирати той, що краще за інші відповідає поставленим цілям і завданням дослідження.

Викладення основного матеріалу

Аналіз якісного стану поверхневих вод басейну річки Самара, яка перебуває під впливом скиду шахтних вод, на прикладі підприємств вугільної промисловості Західного Донбасу, виконувався на основі офіційних систематичних даних спостережень у 2001 і 2014 роках лабораторією аналітичного контролю та моніторингу поверхневих вод Державного управління охорони навколишнього природного середовища в Дніпропетровській області [7, 8].

Серед пунктів спостереження за якісним станом та рівнем екологічної безпеки поверхневих вод басейну річки Самара на території промислової зони Західно-Донбаського регіону було обрано наступні ділянки: I – р. Самара, на вході в промислову зону Західно-Донбаського регіону; II – р. Самара, нижче скиду зі ставка-накопичувача шахтних вод в балці Косьмінна; III – р. Самара, вище скиду зі ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свидовок; IV – р. Самара, нижче скиду зі ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свидовок; V – р. Самара, на виході з промислової зони Західно-Донбаського регіону.

Дослідження якісного стану та рівня екологічної безпеки поверхневих вод р. Самара, що перебуває під впливом скиду забрудненої шахтної води, на прикладі підприємств вугільної промисловості Західного Донбасу, проводилося комплексними методами, що викладено нижче.

1. Дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих водойм Західно-Донбаського регіону за речовинами з однаковою лімітуючою ознакою шкідливості, зокрема за органолептичною ЛОШ [9].

Для контролю якісного стану поверхневих вод за речовинами з однаковою ЛОШ використовується сума коефіцієнтів концентрацій за ГДК компонентів, які визначаються за формулою:

$$K_p = \sum_i \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (1)$$

де C_i – фактична середньорічна концентрація i -тої забруднюючої речовини у воді, мг/дм³; $ГДК_i$ – гранична допустима концентрація i -тої забруднюючої речовини у воді для водного об'єкта відповідної категорії призначення (річка Самара відноситься до водойм культурно-побутового призначення), мг/дм³.

За значеннями сумарного коефіцієнта (K_p) концентрацій за ГДК компонентів з однаковою ЛОШ оцінюється ступінь і рівень екологічної безпеки забруднення поверхневих водойм токсичними елементами в залежності від класу небезпеки кожної забруднюючої речовини (табл. 1).

Таблиця 1 – Класифікація якісного стану поверхневих водойм за ЛОШ компонентів води

Рівень екологічної безпеки забруднення води токсичними елементами:		Ступінь екологічної безпеки забруднення води	Значення коефіцієнта K_p
I, II класу небезпеки	III, IV класу небезпеки		
мінімальний		безпечний	< 1
високий	низький	потенційно небезпечний	1–10
дуже високий	високий	небезпечний	10–100
дуже високий	дуже високий	особливо небезпечний	> 100

До нормативних гідрохімічних показників, які впливають на органолептичні властивості води, відносять каламутність (наявність завислих речовин), вміст хлоридів, сульфатів, заліза, нафтопродуктів, марганцю. Перелічені показники відносяться до хімічних елементів III–IV класу небезпеки, тому ступінь і рівень екологічної безпеки забруднення самарської води на території промислової зони Західного Донбасу, внаслідок скиду забрудненої шахтної води, оцінювалися безпосередньо для цих речовин.

Результати розрахунків значень коефіцієнта K_p за органолептичною ЛОШ, а також ступінь і рівень екологічної безпеки забруднення поверхневих водойм Західно-Донбаського регіону представлені на рис. 1.

Встановлено, що в результаті підвищеного вмісту хімічних речовин, які впливають на органолептичні властивості води, поверхневі водойми на території промислової зони Західного Донбасу відносяться до категорії «небезпечних» з «високим» рівнем екологічної безпеки забруднення води токсичними елементами, що враховуються при оцінці. Слід зазначити, що отримані значення коефіцієнта K_p в 2014 році практично на всіх досліджуваних ділянках р. Самара істотно нижче (в 1,1–3,7 раза), в порівнянні з 2001 роком.

2. Дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих водойм Західно-Донбаського регіону за інтегральним гідрохімічним показником – індексом забруднення води [10].

Особливість гідрохімічних показників полягає в тому, що вони пов'язані з присутністю у воді розчинених хімічних речовин. Вони, як правило, не можуть бути визначені за допомогою органів чуття. Тому для оцінки рівня екологічної безпеки поверхневих водойм можна використовувати комплексний показник якісного стану води – гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ). Цей індекс є типовим адитивним коефіцієнтом і являє собою середню частку перевищення ГДК за строго лімітованим числом індивідуальних інгредієнтів та обчислюється за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{n} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ПДК_i}, \quad (2)$$

де n – число показників, що застосовуються для розрахунку індексу.

ІЗВ, як правило, розраховують за гідрохімічними показниками, які найчастіше перевищують величину ГДК. Викликано це тим, що забруднення

води може бути обумовлено перевищенням ГДК однією-двома речовинами, а вміст інших, у порівнянні з ними, незначний, і внаслідок усереднення можна отримати занижені значення ІЗВ. Тому для усунення цього недоліку необхідно враховувати саме пріоритетні забруднювачі.

Для подання якості води у вигляді єдиної оцінки гідрохімічні показники обираються незалежно від ЛОШ. Однак при рівності відносних концентрацій перевага віддавалася речовинам, які мають санітарно-токсикологічну ознаку шкідливості.

Категорія якості та клас екологічної безпеки води оцінюється за шкалою, відповідно до значень ІЗВ, що наведені в табл. 2.

Таблиця 2 – Класифікація якісного стану поверхневих водойм в залежності від значення ІЗВ

Категорія якості води	Значення ІЗВ	Клас екологічної безпеки води
Дуже чисті	до 0,2	I
Чисті	0,2–1,0	II
Помірно забруднені	1,0–2,0	III
Забруднені	2,0–4,0	IV
Брудні	4,0–6,0	V
Дуже брудні	6,0–10,0	VI
Надзвичайно брудні	>10,0	VII

Якісний стан самарської води в межах промислової зони Західного Донбасу за ІЗВ оцінювався за сімома гідрохімічними показниками, фактичний вміст яких перевищував їх ГДК, а саме: вміст завислих речовин, хлоридів, сульфатів, сухого залишку, заліза, марганцю і нафтопродуктів. Результати розрахунків індексу ІЗВ і оцінки якісного стану поверхневих вод р. Самара на території промислової зони Західно-Донбаського регіону представлені на рис. 1.

За отриманими значеннями індексу ІЗВ встановлено, що і в 2001, і в 2014 роках поверхневі водойми на досліджуваних ділянках р. Самара відносяться до категорії «забруднених». Незважаючи на це, до 2014 року якісний стан поверхневих вод р. Самара дещо поліпшився. У середньому значення індексу ІЗВ за розглянутий період часу зменшилися в 1,2–1,5 раза.

3. Дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих водойм Західно-Донбаського регіону за їх хімічним складом за допомогою величин узагальненої функції бажаності (УФБ) [11].

Функції бажаності являють собою спосіб переведення натуральних значень концентрацій забруднюючих речовин в єдину безрозмірну числову шкалу з фіксованими межами. При цьому граничні значення функції, наприклад 0 і 1, відповідають градаціям «погано – добре». Ця функція розраховується за формулою середнього геометричного зваженого набору дійсних чисел ($d_1, d_2, \dots, d_n$) з речовими вагами ($\alpha_1, \alpha_2, \dots, \alpha_n; \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_n$) і визначається як

$$D = \sqrt[n]{\left(\prod_{i=1}^n (d_i^{\alpha_i})^{\beta_i} \right)} = \sqrt[n]{d_1^{\alpha_1 \beta_1} \cdot d_2^{\alpha_2 \beta_2} \cdot \dots \cdot d_n^{\alpha_n \beta_n}}, \quad (3)$$

де n – число гідрохімічних показників, які застосовувалися при розрахунку; d_i – приватна функція бажаності; α і β – вагові коефіцієнти, $K = \sum_{i=1}^n \alpha_i \cdot \beta_i$. При цьому ваговий коефіцієнт α_i – коефіцієнт, що враховує клас небезпеки i -тої забруднюючої речовини, β_i – коефіцієнт, що враховує перевищення середнього фактичного значення концентрації i -тої забруднюючої речовини над його нормативним значенням (ГДК).

Розрахунок приватної функції бажаності (d_i) здійснюється за формулою:

$$d_i = \frac{2 \cdot (x_i \cdot x_{норм})}{x_i^2 + x_{норм}^2}, \quad (4)$$

де x_i – середнє фактичне значення концентрації i -тої забруднюючої речовини за досліджуваний період спостереження, мг/дм³; $x_{норм}$ – гранично допустима концентрація (нормативне значення) i -тої забруднюючої речовини для водного об'єкта відповідної категорії призначення, мг/дм³.

Розрахунок УФБ проводять за всіма гідрохімічними показниками (інгредієнтами), що характеризують якісний стан води.

Введення в формулу вагового коефіцієнта α дозволяє враховувати ступінь небезпечності забруднюючої речовини, що скидається зі стічними водами, яка визначається його класом небезпеки. Причому коефіцієнт α є величиною, зворотною значенню класу небезпеки речовини (табл. 3).

Для ряду показників не встановлені значення класу небезпеки, зокрема для завислих речовин, рН, БСК₅, ХСК. Для них коефіцієнт α встановлюється наступним чином: у разі, коли середнє значення фактичної концентрації не перевищує величини ГДК, приймається $\alpha = 0,25$. Якщо середнє фактичне значення перевищує допустиме, приймається $\alpha = 1$. Введення коефіцієнта α у формулу як показника ступеня приватної функції бажаності d_i змінює її значення таким чином: чим більше значення коефіцієнта α , тим менше величина приватної функції бажаності, а отже, тим меншим буде очікуваний скид даної забруднюючої речовини у водний об'єкт.

Таблиця 3 – Значення коефіцієнта α для речовин I–IV класів небезпеки

Клас небезпеки забруднюючої речовини	Значення вагового коефіцієнта α
I	1
II	0,5
III	0,33
IV	0,25

Ваговий коефіцієнт β дозволяє врахувати рівень перевищення фактичного вмісту певного гідрохімічного показника над його допустимим значенням і визначається за формулою:

$$\beta_i = \frac{x_i}{x_i^{дон}}, \quad (5)$$

де x_i – середнє значення фактичної концентрації i -тої забруднюючої речовини, мг/дм³; x_i^{don} – допустиме значення i -тої забруднюючої речовини (величина ГДК_i або норматив) для водного об'єкта відповідної категорії призначення, мг/дм³.

Введення коефіцієнта β у формулу як показника ступеня приватної функції бажаності d_i впливає на неї таким чином: при його збільшенні значення приватної функції бажаності знижується і, отже, здійснюється більший внесок в зниження УФБ.

Кваліфікаційна оцінка якісного стану поверхневих вод, що заснована на значеннях УФБ і задана в інтервалі [0–1], може бути здійснена за категоріями якості, діапазони яких обрані з використанням функції бажаності Харрінгтона та наведені в табл. 4.

Таблиця 4 – Категорії якості поверхневих водойм за значенням УФБ

Категорія якості води	Значення узагальненої функції бажаності D	Клас екологічної безпеки води
Дуже чиста	0,99	I
Чиста	0,99–0,80	II
Помірно забруднена	0,80–0,63	III
Забруднена	0,63–0,37	IV
Брудна	0,37–0,20	V
Дуже брудна	0,20–0,01	VI

Дана методика дозволяє провести більш жорстку комплексну оцінку хімічної небезпеки поверхневих водойм за єдиною безрозмірною шкалою, ніж, наприклад, традиційно використовуваний індекс забрудненості води – ІЗВ.

Оцінка рівня екологічної безпеки поверхневих вод р. Самара на території промислової зони Західного Донбасу за допомогою величин УФБ проводилася на основі приватних функцій бажаності за вмістом речовин I–IV класу небезпеки. Зокрема, – вмістом: хлоридів, сульфатів, сухого залишку, нафтопродуктів, азоту амонійного, нітритів, заліза, марганцю, міді, цинку, нікелю, хрому, кобальту, величин БСК_п і ХСК, а також за наявністю у воді завислих речовин. Результати розрахунків величин УФБ і оцінка якісного стану поверхневих вод р. Самара на території промислової зони Західно-Донбаського регіону представлені на рис. 1.

За отриманими величинами УФБ встановлено, що поверхневі води р. Самара в 2001 році віднесено до категорії «помірно забруднених» – на вході і виході з промислової зони, і «забруднених» – на інших ділянках спостереження. До 2014 року значення величин УФБ збільшилися в 1,1–1,5 раза. При цьому якість самарської води на досліджуваній території була оцінена як «помірно забруднена». Винятком залишилися ділянка р. Самара нижче скиду зі ставка-накопичувача шахтних вод в балці Свидівок (точка IV), де якісний стан води так і продовжує належати до категорії «забруднена».

4. *Дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих водойм Західно-Донбаського регіону за комплексним екологічним коефіцієнтом.* Дослідження проводилося за допомогою графічного методу, в основі якого лежить складання так званої модель-карти якісного стану води і визначення на її підставі величин комплексного екологічного коефіцієнта $K_{екв}$ [12].

Графічна модель якісного стану води являє собою кругову діаграму зі шкалами-радіусами, що відповідають певним гідрохімічним показникам. Ціна поділки кожного радіуса дорівнює максимальному значенню фактичної концентрації показника, який визначає придатність води для певного виду водокористування, тобто гранично допустимої концентрації забруднюючої речовини у воді (або його нормативного значення).

Графічна модель складається з двох діаграм, одна з яких представляє собою коло з одиничним радіусом, а друга – багатокутник з кількістю вершин, що дорівнює кількості гідрохімічних показників, які враховуються при оцінці. Границя кола є границею екологічного оптимуму, тобто такого екологічного стану водної системи, коли вміст усіх забруднюючих речовин, які враховуються при складанні графічної моделі, не перевищує ГДК (тобто виконується умова $\sum_{i=1}^n C_i / ПДК_i \leq 1$).

На підставі побудованої діаграми розраховується сумарний екологічний коефіцієнт якісного стану води ($K_{екв}$) за формулою:

$$K_{екв} = \frac{F_{\phi}}{F_{опт}}, \quad (6)$$

де F_{ϕ} – площа багатокутника, яка обмежується фактичними значеннями концентрацій гідрохімічних показників, що враховуються при складанні графічної моделі, $см^2$; $F_{опт}$ – площа кола (екологічного оптимуму), $см^2$.

Отримані значення $K_{екв}$ порівнюють зі шкалою (табл. 5) та встановлюють рівень екологічної безпеки забруднення поверхневих водойм.

Таблиця 5 – Класифікація якісного стану поверхневих водойм в залежності від значення комплексного екологічного коефіцієнта $K_{екв}$

Значення $K_{екв}$	Рівень екологічної безпеки забруднення води
< 1	допустимий
1–1,83	помірний
1,83–2,63	високий
> 2,63	дуже високий

На підставі даних про значення гідрохімічних показників, за якими величини кратності перевищення ГДК є найбільшими, а саме: наявність завислих речовин, хлоридів, сульфатів, сухого залишку, марганцю, заліза, нафтопродуктів, БСК_п, побудовано графічні моделі якісного стану самарської води на досліджуваних ділянках спостереження.

Результати розрахунків комплексного екологічного коефіцієнта $K_{екв}$, а також рівень екологічної безпеки забруднення поверхневих водойм на території Західного Донбасу представлені на рис. 1.

За отриманими значеннями комплексного екологічного показника $K_{екв}$ встановлено, що за розглянутий проміжок часу рівень екологічної безпеки поверхневих водойм на досліджуваних ділянках р. Самара, що перебуває під впливом скиду забрудненої шахтної води, оцінюється як "дуже високий". Однак, слід зазначити, що в 2014 році значення коефіцієнта $K_{екв}$ на всіх ділянках спостереження істотно знизилися (в середньому в 1,4–14,8 раза).

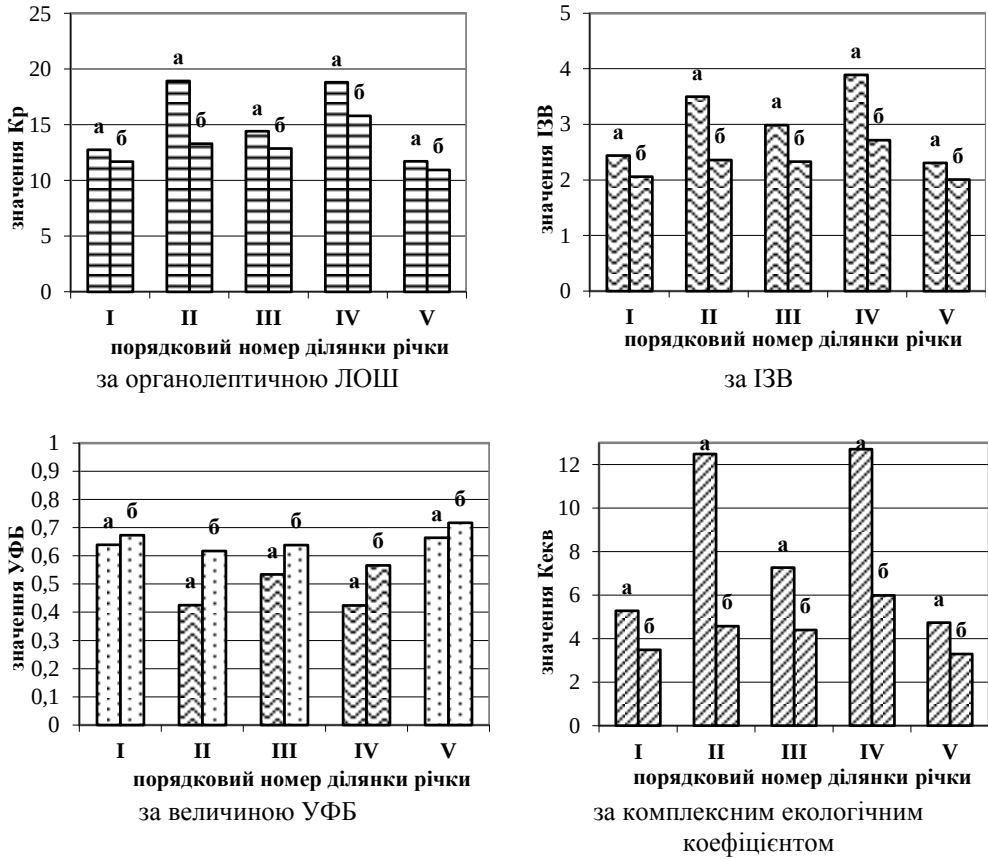


Рис. 1 – Динаміка зміни рівня екологічної безпеки поверхневих вод р. Самара, внаслідок скиду забрудненої шахтної води:
 якісний стан поверхневих вод: – забруднена; – помірно забруднена;
 рівень екологічної безпеки поверхневих вод: – дуже високий;
 – високий з небезпечним ступенем забруднення;
 а – 2001 рік; б – 2014 рік

Для узагальнення результатів дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих вод р. Самара, внаслідок скиду забрудненої шахтної води, на прикладі вугледобувного регіону Західного Донбасу, комплексним методом оцінки якісного стану водойм за 2014 рік складено зведену табл. 6.

Аналіз даних табл. 6 дозволив установити залежність рівня екологічної небезпеки скиду забрудненої шахтної води в р. Самара на території Західно-Донбаського регіону від комплексу гідрохімічних показників якості самарської води. Так, після скиду шахтної води в р. Самара зі ставків-накопичувачів (ділянки спостереження II і IV) рівень екологічної небезпеки збільшується в 1,1–1,4 раза, у порівнянні з ділянками річки, де скид забрудненої шахтної води істотно не впливає на її якість (ділянки спостереження I, III і V). Крім того, у водах р. Самара на виході з промислової зони Західно-Донбаського регіону спостерігається підвищення рівня екологічної безпеки в 1,3–1,8 раза за рахунок природних процесів самоочищення річки.

Таблиця 6 – Результати дослідження рівня екологічної безпеки поверхневих вод р. Самара, внаслідок скиду забрудненої шахтної води, на території Західного Донбасу комплексним методом оцінки якісного стану водойм

Найменування гідрохімічного показника якісного стану води	Кількісні та якісні значення гідрохімічних показників якісного стану води р. Самара на обраних ділянках спостереження:				
	I ділянка	II ділянка	III ділянка	IV ділянка	V ділянка
1. Органолептична ЛОШ:	11,69	13,3	12,87	15,8	10,94
- рівень екологічної безпеки	високий				
2. Інтегральний показник гідрохімічного забруднення води:	2,06	2,36	2,33	2,72	2,01
- категорія якості води	забруднена				
- клас безпеки забруднення води	IV				
3. Узагальнена функція бажаності:	0,673	0,617	0,638	0,566	0,717
- категорія якості води	помірно забруднена			забруднена	помірно забруднена
- клас безпеки забруднення води	III			IV	III
4. Комплексний екологічний коефіцієнт:	3,48	4,57	4,4	5,99	3,3
- рівень екологічної безпеки	дуже високий				

Висновки

Оцінка рівня екологічної безпеки поверхневих водойм, внаслідок скиду забрудненої шахтної води, на прикладі підприємств вугільної промисловості Західно-Донбаського регіону, комплексним методом оцінки якості води показала, що на всіх досліджуваних ділянках спостереження за розглянутий період часу (2001, 2014 роки) умова $\sum_{i=1}^n C_i / ПДК_i \leq 1$ не виконується. Це означає,

що рівень екологічної небезпеки поверхневих вод р. Самара продовжує залишатися досить високим, а її якість, звичайно, не відповідає вимогам існуючого водоохоронного законодавства, що підтверджується результатами досліджень гідрохімічного (екологічного) стану прилеглих водних об'єктів комплексним методом за допомогою різних показників і коефіцієнтів. Отримані результати підтверджують суттєвий вплив скиду забрудненої шахтної води на гідрохімічний склад річкової води.

Саме технології видобутку вугілля, що використовуються в Західному Донбасі, призвели до забруднення навколишнього середовища і, насамперед, до погіршення якості води в р. Самара та її притоках, що значно знижує рівень екологічної безпеки вугледобувного регіону. Зокрема, завислі речовини, що містяться в шахтній воді, за рахунок їхньої здатності адсорбувати важкі метали, відіграють істотну роль у забрудненні прилеглих водних об'єктів. Це робить воду р. Самара непридатною для господарсько-побутового і технічного водопостачання, а також вона втрачає своє рибогосподарське значення. Крім того, води р. Самара використовуються для зрошення сільськогосподарських угідь, що може негативно вплинути на стан наземних агроєкосистем і якість сільськогосподарської продукції. Хімічні речовини, що містяться в шахтній воді, змінюють не тільки склад

поверхневих водойм, але й представляють підвищену екологічну небезпеку для гідробіонтів і здоров'я населення.

Для підвищення рівня екологічної безпеки скиду забрудненої шахтної води у водойми шляхом видалення з неї грубодисперсних домішок на вугільних підприємствах України широко застосовуються горизонтальні відстійники. Ефективність їхньої роботи щодо видалення дисперсної фази, як правило, складає близько 30%. При цьому видаляються переважно грубі фракції, а майже всі дрібнодисперсні скидаються у водойми. Саме тому подальше підвищення ефективності очищення забрудненої шахтної води і, тим самим, підвищення рівня екологічної безпеки її скиду пов'язано з видаленням тонкодисперсних частинок. Але методи й технології, які використовуються наразі, не дозволяють це робити. Тому необхідно їх удосконалення в напрямку інтенсифікації процесу осадження найбільш дрібних завислих частинок і, як наслідок, підвищення рівня екологічної безпеки за рахунок скиду в поверхневі водойми високоосвітленої шахтної води.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Воробейчик Е.А. Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем / Е.А. Воробейчик, О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонов – Екатеринбург: УИФ «Наука», 1984. – 280 с.
2. Новиков Ю.В. Оценка качества воды по комплексным показателям / Ю.В. Новиков, С.И. Плитман // Гигиена и санитария. – 1984. – № 11. – С. 7–11.
3. Шитиков В.К. Количественная гидроэкология: методы, критерии, решения: в 2-х книгах / В.К. Шитиков, Г.С. Розенберг, Т.Д. Зинченко – М.: Наука, 2005. – 2 кн.
4. Зинченко Т.Д. Методологический подход к оценке экологического состояния речных систем по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Т.Д. Зинченко, Л.А. Выхристюк, В.К. Шитиков // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2000. – Т. 2. – № 2. – С. 233–244.
5. Интегральная оценка экологического состояния водных объектов по гидрохимическим и гидробиологическим показателям / Д.Б. Гелашвили [и др.]. // Изв. Самар. НЦ РАН. – 2002. – Т. 4. – № 2. – С. 270–276.
6. Сніжко С.І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С.І. Сніжко. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 262 с.
7. Звіт про стан навколишнього середовища в Дніпропетровській області за 2001 рік. – Дніпропетровськ: Державне управління екологічної безпеки в Дніпропетровській області, 2002. – 127 с.
8. Экологический паспорт Днепропетровской области [Электронный ресурс] / под ред. Р.О. Стрілець. – Дніпропетровськ: Департамент екології та природних ресурсів облдержадміністрації, 2015. – 229 с.
9. Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: ДСанПіН 2.2.4-171-10. – К.: Офіційний вісник України, 2010. – № 51. – С. 100–129.
10. Временные методические указания по комплексной оценке качества поверхностных и морских вод. – М.: Госкомгидромет СССР, 1986. – 5 с.
11. Применение обобщенной функции желательности для оценки экологической обстановки на объектах разного масштаба: город, регион / Д.Б. Гелашвили [и др.]. // Проблемы региональной экологии. – 2009. – № 2. – С. 83–87.
12. Малі річки України: довідник / за ред. А.В. Яцика – К.: Урожай, 1991. – 296 с.

Стаття надійшла до редакції 21.09.2016

УДК 504.4.062.2+574.52

І.В. ПАНАСЮК, А.І. ТОМІЛЬЦЕВА, Л.М. ЗУБ, В.В. СКІДАН

**МЕТОДОЛОГІЯ РОЗРОБКИ КОМПЛЕКСУ ЕКОЛОГО-ІНЖЕНЕРНИХ
КОМПЕНСАТОРНИХ ЗАХОДІВ ЗІ ЗМЕНШЕННЯ
АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ НА ВОДНІ ЕКОСИСТЕМИ
(на прикладі системи озер «Опечень», м. Київ)**

***Анотація.** Наведено методологію розробки комплексу еколого-інженерних компенсаторних заходів міських водних об'єктів системи «Опечень».*

***Ключові слова:** методологія, комплекс, компенсаторні заходи, водні об'єкти, система «Опечень».*

Вступ

Міські водойми системи озер «Опечень» в м. Києві на сьогодні частково або майже повністю трансформовані внаслідок діяльності людини, проте ще зберігають риси природних і мають важливе значення в підтриманні якості міського середовища та біотичного різноманіття у межах урболандшафту. Вони не тільки є улюбленими об'єктами рекреації городян, але й, час від часу, стихійної риболовлі.

Постає актуальна проблема щодо розробки комплексу еколого-інженерних заходів щодо зменшення антропогенного впливу на водні об'єкти. Для вирішення цієї важливої проблеми на основі оцінки сучасного екологічного стану на теоретичному та методичному рівнях потрібно обґрунтувати методологічні підходи щодо розробки еколого-інженерних компенсаторних заходів з мінімізації антропогенного впливу на гідроекосистеми. Такі заходи можливо здійснити у відповідності з «Методикою упорядкування водоохоронних зон річок України» [1]. Методика висвітлює системний підхід до упорядкування водоохоронних зон та прибережних захисних смуг згідно з чинним законодавством України [2].

Заходи з упорядкування залежать від рівня антропогенного забруднення міських водойм внаслідок забудови та стану прибережних смуг, що захарашені несанкціонованими звалищами побутових і будівельних відходів. До цього потрібно зважати на зростаюче нерегульоване антропогенне (техногенне та рекреаційне) навантаження, що є також однією з головних об'єктивних причин виникнення біологічного забруднення [3].

Мета цієї роботи – висвітлення методології розробки комплексу еколого-інженерних компенсаторних заходів і зменшення антропогенного впливу на водні систем модельних водних об'єктів м. Києва.

Об'єкти, предмет і методи дослідження

В якості модельних об'єктів для досліджень обрано систему озер «Опечень», а саме: Мінське, Лугове, Богатирське, Кирилівське, Йорданське та дві пограничні водойми Редькіне та Вербне.

Згідно з Рамковою Директивою ЄС з водної політики всі ці озера є істотно зміненими водними об'єктами. Зазначені міські водойми на сьогодні характеризуються хиткою біологічною рівновагою, а за певних умов антропогенної трансформації чи забруднення вони стають нездатними до самоочищення і перетворюються у водойми, небезпечні для здоров'я людини.

Внаслідок підсилення антропогенного навантаження в перспективі слід очікувати погіршення екологічної ситуації, навіть у відносно благополучних водоймах, що призведе до зменшення біорізноманіття на всіх рівнях, втрати продуктивних характеристик екосистеми і здатності до адекватного самоочищення.

Науковими дослідженнями у 2015–2016 рр. на основі аналізу фізико-географічних особливостей гідрологічної мережі, екологічного стану водних об'єктів м. Києва, типів антропогенних впливів на них отримано такі результати:

- обрано сім озер «Опечень» в якості модельних об'єктів для подальших екологічних досліджень;
- визначено методологічні підходи щодо наукових досліджень;
- оцінено основні типи антропогенних забруднень водойм;
- здійснено оцінку якості води гідрохімічними методами, та методами біоіндикації;
- здійснено санітарно-епідеміологічну оцінку якості води.

Щодо характеристики модельних об'єктів слід зазначити, що водойми системи «Опечень» розташовані в західній частині району Оболонь, передбачені для акумуляції дощового, талого та підземного стоку нагріної частини міста у процесі проходження високих паводків на р. Дніпро та служать для пониження рівня ґрунтових вод на прилеглий території [4]. Функцію заплавних водойм озера втратили, на сьогодні це каскад водойм кар'єрного типу, що фактично виконує роль колектора, який перехоплює поверхневий стік з площі 6,0 тис. га. Після проходження каскаду вода за обвідним каналом потрапляє через затоку Волковата до р. Дніпро. У середній частині обвідний канал має регулюючий затвір, що забезпечує стабільність коливань рівня води в озерах, особливо в період повеней. Водойми системи з'єднані перепускними трубами і є відкритими водостоками, що приймають дощові зливи води з трьох районів м. Києва – Подільського, Шевченківського, Оболонського, з водозабірних басейнів р. Сирець, струмків Коноплянка, Куриний брід, Реп'яхів Яр, Бабин Яр та інших.

Загальна площа водойм та територій каскаду озер системи «Опечень» становить 153,5 га.

Основні морфометричні параметри озер: довжина, ширина, глибина, площа водного дзеркала, об'єм водної маси наведено в таблиці.

Нині озера мають глибину до 15 м; площі водойм займають від 7,4 (оз. Мінське) до 45,0 га (оз. Редькине). Всі озера мають видовжену форму, завдовжки від 520 (оз. Пташине) до 1400 м (оз. Редькине); шириною – від 70 (оз. Опечень) до 250 м (оз. Богатирське та Йорданське) [5].

У більшості озер береги піщані, пологі (за виключенням правого берега оз. Йорданське, що був піднятий за рахунок будівництва шосейної дороги). Берегова лінія слабо звивиста, водойми малопроточні, мають приток поверхневих і ґрунтових вод, а також поповнюються водовпуском із озер, що

розташовані вище за каскадом. У випадку оз. Кирилівського приток води відбувається також із каналізованої р. Сирець. Стік здійснюється під час фільтрації в ложе та водотоком у нижнє озеро. Озеро Вербне – безстічне. Крупні озера (Редькино, Кирилівське, Йорданське) внаслідок розташування на відкритих ділянках відзначаються активним вітровим перемішуванням водних мас.

Таблиця – Деякі гідрографічні характеристики (морфометричні параметри) озер системи «Опечень»

Озеро	Ширина, м	Довжина, м	Площа, га	Середня глибина, м	Площа прибережної смуги, га
Мінське	72–86	862	7,4	12	
Опечень	70–120	1065	10,7	10	10,2
Пташине	60–80	125		7	
Андріївське	95–195	520	19,6	11	
Кирилівське	110–380	760	18,7	12	8,9
Йорданське	78–260	770	15,3	15	17,6
Редькіне	80–400	1400	40,8	8	
Вербне	60–240	1060	16,4	14	16,1

Усі водойми використовуються як декоративні, а також як водоприймачі поверхневих стоків. На озерах Вербне та Редькино облаштовано рекреаційні зони та міські пляжі.

Джерелами забруднення озер є поверхневий стік (у т. ч. і від розташованих поряд автострад та промислових об'єктів), а також р. Сирець, що приймає стічні води з ряду промислових підприємств. Усі забруднення надходять з ґрунтовими та зливовими водами від таких житлових масивів, як Мінський, Оболонь, Сирець, Куренівка.

На водоймах розташовано стихійні неорганізовані пляжі (Андріївське, Кирилівське, Йорданське), зазначено досить інтенсивне аматорське рибальство, зокрема, взимку. Більшість прибережних ділянок озер є селітебними.

Предметом досліджень є методологічні підходи до оцінки сучасного екологічного стану водойм для подальшої розробки комплексу компенсаторних заходів і зменшення антропогенного впливу на водні екосистеми.

Для оцінки екологічного стану модельних об'єктів застосовано натурні дослідження, хімічні та біологічні методи оцінки якості води на основі аналізу особливостей вищих водних рослин та забруднень водойм поверхневими джерелами. Натурні дослідження здійснювалися на репрезентативних ділянках (верхні, середні та нижні ділянки) у період максимальної вегетації рослинності.

Гідрохімічні дослідження води на вміст біогенних речовин здійснювалися колориметричним методом з використанням приладу DR/890 Colorimeter (проби відбирались протягом трьох років у літній період – липень-серпень). Загалом було обстежено зазначені водойми, відібрано серію гідрохімічних проб та проаналізовано їх на вміст азоту нітритного (NO_2^-), азоту нітратного (NO_3^-), азоту амонійного (NH_4^+), фосфору фосфатів (PO_4^{3-}). Відбір проб та визначення класів якості води здійснювались за загальноприйнятими

методиками [6, 7]. Отримані результати порівнювались з показниками гранично-допустимих концентрацій (далі ГДК) для водойм як рибогосподарського, так і господарсько-побутового призначення.

Оцінка якості води методами біоіндикації здійснювалась з використанням якісних особливостей угруповань вищих водних рослин (макрофітів) [8]. Гідроботанічні дослідження здійснювались з використанням традиційних методик [9]. Флору вищих водних рослин досліджували в об'ємі, прийнятому В.М. Катанською [10]: досліджувалися гідрофіти та гелофіти; види гідрофітів та гігро-мезофітів, що траплялися на межі водойм, не враховувались. Екологічна типізація макрофітів здійснювалась за загальноприйнятими в гідроботаніці підходами [9]. Таксономічний склад визначали за традиційними визначниками з врахуванням останніх флористичних зведень [11].

Біоіндикація екологічного стану водойми за макрофітами здійснювалась шляхом оцінки:

- видового складу макрофітів водойми;
- чисельності (рясності) особин окремих видів;
- наявності окремих видів-індикаторів та індикаторних груп;
- структури рослинних угруповань (фітоценозів);
- екологічної структури заростей;
- просторового розподілу заростей у водоймі.

Результати досліджень та їх обговорення

За результатами досліджень визначено, що:

- найвищою якістю характеризувався оз. Редькине, де вода в екологічній класифікації належала II класу якості – «посередня» та характеризувалася як «слабко забруднена», β'' -мезосапробної зони;
- ступінь забруднення водойм визначав якісний склад вищих водних рослин у них. Усі водойми характеризувалися відносно збідненим видовим складом. Озера Лугове, Богатирське та Кирилівське характеризувалися мінімальною кількістю водних рослин;
- порівняння сучасного флористичного різноманіття макрофітів озер з таким 20-річної давності показав значну його трансформацію за рахунок зникнення видів-індикаторів води високої якості та появи чужорідних видів-оселенців, що є підтвердженням значної трансформації екосистеми;
- половину видового списку макрофітів, поширених на водоймах, складали представники водно-болотного комплексу – індикатори посилення антропогенної евтрофікації водойм;
- забруднення території водозбору водойм системи «Опечень» стаціонарними джерелами викидів пром підприємств не перевищують 1,0 ГДК за всіма інгредієнтами, так що їх можна вважати екологічно безпечними, проте забруднення системи озер, водний баланс яких у значній мірі визначає приток поверхневих вод, є критичним для Оболонського району. Щорічно в озера Мінське та Лугове сумарно скидається 3,83 млн м³/рік неочищених стічних вод, що майже в три рази перевищує об'єм самих водойм;
- найбільший внесок у забруднення озер здійснює територія житлової забудови. Внесок промисловості та вулично-дорожньої мережі значно менший.

За наведеними даними та враховуючи результати з якості води [12] за показниками мінералізації, вмістом біогенних речовин (сполук азоту, фосфору), виявлено ряд серйозних негативних наслідків, а саме: інтенсивний розвиток водоростей (синьо-зелених, нитчастих), дефіцит кисню в придонних шарах, зменшення прозорості води тощо.

Для поліпшення екологічного стану озер «Опечень», враховуючи результати натурних спостережень, розрахунків балансу біогенних елементів і залишкового біогенного навантаження [1], розробляється комплекс організаційно-господарських, інженерно-технічних, біотехнічних заходів. Організаційно-господарськими заходами передбачається визначення, відведення прибережних захисних смуг, де необхідно здійснити заходи щодо їх упорядкування. До складу інженерно-технічних заходів входять упорядкування поверхневого стоку та будівництва очисних споруд, що споруджуються в гирлах зливових колекторів. Тип очисних споруд залежить від витрат зливових стоків, мінімального часу відстоювання, їх компактності. Біотехнічні заходи спрямовані на запобігання надходженню залишкового біогенного навантаження у водні об'єкти. На основі величин залишкового біогенного навантаження та крутості схилу оцінюють «потужність» водоохоронних заходів. Згідно з «потужністю» (у балах) розробляють комплекс заходів для кожного виду джерела виносу біогенних елементів. У нашому випадку це заселені території біля системи озер «Опечень». Підбір зазначеного комплексу заходів спрямовується на запобігання надмірному рекреаційному антропогенному навантаженню шляхом відновлення природної самоочисної здатності гідроекосистеми та буферної ролі прибережних ландшафтів.

Висновки

1. Міські водойми системи озер «Опечень» в м. Києві на сьогодні частково або майже повністю трансформовані внаслідок діяльності людини, проте ще зберігають риси природних і мають важливе значення в підтриманні якості міського середовища та біотичного різноманіття у межах урболандшафту. Постає актуальна проблема щодо розробки комплексу еколого-інженерних заходів зі зменшення антропогенного впливу на водні об'єкти.

2. Усі водойми використовуються як декоративні, а також як водоприймачі поверхневих стоків. На озерах Вербне та Редькино облаштовано рекреаційні зони та міські пляжі. Джерелами забруднення озер є поверхневий стік (у т. ч. і від розташованих поряд автострад та промислових об'єктів), а також р. Сирець, що приймає стічні води з ряду промислових підприємств. Усі забруднення надходять з ґрунтовими та зливовими водами таких житлових масивів, як Мінський, Оболонь, Сирець, Куренівка.

3. Для оцінки екологічного стану модельних об'єктів застосовано натурні дослідження, хімічні та біологічні методи оцінки якості води на основі аналізу особливостей вищих водних рослин та забруднень водойм поверхневими джерелами.

4. Ступінь забруднення водойм визначав якісний склад вищих водних рослин у них. Усі водойми характеризувалися відносно збідненим видовим складом. Озера Лугове, Богатирське та Кирилівське характеризувалися мінімальною кількістю водних рослин. Порівняння сучасного флористичного різноманіття макрофітів озер з таким 20-річної давності показав значну його

трансформацію за рахунок зникнення видів-індикаторів води високої якості та появи чужорідних видів-оселенців, що є підтвердженням значної трансформації екосистеми.

5. Забруднення системи озер, водний баланс яких у значній мірі визначає приток поверхневих вод, є критичним для Оболонського району. Щорічно в озера Мінське та Лугове сумарно скидається 3,83 млн м³/рік неочищених стічних вод, що майже в три рази перевищує об'єм самих водойм.

Найбільший внесок у забруднення озер здійснює територія житлової забудови. Внесок промисловості та вулично-дорожньої мережі значно менший.

6. Для поліпшення екологічного стану озер «Опечень» розробляється комплекс організаційно-господарських, інженерно-технічних, біотехнічних заходів. Організаційно-господарськими заходами передбачається визначення, відведення прибережних захисних смуг, де необхідно здійснити заходи щодо їх упорядкування. До складу інженерно-технічних заходів входять упорядкування поверхневого стоку та будівництва очисних споруд, що споруджуються в гирлах зливових колекторів. Біотехнічні заходи спрямовані на запобігання надходженню залишкового біогенного навантаження у водні об'єкти.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Методика упорядкування водоохоронних зон України. УНДІВЕР: Держводгосп України К.: Оріяни, 2004. – 126 с.
2. Водний кодекс України від 06.06.1995. № 213/95 – ВР.
3. Введення в експлуатацію об'єктів соціальної сфери в Україні за 2005 рік. Експрес-доповідь Державного комітету статистики України 1 березня 2006 року № 64. Офіційний сайт Держкомстату України [Ел. ресурс]. – Режим доступу: <http://www.ukrStat.gov.ua/>.
4. Офіційний інтернет-портал Оболонської районної в м. Києві держ. адміністрації. Ел. ресурс: <http://obolon.kievcity.gov.ua/content/menyu-2.html>
5. Мельничук Г.В. Показники якості водного середовища водойм м. Києва навесні 2010 року / Г.В. Мельничук, С.В. Доаган // Науков. записки Терноп. нац. пед. ун-та. Серія Біоло. – 2010, № 2. – С. 350–353.
6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романюк, В.М. Жукинський, О.П. Оксінок, А.В. Яцик та ін. – К : Символ-Т., 1998. – 28 с.
7. Руководство по методам гидробиологического анализа поверхностных вод и донных отложений. / под ред. к.б.н. В.А. Абакумова. – Ленинград : Гидрометеиздат, 1983. – 239 с.
8. Мальцев В.І. Визначення якості води методами біоіндикації: науково-методичний посібник / В.І. Мальцев, Г.О. Карпова, Л.М. Зуб. – К.: НЦЕБМ НАН України, НЕЦУ, 2011. – 112 с.
9. Гидробиология. Методология, методы / Научные редакторы В.Г. Папченков, А.А. Бобров, А.В. Щербаков, Л.И. Лисицына – Рыбинск, 2003 – 188 с.
10. Катанская В.М. Высшая водная растительность континентальных водоемов СССР / В.М. Катанская. – Л.: Наука, 1981. – 185 с.
11. Mosyakin S.L., Fedoronchuk M.M. Vascular plants of Ukraine: A Nomenclatural Checklist. – Kiev, 1999. – 346 p.
12. Панасюк І.В., Томільцева А.І., Зуб Л.М., Погорєлова Ю.В. Якість води у міських водоймах та характер освоєння водоохоронних зон (на прикладі озер системи «Опечень», м. Київ). // Збірник наукових праць «Екологічна безпека та природокористування». – 2015, вип. 20. – С. 63–69.

Стаття надійшла до редакції 05.10.2016

УДК 502.4:528.004

С.А. ЗАГОРОДНЯ

ГЕОІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ДЛЯ ЕКОЛОГІЧНОЇ ОЦІНКИ ПРИРОДНО-ЗАПОВІДНИХ ТЕРИТОРІЙ

***Анотація.** У статті представлено аналіз використання інформаційних технологій для створення моделей екологічного моніторингу, необхідних при вивченні і прогнозуванні екологічного стану та ймовірного антропогенного навантаження на природно-заповідні об'єкти за допомогою функціональних можливостей ГІС-технологій та методів ДЗЗ. Представлено результати використання геоінформаційних технологій, даних космічного моніторингу довкілля на прикладі дослідження Білоозерської ділянки Рівненського природного заповідника.*

***Ключові слова:** природно-заповідна територія, екологічна мережа, екологічний моніторинг, геоінформаційні системи, картографічна модель.*

Вступ

Питання охорони територій природно-заповідного фонду розглядаються як ключова складова концепції сталого розвитку та екологічної безпеки. Мережа природно-заповідних територій і об'єктів забезпечує збереження в природному стані типових та унікальних природно-територіальних комплексів в різних їх динамічних станах, генетичних ресурсів, біосферних та інших природних об'єктів [1, 2]. На сьогоднішній день в Україні отримання інформації про природно-заповідні об'єкти ускладнено відсутністю налагодженого механізму створення, збору, обробки і розповсюдження даних про їх стан та процеси, які в них протікають. Для ефективного контролю за станом навколишнього природного середовища важливо знати не тільки розташування природних (фонових) територій в природно-техногенній системі, а й характеристики таких об'єктів. Саме застосування ГІС-технологій дає можливість врахувати весь комплекс наявної інформації та ефективно аналізувати її. ГІС є сучасною комп'ютерною технологією для картографування та аналізу подій на цих об'єктах, що впливають на екологічну безпеку [3–5].

Постановка завдань досліджень

Основна інформація про природно-заповідні об'єкти міститься у вигляді щорічних книг Літопису природи і ґрунтується на відповідних наукових фондах (польові записи, щоденники, гербарні зразки, колекції, картки фенологічних та інших спостережень тощо). Решта матеріалу міститься в цифровому вигляді у спеціалізованих базах даних, доступ до цих ресурсів значно обмежений через їх погану структурованість, недостатню систематизованість та різномірний розподіл на web-порталах, в бібліотеках та архівах. Серед безлічі небезпечних наслідків нерозвиненості інформаційної системи можна виділити спотворення інформації, що часто призводить до прийняття некоректних управлінських рішень. Відповідно до законів України “Про природно-заповідний фонд” та «Про екологічну мережу», для

формування та відновлення довкілля, забезпечення екологічної безпеки, підвищення природно-ресурсного потенціалу території України, збереження ландшафтного та біорізноманіття оцінку природоохоронних об'єктів потрібно проводити на підставі всього комплексу наявної інформації, а саме: даних про місцезнаходження, склад земель, межі та загальну площу природно-заповідних територій; відомостей спеціально уповноважених органів виконавчої влади у сфері створення та збереження природно-заповідних територій; організацію та використання території в минулому; даних проектів створення територій, матеріалів літопису природи, даних моніторингу та спеціальних робіт місць оселення та зростання цінних видів тваринного і рослинного світу; розвитку інфраструктури, транспортних шляхів сполучення, включаючи аспекти впливу на довкілля [2]. Ефективний і оперативний аналіз всієї інформації неможливий без використання сучасних досягнень геоінформаційних технологій [3, 5]. Широке використання геоінформаційних технологій для прийняття рішень у сфері управління та охорони природних ресурсів передбачено у Законі України «Про національну програму інформатизації». Наукові і методологічні засади створення і застосування інформаційних технологій для використання у сфері екологічної безпеки, природокористування, охорони довкілля розглянуто у працях фахівців С.О. Довгого, О.М. Трофимчука, Г.Я. Красовського, О.М. Маринича, М.О. Попова, В.В. Кошового, В.І. Мокрого. Доцільність використання інформаційних технологій для дослідження природоохоронних територій можна обумовити рядом чинників. В першу чергу проведення безпосередніх польових спостережень є достатньо дорогим. Також проведення лише польових методів виключає застосування єдиної системи методів, що ускладнює подальшу оцінку території та здійснення актуального прогнозу щодо розвитку природних процесів та впливу антропогенної діяльності.

Методологія досліджень

При проведенні дослідження використано методи спостереження (польові дослідження), аналіз і синтез, порівняння та аналогія, узагальнення. Для вирішення поставлених завдань було залучено методи космічного моніторингу, що зумовили необхідність дешифрування великого об'єму зображень. Побудова еколого-картографічних моделей здійснена в середовищі геоінформаційної системи. Методологію застосування геоінформаційних технологій розглянуто з точки зору системного підходу, який включає: збір, обробку та формалізацію інформації про стан природоохоронної системи, накопичення та обробку даних, їх інтерпретацію у графічній формі на електронних картах; обґрунтування прийняття управлінських рішень при умові розподілу задач за блоками: комплексний екологічний моніторинг (дистанційний, фоновий, контактний), дослідження динаміки змін природних територій, моделювання впливу прямих та опосередкованих факторів (рис. 1).

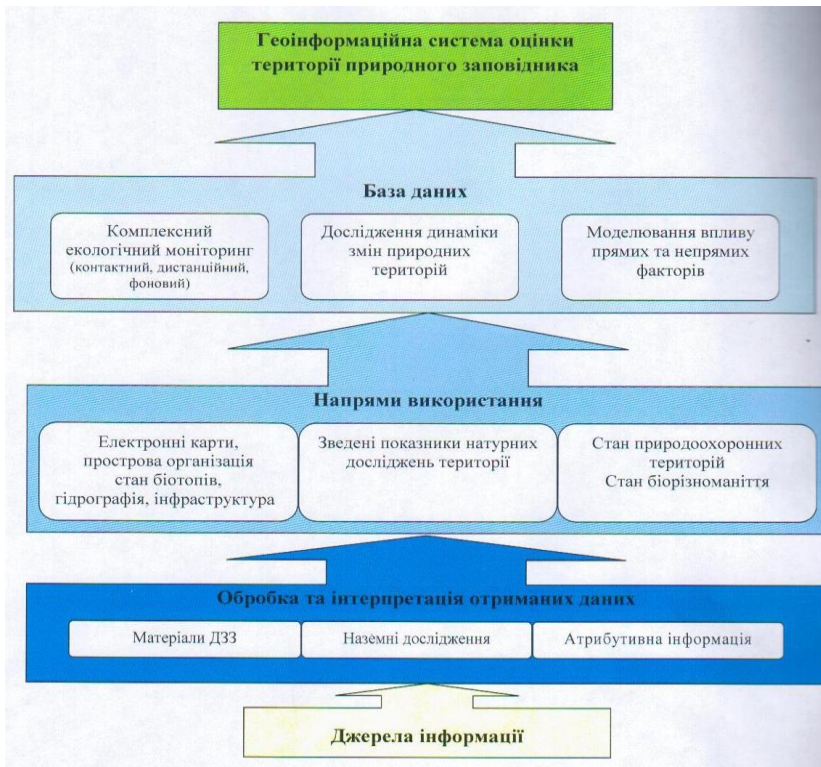


Рис. 1 – Схема методології геоінформаційної системи оцінки території природного заповідника

Результати досліджень

В якості прикладу комплексного застосування можливостей ГІС-технологій наведемо дослідження природоохоронної території Рівненського природного заповідника. Це другий за величиною природний заповідник в Україні та єдиний заповідник Рівненщини загальною площею 47 047 га [6]. Заповідник є важливою складовою екомережі, яким охороняються природні комплекси Полісся, має офіційний статус кандидата до Смарагдової мережі України. У його складі одне водно-болотне угіддя міжнародного значення (Рамсарське угіддя), одне ІВА-угіддя (територія, важлива для збереження видового різноманіття і кількісного багатства птахів та включена до мережі ІВА територій Європи), три масиви, що є в процесі надання статусу Рамсарських угідь [8]. Територія ПЗ розміщена в 4 районах Рівненської області – Володимирецькому, Сарненському, Рокитневському і Дубровицькому – та займає чотири окремі ділянки: «Білоозерський», «Сомине», «Переброди» та «Сира Погоня» (рис. 2).

Безпосередні дослідження проводились на території Білоозерської ділянки Рівненського природного заповідника. Особливостями даного об'єкта є те, що територія включає типові для Західного Полісся болота, одне з найбільших на Поліссі карстових озер – озеро Біле площею 453 га та болото Коза-Березина, які є перспективними на включення до Рамсарського списку [7, 8]. Разом з тим на Білоозерській ділянці присутній постійний антропогенний вплив. Дана природоохоронна територія безпосередньо межує

із населеними пунктами Білзька Воля, Рудка, Озірці, звідки відбувається захід місцевих жителів, проникнення свійських і домашніх тварин, шумовий вплив тощо. На озері Біле є зона рекреації з туристичною базою, де постійно відбувається рекреаційне навантаження не тільки на дозволений території, а й на заповідній частині озера, що призводить до накопичення великої кількості сміття та порушення функціонування екосистем [6].

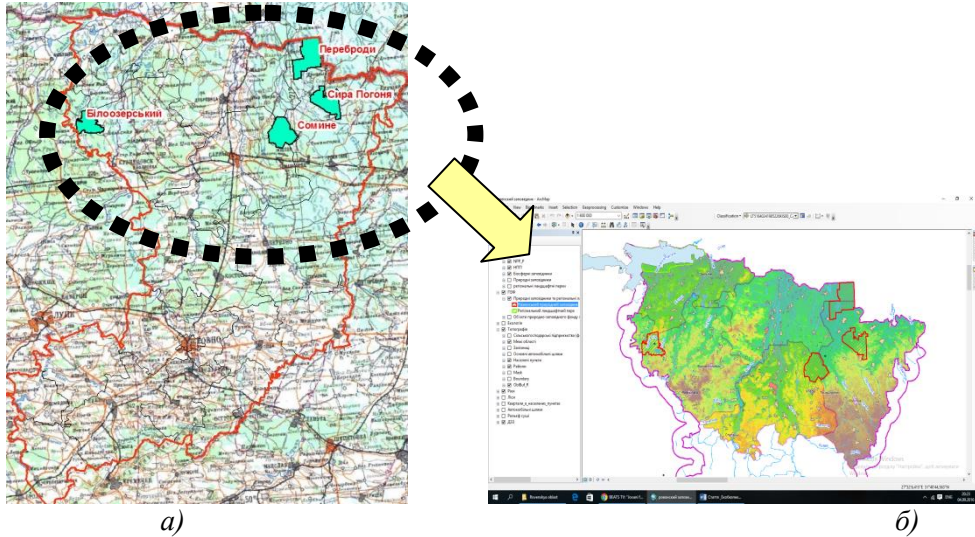
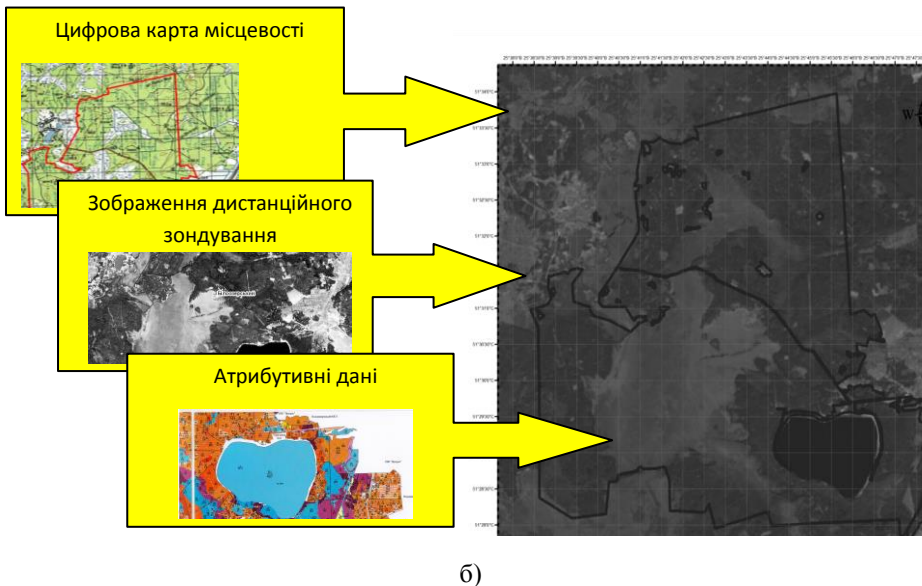


Рис. 2 – Розташування територій Рівненського природного заповідника на території Рівненської області, картографічна модель (а), робоче вікно ArcMap (б)

Геоінформаційними інструментами, що містить програмний комплекс ArcGIS 10.2.2, синтезовано картографічні моделі Білоозерської ділянки Рівненського ПЗ (рис. 3). Створено тематичні шари геопросторових даних та завантажено в геоінформаційну базу даних. У результаті отримано комплекс електронних картографічних моделей у ГІС-середовищі, які відображають стан біотопів території, рельєф, гідрологічну мережу, рекреаційні зони, ландшафти, розміщення територій водно-болотних угідь тощо. Побудова картографічної моделі винесених меж Білоозерської ділянки Рівненського ПЗ здійснена на основі оцифрованих кадастрових карт та планів за допомогою засобів ArcGIS з модулями ArcMap, Spatial Analyst та ArcMap/3DAnalyst, які включають в себе індивідуальний набір геопросторових тематичних шарів у векторній та растровій формах, а також атрибутивних даних у табличній та текстовій формах об'єкта дослідження [9]. Додатково в процесі роботи були використані топографічні карти (1:25000) та планово-картографічні матеріали Володимирецького району Рівненської області масштабу (1:10000). Допоміжними даними стали картографічні матеріали у цифровому вигляді, що використовуються для прив'язки зображень до місцевості, та дані наземних обстежень. Основним джерелом статистичної інформації є зведений звіт про екологічну ситуацію в області – «Регіональна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області». Окрім кадастрових карт, атрибутивної інформації та наземних досліджень, для більш детального уточнення меж території та виділення ділянок, які не

підлягають охороні, було використано космічні знімки Landsat та Sentinel. Так, на рис. 3 представлено процес побудови тематичного шару ArcGIS із межами Білоозерської ділянки. За офіційними даними площа Білоозерської ділянки Рівненського природного заповідника складає 8036,5 га [6]. За результатами ГІС-аналізу було встановлено, що площа досліджуваної природно-заповідної території становить 8051,5 га, що на 15 га більше. Особливу увагу слід звернути на нецілісність заповідної території із значною кількістю ділянок, які не є підпорядкованими адміністрації заповідника, за рахунок цього відбувається значний антропогенний та рекреаційний вплив. Таке розташування дає підстави стверджувати, що територія, яка має найвищий природоохоронний статус, зазнає дії впливу антропогенних факторів. Антропогенний вплив порушує функціонування цінних болотних та лісових комплексів, які слугують акумуляторами природності територій, запасами прісної води та стабілізують природні екосистеми в цілому.



а) б)
Рис. 3 – Побудова шару ArcMap (а) із винесеними межами території Білоозерської ділянки Рівненського ПЗ та результат картографічної моделі (б)

Окрім візуалізації зображення, побудована картографічна модель є основою для оцінки стану природності досліджуваної території, складання набору цифрових тематичних карт в середовищі ГІС. Для здійснення оцінки складових досліджуваної природоохоронної території, забезпечення екологічної безпеки та попередження негативного впливу, необхідно детально та системно проаналізувати стан природно-заповідної території із застосуванням методів ДЗЗ та ГІС-технологій. На рис. 4 продемонстровано побудову шарів ArcGIS та бази даних стану лісових ресурсів досліджуваної території на основі таксаційного опису земельних ділянок лісового фонду станом на 2015 рік та літотаксаційної карти. Даний опис враховує площі окремих ділянок з характеристикою деревостанів та підліску на вкритих лісовою рослинністю територіях, додатково враховано вік, стан рослин та деревини. Побудовані картографічні моделі дозволяють здійснити детальну оцінку лісових ресурсів території за допомогою спеціальних інструментів ArcGIS.

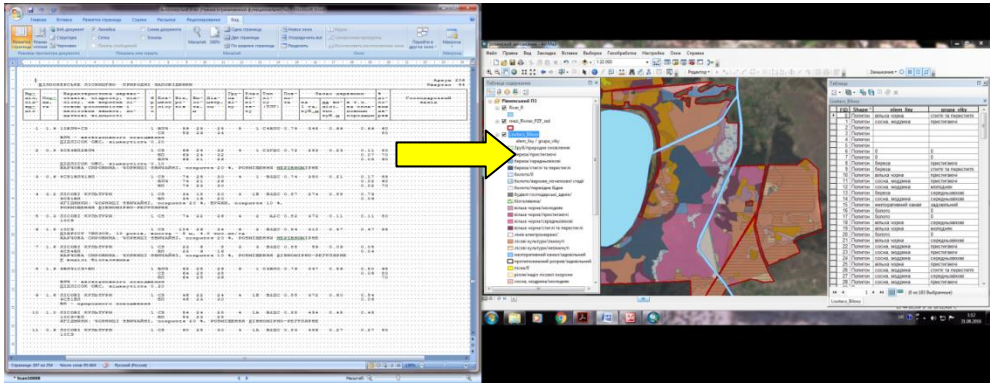


Рис. 4 – Побудова шару ArcMap літотаксація Білоозерської ділянки Рівненського ПЗ

Вся просторова інформація внесена в базу геоданих ArcGIS. Для зберігання даних в цій системі використані «персональні бази геоданих». Така організація даних на етапі початкового формування ГІС має ряд переваг – дозволяє окремо формувати і редагувати просторові дані в ArcGIS і атрибутивну інформацію. Побудовані актуальні картографічні моделі дозволять чітко визначати потрібні ділянки лісу, допомагати з вибором місць рекреаційного навантаження, контролювати вплив антропогенних факторів на лісові ресурси.

Висновки

Отже, розроблення наукових і методологічних засад створення і застосування інформаційних технологій для автоматизованого збору, переробки, аналізу та візуалізації інформації, організація доступу до тематично розподілених баз даних природно-заповідних об'єктів через «єдине вікно» інформаційно-аналітичної системи управління природно-заповідними територіями дозволить підвищити ефективність функціонування системи ведення фонових моніторингу навколишнього природного середовища та прийняття управлінських рішень у сфері охорони та раціонального використання природних ресурсів. Практичне втілення цих підходів може бути використане при розробці екомережі, яка розглядається як комплексна багатофункціональна система, що складається з багатьох елементів, пов'язаних між собою складними та опосередкованими зв'язками, основна мета якої полягає у збереженні біо- та ландшафтного різноманіття, стабілізації екологічної рівноваги, підвищенні продуктивності ландшафтів, покращенні стану довкілля та забезпеченні екологічної безпеки території. Отримані результати необхідні для визначення ресурсного потенціалу природно-заповідних територій, можливостей їх використання в рекреаційно-господарському комплексі, збереження в природному вигляді та обґрунтування доцільності їх створення та розширення. Також можливість впровадження інформаційних технологій в систему управління природоохоронними об'єктами суттєво вплине на додержання режиму охорони територій та об'єктів екологічної мережі та дозволить вдосконалити заходи щодо екологічного контролю та розвитку системного екологічного моніторингу довкілля.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Закон України «Про природно-заповідний фонд України» від 16.06.1992 – № 2456-XII [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon0.rada.gov.ua/laws/show/2456-1>
2. Закон України «Про Загальнодержавну програму формування національної екологічної мережі України на 2000–2015 роки» від 21.09.2000 р. – № 1989-III [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon3.rada.gov.ua/laws/show/1989-14>.
3. Інформатизація аерокосмічного землезнавства / [Довгий С.О., Лялько В.І., Трофимчук О.М., Федоровський О.Д. та ін.]. – Київ.: «Наукова думка», 2001. – 606 с.
4. Сучасні інформаційні технології екологічного моніторингу Чорного моря. / [Довгий С.О., Красовський Г.Я., Радчук В.В., Трофимчук О.М., Андреев С.М. та інш.] – К.: Інформаційні системи. – 2010. – 260 с.
5. Трофимчук О.М., Красовський Г.Я., Радчук В.В., Мокрий В.І. Інформаційно-аналітичні технології дослідження озер Шацького НПП // Збірник наукових статей. III Всеукраїнський з'їзд екологів з міжнародною участю, Вінниця, 21-24 вересня 2011 р., Т.1. – С. 130–133.
6. Літопис природи Рівненського природного заповідника. – Т. 1-3. Сарни, 2001-2003.
7. Андриенко Т.Л., Шеляг-Сосонко Ю.Р. Растительный мир Украинского Полесья в аспекте его охраны. – К: Наукова думка, 1983. – 216 с.
8. Волошинова Н.О., Бачук В.А. Дослідження в Рівненському природному заповіднику // Науковий вісник Волинського державного університету ім. Л. Українки. – Луцьк: РВВ „Вежа”, 2004. – С. 26–28.
9. ArcGis Geostatistical Analyst. Руководство пользователя: Пер. с англ. / К. Джонсон, Д.М. Хоеф, К. Криворучко, Н. Лукас. – М.: Дата +, 2002. – 278 с.

Стаття надійшла до редакції 24.10.2016

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ

УДК 620.92

В.П. КАЯН, А.Г. ЛЕБЕДЬ

ИЗМЕНЕНИЕ КЛИМАТА И ВОЗОБНОВЛЯЕМАЯ ЭНЕРГЕТИКА

***Аннотация.** Представлен анализ изменений глобальной температуры Земли и интенсивности глобальной эмиссии углекислого газа и их последствий за последние десятилетия. Проанализировано влияние на эти параметры сжигания ископаемого топлива и внедрения в экономику возобновляемой энергетики. Предложена конструкция созданного в Украине ветроротора Дарье с прямыми управляемыми лопастями, показавшего при испытаниях в 1,5 раза большую эффективность ($C_p = 0,45$), чем у существующих на сегодня лучших мировых аналогов ($C_p = 0,3$).*

***Ключевые слова:** температура, эмиссия углекислого газа, уровень воды в океанах, ископаемое топливо, возобновляемая энергетика, ветроустановки.*

То, что климат на Земле меняется, и не в лучшую сторону, знают уже, наверное, все. Но что конкретно происходит в действительности, в чем это проявляется, что нам грозит и что надо делать? Самое главное – резко ускорилось повышение средней глобальной температуры Земли, что влечет за собой множество опасных последствий.

1. Повышение глобальной температуры. Так, в январе 2016 г. по данным спутниковых измерений превышение среднемесячной температуры на 3°C наблюдалось в Западной Европе, Средней Азии и северо-западной Африке.

В Longyearbyen, на норвежском арктическом острове, повышение температуры достигло пика (на $6,6^{\circ}\text{C}$) 2 января, в то время как средняя величина температуры в течение нормального января составляет $-15,3^{\circ}\text{C}$ (данные от норвежского Метеорологического Института) [1].

В феврале 2016 г. превышение средней за месяц температуры на $3\text{--}4^{\circ}\text{C}$ наблюдалось по всей центральной и восточной Европе, а на всей Земле это превышение составило $1,35^{\circ}\text{C}$. Февраль 2016 г. был, бесспорно, самым горячим рекордным февралем для планеты, который удивил даже ученых климата, которые близко контролируют глобальные температурные данные. Если в 2014–2015 гг. превышение средней глобальной температуры Земли над уровнем 1951–1980 гг. составляло примерно $0,7\text{--}0,8^{\circ}\text{C}$, то в первые месяцы 2016 г. это превышение составило уже более 1°C [2]. Самой большой областью аномальной теплоты в феврале была Арктика, которая также имела рекордно низкие площади морского льда в течение и января, и февраля.

Согласно базе данных NOAA (Национальная Океаническая и Атмосферная Администрация при Министерстве торговли США), март 2016 г. оказался на целых $1,22^{\circ}\text{C}$ более теплым, чем средняя величина температуры марта 20-го столетия ($12,7^{\circ}\text{C}$), так же как и на $0,32^{\circ}\text{C}$ выше предыдущего рекорда в марте, полученного в 2010 г. [3].

Предыдущие шесть месяцев (октябрь 2015 г. – март 2016 г.), как показано в базах данных и NOAA, и NASA, имели весь набор рекордов и определены как самые теплые с 1880 г. Март 2016 г. также отметил одиннадцатый последовательный месяц, когда превышался ежемесячный температурный рекорд и шестнадцатый последовательный месяц, в котором ежемесячная глобальная температура оценена среди трех, самых теплых в соответствующих им месяцах в базе данных NOAA.

За 1 кв. 2016 г. глобальная температура на земном шаре оказалась уже на $0,3^{\circ}\text{C}$ выше, чем за этот же период 2015 г. Столь стремительный рост глобальной температуры наблюдается уже второй год подряд (температура 2015 г. в эти же сроки была на $0,2^{\circ}\text{C}$ выше, чем в 2014 г.) [3].

Апрель 2016 г. был на $1,11^{\circ}\text{C}$ выше средних чисел глобальных температур за 1951–1980 гг., делая его вновь рекордным, согласно новым данным от NASA. Добавим, что на Аляске и в северной части России температуры этого месяца были более чем на 4°C выше обычных. В середине месяца также отмечены местные температурные рекорды в Азии (Индия – 46°C , Таиланд – $44,3^{\circ}\text{C}$, Камбоджа – $42,6^{\circ}\text{C}$, Лаос – $42,3^{\circ}\text{C}$, Вьетнам – $41,8^{\circ}\text{C}$, Филиппины – $39,4^{\circ}\text{C}$). Это был также седьмой последовательный месяц, который устанавливал глобальные температурные рекорды [4].

На рис. 1 представлена диаграмма (источник NOAA) изменения отклонения средней глобальной температуры за последние 115 лет (осреднение по данным за 5 лет) от средней глобальной температуры 20 столетия, равной $13,9^{\circ}\text{C}$ [5].

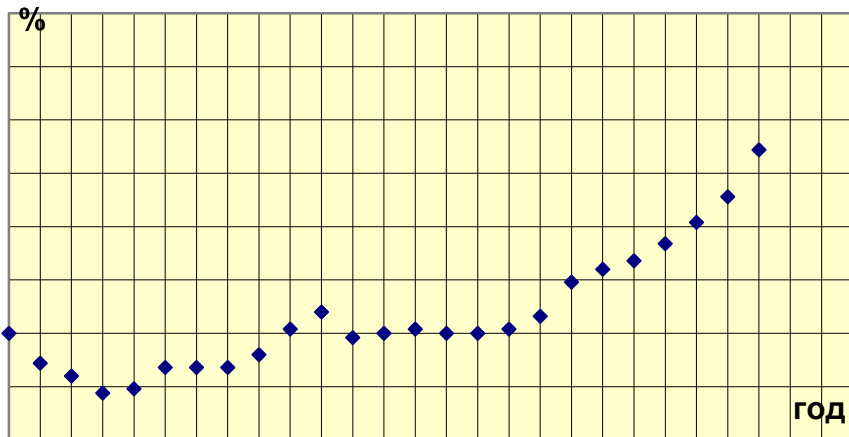


Рис. 1 – Диаграмма отклонений средней глобальной температуры (осредненной по данным за 5 лет) от средней глобальной температуры 20 столетия (ордината 0)

Научное сообщество сейчас в большинстве своем уверено, что 2016 г. станет самым горячим и рекордным в этом отношении годом, и как никогда согласно с тем, что если мир продолжит сжигать ископаемое топливо

в прежнем объеме, увеличение средней глобальной температуры на 2°C наверняка будет уже достигнуто к середине столетия, и к 2100 г. мы могли бы увидеть это увеличение уже на целых 5°C [6]. Исследования и расчеты показывают, что повышение глобальной температуры на 2°C привело бы к намного большим пожарам, более интенсивным ураганам, сокращению важных зерновых пищевых культур, чрезвычайной засухе, продолжению арктического таяния, значительному повышению уровня океанов и увеличению мощных ливней и наводнений, что мы можем наблюдать уже и в наше время.

И последнее. Ученые из Университета штата Виктория в Канаде провели подсчеты того, что случилось бы с Землей, если бы мир продолжал сжигать уголь, нефть и газ без усилий ограничить эмиссию [7]. При этом сценарии содержание CO₂ в атмосфере достигло бы 2000 частиц на миллион к 2300 г. (сейчас 400 на миллион). Выброшенные в виде CO₂ в атмосферу 5 трлн т углерода подняли бы глобальную температуру на 6,5–9,5°C относительно средней температуры 20 века. Арктика же, которая уже нагревается быстрее чем остальная часть мира, увидела бы повышение температур по крайней мере на 14,7°C, а может быть и на 19,5°C.

Кроме того, нельзя обойти стороной воздействие повышения глобальной температуры на здоровье людей. Доклад *«Воздействия Изменения климата на Человеческое Здоровье в США: Научная Оценка»*, опубликованный в апреле 2016 г., приходит к выводу, что повышающиеся температуры в ближайшие годы будут способствовать увеличенному риску для человеческого здоровья, а именно:

- смерть от высокотемпературного удара, особенно в летние месяцы;
- хронические и острые дыхательные проблемы;
- переносимые ветром возбудители болезней, таких как Западный Нильский вирус и болезнь Льюе, так же как и появление новых болезнетворных микроорганизмов;
- химические токсины в пищевой цепи;
- последствия для умственного здоровья и т. д. среди унылого перечня других рисков [8].

Согласно данным Метеорологического Департамента Индии (IMD) в стране, начиная с 2001 г., продолжается неуклонное повышение среднегодовой температуры, что вызвано, по мнению генерального директора IMD Л.С. Ратора, “чрезмерным использованием энергии и эмиссией углекислого газа, а также такими факторами, как урбанизация и индустриализация” [9]. В 2015 г. волна высокой температуры, которая сопровождалась к тому же слабыми муссонными ливнями, забрала жизни приблизительно 2500 жителей Индии. Острая нехватка воды в центральных областях Индии и длительные засухи вызывают растущую безнадёжность у фермеров, что уже за 5 месяцев 2016 г. привело почти к 400 самоубийствам среди фермеров.

2. Угроза таяния ледников и повышения уровней океана. Быстрое повышение температуры на земном шаре, особенно в приполярных областях, привело соответственно к усиленному таянию их ледяных покровов. В результате площадь льда в северных морях была ниже среднего уровня и составила 13,5 млн км², что на 1 млн км² ниже среднего уровня за 30 лет

(1981–2010 гг.). Арктика – это район, в котором происходят самые драматические изменения за несколько прошлых десятилетий. Как отметила К. Пистоун из Исследовательского центра Ames NASA, «тающий арктический морской лед является не только признаком глобального потепления, но и важным вкладчиком в это потепление из-за эффекта альбедо» [10], т. е. когда арктический морской лед тает, более темная океанская вода поглощает больше солнечной энергии и нагревается. Это, в свою очередь, заставляет таять еще больше морского льда.

Кроме того, арктический лед сильно помолодел. Так, если 30 лет назад молодой (годовой) лед занимал только 37% от всей площади арктического ледового бассейна, а старый (5-летний) – 30%, то сегодня эти цифры уже 68 и 3% соответственно, т.е. площадь 5-летнего льда уменьшилась в 10 раз [3].

То же самое происходит и с ледниками Гренландии. Каждый год они теряют около 290 млрд т льда, что обусловлено не только повышением температуры в этом регионе, но и изменением структуры поверхностного слоя ледников, так называемого фирна, произошедшего от экстремального таяния в 2011–2015 гг. Кроме того, ученые из Географического Департамента Университета в Шеффилде установили, что на острове увеличилась сфера действия погодных систем высокого давления, которая оставалась постоянной по Острову Гренландия с 1980-х годов, что существенно воздействовало на чрезвычайную погоду и изменение климата в регионе [11]. Как пояснил руководитель исследований проф. Э. Ханна, наиболее часто это происходит из-за сильного арктического нагрева и изменений в атмосферных потоках в последние годы. Это отражает увеличение дестабилизации атмосферных погодных систем в конце осени и в начале зимы, что может быть связано, по крайней мере частично, с драматическим снижением площади морского льда в арктической области.

Понуждаемое истощением полярных льдов, изменение климата фактически изменяет путь оси вращения Земли. Тающие ледники Гренландии вносят также свой вклад в изменение движения полюсов. Остров Гренландия и Антарктида вместе теряют больше чем 400 млрд т льда ежегодно, меньшие ледники во всем мире также теряют свою массу, внося свой вклад в изменение климата и положение оси вращения Земли [12].

Установлено, что если до 2000 г. направление дрейфа Северного полюса было в сторону Гренландии и Восточной Канады, то уже в 2004–2015 гг. направление дрейфа сместилось значительно восточнее и сейчас точка Северного полюса дрейфует в сторону Британских островов и Пиренейского полуострова.

Быстрое таяние пласта материкового льда Антарктиды всегда виделось как своего рода сценарий Судного Дня, поскольку это может привести к повышению уровня океанов на несколько метров. Одной из причин этого является то, что большая часть материкового льда лежит на земле и его нагрев происходит и сверху, и снизу.

Ученые из Университета в шт. Массачусетс, США, разработали виртуальные модели для лучшего понимания того, каковы же будут уровни открытого моря в течение предыдущей эры более высоких температур. Используя эти модели, они нашли, что повышающиеся уровни парникового газа в атмосфере могут вызвать безудержное таяние Антарктического льда, которое одно только могло бы повысить уровни морей на более чем 1 м

к концу столетия [13]. Кроме того, используя это моделирование для прошлых эпох Земли, ученые пришли к выводу, что значительно более высокий уровень воды в мировом океане (на 6–9 м) относительно сегодняшнего дня был вызван именно безудержным таянием Антарктического льда в Плиоценовую эпоху (3 млн лет назад) и в Межледниковый период (около 120 тыс. лет назад). «Если бы Западный Антарктический Ледник растаял, то это могло бы добавить от 4 до 7 м к повышению уровня моря, и такие цифры создают потенциал для ряда крупномасштабных катастроф» – утверждают они. Если же эмиссия CO_2 будет продолжаться по-прежнему, то ученые считают, что повышение уровня морей может достигнуть величины 15 м к 2500 году...

3. Эмиссия углекислого газа продолжается. Количество углекислого газа в планетарной атмосфере непосредственно влияет на глобальную температуру Земли, и если оно увеличивается, то растет и средняя глобальная температура. В доиндустриальную эпоху содержание CO_2 в атмосфере было стабильным и составляло 280 частиц на миллион. За предыдущее столетие планетарная температура повысилась на 1°C . Однако сейчас в атмосфере уже 400 частиц CO_2 на миллион и повышение среднегодовой температуры ускорилось.

Еще в 1979–1983 гг. американский Нефтяной Институт руководил целевой научной группой по изучению изменения климата. Согласно данным одного из ученых, который работал в этой группе, результаты были изъяты из рук ученых и быстро похоронены и забыты, пока репортеры не открыли их вновь только в прошлом (2015) году [14]. Уже в конце 1980-х руководители в компаниях по добыче ископаемого топлива хорошо знали, что горящие нефть, газ и уголь могут вызвать необратимое и опасное изменение климата.

По данным ООН жизнедеятельность городов также почти на 75% связана с эмиссией CO_2 . В настоящее время 54% населения Земли живет в городах, и ожидается, что к 2050 г. эта цифра повысится до 70%. Согласно мнению учёных, стоимость бездействия по предотвращению изменения климата может составить более \$44 трлн к 2060 г.

Согласно предварительному анализу данных Международного Агентства Энергетики (IEA) за 2015 г., количество углерода, эмитируемого всемирным сектором энергетики, в течение второго года подряд оставалось неизменным. Отмечено, что за эти более чем 40 лет, с тех пор как отслеживается углеродистая эмиссия, это только четвертый период, во время которых эмиссия останавливалась или уменьшалась. Первые три срыва отмечались как раз в течение кризисных периодов в мировой экономике, а именно: 1 – второй нефтяной кризис (1980–1984 гг.); 2 – распад Советского Союза (1991–1994 гг.); 3 – Глобальный экономический кризис (2008–2009 гг.). За эти 40 лет глобальная эмиссия выросла более чем вдвое – от почти 16 Гтн CO_2 в 1975 г. до более чем 32 Гтн в 2015 г. [15].

В то же время в течение 2000–2014 гг. более 20 стран показали рост ВВП при одновременном снижении эмиссии CO_2 . Например, в США в 2010–2012 гг. связанная с производством энергии эмиссия углекислого газа уменьшилась на 6% – от 5,58 до 5,23 млрд т (рис. 2), в то время как валовой внутренний продукт вырос на 4% – от 14,8 до \$15,4 трлн [16].

Здесь, как ни странно, одним из лидеров является Украина (эмиссия -29%, ВВП +49%). Кроме того, здесь стоит отметить такие страны, как Венгрия (-24% и +29%), Словакия (-22 и +75), Румыния (-22 и +65), Великобритания (-20 и +27), Франция (-19 и +16) и Чехия (-14 и +40).

В США в 2015 г. (по сравнению с 2005 г.) наибольшее снижение эмиссии CO_2 произошло в секторе промышленности (на 240 млн т), а наименьшее – в секторе транспорта (на 120 млн т) [14]. На основании долларowego ВВП в 2015 г., Соединенные Штаты использовали на 15% меньше энергии на единицу ВВП и произвели на 23% меньше связанной с энергетикой эмиссии CO_2 на единицу ВВП, по сравнению с энергией и эмиссией в долларовом ВВП в 2005 г.

Разъединение роста ВВП и эмиссии CO_2 во множестве стран демонстрирует и увеличивающуюся распространенность и выполнимость перехода к более чистым способам экономической деятельности.

Одним из мировых лидеров по величине годовой эмиссии CO_2 в последние десятилетия был Китай (рис. 2). Однако недавние данные показали, что и в Китае эмиссия CO_2 была ниже в 2015 г., чем в предыдущем году, и что, возможно, она уже достигла максимума в 2014 г.

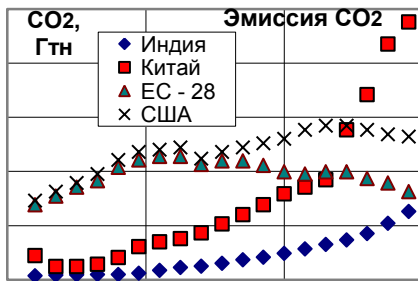


Рис. 2 – Изменение величины эмиссии CO_2 крупнейших стран-эмитентов за 60 лет

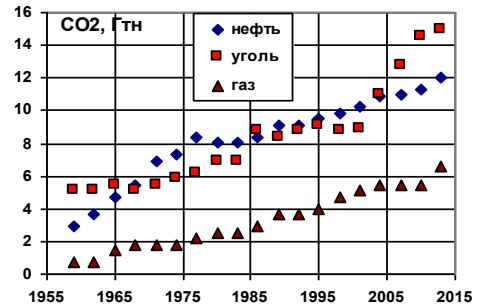


Рис. 3 – Изменение величины мировой эмиссии CO_2 от сжигания ископаемого топлива за 60 лет

Снижение эмиссии в Китае в значительной степени приписывается снижению спроса на энергию, поскольку Китай начал постепенно отходить от дешевых производства и экспорта. Высокие уровни инвестиций в низкоуглеродистую энергетику и снижение угольного потребления также внесли свой вклад в уменьшение эмиссии. Кроме того, и США, и Евросоюз также последние 5 лет ежегодно уменьшают количество вредных выбросов в атмосферу (рис. 2).

Наибольшими эмитентами CO_2 на Земле являются промышленность, производство электричества, сельское хозяйство и транспорт. Ежегодная эмиссия в основном каждый год увеличивалась и тесно связана с мировым валовым продуктом. И главный фактор степени изменения эмиссии CO_2 – увеличение потребления угля и нефти (рис. 3).

Ученые-климатологи однозначно пришли к выводу, что сдержать драматическое изменение климата Земли можно только путем существенного уменьшения эмиссии CO_2 . Один из эффективных способов сделать это, кроме уменьшения использования ископаемого топлива, – извлечь CO_2 из продуктов сгорания и сохранить его. Но для этого нужно потратить миллиарды долларов США на исследования и разработку установок, способных сделать это. Однако за последние 7 лет ассигнования на работы в этом направлении были резко снижены и в США, и в Канаде, и в Великобритании [18].

На пути к цели резкого сокращения эмиссии CO₂ есть много путей, и какой из них окажется наиболее эффективным, показать может только опыт.

4. Кризис ископаемого топлива. Представленные на рис. 3 данные убедительно показывают, что необходимо обратить серьезнейшее внимание на сегодняшний кризис климата, и чтобы удержать глобальное потепление ниже 2°C, необходимо существенно сократить добычу ископаемого топлива, и существующая сегодня инфраструктура энергетики должна быть изменена.

“Нам совершенно ясно: мы должны оставить по крайней мере 80%, если не больше, ископаемого топлива зарезервированным в земле” – сказал Payal Parekh, управляющий директор 350.org, общественного движения «Keep It In the Ground (Оставить это в земле)» [19]. “Сообщества во всем мире испытывают на собственном опыте последствия изменения климата и ущерба, причиненного промышленностью ископаемого топлива. Наша задача – добиться, чтобы мир вырвался на свободу от ископаемого топлива и ускорил изменения для справедливого перехода к 100-процентному использованию возобновляемой энергетики”.

К сожалению, в 2015 г. мировая экономика все еще сожгла 5,5 млрд т угля, что только немного ниже рекордной цифры 2013 г. Однако процесс пошел, и одним из самых значащих событий в последние годы стал крах мировой угольной промышленности с множеством компаний, подошедших к грани банкротства, и падением их объединенной рыночной стоимости в США более чем на 90%. Стоимость экономики и акций частных нефтяных компаний упала не настолько много, но они были вынуждены сокращать расходы на новые исследования и сокращать платежи.

Китай, имеющий самую большую в мире эмиссию углекислого газа, недавно объявил о планах закрытия в связи с избыточным 1 млрд т угля около 1000 шахт и наложил трехлетний мораторий на ввод в эксплуатацию новых шахт. Кроме того, правительство объявило, что Китай мог бы в конечном счете закрыть 5600 из его 10760 угольных шахт, проводя политику, которая запрещает эксплуатировать шахты с ежегодным объемом добычи меньше чем 90 000 т [20]. Китай также рассматривает вопрос о том, чтобы сократить 1,8 млн рабочих мест в угольном и металлургическом секторах.

По сообщению Национального Бюро статистики Китая, доля мощностей электростанций, работающих на угле, достигла максимума в 79% в 2011 г. и уменьшилась до 70% в 2015 г. Эти новые данные показывают, что страна серьезно намерена сократить производство электроэнергии от сжигаемого угля, чтобы закончить это десятилетие с долей ниже 60%. Это подтверждает цели китайского правительства достигнуть к 2030 г. доли в 50–55% для производства энергии от угля [21].

В энергетике США потребление ископаемого топлива также неуклонно сокращается. Так, в 2012 г. энергоустановки на газе и угле составили уже менее 50% от всех введенных за год мощностей, а в 2015 г. 68% новых производств по генерированию энергии относились уже к возобновляемой энергетике [22].

С 11 мая 2016 г. в электрическую сеть Великобритании больше не поступает электричество от источников, сжигающих уголь. К 2025 году использование угля в Великобритании будет прекращено повсеместно.

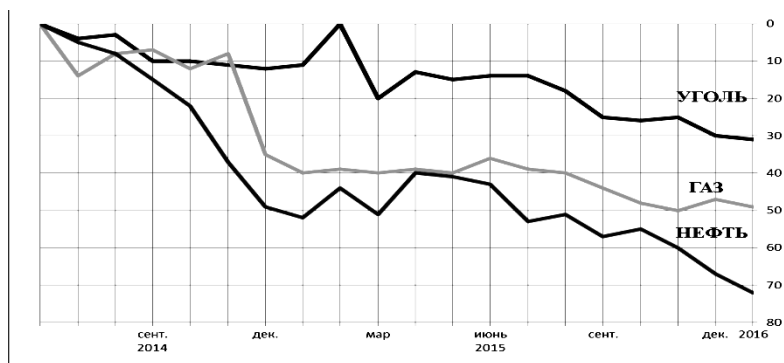


Рис. 4 – Снижение мировых цен на ископаемое топливо в % по отношению к цене середины 2014 года

Доклад *«Тигры Азии: Регулирование угля, климата и потребности в энергии»* утверждает [23], что четыре азиатские экономические системы с самым большим в мире производством энергии от сжигаемого угля, Китай, Индия, Индонезия и Вьетнам, вероятно значительно сократят строительство запланированных ранее угольных производств. Доклад делает вывод, что количество шахт, которое будет построено фактически в следующие пять лет, значительно меньше запланированной 1000 и, вероятно, лежит ближе к 500.

Это объясняется тем, что и Индия, и Китай построили больше угольных шахт, чем им было необходимо, и лидируют по производствам, которые используются всё меньше и меньше времени, что в свою очередь уменьшает их доходность. В Китае коэффициент использования шахт упал от 60% в 2011 г. до ниже чем 50% в 2015 г.; а в Индии этот коэффициент упал от пика в 78% в 2008 г. до ниже 65% в 2015 г., и эта тенденция, вероятно, продолжится.

Стремительно падающие цены на все виды ископаемого топлива (рис. 4) подвигли Саудовскую Аравию объявить о планах основать фонд суверенного богатства в размере \$2 трлн, начав с 2017 г. распродавать государственные нефтяные активы (5% акций корпорации «Арамко») в подготовке к миру без нефти [24]. “Это позволит нам разносторонне развивать наши инвестиции так, чтобы в течение 20 лет мы стали экономикой и государством, которое не зависит главным образом от нефти” – сказал принц Мохаммед, 30-летний сын Короля Саудовской Аравии Салмана.

«Факт, что они пробуют отсоединить богатство страны от нефтяных доходов, будет замечен многими как еще один признак того, что конец нефтяного века приближается быстро. Если нефтяные титаны ищут стратегию выхода, не все так хорошо в секторе ископаемого топлива» – сказал Чарли Кроник, старший советник по климату в Гринпис Великобритании. Чистое потребление нефти в передовых индустриальных странах уже понизилось от 50 млн баррелей в день в 2005 г. до 45 млн баррелей в 2014 г.

И последнее. На майском (2015 г.) Саммите стран большой семерки лидеры этих стран впервые установили крайний срок для окончания предоставления субсидий добыче ископаемого топлива, говоря о правительственной поддержке добычи угля, нефти и газа, которые должны

закончиться к 2025 г. [25]. Они пригласили все страны присоединиться к ним в устранении “неэффективных субсидий ископаемого топлива” в течение десятилетия. Одной из причин такого решения можно считать Заявление Международного валютного фонда, который оценил, что финансовая правительственная поддержка добычи и использования ископаемого топлива приводит к увеличению ущерба от загрязнения и изменения климата до \$5,3 трлн в год. Это больше, чем общее количество денег, которое тратится за год на всей Земле на защиту человеческого здоровья.

5. Парижское соглашение. Обращаясь к глобальной угрозе изменений климата и действиям, которые необходимы для их предотвращения или смягчения, представители 196 государств Земли прибыли в декабре 2015 г. на 21-ю Конференцию Стран-Участниц (COP21), прошедшую в Париже как часть Рамочной Конвенции Организации Объединенных Наций по Изменению климата (UNFCCC) [26].

Надо отметить, что это не первая попытка уменьшить влияние последствий промышленной революции на состояние экологии Земли. Ученые-климатологи подавали сигналы тревоги еще в конце 1980-х, и переговоры о структуре соглашения по остановке глобального потепления начались еще в 1992 г. на Встрече на высшем уровне лидеров Земли в Рио. Кроме того, еще в 2009 г. на встрече в Копенгагене более чем 100 стран в рамках COP15 договорились об общих шагах по недопущению повышения глобальной температуры Земли более чем на 2°C в 21 столетии. Однако стремительное повышение этой температуры за последние пять лет заставило вновь обратиться к этой теме.

Парижское Соглашение предусматривает общие усилия всех стран Земли, целью которых является недопущение катастрофического изменения климата путем сокращения эмиссии углекислого газа до чистого ноля к 2100 г., переходя от использования ископаемого топлива в пользу более зеленой энергетики с использованием глобально солнечной и ветровой энергии [1].

Это Соглашение показывает нашу готовность действовать, и хотя необходимы намного большие изменения, но одно из обязательных условий Парижского соглашения требует пятилетних прозрачных планов действия, которые должны будут разработать каждое государство-подписант, чтобы дать толчок к необходимым шагам.

Украина также находится среди стран-подписантов, и украинский парламент ратифицировал это соглашение 14 июля 2016 г., став 20-й страной (только 20-й!), сделавшей это. С сожалением надо отметить, что среди выступавших в парламенте лиц не оказалось ни одного, кто упомянул бы при этом возобновляемую энергетику.

Доктор Йоханес Ерпелайнен из Колумбийского Университета (США) определяет три главных критерия, которые могут помочь построить реалистичную политику, позволяющую реализовать постулаты этого соглашения [27]:

- политика сохранения климата должна вести технологические и политические преобразования в одно и то же время;
- технологические преобразования означают поощрение низкоуглеродистых технологий, делая их более конкурентоспособными относительно ископаемого топлива;

– политическое преобразование означает, что каждая маленькая победа в этом направлении должна быть выполнена так, чтобы выстроить политическую поддержку идее сохранения климата в каждом избирательном округе, в каждой стране.

Генеральный секретарь ООН Пан Ги Мун на конференции в Париже заявил, что «производство и использование энергии ответственны более чем за половину полной эмиссии углекислого газа на земном шаре». Он отметил, что «технологии использования возобновляемой энергии становятся все более дешевыми и конкурентоспособными, и многие люди впервые получают доступ к энергии благодаря солнечным панелям, ветротурбинам и минигидроэлектростанциям» [28]. Там же (на конференции) была запущена Африканская Инициатива Возобновляемой Энергетики, предусматривающая инвестицию \$5 млрд на африканском континенте в течение 2016–2020 гг.

Критики предупреждают, что определенные цели Парижского соглашения по сокращению эмиссии CO₂ являются слишком низкими, что темп их выполнения является слишком медленным и потерпело неудачу предложение о том, чтобы установить штрафы за несоблюдение соглашения.

В соглашение климата включены положения, которые признают критическую роль, которую гражданское общество должно играть в том, чтобы заставить это Соглашение работать. Оно обращается к гражданам с просьбой повысить их усилия и действия поддержки, чтобы уменьшить эмиссию CO₂. Это сигнализирует о требовании ко всем нам, чтобы быть активно занятыми в преобразовании нашего мира от находящегося во власти ископаемого топлива к тому, который движется к возобновляемой энергетике. В то время как эти слова не составляют призыв к революции, ясно, что и ООН, и мировые лидеры признают, что ранее участие гражданина в решении проблем глобального потепления отсутствовало. Успех или неудача соглашения находятся на плечах всех людей Земли.

6. Возобновляемая энергетика. В январе 2016 г. Международное агентство по возобновляемой энергетике провело в Абу-Даби, столице ОАЭ, международные дебаты по результатам Парижского Саммита 2015 г. Генеральный секретарь ООН Пан Ги Мун подчеркнул, что «возобновляемая энергия безгранична и будет всегда, и чем больше экологически чистых производств энергии мы будем строить, тем дешевле будет такая энергия» [29]. Там же государственный министр энергетики Германии Р. Бак сказал, что возобновляемая энергия становится все дешевле и берет верх над энергией из традиционных источников, и наиболее безопасной и эффективной по цене сегодня становится энергия от ветра и солнца [30]. Недавний опрос общественного мнения показал, что 87% хотели бы получать энергию от солнечных электростанций, 78% – от ветровых и только 8% – от ядерных.

В 2015 г. во всем мире было инвестировано в возобновляемую энергетику \$286 млрд, или на 7% больше, чем в 2014 году, из них 44% проинвестировано в солнечную энергетику, 35% – в ветроэнергетику и 11% – в энергетику на биомассе, и в это же время инвестиции в новые производства энергии, сжигающие уголь, нефть и природный газ, составили \$253 млрд. Кроме того, 2015 г. был первым, когда инвестиции в возобновляемую энергетику были больше в развивающихся странах, чем в промышленно развитых – \$156 млрд против 130 [31] (\$118 млрд только в ветровую и солнечную). Вложенные за

последние 12 лет в мире в развитие возобновляемой энергетики \$2,3 трлн привели к тому, что за последние 6 лет себестоимость энергии от ветровых электростанций снизилась на 60%, а от солнечных – на 82%.

Однако рост инвестиций в чистую энергетику наблюдается не везде. Европа, когда-то мировой лидер в расходах на возобновляемую энергетику, уменьшила свои инвестиции из-за экономического застоя. В прошлом году Европа осуществила самые малые инвестиции в возобновляемую энергетику, начиная с 2006 г. Европа вытеснена Китаем, как новым мировым лидером,двигающим вперед возобновляемую энергетику. Китай потратил рекордные \$103 млрд на развертывание инфраструктуры экологически чистого вида энергии в прошлом году. Это на 17% больше, чем в предшествующем году, и почти столько, сколько США и объединенная Европа затратили вместе. Расходы в США повысились на 7,5% в 2015 г. до \$56 млрд [32].

В 2015 г. возобновляемая энергетика, исключая большие гидроэлектростанции, все еще представляет меньшинство во всемирной полной установленной мощности энергетики (приблизительно одна шестая, или 16,2%), но эта величина продолжает расти (от 15,2% в 2014 г.). Тем временем фактическое электричество, произведенное возобновляемой энергетикой, составило уже 10,3% мирового генерирования в 2015 г. (от 9,1% в 2014 г.) [31].

Китай установил в 2015 г. два мировых рекорда – ввел в эксплуатацию новые ветроустановки общей мощностью 30,5 ГВт и новые солнечные электростанции мощностью 16,5 ГВт. В то же время потребление угля в Китае снизилось почти на 5%. Общая мощность ветроустановок в Китае к концу 2015 года достигла 145 ГВт, что почти вдвое выше, чем имеется у США (75 ГВт), и более чем втрое выше, чем у Германии (43 ГВт). В 2016 г. Китай планирует ввести в действие ветроустановки мощностью 24 ГВт и солнечные электростанции на 18 ГВт с одновременным существенным снижением использования угля [33].

В Индии мощность ветроустановок к началу 2016 г. достигла 26 ГВт. Индия объявила о планах создания ветростанции на 170 МВт, где будет 85 2МВт-х ветроустановок. Солнечная энергетика Индии начала 2016 г. с 7% сокращения тарифов до 6,5 с США за кВт-час, причем за последние 5 лет эти тарифы снизились на 80%! Индия объявила об инвестициях \$11 млрд в течение 2016–2020 гг. для установки 30 млн ирригационных насосов на солнечной энергии [33].

Производство электричества в США от ветровых и солнечных электростанций выросло в 2015 г. на 20,7 МВт-час по сравнению с 2014 г. В то же время генерирование электричества от ископаемого топлива снизилось на 18 МВт-час [34]. Производство энергии от возобновляемых источников в 2015 г. составило 12,8% от всей произведенной в стране энергии (от угля – 33%, от природного газа – 32,5%). А вот по величине всех введенных в действие в 2015 г. новых энерго мощностей электростанции на возобновляемых источниках составили 69%.

В Германии в 2015 г. производство энергии от возобновляемых источников составило уже 32,5% от всего объема произведенной энергии (10% в 2005 г. и 4,5% в 1995 г.), причем более 42% этой энергии обеспечила ветроэнергетика [35]. Отметим, что уже сейчас северные немецкие земли Мекленбург-Померания и Шлезвиг-Гольштейн работают на 100-процентной чистой возобновляемой энергии, главным образом на ветровой.

Доля мощностей возобновляемой энергетики в британском генерировании электричества повысилась до рекордных 24,7% в 2015 г. по сравнению с 19,1% в предыдущем году, согласно новым данным Министерства энергетики и Изменения климата (DECC) [36]. Возобновляемая энергетика Великобритании произвела 83,3 ТВт-час электричества в 2015 г., что на 29% больше, чем в 2014 г. Производство электричества от ветростанций в стране увеличилось в 2015 г. на 53,7% и составило 40,4 ТВт-час. Великобритания закончила 2015 г. с 30 ГВт установленной мощности возобновляемой энергетики с увеличением по сравнению с 2014 г. на 4 ГВт.

Наиболее впечатляют успехи в развитии возобновляемой энергетики такой маленькой страны, как Дания. Еще в начале 1970 г. 92% энергетики Дании работало на импортируемой нефти. Сегодня более 40% электричества в Дании – от возобновляемой энергетики, и страна стремится достигнуть 50% к 2020 г. и 100% к 2035 г. Дания также планирует уменьшить к 2020 г. эмиссию CO₂ ниже уровня 1980 г. [37].

Сейчас на территории страны расположено более 300 ветроустановок, общей мощностью 5 ГВт, которую за следующие 5 лет собираются увеличить на 0,5 ГВт. Мощность оффшорных ветростанций на расстоянии около 2 км от берега составляет около 1,3 ГВт, и за эти же 5 лет эту мощность планируют увеличить на 1 ГВт. Уникальность страны состоит также и в том, что за последние 30 лет потребление энергии практически не изменилось, а национальный валовой продукт вырос вдвое. Сейчас цель Дании состоит в том, чтобы уменьшить потребление электроэнергии к 2020 г. на 74% относительно 2010 г. Стоит отметить, что с 2013 г. в Дании запрещено использовать для отопления новых зданий нефть или газ.

И в заключение отметим, что в Украине сейчас общая мощность установок возобновляемой энергетики не превышает 1% от всех энергетических мощностей.

7. Роторы Дарье с прямыми управляемыми лопастями. Сегодня в мире наиболее распространены ветроэнергетические установки (ВЭУ) с горизонтальной осью вращения ветродвигателя с установленной мощностью от сотен ватт до нескольких мегаватт. Такие ВЭУ требуют для установки вертикальных башен высотой от 10 до 150 м, механизмов для ориентирования площади вращения ветроротора перпендикулярно направлению ветра и значительных участков земной поверхности, в несколько раз превышающих величину ометаемой площади ветроротора. В то же время ВЭУ с вертикальной осью вращения ветроротора (типа ротора Дарье с прямыми лопастями) имеют такие достоинства, как независимость функционирования от направления действия ветрового потока, возможность перехода от консольного крепления оси ветроротора к двухопорному, возможность размещения потребителя энергии (электрогенератор, насос) в основании ветроустановки, упрощение конструкции лопастей и их крепления, возможность размещения ветророторов небольшой мощности (до 5 кВт) на крышах зданий [38]. Одним из главных недостатков ветророторов с ВОВ с жестко фиксированными относительно горизонтальных траверс лопастями является высокая скорость ветрового потока, при которой происходит самозапуск ротора во вращение, и большие вибрации на валу.

Известно, что наличие у ветроротора Дарье механизма управления положением лопастей дает возможность повернуть лопасти относительно

траверс таким образом, чтобы изменить величину и направление действия возникающей на них аэродинамической силы так, что появится возможность самозапуска ротора даже при малых (порядка 2–3 м/сек) скоростях ветра. Кроме того, правильное управление положением лопастей позволяет значительно улучшить рабочие характеристики такого ветроротора, снизить в несколько раз нагрузки на вал ветроротора [39–40].

Следует отметить, что еще в 80–90-е года прошлого века в мире было зарегистрировано несколько десятков патентов на механизмы управления лопастями ротора Дарье, однако нигде никогда не упоминалось о законах управления лопастью. Нашей задачей было, во-первых, создать такой механизм управления лопастями, который минимизировал бы потери внутри ветроротора, и, во-вторых, определить оптимальное положение лопасти в каждой точке ее круговой траектории, которое бы обеспечило максимальную эффективность ветроротора. Эта задача решалась как конструктивными разработками, так и компьютерными расчетами, учитывающими многопараметричность нестационарного обтекания лопастей [39, 41].

В 2003–2013 гг. нами были созданы как малые модели с исследованием их работы в гидрлотке [45–46], так и 3 крупных макета ветророторов, прошедших испытания в аэродинамической трубе [41–43].

Прямая вертикальная лопасть с симметричным профилем NACA 0015 устанавливалась на горизонтальной траверсе на оси, расположенной в центре давления профиля на нижнем торце лопасти, а управление лопасти на траектории её вращения происходило специальным механизмом управления, который был двух типов. Механизм управления № 1 состоял из круговой дорожки, с которой с помощью пары роликов и дополнительной оси была связана лопасть. Дорожка имела возможность перемещаться относительно оси вращения ветроротора вдоль направления продольной оси гидрлотки (или аэродинамической трубы), в результате чего появлялся некоторый эксцентриситет e между центром вращения ветроротора и центром вышеупомянутой круговой дорожки [39, 42]. В механизме управления № 2 дорожка была выполнена профилированной таким образом, что поворот лопастей на траверсе выполнялся по определенному закону так, что на большей части как наветренной, так и подветренной частей круговой траектории на лопасти выдерживался определенный оптимальный угол атаки, величина которого зависела от формы профиля и числа Рейнольдса [41–43].

Наиболее удачным оказался последний ветроротор с механизмом управления № 2, который проходил испытания и доработку в 2012–2013 гг. Для определения оптимальных углов атаки на профиле лопасти этого ветроротора было проведено компьютерное моделирование обтекания ветроротора при различных режимах работы. Моделирование производилось методом дискретных вихревых особенностей в нелинейной нестационарной постановке [44]. Используемый метод компьютерного моделирования позволяет проследить развитие во времени вихревого течения в следе за ветроротором и получить как мгновенные, так и интегральные динамические характеристики ветроротора. Задавая различные законы управления лопастями, можно при тех же геометрических параметрах ветроротора в достаточно широких пределах изменять величину производительности ветроротора, а следовательно, и решать задачу оптимизации закона управления для заданной геометрии ветроротора и коэффициента

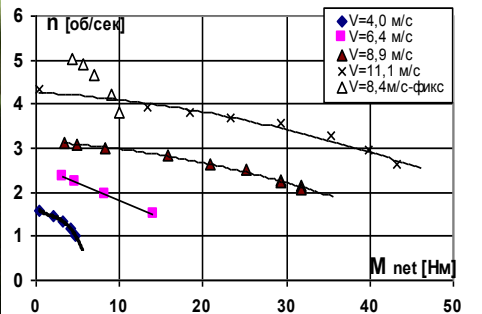
быстроходности. При этом наличие численной визуализации течения позволяет лучше понять физику происходящих процессов и выявить закономерности, которые не могут быть выявлены одними лишь инструментальными измерениями.

Ветроротор (рис. 5) имел следующие параметры: длина лопасти $l_{\text{лоп}} = 1,6$ м, длина хорды лопасти $b = 0,25$ м, удлинение лопасти $\lambda = l_{\text{лоп}}/b = 6,4$, радиус кругового вращения лопасти $R = 0,7$ м, средний диаметр управляющей дорожки $D = 0,4$ м, площадь рабочего сечения $S = l_{\text{лоп}} 2R = 2,24$ м², коэффициент заполнения $\sigma = 3b/2R = 0,54$. Лопасти были выполнены из углепластика, и одна лопасть весила 2,7 кг.

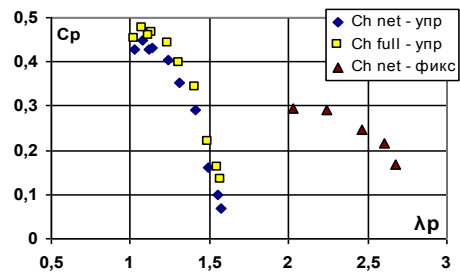
Нижний конец вала уходил под пол аэродинамической трубы, где на валу размещался диск с 60 отверстиями для измерения скорости вращения ветроротора, и вал через редуктор с коническими шестернями соединялся с электромагнитной порошковой тормозной муфтой (мод.14.512.08.1.2). Диапазон задаваемых муфтой тормозных моментов составлял $3 \div 80$ Нм с шагом 2 Нм. Во время работы ветроротора скорость воздушного потока измерялась в двух точках – перед ветроротором на расстоянии $2,5R$ от вертикальной оси ветроротора и за ветроротором на расстоянии $1,5R$ от оси. При начальной нагрузке на валу в 3 Нм (сопротивление невключенной муфты) ветроротор самозапускался при скорости ветрового потока $V = 2,5 \div 2,8$ м/сек, без нагрузки – при $V = 1,8 - 2$ м/сек.



Рис. 5 – Ветроротор-3 (2012 г.) с механизмом управления № 2 в аэродинамической трубе НАУ



а)



б)

Рис. 6 – Зависимости скорости вращения ветроротора n от величины момента M_{net} на валу при $V = \text{var}$ (а) и зависимости величин коэффициента C_p от величины коэффициента быстроходности λ_p при скорости ветрового потока $V = 9$ м/сек (б)

Зависимость скорости вращения ветроротора n от величины полезного момента M_{net} на валу при различных скоростях ветрового потока V представлена на рис. 6,а. Максимальные мощности на валу получены при наименьших скоростях вращения ветроротора. Управление лопастями позволяет получить на валу вращающий момент, почти в три раза превосходящий момент, создаваемый ротором с жестко фиксированными лопастями, хотя при этом почти вдвое снижается скорость вращения ветроротора.

Это хорошо видно на рис. 6,б, где максимум эффективности ротора с управляемыми лопастями получен при коэффициенте быстроходности $\lambda_p = 1,1$, а максимум эффективности ротора с жестко фиксированными лопастями получен при коэффициенте $\lambda_p = 2,1$, в то же время величина коэффициента $C_{p_{net}}$ у ротора с управляемыми лопастями почти в 1,5 раза выше, чем у того же ветроротора с жестко фиксированными лопастями (механизм управления снят). При жестком креплении лопастей угол установки лопастей составлял 8° , что согласуется с данными, полученными в Институте МакМастер в Канаде [45] при продувке ветроротора с размерами $H \times D = 3 \times 2,5$ м (экспериментально $C_{p_{full}}$ был получен там не более 0,33).

Выводы. Таким образом, применение у ветророторов с вертикальной осью вращения простого в конструктивном и технологическом плане механизма управления (№ 2) прямыми лопастями позволит эффективно использовать его даже при малых (4–6 м/сек) скоростях ветра, снизить величину ветровой нагрузки на вал ветроротора и уменьшить его вибрации, значительно улучшить рабочие характеристики ветроротора. Это позволяет надеяться, что энергоустановки с роторами описанной конструкции будут весьма эффективными при использовании как в воздушных, так и в водных потоках (речных, морских) в качестве генераторов энергии мощностью 5–10 КВт для индивидуальных хозяйств.

СПИСОК ЛИТЕРАТУРЫ

1. Record surge in 2016 temperatures adds urgency to climate deal, say scientists // Reuters, March 14, 2016, <http://newsdaily.com/2016/03/record-surge-in-2016-temperatures-adds-urgency-to-climate-deal-say-scientists/#py4mhV1b2h27bFAR.99>
2. A. Thompson February blows away global heat record // <http://reneweconomy.com.au/2016/february-blows-away-global-heat-record-60678>
3. J. Masters and B. Henson NOAA: Last Month Was by Far the Planet's Warmest March Since Record Keeping Began // Weather Underground, April 20, 2016. <http://ecowatch.com/2016/04/20/noaa-march-2016>
4. NASA: Last Month Was Warmest April Ever Recorded, Marking Seven Months of New Highs // Climate Nexus, May 16, 2016. <http://ecowatch.com/2016/05/16/april-hottest-on-record/>
5. D. Leitch Why we must 'think global, act local' on climate change // May 20, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/thinking-global-acting-local-27532>
6. G. M. Schwartz Science and Politics Clash as Humanity Nears Climate Change Tipping Point // <http://ecowatch.com/2016/03/13/climate-change-tipping-point/>
7. K. B. Tokarska, N. P. Gillett, A. J. Weaver, V. K. Arora and M. Eby The climate response to five trillion tonnes of carbon // Nature Climate Change. – May 23, 2016. <http://nature.com/articles/doi:10.1038/nclimate3036>
8. N. Prupis Surgeon General's Warning: We Must Act on Climate // Common Dreams, April 5, 2016. <http://ecowatch.com/2016/04/05/impacts-of-climate-change/>

9. A. Germanos India Records Highest Temperature Ever: 123.8 Degrees Fahrenheit // Common Dreams, May 22, 2016. <http://ecowatch.com/2016/05/22/india-heat-wave/>
10. D. Appell Will the Arctic Be Ice-Free Within the Next Two Decades? // Yale Climate Connections, May 17, 2016. <http://ecowatch.com/2016/05/17/arctic-ice-free-climate-change/>
11. Climate change and extreme weather linked to high pressure over Greenland // <https://www.sheffield.ac.uk/news/nr/climate-change-arctic-extreme-weather-uk-study-1.571126>
12. Melting Ice Sheets Is Changing How the Earth Rotates – NASA // Climate Nexus, April 11, 2016. <http://ecowatch.com/2016/04/11/climate-change-earths-rotation/>
13. R. M. De Conto & D. Pollard Contribution of Antarctica to past and future sea-level rise // Nature. – 531, – P. 591–597 (Publ. 31 March 2016) doi:10.1038/nature17145
14. M. Mann The Wall Street Journal, Climate Change Denial and the Galileo Gambit // <http://ecowatch.com/2016/03/28/michael-mann-climate-denial/>
15. L. McCauley Worldwide Shift to Renewable Energy Played ‘Critical Role’ in Stalling Carbon Emissions // Common Dreams, <http://ecowatch.com/2016/03/17/renewables-reduce-carbon-emissions/>
16. N. Aden 21 Countries That Reduced Carbon Emissions While Growing Their GDP // World Resources Institute, April 6, 2016. <http://www.wri.org/blog/2016/04/roads-decoupling-21-countries-are-reducing-carbon-emissions-while-growing-gdp>
17. O. Milman Carbon dioxide emissions from US energy sector fall 12% since 2005 // The Guardian, May 9, 2016. <https://www.theguardian.com/environment/2016/may/09/carbon-dioxide-emissions-united-states-coal-gas-energy-industry-decline>
18. T. Radford Carbon Capture: ‘Only Realistic and Affordable Way to Dramatically Reduce Emissions’ // Climate News Network. <http://ecowatch.com/2016/01/22/carbon-capture-investment-needed/>
19. Break Free: Stop Dirty Fossil Fuels, Expedite Transition to 100% Renew. Energy // 350.org. Greenpeace. March 9, 2016. <http://ecowatch.com/2016/03/09/break-free-from-fossil-fuels/>
20. J. James China Closing 1,000 Coal Mines In 2016 As Surplus Drives Down Prices // <http://www.hngn.com/articles/181508/20160223/china-closing-1-000-coal-mines-2016-surplus-drives-down.htm>
21. T. Buckley New China energy data: coal imports down a further 10% // March 14, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/new-china-energy-data-coal-imports-down-a-further-10-30570>
22. B. Walsh Renewable Energy Is Trouncing Fossil Fuels // Associated Press. – 02/04/2016. http://www.huffingtonpost.com/entry/renewable-energy-fossil-fuels_us-56b3770de4b04f9b57d899c8
23. Asian coal boom: climate threat or mirage? // <http://eciu.net/press-releases/2016/asian-coal-boom-climate-threat-or-mirage>
24. B. Hubbard and S. Reed Saudis Moving to Reduce Dependence on Oil Money // New York Times, April 1, 2016. http://www.nytimes.com/2016/04/02/world/middleeast/saudi-aramco-mohammed-bin-salman-public-fund.html?ref=energy-environment&_r=0
25. K. Mathiesen G7 nations pledge to end fossil fuel subsidies by 2025 // The Guardian, May 27, 2016. <http://www.theguardian.com/environment/2016/may/27/g7-nations-pledge-to-end-fossil-fuel-subsidies-by-2025>
26. G. M. Schwart Science and Politics Clash as Humanity Nears Climate Change Tipping Point // <http://ecowatch.com/2016/03/13/climate-change-tipping-point/>
27. J. Urpelainen A model of dynamic climate governance: dream big, win small // International Environmental Agreements: Politics, Law and Economics. – May 2013. – Vol. 13. – Iss.2. – pp. 107–125.
28. COP21: saving energy 'triple win,' Ban says, as \$5 billion Africa plan launched at climate summit // Dec.7, 2015/ <http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=52755#>.
29. Renewable energy is limitless and will last forever, says Ban at global debate // Jan.17, 2016. <http://www.un.org/apps/news/story.asp?NewsID=53023#.Vr2aEk-jm1x>

30. G. Parkinson Germany says solar and wind have won technology race // Jan.26, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/germany-says-solar-and-wind-have-won-technology-91713>
31. Renewable energy investments: Major milestones reached, new world record // Mar.24, 2016. <https://www.sciencedaily.com/releases/2016/03/160324104513.htm>
32. Solar and Wind Just Did the Unthinkable // <http://www.bloomberg.com/news/articles/2016-01-14/solar-and-wind-just-did-the-unthinkable>
33. T. Buckley Wind and solar records tumble as China and India accelerate energy transition // Jan.22, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/69425>
34. Z. Shahan US Wind & Solar Electricity Generation Grew By 20,659 MWh In 2015 // http://cleantechnica.com/2016/03/13/us-wind-solar-electricity-generation-grew-by-20659-mwh-in-2015-2015-us-electricity-generation-report/?utm_source=Wind+News&utm
35. C. Morris German retail power rate stable as share of renewables increases // March 10, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/german-retail-power-rate-stable-as-share-of-renewables-increases-57717>
36. P. Tisheva UK reaches 24.7% renewable power share in 2015 // Mar 31, 2016. <http://renewables.seenews.com/news/uk-reaches-24-7-renewable-power-share-in-2015-519245>
37. L. Guevara-Stone A small country goes big with renewables: Denmark's goal to be fossil-free // March 3, 2016. <http://reneweconomy.com.au/2016/a-small-country-goes-big-with-renewables-denmarks-goal-to-be-fossil-fuel-free-85027>
38. Дзензерский В.А., Тарасов С.В., Костюков И.Ю. Ветроустановки малой мощности. – Київ: Наукова думка, 2011. – 590 с.
39. Довгий С.А., Каян В.П., Кочин В.А., Лебедь А.Г. Исследование влияния активного управления прямыми лопастями на рабочие характеристики ветроротора Дарье // Прикладная гидромеханика. – 2010. – 12. – №3. – С. 12–23.
40. Kayan V. Darrieus Turbine with Controlled Blades: The Perspective Converter of Hydrokinetic Energy // Open Journal of Renewable Energy and Sustainable Development, CA, USA. – 2014. – v. 1. – No. 2. – P. 9–23.
41. Гринченко В.Т., Каян В.П. Оптимизация характеристик ветроротора Дарье с прямыми управляемыми лопастями // Доповіді НАН України. – 2015. – № 6. – С. 37–45.
42. Каян В.П., Лебедь А.Г. Оптимизация рабочих характеристик полномасштабного макета ветроротора Дарье с прямыми управляемыми лопастями // Прикладная гидромеханика. – 2010. – 12. – № 4. – С. 26–35.
43. Каян В.П., Лебедь А.Г., Чмовж В.В. Оптимизация рабочих характеристик ветроротора Дарье с прямыми лопастями // Відновлювальна енергетика. – 2011. – № 1. – С. 43–54.
44. Довгий С.А., Голубев С.А., Лебедь А.Г., Черний Д.И. Математические, вычислительные и технологические решения для выявления и использования нелинейных закономерностей в ветроэнергетике // Методы дискретных особенностей в задачах мат. физики: Труды XV Международного симпозиума (МДОЗМФ–2011), 2011. – С. 175–180.
45. Fiedler A.J., Tullis S. Blade Offset and Pitch Effects on a High Solidity Vertical Axis Wind Turbine // Wind Engineering. – 2009. – v. 33. – No. 3. – P. 237–246.

Стаття надійшла до редакції 15.11.2016

UDC 504.75 + 004.942; 519.25; 621.791: 626/627

D.V. STEFANYSHYN

IMPROVING DIAGNOSTIC MODELS FOR FORECASTING THE BEHAVIOR OF DAMS EQUIPPED WITH AUTOMATED MONITORING SYSTEMS

Abstract. *An approach to forecasting the behaviour of dams according to the data of instrumental observations with regard to capabilities of automated monitoring systems has been proposed. The approach is based on the use of situational and inductive models, where the situational models correspond to selective series of dynamics of observed data within limited time intervals and the inductive models which are constructed on model data derived from situational models simulate evolutions of diagnostic parameters.*

Keywords: *automated monitoring systems, dams, dependent and independent variables, instrumental observations, inductive and situational models, long-term and real-time forecasting, monotonic and non-monotonic data series of dynamics.*

Introduction

The long experience the construction of dams shows that accidents on these structures can lead to serious negative socioeconomic and environmental consequences including those of catastrophic proportions. Therefore, the problems of reliability and safety of dams are given considerable attention. At the international level the main work in this sphere is conducted by the International Commission on Large Dams (ICOLD). One of the most important challenges which are solved by engineers to maintain reliability and safety of dams is the creation of effective systems for monitoring of dams condition. The importance of such systems for ensuring reliability and safety of dams was repeatedly emphasized in the past. In particular, Bulletin 59 ICOLD ("Dam Safety – Guidelines" [1]) says that the majority of damaged dams had no monitoring systems or those systems were imperfect.

The problem with proper functioning of systems for monitoring of dams condition is a complex one and its solution does not only lie in sphere of the introduction of up-to-date equipment of automation and computerization. It should be noted the modern automated monitoring systems (AMS) which are installed at dams are not able to directly perform the functions of ensuring reliability and safety of the engineering facilities during operation. This is due to the fact that monitoring of dams can never be sufficient enough to include all possible influencing factors, important characteristics, parameters, elements and components, the condition of which may affect the overall condition of dams. The most modern types of instrumental control and samples of instrumentation installed at dams allow for doing monitoring of a relatively small number of factors and parameters. As a rule, monitoring is exercised to separate sections, cross-sections, etc. In addition the most advanced AMS is incapable of ensuring the proper modeling of dams' condition yet, which would allow predicting the future behavior of the waterworks. Adequately, they can only perform functions to storage of relevant data and control the state of instrumentation.

In this case, a new task arises which consists in ensuring the processes of modeling and forecasting of dams condition based on observational data under new circumstances when data may be collected in the great amount. Previously, when data were collected manually they were considered to be limited and insufficient to build adequate mathematical models. But without improving of approaches and methods for modeling and forecasting based on observational data, new capabilities of automated monitoring of dams condition are substantially minimized too. Practice shows that large amount of data does not always contribute to the quality of traditional regression models, whose accuracy can degrade. It was found that complex and well structured mathematical models based on observational data in conditions of large arrays of input data do not provide desired results [2]. In particular, the optimization principle, which lies at the basis of construction of traditional mathematical models based on observational data, requires for the systems under study to be in certain boundary limits. If there is a need to have taken into account large amount of data, this principle cannot be easily performed. As a result, challenges associated with the stability of solving optimization problems can even arise in the simplest of cases. Increased quantity of data in case of the traditional approach requires an increase in models dimension by taking into account additional factors and non-linear effects, etc. This leads to disruption the stability of complex models and they can not be used for forecasting purposes.

Basic principles of technical diagnostics on dams and principal challenges of regression modeling for forecasting purposes

The basic principles of technical diagnostics and monitoring of condition of technical systems, which were formulated by R.A. Collacott [3], are as follows:

- 1) Consistency and regularity (continuity) of measurements for characteristics which are selected as diagnostic parameters;
- 2) Detection of changes in behaviour of these parameters over time;
- 3) Predicting and forecasting of behaviour of the system which is under monitoring with taking into account these changes.

Automated monitoring systems allow maintaining regular and systematic measurement of diagnostic parameters and storing different data in sufficient quantities to form representative data samples for any situation and any time interval that can be considered in terms of monitoring changes in the environment and in behavior of dams. However, the experience of operating the system at the Kiev dam has showed that implementation of the two following above mentioned principles requires revision of traditional approaches to modeling based on observational data which are accumulating in large volume due to the increased capabilities of AMS. This is because the typical diagnostic models which are used for predicting and forecasting of condition of dams which are in operation are models of regression type.

Regression models determine the dependence of the mean value of some random variable y , which is accepted as a diagnostic parameter or as a dependent (endogenous or resulting) variable, from the other random variable x or the several such variables $x_1, x_2, \dots, x_j, \dots, x_m$ which are called independent (exogenous, explanatory) variables. The choice of an adequate regression model is

based on the minimization of functional which is usually written as the sum of squared deviations $e_i = y_i - \bar{y}$ of the model values $\bar{y} = f(a_0, a_1, \dots, x_j)$ of the diagnostic parameter y from observed values y_i , where x_j , $j = \overline{1, m}$, are independent parameters of the model with total number m :

$$\sum_{i=1}^n e_i^2 = \sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2 = f(a_0, a_1, \dots) \rightarrow \min, \quad (1)$$

where $a_0, a_1, \dots$ are required coefficients of the corresponding regression model. In this case the structure of the model is considered known.

The use of regression analysis in modeling according to empirical data can be right if certain requirements (boundary limits) are fulfilled, in particular [2]:

1) Data of observations for a dependent variable are random values which follow normal distribution;

2) Independent variables $x_1, x_2, \dots, x_j, \dots, x_m$ are measured with errors which can be neglected compared to the error of dependent variable y ;

3) The factors $x_1, x_2, \dots, x_j, \dots, x_m$ are random variables that are not correlated to each other;

4) Random values $y_1, y_2, \dots, y_i, \dots, y_n$ of the resulting variable y should be obtained in the same conditions.

The modern regression analysis enables to simplify significantly the task of modeling with using of empirical data for on-line diagnostics of dams condition during their operation. This eliminates the need while modeling the causal relationships between different variables of solving more complex problems of structural and parametric identification of phenomenological models of processes and phenomena that determine behaviour of dams using systems of equations for the theory of elasticity, thermal conductivity, filtration theory, fluid mechanics, etc. with the relevant conditions of uniqueness [4]. This approach to technical diagnostics of dams on the basis of data of instrumental observations is the common one in the international practice. However, if the data of observations are heterogeneous, the construction of adequate regression models for forecasting purposes can be a serious challenge even in simple cases [5].

Searching for unknown coefficients of regression models, according to (1), is carried out so that the model in the statistical sense would better meet to empirical data. That is, to solve the problem (1) the principle of optimization is fulfilled with taking account the compliance with the above boundary limits [2]. But in practice, if the data are heterogeneous, these restrictions can not usually be performed. In this case the increase in the number of observations can disturb the execution of limit restrictions which modeling requires.

For example, Fig. 1 shows a dynamic series of daily observations of upstream water level (UWL) which was taken as an independent variable (a), and the scattering field of values of water level in a piezometer (PWL) (b) which was considered as a dependent variable on random values of UWL. As we can see there is a strong non-monotonicity of UWL values and there is a significant heterogeneity of PWL values depending on UWL.

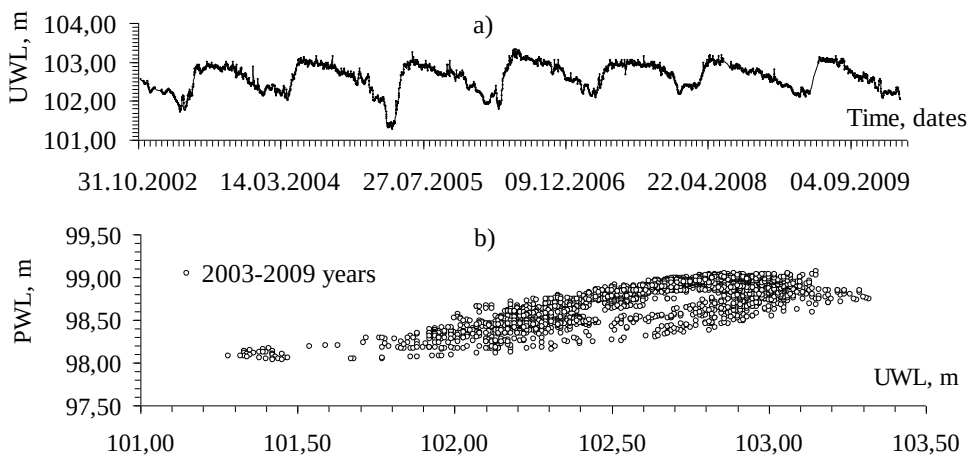


Fig. 1 – Illustration of non-monotonicity in observations of upstream water levels (UWL) (a) and heterogeneity of water levels in a piezometer (PWL) depending on UWL (b)

Increasing the structure dimension of a regression model by introducing into the model of additional independent variables cannot usually solve the problem of heterogeneity of variance. The presence of correlation between different independent variables in multivariate models (we know it as the multicollinearity problem) may become an additional challenge. And we know that under multicollinearity conditions the regression coefficients become highly unstable to small changes in the data, which violates the stability of solutions in the search for the unknown coefficients of regression models. Constructing such models like autoregressive models, distributed-lag models, etc., does not always bring success too.

A concept of situational regression models as the main idea of the new approach to regression modeling for forecasting purposes

In short time intervals compared to the total duration of instrumental observations it is easier to provide the monotony of observations series for variables of regression models and the homogeneity of samples of data and the independence of endogenous variables from the less significant factors [2, 4, 6]. It should be noted the main idea of regression analysis is that a suitable regression may take place if a dependent variable y depends not only on variables $x_1, \dots, x_j, \dots, x_m$, and the variable y may depend on uncontrolled, unknown factors which form something like a forecast background [7].

It can also be assumed, if in different periods of time these forecast backgrounds are relatively homogeneous and the corresponding series of dynamics of independent variables are monotonic (Fig. 2a), adequate regression models (Fig. 2b) may be constructed. Henceforth, we will call these suitable models as situational models. The situational models can be relatively simple. These can be single-factor models [7], which show how an endogenous variable y depends on one the most important exogenous variable x .

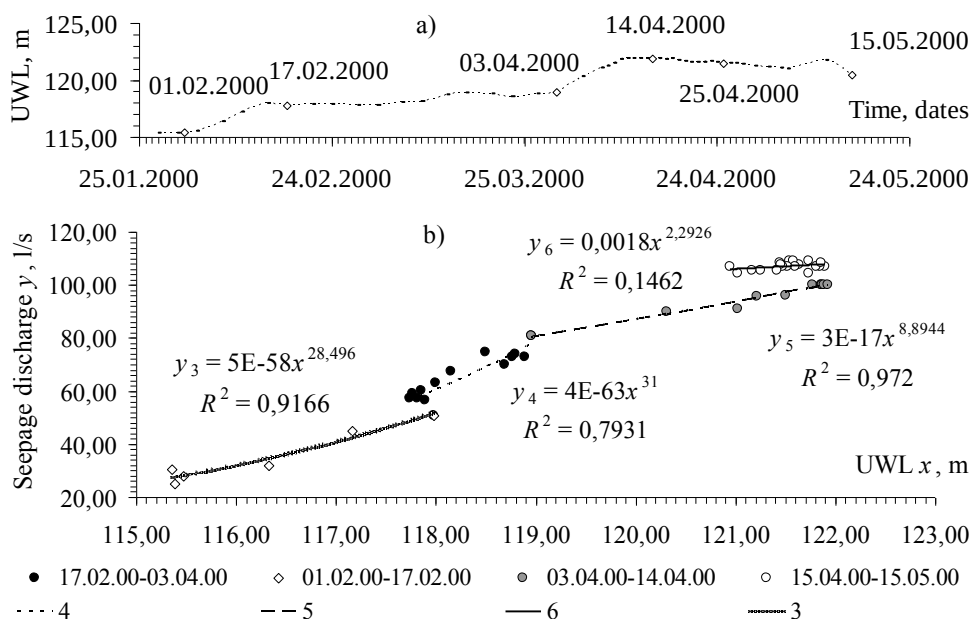


Fig. 2 – Data of observations of upstream water level (UWL) (a) and situational regression models for seepage discharge values through the dam foundation depending on UWL (b)

We suppose that upstream water level (UWL) for dams could be the principal independent variable x for situational modeling. This is the most suitable and convenient independent variable and the only independent variable which can be controlled if it is necessary.

We should emphasize that the main thing there is that situational models must adapt to particular situations (forecast backgrounds, etc.) that take place within limited time periods. It is very important they were the most adequate models to these situations.

In fact, the corresponding situational models, which are based on limited data, reflect different phase states of the dam as a dynamical system on respective time intervals. In the simulation we can get sets of adequate situational models that appropriately evolve over time (Fig. 2b). Although the transitions between the nearest situational models which define adjacent phase states of the dam as a dynamic system can be non-monotonic [4, 7], the prediction of future condition of the dam can be based on monitoring the evolutions of these situational models. This is the main idea of such simulation to obtain situational models.

Inductive models and forecasting future states of dams

Inductive diagnostic models are models obtained on base of generalization of results of construction of situational diagnostic models (Fig. 3a). In the most general case, inductive models are models of “levels” (Fig. 3b). These models, which are constructed with using of results of situational modeling at separate time intervals, can spread on the entire period of observations.

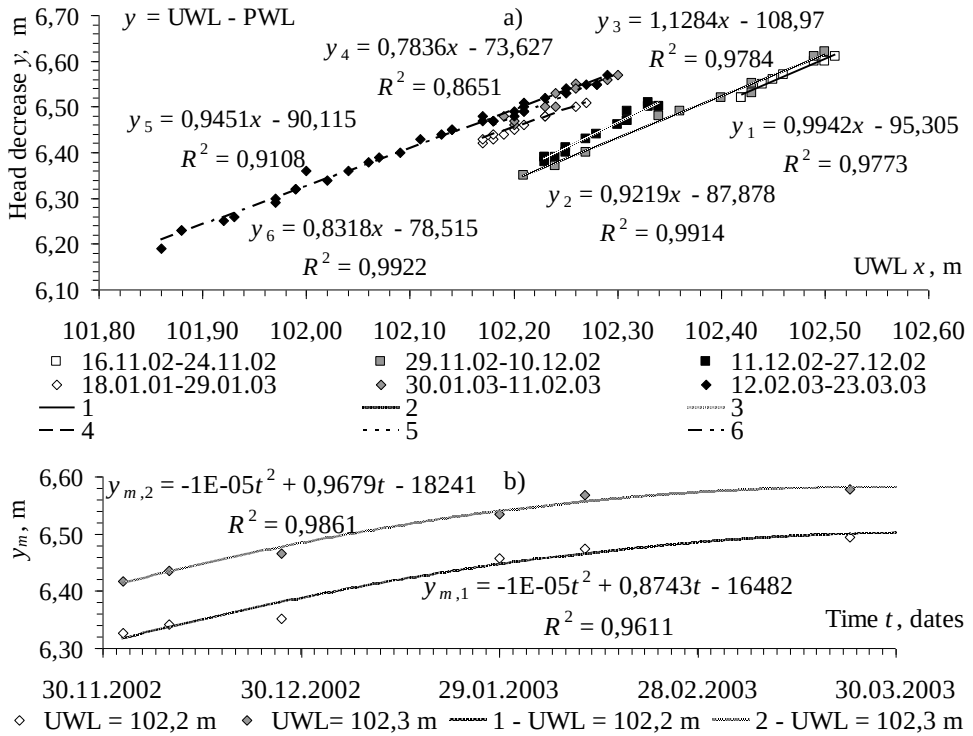


Fig. 3 – An example of a set of corresponding situational models (a) and two inductive models of “levels” (b) for dependencies of head decrease values on upstream water level (UWL) at a site of seepage between upstream and a piezometer

The structure of an inductive model is determined by particularities of behaviour of time series of simulated data obtained from corresponding situational models. In general, results of situational modeling may represent non-stationary (Fig. 3b) or stationary (quasi-steady) (See below Fig. 4a) time series of modeling data with presence or absence of trends respectively.

If trends have high coefficients of determination, inductive models can be described by these trends (Fig. 3b). Then general inductive models will consist of corresponding functions which show trends and random “balances” after the extraction of these trends. If results of situational modeling give stationary (quasi-steady) time series (there are no trends) (Fig. 4a), inductive models can be represented as regressions (Fig. 4b). In these cases general inductive models will consist of corresponding regressions and random “balances”. If trends in dynamic series of results of situational modeling of variable y have small coefficients of determination, an inductive model of i -level for y can be presented as composition of a selected trend $T(y_i(t))$ (Fig. 5a) and a regression R for “balances” $\Delta y_i = y_i - T(y_i(t))$ which are random values of the dependent variable (Fig. 5b):

$$y_i(t) = T(y_i(t)) + R(\Delta y_i(\hat{x}_L)). \quad (2)$$

If it is necessary, we can use a new explanatory variable $\hat{x}_L$ for modeling the regression of “balances” Δy_i . We may take into account a transport lag between the “balances” and the variable $\hat{x}_L$ too. In more complex cases if we need to take into account autocorrelation of the “balances”, in addition some cyclical components or deterministic components of corresponding series can be considered in inductive models.

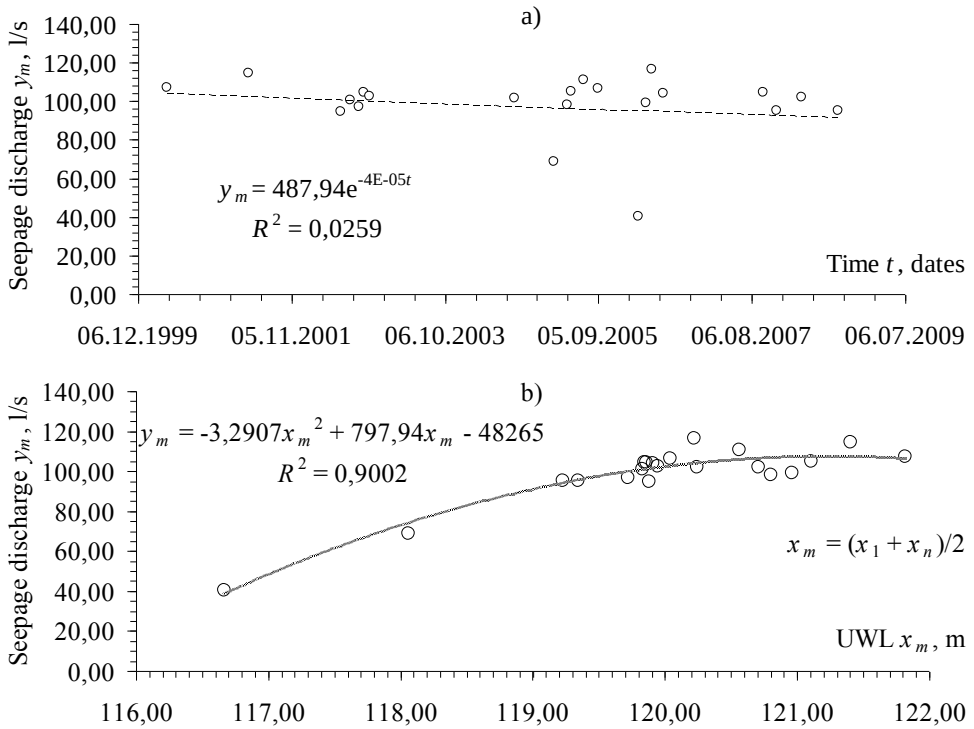


Fig. 4 – Stationary series of dynamics (a) of results situational modeling of seepage discharge values in conditions of stationary oscillations of upstream water level (UWL) and a corresponding inductive model in form of the regression (b)

Forecasting future states and behavior of dams is based on the method of extrapolation and is carried out in two main forms:

- 1) Real-time forecasts;
- 2) Long-term forecasts.

Real-time forecasts are made for the purpose of rapid assessment dams' condition in changed situations (See below Fig. 6) and performed by means of new situational models which require adjustments to previous situational models due to new data with extrapolation into region of expected values of independent variables. If new data comes, real-time forecasts may be constantly corrected. Observed values which differ significantly than situational models show can indicate changes of forecast backgrounds (Fig. 6).

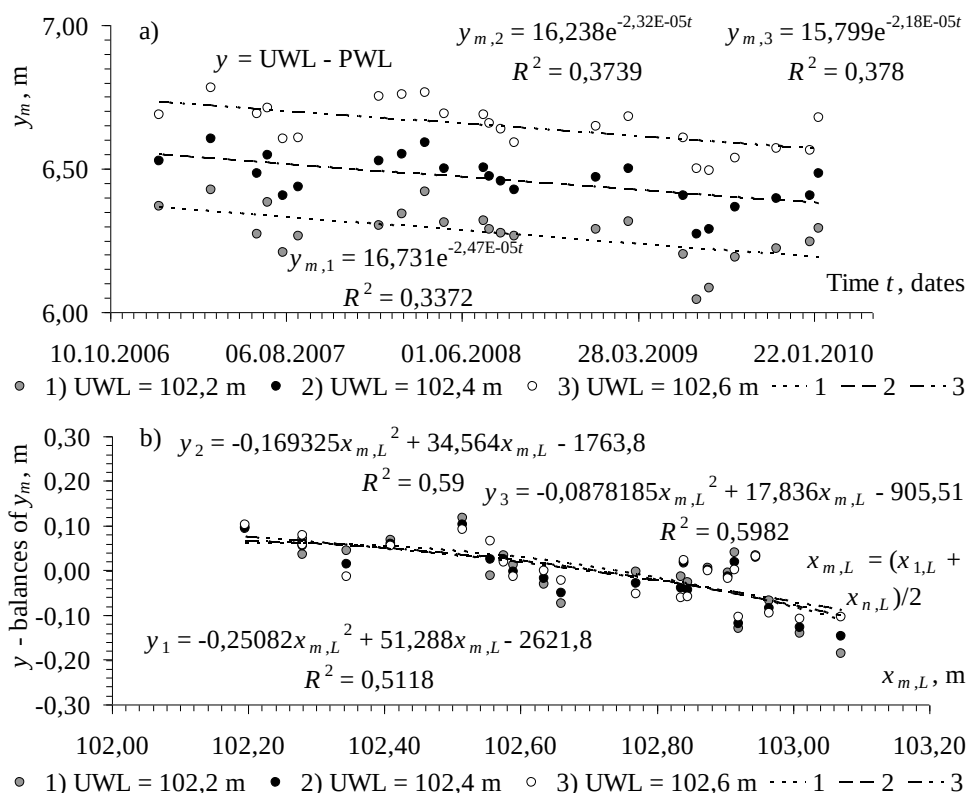


Fig. 5 – An example of non-stationary series of dynamics of results of situational modeling of head decrease values with relatively small coefficients of determination of trends

Long-term forecasts (Fig. 7) are usually based on inductive models which include trends and regressions for their balances (Fig. 5) but simple regression models (Fig. 4) may be used too. The expected results of the long-term forecasting are determination a new situational diagnostic model which corresponds to expected situation in the nearest future period (Fig. 7a) or series (variety of options) of situational diagnostic models which can correspond to several possible situations in the future period (Fig. 7b).

The accuracy of long-term forecasts which are made on the basis of inductive models can be greatly improved if the inductive models are based on results of situational modeling of past periods which are presented by homogeneous and interrelated clusters of the relevant data with taking into account behavior of independent variables and transport lags.

First, we should pay attention to behavior of upstream water level (UWL) (See below Fig. 8). In particularly, some following typical modes of behaviour of upstream water level (UWL) affecting dams can be allocated:

- 1) Slow rise of UWL;
- 2) Rapid rise of UWL;
- 3) Stationary fluctuations of UWL;
- 4) Slow lowering of UWL;
- 5) Rapid lowering of UWL.

If some transport lags exist between corresponding data of previous and next periods, forecasts can be unambiguous (Fig. 7a). Otherwise, we get several possible long-term forecasts concerning future periods (Fig. 7b).

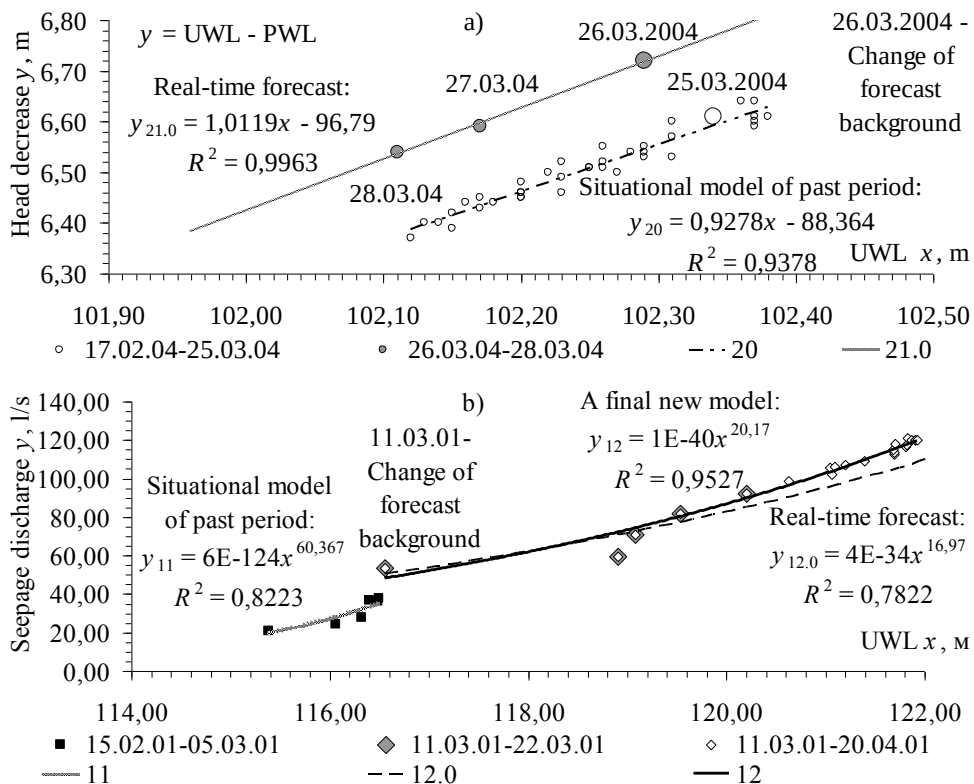


Fig. 6 – Examples of real-time forecasts: a) how head decrease values at a site of seepage between upstream and a piezometer can depend on upstream water level (UWL); b) how seepage discharge values can depend on upstream water level (UWL)

A general diagnostic model of an appropriate diagnostic parameter of a dam can be presented as a family of situational diagnostic models which are adapted to individual time intervals or as a family of inductive diagnostic models which allow producing situational diagnostic models for periods in the future. So, forecasts are performed on the basis of situational diagnostic models and by means of monitoring for evolutions of these models in time.

It should be noticed the simple mathematical models (trends and regressions) may be used as situational and inductive diagnostic models for dams where automated monitoring systems are installed. Such models and combinations thereof are the best to adapt to new data and changes of forecast backgrounds. When choosing the diagnostic models of a dam, it is also allowed using of modified diagnostic parameters and different data processing procedures which are aimed at the construction of adequate situational diagnostic models for forecasting of dams condition to assess their reliability according to the data of instrumental observations.

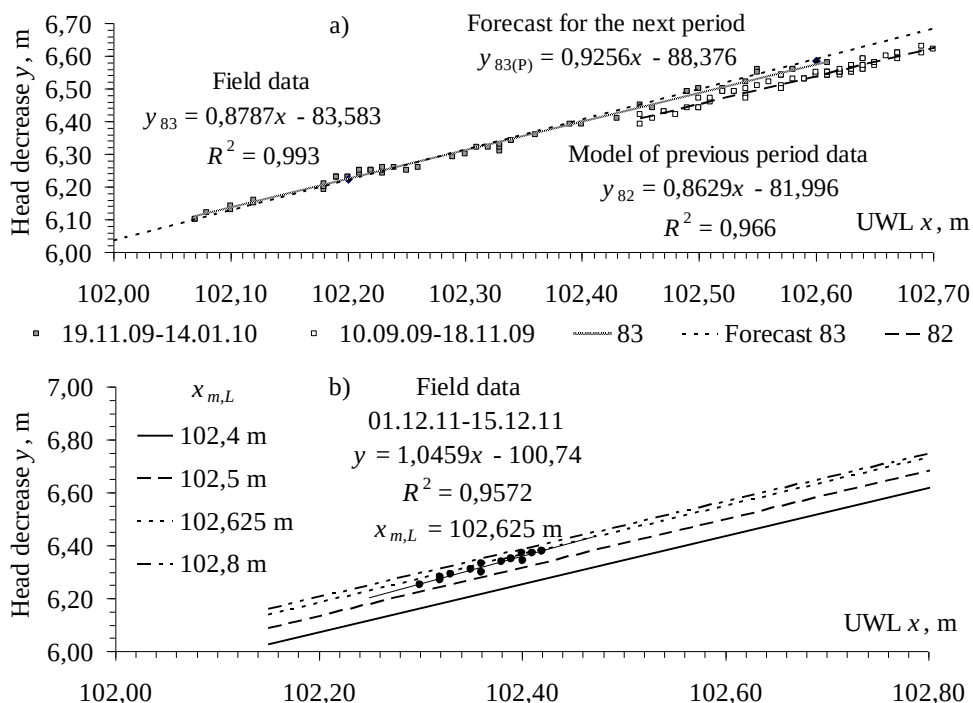


Fig. 7 – Examples of long-term forecasts how head decrease values at a site of seepage between upstream and a piezometer depend on upstream water level (UWL): a) an unambiguous forecast; b) some forecast options

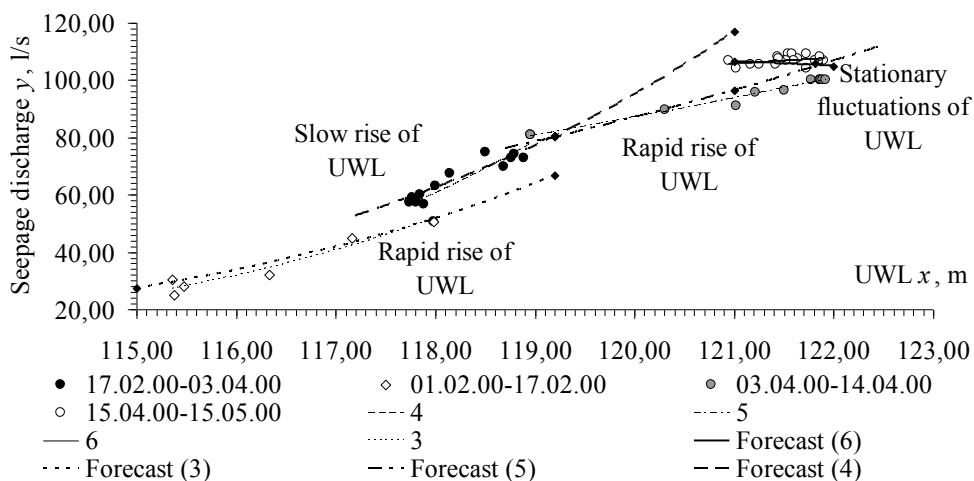


Fig. 8 – Examples of long-term retrospective forecasts how seepage discharge values depend on upstream water level (UWL)

Conclusions

1. A new approach to forecast condition and behavior of dams according to data of instrumental observations with regard to capabilities of automated monitoring

systems installed on hydraulic structures has been proposed. The approach is based on the use of situational and inductive models of regression type where situational models correspond to selective series of dynamics of observed data within limited time intervals and inductive models which are constructed with model data derived from situational regression models enable to take into account evolutions of diagnostic parameters in time.

2. The simple mathematical models (trends and regressions) may be used as diagnostic models of dams if these models are easily adapted to new data and changes of corresponding forecast backgrounds. The accuracy of long-term forecasts which are made on the basis of inductive models can be greatly improved if the inductive models are based on results of situational modeling of past periods which are presented by homogeneous and interrelated clusters of the relevant data with taking into account behaviour of independent variables and transport lags.

LITERATURE

1. Dam safety – Guidelines. ICOLD, Bulletin No. 59, 1989.
2. Kuhn M. Applied Predictive Modeling / M. Kuhn, K. Johnson. – New York: Springer Science+Business Media, 2013. – 600 p.
3. Collacott R.A. Structural Integrity Monitoring / R.A. Collacott. London – New York; Chapman and Hall, 1985. 455 p.
4. Stefanyshyn D.V. Prediction of indexes of dynamic system with use of observational data as time series / D.V. Stefanyshyn // Problems of decision making under uncertainties (PDMU-2013). Abstracts of XXII International Conference. September 23-27. Foros-Yalta, Ukraine. Kyiv, 2013. – P. 31-32.
5. In-Soo Jung. Interpreting the Dynamics of Embankment Dams through a Time-Series Analysis of Piezometer Data Using a Non-Parametric Spectral Estimation Method / In-Soo Jung, M. Berges, J.H. Garrett Jr, Ch.J. Kelly // Computing in Civil Engineering, 2013. – P.P. 25-32.
6. Hamilton J.D. Time series analysis / J.D. Hamilton. Princeton University Pr. Princeton. – N. J.: 1994. – 782 p.
7. Stefanyshyn D.V. A Method of Forecasting of Indices of Dynamic System that evolves slowly based on Time Series Analysis / D.V. Stefanyshyn // ICIM 2013. Proc. of 4th Int. Conf. on Inductive Modelling; Kyiv, Ukraine, September 16-20, 2013. – pp. 221-224.

Стаття надійшла до редакції 07.10.2016

УДК 675.6:504

Т.Є. РИГАС

ДИФЕРЕНЦІАЦІЯ АДМІНІСТРАТИВНИХ ТЕРИТОРІЙ ПОЛТАВСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА СТАНОМ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ

***Анотація.** Оцінено стан екологічної безпеки у Полтавській області на основі антропоцентричного підходу, який передбачає, що переважно вивчається вплив чинників екологічної безпеки саме на людину. Акцентовалася увага на оцінці антропогенного навантаження на атмосферне повітря, якості питної води, утворення відходів, рівня здоров'я населення в районах та містах області. Доведено, що за більшістю показників м. Кременчук та розташовані у безпосередній близькості м. Комсомольськ, Кременчуцький та Глобинський райони відносяться до групи з мінімальним рівнем екологічної безпеки.*

***Ключові слова:** екологічна безпека, антропогенне навантаження, відходи, вода, атмосферне повітря, рівень здоров'я населення.*

Вступ

Дослідження проявів екологічної небезпеки останнім часом набуло особливої актуальності [1]. Проблематика вивчення оцінки та забезпечення безпечного життя населення є важливим елементом управління екологічною безпекою та збалансованого розвитку кожного регіону. На даний час існує низка невирішених проблем, а саме: чітке визначення поняття «безпека життя»; розмежування понять “рівень” і “якість” життя населення; побудова узагальнюючого критерію оцінки рівня і безпеки життя населення. Задача полягає у виборі окремих кількісних показників та наданні кожному з них відносної ваги і, відповідно, розробці методології оцінки рівня безпеки життя населення, а на цій основі – підвищення рівня екологічної безпеки.

Аналіз літературних джерел

Досить часто науковці виокремлюють два загальні підходи до оцінювання якості і безпеки життя населення за способом отримання інформації: об'єктивний і суб'єктивний. За результатами досліджень [2] підтверджено взаємозв'язок між рівнем екологічної безпеки і станом здоров'я населення в різних соціально-економічних зонах. Для аналізу рівня якості життя населення у регіональному розрізі інформативними є показники, запропоновані експертами незалежної екологічної організації вашингтонського «Комітету з кризи населення».

У роботі Айвазяна [3] пропонується п'ять базових компонент, що формують умови і систему життєдіяльності населення: якість життя населення; добробут населення; соціальна безпека; якість екологічної ніші; природно-кліматичні умови.

При оцінці якості життя населення і різних її аспектів до теперішнього часу не існує єдності в розумінні того, які соціально-економічні процеси та явища позначаються цим терміном. Пошук шляхів розв'язання цієї проблеми призвів до появи багатьох вітчизняних, а також зарубіжних методів

оцінювання, що враховують перш за все головний і практичний аспект – міжрегіональний порівняльний аналіз території, що досліджується [4]. Для оцінювання якості життя населення на рівні регіону пропонується використати індекс якості життя [4], який поєднує (агрегує) значення показників соціальних аспектів – охорони здоров'я, освіти, культури, матеріального стану, інфраструктури, екології, послуг, демографії, житлових умов та безробіття. Використовується середньоарифметичне значення всіх індикаторів із врахуванням вагових коефіцієнтів, що визначається експертним шляхом.

Таким чином, констатуємо, що існує значна кількість підходів до визначення стану екологічної безпеки з антропоцентричних позицій, які суттєво відрізняються.

Методи досліджень

Для встановлення показників екологічної небезпеки нами адаптовані методики [5, 6] (використовуються для оцінки безпеки проживання населення), в яких визначається:

1. Середнє значення показника I по регіону:

$$\bar{V} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n I(t); \quad (1)$$

де n – кількість адміністративних складових (районів чи міст) регіону;

2. Середнє квадратичне відхилення показника:

$$\sigma I = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (I - \bar{V})^2}; \quad (2)$$

3. Точність проведення математичної оцінки:

$$\delta = t \frac{\sigma I}{\sqrt{n}}, \quad (3)$$

де t – аргумент функції Лапласа, що визначається як $\Phi(t) = \alpha/2$,

α – надійність математичної оцінки, якою задаємося в інтервалі від 0 до 1.

Значення t задається за таблицею інтегральної функції Лапласа.

За результатами розрахунку середнього показника та точності проведення математичної оцінки вибірки визначається інтервал математичного очікування від $\delta_{\min} = \bar{V} - \sigma$ до $\delta_{\max} = \bar{V} + \sigma$.

За визначеним інтервалом розподіляються показники районів і міст у відповідну їм групу.

Виклад основного матеріалу

На основі використання наведених вище методичних підходів розраховано числові значення показників екологічної небезпеки для чинників, передбачених відповідними методиками. Нижче наведено результати по тих чинниках, які мають безпосереднє відношення до проблем екологічної небезпеки [7].

У якості прикладу наведемо результати наших досліджень стосовно оцінки антропогенного навантаження на атмосферне повітря. Оцінка проведена окремо для стаціонарних та пересувних джерел викидів по адміністративних районах та крупних містах області.

У табл. 1 висвітлено результати розрахунків по питомих (на одиницю площі) викидах для стаціонарних джерел забруднення за районами Полтавської області, встановлено чотири групи безпеки [8].

Таблиця 1 – Обсяги викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами по адміністративних районах та розподіл їх за рівнем екологічної безпеки

Райони області	Обсяги викидів забруднюючих речовин, т/км ²	Група районів за рівнем екологічної безпеки (діапазон мат. очікування)
Семенівський	0,02	І група – високий рівень (до 0,726)
Козельщинський	0,1	
Пирятинський	0,1	
Лубенський	0,15	
Глобинський	0,2	
Гребінківський	0,2	
Миргородський	0,2	
Великобагачанський	0,3	
Кобеляцький	0,3	
Чорнухинський	0,4	
Чутівський	0,4	
Хорольський	0,5	
Полтавський	0,6	
Карлівський	0,7	
Кременчуцький	0,7	ІІ група – середній рівень (0,726–1,34)
Новосанжарський	0,8	
Оржицький	0,9	ІІІ група – низький рівень (1,34–1,954)
Котелевський	1,5	
Зінківський	1,9	ІV група – мінімальний рівень (більше 1,954)
Машівський	2,0	
Шишацький	2,2	
Решетилівський	2,7	
Гадяцький	3,2	
Диканський	4,7	
Лохвицький	8,8	
$\bar{V}$	1,34	

Середнє значення викидів забруднюючих речовин становить:

$$\bar{V} = \frac{1}{25} \sum_{i=1}^{25} I(t) = \frac{1}{25} \cdot 33,57 = \mathbf{1,34} ;$$

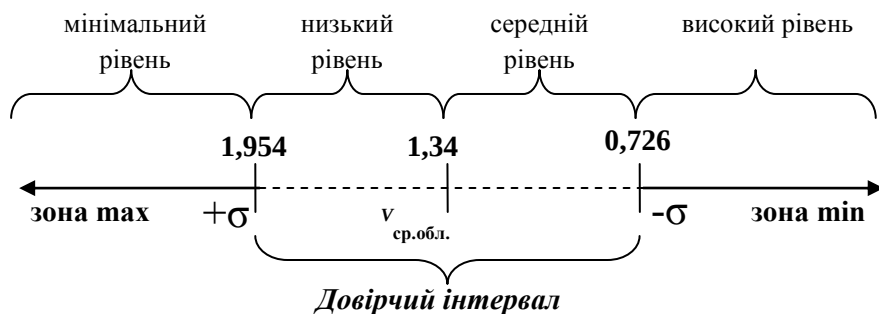
середнє квадратичне відхилення дорівнює:

$$\sigma I = \sqrt{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (I - \bar{V})^2} = \mathbf{1,86} .$$

Для знаходження довірчого інтервалу визначаємо точність проведення математичної оцінки вибірки за формулою (3). Приймаємо $\alpha = 0,9$. Знаходимо значення аргументу функції Лапласа $t = 1,65$. Отримуємо $\sigma = 0,6138$.

Таким чином, математичне очікування M лежить в інтервалі: від $\delta_{\min} = 1,34 - 0,6138 = 0,726$ до $\delta_{\max} = 1,34 + 0,6138 = 1,954$.

Отже, довірчий інтервал для величини загального значення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення може бути переставленим так [8]:



Розподіл районів по групах безпеки заносимо у табл. 1. Охарактеризуємо отримані дані. Перша група – високий рівень (M нижче 0,726) є характерним для таких районів – Семенівського, Пирятинського, Миргородського, Лубенського, Глобинського, Хорольського, Полтавського, Кременчуцького, Гребінківського, Великобагачанського, Кобеляцького, Чутівського, Козельщинського, Чорнухинського, Карлівського. Друга група – середній рівень ($M = 0,726-1,34$) – Новосанжарський, Оржицький райони. Третя група – низький рівень ($M = 1,34-1,954$) – спостерігається в Котелевському та Зінківському районах. Четверта група – мінімальний рівень (M більше 1,954) – Машівський, Шишацький, Решетилівський, Гадяцький, Диканський райони.

З використанням даних табл. 2 проведена математична оцінка рівня викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення в основних містах області.

Таблиця 2 – Обсяги викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами по основних містах області та розподіл їх за рівнем екологічної безпеки

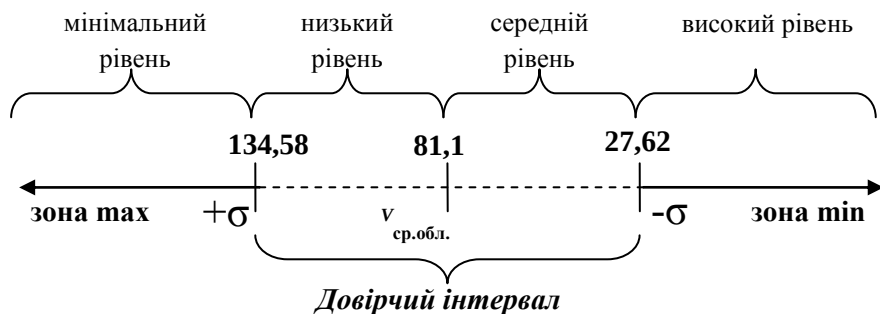
Міста області	Обсяги викидів забруднюючих речовин, т/км ²	Група міст за рівнем безпеки (діапазон мат. очікування)
м. Миргород	6,5	I група – високий рівень (до 27,62)
м. Полтава	17,7	
м. Комсомольськ	66,2	II група – середній рівень (27,62–81,1)
м. Лубни	127,75	III група – низький рівень (81,1–134,58)
м. Кременчук	187,2	IV група – мінімальний рівень (більше 134,58)
$\bar{V}$	81,1	

Середнє значення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення по містах області становить:

$$\bar{V} = \frac{1}{5} \sum_{i=1}^5 I(t) = \frac{1}{5} \cdot 405,5 = \mathbf{81,1}; \quad \text{середнє квадратичне відхилення } \sigma$$

дорівнює 72,6 при $n = 5$. Точність проведення математичної оцінки вибірки становить $1,65 \cdot (72,6/\sqrt{5}) = 53,48$.

Математичне очікування знаходиться в інтервалі: від $\delta_{\min} = 81,1 - 53,48 = 27,62$ до $\delta_{\max} = 81,1 + 53,48 = 134,58$. Довірчий інтервал для величини загального значення викидів забруднюючих речовин в атмосферне повітря стаціонарними джерелами забруднення має вигляд:



Розподіл міст по групах безпеки занесемо до табл. 2. Перша група (М нижче 27,62) – високий рівень безпеки – м. Миргород та м. Полтава; друга група – середній рівень безпеки (М = 27,62–81,1) – м. Комсомольськ; третя група – низький рівень безпеки (М = 81,1–134,58) – м. Лубни; четверта група – мінімальний рівень безпеки (М більше 134,58) – м. Кременчук.

Нами також проведено аналогічні дослідження щодо якості питної води, утворення відходів, рівня здоров'я населення в районах та містах області. Дослідження якості питної води проведено за бактеріологічними та хімічними показниками для районів та основних міст області – із джерел

децентралізованого та централізованого водопостачання, відповідно. Проаналізовано обсяги утворення відходів, а також стан захворюваності дитячого та дорослого населення. Здійснена узагальнююча оцінка рівня безпеки життя населення.

Як свідчать результати проведеного аналізу, за більшістю показників м. Кременчук та розташовані у безпосередній близькості м. Комсомольськ, Кременчуцький та Глобинський райони відносяться до групи з мінімальним рівнем екологічної безпеки, що обумовлює приділення цьому регіону уваги при вирішенні проблем екологічної безпеки.

Висновки

Оцінено стан екологічної безпеки у Полтавській області за наступними чинниками: антропогенне навантаження на атмосферне повітря, якість питної води, утворення відходів, рівень здоров'я населення в районах та містах області. Доведено, що за більшістю показників м. Кременчук та розташовані у безпосередній близькості м. Комсомольськ, Кременчуцький та Глобинський райони відносяться до групи з мінімальним рівнем екологічної безпеки.

Подальші наші дослідження планується проводити з детального вивчення закономірностей та особливостей формування екологічної небезпеки у визначеному регіоні.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

1. Malovanyy M. Production of renewable energy resources via complex treatment of cyanobacteria biomass / M. Malovanyy, V. Nikiforov, E. Kharlamova, A. Synelnikov // Chemistry & Chemical Technology. – 2016. – № 2. – P. 251–254.
2. Шмандий В.М., Харламова Е.В., Ригас Т.Є. Исследование проявлений экологической опасности на региональном уровне. – Научно-практический журнал «Гигиена и санитария», М.: НИИ ЭЧиГОС, – 2015. – № 7. – С. 90–92.
3. Айвазян С.А. Интегральные индикаторы качества жизни населения. – М.: ЦЭМИ, 2000. – 117 с.
4. Айвазян С.А., Бухштабер В.М., Енюков И.С., Мешалкин Л.Д.; Ред. Айвазяна С.А. – М.: Финансы и статистика, 1989. – 606 с.
5. Горбатов В.М., Кизим Н.А., Пономаренко В.С. Уровень и качество жизни населения Автономной Республики Крым : монография. – Харьков ид «Инжэк», 2005. – 240 с.
6. Рівень життя населення України / НАН України, Ін-т демографії та соц. дослідж., Держ. ком. статистики України; За ред. Л.М. Черенько. – К. : Видавництво «Консультант», 2006. – 428 с.
7. Ригас Т.Є., Шмандий В.М. Антропоцентричні аспекти оцінки стану екологічної безпеки адміністративних районів Полтавської області. Збірник матеріалів Міжнародної науково-практичної конференції «Прикладні аспекти техногенно-екологічної безпеки». – Харків: НУЦЗУ, 2015. – С. 146–148.
8. Шмандий В.М., Ригас Т.Є., Харламова О.В. Теоретико-практические аспекты управления экологической безопасностью в промышленном регионе. Сборник докладов по материалам IV Международной научной экологической конференции «Проблемы рекультивации отходов быта, промышленного и сельскохозяйственного производства». (24–25 марта 2015). – Краснодар: Кубанский госагроуниверситет, 2015. – Ч. II. – С. 686–688.

Стаття надійшла до редакції 21.09.2016

РЕФЕРАТИ / ABSTRACTS

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ENVIRONMENTAL SAFETY

УДК 004.5:004.6:004.89:007.51:528.933

Онтологическое представление функциональности систем / Приходнюк В.В., Стрижак А.Е., Лебедь А.Г. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 5–23.

Рассматриваются условия формирования онтологических моделей на основе образования из концептов предметной области определенных классов терминопольей. Введены и определены функциональные свойства онтологических преобразований. Формулируются и доказываются утверждения о свойствах двойственности таких преобразований. Определяется понятие натуральной системы, как отражение функциональности онтологии предметной области.

В данной работе описывается технология непрерывной трансформации слабо структурированных массивов табличного вида в онтологическую систему, которая способна трансформироваться в соответствующую ГИС-среду. Приведен пример таких преобразований для ArcGIS. Описывается решение указанных в статье задач средствами ИТ-ТОДОС.

UDC 004.5:004.6:004.89:007.51:528.933

Ontological representation of systems functionality / Pryhodnyuk V.V., Stryzhak O.E., Lebid O.G. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 5–23.

The conditions of formation of ontological models based on the formation of the concepts of domain specific classes terminopoley. Introduced and defined functional properties of ontological transformation. We formulate and prove assertions about the properties of the duality of such transformations. It defined the concept of a natural system, as a reflection of the functionality of domain ontology.

This paper describes a continuous transformation technology poorly structured arrays in tabular form in the ontological system that can be transformed into the corresponding GIS environment. An example of such transformations for ArcGIS. Describes the solution of these problems in an article by means of IT Todos.

УДК 675.6:504

Экспериментальное исследование способов повышения уровня экологической безопасности объектов гидросферы / Харламова Е.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 24–29.

Доказано, что клеточные мембраны микроводорослей являются труднопроницаемыми и использование их без обработки для получения энергии затруднено. Проведено исследование по влиянию предварительной обработки

биомассы микроводорослей методами кавитации на экстрагирование липидов (сырье для производства биодизеля). При получении липидов и добыче биогаза предварительная гидродинамическая кавитация оказалась эффективной. Полученные результаты легли в основу разработки технологии переработки цианобактерий, которая включает сбор биомассы и синтез из нее биогаза и является элементом управления экологической безопасностью объектов гидросферы.

UDC 675.6:504

Experimental study ways of improving of ecological danger of objects hydrosphere / Kharlamova O.V. // *Environmental safety and natural resources*. – 2016. № 3–4 (22). – P. 24–29.

It is found that the cell membrane permeable algae is troublesome, and use them without the processing for power is difficult. A study on the effect of pre-treatment of biomass of microalgae cavitation methods to extract lipids (raw material for biodiesel production). Upon receipt of lipids and production of biogas previous hydrodynamic cavitation was effective. The results formed the basis for the development of processing technologies of cyanobacteria, which includes the collection of biomass and biogas synthesis of it and is an element of ecological safety management hydrosphere objects.

УДК 621.039.74

Скорость миграции радионуклидов из геологического хранилища радиоактивных отходов в кристаллических породах / Шабалин Б.Г., Злобенко Б.П., Бугера С.П., Закрытый Е.Е. // *Экологическая безопасность и природопользование*. – 2016. № 3–4 (22). – С. 30–39.

Методом моделирования рассчитаны скорости миграции радионуклидов из канистры с остеклованными высокоактивными отходами неконкретизированного геологического хранилища радиоактивных отходов и последующей оценкой рисков для целевой группы населения. В процессе создания модели рассмотрен случай пересечения хранилища радиоактивных отходов водоносной трещиной, в которой происходит миграция радионуклидов из канистры, протекающей до водоносного горизонта, который используется для питьевого водоснабжения. Концептуальная модель и сценарии миграции радионуклидов разработаны путем применения методов аналогии, анализа и синтеза. Математическая модель разработана и просчитана в одномерном пространстве с помощью программного средства Ecolgo. Рассчитаны скорости миграции радионуклидов Cs-137, Sr-90, Am-241, Pu-239 и годовой риск летального исхода от потребления воды из водоносного горизонта, куда попадают радионуклиды, мигрирующие из хранилища радиоактивных отходов. Максимальные скорости поступления радионуклидов в водоносный горизонт составляют $9,12 \times 10^6$ Бк/год для Cs-137, $3,83 \times 10^7$ Бк/год – Sr-90, Am-241 – $6,40 \times 10^7$ и для Pu-239 – $2,88 \times 10^6$ Бк/год. Расчетные количества радионуклидов за весь временной интервал модели в % от исходного количества радионуклида в канистре составляют: Cs-137 – $3,0 \times 10^{-4}\%$, Sr-90 – $3,0 \times 10^{-4}\%$, Am-241 – $5,8 \times 10^{-2}\%$, Pu-239 – $1,3 \times 10^{-2}\%$. Величина суммарного риска летального исхода за год составила $4,02 \times 10^{-9}$, что на 2 порядка ниже рисков, регламентированных в украинских нормативных документах.

UDC 621.039.74

The rate of migration of radionuclides from the geological storage of radioactive waste in crystalline rocks / Shabalin B.G., Zlobenko B.P., Bugera S.P., Zakrytny E.E. // *Environmental safety and natural resources*. – 2016. № 3–4 (22). – P. 30–39.

By means of numerical simulation it is calculated the rate of migration of radionuclides from the vitrified high-level waste canister in generic geological repository of radioactive waste and subsequent risk assessment for the target population group. It is considered

a scenario of water bearing fracture intersection radioactive waste repository, with migration of radionuclides from the canister along the fracture to aquifer, used for drinking water. Conceptual model and radionuclide migration scenarios are developed by application of analogy, analysis and synthesis methods. One-dimensional mathematical model was developed and computed using the Ecolego software. It is estimated Cs-137, Sr-90, Am-241, Pu-239 radionuclides migration rate, and the annual risk of lethal effects from the consumption of water from the aquifer, which accepts radionuclides migrating from the repository of radioactive waste. The maximum rate of radionuclides income to the aquifer is calculated to be $9,12 \times 10^6$ Bq/year for Cs-137, $3,83 \times 10^7$ Bq/year for Sr-90, $6,40 \times 10^7$ Bq/year for Am-241, $2,88 \times 10^6$ Bq/year for Pu-239. Overall quantity of radionuclides reached the aquifer are calculated in % of the initial their quantity in a canister: Cs-137 – $3,0 \times 10^{-4}\%$, Sr-90 – $3,0 \times 10^{-4}\%$, Am-241 – $5,8 \times 10^{-2}\%$ Pu-239 $0,13 \times 10^{-2}\%$. Assessed value of the total risk of lethal effects is $4,02 \times 10^{-9}$ per year.

УДК 004.65+519.6

CFD моделювання розповсюдження забруднюючих речовин атмосферного повітря в середовищі міської забудови / Яремич А.В., Ісаєв С.Д. // Екологічна безпека та природокористування. – 2016. № 3–4(22). – С. 40–50.

Используя методы CFD моделирования, полевых исследований и ГИС-анализа, были исследованы и верифицированы пути распространения загрязняющих веществ атмосферного воздуха в условиях городской застройки для 8 основных направлений переноса воздушных масс, основываясь на трёхмерной модели объекта исследования. Также детерминированы основные особенности архитектурных форм и градостроительного планирования, которые способствуют распространению загрязняющих веществ атмосферного воздуха в городской среде.

UDC 004.65+519.6

CFD modeling of pollutants into the air in urban environment / Yaremych A.V., Isaev S.D. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 40–50.

Using methods of CFD modelling, fieldwork and GIS analysis, the ways of air pollutants redistribution have been studied and verified for 8 wind directions inside urban landscape. The CFD modeling has been based on 3-dimensional model of object of research. During the research the most general city planning and architecture features that should have influence on air pollutants redistribution have been determined.

УДК 351: 551.58

Аналіз впливу сонячної активності на показники зміни клімату в межах басейну річки Дністер / Ісмаїлова О.В., Волошкіна О.С. // Екологічна безпека та природокористування. – 2016. № 3–4 (22). – С. 51–56.

Досліджено зміну клімату Карпатського регіону. Авторами проводилася оцінка впливу сонячної активності на основні показники зміни клімату. В основу аналізу покладені дані, які були отримані з гідрометеорологічних постів, що розташовані в межах басейну річки Дністер. Період дослідження 65 років. На основі статистичних даних зроблено математичний аналіз впливу сонячної активності на зміну температури повітря і кількості опадів в регіоні. Отримані математичні залежності цих величин, що дає змогу робити прогнози майбутніх змін в кількості опадів в залежності від майбутньої активності сонця.

УДК 351: 551.58

Анализ влияния солнечной активности на показатели изменения климата в регионе бассейна реки Днестр / Исмаилова Е.В., Волошкина Е.С. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 51–56.

Исследовано изменение климата Карпатского региона. Авторами проводилась оценка влияния солнечной активности на основные показатели изменения климата. В основу анализа положены данные, полученные с гидрометеорологических постов, расположенных в пределах бассейна реки Днестр. Период исследования 65 лет. На основании статистических данных сделан математический анализ влияния солнечной активности на изменение температуры воздуха и количества осадков в регионе. Получены математические зависимости этих величин, что позволяет делать прогнозы будущих изменений в количестве осадков в зависимости от будущей активности солнца.

ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ NATURAL RESOURCES

УДК 628.36

Методические основы расчетов динамики грунтовых вод на прилегающих к водохранилищам и каналам территориях / Тельма С.В., Олейник Е.А. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 57–69.

Предложены усовершенствованные аналитические модели оценки динамики грунтовых вод на прилегающих к водохранилищам и каналам территориях для прогнозирования процессов подтопления и затопления в зонах влияния указанных гидротехнических сооружений. Рассмотрены основные расчетные схемы фильтрации с учетом дренажных сооружений, которые позволяют запроектировать и разработать соответствующие мероприятия по защите земель различного назначения от подтопления.

UDC 628.36

The methodic principles of the ground waters dynamic calculation on the adjacent to the reservoirs and the canals territories / Telyma S.V., Oliynyk E.O. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 57–69.

The improved analytical models of the ground waters dynamic evaluation on the adjacent to the reservoirs and the canals territories for predicting of the processes of the submergence and the ponding in the zones of the influence of above mentioned hydraulic engineering structures are proposed. The main calculative flow schemes taking into account the drainage structures which allow to design and to develop the corresponding measures for protection of the submergence of the lands of the different specification are considered.

УДК 622.5:504.4.054

Определение уровня экологической безопасности поверхностных водоемов угледобывающего региона по комплексу гидрохимических показателей качества воды / Куликова Д.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 70–80.

Определено качественное состояние и уровень экологической безопасности поверхностных водных объектов, находящихся под влиянием сброса загрязненных шахтных вод, на примере предприятий угольной промышленности Западно-Донбасского региона, комплексным методом оценки качества воды. Установлена зависимость уровня экологической опасности сброса загрязненной шахтной воды в поверхностные водоемы от комплекса гидрохимических показателей качества воды.

UDC 622.5:504.4.054

Determination of the level of environmental safety of surface reservoirs of coal-mining region on a complex of hydro-chemical indicators of water quality / Kulikova D.V. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 70–80.

Quality condition and the level of environmental safety of surface water objects, which are under the influence of discharge of polluted mine waters, by the example of coal industry enterprises of the Western-Donbass region, by the complex method of evaluating water quality is determined. The dependence of the level of environmental hazard of discharge of polluted mine waters in the surface reservoirs from the complex hydro-chemical indicators of water quality is established.

УДК 504.4.062.2+574.52

Методология разработки комплекса эколого-инженерных компенсаторных мероприятий по уменьшению антропогенного влияния на водные экосистемы (на примере системы озер «Опечень» г. Киев) / Панасюк И.В., Томильцева А.И., Зуб Л.М., Скидан В.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 81–86.

Изложена методология разработки комплекса эколого-инженерных компенсаторных мероприятий городских водных объектов системы «Опечень».

UDC 504.4.062.2+574.52

The methodology of the development of complex environmental and engineering compensatory measures to reduce anthropogenic impact on aquatic ecosystems (the lakes system «Opechen» as an example, Kyiv) / Panasyuk I.V., Tomiltseva A.I., Zub L.M., Skidan V.V. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 81–86.

The methodology of the development of complex environmental and engineering compensatory measures to protect urban water bodies of «Opechen» system is considered.

УДК 502.4:528.004

Геоинформационные технологии для экологической оценки природно-заповедных территорий / Загородняя С.А. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 87–93.

В статье представлен анализ использования информационных технологий для создания моделей экологического мониторинга, необходимых при изучении и прогнозировании экологического состояния и возможной антропогенной нагрузки на природно-заповедные объекты с помощью функциональных возможностей ГИС-технологий и методов ДЗЗ. Представлены результаты использования геоинформационных технологий, данных космического мониторинга окружающей среды на примере исследования Белоозерского участка Ровенского природного заповедника.

UDC 502.4:528.004

Geographic information technology for environmental assessment natural-protected areas / Zagorodnya S. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 87–93.

The paper presents an analysis of the use of information technology to create models for environmental monitoring required in the study and forecasting of ecological situation and the likely anthropogenic impact on nature-protected areas using GIS functionality-remote sensing technologies and methods. The results of the use of GIS, data space environment monitoring in case study areas Beloozersk Rivne Nature Reserve.

ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ INFORMATION RESOURCES AND SYSTEMS

УДК 620.92

Кліматичні зміни і відновлювана енергетика / Каян В.П., Лебідь О.Г. // Екологічна безпека та природокористування. – 2016. № 3–4 (22). – С. 94–110.

Представлений аналіз змін глобальної температури Землі та інтенсивності глобальної емісії вуглекислого газу та їх наслідків за останні десятиліття. Проаналізовано вплив на ці параметри спалювання викопного палива і впровадження в економіку відновлюваної енергетики. Запропоновано конструкцію створеного в Україні вітроротора Дар'є з прямими керованими лопатями, що показав при випробуваннях в 1,5 раза більшу ефективність ($C_p = 0,45$), ніж в існуючих на сьогодні кращих світових аналогів ($C_p = 0,3$).

UDC 620.92

Climate change and renewable energy / Kajan V.P., Lebid O.G. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 94–110.

The analysis of changes in the Earth's global temperature and the intensity of the global carbon dioxide emissions and their effects in the last decade. The effect of these parameters on the burning of fossil fuels and the introduction of renewable energy economy. The design was created in Ukraine of vitrorotor Darrieus straight blades controlled, showed in tests 1.5 times more efficient ($C_p = 0.45$) than in the existing for today the best world analogues ($C_p = 0.3$).

УДК 504.75 + 004.942; 519.25; 621.791: 626/627

Удосконалення діагностичних моделей для прогнозування поведінки гребель, обладнаних автоматизованими системами моніторингу / Стефанишин Д.В. // Екологічна безпека та природокористування. – 2016. № 3–4 (22). – С. 111–121.

Запропоновано підхід до прогнозування поведінки гребель за даними інструментальних спостережень з врахуванням можливостей автоматизованих систем моніторингу. Підхід ґрунтується на використанні ситуаційних та індуктивних моделей, де ситуаційні моделі відповідають вибіркоким рядам динаміки спостережених даних на обмежених інтервалах часу, а індуктивні моделі, що будуються за модельними даними, які визначаються із ситуаційних регресійних моделей, відображають еволюції діагностичних параметрів.

УДК 504.75 + 004.942; 519.25; 621.791: 626/627

Совершенствование диагностических моделей для прогнозирования поведения плотин, оборудованных автоматизированными системами мониторинга / Стефанишин Д.В. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 111–121.

Предложен подход к прогнозированию поведения плотин по данным инструментальных наблюдений с учетом возможностей автоматизированных систем мониторинга. Подход основан на использовании ситуационных и индуктивных моделей, где ситуационные модели соответствуют выборочным рядам динамики данных наблюдений на ограниченных интервалах времени, а индуктивные модели, строящиеся по модельным данным, которые определяются при помощи ситуационных регрессионных моделей, отображают эволюции диагностических параметров.

УДК 675.6:504

Дифференциация административных территорий Полтавской области по степени экологической безопасности / Ригас Т.Е. // Экологическая безопасность и природопользование. – 2016. № 3–4 (22). – С. 122–127.

Проведена оценка состояния экологической безопасности в Полтавской области на основе антропоцентрического подхода, который предусматривает, что преимущественно изучается влияние факторов экологической безопасности именно на человека. Акцентировалось внимание на оценке антропогенной нагрузки на атмосферный воздух, качества питьевой воды, образования отходов, уровня здоровья населения в районах и городах области. Доказано, что по большинству показателей г. Кременчуг и расположенный в непосредственной близости г. Комсомольск, Кременчугский и Глобинский районы относятся к группе с минимальным уровнем экологической безопасности.

UDC 675.6:504

Differentiation of administrative areas of Poltava region on degree of ecological safety / Rigas T. E. // Environmental safety and natural resources. – 2016. № 3–4 (22). – P. 122–127.

Reviewed by ecological safety in the Poltava region based on anthropocentric approach assumes that most studied impact factors of ecological safety is on people. Attention was focused on the assessment of anthropogenic load on the air, quality of drinking water, waste, health level of the population in districts and cities of the region. It is proved that for the majority of indicators. Kremenchug and located in close proximity to the city. Komsomolsk, Kremenchuk and Globino areas belong to the group with minimal ecological safety.

ІНФОРМАЦІЯ ПРО АВТОРІВ INFORMATION ABOUT THE AUTHORS

Бугера Сергій Петрович – молодший науковий співробітник відділу ядерної геохімії і космохімії ДУ «ІГНС НАН України» (м. Київ).

Волошкіна Олена Семенівна – доктор технічних наук, професор, завідувач кафедри охорони праці і навколишнього середовища Київського національного університету будівництва та архітектури (м. Київ).

Загородня Сніжана Анатоліївна – науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Закритний Євген Євгенович – молодший науковий співробітник відділу ядерної геохімії і космохімії ДУ «ІГНС НАН України» (м. Київ).

Злобенко Борис Петрович – старший науковий співробітник відділу ядерної геохімії і космохімії ДУ «ІГНС НАН України» (м. Київ).

Зуб Леся Миколаївна – кандидат біологічних наук, старший науковий співробітник, зав. лабораторії ДУ «Інститут еволюційної екології» НАН України (м. Київ).

Ісасв Сергій Дмитрович – доктор хімічних наук, професор факультету природничих наук Національного університету “Києво-Могилянська Академія” (м. Київ).

Ісмаїлова Олена Вадимівна – молодший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Каян Володимир Павлович – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України (м. Київ).

Кулікова Дар'я Володимирівна – кандидат технічних наук, асистент кафедри екології Державного вищого навчального закладу «Національний гірничий університет» (м. Дніпро).

Лебідь Олексій Григорович – кандидат технічних наук, старший науковий співробітник, заступник директора Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАНУ з наукової роботи (м. Київ).

Олійник Євген Олександрович – науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Панасюк Ігор Васильович – доктор технічних наук, завідувач кафедрою Київського національного університету технологій та дизайну (м. Київ).

Приходнюк Віталій Валерійович – аспірант Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАНУ (м. Київ).

Ригас Тетяна Євгенівна – асистент кафедри екологічної безпеки та організації природокористування, Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського (м. Кременчук).

Скідан Владислава Валентинівна – кандидат технічних наук, доцент, старший науковий співробітник Київського національного університету технологій та дизайну (м. Київ).

Стефанишин Дмитро Володимирович – доктор технічних наук, провідний науковий співробітник, професор кафедри гідротехнічних споруд Національного університету водного господарства та природокористування (НУВГП) (м. Рівне).

Стрижак Олександр Євгенійович – доктор технічних наук, старший науковий співробітник, провідний науковий співробітник Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАНУ (м. Київ).

Телима Сергій Васильович – старший науковий співробітник Інституту гідромеханіки НАН України (м. Київ).

Томільцева Аліна Іванівна – кандидат технічних наук, доцент Київського національного університету технологій та дизайну (м. Київ).

Харламова Олена Володимирівна – кандидат технічних наук, доцент кафедри екологічної безпеки та організації природокористування Кременчуцького національного університету імені Михайла Остроградського, (м. Кременчук).

Шабалін Борис Григорович – доктор геологічних наук, завідувач відділу ядерної геохімії і космохімії ДУ «Інститут геохімії навколишнього середовища НАН України» (ДУ „ІГНС НАН України”) (м. Київ).

Яремич Андрій Володимирович – магістр екології, аспірант кафедри екології факультету природничих наук Національного університету “Києво-Могилянська Академія” (м. Київ).

© Авторські і суміжні права належать авторам окремих публікацій, Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, Київському національному університету будівництва і архітектури.

© Авторские и смежные права принадлежат авторам отдельных публикаций, Институту телекоммуникаций и глобального информационного пространства НАН Украины, Киевскому национальному университету строительства и архитектуры.

Copyring © authors of publications, Institute of Telecommunications and Global Information Space of NAS of Ukraine, Kyiv National University of Construction and Architecture. All rights reserved.

ДО УВАГИ АВТОРІВ ЗБІРНИКА

Зміст матеріалів, що направляються до редакції, повинен відповідати профілю та науково-технічному рівню збірника.

Кожна наукова стаття повинна мати вступ, розділи основної частини та висновки, а також анотацію і ключові слова трьома мовами (українською, російською та англійською). Також трьома мовами подаються реферати до статті.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD for WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 11, одинарний інтервал, полями 2,0 см з кожного боку, заданим розміром сторінок 17x26 см.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації повинні обов'язково нумеруватися, мати книжкову орієнтацію і не можуть перевищувати за розміром журнальну сторінку (параметри сторінки 17x26 см з полями 2,0 см). Перелік літературних джерел оформляється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті за чергою посилань у тексті. Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище, повне ім'я та по батькові авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон, e-mail).

Обов'язково слід надати електронну версію в редакторі Microsoft Word.

Усі представлені в редакцію рукописи проходять ретельне багатоланкове рецензування відповідними фахівцями за профілем статті. Якщо сумарна оцінка рецензентів менша за встановлений поріг, рукописи відхиляються. Автору надсилається відповідне повідомлення. Матеріали, отримані від автора, редакцією не повертаються. Після доопрацювання автор може подати матеріал повторно, з виконанням усіх процедур подачі матеріалу.

Зміст статті та якість написання або перекладу (українською або англійською мовами) переглядаються коректорами збірника, проте відповідальність за зміст та якість статті несуть автори матеріалу. До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.

Розділ збірника, до якого буде віднесена стаття, визначається редакцією, узгоджується – головним редактором або його заступником. Остаточний висновок щодо публікації матеріалів схвалює редакційна колегія збірника.

Електронна версія збірника наукових праць в Інтернеті знаходиться на сайті Національної бібліотеки України ім. В.І. Вернадського.

Збірник наукових праць також представлений на сайті Інституту телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України <http://itgip.org/> у розділі «Видавнича діяльність».

Виконавчий редактор – В.П. Берчун

Надруковано в ТОВ «Видавництво «Юстон»
01034, м. Київ, вул. О. Гончара, 36.
Тел.: (044) 360-22-66
www.yuston.com.ua

**Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи до державного реєстру
видавців, виготовлювачів і розповсюджувачів видавничої продукції
серія дк № 497 від 09.09.2015 р.**

Підписано і здано до друку 28.12.2016. Формат 70х108/16. Папір офсетний.
Офсетний друк. Умовн. друк. арк. 12.16
Обл.-вид. арк. 7,1
Замовлення № _____

КИЇВ 2016