

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування

**Збірник наукових праць
Заснований у 2008 р.**

ВИПУСК 15

Київ – 2014

УДК 502; 338
ББК 20.1я43
Е 45

Р е д а к ц і й н а к о л е г і я

Головні редактори - Волошкіна О.С., *д-р техн. наук, проф.*
- Трофимчук О.М., *д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*
Відповідальний секретар - Берчун В.П.

Ч л е н и к о л е г і ї:

Білявський Г.О., *д-р геол.-мін. наук, проф.*
Биченок М.М., *д-р техн. наук*
Вижва С.А., *д-р геол. наук, проф.*
Довгий С.О., *д-р фіз.-мат. наук, проф., чл.-кор. НАНУ*
Заграй Я.М., *д-р хім. наук, проф.*
Калюх Ю.І., *д-р техн. наук, проф.*
Качинський А.Б., *д-р техн. наук, проф.*
Коржнєв М.М., *д-р геол.-мін. наук, проф.*
Малкін Е.С., *д-р техн. 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*
Рибаков Л.О., *д-р техн. наук*
Стрижак О.Є., *канд. техн. наук*
Трофімович В.В., *канд. техн. наук, проф.*
Тугай А.М., *д-р техн. наук, проф.*
Удод В.М., *д-р біол. наук, проф.*
Шнюков С.Є., *д-р геол. наук, проф.*
Яковлєв Є.О., *д-р техн. наук*

Рекомендовано до друку Вченою радою
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
(протокол № 4 від 17.03.2014 р.)

Е45 Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (голов. ред.) [та ін.]. – К., 2014. – Вип. 15. – 186 с.: іл. – Бібліогр. в кінці ст.

УДК 502; 338
ББК 20.1я43

ISBN 978-966-2633-25-2

Свідоцтво про державну реєстрацію наукового збірника «Екологічна безпека та природокористування» серія КВ № 14146-3117Р від 27.05.2008 р.

Збірник наукових праць включений до списку наукових фахових видань України (затверджено Постановами Президії ВАК України №1-05/3 від 14 квітня 2010 р. за напрямом «технічні науки» та № 1-05/8 від 22 грудня 2010 р. за напрямом «геологічні науки»).

Автори опублікованих матеріалів несуть відповідальність за добір і точність наведених цитат, формул, власних імен та інших відомостей.

Адреса редакції: 03186, Київ, Чоколівський бульв., 13
Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України
Тел. (044) 245-87-97 E-mail: itelua@kv.ukrtel.net

ISBN 978-966-2633-25-2

© КНУБА, 2014
© ІТГП, 2014

ЗМІСТ

Розділ 1. ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА

А.С. Гребень

Оценка возможностей использования спутниковых снимков национальной системы ДЗЗ СИЧ-2 для решения тематических задач сельского хозяйства Украины..... 5

**В.М. Триснюк, І.В. Радчук, В.О. Охарєв, Т.В. Триснюк,
О.В. Аграсевич, В.О. Шумейко**

Інформаційні технології дослідження штучно створених екосистем на прикладі Тернопільського ставу..... 15

О.М. Вергун

Аналіз актуальних чинників погіршення якості джерел питного водопостачання в контексті екологічної безпеки України..... 22

О.В. Томченко

Використання методу багатокритеріальної оптимізації для оцінки екологічного стану Київського водосховища на основі матеріалів космічної зйомки та наземних спостережень..... 31

Т.В. Дудар, І.В. Ведмеденко, С.А. Станкевич

Аналіз антропогенних змін ландшафту в районі Смолінської шахти Кіровоградської області із застосуванням космічних зйомок..... 40

Т.І. Дмитруха

Забруднення довкілля ртуттю – найгостріша екологічна проблема сучасності..... 46

Н.А. Новохацька

Методологія просторового моделювання зони забруднення навколо місць видалення відходів..... 53

Розділ 2. ОСНОВИ ПРИРОДОКОРИСТУВАННЯ

В.М. Удод, О.Г. Жукова

Екологічна характеристика природно–антропогенних гідроекосистем водного басейну р. Кальміус..... 61

О.Я. Олійник, І.С. Кузьмич

Вилучення фітопланктону з поверхневих і підземних вод фільтруванням..... 73

Н.Г. Степова, Ю.І. Калугін, О.М. Кушка

Моделювання механічного зневоднення осаду очисних споруд на фільтрпресі..... 80

ЗМІСТ

О.А. Василенко, О.В. Поліщук, Л.О. Василенко Впровадження технології біологічної очистки стічних вод від сполук азоту і фосфору на міських очисних спорудах.....	90
Є.С. Анпілова Регіональні техногенні зміни водно-екологічного стану басейну р. Сіверський Донець.....	102
Г.Я. Красовський, О.Є. Толчевська Розроблення технології визначення коефіцієнтів розораності земельних масивів.....	111
Я.М. Заграй, А.В. Ребреник Використання природних мінералів (шунгіту) як етапів комплексної технології корегування складу водних розбавлених розчинів до природно сформованої якості.....	124
 Розділ 3. ІНФОРМАЦІЙНІ РЕСУРСИ ТА СИСТЕМИ	
П.І. Бідюк, О.М. Трофимчук, Л.Д. Черниш Порівняння методів оцінювання валютних ризиків	130
Л.В. Флак Метод підбора товарів-замінителів на основани близости покупательских свойств	147
В.В. Гостюшкин, С.К. Полумиенко, С.З. Савин Графические процессоры в задачах биоинформатики	154
О.О. Кряжич, О.І. Василь'єва Бази даних для перевірки адекватності моделей СППР із забезпечення техногенної безпеки промислового міста.....	160
О.Є.Стрижак, В.В. Горборуков, О.В. Франчук, М.А. Попова Онтологія задачі вибору та її застосування при аналізі лімнологічних систем.....	172
До відома авторів	184

УДК 528.88:502.37

© А.С. Гребень, аспирант

Национальный аэрокосмический университет им. Н.Е. Жуковского «ХАИ», г. Харьков

ОЦЕНКА ВОЗМОЖНОСТЕЙ ИСПОЛЬЗОВАНИЯ СПУТНИКОВЫХ СНИМКОВ НАЦИОНАЛЬНОЙ СИСТЕМЫ ДЗЗ СИЧ-2 ДЛЯ РЕШЕНИЯ ТЕМАТИЧЕСКИХ ЗАДАЧ СЕЛЬСКОГО ХОЗЯЙСТВА УКРАИНЫ

Анализируются технические характеристики национальной системы ДЗЗ СИЧ-2. Используются данные Центра приёма и обработки специальной информации (ЦПОСИ) и контроля навигационного поля (КНП). Одновременно анализируются требования к спектральным характеристикам системы ДЗЗ при решении задач сельского хозяйства Украины. Определяется соответствие спектральных характеристик спутниковой системы СИЧ-2 методикам оценки вегетационных индексов сельскохозяйственных культур. Определяется соответствие положения и ширины спектральных зон спектральным характеристикам оценки вегетационных индексов. Приводится теоретическое обоснование методики оценки вегетационных индексов по ограниченным характеристикам спектрального диапазона.

Ключевые слова: ДЗЗ, СИЧ-2, КА, ВИ, ENVI, NDVI.

Введение

Национальная система ДЗЗ типа СИЧ разрабатывалась и создавалась в Украине в течение ряда лет. Известны разработки спутниковых систем ДЗЗ [1] СИЧ-1, МС-2-8, Египтсат, СИЧ-1М. Проведём анализ технических характеристик спутника СИЧ-2, для чего будем использовать опубликованные данные [2].

Космическая система «СИЧ-2» – искусственный спутник оптико-электронного наблюдения Земли. Предназначен для наблюдения за поверхностью Земли в оптическом и среднем инфракрасном диапазонах. Создание спутника «СИЧ-2» было предусмотрено Национальной космической программой Украины на 2008–2012 года.

17 августа 2011 года в 07:12:20 UTC с пусковой базы «Ясный» (Оренбургская область Российской Федерации) был совершён пуск ракеты-носителя «Дніпро», которая вывела на орбиту отечественный спутник дистанционного зондирования Земли «СИЧ-2».

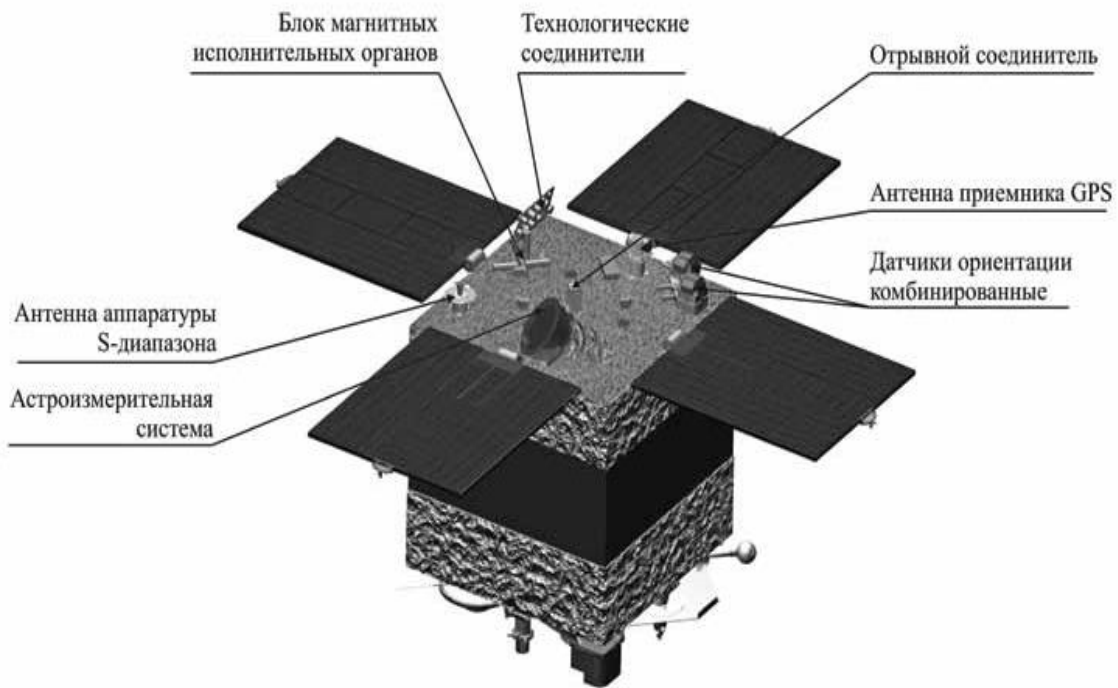


Рис. 1 – Космическая система «СИЧ-2» в рабочем положении (вид сверху)

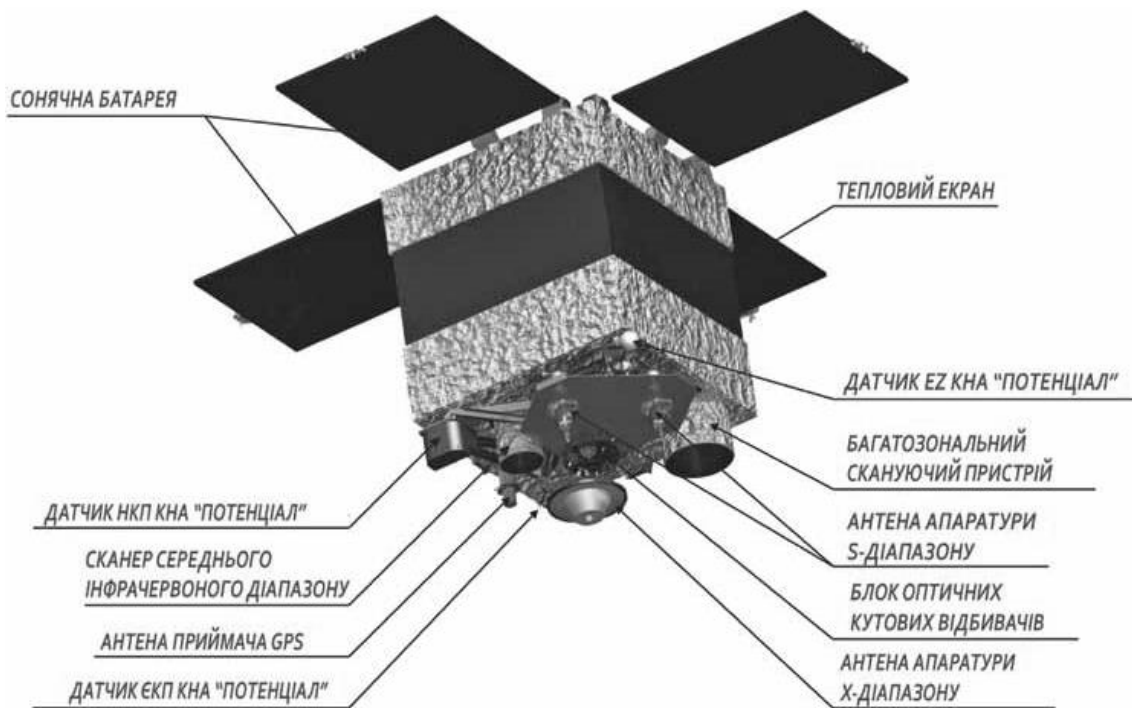


Рис. 2 – Космическая система «СИЧ-2» в рабочем положении (вид снизу)

Таблиця 1 – Технические характеристики космического спутника СИЧ-2

<i>Характеристика</i>	<i>СИЧ-2</i>
Периодичность съёмки, дней	3–5
Ошибка определения ориентации по каждой оси, град.	0.02
Точность значения орбитального положения, м	<30
Склонение орбиты, град.	98.074
Период обращения, мин.	98.03
Высота орбиты, км	668
Местное время прохождения спадящего узла	11:00
Масса спутника, кг	135
Возможность стереосъёмки за один проход	Так
Время активного существования, годы	5

Таблиця 2 – Технические характеристики устройств спутника СИЧ-2

<i>Многозональное сканирующее устройство</i>	
Спектральные диапазоны	
– Панхроматический	0.51–0.9 мкм
– Мультиспектральный	0.51–0.59; 0.61–0.68; 0.8–0.89 мкм
Проекция шага пикселей в надире	8.2 м
Ширина полосы видимости в надире	48.8 км
<i>Сканер среднего инфракрасного диапазона</i>	
Ширина спектрального диапазона	1.51–1.7 мкм
Проекция шага пикселей в надире	41.4 м
Ширина полосы видимости в надире	58.1 км
<i>Подсистема данных</i>	
Объём памяти	2 Гб
Скорость передачи данных	30.72 м

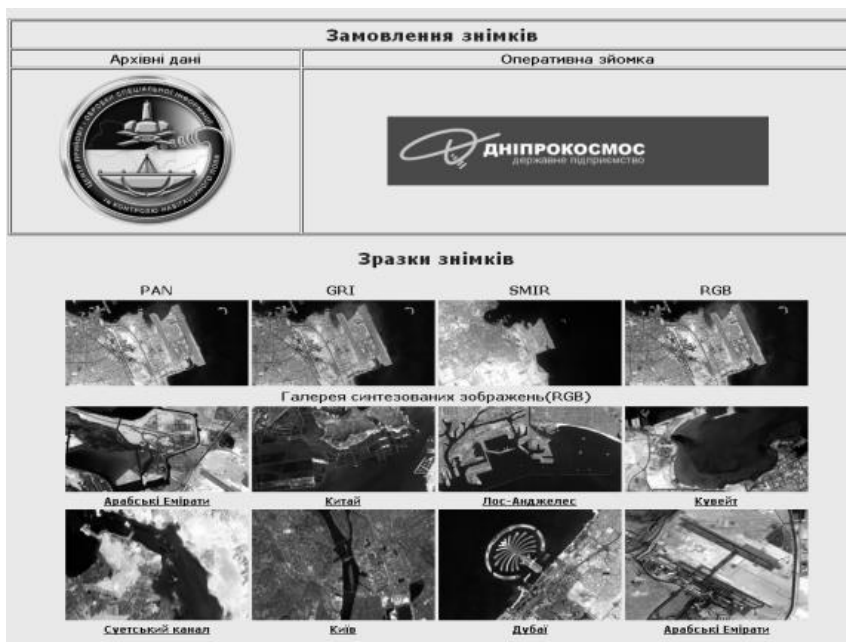


Рис. 3 – Заказ снимков

Примеры полученных снимков в разных диапазонах представлены на рис. 4.1–4.4:



Рис. 4.1 – SMIR



Рис. 4.2 – GRI



Рис. 4.3 – PAN



Рис. 4.4 – RGB

Космическая система «СИЧ-2» может использоваться по таким основным направлениям:

1. Мониторинг аграрных ресурсов;
2. Мониторинг водных и земных покровов;
3. Мониторинг чрезвычайных ситуаций;
4. Мониторинг ионосферы Земли.

Тематическая карта оперативного определения температурных явлений по данным КА СИЧ-2 (рис. 5):

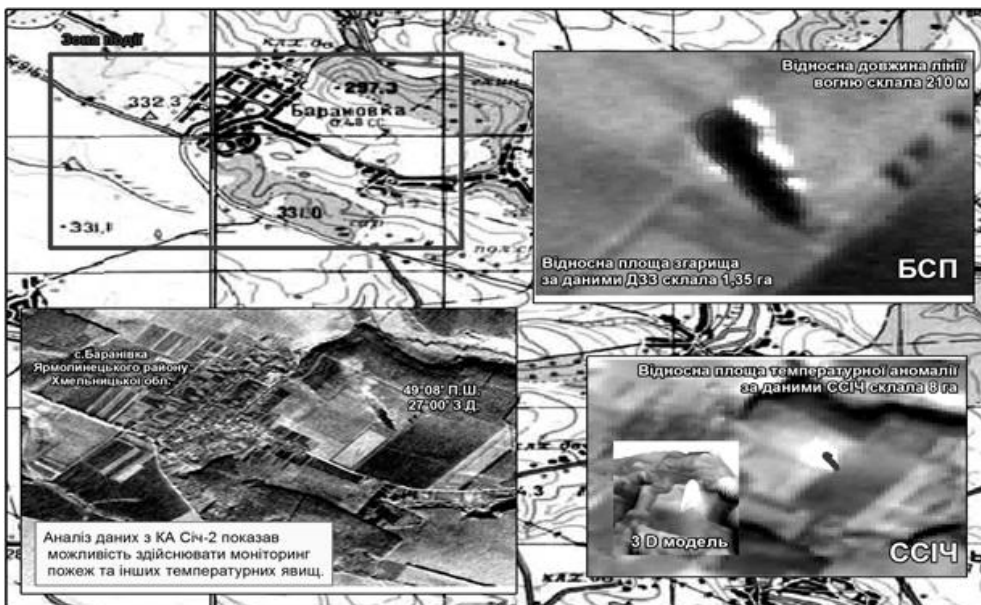


Рис. 5 – Технические характеристики и примеры космических снимков спутника СИЧ-2

Определение урожайности озимых с/х культур при помощи данных ДЗЗ (рис. 6):

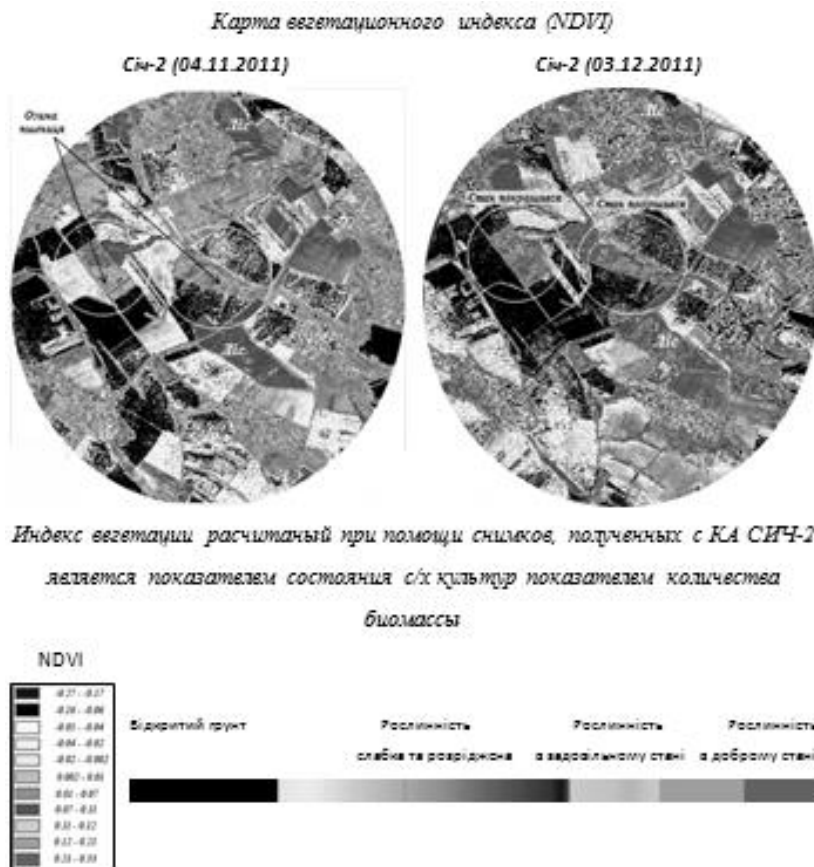


Рис. 6 – Карта индекса вегетации

Для оценки возможностей использования спектральных характеристик СИЧ-2 в интересах сельского хозяйства Украины произведём оценку возможностей определения вегетационных индексов.

Примеры расчёта и применения вегетационных индексов

Для расчёта большей части вегетационных индексов используются два наиболее стабильных участка спектральной отражательной способности растений [3, 4, 5]. На красную зону спектра (0.62–0.75 мкм) приходится максимум поглощения солнечного излучения хлорофиллом, а на ближнюю инфракрасную зону (0.75–1.3 мкм) – максимальное отражение солнечной энергии клеточной структурой листа (рис. 7) [6]. В связи с этим высокая фотосинтетическая активность (связанная с большой фитомассой растительности) ведёт к более низким значениям коэффициентов отражения в красной зоне спектра и большим значениям в ближней инфракрасной области. Отношение этих показателей друг к другу позволяет чётко отделять растительность от других природных объектов.

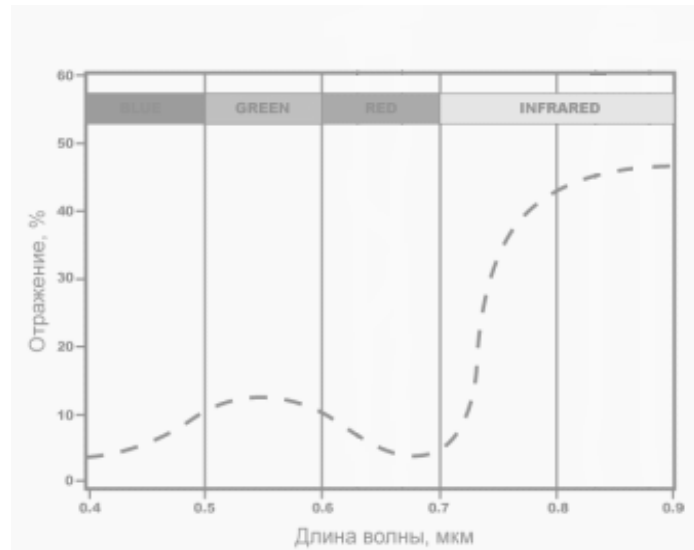


Рис. 7 – Участки характеристической кривой отражения растительности (усредненной), используемые для расчета NDVI с помощью данных MODIS

Для обработки космических снимков разработан специальный программный комплекс ENVI и специальный калькулятор вегетационных индексов ВИ ENVI, который позволяет рассчитывать 27 вегетационных индексов, используемых для оценки состояния растительности [3, 4, 5, 6, 7]. Индексы сгруппированы в категории по свойству растительности, которое они характеризуют.

Broadband Greenness (5 индексов): индексы «зелености», рассчитываемые по данным в широких спектральных зонах:

Normalized Difference Vegetation Index

$$NDVI = \frac{P_{NIR} - P_{RED}}{P_{NIR} + P_{RED}}, \quad (1)$$

Simple Ratio Index

$$SR = \frac{P_{NIR}}{P_{RED}}, \quad (2)$$

Enhanced Vegetation Index

$$EVI = 2.5 \left(\frac{P_{NIR} - P_{RED}}{P_{NIR} + 6P_{RED} - 7.5P_{BLUE} + 1} \right), \quad (3)$$

Atmospherically Resistant Vegetation Index

$$ARVI = \frac{P_{NIR} - (2P_{RED} - P_{BLUE})}{P_{NIR} + (2P_{RED} - P_{BLUE})}, \quad (4)$$

SumGreenIndex

$$SGI = \frac{P_{NIR} - P_{RED}}{P_{NIR} + P_{RED} - P_{BLUE}}. \quad (5)$$

Индексы этой группы отражают общее количество растительности и используются для оценки ее состояния при решении широкого круга задач. Они суммируют и отражают влияние таких факторов, как содержание хлорофилла, площадь листовой поверхности, сомкнутость и структура растительного покрова. Вегетационные индексы этой группы хорошо коррелируют с индексом фотосинтетически активной радиации (fAPAR) и индексом листовой поверхности (LAI). Их можно использовать при работе с любыми мультиспектральными аэрокосмическими снимками высокого, среднего или низкого разрешения, у которых есть спектральные каналы в красной (0,60–0,75 мкм) и ближней инфракрасной (0,75–1,3 мкм) зонах.

Основное назначение этих индексов – картирование растительного покрова, выявление площадей покрытых и непокрытых растительностью, оценка и мониторинг состояния растительного покрова, оценка продуктивности и урожайности.

Из сравнения технических характеристик спектральных диапазонов СИЧ-2 следует, что спектральные диапазоны СИЧ-2 могут использоваться для расчёта 5 вегетационных индексов (индексов зелёности), в ограниченных спектральных зонах.

Для расчёта индексов зелёности во всём интересующем спектральном диапазоне (0,6–1,3 мкм) воспользуемся аппроксимацией зависимости коэффициента отражения растительности от длины волны [7] (рис. 8).

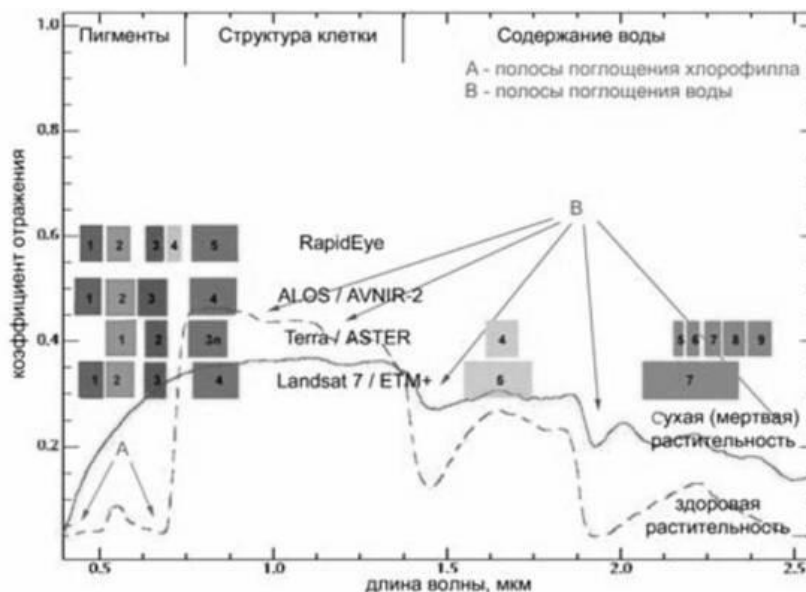


Рис. 8 – Зависимость коэффициента отражения от длины волны

В качестве аппроксимирующей выберем следующую зависимость (6) в диапазоне 0–1,5 мкм:

$$K_{отр}(\lambda) = K_0 \sqrt[3]{\lambda[\text{мкм}]} . \tag{6}$$

Указанная зависимость представлена на рис. 9.

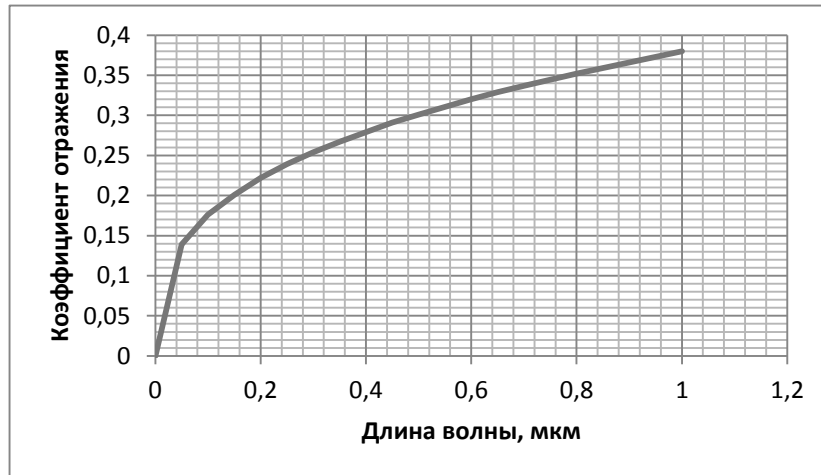


Рис. 9 – Аппроксимирующая зависимость коэффициента отражения от длины волны

В процессе исследований установлено, что $K_0 = 0.38$.

Построим график ошибок аппроксимации между графиками на рис. 8 и рис. 9 (рис. 10).



Рис. 10 – График ошибок аппроксимации

Полученные результаты нуждаются в радиометрической коррекции (калибровке) и могут быть использованы для проведения только предварительных расчётов.

Список использованной литературы

1. Малые оптические спутники ДЗЗ / «Ракурс» – Режим доступа: <http://www.racurs.ru/?page=710> – 25.02.2012.
2. Зображення із Січ-2 / Державне підприємство «Дніпрокосмос» – Режим доступа: <http://www.dniprokosmos.dp.ua/images-from-sich-2> – 3.03.2012.
3. Черепанов А.С., Дружинина Е.Г. Спектральные свойства растительности и вегетационные индексы. Геоматика № 3, 2009.

4. Антонов В.Н., Сладких Л.А. Мониторинг состояния посевов и прогнозирование урожайности яровой пшеницы по данным ДЗЗ. Геоматика № 3, 2009.

5. Куссуль Н., Ильин Н., Скакун С., Лавренюк А. Оценка состояния растительности и прогнозирование урожайности озимых культур Украины по спутниковым данным.

6. Зерновое сельское хозяйство – вид из космоса / R&D Center ScanEx – Режим доступа: http://www.scanex.ru/ru/data/Applications_ScanEx_p19-31.pdf – 28.12.2011.

7. Вегетационные индексы. Основы, формулы, практическое использование / MapExpert – Режим доступа: http://mapexpert.com.ua/index_ru.php?id=20&table=news"table=news – 30.12.2011.

Стаття надійшла до редакції 10.02.14 російською мовою

© О.С. Гребінь

**ОЦІНКА МОЖЛИВОСТЕЙ ВИКОРИСТАННЯ СУПУТНИКОВИХ ЗНІМКІВ
НАЦІОНАЛЬНОЇ СИСТЕМИ ДЗЗ СІЧ-2 ДЛЯ ВИРІШЕННЯ ТЕМАТИЧНИХ ЗАДАЧ
СІЛЬСЬКОГО ГОСПОДАРСТВА УКРАЇНИ**

Аналізуються технічні характеристики національної системи ДЗЗ СІЧ-2. Використовуються дані Центру прийому і обробки спеціальної інформації (ЦПОСІ) та контролю навігаційного поля (КНП). Одночасно аналізуються вимоги до спектральних характеристик системи ДЗЗ при вирішенні завдань сільського господарства України. Визначається відповідність спектральних характеристик супутникової системи СІЧ-2 методикам оцінки вегетаційних індексів сільськогосподарських культур. Визначається відповідність положення та ширини спектральних зон спектральним характеристикам оцінки вегетаційних індексів. Проводиться теоретичне обґрунтування методики оцінки вегетаційних індексів за обмеженими характеристиками спектрального діапазону.

© A.S. Greben

**EVALUATION OF THE USE OF SATELLITE IMAGES OF NATIONAL ERS SHR-2
CASE FOR SOLVING PROBLEMS OF AGRICULTURE OF UKRAINE**

Analyzes the technical characteristics of the national system of Sich-2 Earth remote sensing. Center uses data reception and processing of specific information (DSPs) and field navigation control (ANC). At the same time analyzed the requirements for the spectral characteristics of remote sensing system for solving problems of agriculture in Ukraine. Determined by the spectral characteristics of the line satellite Sich-2 methods of assessing vegetation indices of crops. Determined by the line position and width of spectral bands spectral characteristics of the assessment of vegetation indices. The theoretical justification of methods of assessment of vegetation indices for a limited-spectral range of characteristics.

УДК 504.61

© **В.М. Триснюк**, канд. географ. наук, старш. наук. співробітник;

І.В. Радчук, наук. співробітник;

В.О. Охарєв, мол. наук. співробітник;

Т.В. Триснюк, аспірант;

О.В. Атрасевич, аспірант;

В.О. Шумейко, аспірант

Інститут телекомунікацій та глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

ІНФОРМАЦІЙНІ ТЕХНОЛОГІЇ ДОСЛІДЖЕННЯ ШТУЧНО СТВОРЕНИХ ЕКОСИСТЕМ НА ПРИКЛАДІ ТЕРНОПІЛЬСЬКОГО СТАВУ

Розглянуто модельне дослідження штучно створеної екосистеми Тернопільського ставу. У статті дано характеристику концентрації важких металів в різні періоди року і встановлено, що рослинність є найкращим акумулятором свинцю. Розроблені показники оцінки стану природно-техногенної гідроекосистеми залежать від конфігурації органічних сполук і міри порушеності басейнових ландшафтів.

Ключові слова: модельне дослідження, екологічний стан, моніторингові дослідження, важкі метали, свинець.

Актуальність теми. Ефективне управління природокористуванням у Західно-Подільському регіоні базується на оперативно-прогностичній інформації про діючі і потенційні чинники природних змін та антропогенного навантаження на гідрографічну мережу, отриманий шляхом реалізації моніторингу екологічної безпеки поверхневих вод.

Розроблено інформаційно-аналітичні технології моніторингу поверхневих вод для інформаційної підтримки рішень з питань екологічної безпеки водного фонду на об'єктовому, регіональному рівнях, охорони і збалансованого ресурсокористування гідроморфного комплексу Тернопільського ставу (рис. 1), а також формування бази об'єктивних вихідних даних для розробки науково-обґрунтованих стратегій розвитку міської території, з урахуванням рівня водозабезпеченості (рис. 2).

Актуальність проблеми інвентаризації водойм регіону обумовлена їх значенням у вирішенні природоохоронних та рекреаційно-господарських завдань. Для досліджуваних водних об'єктів характерний широкий спектр цільових призначень, обумовлених різними факторами. Гідрологічні параметри водних об'єктів обумовлені геоморфологічними умовами, а також особливостями територій: рівнем антропогенізації, функціональним зонуванням і рекреаційно-господарським сектором економіки.

Мета дослідження. Уточнення даних про екологічний стан досліджуваної території, отриманих за результатами аналізу космічних знімків, шляхом проведення наземних досліджень із залученням актуальних інформаційних технологій та створення паспорту Тернопільського ставу.

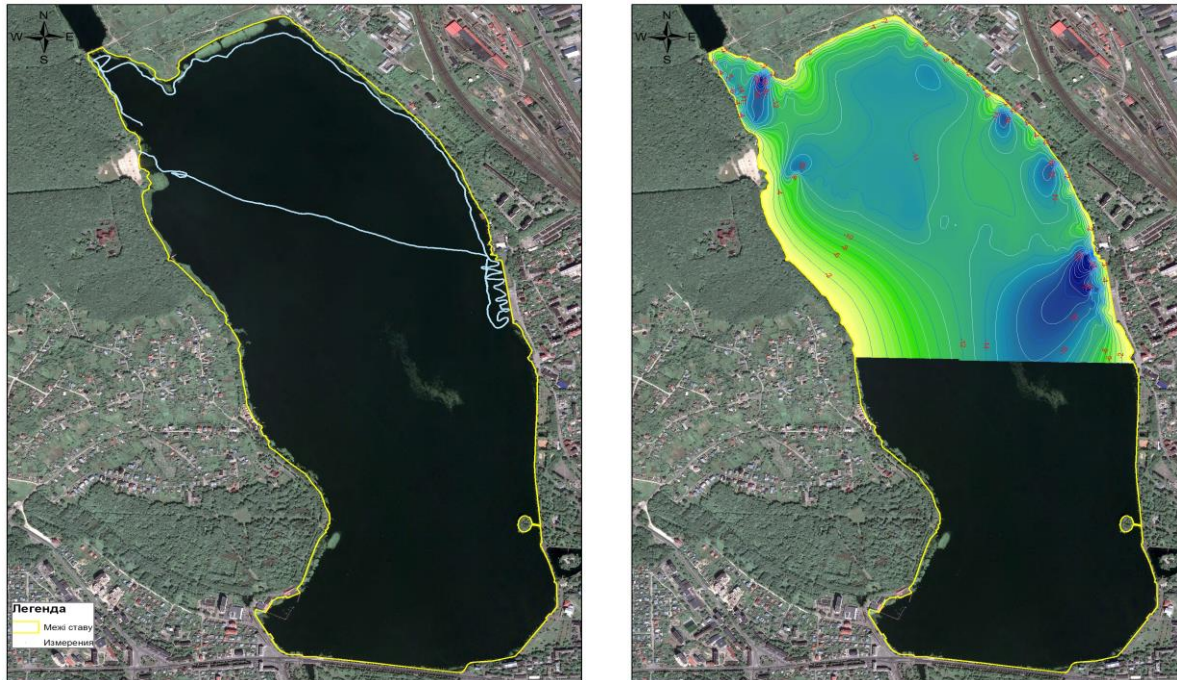


Рис. 1 – Космічний знімок Тернопільського ставу Рис. 2 – Інтерпольована поверхня ізолінії

Виклад основного матеріалу. Результати космічного моніторингу та застосування інформаційно-аналітичних технологій забезпечують оцінку динаміки морфометричних характеристик і просторового розподілу таких досліджуваних інтегральних гідроекологічних параметрів, як форма і периметр берегової смуги та процеси евтрофікації водойм.

Найбільш достовірні і точні результати реалізації завдання отримуються при використанні в якості первинних даних багатозональних космічних знімків високої просторової роздільної здатності.

Результати моніторингу якості води озерних екосистем фізико-хімічними методами, виконаного з метою формування тестових полігонів контролю якості природних поверхневих вод Тернопілля, ДЗЗ/ГІС технології та наземні полігонно-калібрувальні роботи є важливими складовими формування інформаційної бази даних впливу антропогенних навантажень на еколого-відновний потенціал озера.

Унікальні водні екосистеми штучних озер зазнають антропогенного впливу внаслідок господарського та рекреаційного використання. Наслідком такої діяльності є активізація процесів евтрофування водойм. Зниження рівня ґрунтових вод внаслідок будівництва меліоративних систем відкритим способом спричинило пониження водного дзеркала в водойм. Антропогенізація обумовлює посилення прогрівання та евтрофікацію озер, спричинює їх ізоляцію та інтенсифікацію процесів старіння водойм. Тому виникла гостра необхідність

комплексних моніторингових досліджень та аналізу різноманітних аспектів діяльності в регіоні, яка дозволяє вибрати найбільш прийнятні варіанти управління водним господарством. Такий підхід забезпечує не лише отримання максимального еколого-економічного ефекту, але й врахування міжнародних положень раціонального природокористування та охорони довкілля. Моніторингові дослідження якості поверхневих вод базується на врахуванні головних функцій гідроекосистем та прилеглих до них територій. Важливими їх складовими, поряд з гідрооптичними даними космічного моніторингу, є з'ясування кількісних і якісних гідрологічних фізико-хімічних характеристик.

Важливим завданням моніторингу лімносистем території досліджень є узагальнення нагромадженої інформації і створення теорії системи управління функціонування озерних екосистем [1]. Сучасний підхід до дослідження озер, водосховищ, ставків (як водойм уповільненого водообміну) передбачає вивчення динаміки їх існування не лише в тісному взаємозв'язку, але й процесів, що відбуваються на водозборі. В основу такого підходу покладено уявлення про водойму та її басейн як локальну екосистему, що дає змогу по-новому пояснити природу водойм, встановити найбільш оптимальні варіанти використання, збереження і охорони їх ресурсів. Поставлене завдання потребує комплексного розгляду і обґрунтування його з точки зору лімнологічних процесів.

Місто Тернопіль лежить по обидва боки річки Серет – лівої притоки Дністра. Довжина Серету – 218 км. Це найдовша річка із приток Дністра в межах області, що бере початок біля с Ратищі. В районі Тернополя долина річки коритоподібна з крутим правим схилом. Ширина русла – до 10 метрів, швидкість течії – 0,6 метра за секунду. На південь від міста долина Серету сягає ширини 1,2 км, вона заболочена і важкопрохідна. За греблею і поблизу приміського села Петриків прокладено нове рукотворне випрямлене русло. Гідрологічний режим річки тісно пов'язаний з джерелами живлення і залежить від пори року. Весняне водопілля починається в першій половині березня і триває близько місяця. Висота рівня повені – 0,7–2 метри над нульовою відміткою, але нерідко вона досягала максимальної відмітки 3,5 метра і вище. Низькі рівні спостерігаються влітку і взимку. У літні місяці, особливо у червні–липні, коли випадає максимум опадів, рівень води у річці на кілька днів піднімається. Взимку річка не замерзає. У дуже холодні зими – замерзає, але з великою кількістю ополонків.

Наші дослідження проводились ехолотом – картплоттером LOWRANCE LMS-527C DF, що має дисплей підвищеної яскравості з роздільною здатністю 480x480 пікселів і діагоналлю екрану 5, який володіє 16-бітною кольірною палітрою з 65 536 кольорів (рис. 3).

Тернопільський став штучно створений на річці Серет у західній частині міста, площею 290 га. Його ширина сягає близько 1 км, а довжина – 3,5 км. Середня глибина ставу – 3,75 м, найбільша – 12 м – біля Біленького водозабору (рис. 4).

Став утримує дамба з мостом-греблею, по якій проходить автомагістраль і з'єднує центр міста із Загребеллям. У верхів'ях ставу між селами Біла і Пронятин прокладена друга дамба, за якою лежить Серетське болото площею 740 га.

Для дослідження вмісту Co, Cu, Pb, Cd у воді, прибережному мулі, ґрунтах та водоростях зразки складових гідроєкосистеми відбирали в 5 різних місцях Тернопільського ставу (рис. 1): 1 – біля міського пляжу; 2 – поблизу автомобільної дороги; 3 – біля заплави р. Серет (фільтр на шляху міграції елементів); 4 – в низинній ділянці ставу (надходження техногенних викидів із стоком, із річкової води, з атмосферних опадів); 5 – в ділянках заболоченого схилу (постійне обводнення).



Рис. 3 – Ехолот - картплоттер LOWRANCE LMS-527C DF, який використовувався для дослідження

Влітку концентрація важких металів у воді, як правило, зменшується. У другій половині літа при максимальній температурі води настає новий період бурхливого розвитку фітопланктону і друге "цвітіння" води. Тривожним фактом є різке збільшення концентрації свинцю у цю пору року. Джерелом забруднення поверхневих вод цим металом є тетраетил свинцю, що надходить з автомобільної траси, яка пролягає по дамбі ставу. Велика концентрація свинцю влітку пов'язана з процесом метилювання. У цей період, особливо у серпні-липні, спостерігається "цвітіння водойм", яке призводить до збільшення кількості мікроорганізмів. Неорганічні сполуки свинцю в донних відкладах водойм піддаються метилюванню за участю мікроорганізмів [3]. Мобілізація свинцю із донних відкладів за рахунок процесів метилювання створює серйозну небезпеку для водної біоти.

Восени концентрація важких металів (окрім Co, Cd) дещо зростає. Зі зниженням температури повітря і води восени інтенсивніше відмирають макрофіти у водоймі, зменшується їх біомаса. Рослини, поглинувши деяку кількість важких металів, за течією води опускаються в нижні ділянки водойми і там, відмираючи, викликають вторинне забруднення води, віддаючи їй важкі метали, біогенні елементи та органічні речовини. Концентрація Cd і Co восени зменшилася. Кадмій восени акумулювався в інших складових середовища (прибережний мул, ґрунти). Кобальт, як відомо, належить до числа найбільш важливих біологічно-активних

речовин. Протягом весни, літа та осені сполуки кобальту використались водною біотою, а з їх загибеллю відбулося надходження металу до донних відкладів.

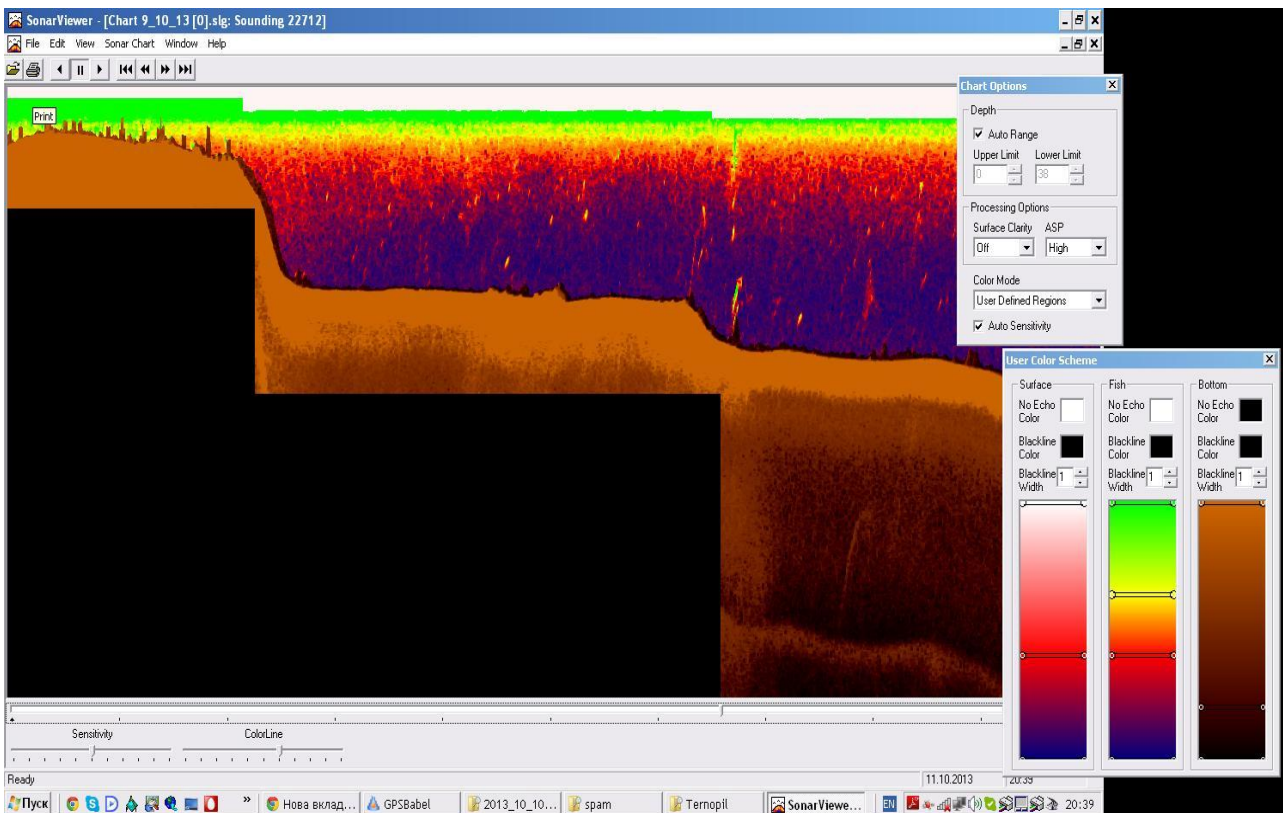


Рис. 4 – Приклад ехограми рельєфу даної поверхні Тернопільського ставу

Підвищена концентрація мікроелементів у зимові місяці корелює з мінімальним зростанням чисельності і біомаси фітопланктону. Очевидно, ці особливості сезонної зміни концентрацій елементів у водоймі пов'язані, з одного боку, з їх виносом при збільшенні біомаси фітопланктону, а з іншого – з вивільненням елементів після розкладання водоростей.

Натурне моделювання процесів інтоксикації у невеликих, але функціонально стабільних водоймах, мета яких полягає у прослідкуванні динаміки перерозподілу важких металів у складових водойми протягом одного вегетаційного сезону. Це дає можливість встановити пріоритетні чинники перерозподілу металу, оцінити швидкість процесу трансформації та встановити роль біотичних складових у ньому. Нами проведені всі відповідні дослідження за внесення свинцю до початкової концентрації 0,5 мг/л.

Згідно з нашими дослідженнями рослини є найкращими акумуляторами свинцю. Хронічна дія свинцю на рослини проявляється при концентрації 0,1–5 мг/л. Пік вмісту токсиканту у водоростях спостерігається на 1-й (рН = 6,8), 5-й (рН = 7) та 10-й день (рН = 6,3 – мобілізація з донних відкладів). В кислому середовищі (10-й день) збільшується токсичність свинцю, регулюється процес адсорбції металів на поверхні клітин, що встановлено на прикладі *Chlorella vulgaris* [3].

Вважається, що фітопланктон протягом зими осідає на забруднені донні відклади, а весною змулюється, що підтверджується нашими даними. Наприкінці весни спостерігається бурхливий розвиток комплексу діатомових водоростей – астеріонелли (*Asterionella*), табеллярії (*Tabellaria*). З одержаних нами даних можна зробити висновок, що діатомові водорості мають високу чутливість до кобальту та свинцю. Також сприяє акумуляції важких металів водоростями значна мінералізація води (у квітні вона становила 556 мг/л). Слід зазначити позитивну кореляцію між концентрацією важких металів у воді (навесні найвищі концентрації) та у водоростях.

Водойма являє собою своєрідну лотичну – лентичну екосистему, що представлена взаємозв'язаними елементами: водосховище, основне русло р. Серет, додаткові водойми (комплекс невеликих штучних водойм). Всі складові є тісно взаємопов'язані і чинять вплив на життєдіяльність іхтіофауни.

Болотна рослинність у заплаві Серету представлена лисячою осокою, тонконогом, повзучою мігилицею, рогозою. Серед лікарських рослин – кульбаба, стокротки, мати-й-мачуха, яглиця, живокіст.

Фауна околиць Тернополя включає десятки видів гризунів хижих, комахоїдних і рукокрилих, кілька парнокопитних тварин. Поширені заєць, лисиця, куниця. У ставі водяться видра і норка. Водоплавна птиця (крижні, чирки, бекаси) після початку сезону полювання прилітають на став, а коли він замерзає, перелітають і зимують на річці.

До факторів, що визначають і регулюють склад іхтіокомплексів у наших водоймах відносимо: техногенні, побутові стоки, аматорська риболовля. Первинну регуляцію складу закономірно виконують морфологія річища і середні (річні та сезонні) витрати води.

Згідно з даними спостережень іхтіологічної служби Тернопільрибоохорони кормова база риб представлена фітопланктоном, зоопланктоном, зообентосом та вищою водною рослинністю (макрофітами). Згідно з літературними даними було зареєстровано 21 вид водоростей з 6 відділів: синьо-зелені (*Cyanophyta*), зелені (*Chlorophyta*), діатомові (*Bacillariophyta*), еугленові (*Euglenophyta*), золотисті (*Chrysophyta*), криптофітові (*Cryptophyta*), середня біомаса фітопланктону Тернопільського міського ставу становила 18 г/м³. Основне значення у формуванні біомаси водоростей займали зелені, синьо-зелені та діатомові водорості.

Середні показники зоопланктону для водосховищ Тернопільської області становлять 4,0 г/м², зообентосу – 6,0 г/м². Макрофіти представлені: пронизанолистим і блискучим, роголистником зануреним. Повітряно-водна рослинність представлена в основному осокою, очеретом та рогозою.

У Тернопільському ставі водиться понад 20 видів риби, а саме: карась сріблястий (*Carassius gibelio*), окунь звичайний (*Perca fluviatilis*), плітка звичайна (*Rutilus rutilus*), йорж звичайний (*Gymnocephalus cernuus*), короп звичайний (*Cyprinus carpio*), верховодка звичайна (*Alburnus alburnus*), гірчак європейський (*Rhodeus amarus*), судак звичайний (*Sander luciperca*), щука (*Esox lucius*), лин звичайний (*Tinca tinca*), лящ звичайний (*Abramis brama*), плоскирка європейська (*Blicca bjoerkna*), товстолобик білий амурський (*Hypophthalmichthys molitrix*), чебачок амурський (*Pseudorasbora parva*).

Висновок. Проведено комплекс досліджень екологічного стану Тернопільського ставу. Визначено необхідність створення еталону якості поверхневих вод, що є архіважливим компонентом розв'язку проблеми трансформації озерних комплексів Західної України та їх збереження, які обумовлені просторово-часовим розподілом антропогенного навантаження.

Список використаної літератури

1. Адаменко О.М., Міщенко Л.В. Екологічний аудит територій: Підручник. – Івано-Франківськ: Факел, 2000. – 342 с.
2. Греков Л.Д., Красовський Г.Я., Трофимчук О.М. Космічний моніторинг забруднення земель техногенним пилом. Київ. Наукова думка. 2007. – 219 с.
3. Гуменюк Г.Б., Грубінко В.В. Сезонна міграція міді, кобальту, кадмію та свинцю в екосистемі Тернопільського ставу // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія: період. наук. зб. Київ. ун-ту. – К.: Ніка-Центр. – 2001. – Т. 2. – С. 745–753.
4. <http://www.tarnopol.te.ua>

Стаття надійшла до редакції 27.02.14 українською мовою

**© В.М. Триснюк, І.В. Радчук, В.А. Охарев, Т.В. Триснюк,
А.В. Атрасевич, В.А. Шумейко**

ИНФОРМАЦИОННЫЕ ТЕХНОЛОГИИ ИССЛЕДОВАНИЯ ИСКУССТВЕННО СОЗДАНЫХ ЭКОСИСТЕМ НА ПРИМЕРЕ ТЕРНОПОЛЬСКОГО ПРУДА

Рассмотрено модельное исследование искусственно созданных экосистем Тернопольского пруда. В статье дана характеристика концентрации тяжелых металлов в различные периоды года и установлено, что растительность является лучшим аккумулятором свинца. Разработанные показатели оценки состояния природно-техногенной гидроэкосистемы зависят от конфигурации органических соединений и степени нарушенности бассейновых ландшафтов.

**© V.M. Trysnyuk, I.V. Radchuk, V.A. Oharyev, T.V. Trysnyuk,
A.V. Atrasevych, V.A. Shumeiko**

INFORMATION TECHNOLOGY RESEARCH IN ARTIFICIAL ECOSYSTEMS EXAMPLE TERNOPIIL POND

We consider a modeling study of artificial ecosystems Ternopil pond. A modeling study of heavy metals Ternopil pond ecosystem. The article description given concentration of heavy metals in different periods of the year and found that vegetation is the best battery lead. Developed performance assessment of natural and man-made hydro depend on the configuration of organic compounds and the degree of disturbance Basin landscape.

УДК 582.542.12

© О.М. Вергун, консультант

Національний інститут стратегічних досліджень, м. Київ

АНАЛІЗ АКТУАЛЬНИХ ЧИННИКІВ ПОГІРШЕННЯ ЯКОСТІ ДЖЕРЕЛ ПИТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ В КОНТЕКСТІ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ УКРАЇНИ

У статті розглянуто основні чинники, що суттєво впливають на якість джерел питного водопостачання в сучасних соціально-економічних умовах України. Проаналізовано основні загрози безпечному питному водопостачанню, які впливають на стан екологічної безпеки.

Ключові слова: національна безпека, екологічна безпека, природні і техногенні надзвичайні ситуації, джерела питного водопостачання, загрози.

Динамічні глобалізаційні процеси в ХХІ столітті ставлять світову спільноту перед значними викликами та загрозами для безпеки всьому людству, в тому числі в площині взаємодії з навколишнім середовищем. Переоцінка поглядів, викликів безпеці життєдіяльності у сучасному геополітичному світі, що динамічно змінюється, стосується насамперед, проблем забезпечення екологічної безпеки на всіх рівнях. Сьогодні аналітики та експерти в усьому світі наголошують на дефіциті життєзабезпечуючих ресурсів, який у недалекому майбутньому стане глобальною причиною конфронтацій, конфліктів та війн.

Серед важливих й, насамперед, вразливих природних ресурсів у світі є вода питної якості. Колишній Генеральний секретар ООН Кофі Анан в одній із своїх доповідей відмітив, що вода – це безцінний скарб. Без неї ми не спроможні прожити. Її нічим не заміниш. До того ж водні ресурси вкрай вразливі: діяльність людини згубно позначається на кількості та якості прісної води.

На Конференції ООН зі сталого розвитку, яка нещодавно відбулася в Ріо-де Жанейро (РІО+20), проблеми води займали важливе місце в обговоренні і розглядалися під кутом зору шляхів, що перетинаються між безпекою води, забезпеченістю енергією та продуктами харчування. Окреслюючи важливість проблеми якості води у ХХІ столітті, на РІО+20 акцент було зроблено на глобальних змінах якості водних ресурсів, що стає лімітуючим фактором безпеки питного і господарського водопостачання.

До безпеки водокористування, враховуючи стратегічне значення у забезпеченні безпеки питного, господарського та технічного водопостачання, віднесено 30 природоохоронних цілей й тільки по одній – розширення доступу до чистої питної води – відмічено значний прогрес. Щодо формування якості води у світі, що визначає безпеку водокористування, то зберігається тенденція в бік її погіршення:

– екологічний стан більшості великих річкових систем все ще не відповідає вимогам Всесвітньої організації здоров'я (ВОЗ), внаслідок забруднення водозбірних площ (розораність та внесення мінералів, повітряні викиди та ін.), що залишається головною причиною проблем, пов'язаних зі здоров'ям людей у всьому світі;

– зростає забруднення ґрунтових вод, які живлять річковий сток узимку та в засухи; та є джерелом питно-господарського водопостачання для більшості сільських населених пунктів;

– фактори глобальних змін клімату, які пов'язані з потеплінням та збільшенням опадів, прискорюють міграцію забруднень, а подальший приріст населення є джерелом ризику до ще більшої нестачі води в багатьох регіонах.

Як зазначалося на Ріо+20, основним з найбільш поширених ризиків для здоров'я людей є низька якість води (фактор 70%–80% інфекційних захворювань). Щороку близько 3,5 мільйонів випадків смертей пов'язують з неякісним водопостачанням, санітарією та гігієною в країнах, що розвиваються. Забезпечення належної якості й достатньої кількості води є однією з провідних проблем екологічної безпеки на шляху до сталого розвитку.

Серед головних проблем нашої країни, пов'язаних з водними ресурсами, які в свою чергу обумовлені особливостями формування водних ресурсів регіонів України, є незбалансованість схеми розміщення найбільш водоемних підприємств та успадкованість недосконалої водної політики. Серед фізико-географічних чинників ускладнення водно-екологічних умов України можна відмітити:

- переважання маловодних степової та лісостепової зон;
- обмеженість водних ресурсів власного формування (50 млрд м³/рік), що визначається особливостями наших природних умов річкових басейнів та басейнів підземних вод.

Еколого-ресурсний рівень використання води в Україні, як і у світі в цілому, за багатьма параметрами не відповідає стандартам безпеки життєдіяльності людини (БЖД). Згідно з міжнародними стандартами, Україна належить до країн маловодних (менше 3 тис м³/рік людина) та з нерівномірним територіальним розподілом водних ресурсів. У структурі загального обсягу відновлювальних водних ресурсів в Україні налічується близько 50 млрд м³/рік, в тому числі 21 млрд м³/р м/рік (1000 людина м³/рік) підземних вод питної якості, які, за виключенням ґрунтових, є захищеними від прямого техногенного забруднення і формують стратегічну базу питного водопостачання населення України.

Для вірогідно стійкого забезпечення населення і галузей економіки водою за часів СРСР в Україні широко застосовували регулювання річкового стоку. Сьогодні водосховища і ставки сумарно містять близько 58 млрд м³ води, що перевищує місцевий річний стік усіх річок країни. У зв'язку з вищенаведеним, зарегулювання стоку більшості річок досягло або навіть перевищило верхню економічно й екологічно обґрунтовану допустиму межу водно-екологічного руйнування (більше 75% сумарної довжини русел при оптимумі 25–30%), що різко зменшило, а часто повністю зруйнувало їхню самоочисну спроможність. Внаслідок будівництва великої кількості ставків, середніх і малих водосховищ (понад 30 тис.) втрачено ландшафтно-гідрологічний комплекс 23 тис. малих річок, що складає до 36% їх загальної кількості.

Крім того, велика кількість гідротехнічних споруд уповільнила поверхневий стік і зумовила довгострокове підвищення рівня ґрунтових вод на значних територіях, що активувало розвиток регіонального підтоплення земель (стабільний прояв на 2–3 млн га) з одночасним розвитком ділянок забруднення ґрунтових і поверхневих вод.

Сьогодні в Україні сформовано законодавчу базу щодо водної політики (Конституція України, Водний кодекс України, Закон України «Про охорону навколишнього природного середовища», Закон України «Про питну воду та питне водопостачання», Постанова Верховної Ради України «Про Національну програму екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води» тощо [2, 3].

У новій Стратегії національної безпеки України, прийнятій у 2012 р., стратегічною та геополітичною метою для України є входження в Європейське співтовариство. В цьому контексті надзвичайно важливим положенням є адаптація українського природоохоронного законодавства до законодавства Європейського Союзу, впровадження європейських моделей управління і охорони природних ресурсів [1]. Прийнята у 2000 році Водна Рамкова директива ЄС (2000/60/ЄС) визначає основні принципи управління водними ресурсами та шляхи досягнення належної якості води та безпечного стану річок і водойм, а також підземної гідро-системи. Одним із головних принципів, викладених у Водній Рамковій директиві ЄС, є інтегрована басейнова модель управління водними ресурсами, котра передбачає спільні дії усіх держав, що знаходяться у басейнах трансграничних річок [4].

Дніпро є основною річковою системою України, водозбір якої охоплює 48% площі держави. Його сток забезпечує до 70% питно-господарських потреб і є джерелом технологічних вод для 12 блоків трьох АЕС, які виробляють до 50% електроенергії.

З техногенним перевантаженням трансграничних річок України, більшість яких є природно-техногенними дренами Донбасу, Карпатського регіону, Львівсько-Волинського вугільного басейну (Сів. Донець, Тиса, Дністер, Західний Буг), пов'язана проблема інтерналізації забруднення річкового стоку, в т.ч. внаслідок некерованого затоплення нерентабельних шахт та кар'єрів на території України.

В Україні актуальною є проблема еколого-ресурсної оптимізації системи питно-господарського водопостачання. Для господарського й питного призначення в Україні використовують поверхневі та підземні води. Історично система питно-господарського водопостачання, яка формувалась ще за часів колишнього СРСР, ґрунтується на переважному використанні незахищених від техногенного забруднення поверхневих вод. Доступність поверхневих вод, менша собівартість відбору 1 м³, можливість створення великих водозаборів тощо стали основними аргументами радянської системи господарювання без врахувань зростаючого забруднення та вразливості при надзвичайних ситуаціях. Перевагу поверхневим водам віддавали навіть там, де для їх використання необхідно було будувати водоводи з досить значною відстанню, коли в той же час поряд існували родовища підземних вод з достатніми запасами (Київ, Харків, Чернівці, Полтава, Донбас). Хоча ресурси підземних вод в державі теж обмежені й нерівномірно розповсюджені, проте у більшості регіонів є доцільним розвиток підземного питного водопостачання (наприклад, Київ, Львів, Сімферополь та інші міста).

В той же час слід відмітити, що на сучасному етапі більшість країн Західної Європи у водопостачанні надають перевагу підземним водам (Австрія, Великобританія, Данія, Німеччина, Франція).

В останнє десятиріччя забезпечення населення якісною питною водою ускладнюється через незадовільний еколого-гігієнічний стан більшості поверхневих водних об'єктів. Внаслідок цього вода за якістю у більшості поверхневих водозаборів та річкових басейнів України класифікується як забруднена та брудна (III, IV клас якості).

Через низьку якість очищення стічних вод надходження забруднень у поверхневі водойми не зменшується, при цьому має місце прискорене надходження нових техногенних забруднюючих компонентів, вилучення яких старими технологіями не забезпечується. Загалом, у 2010 році у поверхневі водні об'єкти скинуто 7817 млн м³, що на 436 млн м³ більше порівняно з 2009 роком.

Треба зазначити, що якість зворотних (стічних) вод значною мірою не відповідає встановленим нормативам гранично допустимих скидів (ГДС); у ряді областей спостерігається неякісна робота очисних споруд, а подекуди вони зовсім не працюють.

Катастрофічний стан водних ресурсів України ілюструють численні публікації у ЗМІ випадків забруднення вод, погіршення якості питної води, порушення санітарного стану водоохоронних зон та рекреаційних об'єктів [7, 8, 9, 10, 11].

Головним механізмом оцінки стану водних об'єктів і ресурсів в Україні є державний моніторинг вод, який здійснюють суб'єкти моніторингу, керуючись Положенням про Державну систему моніторингу довкілля та відповідно до нормативного документу «Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод».

Спостереження за станом водних ресурсів на регіональному рівні (аналіз, контроль діяльності водокористувачів та виконання водоохоронного законодавства) здійснюють також обласні організації та підпорядковані їм підконтрольні структури. Завданням державного моніторингу у сфері питної води та питного водопостачання є збирання і систематизація даних про джерела питного водопостачання, кількість та якість питної води, обсяги використання питної води і скидання стічних вод, облік споживачів питної води та підприємств питного водопостачання.

Головну проблему низької якості питної води в Україні слід вбачати в недосконалій системі моніторингу. Велика кількість суб'єктів моніторингу, кожен з яких оцінює лише «галузеві» аспекти стану водних ресурсів, не дає змоги отримати повний спектр оцінок. Неповна та недостовірна, а зазвичай і запізнена інформація дає викривлену картину дійсного стану речей. Починаючи з 1990 року, в Україні не функціонує значна кількість постів спостереження та забору проб води, що не дозволяє отримувати обґрунтовані оцінки якості питної води у поверхневих та підземних джерелах.

І до сьогодні в Україні є відмінності в показниках щодо визначення якості води в порівнянні із європейськими стандартами. Показники різняться не лише за якісним складом, а й за кількісними характеристиками навіть всередині держави.

Удосконалення систем екологічного управління на міжнародному та міжгалузевому рівнях потребує зменшення інформаційного розриву, розширення наявної інформації та покращення доступу до неї.

З огляду на критичну ситуацію, що склалася у сфері забезпечення населення України якісною питною водою за умов регіональних техногенних змін поверхневої і підземної гідросфери, виникає необхідність розробки і додержання особливих правил користування водними ресурсами, раціонального їх використання та екологічно спрямованого захисту.

Вкрай важливим є застосування сучасних підходів та технологій до формування водно-екологічних показників для моніторингу адаптованого до європейських стандартів, для забезпечення екологічної безпеки населення України, а також сприяння ефективному, науково обґрунтованому підходу до використання вод та їх охороні від забруднення та вичерпання.

У звіті щодо Цілей тисячоліття за 2010 рік Україна констатує (Ціль 7 «Сталий розвиток довкілля») стабільне зменшення показників забруднення водних об'єктів. Завданням 7.5 «Обсяг скидів зворотних вод, млн. куб. м на рік водні об'єкти, млн. куб. м/рік» – є стабілізація на рівні 8500 млн. т/рік обсягу скидів стічних вод у поверхневі водні об'єкти, як головного фактору покращення водно-екологічної ситуації.

Проте зіставлення динаміки обсягів скидів зворотних вод впродовж останніх десяти років (з 2001 по 2011 рр.) з показниками валового внутрішнього продукту в Україні свідчить про суттєву невідповідність співвідношенням динаміки зростання ВВП (млрд. дол. США за паритетом купівельної спроможності 2005 року) та скидів стічних вод в Україні (рис. 1).

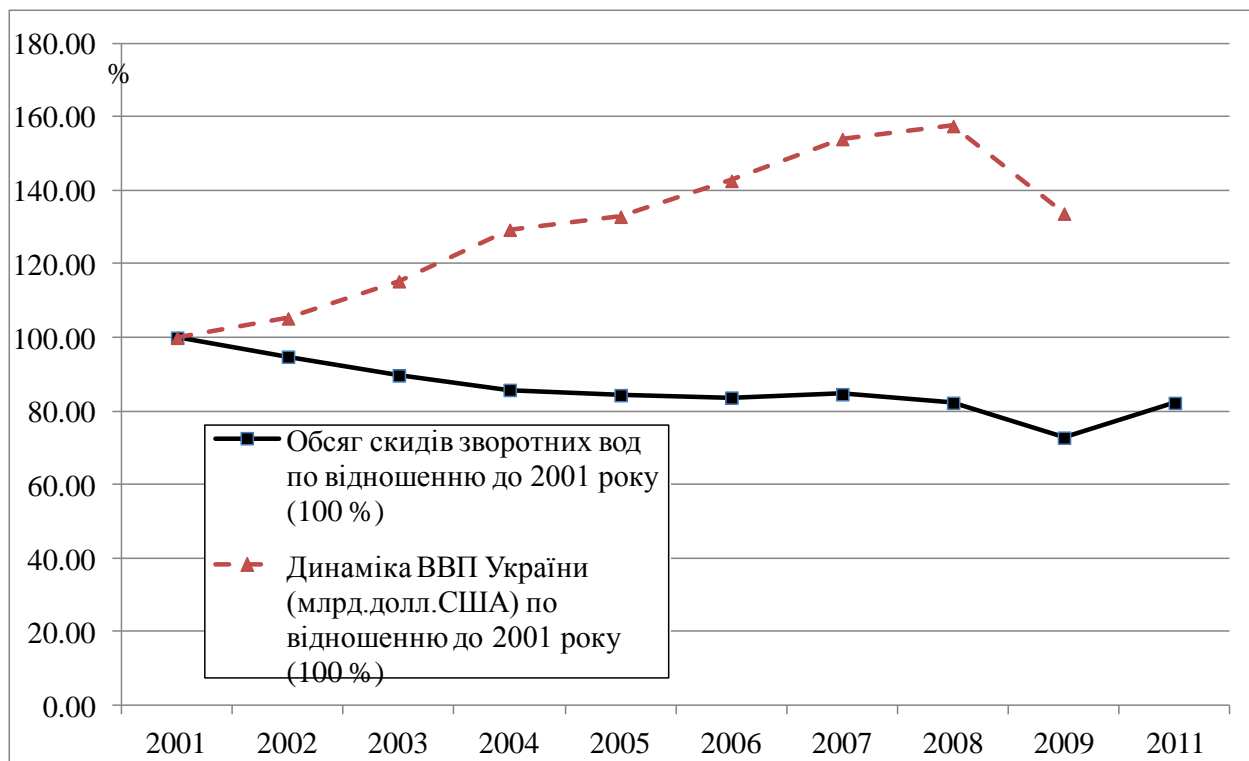


Рис. 1 – Співвідношення динаміки зростання ВВП (млрд. дол. США за паритетом купівельної спроможності 2005 року) та скидів стічних вод в Україні

Якщо величина ВВП України згідно з даними Статистичного комітету України, починаючи з 2001 року, поступово зростала, то під час економічної кризи (2008–2009 рр.) на графіку досить чітко простежується спад валового внутрішнього продукту. Водночас, якщо порівняти показники обсягу скидів зворотних вод за цей період, то можна бачити зростання їх обсягу за 2009–2011 рр. на 13%. При середньому зростанні ВВП в останні роки на рівні 2,5%, процес зближення динаміки ВВП та обсягів стічних вод складе 13%, що приблизно потребуватиме п'ять чи шість років для очікуваного процесу стабілізації водно-екологічного стану поверхневих джерел питного водопостачання. За умов стабільного розвитку економіки це відбудеться на рівні 2018–2020 рр.

В Україні діє загальнодержавна цільова програма «Питна вода України» на 2001–2020 роки, метою якої є забезпечення гарантованих Конституцією України прав громадян на достатній життєвий рівень та екологічну безпеку шляхом надання населенню питної води в необхідних обсягах у відповідності до встановлених нормативів якості.

Проте за результатами аудиту ефективності використання коштів державного бюджету, передбачених на Загальнодержавну програму «Питна вода України» на 2006–2020 роки, Колегія Рахункової палати констатувала, що її мета не досягається.

Рівень виконання заходів першого етапу програми, розрахованого до 2011 року, становив лише 16,9 відсотка. А окремі положення програми не відповідали вимогам законодавства про державні програми (документом не передбачено інших джерел фінансування, крім державного бюджету, тим самим весь тягар виконання програми покладено на рядових платників податків).

У жовтні 2011 року програму було викладено в новій редакції, що дало змогу усунути більшість недоліків. Проте, незважаючи на критичний технічний стан водопровідних мереж та очисних споруд, втрати води в яких в багатьох випадках перевищують 40%, а в деяких регіонах сягають 60%, в документі відсутні заходи щодо розвитку і реконструкції систем водовідведення та водопостачання. Половину обсягу бюджетного фінансування заплановано спрямувати на впровадження локальних станцій доочищення питної води, проте за рахунок яких коштів та у який спосіб покриватимуться витрати на експлуатацію таких установок, як це вплине на вартість питної води для кінцевого споживача, у документі не зазначено [12].

Таким чином, стан планування і фінансування видатків державного бюджету на виконання заходів програми слід визнати незадовільним і недосконалим. За період перевірки із загального обсягу коштів у сумі 175,1 млн грн, спрямованих на реалізацію програми, з порушенням чинного законодавства використано понад 48 млн грн (27%), у тому числі неефективно – понад 20,5 млн грн (12%). В умовах українського недостатнього бюджетного фінансування частина коштів (майже 113 млн грн), які виділялися Мінфіном і Держказначейством в останні дні 2011 року, була повернута до бюджету [12]. Як наслідок, в окремих регіонах роботи за програмою не розпочиналися взагалі, а в деяких обсяг їх виконання був незначним.

Серед актуальних проблем «приходу» в країну нових технологій та виробництв, які здатні вплинути на водно-екологічні умови, є розробка та видобуток сланцевого газу. Одним з найбільших басейнів, де планується видобуток такого газу в Україні, є так звана «Озівська

платформа» (схід Харківщини та північ Донеччини). Друга ділянка – «Одеська платформа» (Львівщина). На думку фахівців, технології видобутку сланцевого газу недостатньо адаптовані до інженерно-геологічних умов України. Останнє може негативно вплинути на екологічний стан підземної гідросфери і спричинити забруднення водоносних горизонтів із ресурсами питних підземних вод. Тому виглядає доцільним створення на ділянках першочергового видобутку сланцевого газу науково-виробничих полігонів з оцінки впливу технологічних чинників (підвищені тиски, гідродроблення газовміщуючих порід, закачка хімічних розривів та ін.) на вразливість якості підземних вод.

Регіональний водно-екологічний стан в Україні характеризується підвищеним ризиком зростання забруднення поверхневих вод у більшості водних об'єктів Донбасу, південної та центральної частини Дніпровського регіону.

Більшість річкових басейнів відчуває зростаючий вплив глобальних змін клімату (потепління, збільшення опадів, висоти і частоти повеней, паводків) на міграцію техногенних та аграрних забруднень у поверхневі водні об'єкти та небезпечне забруднення поверхневих джерел питного водопостачання, що обумовлює погіршення еколого-економічних показників водопідготовки та водопостачання.

Додатковим зростаючим джерелом забруднення поверхневої та підземної гідросфери є збільшення кількості затоплених шахт та кар'єрів, що обумовлює формування регіональних джерел забруднення поверхневих та підземних вод.

За умов сучасних техногенних змін поверхневих і підземних водних об'єктів сьогодні недостатньо вивчені потенційні екологічні наслідки застосування технології видобутку сланцевого газу в умовах України, що може призвести до погіршення якості підземних вод, а з часом – і поверхневих вод.

За умов збереження аномальних техногенних навантажень на стік р. Дніпро та його повного зарегулювання, рівень хімічного та бактеріологічного забруднення поверхневої води при збільшенні впливу глобальних змін клімату збереже тенденцію до подальшого погіршення його стану як одного з основних джерел питного водопостачання.

З огляду на загрозливу ситуацію, що склалася, вважається за доцільне:

- Міністерству екології та природних ресурсів України спрямувати діяльність щодо вдосконалення моніторингу поверхневих та підземних водних об'єктів (наземного, ДЗЗ, постійно-діючі моделі).

- Кабінету Міністрів України:

- затвердити новий національний стандарт щодо питної води;
- задля підвищення якості питної води й безпеки життя та здоров'я населення міст та сіл України розробити разом із зацікавленими установами заходи пріоритетного використання захищених підземних вод для пиття, приготування їжі тощо.

- Міністерству екології та природних ресурсів України, Міністерству регіонального розвитку, будівництва та житлово-комунального господарства України розробити Державну водну стратегію на період до 2030 року.

• Міністерству екології та природних ресурсів України разом з НАНУ провести оцінку впливу розробки сланцевого газу на стан і якість підземних вод, які є стратегічним резервом.

Список використаних джерел

1. Стратегія національної безпеки України «Україна у світі, що змінюється» Указом Президента України від 12 лютого 2007 року № 105 (в редакції Указу Президента України від 8 червня 2012 року № 389/2012) // [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.rnbo.gov.ua/documents/303.html>
2. Водний кодекс України Верховна Рада України; від 06.06.1995 № 213/95-ВР // [Електронний ресурс]. – Режим доступу :<http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/213/95-%D0%B2%D1%80>
3. Закон України «Про питну воду та питне водопостачання». Верховна Рада України; Закон від 10.01.2002 № 2918-III // [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://zakon2.rada.gov.ua/laws/show/2918-14>
4. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.scwm.gov.ua/index.php?option=com_content&task=view&id=152&Itemid=37
5. В.В. Гончарук. Наука о воде. Киев «Вид-во «Наукова думка» НАН Украины». 2010 г. 512 с.
6. В.В. Гончарук, А.П. Чернявская, И.С. Езловецкая, В.Ф.Скубченко, Н.А. Клименко Аппробация существующих нормативных документов при оценке качества источников централизованного питьевого водоснабжения. // Химия и технология воды, 2007, т. 29, № 5 С. 472–486.
7. «У Севастополі очисні споруди викидають у море по 20 млн. кубометрів нечистот» [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://www.organic.ua/uk/component/content/article/12-ukrnews/1948-u-sevastopoli-ochysni-sporudy-vykydajut-u-more-po-20-mln-kubometriv-nechystot?utm_source=feedburner&utm_medium=feed&utm_campaign=Feed%3A+organicua+%28%D0%9D%D0%BE%D0%B2%D0%B8%D0%BD%D0%B8+%D0%BD%D0%B0+organic.ua%29
8. «Киевские пляжи закрываются из-за того, что их превратили в туалет» 11.07.12 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: http://news.zn.ua/SOCIETY/kyevskie_plyazhi_zakryvayutsya_iz-za_togo,_chto_ih_prevratili_v_tualet-105219.html
9. «Кияни п'ють найгіршу воду в Європі» 27. 06. 2012 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://kiev.pravda.com.ua/news/4feab5ed57b34/>
10. «В Украине массово закрывают пляжи» 03.07.2012 Mei News [Електронний ресурс].– Режим доступу: <http://m-ns.org/society/v-ukraine-massovo-zakryvayut-plyazhi-0015287>);
11. Спека закриває київські пляжі 04.07.2012 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://fakty.ictv.ua/ua/index/read-news/id/1452517>
12. Рахункова палата: якісна питна вода стає розкішшю 20.03.2012 р. [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://jkg-portal.com.ua/ua/publication/one/rahunkova-palata-jaksna-pitna-voda-staje-rozkshshju-26106>

Стаття надійшла до редакції 05.02.14 українською мовою

© О.Н. Вергун

**АНАЛИЗ АКТУАЛЬНЫХ ФАКТОРОВ УХУДШЕНИЯ КАЧЕСТВА
ИСТОЧНИКОВ ПИТЬЕВОГО ВОДОСНАБЖЕНИЯ
В КОНТЕКСТЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ УКРАИНЫ**

В статье рассмотрены основные факторы, которые существенно влияют на качество источников питьевого водоснабжения в современных социально-экономических условиях Украины. Проанализированы основные угрозы безопасного питьевого водоснабжения, которые влияют на состояние экологической безопасности.

© O.M. Verhun

**CURRENT ANALYSIS OF FACTORS DETERIORATION
IN THE QUALITY OF DRINKING WATER SOURCES
IN THE CONTEXT OF ENVIRONMENTAL SAFETY UKRAINE**

The article reviews the main factors that significantly affect the quality of drinking water sources in the current socio-economic situation in Ukraine. The main threats to safe drinking water, affecting the condition of environmental safety are analyzed.

УДК. 004.942+504.4:528.88

© О.В. Томченко, мол. наук. співробітник, аспірант

Науковий Центр аерокосмічних досліджень Землі Інституту геологічних наук НАН України,
м. Київ

ВИКОРИСТАННЯ МЕТОДУ БАГАТОКРИТЕРІАЛЬНОЇ ОПТИМІЗАЦІЇ ДЛЯ ОЦІНКИ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА НА ОСНОВІ МАТЕРІАЛІВ КОСМІЧНОЇ ЗЙОМКИ ТА НАЗЕМНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ

Розглянуто використання системного методу багатокритеріальної оптимізації для визначення зміни екологічного стану верхів'я Київського водосховища. Описано кореляцію значень наземних гідрохімічних показників стану водойми з отриманими за матеріалами дистанційного зондування Землі площами природно-територіальних комплексів (з 1989 по 2013 р.). Визначено основні чинники, які впливають на екологічну ситуацію водойми.

Ключові слова: метод багатокритеріальної оптимізації, матеріали космічної зйомки, індекси якості води, аквальна екосистема, макрофіти.

При розв'язанні задач комплексної оцінки екологічного стану водойм на основі інформації ДЗЗ та наземних даних, актуальним є використання системного підходу, сучасних методів моделювання та кількісного аналізу складних систем, можливостей сучасних інформаційних і комп'ютерних технологій. Реалізація комплексних методів досліджень щодо кожного конкретного природного об'єкту передбачає якісний аналіз та структурування проблеми, формування певних критеріїв оцінки, створення моделі складної екологічної системи, розроблення відповідної процедури оцінювання її стану. Системний підхід приводить до необхідності вирішення багатокритеріальних задач, тобто задач, в яких компромісний варіант досліджуваної системи вибирається за багатьма критеріями, коли необхідне досягнення найкращих значень одночасно для всіх критеріїв, кожен з яких характеризує одну із сторін проблеми, що розглядається.

В основі дослідження необхідно було оцінити поступові зміни, що відбуваються в аквальній екосистемі Київського водосховища, з використанням багаторічних космічних знімків КА Landsat5 та змоделювати за допомогою системних методів, а саме методу багатокритеріальної оптимізації, різні сценарії подальшого розвитку екологічного стану території.

Об'єкт дослідження та передумови. Створення Київського водосховища, як і взагалі Дніпровського каскаду в 1931–1976 рр., поряд з позитивними результатами поставило низку важливих екологічних проблем, без вирішення яких неможливе безпечне функціонування екосистеми Дніпра. В результаті створення водосховищ затоплено 694,8 тис. га земель,

а прилеглі до них підтоплені території з глибиною залягання ґрунтових вод до 2 м займають 93,5 тис. га [1].

Київське водосховище є верхнім у каскаді Дніпровських водосховищ і має найбільші за площею мілководні ділянки (314 км²), що займають 34% водного дзеркала. Основним компонентом мілководних ландшафтів водосховищ є вищі водні рослини (макрофіти), які не тільки виступають потужним фактором середовиществорення, але й можуть слугувати індикаторами стану водних екосистем. Як відомо з літературних джерел, основні масиви заростей макрофітів розташовані у верхній частині водосховища. Згідно з даними досліджень 1989 р. площі заростей досягли 132 км², запаси рослинності 106 тис. т сухої маси [2].

Матеріали та методи. Дослідження екологічного стану водосховища складалося з наступних етапів:

– дешифрування даних дистанційного зондування Землі, створення карт природно-територіальних комплексів водойми (ПТК);

– оцінка якості води за наземними даними на основі розрахунку зведених показників екологічного стану водосховища (індексу забруднення компонентами сольового складу, індексу трофічно-сапробіологічних показників, індексу специфічних показників токсичної дії, інтегрального екологічного індексу, гідрохімічного індексу забруднення води, сумарних показників хімічного забруднення води);

– застосування методу багатокритеріальної оптимізації для знаходження кореляції між динамікою заростання Київського водосховища макрофітами та отриманими наземними показниками якості води.

Для проведення ретроспективного аналізу структури заростання водосховища були використані дані дешифрування космічних знімків супутників Landsat TM та ETM+ (рис. 1) та картографічні матеріали.



а



б

Рис. 1 – Динаміка заростання верхів'я Київського водосховища на КЗ Landsat (а – станом на 08.05.1986; б – станом на 13.08.2013)

В ході дослідження розроблено процедуру тематичної обробки супутникових даних та наземної інформації, результатом якої є карти ПТК водойми за період 1985–2013 рр., проведена експертна оцінка екологічного стану водойми.

Отримані статистичні результати підтверджують, що заростання мілководдя водосховища відбувається за рахунок збільшення площ макрофітів, зокрема майже удвічі зростає площа гелофітної та гідрофітної рослинності (на 108,5 км²). При цьому площа відкритого водного дзеркала зменшилась на 32% (95 км²).

Показники екологічного стану водосховища. Екологічна оцінка якості води Київського водосховища виконана за середньорічними значеннями ряду гідрохімічних показників (CO₂, O₂, N_(заг), NO₂⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, P_(заг), PO₄³⁻, SO₄²⁻, Cl, HCO₃⁻, Cr⁴⁺, Ca⁺, K⁺, Mg⁺, Na⁺, Cu⁺, Fe⁺, нафтопродукти, феноли, СПАР, ДДТ, БСК5, біохромна окиснюваність, рН, прозорість, кольоровість, мінералізація, жорсткість, завислі речовини та ін.), наданих Центральною геофізичною обсерваторією МНС України за період від 1989 р. до 2012 р.

Узагальнення оцінок якості води за окремими показниками з визначенням інтегральних значень класів і категорій якості води виконувалося на основі аналізу показників у межах відповідних блоків відповідно до вимог “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод відповідними категоріями” [3]. Це узагальнення полягало у визначенні значень для трьох блокових індексів якості води: забруднення компонентами сольового складу (*I*₁), трофосапробіологічного (еколого-санітарного) (*I*₂), специфічних показників токсичної і радіаційної дії (*I*₃). Факторний індекс (*I*_{факт.}) визначався за відношенням усереднених значень однієї з характеристик у кожному блоці до їх регламентованих величин та розраховується за формулою:

$$I_{\text{факторний}} = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n N_i, \text{ де } N_i - \text{ номер категорії (1)}$$

<i>I</i> ₁	<i>I</i> ₂	<i>I</i> ₃
Індекс забруднення компонентами сольового складу	Індекс трофо-сапробіологічних показників (еколого-санітарний)	Індекс специфічних показників токсичної дії
<ul style="list-style-type: none"> • сума іонів; • хлориди; • сульфати. 	<ul style="list-style-type: none"> • рН; • завислі речовини; • азот амонійний; • азот нітритний; • азот нітратний; • фосфор; • розчинений кисень; • % насичення води киснем; • перманганатна окиснюваність; • біохроматна окиснюваність; • БСК5. 	<ul style="list-style-type: none"> • мідь; • хром; • залізо; • цинк; • марганець; • нафтопродукти; • феноли; • СПАР.

Визначення об'єднаної оцінки якості води полягало в обчисленні інтегрального, або екологічного індексу (I_E) – як середнє арифметичне значення від трьох факторних індексів:

$$I_E = \frac{I_1 + I_2 + I_3}{3}, \quad (2)$$

де I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;

I_2 – індекс трофо-сапробіологічних (еколого-санітарних) показників;

I_3 – індекс специфічних показників токсичної дії;

I_E – екологічний індекс (інтегральний).

Гідрохімічний індекс забруднення води (ІЗВ), розроблений ще Держкомгідрометом СРСР, відноситься до категорії показників, що найчастіше використовуються для оцінки якості водних об'єктів. Цей індекс є типовим адитивним коефіцієнтом і середньою часткою перевищення ГДК за суворо лімітованою кількістю індивідуальних інгредієнтів [4]. Розрахунок *ІЗВ* проводився за обмеженим числом інгредієнтів. Визначалося середнє арифметичне значення результатів хімічних аналізів по кожному з таких показників, як: азот амонійний, азот нітритний, нафтопродукти, феноли, розчинений кисень, біохімічне споживання кисню (БСК5). За результатами аналізів кожного з показників виводилось їх середньоарифметичне значення, що порівнювалось з їх ГДК. *ІЗВ* розраховується за формулою:

$$ІЗВ = \frac{1}{6} \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{ГДК_i}, \quad (3)$$

де C_i – середня концентрація одного із шести показників якості води;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація кожного із шести показників якості води.

В якості різновиду *ІЗВ* також використовують *сумарний показник хімічного забруднення води (ПХЗ-10)*, який його авторами називається «формалізованим»; він розраховується по десяти сполуках замість шести, з використанням формули підсумовування дії:

$$ПХЗ-10 = (C_1/ПДК_1 + C_2/ПДК_2 + \dots + C_{10}/ПДК_{10}), \quad (4)$$

де C_i – концентрація хімічних речовин у воді, мг/дм³;

$ГДК_i$ – гранично допустима концентрація, мг/дм³.

ПХЗ-10 найчастіше використовують для виявлення зон надзвичайної екологічної ситуації та зон екологічного лиха. Проте в наших дослідженнях він був використаний для відстеження довготривалих змін, що могли мати місце в екосистемі верхніх ділянок Київського водосховища, оскільки дозволяє враховувати як перебіг природних процесів, так і зміни антропогенного характеру. Так, всі показники було розділено на дві групи та розраховано *ПХЗ-10 (фіз-хім.)* та *ПХЗ-10 (антр.)*. До першої групи ввійшли показники, що відповідають за фізико-хімічні властивості води, газовий склад та головні іони, а до другої групи – забруднюючі речовини органічного походження та біогенні компоненти. Розрахунки проводилися згідно з [5].

Метод багатокритеріальної оптимізації. При вирішенні задач, для яких потрібно одночасне досягнення найкращих значень для всіх критеріїв, кожний з яких характеризує одну зі сторін розглянутої проблеми, використовується метод багатокритеріальної оптимізації. При цьому процес вибору є ітераційним з використанням єдиного узагальненого критерію. Задача визначення класу об'єкта полягає у визначенні, до якого з розглянутих класів $A = \{a_1, a_2, \dots, a_j, \dots, a_m\}$ найбільшою мірою належить об'єкт $B = \{b_1, b_2, \dots, b_j, \dots, b_m\}$, який класифікується (a і b – параметри, які порівнюються, тобто складові ПТК чи гідрохімічні показники за всі досліджувані роки у період з 1989 до 2011 рр. відносно їх стану в 1989 р.).

Для рішення таких задач використовуються алгоритми, що складаються з наступних етапів: введення функції близькості порівнюваних величин a і b , обчислення оцінки для функції близькості – S та функції відповідності – f для досліджуваного об'єкту по опорній множині класів. Функція відповідності описує ступінь збігу значень порівнюваних величин. Вибір тієї чи іншої функції відповідності визначається характером задачі [6].

Для оцінки ступеня належності об'єкту (процесу) A до об'єкту (процесу) B визначається функція належності, як єдиного узагальненого критерію:

$$F(B, A) = \sum_{j=1}^n \rho(b_j, a_j) \cdot f(b_j, a_j). \quad (5)$$

Обчислення оцінок на опорній множині означає визначення близькості між усіма параметрами одного класу і об'єктом, що класифікується, з врахуванням міри важливості характеристик класу – $\rho(b_j, a_j)$. Найбільшого значення функція приналежності досягає при співпадінні значень всіх параметрів, а найменшого значення – рівного нулю, коли не відповідає жодному параметру.

Функції відповідності значення параметра a до параметра b визначається

$$f(b_j, a_j) = [1 - S_j(b_j, a_j)]. \quad (6)$$

Функція відповідності f має тим більше значення, чим менша похибка, тобто, чим менша різниця між значенням вимірюваної характеристики задачі та значенням параметра апаратури.

Визначаємо близькість значення параметра a до параметра b за допомогою функції близькості – $S_j(b_j, a_j)$ для наступних випадків:

$$S_j(b_j) = (\bar{a}_j - b_j) / \bar{a}_j, \text{ для випадку } b_j < \bar{a}_j;$$

$$S_j(b_j) = (b_j - \bar{a}_j) / b_j, \text{ для випадку } b_j > \bar{a}_j.$$

Тепер класифікація процесів чи об'єктів може бути формалізована як задача багатокритеріальної оптимізації m критеріїв, кожний з яких виступає як функція відповідності характеристики b параметру a .

Результати: на основі дешифрування і аналізу КЗ Landsat 5 за період 1985–2011 рр. було отримано основні складові ПТК, а саме: ліси, луки, вища водна рослинність, пісок та відкрита водна поверхня. Далі було обчислено функцію відповідності $F_{(ДЗЗ)}$ за всі роки досліджень відповідно до рівняння (5) відносно площ складових ПТК у 1989 р., яка була умовно прийнята за еталон. Наступним кроком був аналіз їх впливу на екологічний стан території. За результатами ретроспективного аналізу рядів гідрохімічних даних для більш повного уявлення про стан екосистеми в цілому були проведені розрахунки ряду індексів та показників, результати наведені в таблиці 1.

Таблиця 1 – Екологічна оцінка якості води Київського водосховища

Роки	I_1^1	I_2^2	I_3^3	I_E^4	$I_{ЗВ}^5$	$ПХЗ-10$ (фіз-хім.) ⁶	$ПХЗ-10$ (антр.) ⁷	Сумарний N^8	$F_{(назем.)}^9$	$F_{(ДЗЗ)}^{10}$
1989	1,3	2,5	4,0	2,6	0,7	5,3	3,9	0,2	0,71	0,90
1991	1,3	2,5	3,1	2,3	0,4	6,2	2,3	0,2	0,67	0,86
1993	1,3	3,2	5,0	3,1	1,8	17,6	7,2	0,4	0,58	0,85
1995	1,3	3,5	4,0	2,9	1,7	13,9	7,1	1,2	0,52	0,83
1997	1,3	3,4	3,5	2,7	0,9	12,5	5,4	0,4	0,47	0,87
1999	1,3	3,5	3,4	2,8	0,8	21,7	3,8	0,5	0,46	0,78
2001	1,3	3,6	4,1	3,0	1,8	22,0	9,8	0,3	0,47	0,75
2003	1,3	3,7	2,8	2,6	0,8	21,4	3,9	0,8	0,47	0,71
2005	1,0	3,5	2,4	2,3	0,6	36,8	2,2	0,5	0,52	0,68
2007	1,3	3,5	2,6	2,5	0,7	24,2	4,4	0,6	0,44	0,72
2009	1,0	3,7	3,4	2,7	0,9	19,0	4,0	0,7	0,48	0,73
2011	1,3	3,4	3,3	2,7	0,9	21,7	4,0	0,7	0,54	0,70

Де:

1. I_1 – індекс забруднення компонентами сольового складу;
2. I_2 – еколого-санітарний індекс;
3. I_3 – індекс показників токсичної дії;
4. I_E – загальний екологічний індекс;
5. $I_{ЗВ}$ – індекс забруднення води;
6. $ПХЗ-10$ (фіз-хім.) – показник хімічного забруднення води за фізико-хімічними властивостями;
7. $ПХЗ-10$ (антр.) – показник хімічного забруднення води за речовинами органічного походження та біогенними компонентами;
8. Сумарний N – сумарна концентрація азоту амонійного, нітратного та нітритного;
9. $F_{(назем.)}$ – функція належності отримана на основі методу багатокритеріальної оптимізації всіх хімічних показників;
10. $F_{(ДЗЗ)}$ – функція належності отримана на основі дешифрування матеріалів ДЗЗ.

При цьому в якості критерію оцінки екологічного стану водосховища використовувалася зведена функція відповідності $F_{(назем.)}$, розрахована на основі середньорічної концентрації всіх наявних хімічних показників. З графіка (рис. 2) видно, що функції F , отримані за результатами дешифрування знімків та наземними даними, відображають зміну стану водойми

Київського водосховища в бік незначного погіршення якості води Київського водосховища для водогосподарських потреб, що підтверджують показники інтегральних індексів, розраховані загальноприйнятим методом.

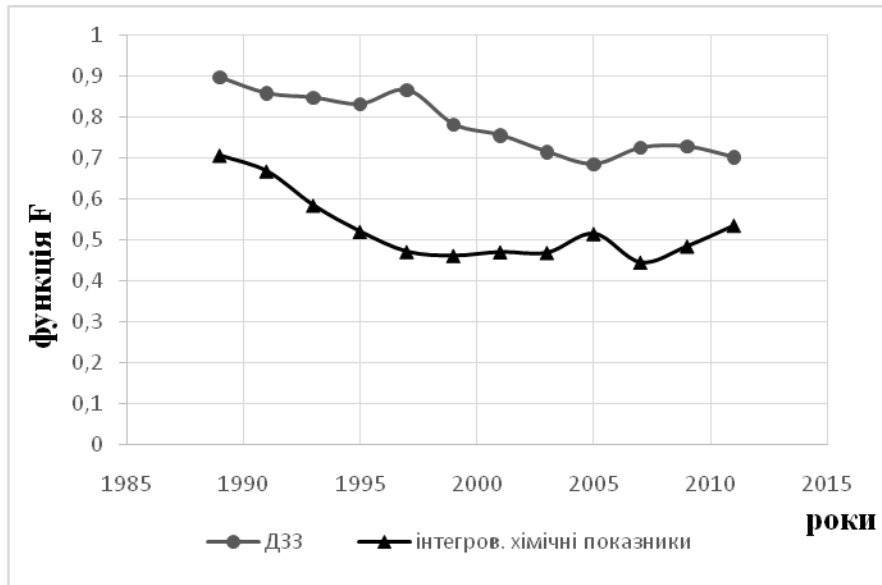


Рис. 2 – Функції F отримані за даними ДЗЗ та наземними хімічними показниками

На підставі проведених розрахунків екологічної оцінки якості води верхів'я Київського водосховища можна констатувати:

1) за еколого-санітарним блоком спостерігається тенденція до погіршення, значення індексу зростає від 2,5 до 3,7. Так, стан водойми на 1989 рік відповідає II класу якості води («дуже добрі», «чисті» води) та змінюється до III класу якості (води, перехідні за якістю від «добрих», «досить чистих» до «задовільних», «слабо забруднених») станом на 2011 рік;

2) за критерієм специфічних речовин токсичної та радіаційної дії навпаки простежується позитивна динаміка. Так, якість води водосховища станом на 1993 р. відноситься до III класу якості («посередніх», «помірно забруднених» вод), а в 2011 р. – до II класу («добрих», «досить чистих») з тенденцією наближення до «задовільних», «слабо забруднених» вод);

3) величина інтегрального екологічного індексу I_E коливається в межах від 2,3 до 3,1, що дає підставу віднести водойму в цілому до II класу якості води, 3-ї категорії. Вода за якістю оцінюється як «добра» за станом, «досить чиста» за ступенем чистоти;

4) отримані значення індексу забруднення води відповідають II класу якості «чисті води» і коливаються в межах 0,4–1,1 (окрім 1993, 1995 та 2001 років – стан «помірно забруднені води»);

5) простежується зростання концентрації сумарного азоту, що може бути спричинене як інтенсивністю розкладу органічних речовин, так і збільшенням антропогенної евтрофікації вищеразташованих ділянок річок Дніпра та Прип'яті.

Висновки: на основі системних методів доведено взаємозв'язок функції відповідності $F_{ДЗЗ}$ з $F_{назем.}$, яка має кореляцію з ймовірністю 0,76, що цілком достатньо для оперативного

контролю екологічного стану території на основі матеріалів ДЗЗ. За гідрохімічними показниками якості води акваторії верхніх ділянок Київського водосховища відповідають водам задовільної якості, що здатні забезпечувати умови існування біотопів широкого екологічного спектра. Зміни гідрохімічного складу вод акваторій спричинені перебігом природних процесів та вторинних сукцесій, а саме – збільшенням об'ємів продукованого CO₂, підвищенням значень вмісту біогенів у результаті інтенсифікації процесів заростання та заболочення даної ділянки водосховища, спровокованого штучним зменшенням водообміну водойми після аварії на Чорнобильській АЕС.

Список використаної літератури

1. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду // За ред. А.В. Яцика. – К.: Генеза, 2003. – 176 с.
2. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Л.А. Сиренко, И.Л. Корелякова, Л.Е. Михайленко и др. / Под. ред. Н.В. Кондратьевой. – Киев: Наук думка, 1989. – 232 с.
3. Досвід використання “Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями” (пояснення, застереження, приклади) А.В. Яцик, В.М. Жукинський, А.П. Чернявська. – К.: Оріяни, 2006. – 60 с.
4. Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
5. Комплексные оценки качества поверхностных вод / Под ред. А.М. Никанорова. – Л.: Гидрометеоиздат, 1984. – 139 с.
6. Федоровский А.Д., Даргейко Л.Ф., Зубко В.П., Якимчук В.Г. Системный подход к оценке эффективности аппаратурных комплексов дистанционного зондирования Земли // Космічна наука і технологія. – 2001. – Т. 7. № 5–6. – С. 75–79.

Стаття надійшла до редакції 07.02.14 українською мовою

© О.В. Томченко

ИСПОЛЬЗОВАНИЕ МЕТОДА МНОГОКРИТЕРИАЛЬНОЙ ОПТИМИЗАЦИИ ДЛЯ ОЦЕНКИ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ КИЕВСКОГО ВОДОХРАНИЛИЩА НА ОСНОВЕ МАТЕРИАЛОВ КОСМИЧЕСКОЙ СЪЕМКИ И НАЗЕМНЫХ НАБЛЮДЕНИЙ

Рассмотрено использование системного метода многокритериальной оптимизации для определения изменения экологического состояния верховья Киевского водохранилища. Описано корреляцию значений наземных гидрохимических показателей состояния водоема с полученными по материалам дистанционного зондирования Земли площадями природно-территориальных комплексов (с 1989 по 2013 г.). Определены основные факторы, которые влияют на экологическую ситуацию водоема.

© O.V. Tomchenko

**USAGE OF MULTIOBJECTIVE OPTIMIZATION OF REMOTELY SENSED DATA AND
IN-SITU MEASUREMENTS FOR ASSESSING THE ECOLOGICAL CONDITION
OF KIEV RESERVOIR**

The use of the systematic multiobjective optimization method for determining the ecological condition of Upper Kiev reservoir is reviewed. The correlation between values of hydrochemical indicators of reservoir measured on the ground and changes in the area of natural-territorial complexes (from 1989 to 2013) obtained using remotely sensed data is described. The main factors that affect the environmental situation of the reservoir are determined.

УДК 528.715:629.783(045)

© Т.В. Дудар¹, канд. геол.-мін. наук;

І.В. Ведмеденко¹, доцент;

С.А. Станкевич², д-р техн. наук, старш. наук. співробітник

¹Національний авіаційний університет, м. Київ;

²Науковий центр космічних досліджень Землі НАН України, м. Київ

АНАЛІЗ АНТРОПОГЕННИХ ЗМІН ЛАНДШАФТУ В РАЙОНІ СМОЛІНСЬКОЇ ШАХТИ КІРОВОГРАДСЬКОЇ ОБЛАСТІ ІЗ ЗАСТОСУВАННЯМ КОСМІЧНИХ ЗЙОМОК

Проаналізовано антропогенні зміни ландшафтів в районі розташування Смолінської шахти Кіровоградської області із застосуванням космічних зйомок. Побудовано інтегральну карту змін стану земель Маловисківського району за період 1991–2013 рр.

Ключові слова: екологічний моніторинг, дистанційне зондування Землі, антропогенні зміни ландшафтів, космічні зйомки, картографування.

Використання даних дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) для здійснення екологічного моніторингу дає змогу оцінити стан рельєфу, рослинності, ґрунтів та інших компонентів ландшафту певних територій, за яким в подальшому можна робити висновки про джерела антропогенного впливу та заходи покращення екологічної ситуації. Разом з тим ефективно використання дистанційних даних також обов'язково передбачає застосування характеристик стану об'єктів, одержаних наземними методами досліджень.

Постановка задачі дослідження

Розробка та впровадження систем оперативного моніторингу природних ресурсів та екологічного стану великих територій практично неможливе без залучення даних ДЗЗ. Їх основна роль полягає у забезпеченні об'єктивної інформації про просторову структуру, властивості, екологічні умови, поточний стан та історію змін ландшафтів, у тому числі територій, на які негативно впливає діяльність людини [1]. Основним завданням дослідження є дистанційне визначення змін рослинного покриву за матеріалами багатоспектрального космічного знімання, картографування за ними та похідними інформаційними продуктами деградації ґрунтів, побудова результуючої тематичної карти стану земель в зоні впливу Смолінської шахти та прилеглих до неї територій і екологічний аналіз антропогенних змін ландшафту в районі дослідження.

Виклад основного матеріалу дослідження

Дистанційними індикаторами стану земель обрано зміни рослинного покриву і динаміка ерозії ґрунтів. Для картографування зазначених індикаторів в локальному масштабі потрібні багатоспектральні супутникові знімки середньої просторової розривності, допоміжні геопросторові дані – цифровий рельєф місцевості, карти і характеристики ґрунтів, а також кліматичні параметри району дослідження [2].

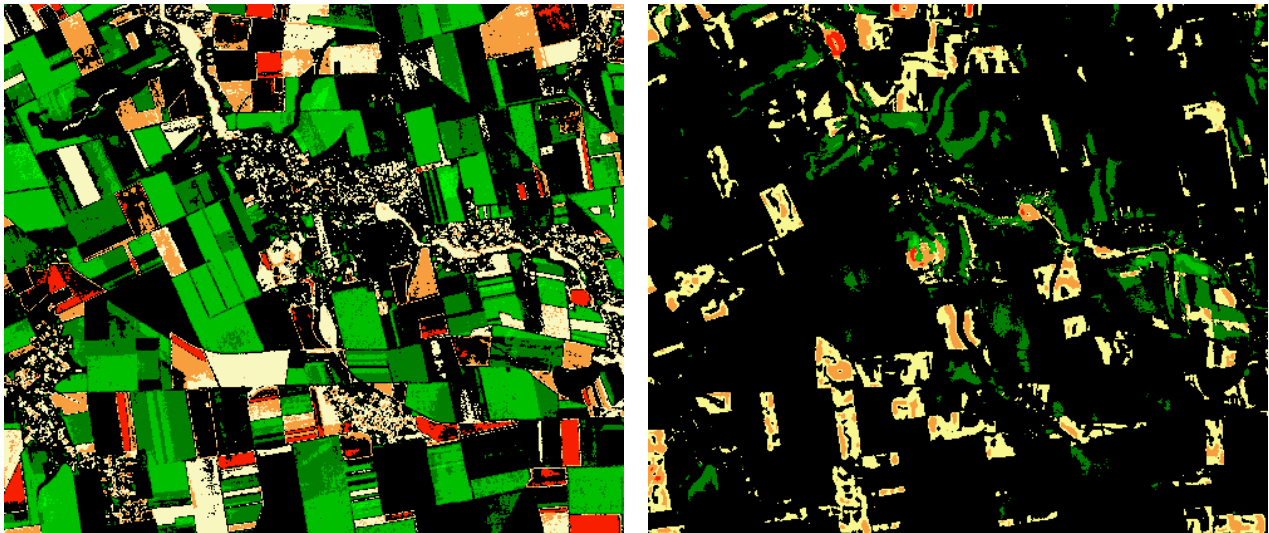
Для оцінювання стану земель в районі Смолінської шахти Кіровоградської області було проведено обробку фрагментів багатоспектральних космічних знімків Landsat за період з 1991 по 2013 роки, одержані від Геологічної служби США (USGS) через геопросторовий сервіс EarthExplorer (<http://earthexplorer.usgs.gov/>). Вхідні калібровані багатоспектральні зображення Landsat перераховувалися на коефіцієнти відбиття земної поверхні (рис. 1).



*Рис. 1 – Фрагменти багатоспектральних зображень району дослідження:
а – Landsat-5/TM (липень 1991); б – Landsat-8/OLI (липень 2013)*

Наступним кроком було складання карти просторового розподілу двох основних індикаторів стану земель – багаторічних змін проективного покриття рослинного покриву та ґрунтової ерозії (рис. 2). Проективне покриття рослинності оцінювалося через нормалізований вегетаційний індекс NDVI [3], ґрунтова ерозія – через характеристики ґрунтового покриття території (щільність, структура, ерозійність, гідрологічні показники) з урахуванням рельєфу та кліматичних даних [4].

Далі з використанням Байєсівського підходу проведено статистичне злиття даних індикаторів рис. 2 [5], одержаних на попередньому кроці, в інтегральну результуючу карту стану земель (рис. 3).

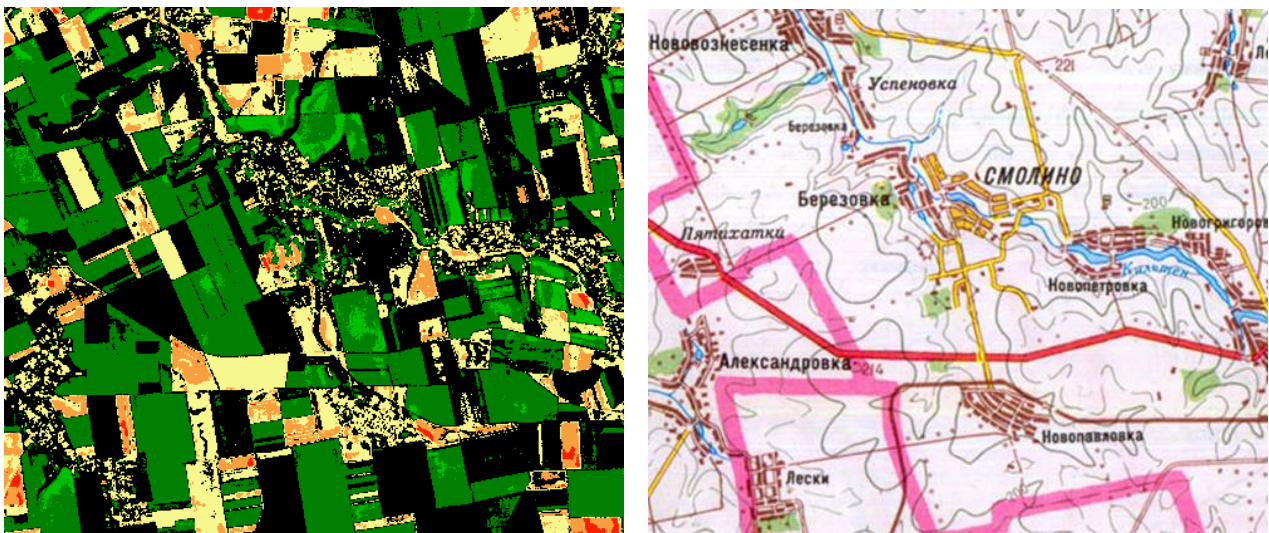


а)

б)

Рис. 2 – Просторові розподіли індикаторів стану земель району дослідження:

- – значне покращення, ■ – середнє покращення, ■ – слаьке покращення, ■ – практично без змін,
 - – слаька деградація, ■ – середня деградація, ■ – сильна деградація;
- а – зміни рослинного покриву 1991–2013,
б – ґрунтова ерозія 1991–2013



а)

б)

Рис. 3 – Інтегральна карта змін стану земель Маловісківського району Кіровоградської області за 1991-2013 рр.

- – значне покращення, ■ – середнє покращення, ■ – слаьке покращення, ■ – практично без змін,
 - – слаька деградація, ■ – середня деградація, ■ – сильна деградація;
- а – карта деградації земель,
б – топографічна основа

Як видно з рис. 3, на досліджуваній території відбулися як позитивні, так і негативні зміни. Значна частина території (приблизно 35%) району не зазнала змін. В основному – це території населених пунктів, дороги, лісові та лучні ділянки. Відносно зменшення вегетаційного індексу для великих площ (жовті-червоні кольори) можна пояснити процесами сівозмін на орних територіях сільськогосподарського призначення. Для даних територій, як і для території вздовж річок та зрошувальних каналів, спостерігається середній рівень деградації, що можна пояснити процесами водної ерозії. На території ж власно Смолінської урановидобувної шахти рівень деградації є середнім та високим, що пов'язано з видобуванням урану підземним способом. Проблемними є ділянки відвалів від шахти (рис. 4), кордони яких безпосередньо прилягають до зелених насаджень (рис. 5). Оточуючий шахту видозмінений ландшафт території (рис. 6) має середній рівень деградації земель, що може бути пов'язано з виробничою діяльністю шахти. На рис. 6б можна побачити білий пил, який видувається із гірської породи, яку складовано під відкритим небом. Сама ж порода знаходиться обабіч центральної магістралі від селища до шахти.



а)



б)

Рис. 4 – Відвали Смолінської урановидобувної шахти:

а – безпосередньо біля насипу; б – на відстані приблизно 200 м



а)



б)

Рис. 5 – Відвали гірської породи: а – на узбіччі дороги, б – біля природних насаджень



*Рис. 6 – Смолінська урановидобувна шахта:
а – технічний майданчик; б – видозмінений оточуючий ландшафт*

Висновки

Дистанційні методи є ефективним і оперативним інструментом оцінювання екологічного стану земель та антропогенних змін ландшафту урбанізованих і промислових територій. Одержані в результаті тематичної обробки багатоспектральних космічних знімків карти дають змогу змістовно і наглядно оцінювати стан і тенденції процесів деградації земель, зіставляти з ним можливі джерела антропогенного навантаження.

Одержана карта деградації земель демонструє розвиток деградаційних процесів на досліджуваній території. Значна площа району досліджень залишається незмінною (чорний колір приблизно 35%) або зазнає незначних змін (зелені кольори). Середній та високий рівні деградації (жовті кольори) спостерігаються на орних площах, вздовж річок та зрошувальних каналів, а також на території Смолінської урановидобувної шахти. Такі дані наглядно демонструють вплив довготривалих змін рослинного покриву та кореляцію розвитку урановидобувної промисловості з деградацією земель на території району.

Список використаної літератури

1. Багатоспектральні методи дистанційного зондування Землі в задачах природокористування / За ред. В.І. Лялько та М.О. Попова. – Київ: Наукова думка, 2006. – 360 с.
2. Попов М.А. Дистанционная оценка риска деградации земель с использованием космических снимков и геопространственного моделирования / М.А. Попов, С.А. Станкевич, А.А. Козлова // Доповіді Національної академії наук України. – 2012. – № 6. – С. 100–104.
3. Wittich К-Р. Area-averaged vegetative cover fraction estimated from satellite data / К-Р. Wittich, О. Hansing // International Journal of Biometeorology. – 1995. – Vol. 38. – No. 4. – P. 209–215.

4. Stankevich S.A. Two-level model for land degradation mapping on multispectral satellite imagery / S.A. Stankevich, A.V. Vasko, V.V. Gubkina // Proceedings of the 8th International Conference on Digital Technologies (DT'2011). – Žilina: University of Žilina, 2011. – P. 289–293.

5. Станкевич С.А. Комплексна обробка багатоспектральних аерокосмічних зображень для виявлення сільськогосподарських угідь / С.А. Станкевич, А.В. Васько // Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва. – Вип. 2(22). – Львів: Львівська політехніка, 2011. – С. 171–175.

Стаття надійшла до редакції 10.02.14 українською мовою

**© Т.В. Дударь, И.В. Ведмеденко, С.А. Станкевич
АНАЛИЗ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ ЛАНДШАФТА
В РАЙОНЕ СМОЛИНСКОЙ ШАХТЫ КИРОВОГРАДСКОЙ ОБЛАСТИ
С ПРИМЕНЕНИЕМ КОСМИЧЕСКИХ СЪЕМОК**

Проанализированы антропогенные изменения ландшафтов в районе расположения Смолинской шахты Кировоградской области с использованием космических съемок. Построено интегральную карту изменений состояния земель Маловыскивского района за период 1991–2013 гг.

**© T.V. Dudar, I.V. Vedmedenko, S.A. Stankievich
ANALYSIS ANTHROPOGENIC CHANGES LANDSCAPES
SMOLINSKA MINE IN THE DISTRICT OF KIROVOGRAD REGION
USING SATELLITE IMAGERY**

Anthropogenic transformation of landscapes in the vicinity of the Smolinska mine of the Kirovograd oblasts using space images was analyzed. The integral map of land changes for the Malovyski region for the period of 1991–2013 was built.

УДК: 628.16.065.2(045)

© Т.І. Дмитруха, канд. техн. наук

Національний авіаційний університет, м. Київ

ЗАБРУДНЕННЯ ДОВКІЛЛЯ РТУТТЮ – НАЙГОСТРІША ЕКОЛОГІЧНА ПРОБЛЕМА СУЧАСНОСТІ

Розглядаються техногенні джерела забруднення ртуттю навколишнього середовища, небезпека ртуті для людини, сучасний екологічний стан довкілля відносно забрудненості ртуттю та шляхи зменшення ртутних забруднень довкілля.

Ключові слова: ртутні забруднення, токсичність, моніторинг, ризик.

Вступ

Незважаючи на те, що ртуть є одним з найбільш небезпечних токсикантів і відноситься до 1 класу небезпеки, вона продовжує широко застосовуватись у різноманітних галузях промисловості, в різних виробках і технологіях. Зумовлено це цілою низкою унікальних позитивних фізико-хімічних властивостей ртуті і ртутних матеріалів. Завдяки цим властивостям вона до цього часу продовжує необґрунтовано широко застосовуватися навіть тоді, коли без особливих додаткових труднощів поставлені завдання можуть ефективно вирішуватися і без її використання [1].

Тому накопичення ртутних забруднень у довкіллі є однією з найгостріших екологічних і технічних проблем сучасності, яка потребує невідкладного і швидкого розв'язання.

Постановка завдання

Завданням даної роботи є аналіз сучасного екологічного стану довкілля відносно забрудненості ртуттю та пошук шляхів стосовно зменшення ртутних забруднень довкілля.

Виклад основного матеріалу дослідження

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я [2] ртуть є одним з найбільш розповсюджених та небезпечних токсикантів навколишнього середовища і відноситься до першого класу надзвичайно отруйних речовин. В навколишньому середовищі ртуть може знаходитись у 3 формах: пари елементарної ртуті, неорганічних сполук ртуті та органічних сполук (метилртуть, етилртуть та пропилртуть) [3].

Ртуть відрізняється надзвичайно широким спектром впливу та різноманітними проявами токсичної дії залежно від властивостей речовин, у вигляді яких вона потрапляє до організму (пара металевої ртуті, органічні або неорганічні похідні ртуті [4, 5, 6].

Залежно від хімічного стану ртуті, можливий різний вплив на організм людини. Так, металева ртуть є токсично індиферентною [2].

Аналізуючи неорганічні сполуки ртуті, потрібно відмітити металеву ртуть, як найбільш небезпечну для живих організмів, оскільки саме вона має здатність утворювати пару і розчинені солі ртуті [7].

Солі ртуті в організмі людини з'єднуються в сполуки з білком, солями крові та тканин і утворюють складні комплекси – ртутні альбумінати. Ртутні альбумінати проникають в капілярні судини і, розкладаючись, призводять до місцевого отруєння [8].

Органічні сполуки ртуті більш токсичні, ніж металева ртуть та її неорганічні похідні, оскільки мають здатність проникати через біологічні бар'єри [8].

Особливо небезпечною для людини є пара ртуті, оскільки вона не має ні кольору, ні запаху і може бути виявлена лише за допомогою спеціальних приладів. Особливістю пари ртуті є також те, що вона досить важка і погано розсіюється, проте відносно легко переноситься повітряними потоками на досить великі відстані. Ртутні потоки можуть поширюватися на декілька поверхів різних будівель і виявлятися в самих несподіваних місцях, створюючи небезпеку для людей [9].

Як було відзначено вище, небезпека ртутного отруєння посилюється тим, що органи людини не в змозі зареєструвати наявність пари ртуті в повітрі. Саме цей фактор є причиною виникнення хронічної інтоксикації та мікромеркуріалізму у людей, які довго знаходяться у забруднених ртуттю виробничих будівлях та приміщеннях.

Незважаючи на те, що ртуть відноситься до першого класу безпеки і є надзвичайно небезпечною для всіх живих організмів, вона продовжує дуже широко застосовуватись в народному господарстві.

За прогнозами американських вчених Дж. В. Мур, С. Рамамурті викиди ртуті в атмосферу подвоються за період 1975–2025 рр., оскільки цей небезпечний метал продовжує дуже широко застосовуватись у різноманітних галузях народного господарства [10]. Так, наприклад, в електротехнічній промисловості її використовують для виробництва різноманітних ламп, реле, сухих батарей, перемикачів, у мікро- та оптоелектроніці, у ртутно-кварцевих лампах, при виробництві ЛЛ. Останнім часом в освітлювальній техніці ртуті застосовують особливо багато у зв'язку з надто широким розповсюдженням ЛЛ.

У радіотехнічній промисловості та приладобудуванні ртуть потрібна для виробництва приладів (термометрів, барометрів, манометрів, полярографів, електрометрів), радіо- та телеапаратури.

В останні роки небезпечна ситуація щодо ртуті ускладнюється не тільки у зв'язку із широким її застосуванням у народному господарстві, але і з потраплянням у довкілля цього небезпечного металу із техногенних джерел.

Серед техногенних джерел забруднення ртуттю навколишнього середовища одними з найважливіших є райони видобутку та виробництва первинної ртуті. Важливим джерелом забруднення ртуттю навколишнього середовища є підприємства кольорової металургії. При цьому значні кількості ртуті акумульовані в твердих відходах підприємств, у водостоках,

дуже забруднене атмосферне повітря. Значне забруднення навколишнього середовища ртуттю пов'язано з діяльністю підприємств хімічної промисловості, машинобудування, металообробки. Потужним промисловим джерелом надходження ртуті у довкілля є енергетика і у першу чергу теплові електростанції, оскільки вони потребують спалювання великої кількості різного палива (мазуту, торфу, рідкого палива, газу та інших нафтопродуктів) і в тому числі вугілля, споживання якого надалі буде постійно зростати через швидке зменшення запасів нафти та газу.

Основними забруднювачами довкілля ртуттю є різні підприємства вугільної промисловості, а також побутове спалювання вугілля. У шлаках коксохімічних підприємств кількість ртуті сягає 1,12–1,18 мг/кг, а в золі та шлаках теплових електростанцій – від 0,17 до 1,55 мг/кг. Середній же рівень ртуті в повітрі Донецька перевищує фоновий рівень у 16,5–20 разів. Ртуть була виявлена і при дослідженні золи та шлаків теплових електростанцій, що працюють на Донецькому вугіллі, відповідно від 0,17 до 1,55 мг/кг та 1,12–1,18 мг/кг [11]. В роботі [12] показано, що електростанція потужністю 1300 МВт, яка працює на вугіллі, викидає в атмосферу 3,5 кг ртуті щодоби у вигляді пари та 0,3 кг ртуті щодоби у вигляді аерозолі. При спалюванні вугілля 90% ртуті, яка в ньому знаходиться викидається з димовими газами і лише 10% залишається в золі. Підраховано, що за рахунок спалювання вугілля тільки в США в атмосферу потрапляє приблизно 300 т ртуті на рік.

Суттєву забрудненість ртуттю довкілля мають рідкі палива та природні гази багатьох родовищ. Наприклад, очистка і спалювання нафти та природного газу забезпечують потрапляння в атмосферу близько 400 т ртуті на рік. Природні ж гази мають у своєму складі ртуть у кількості 0,0005 мг/100 л.

Значна кількість ртуті потрапляє у довкілля із ртутних приладів, які відпрацювали свій термін експлуатації. Так, у США, наприклад, таким чином кожен рік у навколишнє середовище потрапляє близько 50 т ртуті [13], а в Росії на початку 1990-х років на смітник щорічно викидалося біля 800 млн гальванічних елементів із вмістом ртуті (близько 50 т). Загальна кількість термометрів, у тому числі на руках у населення, перебільшує сотні мільйонів штук. Природне ж розсіювання ртуті відбувається надзвичайно повільно, і навіть через 10 років у приміщенні може спостерігатись підвищений рівень вмісту пари ртуті.

Постійна наявність і високий склад ртуті у містах і в різних видах відходів дуже часто пов'язані з використанням ЛЛ.

Розрахунки показують, що, наприклад в Росії, щорічно псується біля 72 млн ртутних ламп, 95% з яких складають «стандартні» трубчасті ЛЛ. В цих лампах знаходиться біля 4 т ртуті. Із вказаної кількості виробів щорічно переробляється не більше 40%, що зумовлено, в першу чергу, відсутністю в багатьох регіонах та містах ефективної системи прийому відпрацьованих ЛЛ та відсутністю необхідних технологій для їх утилізації.

Практично в будь-якому місті в середньому не менше 20% будівель шкільних і дошкільних установ характеризуються наявністю локальних джерел забруднення внутрішнього повітря ртуттю. У великих промислових містах ртутне забруднення виявляється в 30–35% шкіл і в 25–30% дитячих садків [14].

Розв'язання поставленого завдання

На даний час, як відомо, дослідження ртутних забруднень довкілля проводяться за різними методами, а визначення показників забруднення часто виконуються за застарілими методиками, що не відповідають сучасним вимогам. Відсутність досконалої техніки для дослідження рівнів забруднень знижує якість і достовірність отриманих результатів досліджень, відсутні єдині методологічні підходи щодо вирішення ртутної проблеми. У зв'язку з цим виникає необхідність започаткування системного підходу щодо питань ртутної небезпеки, а також технічного переоснащення і методичного забезпечення закладів для мінімізації ртутного забруднення довкілля.

Оскільки проблема, що пов'язана із ртутним забрудненням є глобальною, то для її розв'язання потрібні впроваджені заходи і конкретні дії як на місцевому, так і на державному рівнях. Перший крок до розв'язання проблеми на місцевому рівні – широка просвіта громадськості. Дуже важливо розробити інформаційну політику в ЗМІ для того, щоб населення знало про ртутну небезпеку і вміло її попереджувати. У ЗМІ для населення України повинна бути інформація, що металева ртуть та її сполуки, а також прилади з ртутним наповненням та інші ртутні матеріали при неправильному поводженні є джерелом підвищеної небезпеки у зв'язку з можливістю гострих та хронічних отруєнь парою ртуті, а також ртутного забруднення приміщень, територій, повітря, ґрунту та води. Вони також повинні знати, що ртуть та ртутні матеріали відносяться до речовин першого класу небезпеки, а деякі сполуки ртуті (сулема, ціаніста ртуть) – до сильнодіючих отруйних речовин. Обов'язково повинна бути інформація про те, що категорично забороняється зберігання приладів з ртутним наповненням на відкритій місцевості, поблизу житлових будівель, загальних та навчальних закладів, а також на міських сміттєзвалищах. Не можна зберігати металеву ртуть, пошкоджені прилади зі вмістом ртуті та відпрацьовані ртутні лампи в житлових приміщеннях та в будівлях загального призначення.

Якщо у приладів, що мають у своєму складі ртуть, закінчився термін експлуатації, категорично забороняється викидати їх в сміттєві контейнери, зливати в каналізацію, закопувати в землю, спалювати. При пошкодженні ж герметичності ртутних приладів (медичні термометри, ртутні лампи тощо) потрібно негайно повідомити адміністрацію закладу, а також вжити заходи щодо ліквідації ртутних забруднень.

Необхідно активно впроваджувати навчальні заходи з питань поводження зі ртуттю, створити умови, що сприятимуть забезпеченню повного збирання, перевезення й утилізації ртутних відходів. Для вивчення масштабів та інтенсивності ртутного забруднення повинні залучатись підприємства і заклади, на територіях яких зосереджені прилади з ртутним наповненням. Для попередження можливих аварійних ситуацій та для зниження небезпеки ртутних забруднень у об'єктів соціальної сфери та у населення потрібно збирати прилади із ртутним наповненням, які є непридатними для використання.

Для вирішення ж проблеми забруднення ртуттю навколишнього середовища, а особливо внутрішніх приміщень на державному рівні потрібний комплексний підхід у різноманітних напрямках. Зокрема, конче потрібно вдосконалити нормативно-правову базу. Держава

повинна створити належний правовий механізм, який стимулював би розвиток безпечних технологій зберігання, транспортування та утилізації приладів з ртутним наповненням, а також впровадити належний контроль за їх виконанням. Обов'язково потрібно створити екологічне картографування для виявлення масштабів забруднення взагалі та для визначення діючих потенційно небезпечних джерел потрапляння ртуті у довкілля зокрема. У вирішенні ртутної проблеми нашої державі не обійтись без створення спеціальних підрозділів і лабораторій, які б мали сучасну апаратуру, методичну базу, сучасну систему ліквідації аварійних ситуацій, а також володіли безпечними способами утилізації ртутних відходів.

Керівники підприємств, організацій та закладів всіх форм власності, які в процесі своєї роботи використовують прилади та обладнання, що містять в своєму складі ртуть, а також ртутні лампи, повинні забезпечити облік, зберігання та транспортування приладів з ртутним наповненням згідно з вимогами ГОСТ 25834 «Лампи електричні, маркування, пакування, транспортування та зберігання», ГОСТ 12.3.031-83 «Робота зі ртуттю. Вимоги безпеки», ГОСТ 21575 «Ящики з гофрувального картону для люмінесцентних ламп» та згідно із Санітарними правилами при роботі із ртуттю та її сполуками від 04.04.88. Тимчасове зберігання та транспортування виробів із ртутним наповненням, що вже відпрацювали свій термін експлуатації, повинно здійснюватися в герметичних ємностях, а також тимчасово зберігатися у конкретної відповідальної людини. В разі порушення вимог безпечного поводження з приладами, які мають у своєму складі ртуть, повинна бути відповідальність згідно з діючим законодавством [15].

Оскільки, як було сказано вище, попередження ртутної небезпеки довкілля є проблемою глобальною, то для ефективного її вирішення та подолання потрібна підтримка і на національному рівні. Зокрема, для розробки ефективних і дієвих засобів попередження ртутної небезпеки у світі потрібно:

- оцінити ризик здоров'ю населення у зв'язку із ртутним забрудненням довкілля;
- впровадити ефективний моніторинг;
- розробити і провести діагностичні, лікувально-профілактичні, реабілітаційні заходи, які б були б направлені на мінімізацію ртутної небезпеки;
- скласти карти, зведення аналітичних даних та рекомендацій, які б стосувалися ситуації, що склалася із ртуттю.

Висновки

1. Висока токсичність ртуті, наявність великої кількості природних та техногенних джерел забруднення ртуттю навколишнього середовища, неможливість повного переходу на безртутні технології, широкий спектр об'єктів, які вже забруднені ртуттю, дають підстави стверджувати, що проблема ртутної безпеки є однією з найпріоритетніших екологічних, медичних та соціальних проблем сучасності.

2. Наведені пропозиції та заходи і розроблені науково-методичні вказівки, які дають можливість поліпшити екологічну підготовку і підвищити екологічну культуру спеціалістів і всіх категорій населення з питань запобігання існуючій для них дуже серйозній ртутній небезпеці.

Список використаної літератури

1. Гигиенические критерии состояния окружающей среды // Ртуть: экологические аспекты применения. – М.: Медицина, 1992. – Вып. 6. – 130 с.
2. Гигиенические аспекты загрязнения окружающей среды ртутью / К.А. Бушпуева, Л.Е. Беспалько, А.А. Гасилина [и др.] // Металлы. Гигиенические аспекты оценки и загрязнения окружающей среды. – М.: НИИГТиПЗ, 1983. – С. 109–118.
3. Трахтенберг И.М. Тяжелые металлы во внешней среде / И.М. Трахтенберг, В.С. Колесников, В.П. Луковенко. – Минск: Навука і техника, 1994. – 288 с.
4. Гигиенические критерии состояния окружающей среды // Метилртуть. – М.: Медицина, 1993. – Вып. 101. – 125 с.
5. Гигиенические критерии состояния окружающей среды // Неорганическая ртуть. – М.: Медицина, 1994. – Вып. 118. – 144 с.
6. Критерии санитарно-гигиенического состояния окружающей среды // Ртуть. – М.: Медицина, 1979. – Вып. 1. – 149 с.
7. Трахтенберг И. М. Новые данные о токсичности неорганических соединений ртути и определяющих ее факторах / И.М. Трахтенберг // Гигиена труда и проф. заболевания. – 1981. – № 7. – С. 27–30.
8. Sheppard S.C. Ingested soil: Bioavailability of sorbed lead, cadmium, cesium, iodine and mercury / S.C. Sheppard, W.G. Evenden // J. Environ. Qual. – 1995. – Vol. 24, № 3. – P. 498–505.
9. Трахтенберг И.М. Тяжелые металлы как потенциально токсичные химические вещества и загрязнители производственной и окружающей среды / И.М. Трахтенберг, В.П. Луковенко. – К.: Знание, 1990. – 19 с.
10. Risk to Health and the Environment Related to the Use of Mercury products. – London, 2002. – 119 p. (Final Report, prepared for the European Commission, DG Enterprise by Risk and Policy Analysts Limited).
11. Шпирт М.Я. Превращение ртути и ее соединений при переработке углей / М.Я. Шпирт // Химия твердого топлива. – 2005. – № 5. – С. 73–86.
12. Aucott M. Release of mercury from broken fluorescent buibs / M. Aucott , M. McLinden., M. Winka // J. Air and Waste Manag. Assoc. – 2003. – № 2. – P. 143–151.
13. Adriano D.C. Metals in the Terrestrial Environment / D.C. Adriano // Springer. Verlag. – Berlin, 1984.
14. Лосев К.С. Экологические проблемы России и сопредельных территорий / К.С. Лосев, М.Д. Ананичева. – М.: Ноосфера, 2000. – 280 с.
15. Эколого-геохимические проблемы ртути: сб. научн. статей. – М.: ИМГРЭ, 2000. – 179 с.

Стаття надійшла до редакції 06.02.14 українською мовою

© Т.И. Дмитруха

**ЗАГРЯЗНЕНИЕ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ РТУТЬЮ – ОСТРЕЙШАЯ
ЭКОЛОГИЧЕСКАЯ ПРОБЛЕМА СОВРЕМЕННОСТИ**

Рассматриваются техногенные источники загрязнения ртутью окружающей среды, опасность ртути для человека, экологическое состояние окружающей среды относительно загрязненности ртутью и способы уменьшения ртутных загрязнений окружающей среды.

© T.I. Dmytrukha

**ENVIRONMENTAL POLLUTION BY MERCURY – THE MOST CRITICAL
ENVIRONMENTAL PROBLEMS OF OUR TIME**

Anthropogenic sources of mercury pollution of environment, mercury hazards for people, existing ecological environment regarding mercury pollution, and ways of environmental mercury pollution reduction are reviewed.

УДК 504.06

© **Н.А. Новохацька**, наук. співробітниця

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

МЕТОДОЛОГІЯ ПРОСТОРОВОГО МОДЕЛЮВАННЯ ЗОНИ ЗАБРУДНЕННЯ НАВКОЛО МІСЦЬ ВИДАЛЕННЯ ВІДХОДІВ

У статті пропонується методологія просторового моделювання зони забруднення навколо місць видалення відходів, яка базується на застосуванні ГІС-технологій з отриманням триангуляційної моделі, комплексної картографічної моделі та моделі зони впливу полігону твердих побутових відходів, що значно підвищить рівень екологічної безпеки на регіональному і державному рівні та дасть можливість розробити комплекс заходів щодо зменшення цього впливу на довкілля.

Ключові слова: тверді побутові відходи, місця видалення відходів, державний облік, база даних, моделювання.

Вступ. Загальна маса світового потоку побутових відходів становить щорічно близько 400 мільйонів тонн, з них 80% знешкоджується шляхом поховання під землею; таку кількість без перебільшення можна вважати геологічним масштабом. Практично непомітна до середини 19 століття проблема у другій половині 20 сторіччя набула ознаки катастрофи.

Аналіз щоденного накопичення відходів вказує на потужний потік матеріалів усіх видів, який рухається лише в одному напрямку – від місця видобування ресурсів на смітник. Так само, як природні екосистеми залежать від кругообігу речовин, так стійке існування технологічного суспільства залежатиме від людської здатності і вміння рециклізувати практично всі види матеріалів. Із зростанням добробуту населення чисельність відходів постійно збільшується, що призводить до появи величезної кількості звалищ і полігонів для їхнього зберігання. В Київській області, наприклад, станом на 01.01.2013 р. налічується 30 полігонів для твердих побутових відходів (ТПВ) загальною площею 255,56 га.

Ситуація, яка склалася з утворенням, використанням і захороненням відходів, призводить до значних втрат природних ресурсів, виникнення незворотних процесів забруднення навколишнього середовища і завдає реальної загрози здоров'ю населення. Органічна речовина, що міститься в твердих побутових відходах, утворює фільтрат, складний за хімічним складом. Проникнення фільтрату в ґрунт і ґрунтові води може призвести до значного забруднення, яке поширюється на значні відстані від полігона ТПВ. До стійких токсикантів відносяться важкі метали, тому що вони в природних умовах погано розкладаються. Таким чином, звалище ТПВ, окрім відчуження значних кількостей землі, є джерелом забруднення

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

Постановка завдання. Враховуючи суттєвий вплив полігонів для твердих побутових відходів на довкілля, виникає необхідність дослідження зони ураження токсичними речовинами. На даному етапі забруднення навколишнього середовища контролюється контактними методами (прямими), але світова практика показує можливість і ефективність використання непрямих методів. Метою даного дослідження є розробка методології просторового моделювання зони забруднення навколо місць видалення відходів, яка базується на застосуванні ГІС-технологій для візуалізації прогнозного впливу та побудови моделі можливого забруднення.

Методика проведення досліджень. Відповідно до закону України “Про відходи” [1] оцінку потенційної екологічної небезпеки місць видалення відходів (МВВ) України необхідно проводити на підставі всього комплексу наявної інформації, включаючи вихідні дані проектів, матеріали виробничої паспортизації відходів (що утворювалися і видалялися), дані інвентаризаційних карток (якщо вони є) і відомостей прибутково-видаткових документів, дані моніторингу та спеціальних робіт, відомості спеціально уповноважених органів виконавчої влади у сфері поводження з відходами, матеріали постійно діючих комісій з питань поводження з безхазяйними відходами при місцевих державних адміністраціях та органах місцевого самоврядування. Сюди також відносяться дані, про обсяги накопичення відходів та клас їхньої небезпеки для людини, про наявність в районі розміщення МВВ забруднення вод, ґрунтів, атмосферного повітря та його рівень, про рівень природних та штучних засобів (водотривкі шари порід, ізоляційні екрани тощо) відвертання забруднення навколишнього природного середовища, про наявність та рівень моніторингу вод, ґрунтів, атмосферного повітря в районі МВВ, про особливості розташування МВВ, про рівень дотримування вимог експлуатації МВВ тощо.

Виконавши порівняльний аналіз усіх можливих методологій оцінки екологічної ситуації, розроблена методологія еколого-геохімічного моделювання екологічних ситуацій, яка базується на застосуванні ГІС-технологій. Саме ця технологія дає можливість врахувати весь комплекс наявної інформації та ефективно аналізувати її. Побудова результуючої карти завершується в програмному середовищі ГІС шляхом накладання відповідної таблиці середовища (шару), і вони в автоматичному режимі накладаються шарами, розміщуючись один над одним. Як результат системного аналізу, отримуємо комплексну картографічну модель у ГІС-середовищі, яка відображає вплив на абіотичні, біотичні, соціальні та техногенні чинники. Запропонована модель включає усі компоненти навколишнього середовища і автоматично враховує їх зміни під впливом природних і техногенних чинників. Процес оцінки сучасного екологічного стану завершується складанням еколого-геохімічної моделі у вигляді комплексу електронних карт як стосовно окремих компонентів довкілля і окремих елементів-забруднювачів, так і створенням синтетичної (інтегральної) карти, на якій визначаються зони екологічної небезпеки різного ступеня. Під час моделювання обов’язково враховуються

результати екологічного моніторингу стану всіх компонентів навколишнього середовища, визначаються їх зміни природним шляхом і під впливом техногенного навантаження [2].

Залежно від сценарію розвитку взаємодії між природою, техногенно-небезпечним об'єктом і суспільством виконується прогноз змін у навколишньому середовищі та задаються необхідні екологічні обмеження господарської діяльності на території МВВ [3].

Результати дослідження. Дослідження проводилось на прикладі Київської області. Найбільшим за площею в області є полігон ТПВ (15 га), розташований на землях Києво-Святошинського району Київської області на відстані 1,8 км від с. Тарасівка і 1,6 км від с. Крюківщина (рис. 1). Зазначений полігон розташований в яру біля автодороги, що з'єднує с. Тарасівку і с. Крюківщину і є основним сполученням з м. Київ, що характеризує полігон як дуже зручний та доступний для транспортування сміття. Одним із особливостей полігону є розташування поблизу (1 км) ставку, який має рибогосподарське та рекреаційне значення для населення прилеглих населених пунктів, а постійний дренажний стік утворює невелику річку Сіверку. Таке розташування сміттєзвалища дає підстави стверджувати про наявний постійний і значний вплив на навколишнє природне середовище та здоров'я населення, і є необхідність детального і систематичного моніторингу стану довкілля поблизу цього потенційно небезпечного об'єкта.

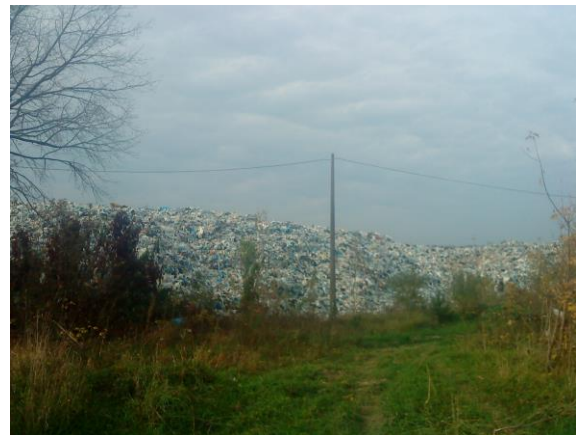


Рис. 1 – Космознімок та фото полігону ТПВ с. Тарасівка, Києво-Святошинський р-н, Київська обл.

Моделювання зони забруднення навколо полігону здійснювалося у середовищі ГІС, що потребує створення цифрової моделі рельєфу з метою визначення показників крутості, ухилу, довжини схилів та тальвегів, контурів і площі водозборів на основі оцифрованих топографічних карт і планів, наприклад, засобами ArcINFO/ArcGIS з модулями Spatial Analyst та ArcScene/3DAnalyst, які включають в себе індивідуальний набір геопросторових тематичних шарів у векторній або растровій формах, а також атрибутивних даних у табличній або текстовій формах об'єкта дослідження (рис. 2). Топографічна основа ГІС складається з електронних векторних карт території 1:200000, але для моделювання території полігону цього масштабу недостатньо, тому нами було відскановано растрову карту 1:10000 (рис. 3), прив'язано її до слів в модулі ArcMap та векторизовано. Окрім растрової карти, було додано космічний

Екологічна безпека та природокористування

знімок (рис. 4). Згідно з класифікатором [4] для успішного виконання зазначених цілей потрібно використання космічних знімків надвисокого просторового розрізнення (0,5–15 м) у спектральному діапазоні 0,4–1,1 мкм, а саме QuickBird, WorldView, GeoEye, Pleiades, Ikonos та ін. Для деталізації та актуалізації зображення було побудовано трек за допомогою GPS-приймача (Magelan Triton 400), безпосередньо на територію розташування полігону (рис. 4).

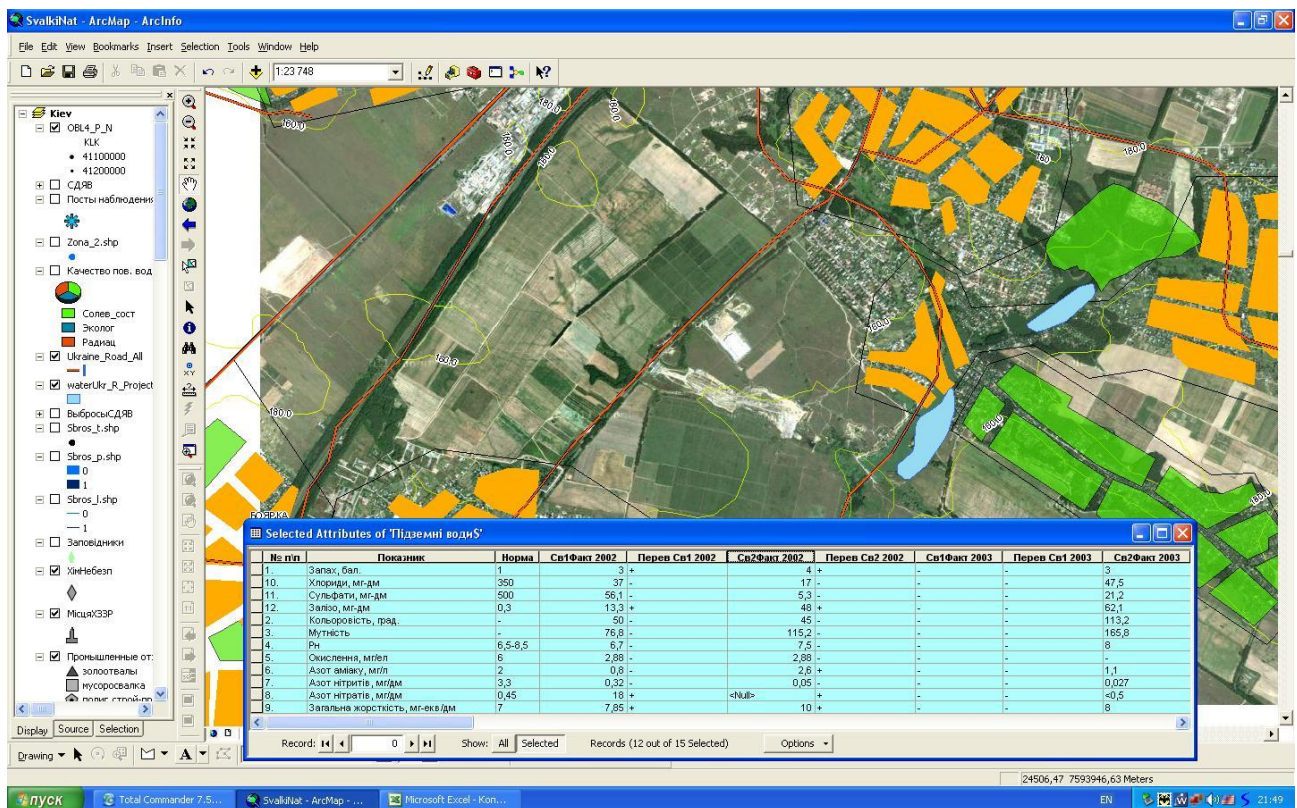


Рис. 2 – Робоче вікно ArcGis

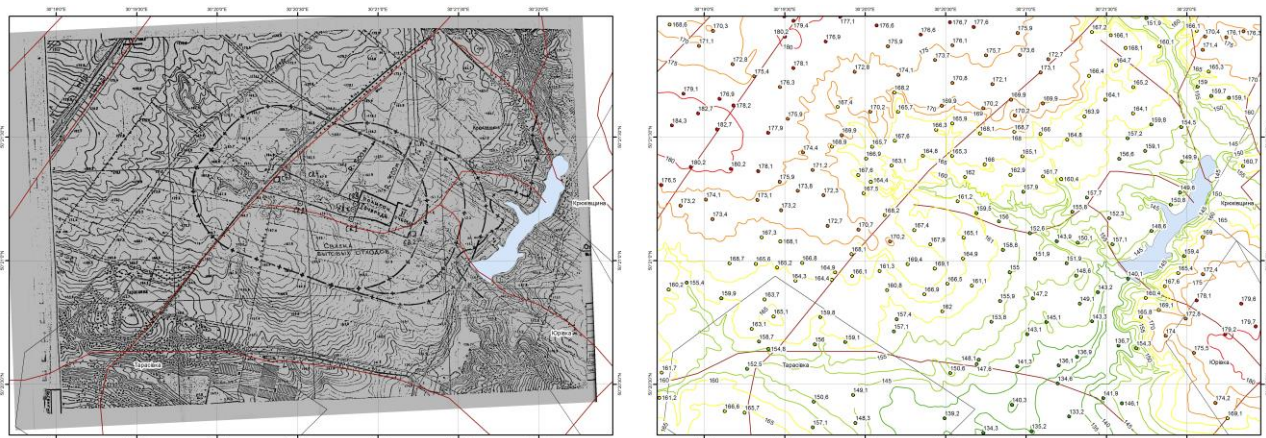


Рис. 3 – Карта території дослідження та результат її обробки

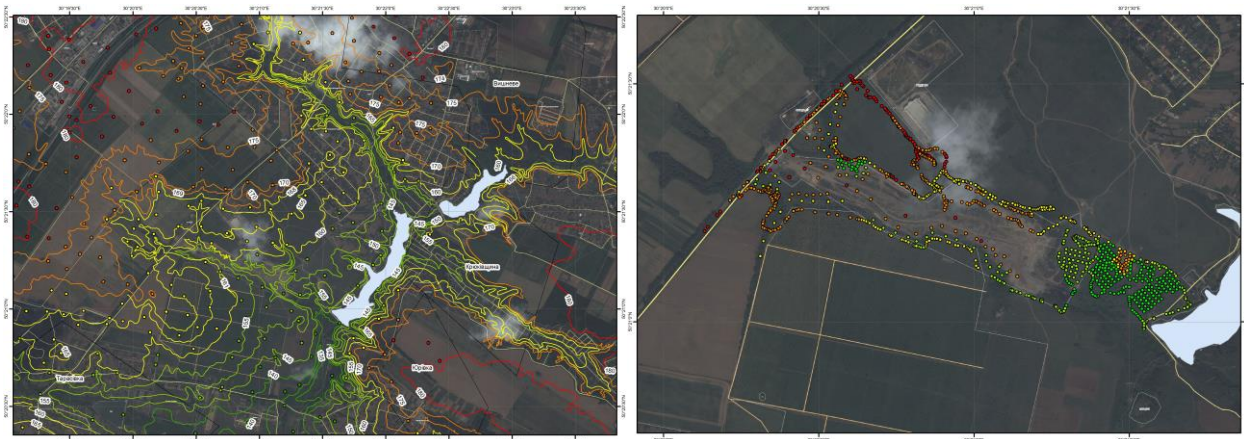


Рис. 4 – Актуалізація інформації

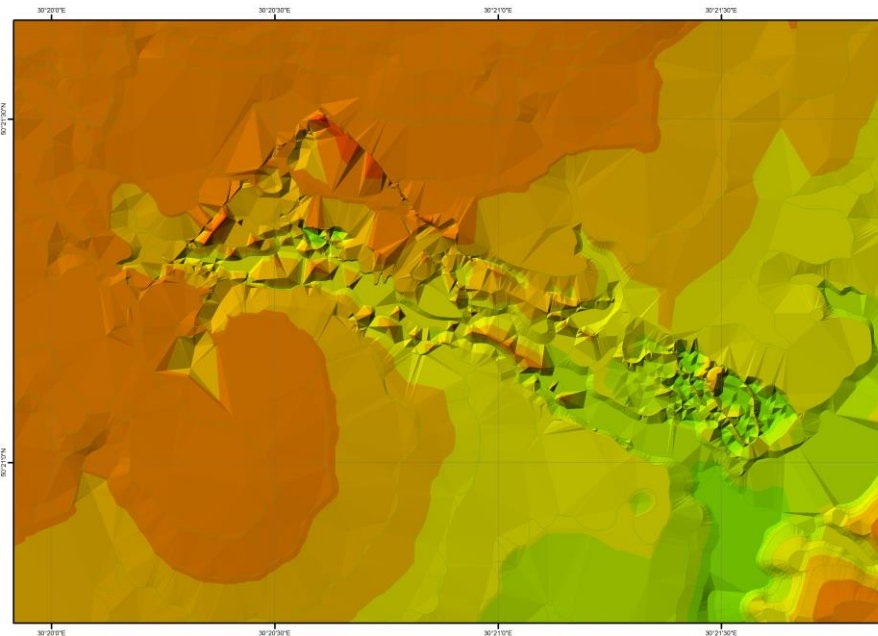


Рис. 5 – Триангуляційна модель території навколо полігону ТПВ

В результаті суміщення ізоліній топооснови та карти, а також актуалізації і деталізації зображення за допомогою космічних знімків та додаткового дослідження GPS-приймачом нами було отримано триангуляційну модель території навколо полігону ТПВ (рис. 5). Цю цифрову модель можна використовувати для анімації та створення відеофайла із 3-D зображенням досліджуваної території що дає змогу візуалізувати зображення та будувати прогнозні моделі можливого забруднення.

Так, наприклад, нами було побудовано модель наймасштабнішої за негативними наслідками надзвичайної ситуації (НС) у МВВ – залповий скид забруднених стоків з його території (злив) та/або з водойм-накопичувачів фільтрата (перелив через греблю чи її прорив) із токсичним та бактеріологічним забрудненням водойм, сільськогосподарських і рекреаційних угідь, ґрунтів та ґрунтових вод, що використовуються для водопостачання [5].

На рис. 6 ми бачимо досліджуваний полігон ТПВ, розташування ставка-накопичувача фільтрата та зону ймовірного затоплення при аварійному залповому витокі фільтраційних вод. Перелив через греблю можливий або навесні під час аномально високої повені (швидкого танення великих снігів), або влітку-восени через аномально високі зливові опади.



Рис. 6 – Імовірна надзвичайна ситуація на полігоні ТПВ з аварійним викидом забрудненого фільтрата

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

Для досліджуваного полігону нами здійснено оцінку потенційного об'єму аварійного скиду на основі кліматичного параметру найбільших сумарних опадів за одну зливу у теплий період (квітень-листопад), що дорівнює 130 мм. Тривалість зливи прийнята у 0,5 годин (прирівняна до тривалості скидання забруднених стоків). Водозбірна площа ставка-накопичувача задана проектною площею полігону (15 га). Тоді максимальний об'єм аварійного стоку забруднених вод у ставок-накопичувач дорівнюватиме сумі стоку з полігону за цей час:

$Q_1 \approx 19500 \text{ м}^3$ ($Q_{(t)} \approx 39$ тис. $\text{м}^3/\text{год}$). Обсяг фільтрату до початку НС знайдено з його приблизних геометричних параметрів влітку 2011 р. (довжина – 100, ширина – 20, середня глибина – 2 м), тобто $\approx 4000 \text{ м}^3$. Резервний об'єм ставка (Q_2) прийнято у 30% від накопиченого обсягу фільтрату $\approx 1200 \text{ м}^3$. Тоді максимальний об'єм аварійного скиду забруднених стоків у балку нижче території полігону становитиме: $Q_e = Q_1 - Q_2 \approx 18300 \text{ м}^3$.

Впродовж руху приблизно у 1 км до рибогосподарського ставка (фронтом шириною до 200 м) хвиля поверхневого стоку забрудненого скиду зазнаватиме розбавлення відносно чистою водою (об'ємом $Q_3 = Q_{sv} + Q_{ds}$), а також просочування (приймаємо його максимальний обсяг у 10%, оскільки хвиля йтиме майже на 100% обводненими заболоченими луками і чагарниками). $Q_{sv} \approx 23400 \text{ м}^3$, це – зливові опади з урахуванням просочування ($k_{пр} = 0,1$) над площею, якою пройшла хвиля (добуток фронту хвилі на довжину шляху, сумарні опади і коефіцієнт просочування). Q_{ds} – додатковий зливовий стік з незабруднених площ, з урахуванням просочування (приймаємо $Q_{ds} = 0,2 \cdot Q_{sv} \approx 4680 \text{ м}^3$). За наведених припущень об'єм надходження відносно чистої води становитиме $Q_3 \approx 28080 \text{ м}^3$ і загальний об'єм стоків, що досягне рибогосподарського ставка, становитиме: $Q = Q_e + Q_3 \approx 46340 \text{ м}^3$; причому: $Q_e : Q \approx 39 : 100$. Обернено до цієї пропорції зменшиться концентрація забруднюючих речовин у аварійному стоці, що досягне рибогосподарського ставка.

За допомогою побудованої моделі нами було проведено аналіз можливого впливу полігону на підземні води, які використовуються для водопостачання населеними пунктами поблизу МВВ. На рис. 6 відмічено пункти відбору проб води для гідрохімічного дослідження, результати якого буде наведено в наступній статті.

Висновки

Розроблена методологія просторового моделювання зони забруднення навколо місць видалення відходів дозволяє візуалізувати вплив на довкілля, будувати моделі можливого забруднення досліджуваної території, проводити контроль і прогнозувати розвиток негативних явищ і процесів, що значно підвищує рівень екологічної безпеки на регіональному та державному рівні і надає можливість розробки комплексу заходів щодо зменшення впливу на довкілля ТПВ. Адекватне вирішення питання екологічно безпечного збереження побутових відходів забезпечить не тільки комфортні умови життя людей і оптимальні санітарно-гігієнічні умови їхньої діяльності, але і саму можливість існування атмосфери, гідросфери, літосфери та біосфери загалом.

Список використаної літератури

1. Закон України «Про відходи» від 05.03.1998 р.
2. Мельник Т.П. Застосування ГІС для потреби попередження стихійних гідрологічних явищ / Т.П. Мельник // Вісник Харківського національного університету. Вип. № 1037, 2012. – С. 125–132.
3. Космічний моніторинг забруднення земель техногенним пилом / Л.Д. Греков, Г.Я. Красовський, О.М. Трофимчук. – К.: Наук. думка, 2007. – 123 с.

4. Классификатор тематических задач оценки природных ресурсов и окружающей среды, решаемых с использованием материалов дистанционного зондирования Земли / [Редакция 6]. – Иркутск, Москва : ООО «Фирма АКИМ», 2002. – 53 с.

5. Можливості застосування ГІС і ДЗЗ для оцінки потенційних еколого-економічних збитків від місць видалення відходів / Н.А. Новохацька, О.Г. Рогожин, В.О. Трофимчук // Матеріали XII Міжнародної науково-практичної конференції «Сучасні інформаційні технології управління екологічною безпекою, природокористуванням, заходами з надзвичайних ситуацій» : збірник наукових праць. – Київ – Харків – АР Крим, 2013. – С. 158–165.

Стаття надійшла до редакції 11.02.14 українською мовою

© Н.А. Новохацькая

**МЕТОДОЛОГИЯ ПРОСТРАНСТВЕННОГО МОДЕЛИРОВАНИЯ
ЗОНЫ ЗАГРЯЗНЕНИЯ ВОКРУГ ПОЛИГОНОВ ТВЕРДЫХ БЫТОВЫХ ОТХОДОВ**

В статье предлагается методология пространственного моделирования зоны загрязнения вокруг мест удаления отходов, основанная на применении ГИС-технологий с получением триангуляционной модели, комплексной картографической модели и модели зоны влияния полигона твердых бытовых отходов, что значительно повысит уровень экологической безопасности на региональном и государственном уровне и позволит разработать комплекс мер по уменьшению этого воздействия на окружающую среду.

© N.A. Novokhatska

**SPATIAL MODELING METHODOLOGY CONTAMINATION ZONE
AROUND SOLID WASTE LANDFILLS**

In the article proposes a methodology for modeling spatial contamination zone around waste disposal sites, based on the application of GIS technology to obtain triangulation model, integrated mapping model and model for the impact of waste storage, which will significantly increase the level of environmental security at the regional and state level and allow develop a set of measures to reduce this environmental impact.

Розділ 2. Основи природокористування

УДК 504.453

© В.М. Удод, д-р біол. наук, професор;
О.Г. Жукова, інженер 1 кат.

Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ

ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНО–АНТРОПОГЕННИХ ГІДРОЕКОСИСТЕМ ВОДНОГО БАСЕЙНУ Р. КАЛЬМІУС

При екологічній оцінці стану гідроекосистем (ГЕ) водного басейну Кальміус (ВБК) використовують інженерно-екологічні показники та їх параметри, більшість з яких запропоновано нами. Використано системно–басейновий підхід досліджень ВБК, основою якого стали систематизація і обробка даних екологічного моніторингу за довгостроковий період. Такий період дозволив встановити наукові закономірності розвитку природно–антропогенних ГЕ в умовах постійного техногенного навантаження на них. Показано, що поява цих систем пов'язана із змінами асиміляційної ємності водного середовища, збільшенням техноємності та змінами структурно–функціональних властивостей ГЕ, зниженням самовідновної здатності ГЕ. Отримані результати стануть у пригоді для забезпечення раціонального використання водних ресурсів.

Ключові слова: природно–антропогенні гідроекосистеми, водний басейн, техногенне навантаження, екологічний моніторинг, ГДК токсичних металів.

Серед актуальних заходів, пов'язаних із збереженням екологічно безпечного розвитку гідроекосистем водних басейнів річок, одне із ключових значень мають виробничо–господарські нормативи [1], що обмежують діяльність того чи іншого виробництва певною величиною у зворотних водах (вмістом шкідливих речовин, кількістю завислих часток, біохімічним споживанням кисню, активною реакцією води, концентрацією кислот та лугів тощо). Умови відведення зворотних вод у водні об'єкти встановлюють із врахуванням можливого змішування та розчинення, фонові якості води [2]. При дотриманні екологічного нормативу гранично-допустимого скиду (ГДС) зворотних стічних вод в розрахункових гідростворах необхідно дотримуватися таких умов [1–3]:

$$P_{(e_o)} \rightarrow P_{(e_t)} \rightarrow P_{(e_{tp})} \leq 1, \text{ де}$$

Екологічна безпека та природокористування

$P_{(e_0)}$ – перехід гідроекосистем (ГЕ) із абсолютно стійкого стану розвитку до напруженого за умов початкових антропогенних впливів;

$P_{(e_t)}$ – перехід ГЕ в стан локальних порушень динамічної рівноваги;

$P_{(e_{гр})}$ – перехід ГЕ в граничний стан, коли асиміляційний їх потенціал стає лімітуючою функцією щодо здатності водних екосистем нейтралізувати та знезаражувати в певних концентраціях екоотоксиканти техногенного походження.

Але, на наш погляд, в умовах постійного навантаження водних басейнів річок з'являється четверта стадія розвитку гідроекосистем – критична ($P_{(e_{кр})}$), яка характеризується структурно–функціональними змінами в ГЕ. За таких умов в розрахункових зонах скиду зворотних вод змінюються взаємозв'язки між окремими складовими ГЕ і рівняння набуває вигляду:

$$P_{(e_0)} \rightarrow P_{(e_t)} \rightarrow P_{(e_{гр})} \rightarrow P_{(e_{кр})} \geq 1$$

Тобто, структурно–функціональні зміни в ГЕ пов'язані з тим, що у водних екосистемах накопичуються речовини-забруднювачі та продукти їх метаболізму [4] до певної межі концентрацій, по досягненні якої екологічний стан ГЕ переходить до нестійкої рівноваги (динамічна рівновага). Причиною такого стану є зміни асиміляційної ємності ГЕ [5], що відбуваються внаслідок порушення хімічних та біохімічних перетворень, процесів біоседиментації, дифузії, процесів саморегуляції і самовідновлення в ГЕ.

Всі ці зміни у водних басейнах річок не враховуються екологічним нормативом ГДС зворотних вод, що в умовах техногенно перегружених річок відбувається утворення природно–антропогенних гідроекосистем і погіршується екологічний їх стан (таблиця 1).

Таблиця 1 – Гідрохімічна характеристика стану водного басейну р. Кальміус по періодах (за даними Центральної геофізичної обсерваторії)

Періоди досліджень	∂M^3 ХСК, мг O_2	∂M^3 БСК ₅ , мг O_2	∂M^3 Нафтопродукти, мг/	∂M^3 Феноли летючі, мг/	∂M^3 Азот амонійний, мг/	∂M^3 Азот нітритний, мг/	∂M^3 Азот нітратний, мг/	∂M^3 Залізо загальне, мг/	∂M^3 Мідь, мг/	∂M^3 Цинк, мг/	∂M^3 Хром 6+, мг/	∂M^3 СПАР, мг/
ГДС для водойм рибогосподарського призначення	15	3,0	0,05	0,001	0,39	9,1	0,02	0,1	0,001	0,01	0,001	0,5
м. Донецьк (3,5 км вище міста)												
1980–1989 рр.	26,97	5,93	0,77	0,0001	3,254	0,395	3,237	0,00047	0,00936	0,0014	0,0052	0,11

Розділ 2. Основи природокористування

Продовження таблиці 1

м. Донецьк (3,5 км вище міста)												
1990–1999 pp.	24,75	4,83	0,41	0,00001	1,56	0,25	4,35	0,0003	0,03247	0,079	0,0114	0,07
2000–2010 pp.	35,29	3,97	0,05	0,0006	1,809	0,5902	4,5348	0,0001	0,0117	0,065	0,0068	0,02
м. Донецьк (2 км вище міста)												
1986–1989 pp.	16,87	2,52	0,3	0,0001	0,39	0,043	1,455	0,0032	0,001415	0,008714		0,048
1990–1999 pp.	20,46	2,77	0,268	0,000005	0,32	0,056	1,67	0,00678	0,02473	0,06196	0,00235	0,04
2000–2010 pp.	26,19	2,87	0,058	0,0005	0,216	0,04375	1,825	0,000314	0,00692	0,03813	0,00388	0,03
м. Донецьк (1 км вище міста)												
1980–1985 pp.	17,66	3,48	0,53	0,0001	0,35	0,039	0,22	0,00009	0,00141	0,003	0,00809	0,106
м. Донецьк (в р-н міста)												
1985 pp.	29,8	7,23	1,66	0,001	5,9	0,293	1,715	0,0002	0,0156	0,003	0,0056	0,048
м. Донецьк (5 км нижче міста)												
1980–1985 pp.	29,14	7,98	1,197	0,0001	4,99	0,187	3,15	0,0001	0,006	0,0036	0,00334	0,3
м. Донецьк (500 м нижче скиду міста)												
1980–1985 pp.	25,82	6,9	1,175	0,0001	5,58	0,193	2,72	0,0002	0,00285	0,002	0,005	
м. Авдотіно (500 м нижче скиду стічних вод)												
1980–1989 pp.	33,1	9,37	0	0,0001	0	0,12	2,64	0	0	0,00002	0,000003	0,115
смт. Горбачово-Михайлівське, верхб'єф												
1980–1988 pp.	6,98	5,68	2,265	0,02	8,87	1,4	41,94	0,0035	0,02231			0,63
с. Вознесенське (нижній б'єф вдсх. Старобешівське)												
1980–1988 pp.	6,69	4,82	0,64	0,22	2,26	0,998	48,81	0,001095	0,0039			0,7

с. Павлопольє (верхній б'єф вдсх. Павлопольське)												
1980–1988 рр.	9,88	9,64		0	0,59	0,6772	9,68	0,00011	0,000005			
с. Павлопольє (нижній б'єф вдсх. Павлопольське)												
1980–1988 рр.	5,7				0,61	0,18	11,38	0,00004				
смт. Приморське (в р-ні населеного пункту)												
1980–1985 рр.	16,85	3,26	0,95	0	0,35	0,068	3,37	0,000002	0,00029	0,00124	0,00028	0,1
пос. Хаценок												
1980 р.					0,2	0,1	0,4	0				
м. Маріуполь (11 км вище міста)												
1988–1989 рр.	27,175	2,48	0,248	0,00025	0,4	0,063	2,04	0,00201	0,018	0,0027	0,00041	0,1
1990–1999 рр.	22,9	4,03	0,15	0,00001	0,26	0,0903	2,63	0,00016	0,00554	0,01946	0,00123	0,09
2000–2010 рр.	25,98	2,45	0,032	0,00002	0,16	0,082	2,77	0,0001	0,002	0,03	0,00385	0,03
м. Маріуполь (в р-ні міста)												
1988–1989 рр.	40,175	2,69	0,98	0,0014	0,64	0,14	1,77	0,0013	0,00823	0,00673	0,0004	0,3
1990–1999 р.	50,04	4,01	0,304	0,0016	0,64	0,18	2,79	0,00015	0,0019	0,0588	0,00626	0,06
2000–2010 р.	33,7	3,23	0,08	0,0013	0,38	0,405	3,59	0,00018	0,00337	0,0374	0,00514	0,04
м. Жданов (24 км вище міста) (Маріуполь 1986–1987)												
1986–1987 р.	15,7	1,99			0,349	0,092	0,8943	0,0001	0,0013	0,00325		
м. Жданов (в р-ні міста) (Маріуполь 1986–1987)												
1986–1987 р.	25,6	3,69	0,5	0,003	0,9425	0,2294	3,3325	0,0003	0,00427	0,008	0,0064	0,03
м. Жданов (500 м нижче скиду вод заводу Азовсталь) (Маріуполь 1986–1987)												
1980–1985 р.	31,1	4,55	1,05	0,0049	0,55	0,2587	0,0633	0,00012	0,0053	0,0043	0,005	0,12

Для з'ясування змін причинно-наслідкових зв'язків між біотичними, абіотичними та антропогенними факторами при переході природних гідроекосистем в стан природно-антропогенних нами були враховані наступні методичні підходи їх досліджень:

- 1) Встановлення наукових закономірностей розвитку ГЕ з урахуванням системно-басейнового принципу [6];
- 2) Здійснення екологічної оцінки [7, 8] стану гідроекосистем водного басейну р. Кальміус (ВБК);
- 3) Створення програми інформаційного контролю за допомогою інженерно-екологічних показників та їх параметрів;
- 4) Корегування, на прикладі досліджень ВБК, вимог скиду зворотних вод у поверхневі водойми.

Програма інформаційного контролю за екологічним станом ВБК представлена на рис. 1. При цьому слід зазначити, що технічні показники характеризують дію джерел забруднення при взаємодії їх з водними ресурсами в процесі їх використання, економічні показники показують їх використання, а екологічні показники показують стан водних ресурсів та здатність їх до самовідновлення.



Рис. 1 – Програма інформаційного контролю за станом ВБК

Системно–басейнові дослідження передбачають встановлення наукових закономірностей розвитку гідроecosистем у просторі і часі за довгостроковий період (30 років), по 18 гідростворах, по 45 показниках. В даній роботі представлена найбільш повна екологічна характеристика стану ГЕ по дев'яти гідростворах, на які припадає найбільше техногенне навантаження (вище міст Донецьк, Маріуполь, Жданов; в межах міст; 500 м нижче скиду зворотних вод). Структура просторово–часової ієрархії дає змогу відобразити перехід природних гідроecosистем в природно-антропогенні системи в умовах техногенного навантаження. Підтвердженням цьому є значне перевищення ГДК в ГЕ (рис 2, 3, 4, таблиця 1), зміни узагальнених нормативних показників (індексу забруднення води – ІЗВ, екологічного індексу – I_e та зменшення ефективності самовідновних процесів (таблиця 2), збільшення техноємності водного середовища за рахунок збільшення напруженості екологічної ситуації в ГЕ, змін пристосувальних можливостей гідробіонтів внаслідок порушення зв'язків між біотичними, абіотичними й антропогенними чинниками і, зокрема, структурно–функціональних змін в ГЕ (таблиця 4). Аналіз кінцевих результатів свідчить, що між показниками існує узгодженість щодо змін інженерно–екологічних показників та їх параметрів. Такі результати дозволяють зробити висновок стосовно достовірності отриманих результатів.

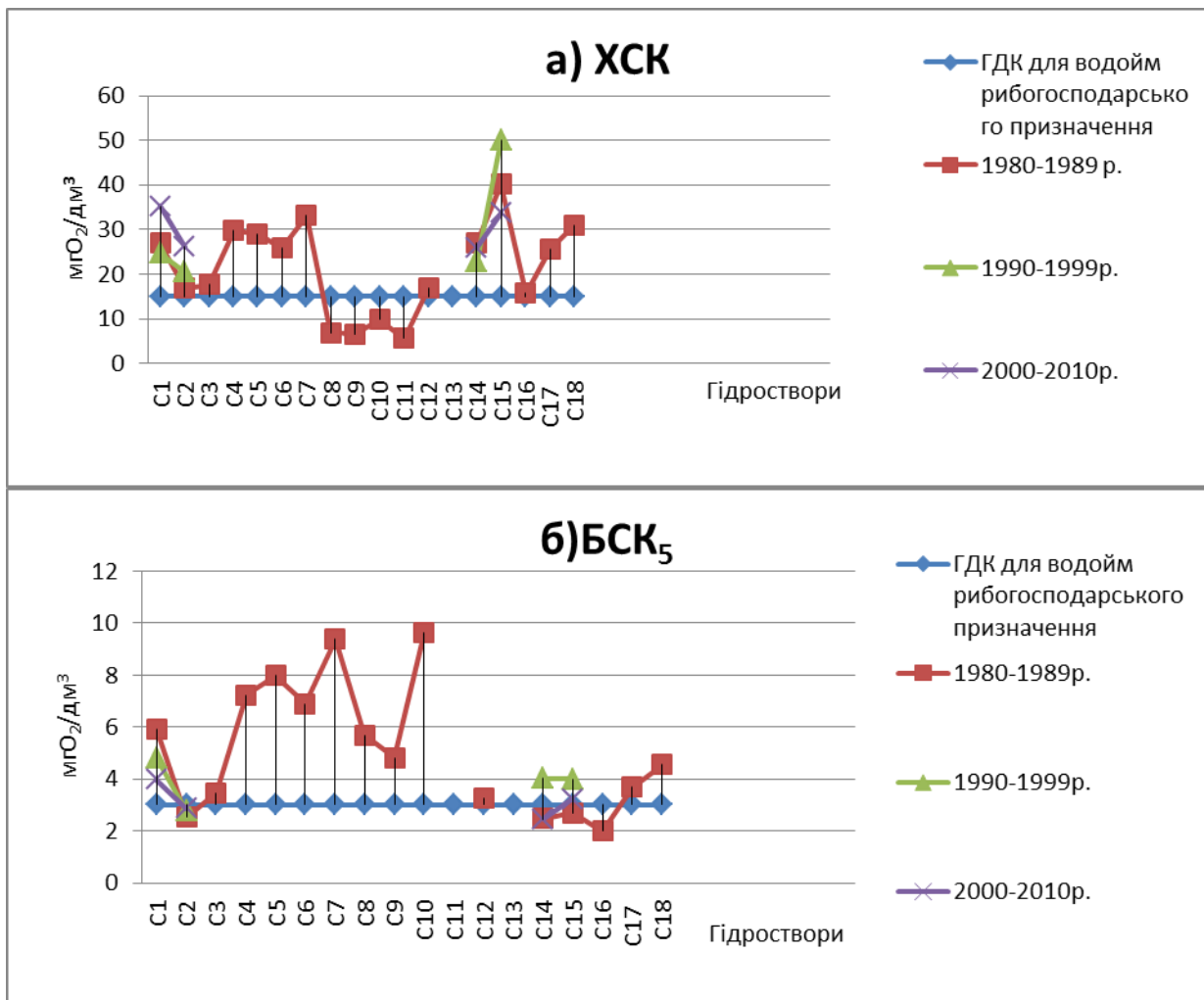


Рис. 2 – Динаміка змін ХСК (а) та БСК₅ (б) за довгостроковий період дослідження ВБК

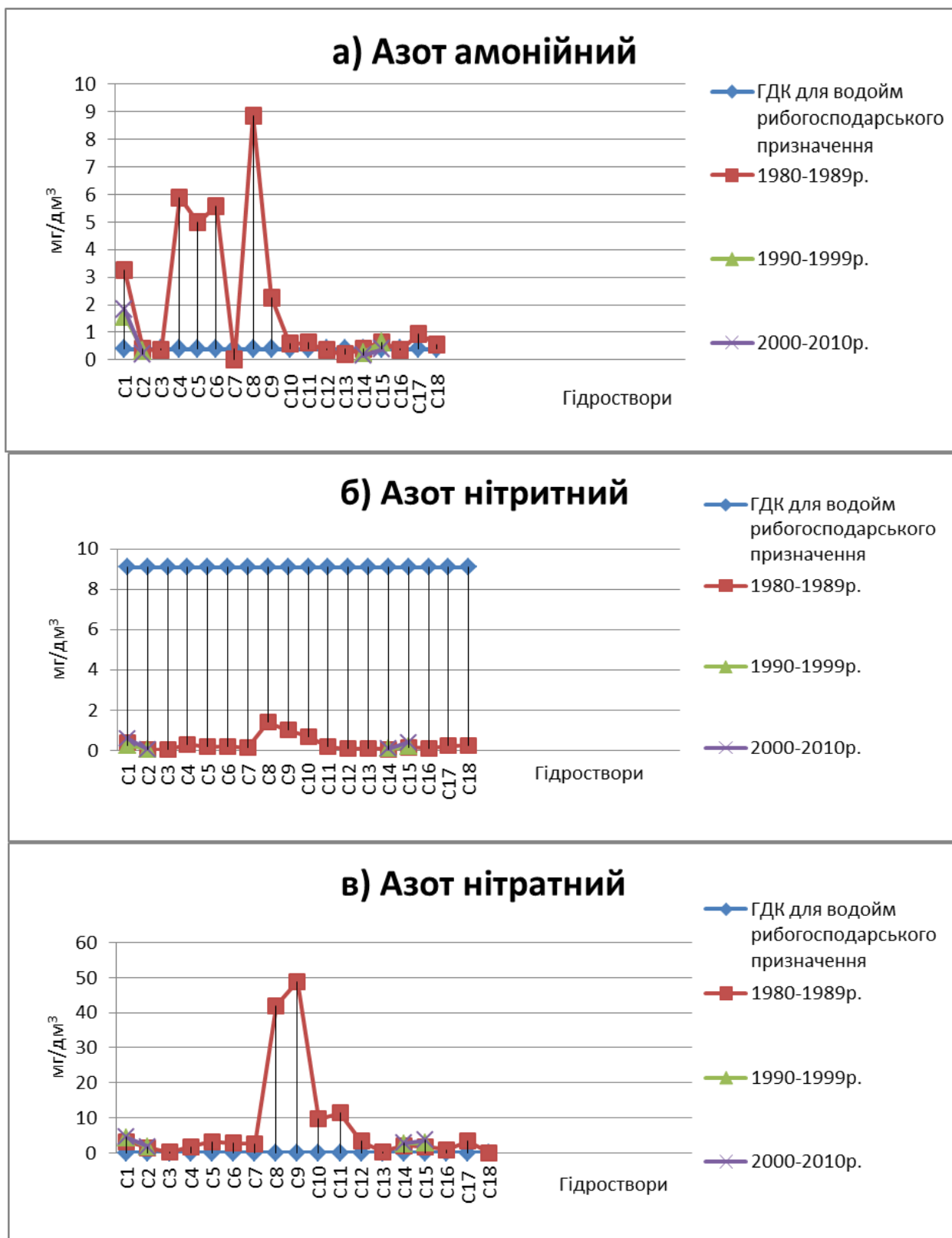


Рис. 3 – Динаміка змін азоту амонійного (а), азоту нітритного (б) та азоту нітратного (в) за довгостроковий період дослідження ВБК

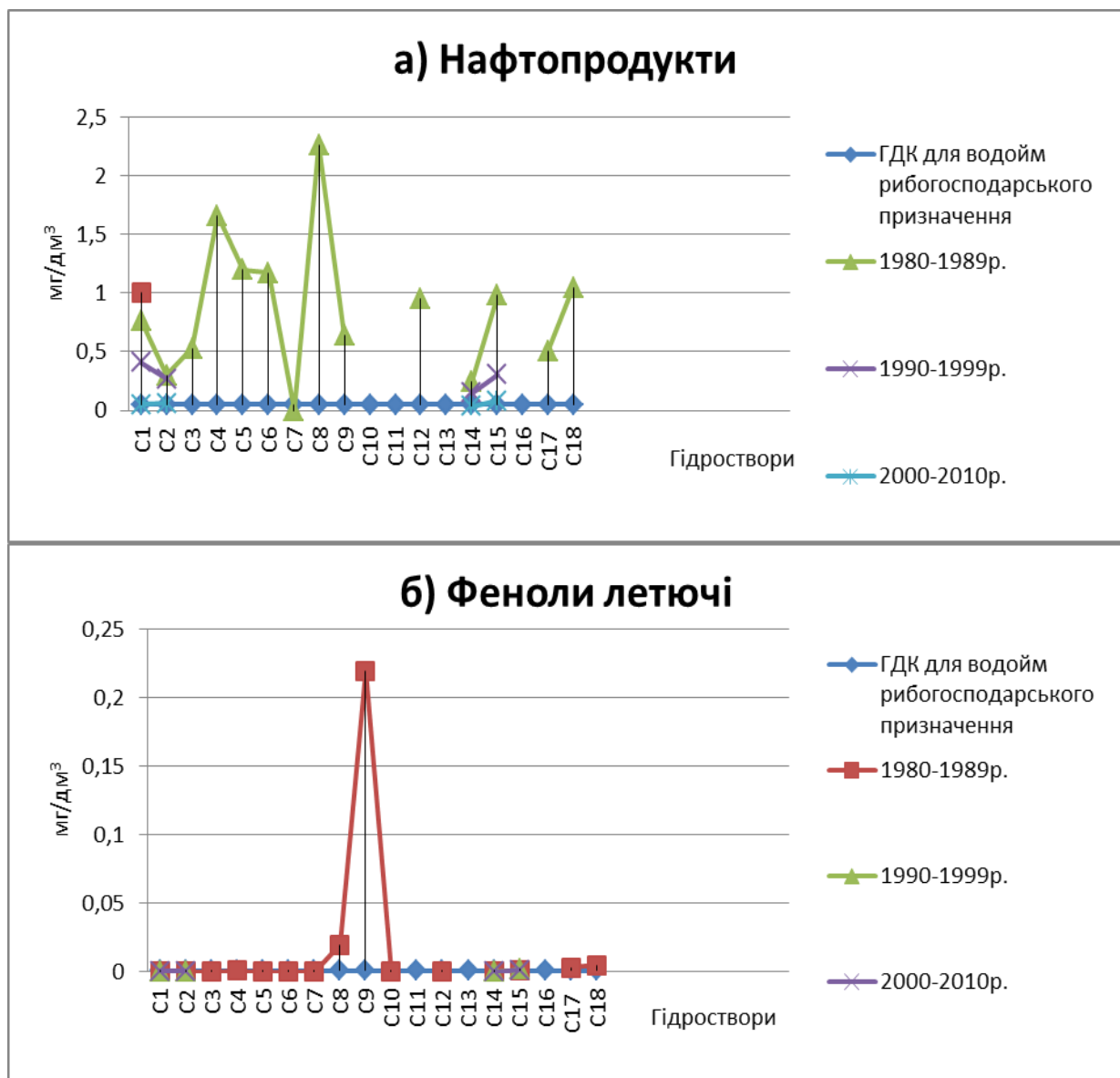


Рис. 4 – Динаміка змін нафтопродуктів (а) та фенолів летючих (б) за довгостроковий період дослідження ВБК

C1 – м. Донецьк (3,5 км вище міста); C2 – м. Донецьк (2 км вище міста); C3 – м. Донецьк (1 км вище міста); C4 – м. Донецьк (в р-н міста); C5 – м. Донецьк (5 км нижче міста); C6 – м. Донецьк (500 м нижче скиду міста); C7 – м. Авдотіно (500 м нижче скиду стічних вод); C8 – смт. Горбачово-Михайлівське, верх. б'єф; C9 – с. Вознесенське (нижній б'єф вдсх. Старобешівське); C10 – с. Павлопольє (верхній б'єф вдсх. Павлопольське); C11 – с. Павлопольє (нижній б'єф вдсх. Павлопольське); C12 – смт. Приморське (в р-н населеного пункту); C13 – пос. Хаценок; C14 – м. Маріуполь (11 км вище міста); C15 – м. Маріуполь (в р-н міста); C16 – м. Жданов (24 км вище міста); C17 – м. Жданов (в р-н міста); C18 – м. Жданов (500 м нижче скиду вод заводу Азовсталь).

Розділ 2. Основи природокористування

Таблиця 3 – Кратність перевищення ГДК токсичних металів

Періоди дослідження	Залізо загальне, мг/дм ³	Мідь, мг/дм ³	Цинк, мг/дм ³	Хром(6+), мг/дм ³
ГДК для водойм рибогосподарського призначення	0,1	0,001	0,01	0,001
м. Донецьк (3,5 км вище міста)				
1980–1989 рр.	0,0094	9,36	0,1367	0,52
1990–1999 рр.	0,006	32,47	0,794	11,4
2000–2010 рр.	0,0032	11,73	0,6515	6,78
м. Донецьк (2 км вище міста)				
1986–1989 рр.	0,064	1,42	0,8714	
1990–1999 рр.	0,1356	24,73	0,6196	0,235
2000–2010 рр.	0,00628	6,92	0,3813	0,388
м. Донецьк (1 км вище міста)				
1980–1985 рр.	0,0001	1,41	0,361	8,09
м. Донецьк (в р-н міста)				
1985 р.	0,004	15,6	0,301	0,56
м. Донецьк (5 км нижче міста)				
1980–1985 рр.	0,00264	5,96	0,363	3,34
м. Донецьк (500м нижче скиду міста)				
1980–1985 рр.	0,00296	2,85	0,287	4,91
м. Авдотіно (500 м нижче скиду стічних вод)				
1980–1989 рр.	0	0	0,00021	0,0003
смт. Горбачово-Михайлівське, верх.б'єф				
1980–1988 рр.	0,0035	0,02231		
с. Вознесенське (нижній б'єф вдсх. Старобешівське)				
1980–1988 рр.	0,022	3,97		
с. Павлопольє (верхній б'єф вдсх. Павлопольське)				
1980–1988 рр.	0,0022	0,005		
с. Павлопольє (нижній б'єф вдсх. Павлопольське)				
1980–1988 рр.	0,0008			
смт. Приморське (в р-н населеного пункту)				
1980–1985 рр.	0,00004	2,9	0,124	0,28
пос. Хаценок				
1980 р.	0			
м. Маріуполь (11 км вище міста)				
1988–1989 рр.	0,00402	18,48	0,2675	0,41
1990–1999 рр.	0,00326	5,54	0,1946	1,23
2000–2010 рр.	0,00256	2,43	0,3049	3,85
м. Маріуполь (в р-н міста)				
1988–1989 рр.	0,026	8,23	0,673	0,4
1990–1999 рр.	0,003	1,9	0,588	0,00626
2000–2010 рр.	0,0036	3,37	0,374	5,14
м. Жданов (24 км вище міста)				
1986–1987 рр.	0,00224	1,3	0,325	
м. Жданов (в р-н міста)				
1986–1987 рр.	0,00586	4,27	0,823	6,35
м. Жданов (500 м нижче скид вод Азовсталь)				
1980–1985 рр.	0,00242	53,81	0,4331	4,526

Таблиця 4 – Узагальнені показники та їх параметри стану гідроекосистем ВБК

Гідроствори ВБК	Індекс сапробності	Індекс техноємності	Індекс структурно-функціональних змін	Коефіцієнт стійкості ГЕ до антропогенного впливу	Ефективність самовідновлення %			Екологічний стан ГЕ
					висока	середня	низька	
м. Донецьк (3,5 км вище міста)	0,18	0,3	0,72	0,5	9,98	84,15	5,87	Перехід ГЕ із абсолютно стійкого стану розвитку до напруженого за умов початкових антропогенних впливів
м. Донецьк (в р-н міста)	0,5	1,1	0,3	6,0	4,62	39,93	55,45	Перехід ГЕ в стан локальних порушень динамічної рівноваги; інтенсивність самовідновних процесів (ІСГ) знаходиться на межі пристосувальних можливостей гідробіонтів
м. Донецьк (500 м нижче скиду зворотних вод)	2,2	1,34	3,5	6,0	0,46	18,70	80,84	Перехід ГЕ в стан локальних порушень динамічної рівноваги; ІСП знаходиться на межі перевищення можливих пристосувальних реакцій гідробіонтів.
м. Маріуполь (11 км вище міста)	0,35	0,24	2,9	8,0	1,19	18,91	79,9	Перехід ГЕ в стан локальних порушень динамічної рівноваги; ІСП знаходиться на межі пристосувальних можливостей гідробіонтів.
м. Маріуполь (в межах міста)	0,45	7,2	5,5	10,0	0,59	9,49	89,90	Перехід ГЕ у фазу критичного розвитку, яка характеризується вже значними структурно-функціональними змінами в ГЕ.
м. Маріуполь (500 м нижче скиду зворотних вод)	0,72	6,3	4,9	10,0	0,25	5,21	94,54	Перехід ГЕ у фазу критичного розвитку, яка характеризується вже значними структурно-функціональними змінами в ГЕ.
м. Жданов (24 км вище міста)	1,9	2,4	10,0	15,0	1,28	37,31	61,41	Перехід ГЕ в граничний стан, коли асиміляційний їх потенціал стає лімітуючою функцією щодо детоксикації речовин антропогенного походження та продуктів їх метаболізму.
м. Жданов (в межах міста)	0,9	0,53	1,8	5,0	0,56	5,00	94,44	Перехід ГЕ в стан локальних порушень динамічної рівноваги; інтенсивність самовідновлення знаходиться на межі пристосувальних можливостей гідробіонтів.
м. Жданов (500 м нижче скиду вод заводу Азовсталь)	4,5	1,65	6,3	15	0,84	8,06	91,1	Перехід ГЕ у фазу критичного розвитку, яка характеризується вже значними структурно-функціональними змінами в ГЕ.

Крім того, можна зазначити, що спостерігається збалансованість стану природно-антропогенних систем за рахунок узгодженості сумарного антропогенного навантаження на певні гідроекосистеми з індексом екологічної техноємності. Але коли обстановка в ГЕ характеризується як критична або дуже небезпечна, ця збалансованість переходить в напружений стан і погіршуються самовідновні процеси в ГЕ. Саме такий екологічний стан ВБК потребує вносити зміни в норматив ГДС.

Отримані результати будуть сприяти у практичних умовах прийняттю екологічно значимих результатів щодо забезпечення раціонального використання водних ресурсів.

Список використаної літератури

1. Удод В.М., Яців М.Ю. Інженерні методи захисту гідросфери. – К.: РВВ КНУБА, 2009, 109 с.
2. Гончарук Є.Г. та інші. Комунальна гігієна. – К.: Здоров'я, 2003, 726 с.
3. Мазур И.И., Молдованов О.И., Шишов В.Н. Инженерная экология. – М.: Высшая школа, 1996, Том 1, 637 с.
4. Мислюк О.О. Основи хімічної екології. – Київ: Кондор, 2012, 660 с.
5. Воробьёв А.Е. и другие. Основы природопользования. – Ростов-на-Дону: Феникс, 2006, 544 с.
6. Удод В.М., Яців М.Ю. Сталий розвиток гідроекосистем – основа екобезпечного водокористування // Екологічна безпека та природокористування: Наук.-техн. збірник. – К.: КНУБА, 2011. – Вип. 7, С. 136–154.
7. Жукова Е.Г. Эколого-гигиеническая оценка состояния бассейна р. Кальмиус // Материалы международной научно-практической конференции: «Среда, окружающая человека природная, техногенная, социальная: Брянск. ЦНТИ, 2013, С. 8–11.
8. Жигуц Ю.Ю., Лазар В.Ф. Инженерна екологія. – К.: Конзор, 2012, 170 с.

Стаття надійшла до редакції 04.02.14 українською мовою

© В.М. Удод, О.Г. Жукова

ЕКОЛОГІЧНА ХАРАКТЕРИСТИКА ПРИРОДНО-АНТРОПОГЕННИХ ГІДРОЕКΟΣΙΣΤΕΜ ВОДНОГО БАСЕЙНУ Р. КАЛЬМІУС

При екологічній оцінці стану гідроекосистем (ГЕ) водного басейну Кальмиус (ВБК) використовують інженерно-екологічні показники та їх параметри, більшість з яких запропоновано нами. Використано системно-басейновий підхід дослідження ВБК, основою якого стали систематизація та обробка даних екологічного моніторингу за довготривалий період. Таким періодом дозволено встановити наукові закономірності розвитку природно-антропогенних ГЕ в умовах постійної техногенної навантаження на них. Показано, що виникнення цих систем пов'язано з зміною асиміляційної ємності водної середовища, збільшенням техноємності та змінами структурно-функціональних властивостей ГЕ, зниженням самовідновних властивостей ГЕ. Отримані результати стануть корисними для забезпечення раціонального використання водних ресурсів.

© V.M. Udod, O.G. Zhukova

**ECOLOGICAL CHARACTERISTICS OF NATURAL-ANTHROPOGENIC
HIDROEKOSYSTEM WATER BASIN R. KALMIUS**

While giving an environmental assessment to the hydroecosystem state of the Kalmius River Basin the specialists usually use engineering-ecological indexes and their parameters, most of which are suggested by us in the paper. We put to use a systemic-basin approach to the Kalmius River Basin investigation. The basis of research is a systematization and handling of ecological monitoring data for a long-run period. Such time frame allowed to identify scientific regularities of natural-anthropogenic hydroecosystems development in response to a permanent man-induced impact on them. The paper shows that the emergence of such systems is connected with changes of aquatic habitat assimilation capacity, increase by anthropogenic and changes of structure-sensitive properties of hydroecosystems. Received results will be useful for the radical usage of water resources.

УДК 628.515

© О.Я. Олійник¹, д-р техн. наук;
І.С. Кузьмич², асистент кафедри ОПІНС

¹Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ;

²Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ

ВИЛУЧЕННЯ ФІТОПЛАНКТОНУ З ПОВЕРХНЕВИХ І ПІДЗЕМНИХ ВОД ФІЛЬТРУВАННЯМ

Теоретичним шляхом досліджуються процеси фільтрації і масообміну в пористих середовищах при вилученні фітопланктону із поверхневих та підземних вод фільтруванням. На підставі побудованої і реалізованої математичної моделі запропонована методика розрахунку зміни їх концентрації в рідинній і твердій фазах середовища.

Ключові слова: забруднення вод, очистка води, вилучення фітопланктону, фільтрування води, математична модель.

Наведені в сучасній літературі наукові дослідження щодо вилучення різних забруднень із поверхневих та підземних вод фільтруванням переважно стосуються забруднень мінерального і хімічного походження. Деякі спроби з вилучення з поверхневих вод фітопланктону фільтруванням вивчалися переважно в лабораторних умовах, і тому використання цих результатів має досить обмежений характер. У даній статті зроблена спроба на основі математичного моделювання існуючих механізмів і процесів з використанням результатів проведених досліджень розробити більш загальну і обґрунтовану методику розрахунку параметрів вилучення клітин фітопланктону з води фільтруванням.

При фільтруванні води із вмістом часток фітопланктону [1, 2] (в більшості клітин синьо-зелених водоростей), розчинених в об'ємі фільтра, поряд з відомими процесами, які пов'язані з формуванням і переносом цих часток, що розглянуті зокрема в роботі [3], основний процес їх вилучення полягає у взаємодії розчинених часток з твердими частинками пористого середовища (рис. 1). Внаслідок цієї взаємодії значна кількість завислих у воді клітин водоростей в результаті масообміну затримується середовищем завантаження, і при цьому відбувається очищення води і кальматація пористого середовища.

Важливими технологічними характеристиками, які визначають рівень ефективності очистки води від фітопланктону, є визначення зміни кількості клітин водоростей в розчині по висоті фільтра і особливо кількості клітин на виході з фільтра (у фільтраті). Другою важливою характеристикою при видаленні клітин водоростей із води фільтруванням буде об'єм (маса) утвореного осаду і динаміка його накопичення по висоті фільтра і в часі σ .

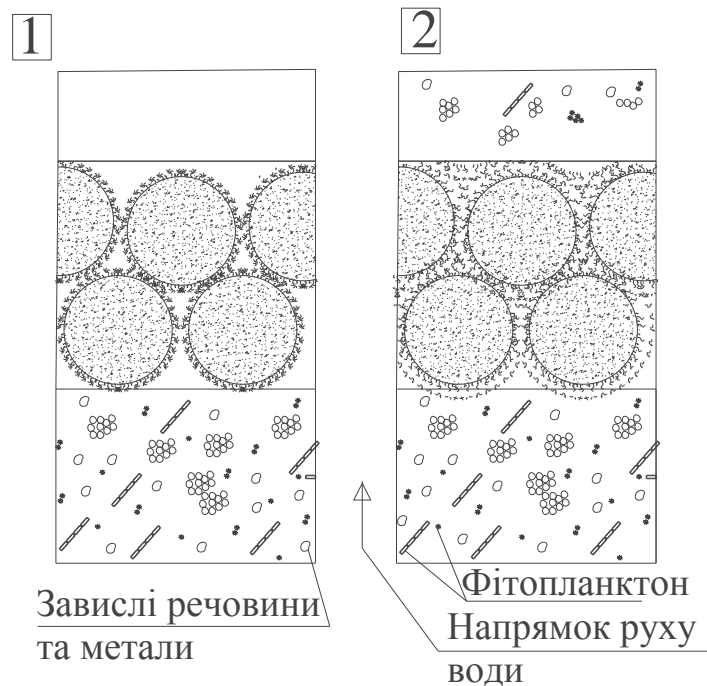


Рис. 1 – Затримання клітин фітопланктону, що міститься у воді, фільтруванням на пористому завантаженні: 1 – процес налипання забруднень; 2 – процес відриву забруднень

При цьому вважається, що формування кількості утвореного осаду фітопланктону відбувається переважно за рахунок відриву його частинок від поверхні зерен завантаження назад в розчин, і, як показали проведені дослідження, незначною кількістю осаду, який може осісти безпосередньо з розчину, можна знехтувати.

Після проведеного аналізу із врахуванням прийнятих положень і передумов сформульована наступна математична модель вилучення клітин водоростей із води фільтруванням крізь пористе завантаження [4, 5], яка в подальшому прийнята для реалізації.

Математична модель складається із рівнянь матеріального балансу, записаних відносно концентрацій клітин фітопланктону в розчині C і у твердій нерухомій фазі σ [3].

$$n_c \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} - \frac{\partial \sigma}{\partial t}, \quad (1)$$

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = K_1 C - K_2 \sigma, \quad (2)$$

де $C(x, t)$ і $\sigma(x, t)$ – масові концентрації (кількості) часток в рідинній (в одиниці об'єму рідини) і твердій (в одиниці об'єму пористого середовища) фазах в момент часу t і перерізі x ; n_c – розрахункова пористість завантаження; v – швидкість фільтрації; $K_{1,2}$ – відповідно узагальнені константи швидкості адсорбції (прилипання) клітин фітопланктону на зернах завантаження і їх відриву від поверхні цих зерен.

Рівняння (1) показує, що перенос завислих частинок відбувається в напрямку x за рахунок конвективного переносу. У цьому випадку згідно з [6, 7, 8] дифузійним переносом нехтуємо.

Перший правий член в рівнянні (2) фізично означає швидкість прилипання клітин фітопланктону на зернах завантаження, а другий член – швидкість відриву цих клітин. Рівняння кінетики обміну (2) є рівнянням нерівнозваженої зворотної адсорбції розчинених частинок при відомій ізотермі Генрі [3, 9].

Так, при $C > \frac{K_2 \cdot \sigma}{K_1}$ відбувається адсорбція речовин, а при $C < \frac{K_2 \cdot \sigma}{K_1}$ – їх десорбція.

У випадку надходження в пористе середовище рідини із концентрацією $C > C_e$ відбувається адсорбція, при концентрації $C < C_e$ – десорбція (C_e – концентрація рідини в середовищі в природних умовах). Зазвичай C_e відповідає рівнозваженій концентрації, яка має місце при $\frac{\partial \sigma}{\partial t} = 0$.

Нагадуємо також, що при роботі очисного фільтра прийнята найбільш поширена на практиці технологічна схема з постійною швидкістю фільтрування, яка дорівнює початковій для чистого фільтра. Методики розрахунку параметрів фільтрації в цьому випадку зокрема розглянуто в роботі [3].

У даному випадку весь процес вилучення зазначених забруднень можна розділити на два етапи:

1) На першому етапі розглядається тільки процес прилипання забруднень C на гранулах пористого середовища (в даному випадку), тобто кількість осаду $K_2 \sigma$, яка переходить в розчин, буде незначною і ним можемо знехтувати $K_2 \sigma = 0$.

$$\frac{\partial \sigma}{\partial t} = K_1 C, \quad n_c \frac{\partial C}{\partial t} = -v \frac{\partial C}{\partial x} - K_1 C \quad (3)$$

Тоді, в результаті рішення системи рівнянь (3) отримаємо при умовах $t = 0$ і $x > 0$, $C = C^0$, $\sigma = 0$; при $x = 0$ і $t > 0$, $C \equiv C_0$, загальне рівняння

$$C(\bar{x}, \bar{t}) = C^0 e^{-\bar{t}} + (C_0 e^{-\bar{x}} - C^0 e^{-\bar{t}}) \eta, \quad (4)$$

де $\eta = 1$ при $\bar{t} > \bar{x} > 0$ і $\eta = 0$ при $\bar{t} < \bar{x}$, $\bar{x} = x \frac{K_1}{v}$, $\bar{t} = t \frac{K_1}{n_c}$.

Таким чином, для основного (активного) режиму роботи фільтра ($t > \bar{t}_c = \frac{n_c L}{v}$) маємо

$$C(\bar{x}) = C_0 e^{-\bar{x}}, \quad C(L) = C_0 e^{-\bar{L}}, \quad \text{де, } \bar{L} = L \frac{K_1}{v} \quad (5)$$

Для визначення концентрації σ в результаті рішення (3) при початковій умові $t = 0$, $\sigma = 0$ маємо

$$\sigma(\bar{x}, \bar{t}) = n_c [(C^0 e^{-\bar{t}} - C_0 e^{-\bar{x}} + C_0 (\bar{t} - \bar{x}) e^{-\bar{x}}) \eta + C^0 (1 - e^{-\bar{t}})] \quad (6)$$

Зазначимо, що для основного (активного) режиму роботи фільтра в рівнянні (6) приймаємо $\eta = 1$.

На 1-му етапі з використанням результатів проведених дослідів при відомих концентраціях на вході і виході C і параметрах фільтра (v, L) проведено визначення коефіцієнта K_1 . Після цього було визначено час t_c і концентрацію σ_{0c} , при яких починається відрив і утворення осівшого осаду.

Так, при відомому часі t_c при $\eta = 1$ за формулою (6) знаходимо середню концентрацію σ_{0c} , яка буде у фільтрі на початку відриву часток твердої фази в осад.

2) Потім переходимо до розрахунків наступного другого етапу із врахуванням процесів відриву при відомих значеннях K_1 і σ_{0c} та інших параметрах фільтрування. У роботі [3] було отримано загальне рішення рівнянь (1) і (2) при початкових граничних умовах $C(x, 0) = C^0, \sigma(x, 0) = \sigma_0, C(0, t) = C_0$. Нижче наведемо результати деяких спрощених рішень цих рівнянь, які переважно будуть використовуватись на практиці. Можна значно спростити, коли маємо "чисте" пористе середовище (завантаження фільтра) і воно насичене рідиною, в якій відсутні забруднення, що надходять з рідиною і підлягають вилученню, тобто з отриманого в роботі [3] загального рішення отримано при $C^0 = 0, \sigma_0 = 0$ залежності

$$C(\bar{x}, \bar{t}) = C_0 [F_1(\bar{x}, \bar{t}) + F_2(\bar{x}, \bar{t})] \cdot \eta \quad (7)$$

$$\sigma(\bar{x}, \bar{t}) = A \cdot C_0 \cdot F_2(\bar{x}, \bar{t}) \quad (8)$$

Тут $\eta = 1$ при $t > \frac{n_c}{v} x, \eta = 0$ при $t < \frac{n_c}{v} x, \bar{x} = \frac{K_1}{v} x, \bar{t} = t \cdot K_2, A = \frac{K_1}{K_2}$.

Із загального рішення системи рівнянь (1) і (2), прийнявши в ньому $n_c \frac{\partial c}{\partial t} = 0$ для основного (активного) режиму роботи фільтра, а саме для суттєвих значень часу t отримано при $C(x, 0) = C^0, \sigma(x, 0) = \sigma_0$ і $C(0, t) = C_0$ залежності

$$C(\bar{x}, \bar{t}) = (C_0 - C^0) F_1(\bar{x}, \bar{t}) + (C_0 - B) F_2(\bar{x}, \bar{t}) + B \quad (9)$$

$$\sigma(\bar{x}, \bar{t}) = A(C_0 - B) F_2(\bar{x}, \bar{t}) + AB + (\sigma_{0c} - AB) e^{-\bar{t}} \quad (10)$$

де $B = \frac{\sigma_0}{A}, A = \frac{K_1}{K_2}$.

Для розрахунку концентрацій C і σ безпосередньо в другому випадку в результаті рішення системи рівнянь (1) і (2) при $n_c \frac{\partial c}{\partial t} = 0$ також іншим шляхом при $C(0, t) = C_0, \sigma(x, 0) = \sigma_{0c}$ отримані залежності

$$C(\bar{x}, \bar{t}) = \frac{AC_0 - \sigma_{0c}}{A} [F_1(\bar{x}, \bar{t}) + F_2(\bar{x}, \bar{t})] + \frac{\sigma_{0c}}{A}, \quad (11)$$

$$\sigma(\bar{x}, \bar{t}) = (AC_0 - \sigma_{0c})F_2(\bar{x}, \bar{t}) + \sigma_{0c}. \quad (12)$$

Оскільки в цьому випадку $B = \frac{\sigma_{0c}}{A}$, $C^0 = \frac{\sigma_{0c}}{A}$, то одержані раніше в результаті загального рішення залежності (9) і (10) співпадають із залежностями (11) і (12), які отримані при умові $n_c \frac{\partial c}{\partial t} = 0$. Таким чином, в більшості практичних випадків (при початкових умовах $C^0 = 0$, $\sigma_0 = \sigma_{0c}$ і при $t > \bar{t} = \frac{n_c}{v}x$) для розрахунку зміни концентрацій $C(x, t)$ і $\sigma(x, t)$ можна скористатись залежностями (11) і (12).

На основі цих залежностей на рис. 2, 3 побудовані розрахункові графіки $\frac{C}{C_0} = f(\bar{x}, \bar{t})$ і $\frac{\sigma}{A \cdot C_0} = f(\bar{x}, \bar{t})$.

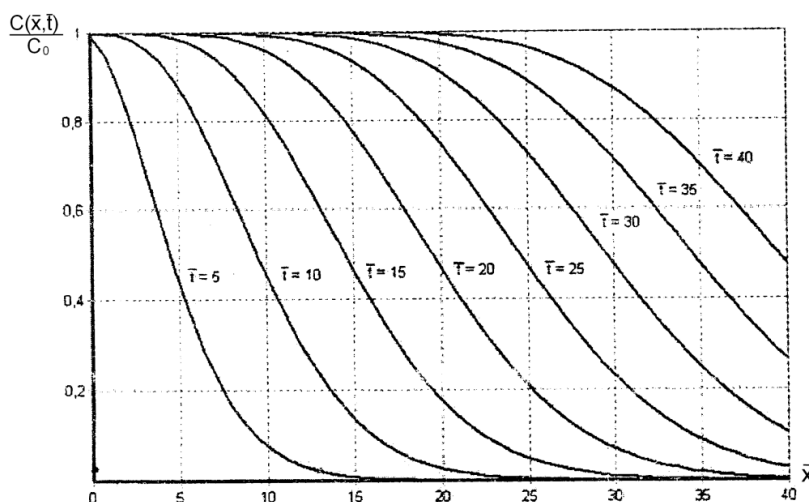


Рис. 2 – Графік залежності $\frac{C(\bar{x}, \bar{t})}{C_0} = F_1(\bar{x}, \bar{t}) + F_2(\bar{x}, \bar{t})$

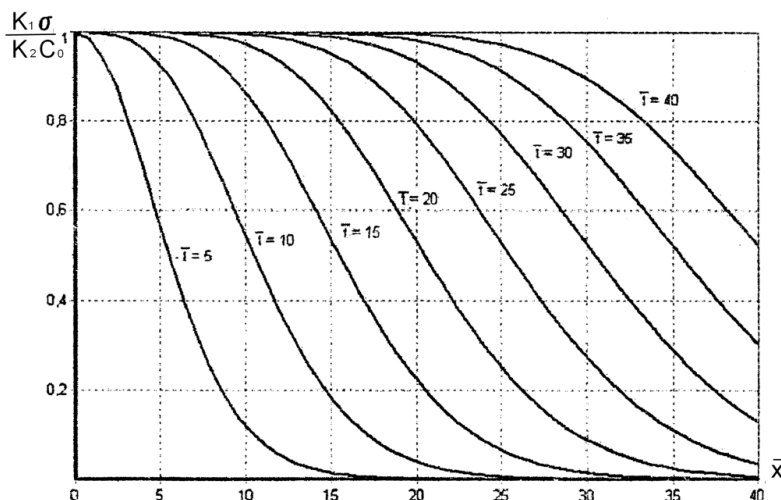


Рис. 3 – Графік залежності $\frac{K_2 \sigma(\bar{x}, \bar{t})}{K_1 C_0} = F_2(\bar{x}, \bar{t})$

Для цього значення функцій $F_1(\bar{x}, \bar{t})$ і $F_2(\bar{x}, \bar{t})$ наведені в побудованих таблицях в залежності від параметрів $\bar{x} = \frac{K_1}{v} x$, $\bar{t} = t \cdot K_2$ [3].

Проведена апробація результатів теоретичних розрахунків за наведеними залежностями показала, що вони в цілому добре узгоджуються з дослідними даними, отриманими в лабораторних умовах.

Список використаної літератури

1. Водоросли. Справочник / Вассер С.П., Кондратьева Н.В., Масюк Н.П. и др. – Киев: Наук. думка, 1989. – 608 с.
2. Graham, L.E., Wilcox, L.W. Algae. Prentice-Hall, Upper Saddle River, – New Jersey, 2000. – 637 pp.
3. Олійник О.Я., Калугін Ю.І. Деякі результати теоретичних досліджень процесів масообміну в пористих середовищах // Науково-технічний збірник «Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки». – 2010. – № 5. – С. 100–112.
4. Журба М.Г. Очистка воды на зернистых фильтрах. – Львов.: Вища школа. Изд-во при Львов. ун-те. 1980. – 200 с.
5. Веригин Н.Н., Коммунар Г.М. Фильтрация суспензий через пористые среды // Труды ВНИИ – ВОДГЕО “Научные исследования в области инженерной гидравлики” – М.: – 74, 1978. – С. 120–124.
6. Алексеев В.С., Коммунар Г.М., Шержуков Б.С. Массоперенос в водонасыщенных горных породах. // Итоги науки и техн. ВИНТИ. Сер. Гидрогеология. Инженерная геология. – М.: 1989. т. 11, – 142 с.
7. Методы прогноза солевого режима грунтов и грунтовых вод // Под ред. Н.Н. Веригина – М.: Недра, 1979. – 336 с.
8. В.Л. Поляков. О фильтрации суспензии при начальном загрязнении загрузки (линейная кинетика массопереноса) // Доповіди НАНУ, – 2006. – № 10 – С. 65–71.
9. Венецианов Е.В., Рубинштейн Р.Н. Динамики сорбции из жидких сред. – М.: Наука, 1983. – 273 с.

Стаття надійшла до редакції 04.03.14 українською мовою

© О.Я. Олейник, И.С. Кузьмич

УДАЛЕНИЕ ФИТОПЛАНКТОНА ИЗ ПОВЕРХНОСТНЫХ И ПОДЗЕМНЫХ ВОД ФИЛЬТРОВАНИЕМ

Теоретическим путем исследуются процессы фильтрации и массообмена в пористых средах при изъятии фитопланктона из поверхностных и подземных вод фильтрованием. На основании построенной и реализованной математической модели предложена методика расчета изменения их концентрации в жидкостной и твердой фазах среды.

© O.Y. Oliynyk, I.S. Kuznych

**REMOVING PHYTOPLANKTON FROM THE SURFACE AND GROUND WATER
BY FILTRATION**

By theoretical means are investigated processes of the filtration and mass transfer in porous media when removing phytoplankton from surface and groundwater filtration. On the basis constructed and implemented of mathematical of model offered a methodic of the change their concentration in the liquid and solid phases of the medium.

УДК 628.33:532.1

© Н.Г. Степова¹, канд. техн. наук;
Ю.І. Калугін¹, канд. фіз-мат. наук;
О.М. Кушка², доцент, канд. техн. наук

¹Інститут гідромеханіки НАН України, м. Київ;

²Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ

МОДЕЛЮВАННЯ МЕХАНІЧНОГО ЗНЕВОДНЕННЯ ОСАДУ ОЧИСНИХ СПОРУД НА ФІЛЬТРПРЕСІ

Показана актуальність проблеми утилізації осаду водопровідних і каналізаційних очисних споруд в Україні. Обґрунтована ефективність його механічного зневоднення та наведені теоретичні передумови, які лежать в основі цього процесу. Складена комп'ютерна програма для розрахунку основних технологічних параметрів зневоднення осаду на фільтр-пресі, робота якої проілюстрована прикладом.

Ключові слова: зневоднення осаду, моделювання, комп'ютерна програма, фільтрпрес.

Вступ

У липні 2010 року Генеральна асамблея ООН визнала доступ до чистої води та каналізації одним з прав людини [1, 2]. А це означає якісну очистку води, включаючи всі пов'язані з цим процеси.

В Україні 56% населення користується централізованими системами водопостачання, до яких вода надходить з поверхневих джерел [3]. Така вода містить значну кількість завислих речовин, для вилучення яких використовуються реагенти. Найбільш уживаними в нашій країні є сульфат алюмінію і сульфат або хлорид тривалентного заліза [4]. Введення реагенту ініціює процес коагуляції, в результаті чого завислі речовини злипаються, збільшуються і продукують здатні до осідання частки, які в процесі седиментації утворюють осад.

Прийнявши 200 л водоспоживання на одну особу на добу, концентрацію завислих речовин після обробки реагентом 250 мг/л, і врахувавши кількість населення, яка користується очищеною водою з поверхневих джерел, можна приблизно оцінити масу осаду, яка утворюється щодоби в Україні – це близько 1300 т по сухій речовині. З урахуванням того, що даний тип осаду має вологість 99% і густину, близьку до густини води, отримуємо, що орієнтовно в Україні на водопровідних очисних спорудах продукується 130 000 м³ осаду на добу. Слід зауважити, що проблема осаду характерна не лише для України, а є актуальною, в більших чи менших масштабах, для всього світу. Крім того, велика кількість осаду вологістю 90–99% (90% після первинних відстійників і 99% після вторинних) утворюється на

каналізаційних очисних станціях. В перерахунку на суху речовину це становить в середньому 150 г осаду після первинних відстійників і 80 г – після вторинних на кожний кубометр стічних вод, що надходять на очищення [5].

Скидання осаду водопровідних очисних споруд до річок (існуюча на багатьох українських станціях водопідготовки практика) або накопичення осаду каналізаційних очисних споруд на мулових майданчиках негативно впливає на довкілля. Запобігти цьому допомагає відповідна обробка осаду, і першим процесом тут є механічне зневоднення [5, 6].

Матеріали та методи

Визначення величини зменшення об'єму осаду

Зневоднення осаду водопровідних і каналізаційних очисних споруд дозволяє суттєво зекономити кошти на його транспортування і утилізацію або ліквідацію завдяки суттєвому (у разі) зменшенню об'ємів осаду навіть при незначній (на кілька відсотків) зміні вологості.

Наочно це можна проілюструвати за допомогою графіка, наведеного на рис. 1, на якому показана зміна об'єму осаду в залежності від його вологості. На осі абсцис відкладено об'ємну вологість у відсотках, а на осі ординат – відносний об'єм осаду, приведений до безрозмірного вигляду. Під відносним об'ємом осаду розуміється відношення загального об'єму осаду V_{oc} до об'єму його твердої фази V_{mf} :

$$\bar{V} = \frac{V_{oc}}{V_{mf}}; \quad (1)$$

Об'ємна вологість W розраховувалась як об'єм води в осаді V_w , виражений у відсотках до його початкового об'єму V_{oc} :

$$W = \frac{V_w}{V_{oc}} \cdot 100\% = \frac{V_w}{V_w + V_{mf}} \cdot 100\%; \quad (2)$$

Знаючи, що $V_{oc} = V_w + V_{mf}$, і використовуючи вираз (2), можна знайти, у скільки разів зменшується об'єм осаду при втраті ним води:

$$n = \frac{V_{ocn}}{V_{ock}} = \frac{100\% - W_k}{100\% - W_n} \quad (3)$$

Тут n – коефіцієнт зменшення об'єму осаду;

V_{ocn} – початковий об'єм осаду, м³;

V_{ock} – кінцевий об'єм осаду (об'єм осаду після зневоднення), м³;

W_n – початкова об'ємна вологість осаду, %;

W_k – кінцева об'ємна вологість осаду (об'ємна вологість осаду після зневоднення), %.

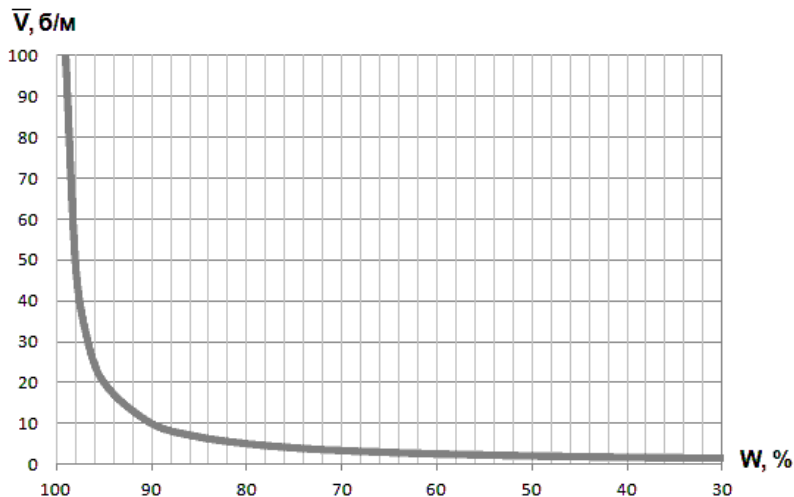


Рис. 1 – Зміна відносного об'єму осаду в залежності від вологості

Неважко підрахувати, що при зменшенні вологості навіть на дев'ять відсотків – з 99% до 90%, об'єм осаду зменшується у 10 разів:

$$n = \frac{100\% - 90\%}{100\% - 99\%} = 10$$

Досить часто в літературі (наприклад, [6]) використовується поняття вологості осаду по масі. У цьому випадку вираз (2) зміниться до наступного вигляду:

$$W_M = \frac{V_{\text{в}} \rho_{\text{в}}}{V_{\text{в}} \rho_{\text{в}} + V_{\text{тп}} \rho_{\text{тп}}} \cdot 100\%; \quad (4)$$

Тут $\rho_{\text{в}}$ – густина води, $\rho_{\text{тп}}$ – густина твердої речовини.

Для розуміння порядку величини густини твердої фази в осаді очисних споруд наведемо кілька цифр. Так, густина твердої фази активного мулу (після біологічного очищення стічних вод) в середньому становить 1250 кг/м^3 [5]. Густина твердої фази осаду станції водопідготовки після обробки води солями заліза – 3000 кг/м^3 [7].

Сучасні споруди для механічного зневоднення осаду дозволяють зменшити його об'єм більше ніж у 20 разів [8]. Найбільш розповсюдженими установками на сьогодні є центрифуги, які ще називають відцентровими декантерами, і фільтрпреси.

Зазвичай осад після водопровідних очисних споруд зневоднюють до вологості 75–80% [6]. Такий показник вологості є обґрунтованим, перш за все, з економічної точки зору. За формулою (3) неважко підрахувати, що при зменшенні вологості з 99% до 75% об'єм осаду зменшиться у 25 разів, тоді як при зменшенні вологості з 75% до 25% об'єм осаду зменшиться лише у 3 рази.

На жаль, на сьогодні водопровідні та каналізаційні очисні споруди міста Києва, як і переважної більшості українських міст, не обладнані спорудами механічного зневоднення

осаду, хоча на деяких з них і проводилось експериментальне зневоднення на пересувних установках [8]. На рис. 2 наведена фотографія осаду вологістю 76% після його тестового зневоднення на Дніпровській водопровідній станції міста Києва. Як бачимо, консистенція механічно зневодненого осаду робить його придатним для транспортування за допомогою вантажівок, тоді як вихідний осад вологістю 99% є рідким і транспортувати його можна лише за допомогою трубопроводів.



Рис. 2 – Осад вологістю 76% після зневоднення

Виходячи з актуальності проблеми, було проведене математичне моделювання процесу механічного зневоднення осаду на фільтрпресі.

Теоретичні основи процесу

Спрощено схему роботи фільтрпреса можна представити так, як це зображено на рис. 3. Осад подається до фільтрувальної камери висотою H_0 (див. рис. 3), що з одного боку обмежена мембраною, а з іншого поршнем, до якого прикладається надлишковий тиск ΔP . Під дією тиску ΔP вода, що міститься в осаді, фільтрується крізь мембрану, утворюючи фільтрат, а тверда фаза накопичується всередині фільтрувальної камери. Процес припиняється, коли внутрішній (осмотичний) тиск осаду сягає величини зовнішнього тиску ΔP і поршень не в змозі рухатись далі. При цьому висота шару осаду зменшується від первісного значення H_0 до кінцевого значення h .

Теоретичні основи процесів, що відбуваються при зневодненні осаду у фільтрпресі, та принципи математичного моделювання цієї споруди докладно описані у роботах [7, 9, 11].

Основою розуміння процесу фільтрування осаду під тиском є усвідомлення того факту, що окрім гідростатичного навантаження, яке є прямо пропорційним висоті шару осаду в камері фільтрпресу, існує ще внутрішній тиск структурованої системи, який при стабільних

умовах може розглядатись як осмотичний тиск [7, 10]. Сума цих двох видів зусиль становить той тиск, який треба подолати, прикладаючи до поршня зовнішнє зусилля, щоб процес зневоднення розпочався. При цьому частка гідростатичної та осмотичної складової в загальному тиску змінюється по висоті камери й залежно від часу фільтрування. Загальним підходом при моделюванні є встановлення залежності між тиском твердої фази і її концентрацією. Природа цього явища докладно описана в роботі [11], де тиск часток пояснюється через межу еластичності $P_y(\phi)$.

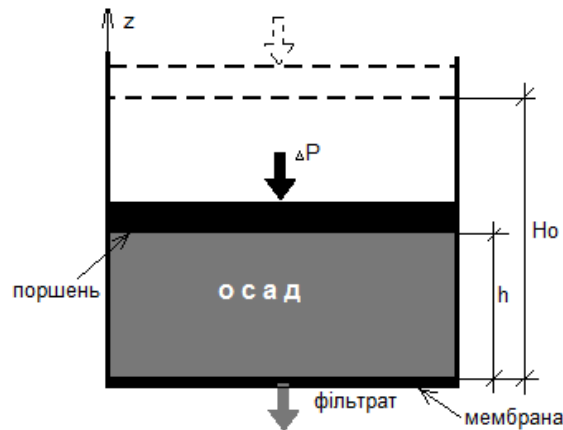


Рис. 3 – Схема роботи установки

В якості постулату Баскол і Уайт [11] прийняли, що структура, яка містить дуже велику кількість завислих часток (з концентрацією не менш, ніж 5 г/л [12]), може поводитись як тверде тіло об'ємної фракції ϕ доти, поки зовнішнє зусилля не перевищить межі еластичності. При досягненні цієї межі відбувається руйнування структури й локальне збільшення об'ємної фракції. При цьому при моделюванні даного процесу приймається, що руйнування структури протікає дуже швидко в порівнянні з часом перебування всього процесу фільтрування, отже, зовнішній тиск у кожному елементарному об'ємі суспензії завжди тільки на нескінченно малу величину вище межі еластичності [11]. Процес закінчується, коли зовнішнього тиску поршня вже недостатньо, щоб перевищити межу еластичності осаду, обумовлену його колигативними властивостями.

З технологічної точки зору ми спостерігаємо за зміною $h(t)$ і намагаємось визначити, як контроль над такими параметрами, як ΔP , X_0 та H_0 може вплинути на пропускну спроможність фільтрпреса.

Рівняння, що описують перебіг процесу фільтрування осаду в часі, наведені в роботах різних авторів, наприклад [7, 9, 11, 13], і можуть бути зведені до вигляду дифузійного рівняння, записаного для локальної об'ємної фракції твердої фази X :

$$\frac{\partial X}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[D(X) \frac{\partial X}{\partial z} - X \frac{dh}{dt} \right] \quad (5)$$

Тут X – об'ємна фракція твердої фази;

dh/dt – швидкість руху поршня;

$D(X)$ – коефіцієнт дисперсії, який в роботі [9] пропонується визначати за такою формулою:

$$D(X) = \left(\frac{V_p}{\lambda}\right) \left[\frac{dP_y/dX}{r(X)}\right] (1-X)^2 \quad (6)$$

Тут V_p – середній об'єм однієї частинки;

λ – коефіцієнт опору руху частинки;

$r(X)$ – коефіцієнт стисненого осідання;

P_y – залежна від концентрації твердої фази межа еластичності осаду.

Коефіцієнт стисненого осідання $r(X)$ входить до залежності для визначення середньої швидкості осідання часток u [11]:

$$u = \frac{u_0(1-X)}{r(X)} \quad (7)$$

Тут u_0 – швидкість вільного осідання однієї частинки.

З іншого боку існує емпіричний підхід для визначення швидкості u [14, 15]:

$$u = u_0(1-X)^a, \text{ де } a \approx 4.5 - 6.5 \quad (8)$$

Прирівнявши рівняння (7) і (8), отримуємо вираз, який пов'язує коефіцієнт стисненого осідання з об'ємною фракцією твердої фази:

$$r(X) = \frac{u_0(1-X)}{u_0(1-X)^a} = (1-X)^{1-a} = (1-X)^{-b}, \quad (9)$$

де $b \approx 3.5 - 5.5$.

Багато авторів, наприклад [7, 9, 16], описують P_y наступною степеневою залежністю:

$$P_y = p_1 \left[\left(\frac{X}{X_g}\right)^{p_2} - 1 \right] \quad (10)$$

Тут X_g – об'ємна фракція твердої фази у точці гелеутворення; p_1, p_2 – емпіричні параметри.

З виразу (10) може бути обчислена похідна dP_y/dX :

$$\frac{dP_y}{dX} = \frac{p_1 p_2 X^{p_2-1}}{X_g^{p_2}} \quad (11)$$

Підставивши рівняння (9) і (11) у рівняння (6), отримаємо вираз для визначення коефіцієнту дисперсії $D(X)$:

$$D(X) = \left(\frac{V_p}{\lambda}\right) \left[\frac{p_1 p_2 X^{p_2-1}}{X_g^{p_2}}\right] (1-X)^{2+b} = d_1 X^{d_2} (1-X)^{d_3} \quad (12)$$

Тут

$$d_1 = \frac{V_p p_1 p_2}{\lambda X_g^{p_2}};$$

$$d_2 = p_2 - 1;$$

$$d_3 = 2 + b.$$

Наведені вирази для розрахунку коефіцієнтів d_1 , d_2 , d_3 можуть використовуватись як орієнтир взаємозв'язку між різними параметрами, які мають для кожного окремого типу осаду визначатись експериментальним шляхом.

Максимальна об'ємна фракція твердої фази у фільтрпресі X_{inf} підраховується, виходячи з припущення, що процес зневоднення припиняється, коли внутрішній (осмотичний) тиск осаду сягає величини зовнішнього тиску ΔP і поршень не може рухатись далі. З урахуванням рівняння (10) для визначення осмотичного тиску осаду отримуємо:

$$\Delta P = p_1 \left[\left(\frac{X_{inf}}{X_g} \right)^{p_2} - 1 \right] \quad (13)$$

Звідси максимальна об'ємна фракція твердої фази:

$$X_{inf} = X_g \left(\frac{\Delta P}{p_1} + 1 \right)^{1/p_2} \quad (14)$$

Результати та дискусія

На основі викладених вище рівнянь була сформульована крайова задача, що описує процес зневоднення осаду у камері фільтрпреса за відповідних граничних та початкових умов. Усі параметри за стандартними методиками були переведені до безрозмірного вигляду, після чого крайова задача вирішувалась за допомогою чисельних методів. Спочатку для цього скористались класичним методом Рунге-Кутти четвертого порядку з автоматичним вибором довжини кроку інтегрування, величина якого коливалась у межах від 0,000125 (на початку розрахунку) до 0,0000625 (у кінці розрахунку). Але у зв'язку з тим, що тривалість кожного окремого розрахунку за методом Рунге-Кутти становила близько 15 хвилин, програму було переписано із застосуванням модифікованого методу ітерацій, який дозволив на порядок прискорити час роботи програми.

Створена комп'ютерна програма дозволяє за заданими вихідними даними (початковий шар осаду, точка гелеутворення, початкова концентрація твердої фази, зовнішній тиск, осмотичний тиск та коефіцієнт дисперсії), які легко вводяться або коригуються користувачем завдяки зручному інтерфейсу, розраховувати у будь-який момент часу концентрацію твердої фази у різних точках фільтрувальної камери, питомі витрати фільтрату, його сукупний об'єм тощо [8, 17].

Як приклад на рис. 4 наведена зміна часу фільтрування осаду в залежності від початкової концентрації твердої фази в ньому. Розрахунки (використані для побудови графіка, наведеного на рис. 4) проводились при наступних вихідних даних: $\Delta P = 1000$ кПа; $H_0 = 0,015$ м; $X_g = 0,007$; $p_1 = 1,150$ Па; $p_2 = 4,667$; $d_1 = 0,00353$ м²/с; $d_2 = 3,667$; $d_3 = 35,104$.

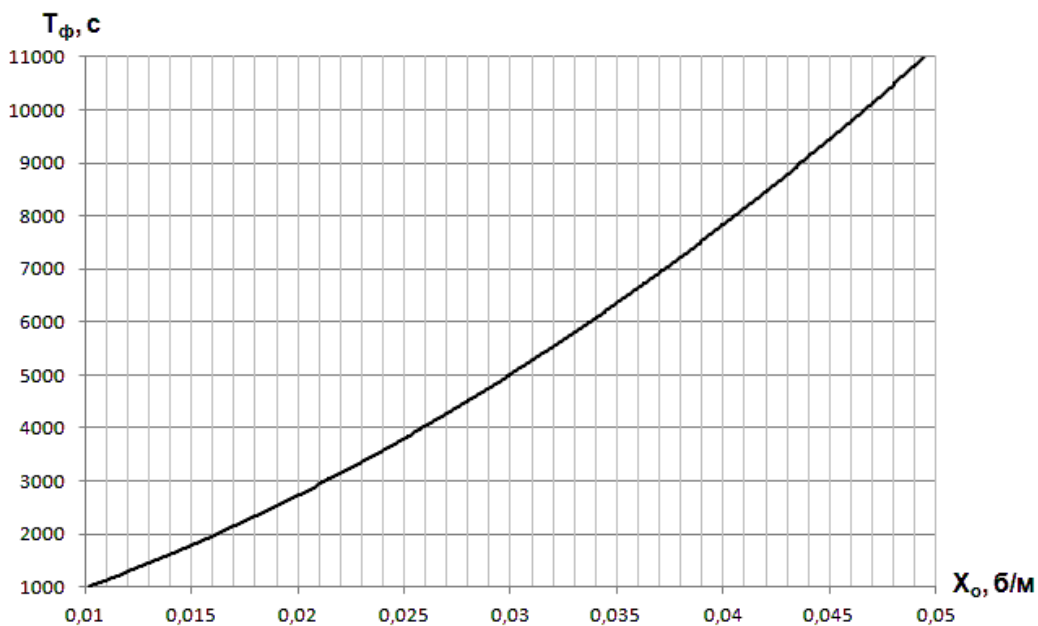


Рис. 4 – Залежність часу фільтрування від початкової концентрації твердої фази

Висновки

1. Утилізація осаду водопровідних і каналізаційних очисних споруд в Україні залишається ще й досі гострою проблемою, яку, зважаючи на значні об'єми осаду та його негативний вплив на довкілля, необхідно якнайшвидше вирішувати.

2. Оскільки механічне зневоднення осаду, яке дозволяє за незначний проміжок часу знизити його об'єм у 20–25 разів, є міжнародною практикою розв'язання подібної проблеми, актуальності набуває задача прогнозування роботи споруд механічного зневоднення.

3. З цією метою на базі описаної у зарубіжній фаховій літературі математичної моделі сформульована і вирішена чисельними методами крайова задача роботи фільтрпреса.

4. Розроблено комп'ютерну програму зі зручним інтерфейсом, яка дозволяє легко вводити або змінювати вихідні дані, швидко проводити розрахунки і отримувати у графічному вигляді основні технологічні параметри роботи фільтрпреса.

Список використаної літератури

1. United Nations. Resolution 64/292 «The human right to water and sanitation» of 28 July 2010 / General Assembly of United Nations, 2010, 3 p.
2. Wagner B. Menschenrecht auf sauberes Trinkwasser / Beate Wagner // WWT Wasserwirtschaft Wassertechnik. – 2011. – № 3. – С. 6–7.
3. Загальнодержавна програма "Питна вода України" на 2006–2020 роки, затверджена Законом України від 3 березня 2005 р. № 2455-IV.
4. Запольський А.К. Фізико-хімічна теорія очищення води коагулюванням сульфатом алюмінію / А.К. Запольський // Вода і водоочисні технології. – 2012. – № 1. – С. 4–13.
5. Wastewater Engineering: Treatment and Reuse (Fourth Edition). Section 14. – Metcalf&Eddy Inc. – 2003. – pp. 1447–1631.
6. Технический справочник по обработке воды [Дегремон], пер. с фр., Санкт-Петербург: Новый журнал. – 2007. – 1696 с.
7. Numerical modeling of fixed-cavity plate-and-frame filtration: formulation, validation and optimization / A.D. Stickland, R.G. de Kretser, P.J. Scales [et al.] // Chem. Eng. Sci. – 2006. – № 61. – pp. 3818–3829.
8. Степова Н.Г. Проблеми зневоднення осаду водопровідних і каналізаційних очисних споруд та шляхи їх вирішення / Н.Г. Степова, Ю.І. Калугін, О.М. Кушка // Водопостачання та водовідведення. – 2012. – № 1. – С. 24– 29.
9. Landman K.A. Prediction filtration time and maximizing throughput in a pressure filter // K.A. Landmann, L.R. White / AIChE Journal. – 1997. – vol. 43(12). – pp. 3147–3160.
10. Степова Н.Г. Вплив фізико-хімічних властивостей осаду каналізаційних очисних споруд на його здатність до зневоднення / Н.Г. Степова // Екологічна безпека та природокористування. – 2011. – № 7. – С. 73– 81.
11. Buscall R. The Consolidation of Concentrated Suspensions // R. Buscall, L.R. White / J. Chem. Soc., Faraday Trans. – 1987. – vol. 83 (1). – pp. 873– 891.
12. Schumacher S. Leistungsbestimmende Prozesse in Nachklärbecken, (Abschnitt 3.3.5. Rheologie) / Sebastian Schumacher. – Hannover: Institut für Strömungsmechanik und Elektronisches Rechnen im Bauwesen der Universität Hannover, 2006. – 137 S. – (Bericht Nr. 73/2006).
13. Landman K.A. Pressure Filtration of Flocculated Suspensions // K.A. Landman, L.R. White, M. Eberl / AIChE Journal. – 1995. – vol. 41(7). – pp. 1687–1700.
14. Landman K.A. Determination of the Hindered Settling Factor for Flocculated Suspensions // K.A. Landmann, L.R. White / AIChE Journal. – 1992. – vol.38 (2). – pp. 184–192.
15. Landman K.A. Solid/liquid separation of flocculated suspension // K.A. Landmann, L.R. White / Advances in colloid and interface science. – 1994. – vol. 51. – pp. 175–246.
16. Landman K.A. Dewatering of flocculated suspensions by pressure filtration // K.A. Landmann, C. Sirakoff, L.R. White / American Institute of Physics, Phys.Fluids A. – 1991. – vol. 3(6). – pp. 1495–1509.

17. Степова Н.Г. Сучасні методи обробки осаду очисних споруд систем водопідготовки та водовідведення // Н.Г. Степова, О.М. Кушка, Ю.І. Калугін / Вентиляція, освітлення та теплогазопостачання. – 2011. – № 15. – С. 71–77.

Стаття надійшла до редакції 28.02.14 українською мовою

© Н.Г. Степова, Ю.І. Калугін, А.Н. Кушка

**МОДЕЛИРОВАНИЕ МЕХАНИЧЕСКОГО ОБЕЗВОЖИВАНИЯ ОСАДКА
ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЙ НА ФИЛЬТРПРЕССЕ**

Показана актуальность проблемы утилизации осадка водопроводных и канализационных очистных сооружений в Украине. Обоснована эффективность его механического обезвоживания и приведены теоретические предпосылки, лежащие в основе данного процесса. Составлена компьютерная программа для расчета основных технологических параметров обезвоживания осадка на фильтрпрессе, работа которой проиллюстрирована примером.

© N.G. Stepova, Y.I. Kalugin, O.M. Kushka

**SIMULATE MECHANICAL SLUDGE DEWATERING TREATMENT FACILITIES
IN FILTER PRESS**

The problem is brought up how urgent is for Ukraine to utilize the sediment in water and wastewater treatment plants. Efficiency of its mechanical dewatering is shown and theoretical background of this process is presented. A computer code has been written to calculate the main technological parameters of sludge dewatering in filter press, which work is illustrated by an example.

УДК 628.35

© **О.А. Василенко**, канд. техн. наук, професор;

О.В. Поліщук, канд. техн. наук, доцент;

Л.О. Василенко

Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ

ВПРОВАДЖЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ БІОЛОГІЧНОЇ ОЧИСТКИ СТІЧНИХ ВОД ВІД СПЛУК АЗОТУ І ФОСФОРУ НА МІСЬКИХ ОЧИСНИХ СПОРУДАХ

Вивчений досвід роботи діючих аеротенків, в яких реалізовані технологічні схеми біологічного видалення зі стічних вод сполук азоту і фосфору. Напрацьовані рекомендації для проектування споруд із реалізацією зазначених схем.

Ключові слова: біологічне очищення стічних вод, нітрифікація, денітрифікація, біологічне видалення фосфору, аеротенк.

Постановка проблеми. У біологічно очищених традиційним способом стічних водах міститься значна кількість біогенних елементів (з'єднань азоту і фосфору), які, надходячи до водоймищ, призводять до евтрофікації останніх. Бурхливий розвиток водоростей у водоймі стає причиною вторинного забруднення води, підвищення кольоровості, зниження концентрації розчиненого кисню і погіршення її органолептичних показників. „Двітиння” води в природних водоймах значно ускладнює її використання для господарсько-питного водопостачання населених місць і промислових підприємств. Тому вміст основних біогенних елементів в очищених стічних водах повинен жорстко нормуватися.

Згідно із новим ДБН [17], при кількості еквівалентних жителів більше 500, на очисних спорудах повинно бути передбачене біологічне видалення зі стічних вод сполук азоту.

У той же час на переважній більшості очисних споруд України відсутні заходи щодо видалення з'єднань азоту і фосфору. При цьому існує багато методів для очищення стічних вод від біогенних елементів. Можна використовувати різні фізико-хімічні, біологічні і хіміко-біологічні методи. Найбільш ефективним з точки зору балансу рівня очистки та затрат коштів являється біологічний метод видалення з'єднань азоту і фосфору.

Біологічний метод очищення стічних вод від з'єднань азоту ґрунтується на процесах нітри-денітрифікації, що полягають в окислюванні нітрифікуючими бактеріями амонійного азоту до нітратів (нітрифікація) і наступного їхнього відновлення денітрифікуючими бактеріями до газоподібного азоту (денітрифікація). При цьому для життєдіяльності цих

мікроорганізмів використовується зв'язаний кисень нітратів і нітритів, що призводить до зменшення питомої витрати повітря на аерацію стічних вод і, як наслідок, питомих енерговитрат.

Біологічне очищення стічних вод від з'єднань фосфору ґрунтується на здатності деяких груп бактерій (переважно роду *Acinetobacter*) у штучно створених екстремальних умовах (досягаються при зміні зон, у яких перебувають бактерії з анаеробних на аеробні) вилучати з рідкої фази значно більші кількості фосфору, ніж це необхідно для створення клітинної структури (так зване «жадібне поглинання»).

Підвищення ефекту видалення фосфору в спорудах по типу аеротенків можна досягти при сполученні біологічних процесів з хімічним осадженням.

Виділення не розв'язаних раніше частин загальної проблеми. Згідно із новим ДБНом [17], допускається застосовувати досить багато схем, за якими можна здійснювати будівництво нових споруд біологічної очистки та реконструкцію вже діючих аеротенків із впровадженням технологій біологічного видалення азоту і фосфору.

Разом із цим в новому ДБНі [17] не наведені технологічні параметри даних схем, зокрема об'єми аеробних, анаеробних, аноксидних зон, ступені внутрішньої рециркуляції, питомі витрати кисню для нітрифікаторів тощо.

Формулювання цілей статті. Предмет даного дослідження полягає у вивченні досвіду роботи діючих аеротенків, в яких реалізовані технологічні схеми біологічного видалення із стічних вод сполук азоту і фосфору. Метою даного дослідження є напрацювання рекомендацій для проектування споруд із реалізацією зазначених схем.

Виклад основного матеріалу. Нижченаведений аналітичний огляд технологічних схем біологічного видалення зі стічних вод сполук азоту та фосфору, які рекомендовані новим ДБНом [17] та вже знайшли використання на практиці.

На схемах прийняті наступні позначення:

СВ – стічні води, що надходять у споруду;

ОСВ – очищені стічні води;

Р1 – нітратний рецикл;

Р2 – рециркуляція денітрифікованої мулової суміші в анаеробну зону;

ЦАМ – циркуляційний активний мул;

В – вторинний відстійник;

1 – анаеробна зона (має місце при відсутності в рідині як розчиненого кисню, так і зв'язаного кисню нітритів і нітратів);

2 – аеробна зона (створюється при аерації суміші (коли в рідині присутній розчинений кисень));

3 – аноксидна зона (обумовлюється присутністю нітритів і нітратів і відсутністю молекулярного кисню).

Схема модифікованого процесу Людчака-Етінгера

Дана схема складається з аноксидної та аеробної зони із внутрішньою рециркуляцією мулової суміші з кінця нітрифікатору на початок денітрифікатору (рис. 1) [2, 4, 5, 6, 12, 13].

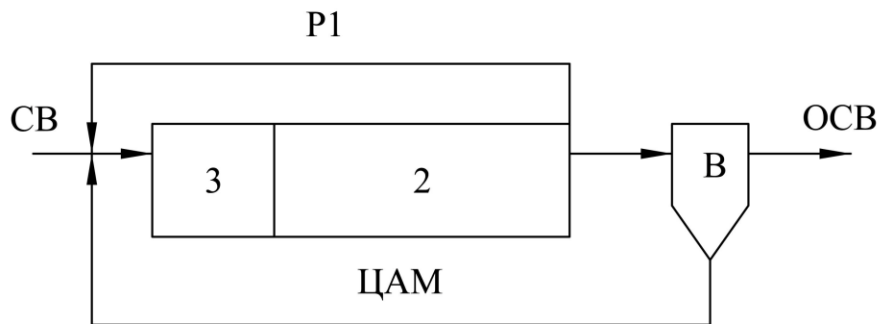


Рис. 1 – Схема модифікованого процесу Людчака-Етінгера з попередньою денітрифікацією

Величина внутрішньої рециркуляції складає від 50% [5, 6] до 200–500% [2] кількості стічних вод, що надходять на очистку.

За такою схемою був реконструйований чотирьохкоридорний аеротенк

Люберецької станції аерації м. Москви. Технологічні параметри роботи реконструйованого аеротенку представлені в таблиці 1 [6].

Таблиця 1 – Технологічні параметри роботи аеротенку, в якому реалізована схема процесу Людчака-Етінгера

Технологічні показники	Стічна вода	
	до очистки	після очистки
Витрата стічної рідини, м ³ /добу	110 000	
Доза мулу, г/л	2–2,3	
Питома витрата повітря, м ³ /м ³	1,4–1,5	
Нітратний рецикл, % від кількості стічних вод, що надходять на очищення	50	
БСК5, мг/л	60–100	3,1
N-NH ₄ , мг/л	15–23	0–0,1
N-NO ₂ , мг/л	дані відсутні	0,004–0,006
N-NO ₃ , мг/л	дані відсутні	8–8,5

Схема процесу АА/О

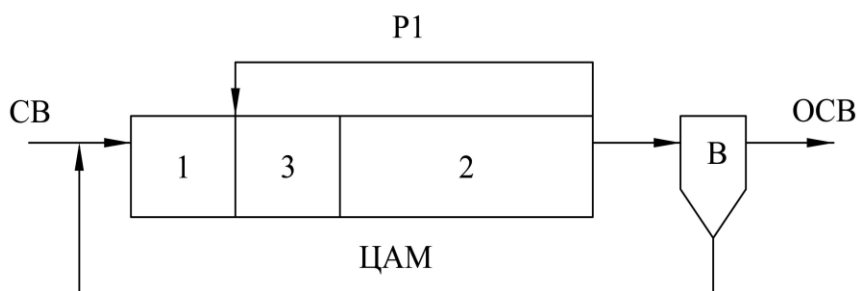


Рис. 2 – Схема процесу АА/О

Схема процесу АА/О чи А²/О (Anaerobic Anoxic/Oxic) (в деяких країнах вона має назву Phoredox (Phoredox modification)) складається з анаеробної, аноксидної та аеробної зон

Розділ 2. Основи природокористування

із рециркуляцією мулової суміші (100–300% [10] (50% [8])) із кінця аеробної зони на початок аноксидної (рис. 2).

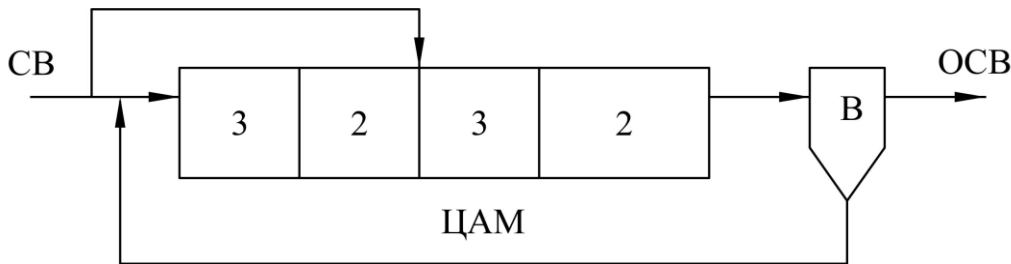
Випробування такої схеми проводилось на дослідній виробничій установці Красносельської станції аерації м. Санкт-Петербурга продуктивністю до 3600 м³/добу. Технологічні параметри схеми А²/О – процесу і результати іспитів наведені в таблиці 2 (в дужках дані технологічні показники схеми процесу АА/О, які відповідають якісним показникам очищеної стічної води, що отримані в результаті експериментів на дослідній установці та наведені в нижній половині таблиці) [7, 8].

Таблиця 2 – Технологічні параметри схеми процесу АА/О

Технологічний показник	Значення	
1	2	
Навантаження по мулу, гБСК ₅ /г б. р. добу	0,15–0,25	
Вік мулу, діб	4–27 (10–15)	
Доза мулу, г/л	2–4 (2,1–2,5)	
Приріст мулу, г/м ³	(0,03–0,06)	
1	2	
Муловий індекс, см ³ /г	(90–120)	
Зони:	Год	%
анаеробна	0,5–1,5	11–18
аноксидна	0,5–1,0	11–15
аеробна	3,5–6,0	70–78
Час перебування, год	4,5–8,5	
Рецикл мулу, %*	20–50 (50)	
Нітратний рецикл, %*	100–300 (50)	
Показники забруднення стічних вод	вхід	вихід
Завислі речовини, мг/л	40–60	<5
БСК ₅ , мг/л	30–60	3–3,2
ХСК, мг/л	130–150	30–60
ХСК(фільтрована проба), мг/л	70–80	30–50
N _{заг} , мг/л	15–16	5–6
N _{заг} (фільтрована проба), мг/л	11–13	5–6
N-NH ₄ , мг/л	10–12	0,2–0,3
P _{заг} , мг/л	2–2,6	1,2–1,4
P _{заг} (фільтрована проба), мг/л	1,3–1,6	1,2–1,4
* У відсотках від витрати стічної води, що надходить на очищення.		

Схема із двохступінчатою подачею стічних вод

Схема із двохступінчатою подачею стічних вод передбачає розділення споруди на чотири частини (рис. 3) [4, 12].



За цією схемою були введені в експлуатацію п'ять чотирьохкоридорних аеротенків Новолюберецької станції аерації м. Москви. При-

Рис. 3 – Схема видалення азоту з двохступінчастою подачею стічних вод

чому 50% подачі вхідних стічних вод були спрямовані в перші коридори, а інша частина – в треті. Технологічні параметри роботи одного такого аеротенку наведені в таблиці 3. Безумовною перевагою цієї схеми є відсутність внутрішніх рециклів.

Таблиця 3 – Технологічні параметри схеми з двохступінчатою подачею стічних вод

Технологічний показник	Значення	
1	2	
Час перебування стічних вод в споруді, год, в тому числі:	14,4	
в нітрифікаторах	9,65	
1	2	
в денітрифікаторах	4,75	
Питома витрата повітря, м ³ /м ³	4,1	
Рецикл активного мулу, %	81,2	
Доза зворотнього мулу, г/л	7,8	
Муловий індекс на виході, см ³ /г	81	
Вік мулу, діб	>20	
Показники забруднення стічних вод	вхід	вихід
Завислі речовини, мг/л	80	5,7
БСК ₅ , мг/л	89	2,2
N-NH ₄ , мг/л	17,7	0,28
N-NO ₃ , мг/л	–	7,8
N _{заг} , мг/л	25,5	6,9
Фосфати (за Р), мг/л	2,1	1,7
P _{заг} , мг/л	4,3	2,3

Схема чотирьохступеневого процесу Bardenpho

Професор Барнард та ін. (ПАР) запропонували схему чотирьохступеневого процесу Bardenpho (Barnard, Denitrification, Phosphorus), за якою очищення стічних вод відбувається шляхом послідовного проходження стічних вод через денітрифікатор і нітрифікатор першого ступеня та денітрифікатор і нітрифікатор другого ступеня. Крім цього, з кінця першого нітрифікатору на початок споруди передбачена рециркуляція мулової суміші (рис. 4) [2, 9, 12].

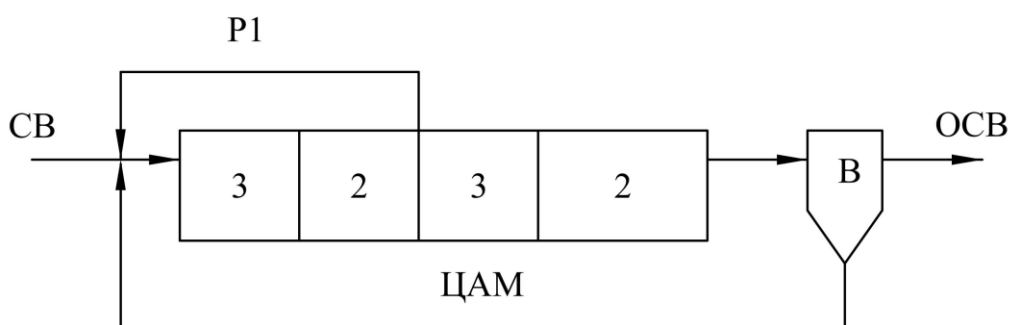


Рис. 4 – Схема чотирьохступінчастого процесу Bardenpho

Варто відмітити, що у другій аноксидній зоні денітрифікація здійснюється за рахунок позатавнутрішньоклітинних накопичень неокислених органічних

речовин (в ході ендогенної респірації мулу). Зрозуміло, що для інтенсивної вторинної денітрифікації необхідна достатня кількість субстрату, і тому цю схему доцільно застосовувати при наявності великої кількості речовин, що повільно окислюються, чи домішок промислового походження, які потребують тривалої трансформації перед біодеструкцією.

Схема модифікованого процесу Bardenpho

Розвитком попередньої схеми є схема модифікованого процесу Bardenpho (рис. 5) [1, 7, 9, 12].

Принциповою відмінністю цієї схеми від попередньої є влаштування анаеробної зони перед першою аноксидною. Внаслідок великої тривалості очищення стічних вод (до 23 годин) тут передбачається глибоке окислення амонійного азоту і значна денітрифікація [7]. Технологічні параметри роботи цієї схеми наведені в таблиці 4.

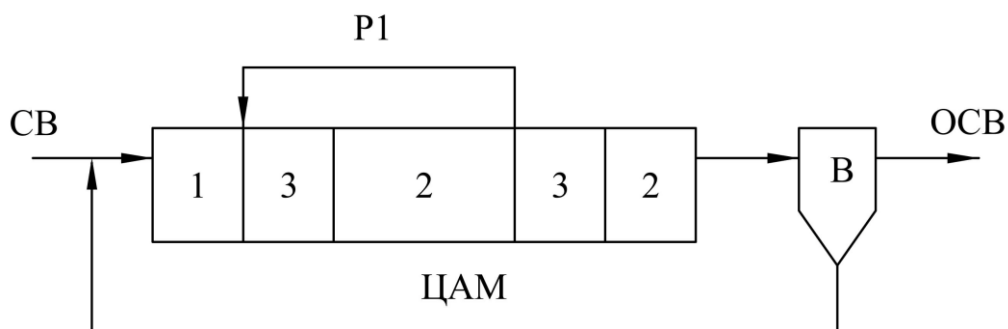


Рис. 5 – Схема модифікованого процесу Bardenpho

Таблиця 4 – Технологічні параметри схеми процесу Vardenpho

Технологічний показник	Значення	
Навантаження по мулу, гБСК ₅ /г б. р. добу	0,1–0,2	
Вік мулу, дів	10–40	
Доза мулу, г/л	2–5	
Зони:	Год	%
анаеробна	1–2	8–11
аноксидна	2–4	17–21
аеробна	4–12	42–52
аноксидна	2–4	17–21
аеробна	0,5–1,0	4–6
Час перебування, год	9,5–23,0	
Рецикл мулу, % від витрати	50–100	
Нігратний рецикл, % від витрати	400	

Схема процесу UCT

Оскільки фосфати і нітрати здійснюють взаємний інгібуючий вплив в анаеробній зоні, виникає необхідність у видаленні нітратів із рециркулюючого активного мулу. Такий варіант

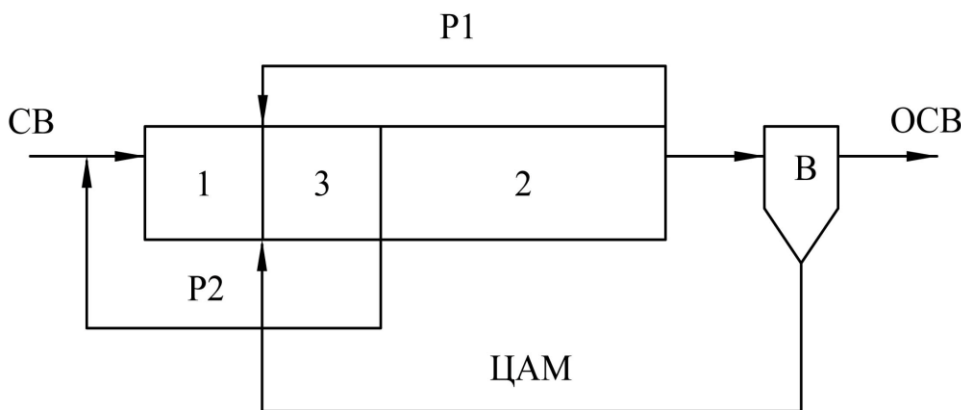


Рис. 6 – Схема процесу UCT

схеми був розроблений Кейптаунським університетом і дістав назву UCT (University of Cape Town) – процес (рис. 6) [7, 8, 9, 12].

За цією схемою циркулюючий активний мул направляється в аноксидну зону, де здійснюється часткова денітри-

фікація, і далі за допомогою рециклу P2 перекачується в анаеробну зону. В аноксидну зону повертаються нітрати з аеробної з рециклом P1.

Розглянута схема була випробувана на дослідній промисловій установці Красносельської станції аерації м. Санкт-Петербурга продуктивністю до 3600 м³/добу. Технологічні параметри схеми UCT – процесу і результати дослідів наведені в таблиці 5 [7, 8].

Таблиця 5 – Технологічні параметри схеми процесу УСТ

Технологічний показник	Значення	
Навантаження по мулу, гБСК ₅ /г б. р. добу	0,1–0,2	–
Вік мулу, діб	5–10 (6–40)	–
Доза мулу, г/л	1,5–3,0 (1,5–3,8)	–
Приріст мулу, г/м ³	(0,04–0,14)	–
Муловий індекс, см ³ /г	(70–150)	–
Зони:	Год	%
анаеробна	1–2	22–25
аноксидна	1–2	22–25
аеробна	2,5–4,0	50–56
Час перебування, год	4,5–8,0	–
Рецикл мулу, %*	50–100 (50–100)	–
Внутрішній рецикл, %	200–400	–
Нігратний рецикл, %	(50–100)	–
Рециркуляція денітрифікованої мулової суміші в анаеробній зоні, %	(55–70)	–
Показники забруднення стічних вод	Вхід	Вихід
Завислі речовини, мг/л	50–190	5–16
БСК ₅ , мг/л	40–130	2–12
ХСК, мг/л	100–320	30–80
ХСК (фільтрована проба), мг/л	50–150	20–60
N _{заг} , мг/л	19–29	7–15
N _{заг} (фільтрована проба), мг/л	15–23	6–12
N-NH ₄ , мг/л	13–19	0,2–9,8
P _{заг} , мг/л	2,5–5,3	0,6–1,8
P _{заг} (фільтрована проба), мг/л	1,6–2,6	0,3–1,6
* У відсотках від витрати стічних вод, що надходять на очищення		
Примітка: в дужках дані технологічні показники схеми процесу УСТ, які відповідають якісним показникам очищеної стічної води, що отримані в результаті експериментів на дослідній установці та наведені в нижній половині таблиці		

Схема процесу модифікації УСТ показана на рис. 7 [7, 9, 10, 12].

За цією схемою активний мул (ЦАМ) направляється в першу аноксидну зону, де здійснюється видалення нітратів з мулової суміші (денітрифікація мулу). Далі мул, позбавлений значної кількості нітратів перекачується в анаеробну зону, у якій відбувається вивільнення фосфору без інгібуючого впливу нітратів. Друга аноксидна зона слугує денітрифікатором нітритів і нітратів, що повертаються у складі мулової суміші з аеробної частини. Технологічні параметри роботи цієї схеми наведені в таблиці 6 [7].

Схема процесу МУСТ

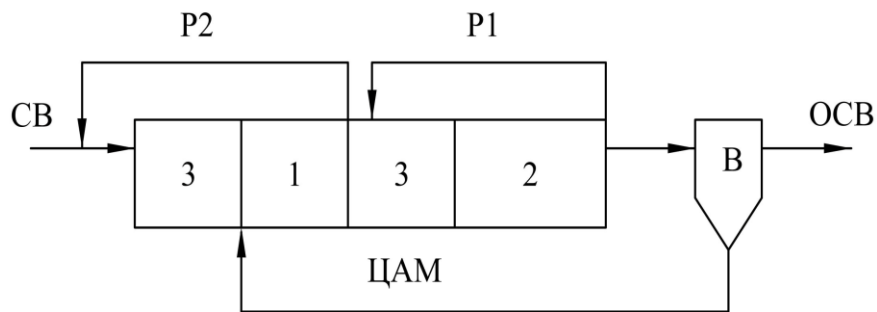


Рис. 7 – Схема процесу МУСТ

Таблиця 6 – Технологічні параметри схеми процесу МУСТ

Технологічний показник	Значення	
Навантаження по мулу, гБСК ₅ /г б. р. добу	0,1–0,2	
Вік мулу, днів	10–30	
Доза мулу, г/л	2–5	
Зони:	Год	%
анаеробна	1–2	9–11
аноксидна	2–4	18–22
аноксидна	2–4	18–22
аеробна	4–12	44–55
Час перебування, год	9–22	
Рецикл мулу, % від витрати	50–100	
Нітратний рецикл, % від витрати	100–600	

Схема JHB

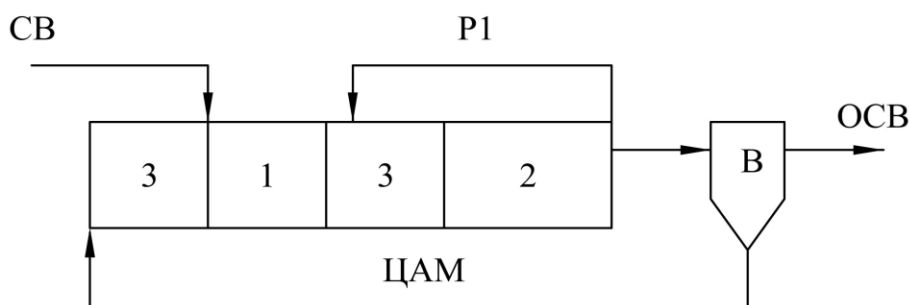


Рис. 8 – Схема процесу JHB

Схема JHB (Johannesburg) [9, 12] показана на рис. 8. Згідно із цією схемою, циркулюючий активний мул подається в аноксидну зону, що розташована перед анаеробною частиною.

В першій аноксидній зоні нітрати відновлюються за рахунок накопичених в мулі забруднень і не заважають вивільненню фосфатів. Як бачимо, ліквідована друга перекачка мулу, що застосовувалась в системі УСТ.

Підтримання мулової суміші в аноксидних і анаеробних зонах розглянутих схем у завислому стані може здійснюватися за допомогою низькооберткових мішалок, барботажу повітрям через дірчасті труби, а також за допомогою різних гідравлічних способів. Для аерації аеробних частин аеротенків застосовують пневматичні, механічні й інші аератори. Крім цього, для підвищення ефекту очищення, коридори аеротенків (або зони очистки) можуть бути об'єднані в так називані “каруселі” [4, 5, 13].

Рекомендації щодо впровадження технології біологічного очищення стічних вод від сполук азоту і фосфору на міських очисних спорудах

При реконструкції аеротенків із впровадженням вищеописаних схем варто враховувати наступні рекомендації:

- час перебування мулу в аеротенку (вік мулу), щоб уникнути вимивання нітрифікуючих організмів, що характеризуються найменшим серед біоценозу споруди приростом, повинен бути більше або, як мінімум, дорівнювати часу ділення контролюючий процес нітрифікації бактерій. Вік мулу для різних умов може змінюватись від 5 до 70 і більше діб;
- для нормального протікання процесу нітрифікації концентрація розчиненого кисню повинна підтримуватися на рівні 3–4 мг/л [11];
- для початку процесу нітрифікації необхідно, щоб концентрація органіки в стічних водах була зменшена до 100 мг БПК₅/л (істотно процес проявляється при концентрації ≤ 20 мг БСК₅/л) [11];
- для нормального протікання процесу денітрифікації концентрація розчиненого кисню не повинна перевищувати 0,5 мг/л [3, 11];
- для повноти видалення азоту концентрація забруднень за БПК повинна бути приблизно в чотири рази вище нітратного азоту [17]. У процесі денітрифікації можуть окислятися різні органічні речовини, зокрема вуглеводи, органічні кислоти (можуть бути отримані в результаті кислого зброджування осаду), амінокислоти, спирти, смоли й ін. [15]. Як джерело вуглецю можуть бути використані стічні води багатьох підприємств (бажано тих, що не містять амонійного, органічного і білкового азоту), побутові стоки, надлишковий активний мул [2, 3];
- витіснення і наступне надлишкове споживання фосфору починається при концентрації в анаеробній зоні біорозкладальних органічних домішок за ХПК вище 25 мг/л.

Список використаної літератури

1. Яковлев С.В., Воронов Ю.В. Водоотведение и очистка сточных вод. Учебник для вузов. – М.: АСВ. – 2002. – 704 с.
2. Ковальчук В.А. Очистка стічних вод. Навчальний посібник. – Рівне: ВАТ “Рівненська друкарня”. – 2003. – 616 с.

3. Яковлев С.В., Карюхина Т.А. Биохимические процессы в очистке сточных вод. – М.: Стройиздат. – 1980. – 200 с.
4. Данилович Д.А., Дайненко Ф.А. и др. Удаление биогенных элементов // Водоснабжение и санитарная техника. – 1998, № 8. – С.10–12.
5. Загорский В.А., Данилович Д.А. и др. Опыт промышленного внедрения технологий биологического удаления азота и фосфора // Водоснабжение и санитарная техника. – 2002, № 12. – С. 21–27.
6. Загорский В.А., Данилович Д.А. и др. Реконструкция аэротенков Люберецкой станции аэрации с внедрением технологии нитри–денитрификации // Водоснабжение и санитарная техника. – 1999, № 10. – С. 28–31.
7. Щетинин А.И. Особенности реконструкции городских очистных сооружений канализации в настоящий период // Вода и экология. – 2002, № 2. – С. 22–28.
8. Васильев Б.В., Мишуков Б.Г. и др. Технологии биологического удаления азота и фосфора на станциях аэрации // Водоснабжение и санитарная техника. – 2001, № 5. – С. 22–25.
9. Wentzel M.C., Ekama G.A., Marais G.v.R. Process and modeling of nitrification denitrification biological excess phosphorus removal systems – a review // Wat. Sci. Tech. – 1992, vol. 25, № 6. – p.59–82.
10. Эпов А.Н., Савельева Л.С. Перспективы достижения современных нормативов качества очищенных сточных вод по концентрациям биогенных элементов // Современные методы очистки сточных вод и обработки осадков. – М.: МГП «Мосводоканал». – 1996. – С. 60–73.
11. Олейник А.Я., Тетеря А.И. Моделирование процессов удаления азота из сточных вод на малогабаритных установках биологической очистки // Прикладная гидротехника. – 2001, т. 3(75), № 3. – С. 59–65.
12. Василенко О.А., Поліщук О.В. Аналіз схем біологічної очистки стічних вод від сполук азоту та фосфору в аеротенках // Проблеми водопостачання, водовідведення та гідравліки. – К.:КНУБА. – 2005. – Вип. 4. – С. 74–83.
13. Давиденко О.І., Василенко О.А., Поліщук О.В., Петрова І.Ю. Впровадження технології біологічної очистки стічних вод від з'єднань азоту та фосфору на очисних спорудах Одеського припортового заводу // Збірка доповідей VI міжнародного конгресу «ЕТЕВК-2007». – Ялта. – 2007. – С. 182–185.
14. Londong J / Strategies for optimized nitrate reduction with primary denitrification // Wat/ Sci/ Tech/ – 1992, vol. 26, № 5–6. P.1087–1096.
15. Голубовская Э.К. Биологические основы очистки воды. – М.: ВШ. – 1978. – 272 с.
16. Василенко О.А., Грабовський П.О., Ларкіна Г.М., Поліщук А.В., Прогульний В.Й. Реконструкція і інтенсифікація споруд водопостачання та водовідведення: Навчальний посібник. – Київ – Одеса, КНУБА, ОДАБА, 2007. – 299 с.
17. ДБН В.2.5–75:2013. Каналізація. Зовнішні мережі та споруди. Основні положення проектування. – К.: Мінрегіон України, 2013. – 214 с.

Стаття надійшла до редакції 17.02.14 українською мовою

© А.А. Василенко, А.В. Полищук, Л.А. Василенко

**ВНЕДРЕНИЕ ТЕХНОЛОГИИ БИОЛОГИЧЕСКОЙ ОЧИСТКИ СТОЧНЫХ ВОД
ОТ СОЕДИНЕНИЙ АЗОТА И ФОСФОРА
НА ГОРОДСКИХ ОЧИСТНЫХ СООРУЖЕНИЯХ**

Изучен опыт работы действующих аэротенков, в которых реализованы технологические схемы биологического удаления из сточных вод соединений азота и фосфора. Нарботаны рекомендации для проектирования сооружений с реализацией обозначенных схем.

© O.A. Vasilenko, O.V. Polishchuk, L.O. Vasilenko

**THE APPLYING OF THE TECHNOLOGY OF BIOLOGICAL WASTEWATER
TREATING FROM COMPOUNDS OF NITROGEN AND PHOSPHORUS
IN CITY TREATMENT PLANTS**

The experience of aeration tanks with realized technological schemes of biological removal of compounds of nitrogen and phosphorus from wastewater was explored. Recommendations for the design of treatment plants for the realization of the technological schemes were turned out.

УДК 504.4.054+504.06+556

© Є.С. Анпілова, канд. техн. наук, старш. наук. співробітник

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

РЕГІОНАЛЬНІ ТЕХНОГЕННІ ЗМІНИ ВОДНО-ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ БАСЕЙНУ Р. СІВЕРСЬКИЙ ДОНЕЦЬ

У цій статті розглянуто регіональні техногенні зміни водно-екологічного стану басейну р. Сіверський Донець, як одного з найбільш навантажених басейнів України. Побудовано картографічні моделі впливу цих змін на стан басейну.

Ключові слова: басейн річки, екологічний моніторинг, якість поверхневих вод, оцінка якості поверхневих вод, геоінформаційні технології, забруднення поверхневих вод.

Сучасні питання стану та збереження навколишнього середовища є нагальними для кожної людини, незалежно від міста або країни її проживання. Вочевидь, немає держави, яка б не була зацікавлена в чистій і якісній воді своїх водотоків.

За даними Всесвітньої організації охорони здоров'я щорічно світ втрачає близько п'яти мільйонів чоловік від хвороб, що передаються через воду. Відбувається зменшення рибних запасів та взагалі водної біоти. В ряді регіонів і держав водні ресурси стають лімітуючим фактором безпеки життєдіяльності та соціально-екологічного розвитку.

Це спонукає до об'єднання та мобілізації суспільства, формування його осмислення стосовно загрози дисбалансованого існування екосистеми Землі.

Виникає підвищена потреба до джерел вірогідної екологічної інформації та всебічного інформування про стан навколишнього середовища.

XXI століття відзначено бурхливим розвитком інформаційних технологій. Інформаційно-технологічні продукти дозволяють всебічно вивчати та управляти природними ресурсами.

Сучасне картографічне моделювання поверхневої гідросфери, що базується на використанні геоінформаційного інструментарію, дозволяє здійснювати просторово-часовий аналіз змін; виявляти та візуалізувати взаємозв'язки між джерелами забруднення та якістю води; визначати достовірність інформації за джерелами забруднення; виконувати районування за зонами впливу факторів забруднення та змін стану поверхневих вод, зокрема при недостатньому обсязі гідрохімічних показників.

За даними Міністерства екології та природних ресурсів, у 2011 році [1] основними причинами забруднення поверхневих вод були скиди забруднених комунально-побутових і промислових стічних вод безпосередньо у водні об'єкти та через систему міської каналізації;

надходження до водних об'єктів забруднюючих речовин у процесі поверхневого стоку води із забудованих територій та сільгоспугідь, а також ерозія ґрунтів на водозабірній площі.

У територіальному розрізі найбільше забруднених стічних вод скидалося у Донецькій області (554 млн м³), що становить 36% від із загального обсягу скидів в області, Дніпропетровській – 471 (відповідно – 39%), Луганській – 87 (відповідно – 29%) та Одеській – 117 млн м³ (відповідно – 41%). У зазначених областях скидалося близько 76% від усіх забруднених стічних вод.

За результатами узагальнення даних державного обліку водокористування у 2011 році у поверхневі водні об'єкти скинуто понад 7,7 км³ стічних вод, у тому числі забруднених – 1,6 км³ (21%), нормативно-очищених – 1,8 км³ (23%) та нормативно-чистих без очищення – 4,3 км³ (56%).

Підприємствами промисловості скинуто 4484 млн м³ стічних вод, житлово-комунальної галузі – 2078 млн. м³ та сільського господарства – 1114 млн м³. Разом із стічними водами до поверхневих водних об'єктів у 2011 році надійшло 42,4 тис. т завислих речовин, 403,4 т нафтопродуктів, 801,2 тис. т сульфатів, 637,6 тис. т хлоридів, 9,1 тис. т азоту амонійного, 57,9 тис. т нітратів, 2,2 тис. т нітритів, 271,4 т СПАР, 735,7 т заліза, 7,5 тис. т фосфатів тощо.

Практично в усіх інших областях спостерігалось незначне, порівняно з 2010 роком, збільшення забору води.

Найбільшими водоспоживачами у територіальному розрізі є Дніпропетровська (1654 млн м³), Донецька (2142 млн м³), Запорізька (972 млн м³), Київська (1064 млн м³), Херсонська (1319 млн м³), Одеська (1699 млн м³) області та Автономна Республіка Крим (1591 млн м³), на які припадає 71% сумарного обсягу забору води.

У галузевому розрізі у 2011 році основними водоспоживачами є підприємства промисловості, які забирають 5,6 млрд м³ води, або 38% загального забору по країні (у т.ч. найбільші з них: теплоелектростанції, атомні електростанції, підприємства чорної металургії та вугільної промисловості), сільське господарство – 40%, комунальне господарство – 21%.

У цілому використання прісної води у 2011 році на різні потреби становило 9130 млн м³, із них питної – 2224 млн м³ та технічної – 6905 млн м³. Причому 418,9 млн м³ води питної якості було використано на виробничі потреби, з них 162,7 млн м³ – з комунальних водопроводів (тобто води, спеціально підготовленої до питної якості).

У 2011 році використано 372,5 млн м³ стічних вод, 82 млн м³ колекторно-дренажних вод та 72 млн м³ шахтно-кар'єрних вод.

У порівнянні з 2010 роком втрати збільшились на 78 млн м³. Половина втрат обсягів води припадає на житлово-комунальну галузь (49%). Частка втрат у цій галузі становить 36%. Більша частина води, що втрачається у комунальній галузі, вже підготовлена для споживання, що значно погіршує еколого-економічні показники питно-господарського водопостачання. Динаміку забору, використання та відведення води в Україні за даними Державного агентства водних ресурсів України (Держводагентства) форма 2-ТП-Водгосп за 1990–2011 роки наведено у *табл. 1*.

Таблиця 1 – Динаміка використання поверхневих водних джерел України, млн м³ [1]

Показники	Роки										
	1990	2000	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		
Забрано води з природних водних об'єктів	35615	18282	15083	15327	16 352	15 729	14 478	14 846	14 651		
У тому числі з підземних водних джерел (разом із шахто-рудничими)	5200	2982	2449	2408	2315	2175	2007	2023	1961		
Використано свіжої води (разом із морською) у тому числі на:	30201	12991	10188	10245	10995	10265	9513	9817	10086		
Виробничі потреби	16247	6957	5706	5783	6162	5970	5149	5511	5514		
Побутово-питні потреби	4647	3311	2409	2298	2192	2103	1956	1917	1860		
Загальне водовідведення	20261	10964	8900	8824	8917	8655	7692	8141	8044		
У тому числі забруднених зворотних вод	3199	3313	3444	3891	3854	2728	1766	1744	1612		
З них без очищення	470	758	896	1427	1506	616	270	312	309		
Нормативно очищених	3318	2100	1315	1304	1246	1357	1711	1760	1763		
Обсяг оборотної та послідовно використаної води	67661	41523	47167	47716	48883	46260	41379	43138	45209		
Потужність очисних споруд	8131	7992	7688	8104	7768	7518	7581	7425	7687		

В Україні знаходиться 55% басейну річки Сіверський Донець (54,54 тис. км²), 68% загальної протяжності (723 км): в межах Харківської області – 375 км, Донецької – 95 км, Луганської – 253 км.

Гідрографічна сітка української частини басейну включає велику річку – Сіверський Донець (довжина в межах України 700 км), 10 середніх річок (загальна довжина 1315 км) і 1460 малих річок (загальна довжина 8,8 тис. км). Річок завдовжки більше 10 км – 231, їх загальна довжина – 6,4 тис. км. На українській частині басейну Сіверського Дінця побудовано 146 водосховищ (площа водної поверхні 43 тис. га, повний об'єм 658 млн м³, корисний – 585 млн м³) і 1731 ставків (площа – 11,7 тис. га, об'єм 208 млн м³) (табл. 2).

Таблиця 2 – Водосховища і ставки в басейні Сіверського Дінця на території України

Області	Ставки			Водосховища			
	Кількість, шт.	Площа водної поверхні, тис. га	Об'єм млн. м ³	Кількість, шт.	Площа водної поверхні, тис. га	Об'єм, млн м ³	
						повний	корисний
Донецька	364	346	76,63	53	7,02	341,41	189,07
Луганська	309	2,56	64,30	55	5,52	206,79	140,30
Харківська	1058	5,72	67,37	38	30,26	1475,27	1308,59

Розвиток міст, промислових районів в басейні Сіверського Дінця у минулому зумовили значне зростання водопотреб. Із метою задоволення цих потреб створені водогосподарські системи і водоводи Кочеток-Харків, Перший та Другий Донецький, Райгородок, канал Сіверський Донець – Донбас. З інших басейнів подається вода каналом Дніпро-Донбас, водопроводом Дніпро-Донбас-Харків.

Загальний об'єм річкового стоку Сіверського Дінця у гирлі складає в середньому близько 6,0 км³. З них на ділянку басейну від витoku до кордону Росії і України припадає 28%, на українську частину басейну – 52%, у тому числі в межах Харківської області – 22%, Донецької – 7%, Луганської – 23%; на ділянку від кордону України і Росії до гирла – 20%.

Як видно з даних *табл. 3*, площа басейну Сіверського Дінця складає 65% загальної площі територіальних суб'єктів, що входять до складу його водогосподарського комплексу. За рахунок ресурсів гідрографічної сітки Сіверського Дінця формується від 79 до 98% загальних ресурсів річкового стоку областей, а частка стоку місцевого формування становить: у Харківській області – 72%, Донецькій – 33% і Луганській області – майже 92%.

Середньобагаторічний стік Сіверського Дінця, який визначається за даними замикаючого створу на кордоні України та Росії (с. Кружилівка), оцінюється в розмірі 5,01 км³, з них 1,9 км³ формується на території Росії [2].

У розрахунковий маловодний рік обсяг стоку знижується до 2,23 км³ або у 2,2 раза.

Значного антропогенного впливу на басейн річки Сіверський Донець завдає промисловий комплекс Донбасу. В межах басейну налічується 2103 водокористувача, з них: 953 промислових (45,3%), у тому числі вугільних 215 (22,4%) промисловості; житлово-комунальних 306 (14,5%), сільськогосподарських 329 (15,6%) та інших 509 (24,6).

Таблиця 3 – Водні ресурси адміністративних областей, розміщених в басейні р. Сіверський Донець в Україні

Область	Площа тис. км ²	Середньобогаторічні ресурси річкового стоку, км ³			З них частка Сіверського Дінця			
		загальні	приток	місцеві	площа, тис. км ² /%	км ³ /%		
						Загальні ресурси	приток	Місцеві ресурси
Харківська	31,4	3,51	1,69	1,83	<u>22</u> 70,0	<u>3,0</u> 85,5	<u>1,69</u> 100	<u>1,32</u> 72,1
Донецька	26,5	4,37	3,12	1,24	<u>8</u> 30,0	<u>3,45</u> 79,2	<u>3,05</u> 97,7	<u>0,41</u> 32,7
Луганська	25,7	5,14	3,62	1,52	<u>25,0</u> 93,4	<u>5,0</u> 97,5	<u>3,62</u> 100	<u>1,39</u> 91,5

Скиди зворотних вод підприємств та шахт Донецької, Луганської та Харківської областей збільшують вміст органічних сполук, мінеральних солей та важких металів. Про це свідчить якість води в останньому перед кордоном з Російською Федерацією українському створі в с. Попівка (Луганська область), де загальна мінералізація досягає 1200 мг/л, що майже у 2,5 рази більше, ніж при «вході» річки на територію України. Для порівняння, в транскордонному з Російською Федерацією створі с. Огірцеве середньорічне значення мінералізації становить близько 500 мг/л. Протягом останніх років така тенденція зберігається [3].

Розвиток промислово-господарського комплексу України відбувається в умовах нарощування техногенної дестабілізації геологічного середовища, внаслідок якої активізуються небезпечні екзогенні геологічні процеси, до яких відносяться зсуви, підтоплення, карст, абразія, переробка берегів водосховищ та осідання земної поверхні над гірничими виробками. Зсуви мають значне поширення в Україні, що зумовлено геологічною будовою та геоморфологічними умовами, активною господарською діяльністю в умовах відсутності належних інженерних та геологічних заходів щодо освоєння територій.

Так, за даними Державної служби надзвичайних ситуацій у Луганській області у 2011 році виявлено 769 зсувів, з них активними є 339 площею 4,82 км², на забудованій території знаходяться 36 зсувів, у зоні їх впливу розташовано 20 об'єктів господарювання. На території м. Лисичанська виявлено 43 зсуви техногенного походження площею близько 0,85 км², у зоні впливу яких розташовано 135 житлових будинків. Загальна характеристика поширення зсувів у межах адміністративних утворень, на яких розташовано басейн р. Сіверський Донець, наведено у *табл. 4* [3, 4.].

Забудова територій, експлуатація будівель і споруд, інших комплексів і об'єктів практично скрізь супроводжується накопиченням вологи у ґрунті та підвищенням рівня ґрунтових вод, що призводить до порушення природної рівноваги у водному балансі та негативно позначається на стані довкілля, соціально-економічних умовах життєдіяльності на цих територіях.

Дані Державної служби з надзвичайних ситуацій та Державної геологічної служби Мінекології України свідчать про сталу негативну тенденцію щодо процесів підтоплення. Характеристику підтоплення територій Донецької, Луганської та Харківської областей наведено у *табл. 5*.

Таблиця 4 – Загальна характеристика поширення зсувів у межах басейну р. Сіверський Донець

Назва адміністративної одиниці	Площа адміністративної одиниці, тис. км ²	Загальна кількість зсувів, шт.	Площа зсувів, км ²	Кількість активних зсувів, шт.	Площа активних зсувів, км ²	Кількість зсувів на забудованій території, шт.	Кількість господарських об'єктів в зоні зсувів, шт.
Донецька	26,5	189	9,03	93	4,1	39	66
Луганська	26,7	769	6,62	339	4,82	36	20
Харківська	31,4	1615	40,3	2	0,007	68	1

Таблиця 5 – Характеристика площ підтоплення

Адміністративні області	Площа адміністративної одиниці, тис. км ²	Площі підтоплення станом на 2007 р., тис. км ²	Кількість підтоплених населених пунктів, шт.
Донецька	26,5	3,04	15
Луганська	26,7	0,164	89
Харківська	31,4	3,02	–

На території вугільного басейну Донбасу додаткові проблеми підтоплення виникають у зв'язку із закриттям шахт та розрізів, особливо мокрої консервації, в результаті якої спостерігається підйом підземних вод до історичних відміток.

Українським науково-дослідним та проектним інститутом комунальних споруд міст здійснена оцінка приросту площ підтоплення земель міст і селищ міського типу, відповідні дані щодо Донецької, Луганської та Харківської областей відображено у *табл. 6*.

Таблиця 6 – Приріст площ підтоплення земель у містах і селищах міського типу

Назва адміністративної одиниці	Площа підтоплених міст і селищ, га	Площа підтоплених земель у 2000 р., га	Площа підтоплених земель у 1980–1984 рр., га	Приріст площ підтоплення за період 1984–2000 рр., га
Донецька	125356	18099	7410	10689
Луганська	84035	10695	791	9904
Харківська	64113,1	10054	5905	4149

Міністерством екології та природних ресурсів України складено перелік 100 об'єктів, які є найбільшими забруднювачами довкілля в Україні. Розподіл кількості цих об'єктів у Донецькій, Луганській та Харківській областях надано в *табл. 7*.

Таблиця 7 – Розподіл кількості об'єктів, які є найбільшими забруднювачами довкілля

Регіони України	Кількість об'єктів
Донецька область	5
Луганська область	7
Харківська область	5

На сьогодні Державний реєстр потенційно небезпечних об'єктів (ПНО) містить докладні відомості про понад 23 тис. об'єктів, до числа яких входять промислові підприємства, шахти, кар'єри, магістральні газо-, нафто- і продуктопроводи, гідротехнічні споруди, вузлові залізничні станції, мости, тунелі, накопичувачі та полігони промислових відходів, місця збереження небезпечних речовин і ін. Найбільша їх кількість розташована на території Донецької, Дніпропетровської, Запорізької, Харківської та Львівської областей. Кількість ПНО протягом останніх років стрімко зростає (табл. 8) переважно за рахунок реєстрації нових АЗС.

Таблиця 8 – Кількість паспортизованих ПНО в регіонах України
за даними Державного реєстру ПНО

Регіони України	Станом на кінець 2010 р.	Станом на 1 червня 2012 р.
АР Крим	864	899
Вінницька область	631	663
Волинська область	315	301
Дніпропетровська область	1938	2055
Донецька область	2486	2908
Житомирська область	582	543
Закарпатська область	684	754
Запорізька область	1006	1060
Івано-Франківська область	510	535
Київська область	599	673
Кіровоградська область	496	503
Луганська область	1046	1107
Львівська область	1165	1356
Миколаївська область	699	721
Одеська область	585	678
Полтавська область	1352	1439
Рівненська область	488	516
Сумська область	514	527
Тернопільська область	497	530
Харківська область	1624	1694
Херсонська область	498	519
Хмельницька область	717	734
Черкаська область	502	508
Чернівецька область	324	355
Чернігівська область	721	747
м. Київ	706	893

На основі інформації щодо техногенних змін, що впливають на басейн р. Сіверський Донець, було створено ряд картографічних моделей на платформі геоінформаційної системи ArcGis, що дозволила реалізувати комплексний підхід до оцінки усіх видів джерел забруднення з врахуванням їх взаємного впливу, виявленню найбільш небезпечних забруднювачів з точки зору екологічного нормування, основою якого є нормативи гранично допустимих шкідливих впливів на водні об'єкти (рис. 1, 2).

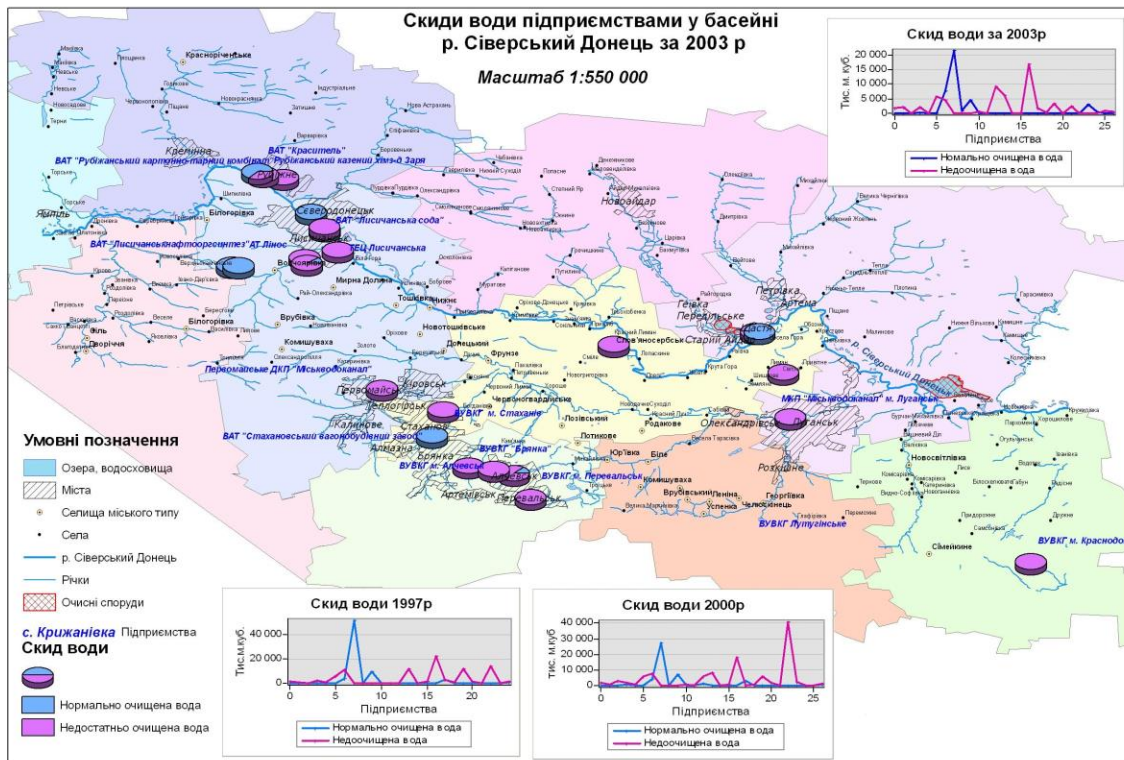


Рис. 1 – Скиди зворотних вод підприємствами ПНО у басейні р. Сіверський Донець в межах Луганської області

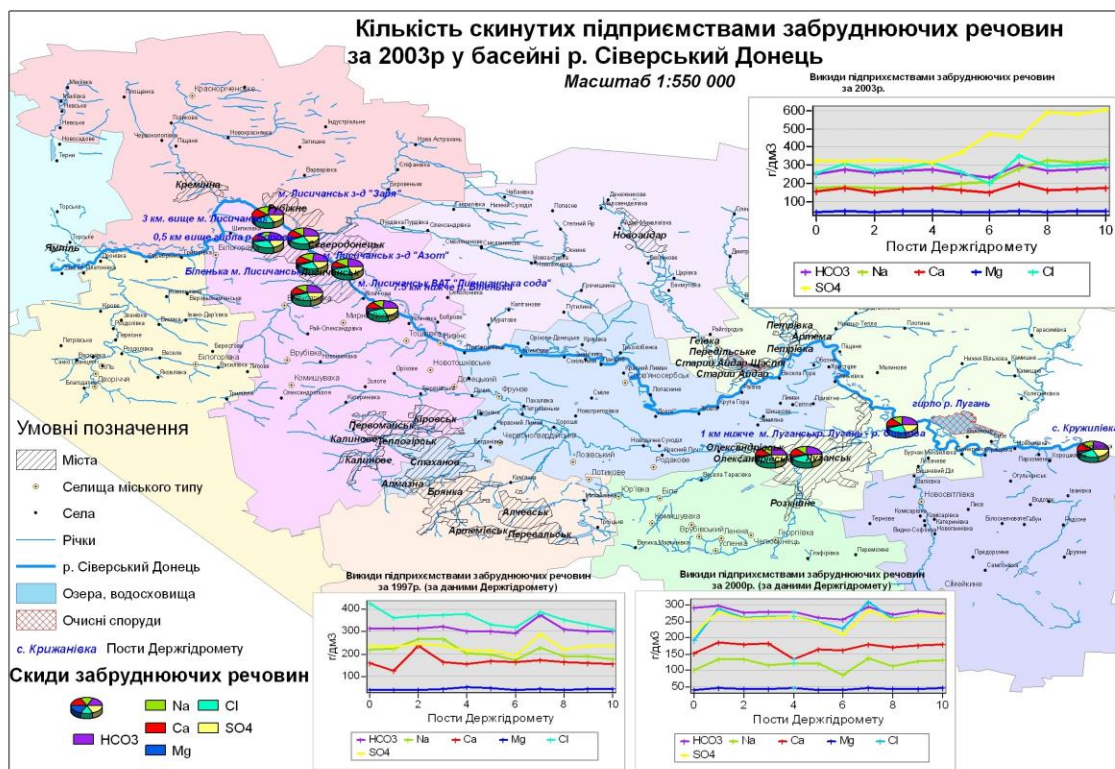


Рис. 2 – Динаміка вмісту забруднюючих речовин у поверхневій воді басейну р. Сіверський Донець в межах Луганської області

Висновки

Розроблені картографічні моделі дають змогу виконати просторово-часовий аналіз впливу потенційно-небезпечних підприємств на поверхневі води басейну річки Сіверський Донець, а також істотно доповняють ведення державного екологічного моніторингу; можуть бути корисними для дослідження та вивчення стану басейнів інших річок України та сусідніх країн, де існує схожа структура вихідних даних та програмне забезпечення для їх ведення на державному рівні; можуть бути адаптовані не тільки у розрізі досліджень водних ресурсів, але й після певного доопрацювання для інших об'єктів моніторингу.

Список використаної літератури

1. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні у 2011 році [Електронний ресурс] // Міністерство екології та природних ресурсів України [сайт] / К.: LAT&K. – 2012. – 258 с. – режим доступу: <http://www.menr.gov.ua/docs/activity-dopovidi/NacDopovid2011.pdf>
2. Паламарчук М.М. Водний фонд України: довідниковий посібник / М.М. Паламарчук, Н.Б. Закорчевна за ред. В.М. Хорева, К.А. Алієва. – К.: Ніка-Центр, 2001. – 392 с.
3. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2011 році [Електронний ресурс] / Офіційний інформаційний портал Державної служби України з надзвичайних ситуацій. – Режим доступу: <http://www.mns.gov.ua/content/nasdopovid2011.html>
4. Яковлев Є.О. Просторово-часовий розвиток підтоплення земель у містах і селищах міського типу України як головний фактор техногенезу їхнього геологічного середовища / Є.О. Яковлев, С.П. Іванюта // Національна безпека: український вимір: щокв. наук. зб / Рада нац. безпеки і оборони України, Ін-т пробл. нац. безпеки. – К., 2008 – Вип. 1–2 (20–21). – С. 112–118.

Стаття надійшла до редакції 14.02.14 українською мовою

© Е.С. Анпилова

РЕГИОНАЛЬНЫЕ ТЕХНОГЕННЫЕ ИЗМЕНЕНИЯ ВОДНО-ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ БАСЕЙНА Р. СЕВЕРСКИЙ ДОНЕЦ

В данной статье рассмотрены региональные техногенные изменения водно-экологического состояния бассейна реки Северский Донец, как одного из наиболее нагруженных бассейнов Украины. Построены картографические модели влияния этих изменений на состояние бассейна.

© Y.S. Anpilova

REGIONAL TECHNOGENIC CHANGES AND ECOLOGICAL STATUS OF SURFACE WATER FOR RIVER BASIN OF SIVERSKIY DONETS

This paper explores development of modern technologies of surface water quality assessment, cartographic decision-making support for the effective use of water resources and improvement of surface water monitoring based on methods and tools of GIS technologies.

УДК. 626/628:528.574

© Г.Я. Красовський, д-р техн. наук, професор;
О.Є. Толчевська, аспірант

Національний аерокосмічний університет ім. М.Є. Жуковського «ХАІ», м. Харків

РОЗРОБЛЕННЯ ТЕХНОЛОГІЇ ВИЗНАЧЕННЯ КОЕФІЦІЄНТІВ РОЗОРАНОСТІ ЗЕМЕЛЬНИХ МАСИВІВ

У статті розглянуті методи визначення розораності земель за даними дистанційного зондування Землі із залученням сучасних географічних інформаційних технологій. Запропонована покровока технологія визначення коефіцієнта розораності та необхідні набори даних і формул. Визначено коефіцієнт розораності на прикладі адміністративної одиниці, за умови наявності супутникового знімку та схеми розташування земельних масивів.

Ключові слова: розораність земель, дистанційне зондування Землі, супутникові знімки.

Вступ

Згідно зі ст. 1 Земельного кодексу України, земля – це національне багатство, що перебуває під особливою охороною держави [1].

Землі сільськогосподарського призначення поділяються на 2 групи:

- сільськогосподарські угіддя (рілля, багаторічні насадження, сіножаті, пасовища та перелоги);
- несільськогосподарські угіддя (господарські шляхи і прогони, полезахисні лісові смуги та інші захисні насадження, крім тих, що віднесені до земель лісового фонду, землі під господарськими будівлями і дворами, землі під інфраструктурою оптових ринків сільськогосподарської продукції, землі тимчасової консервації тощо).

Основним критерієм, що відрізняє землі сільськогосподарського призначення від всіх інших, є те, в яких цілях вони повинні використовуватися.

Близько 70% земельного фонду України – це сільськогосподарські угіддя, більшість з яких зосереджені на родючих ґрунтах і дуже розорані.

Екстенсивне використання земель сільськогосподарського призначення викликало зниження їх продуктивності, а також посилило залежність сільського господарства від погодних умов. До основних проблем родючості ґрунтів в Україні відносяться [2]: високий ступінь розораності земель; розвиток ерозійних процесів; агрохімічна деградація і т.д.

Причиною, через яку родючі ґрунти втрачають свою продуктивність, є максимальне залучення сільськогосподарських земель в інтенсивну обробку. Як зазначено в [3], середній відсоток розораності земель України в даний час складає 53,8%. Для порівняння, в США цей

показник становить 27%, Франції – 42%, Німеччині – 33% [4]. Цей показник є одним з найвищих у світі. У деяких областях України середній показник розораності земель перевищує позначку 80%.

Загалом сільське господарство продемонструвало негативну динаміку у 2012 р. Протягом січня-червня галузь мала стабільні позитивні показники, проте вже з липня становище погіршилося. Загалом за 2012 р. обсяги виробництва скоротилися на 4,5%. За підсумками 2012 р. було зібрано на 18,4% менше зернових і зернобобових культур [3].

Проблеми збереження родючості сільськогосподарських земель ще більше загострилися після проведення розпаювання земель колишніх колективних сільгоспідприємств.

У зв'язку з цим у 2009 р. Верховною Радою України був прийнятий закон № 2290-VI «Про внесення змін до деяких законодавчих актів України щодо збереження родючості ґрунтів» від 04.06.2009 року № 1443-V, який набрав чинності з 1 червня 2010 року. Зокрема, зміни були внесені до Кодексу України про адміністративні правопорушення, до Земельного кодексу України, а також до законів України «Про землеустрій» та «Про охорону землі» [1].

Так, після внесення змін стаття 22 Земельного кодексу України говорить, що «земельні ділянки сільськогосподарського призначення для ведення товарного сільськогосподарського виробництва використовуються відповідно до розроблених та затверджених в установленому порядку проектів землеустрою, що забезпечують еколого-економічне обґрунтування сівозмін і передбачають заходи з охорони земель». На період до 1 січня 2015 року зазначені вимоги поширюються на власників землі та землекористувачів, які обробляють земельні ділянки для ведення товарного сільськогосподарського виробництва загальною площею понад 100 гектарів.

Ефективний контроль за виконанням вимог проектів землеустрою можуть забезпечити сучасні інформаційні технології, основані на тематичній обробці космічних знімків із залученням інструментарію геоінформаційних систем (ГІС).

1. Методи дистанційного зондування Землі для визначення розораних земель

Методи дистанційного зондування Землі (ДЗЗ) широко використовуються в агропромисловому комплексі багатьох країн світу (США, Канада, країни Євросоюзу, Індія, Японія та ін.) До найбільш відомих прикладів діючих систем сільськогосподарського моніторингу можна віднести проект MARS (The Monitoring of Agriculture with Remote Sensing; розробка Об'єднаного дослідницького центру Єврокомісії з моніторингу сільськогосподарських земель), який дозволяє визначати площі посівів і врожайність сільськогосподарських культур, починаючи з рівня держав і регіонів і аж до окремих ферм. Результати розрахунків використовуються для податкового контролю за виробниками продукції, вироблення гнучкої системи цін і квот, планування експортно-імпорتنих операцій та інших заходів. Аналогічна система використовується Мінсільгоспом США.

Управління сільськогосподарським виробництвом на різних рівнях вимагає наявності інформації, яка є об'єктивною і регулярно оновлюється. Для адресних інвестицій в агропромисловий комплекс необхідне проведення моніторингу сільгоспугідь (куди входить

і визначення розораних земель). Саме в цій області, за існуючої в країні традиційної системи отримання даних про стан сільськогосподарських земель, виникають практично непереборні (без застосування технологій ДЗЗ) складності.

Для проведення обліку, інвентаризації та класифікації сільгоспугідь необхідно наявність спеціальних великомасштабних сільськогосподарських планів і карт. У СРСР великомасштабна сільськогосподарська (або земельна) зйомка ніколи системно у загальнодержавному масштабі не проводилася. Наявні різноманітні плани і карти сільгоспугідь по районах і господарствах безнадійно застаріли, оскільки створювалися в радянські часи. Крім того, вони часто примітивні за змістом (показані тільки кордони угідь), не мають єдиної координатної прив'язки, топографічна основа їх спотворена (через існуючі в ті часи інструкції з дотримання секретності). Процеси перебудови, що відбувалися в країні на початку 1990-х рр., суттєво торкнулися аграрного сектора. Багато земель були виведені з обороту і кинуті. За минулі з тих пір роки частина цих земель прийшла, практично, в непридатність з точки зору можливості сільськогосподарського використання (наприклад, заросла лісом). Ці явища ніякого відображення на старих планах і картах не мають, тому, користуючись ними, практично неможливо підрахувати площі потенційних сільгоспугідь [5].

З вищесказаного випливає, що найважливішим завданням, яке необхідно, в першу чергу, вирішувати за допомогою даних ДЗЗ в сільському господарстві є інвентаризація сільгоспугідь і створення спеціальних тематичних карт. Сільгоспугіддя, кинуті, розорані, засмічені землі, які поступово заростають, добре дешифруються за текстурою зображення.

1.2 Необхідні дані і методи визначення коефіцієнта розораності за допомогою даних ДЗЗ

Типовими завданнями в галузі моніторингу сільськогосподарських земель є [4]:

- забезпечення поточного контролю за станом посівів сільськогосподарських культур;
- визначення розораних земель;
- раннє прогнозування врожайності сільськогосподарських культур;
- моніторинг темпів збирання врожаю одночасно по територіях великих регіонів;
- визначення ємності пасовищ різних типів і продуктивності сінокосів;
- та ін.

Отже, одне з важливих завдань космічного моніторингу сільськогосподарських земель полягає у визначенні трендів коефіцієнта розораності земельних ресурсів на рівні суб'єктів адміністративного устрою держави. Коефіцієнт розораності (питома вага ріллі в загальній площі землекористування) – структурний показник економічної ефективності використання землі. В загальному випадку задача визначення коефіцієнта розораності земель зводиться до обчислень за наступною формулою [4]:

$$Kp = S_{\pi} / S_{cy} * 100\%, \quad (1.1)$$

де S_{π} – площа ріллі;

S_{cy} – загальна площа сільськогосподарських угідь.

Моніторинг розораності земель забезпечується обробкою систематичних повторних космічних знімків відповідної території, по яких можна відслідковувати динаміку розвитку сільськогосподарських культур і прогнозувати врожайність. По відмінностях в спектральних яскравостях рослинності протягом вегетаційного періоду, які визначаються по індексу NDVI (Normalized Difference Vegetation Index) (рис. 1.1), можна визначати агротехнічний стан полів та ін. Індекс NDVI визначається за формулою:

$$NDVI = \frac{NIR - RED}{NIR + RED}, \quad (1.2)$$

де NIR – відображення в ближній інфрачервоній області спектра;
RED – відображення в червоній області спектра.

Відповідно до цієї формули, щільність рослинності (NDVI) у певній точці зображення дорівнює різниці інтенсивності відбитого світла в червоному і інфрачервоному діапазоні, поділений на суму їх інтенсивностей.



Рис. 1.1 – Приклад застосування індексу NDVI для визначення сільськогосподарських земель у Дергачівському районі Харківської області (RapidEye; 10.06.2009; 50°04'и 35°57')

NDVI може бути розрахований на основі будь-яких знімків високого, середнього або низького дозволу, які мають спектральні канали в червоному (0,55–0,75 мкм) і інфрачервоному діапазоні (0,75–1,0 мкм). Алгоритм розрахунку NDVI вбудований практично в усі найпоширеніші пакети програмного забезпечення, пов'язані з обробкою даних дистанційного зондування (Arc View Image Analysis, ERDAS Imagine, ENVI, ГІС "Карта» тощо) [5]. В таблиці 1.1 показані можливі комбінації каналів камер різних супутників, які використовуються для розрахунку NDVI.

Для відображення індексу NDVI використовується стандартизована безперервна градієнтна або дискретна шкала (рис. 1.2), що показує значення в діапазоні від -1 .. 1 у процентах або в так званій шкалі масштабування в діапазоні від 0 до 255, або в діапазоні 0 .. 200 (-100 .. 100), що більш зручно, так як кожна одиниця відповідає 1% зміни показника [5].

Таблиця 1.1 – Комбінації каналів камер супутників, що використовуються для розрахунку NDVI

MSS Landsat(4,5)	5 (0.6–0.7 мкм), 6 (0.7–0.8 мкм) або 7 (0.8–1.1 мкм)
TM Landsat(4,5)	3 (0.63–0.69 мкм), 4 (0.76–0.90 мкм)
ETM+ Landsat7	3 (0.63–0.69 мкм), 4 (0.75–0.90 мкм)
AVHRR NOAA	1 (0.58–0.68 мкм), 2 (0.72–1.0 мкм)
MODIS Terra(Aqua)	1 (0.62–0.67 мкм), 2 (0.841–0.876 мкм)
ASTER Terra	2 (0.63–0.69 мкм), 3 (0.76–0.86 мкм)

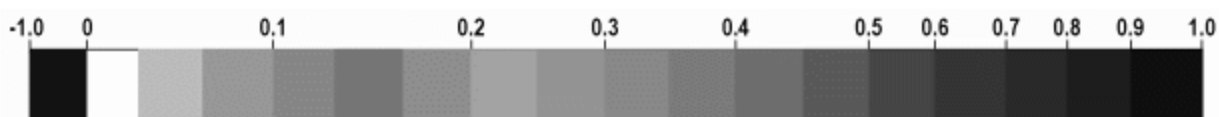


Рис.1.2 – Дискретна шкала NDVI

Завдяки особливості відображення в NIR-RED областях спектра, природні об'єкти, не пов'язані з рослинністю, мають фіксоване значення NDVI, що дозволяє використовувати цей параметр для їх ідентифікації (табл. 1.2).

Таблиця 1.2 – Фіксоване значення NDVI

Тип об'єкта	Відображення в червоній області спектра	Відображення в інфрачервоній області спектра	Значення NDVI
Густа рослинність	0.1	0.5	0.7
Розріджена рослинність	0.1	0.3	0.5
Відкритий ґрунт	0.25	0.3	0.025
Хмари	0.25	0.25	0
Сніг и лід	0.375	0.35	-0.05
Вода	0.02	0.01	-0.25
Штучні матеріали (бетон, асфальт)	0.3	0.1	-0.5

Крім використання вегетаційного індексу, можна залучати метод контрольованої класифікації [6], в якому використовується інформація про первинні характеристики об'єктів, які досліджуються. На основі цієї інформації формуються діапазони значень пікселів, які відносяться до того чи іншого класу. Всі зображення попіксельно порівнюються зі значеннями, що належать до класів, і певний піксель відноситься до відповідного класу. На рис. 1.3 наведено приклад обробки знімка за допомогою контрольованої класифікації. Далі можна говорити про те, що для визначення коефіцієнта розораності земельних ресурсів на обласному рівні необхідна, в першу чергу, наявність даних дистанційного зондування Землі з дозволом не менше ніж 15–30 м.

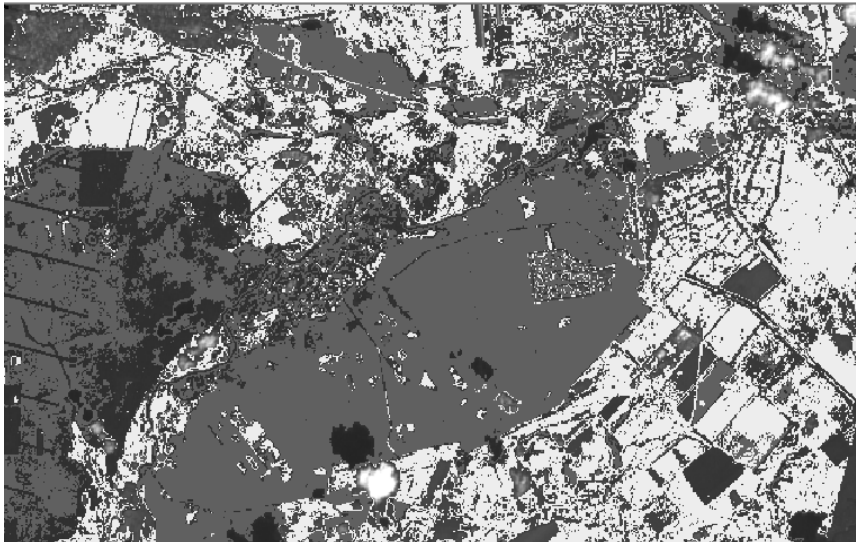


Рис. 1.3 – Приклад застосування контрольованої класифікації для дешифрування різних типів земель (Україна, Чугуївський район; Landsat ETM+; травень 2007 р., 49°45', 36°36')

Точність ідентифікації меж розораних земельних масивів суттєво зростає при використанні, як мінімум, трьох космічних знімків отриманих;

1. в період посіву (квітень-травень);
2. в активний період вегетації (липень-початок серпня);
3. під час збирання врожаю (кінець серпня-вересень).

До всіх цих знімків застосовується один з розглянутих методів дешифрування. Розпізнавання може проводитися у спеціалізованих програмних продуктах, таких як ENVI, ERDAS Imagine, ГІС «Карта» та ін. При цьому, можна ідентифікувати земельні масиви, які розорювалися протягом усього періоду дозрівання культур, і ті ділянки, які хоча б один раз були розораними.

Також необхідно враховувати наявність багаторічних трав на полях. Землі, на яких вони зростають, можуть бути не розораними протягом трьох років. Тому, для того щоб наблизитися до максимальної достовірності, необхідно проводити аналіз знімків заданої території за кілька років (наприклад, за три–чотири роки). Для цього необхідне використання архівних космічних знімків середнього або високого дозволу. Слід відзначити, що результати моніторингу земель стають набагато об'єктивнішими і точнішими, коли вони поєднуються з актуальними і досить точними картами сільгоспугідь. Самі ж по собі завдання моніторингу вирішуються на цьому фоні ефективніше і з істотно меншими витратами, так як немає необхідності використовувати польові дані для визначення меж полів і набагато легше виконується виділення еталонних ділянок.

Якщо немає актуальних карт на конкретну територію, то за результатами класифікації проводиться векторизація. Потім з отриманих результатів визначається загальна площа сільськогосподарських земель (S_{cy}) і площа розораних земель ($S_{п}$). За формулою (1.1) визначається коефіцієнт розораності. Для реалізації алгоритму визначення земель сільськогосподарського призначення по знімку розроблений спеціальний програмний модуль для ГІС «Карта 2011», призначений для обробки багатоспектральних знімків.

2. Покрокова технологія визначення коефіцієнта розораності методом контрольованої класифікації

У цьому розділі запропонована покрокова технологія, яка розроблена авторами на основі методу контрольованої класифікації [5] на базі програмного продукту ГІС «Карта 2011».

Крок 1. Завантаження вихідних даних

Отримання та завантаження знімків конкретної території у вказані періоди.

Крок 2. Аналіз знімків для визначення складу земель

Аналіз, як мінімум, трьох знімків однієї і тієї ж території, зроблених у різні періоди розвитку сільськогосподарських культур. Це необхідно для відділення орних земель від всіх інших земель сільськогосподарського та несільськогосподарського призначення. Ті ділянки, які хоча б один раз були розораними, відносяться до ріллі. Аналіз може бути як візуальний (при високому дозволі знімка), так і проводитися з використанням індексу NDVI. Цей крок актуальний, тільки якщо немає карти полів або плану посівів.

Крок 3. Виділення контрольних ділянок

Виходячи з проведеного аналізу знімків, далі необхідно виділити (нанести на карту) контрольні ділянки (ріллі, багаторічні насадження, сіножаті). Ці ділянки будуть використовуватися надалі для порівняння характеристик яскравості знімка.

Крок 4. Визначення статистичних даних

Наступним етапом є побудова статистики ділянки для аналізованих об'єктів. У даному діалозі результати аналізу відображаються у вигляді графіків максимально і мінімально можливих значень яскравості пікселя в кожному каналі, так само середнє значення по кожному каналу і розкид значень. Крім того, можна розраховувати моду і медіану для кожного каналу. По осі x відображаються канали супутника, а по осі y – значення яскравості пікселя (рис.2.1).

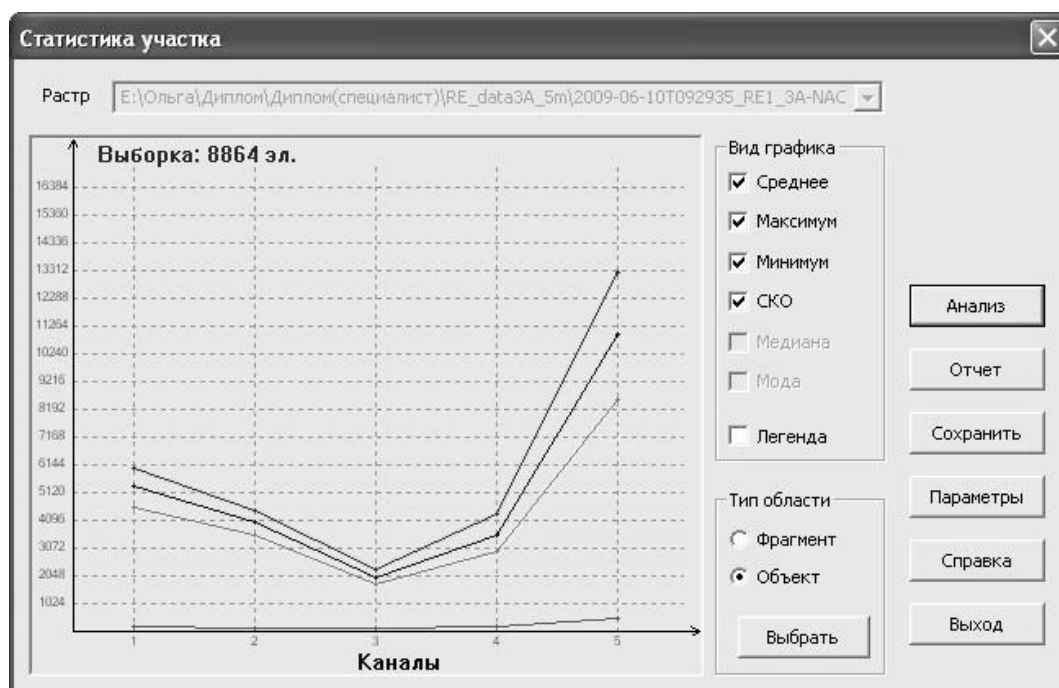


Рис. 2.1 – Побудова статистики ділянки

Крок 5. Побудова гістограми розподілу яскравостей

Для всіх аналізованих ділянок будується гістограма розподілу яскравостей. Для її побудови необхідно вибрати на карті земельну ділянку, що цікавить (контрольну ділянку). Приклад гістограми наведено на рис. 2.2.

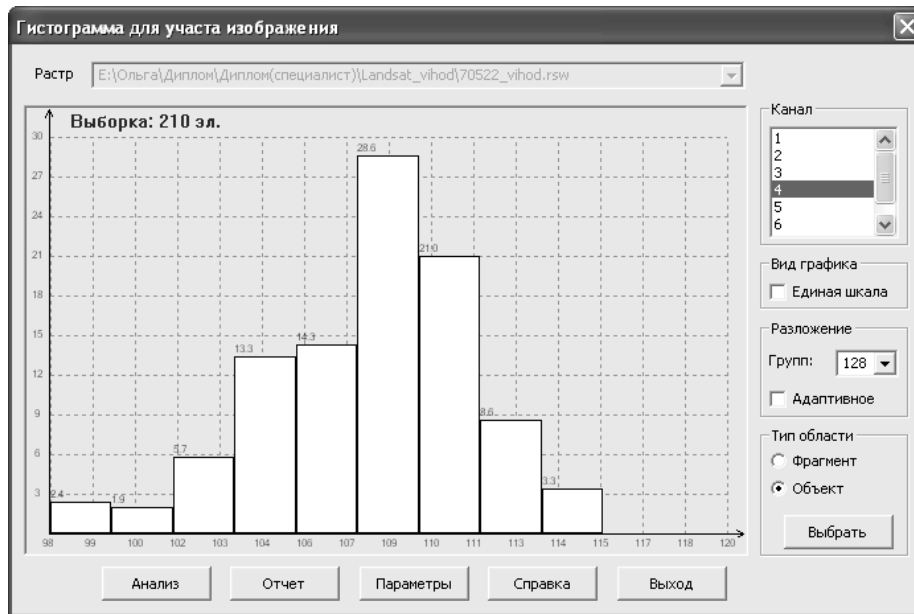


Рис. 2.2 – Гістограма розподілу яскравостей на контрольній ділянці

Крок 6. Аналіз статистичних даних і гістограми

За статистичними даними визначається, в яких каналах спостерігається найменший розкид значень яскравості пікселів. Далі, для цих каналів по гістограмі визначається діапазон значень яскравості за формулами:

$$Dip = m \pm \sigma, \tag{2.1}$$

де m – математичне очікування;

σ – середнє квадратичне відхилення;

Dip – діапазон яскравості.

Діапазон яскравості (Dip) включає в себе обчислення:

$$dmin = m - \sigma; \tag{2.2}$$

$$dmax = m + \sigma, \tag{2.3}$$

де $dmin$ и $dmax$ – це мінімальне і максимальне значення яскравості пікселя (рис. 2.3).

Крок 7. Створення маски класифікованих ділянок

Одним з останніх етапів є створення маски по контрольних ділянках. За допомогою цього режиму формується карта, створена із застосуванням контрольованої класифікації. На

даному кроці необхідно задати діапазони яскравості пікселів, які були визначені для контрольних ділянок. За допомогою цих діапазонів проводиться подальше виділення об'єктів знімка, як показано на рис. 2.3.

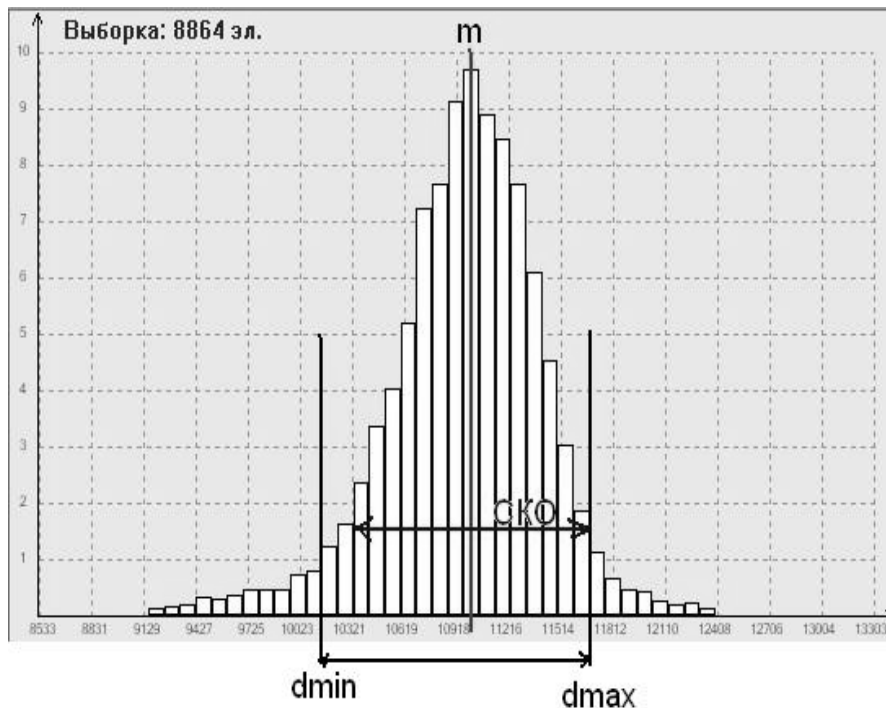


Рис. 2.3 – Параметри визначення діапазону яскравості на гістограмі

Крок 8. Векторизація сільськогосподарських угідь

Далі, якщо немає вже створеної карти полів, проводиться векторизація ріллі та інших сільськогосподарських угідь, по раніше створеній масці.

Крок 9. Обчислення площ

На даному етапі проводиться обчислення площі ріллі по створеній карті полів і площі інших сільськогосподарських угідь. Даний підрахунок здійснюється програмно, шляхом виділення конкретних об'єктів.

Крок 10. Визначення коефіцієнта розораності

Отримані на попередньому кроці площі підставляються у формулу (1.1) ($K_p = S_p / S_{cy} * 100\%$). І таким чином, виходить значення коефіцієнта розораності для конкретної області.

2.1 Визначення коефіцієнта розораності за даними ДЗЗ на прикладі Гадяцького району Полтавської області, за умови наявності додаткових матеріалів

Як зазначалося в першому розділі, для коефіцієнта розораності необхідно знати площу ріллі (S_p) і загальну площу сільськогосподарських угідь (S_{cy}).

Алгоритм визначення коефіцієнта розораності для Гадяцького району Полтавської області спрощується тим, що на задану територію є знімок IKONOS з роздільною здатністю 1 м (рис. 2.4) та карта-схема сільськогосподарських угідь даного району (рис. 2.5). Наявність

Екологічна безпека та природокористування

схеми угідь виключає необхідність порівняння декількох знімків, з метою відокремлення сільськогосподарських і несільськогосподарських угідь. Таким чином, описаний вище алгоритм зводиться до кількох кроків, а саме до кроків 1, 8, 9, 10. Таким чином, наявність додаткових матеріалів, таких як знімок і карта, значно спрощує завдання визначення коефіцієнта розораності.



*Рис. 2.4 – Фрагмент знімка IKONOS на територію Гадяцького району
(жовтень 2008р., 50°25' і 34°5')*



Рис. 2.5 – Карта-схема сільськогосподарських угідь Гадяцького району

Після накладення схеми на знімок була проведена векторизація знімка шляхом порівняння актуального космічного знімка IKONOS (дозвіл 1 м) із застарілими схемами сільськогосподарських угідь Гадяцького району. Результат векторизації – цифрова векторна карта сільськогосподарських угідь району, включаючи сінокоси, пасовища і т.д. (рис. 2.6).

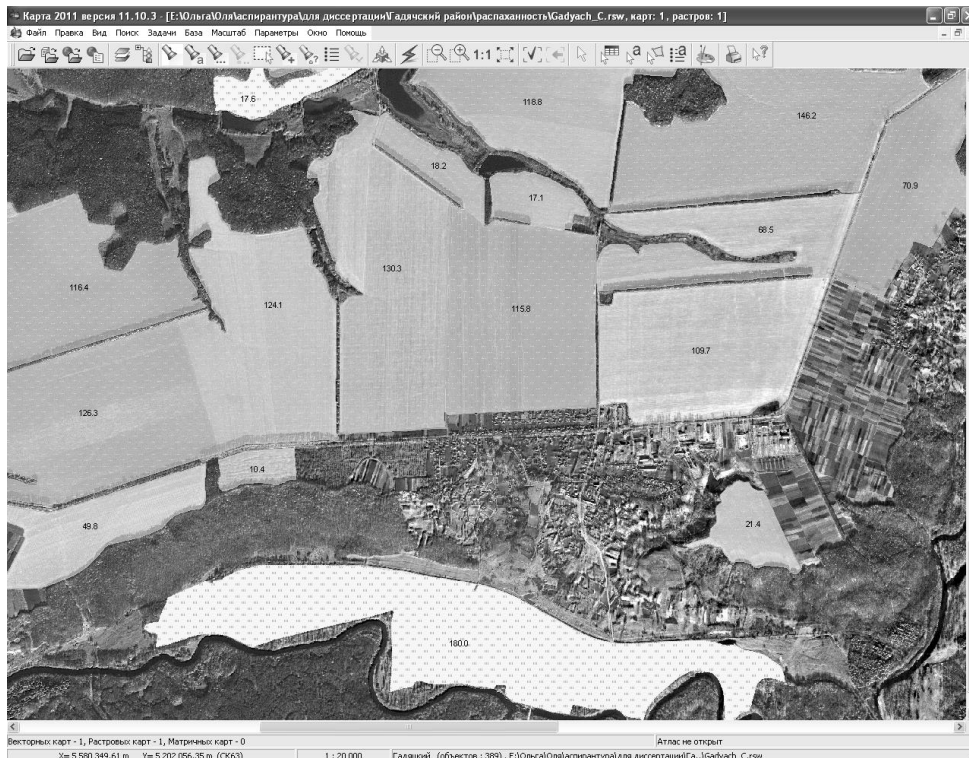


Рис. 2.6 – Векторна карта сільськогосподарських угідь

Далі по векторній карті визначається загальна площа сільськогосподарських угідь (SCY). Для цього підраховується сума площ полів, сінокосів, пасовищ, земель сторонніх землекористувачів та ін.

У результаті підрахунку $SCY = 5255,796$. Далі таким же способом визначається площа ріллі: $SP = 4428,536$

Потім у (1.1) підставляються отримані площі:

$$Kp = (4428,536 / 5255,796) * 100\% = 84,3\% \quad (2.4)$$

Як видно після підрахунку (5.6), коефіцієнт розораності сільськогосподарських угідь Гадяцького району складає 84,3%.

Висновок

Значення коефіцієнта розораності земель корелює з показниками продуктивності ґрунту, ймовірності втрат родючості. Висока розораність сприяє різним формам деградації земель. У середньому в Україні 70 % сільгоспугідь складаються з ріллі, пасовищ, фруктових

садів і т.п. Тобто, частина земель розорується, частина – ні. В Україні розоруються до 90% сільськогосподарської землі [5]. Так, у Вінницькій, Тернопільській та Кіровоградській областях розорано 82 % сільськогосподарських угідь, а в деяких районах цей показник сягає 96% [8].

На прикладі Гадяцького району Полтавської області був розрахований коефіцієнт розораності земельних угідь, і він становить 84,3 %. Це значення є дуже високим показником розораності, що може призвести до сильної деградації земельних масивів .

На думку фахівців, оптимально для України на гектар орних земель має бути 1,6 гектара пасовищ і 3,5 гектара лісових угідь. Сьогодні відповідно 0,2 гектара пасовищ і 0,3 гектара лісів. Щоб зробити використання земель екологічно безпечним, щоб вони не втрачали свою родючість, потрібно збільшувати площу пасовищ.

Список використаної літератури

1. Земельный кодекс Украины [Текст]: офіц. текст. – К., 2001.
2. Ходаковская, О. Экстенсивное использование в Украине сельхозземель усиливает зависимость сельского хозяйства от погодных условий [Електронний ресурс] / О. Ходаковская – Режим доступу: <http://www.apk-inform.com/ru/exclusive/topic/1014400#.UUh5Hhe8Dwo> – 19.06.2013 р.
3. Щорічне Послання Президента України до Верховної Ради України – Про внутрішнє та зовнішнє становище України в 2013 році [Текст]: офіц. текст. – К., 2013.
4. Плакса, Ю.В. Регрессионный анализ уровня интенсивности использования сельскохозяйственных угодий в АР Крым [Електронний ресурс] / Ю.В. Плакса, Ю.А. Вениченко – Режим доступу: http://archive.nbuv.gov.ua/portal/soc_gum/knp/2012_227/knp227_68-70.pdf – 19.06.2013
5. Дубинин, М. NDVI – [теория] и практика [Електронний ресурс] / М. Дубинин. – Режим доступу: <http://gis-lab.info/qa/ndvi.html> – 19.06.2013 р.
6. Классификация с обучением используется [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://systemgps.ru/lineienie-modeli/klassifikaciya-s-obucheniem-ispolzuetsya.html> – 29.07.2013
7. Елефтериادي, Т. К вопросу о плодородных землях. В Запорожской области распаханность сельскохозяйственных угодий превышает даже средний показатель по Украине [Електронний ресурс] / Т. Елефтериادي. – Режим доступу: <http://operkor.wordpress.com/2013/03/01/к-вопросу-о-плодородных-землях-в-запор/> – 19.06.2013 р.
8. Гудзь, О.П. Земледелие [Електронний ресурс] / О.П. Гудзь – Режим доступу: http://uchebnikonline.ru/geografia/zemlerobstvo_-_gudz_vp/gruntozahisni_sivozmini.htm

Стаття надійшла до редакції 04.02.14 українською мовою

© Г.Я. Красовский, О.Е. Толчевская

**РАЗРАБОТКА ТЕХНОЛОГИИ ОПРЕДЕЛЕНИЯ КОЭФФИЦИЕНТОВ
РАСПАХАННОСТИ ЗЕМЕЛЬНЫХ МАССИВОВ**

В статье рассмотрены методы определения распаханности земель по данным дистанционного зондирования Земли с привлечением современных географических информационных технологий. Предложена пошаговая технология определения коэффициента распаханности и необходимые наборы данных и формул. Определен коэффициент распаханности на примере административной единицы, при условии наличия спутникового снимка и схемы расположения земельных массивов.

© G.Y. Krasovskii, O.E. Tolchevska

**DEVELOPMENT OF TECHNOLOGY OF DETERMINING THE COEFFICIENTS
OF PLOWING LAND TRACTS**

The article deals with methods for the determination of tilled land on Earth remote sensing data using modern geographic information technologies. We propose a turn-based technology determine the coefficient of plowing and necessary data sets and formulas. Coefficient of plowing the example of administrative unit, subject to the availability of satellite imagery and layout of land tracts.

УДК 504:628.1

© Я.М. Заграй, д-р хім. наук, професор;
А.В. Ребренюк, аспірант

Київський національний університет будівництва і архітектури, м. Київ

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

У даній статті розглянуто природний мінерал – шунгіт. Наведені дві теорії походження шунгітових порід. Зроблено огляд фізико-хімічних властивостей шунгіту, зокрема молекул фулеренів, які присутні в ньому та визначають його корисні властивості. Розглянуто основні процеси впливу на структуру води в системі “розбавлений водний розчин, питна вода – шунгіт” і зроблено висновок, що шунгіт можна використовувати для підготовки вод питного призначення завдяки високій активності шунгітового вуглецю в окисно-відновних процесах, наявності процесів сорбції і обміну катіонів.

Ключові слова: шунгіт, фулерени, питна вода, очищення води.

Вступ

Більше мільярда людей використовують не придатну для пиття воду. Через це щорічно вмирають три з половиною мільйони дітей. Більшість українців споживають воду з поверхневих джерел – озер, ставків, рік, зокрема з Дніпра п'ють воду близько 30 млн. людей. Вода – активний розчинник. Стикаючись з будь-якими об'єктами, вона дуже повільно розчиняє їх. Тому в природі абсолютно чистої води не існує. Та й організм людини “звик” до певної концентрації різних речовин, розчинених в ній. Протікаючи через гірські породи, вона розчиняє їх і насичується відповідними компонентами – іонами кальцію, магнію, калію, заліза, молибдену, алюмінію, берилію, марганцю, міді, миш'яку, цинку. Останні шість елементів особливо шкідливі для людини, якщо їх концентрації перевищують гранично допустимі. Тому нормативні документи багатьох країн, у тому числі України, Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ), вимагають обов'язкового контролю їх вмісту в питній воді [11].

Серед мінералів, які ефективно використовуються для корегування властивостей води відносяться: *шунгіт, цеоліт, кремій, граніт, кварц*. Основною задачею природних мінералів в процесі підготовки питної води є її наближення до природно сформованої якості, завдяки процесам впливу мінералів на структуру водних розбавлених розчинів, а саме процесів *сорбції, іонообміну і фільтрації*.

Походження шунгітових порід

Є факти, що підтверджують принесення сонячного вуглецю на Землю з Космосу. Ось найсвіжіші: вчені-астрономи, фахівці НАСА, досліджували пласти осадових порід у Новій Зеландії, Данії і Колорадо (США), вік яких становить 65 мільйонів років. У шарі глини вчені виявили фулерени і трубчасті фулерити.



Крім того, у фулереновміщуючій породі співвідношення ізотопів гелію $He3$: $He4$ відповідає космічній матерії.

Перевірки на фулерени був підданий метеорит Алленде, що впав 30 років тому в Мексиці. Метеорит, вік якого визначили в 4,6 мільярдів років, виявляється, був напханий фулеренами і ізотропом $He3$. Висновок з усього сказаного один: принесення сонячного вуглецю з фулеренами на Землю відбувалося в самі різні геологічні епохи [2].

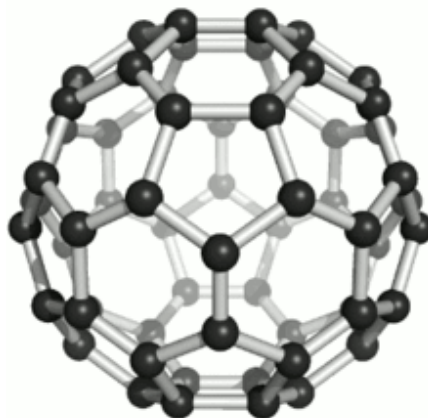
Також є й інша теорія походження шунгітових порід. На півночі Онезького озера 2,5 мільярди років тому сформувалися величезні поклади вуглецевмісних порід. Вони займають все північне підніжжя – від Ладоги до Медвеж'єгорська – і східне підніжжя. Потужність цих покладів доходить до 2,5 км у глибину. Походження цих порід органічне, мабуть, пов'язане з масовим вимиранням анаеробних бактерій під час раннього протерозою, коли кардинальним чином змінювався склад земної атмосфери з переважно метанового на кисневий. Надалі породи піддалися рівного ступеня метаморфізму, пов'язаного з температурою, високим тиском, вулканічною діяльністю, присутністю силікатних розчинів і т. д. Але ці процеси йшли вкрай нерівномірно, що призвело до великого розкиду у властивостях вуглецевмісних порід не тільки по площі залягання, але й по глибині. Це стосується і змісту власне вуглецю, який коливається від 5 до 95%. Також нерівномірність умов позначилася і на властивостях самого вуглецю. Так як шунгіт є перехідною ланкою між вугіллям і графітом (перехід досить широкий), на деякому етапі виникли умови для утворення глобул вуглецю, зокрема, фулеренів [3].

Фізико-хімічні властивості шунгіту

Шунгітовий вуглець – це аллотропна форма метастабільного вуглецю, що відрізняється від уже відомих форм: алмазу, графіту, кам'яного вугілля і сажі [1].

Склад породи Зажогінського родовища (масова частка): вуглець – 28–32%, кварц – 45–30%, складні силікати (слюди, хлорити) – 17–20%, сульфіди – 1,8–2,2%. Хімічний склад: вуглець – 28%, кремній – 58%, алюміній – 4%, залізо – 2,5% і далі по спаданню – К, Mg, Ca, Na, Ti – від 1,5 до 0,2%. Шунгіт зустрічається в суцільних масах чорного (з сильним блиском) або графітного сірого кольору з раковистим або дрібнозернистим зламом. Твердість – по Мосу – 3–4, питома вага – 1,8–2 г/кв.см. Зажогінські шунгітні породи є складними наноструктурними природними композитами [3].

Фулерени – порожнисті симетричні кулясті молекули, що представляють собою замкнуті опуклі багатогранники, складені з парного числа трьохкоординованих атомів вуглецю. Самий вивчений із сімейства фулеренів – фулерен C₆₀, в якому 60 вуглецевих атомів утворюють багатогранник, який складається з 20 шестикутників і 12 п'ятикутників. Молекула фулерену C₆₀ характеризується високою симетрією і стабільністю [4].

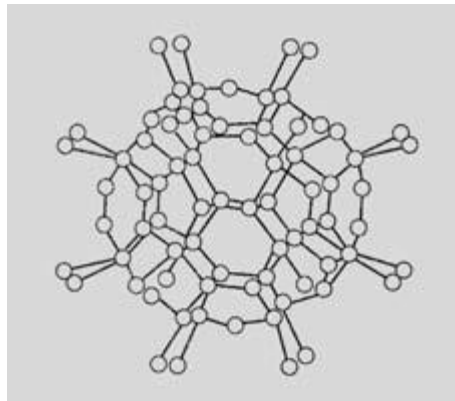


Молекула фулерену

Ненасичений зв'язок вуглецю фулеренів каталізує (активує) процеси окислення. І вірогідність проведення реакцій окиснення (згоряння харчових речовин у клітинах організму людини) до кінця (до CO₂ і H₂O) в присутності шунгіту збільшується. У цьому проявляються антиоксидантні властивості шунгіту (так як особливу небезпеку для організму людини представляють недоокислені до CO₂ «уламки» органічних речовин).

Дію фулеренів завжди помітно, хоча ці крихітні кулясті молекули становлять лише дуже незначну частину вуглецю шунгітових порід. Оскільки глобулярний шунгітовий вуглець присутній у всіх шунгітових структурах (пачечній, лускатій і навіть плівковій), отже, фулерени також будуть присутні у всіх структурах шунгітового вуглецю. Однак зміст фулеренів буде різний, і тим більше, чим більше зміст глобулярного шунгітового вуглецю.

Фулерени незвичайні не тільки своєю будовою. Усередині глобули фулерену є порожнина. На сьогоднішній день відомо, що в цю порожнину можна помістити більше третини елементів періодичної таблиці Менделєєва [5].



Хімічна будова водорозчинного фулерену, що представляє собою молекулу C₆₀ з приєднаними до неї радикалами ОН

Також шунгітові породи мають здатність поглинати і нейтралізувати електромагнітні випромінювання високих і надвисоких частот [6].

Розгляд системи “шунгіт-водний розбавлений розчин”

Шунгіт, завдяки високій активності шунгітового вуглецю в окисно-відновних процесах, наявності процесів сорбції і обміну катіонів, використовується для підготовки вод господарсько-питного призначення. Шунгіт ефективно використовується для видалення з водопровідної води хлорорганічних речовин, що мають канцерогенні властивості. Завдяки процесам обміну катіонів він здатний корегувати йонний склад металів, в тому числі і важких (заліза, марганцю, кобальту, свинцю, цинку, міді, кадмію), у воді, яка пройшла підготовку на центральній станції водопідготовки [7].

Шунгіт успішно видаляє з води органічні і неорганічні речовини (нафтопродукти, пестициди, поверхнево-активні речовини, спирти, смоли, бор, миш'як, фосфор та ін.). Це справедливо для зразків води з різною жорсткістю й кольоровістю. В експериментальних роботах було встановлено, що в системі “шунгіт-розбавлений водний розчин-вода” в присутності кисню та для певного вмісту шунгіту, протягом 3–7 годин хлороформ розпадається на 87%, бензол – на 91%, толуол – на 90%. Мікродомішки хлоридів заліза, хрому, алюмінію, ртуті через вищевказаний час контактування переходять на 70–90% у форму нерозчинної суспензії, на 20–25% – у форму, адсорбовану на поверхні шунгіта. Це пояснює механізм саморегулювання природних вод в районі Онезького озера, що відрізняється підвищеною чистотою. Шунгіт, як сильний відновник, поглинає кисень з води, утворює атомарний кисень, що окисляє сорбовані органічні речовини до вуглекислого газу і води [8].

Шунгіт покращує воду, яка, проходячи по старих водопровідних трубах, що зазнали корозії і населені залізобактеріями, вдруге забруднюється мікробами; також він має здатність дезінфікувати воду, але при цьому необхідно мати на увазі те, що вода в різних регіонах має свої відмінні властивості – кислотність, мінералізацію, навіть мікрофлору. При фільтруванні через шунгітові фільтри значно покращуються органолептичні властивості води: запах,

кольоровість, каламутність. Практично повністю змінюється мікрофлора, досягається зниження до нуля колі-індексу. Експерименти з біотестування на Дафнії і водоростях підтвердили відсутність токсичності у шунгітової води [9].

Користуючись «шунгітом для корегування мінерального складу води», важливо дотримуватися співвідношень в кількостях води і шунгітового щебеню при настоюванні, ретельно промивати щебінь проточною водою і краще користуватися прозорим скляним посудом. Якщо вода знаходиться в контакті з шунгітом меншу кількість часу, наприклад, кілька годин, то і тоді досягається ефективність корегування та знезараження води [8]. При більш тривалому контакті такої покращеної води з шунгітом, вода додатково насичується мікроелементами, глобулярним шунгітовим вуглецем і фуллеренами, які створюють бар'єр патогенним мікроорганізмам [10].

Висновок

Суть відмінності природної питної води полягає у формуванні в природних умовах її складу, який забезпечує нормальну біологічну функціональність організму людини і який не завжди вдається створити в процесі корегування розбавлених водних розчинів мембранними чи іншими методами, виникає необхідність додаткового кондиціонування такої води (обробка природними мінералами, магнітним полем, біологічна, ...). Природна питна вода різного складу може бути лікувальною в разі появи відхилень від нормальної біологічної функціональності організму людини.

Шунгіт наближує питну воду до природного стану і завдяки своїм фізико-хімічним властивостям здатний корегувати склад водного розбавленого розчину. Шунгіт використовують для кондиціонування питної води до природно сформованої якості як окремий етап в комплексних багатостадійних поетапно-функціональних технологіях (стадіями є видалення зважених частинок, видалення органічних речовин, стадія корегування неорганічного складу, стадія використання природних мінералів, магнітного поля, біологічна стадія, ...) і питної води, яка пройшла водопідготовку центральної станції водопостачання. Особливо шунгіт знайде своє використання в локальних установках корегування складу питної води.

Список використаної літератури

1. Елецкий А.В., Смирнов Б.М. «Фуллерены и структуры углерода». Успехи физических наук, том 165, № 9, сентябрь 1995.
2. Кашкина Л.В., Кашкин В.Б., Рублева Т.В., Шикунова О.А. «Изучение физических свойств фуллеренов и фуллереносодержащих саж». Сибирская аэрокосмическая академия им. акад. М.Ф. Решетнева, Красноярск, 1999.
3. Ковалевский В.В. «Шунгитовые породы – кристаллогенез и нанотехнологии». Институт геологии Карельского НЦ РАН.
4. Раков Э.Г. «Нанотрубки и фуллерены». Издательство «Университетская книга», М., 2006.

5. Мосин О.В. «Шунгит – природный нанотехнологический материал». Московская гос. академия тонкой химической технологии им. М.В. Ломоносова.
6. Мошников И.А., Ковалевский В.В., Лазарева Т.Н., Петров А.В. «Использование шунгитовых пород в создании радиоэкранирующих композиционных материалов». Институт геологии КарНЦ РАН.
7. Орлов А.Д. Шунгит – камень чистой воды.
8. Санкт-Петербургский научно-дослідницький Центр екологічної безпеки РАН.
9. Скоробогатов Г.А., Калинин А.И., Калинин Ю.К. «Каталитическое окисление органических микропримесей в воде над мелкодисперсным шунгитом – III при 20 град С». Журнал органическая химия, 1995, т. 31, вып. 6.
10. ООО «Прицера-П». Москва.
11. Мягченко О.П. «Основы экології». Підручник. – К.: Центр учбової літератури, 2010. 312 с.

Стаття надійшла до редакції 04.02.14 українською мовою

© Я.М. Заграй, А.В. Ребренюк

**ИСПОЛЬЗОВАНИЕ ПРИРОДНЫХ МИНЕРАЛОВ (ШУНГИТ) КАК ЭТАПОВ
КОМПЛЕКСНОЙ ТЕХНОЛОГИИ КОРРЕКТИРОВКИ СОСТАВА ВОДНЫХ
РАЗБАВЛЕННЫХ РАСТВОРОВ К ПРИРОДНО СФОРМИРОВАННОМУ КАЧЕСТВУ**

В данной статье рассмотрен природный минерал – шунгит. Приведены две теории происхождения шунгитовых пород. Сделан обзор физико-химических свойств шунгита, в частности молекул фуллеренов, которые присутствуют в нем и определяют его полезные свойства. Рассмотрены основные процессы влияния на структуру воды в системе "разбавленный водный раствор, питьевая вода – шунгит" и сделан вывод, что шунгит можно использовать для подготовки вод питьевого назначения благодаря высокой активности шунгитового углерода в окислительно-восстановительных процессах, наличии процессов сорбции и обмена катионов.

© Y.M. Zagray, A.V. Rebrenyuk

**USE OF NATURAL MINERALS (SHUNGITE) AS A STAGE OF COMPLEX
TECHNOLOGIES ADJUSTMENT COMPOSITION OF WATER DILUTE SOLUTIONS
THE NATURAL FORMED QUALITY**

In this article considered a natural mineral – shungite. These two theories of origin shungitovyh rocks. A review of physical and chemical properties shung, including fullerene molecules that are presentig it and to determine its useful properties. The basic processes impact on the structure of water in the "diluted aqueous solution, drinking water – shungite" and concluded that shungite can be used to prepare water drinking purpose due to its high activity carbon of shunhite in redox processes, the availability of sorbtion processes and exchange cations.

Розділ 3. Інформаційні ресурси та системи

УДК 519.766.4

© П.І. Бідюк¹, д-р техн. наук, професор;
О.М. Трофимчук², д-р техн. наук, проф., чл.-кор. НАН України;
Л.Д. Черниш¹, магістр

¹Інститут прикладного системного аналізу НТУУ «КПІ», м. Київ;

²Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору, м. Київ

ПОРІВНЯННЯ МЕТОДІВ ОЦІНЮВАННЯ ВАЛЮТНИХ РИЗИКІВ

Розглянуто три методи оцінювання міри ризику VaR банківського валютного портфеля: дельта-нормальний, метод історичного моделювання та метод імітаційного моделювання Монте-Карло. Модель на основі дельта-нормального методу виявилась неадекватною через невиконання припущення про нормальний розподіл доходності курсів валют. Метод історичного моделювання показав задовільний результат лише за умов стабільної ситуації на ринку. Він погано адаптується до різких коливань на ринку і тому в нинішніх умовах не може використовуватися на фінансовому ринку України. Крайні результати оцінювання отримано за методом імітаційного моделювання Монте-Карло, який гіпотетично враховує всі можливі зміни курсів валют на ринку. Похибки у прогнозах можливих втрат виникають лише за наявності непередбачуваних різких змін курсу, але модель на основі цього методу швидко пристосовується до змін на ринку.

Ключові слова: валютні ризики, методи оцінювання валютного ризику, волатильність курсу валют.

Вступ. Оскільки функціонування фінансових установ тісно пов'язане з виконанням значних обсягів валютних операцій, то природно виникає задача поглибленого аналізу і менеджменту можливих валютних ризиків. Валютний ризик – можливість втрати фінансових ресурсів внаслідок некоректно виконаних валютних операцій. З позицій ризик-менеджменту банківська діяльність зводиться, в основному, до прийняття ризиків і отримання за це відповідної економічної компенсації. Деякі види ризиків є ціною реалізації банківського бізнесу і уникнути повністю їх неможливо, тому у процесі менеджменту ризиків не ставиться задача повного усунення ризиків. Фінансова установа повинна забезпечити надійний обґрунтований взаємозв'язок між узагальненими параметрами можливих ризиків і капіталом, наявними фінансовими ресурсами та фінансовими надходженнями [1, 2].

Існують різні підходи до кількісного оцінювання можливих втрат; на сьогодні розроблено методи розрахунку валютного ризику, які широко використовуються у фінансових установах. Вибір того чи іншого методу для розрахунку визначається наявною інформацією, кваліфікацією персоналу, який займається задачами менеджменту ризиків, та наявністю комп'ютерного інструментарію – необхідного програмного забезпечення. Незважаючи на те, що на ринку програмних продуктів для аналізу фінансових ризиків існує досить широкий вибір таких інструментів, їх вартість та проблеми із використанням призводять до необхідності створення власних програмних продуктів. Такі системи для оцінювання ризиків можуть мати значно більше функціональних обмежень, ніж ті, що продаються на ринку, але їх цінність у можливості оперативного розширення функцій, вони надають можливість персоналу фінансової установи значно підвищувати свою кваліфікацію і покращувати методики розрахунків.

У роботі розглядається застосування методів обчислення можливих втрат *VaR* при розв'язанні задачі аналізу валютного ризику за допомогою власних програмних розробок.

Постановка завдання. Мета роботи: – виконати аналіз впливу коливань валютних курсів на доходність валютних операцій; – представити алгоритми розрахунку значень *VaR* за дельта-нормальним методом, а також методами історичного та імітаційного моделювання; – представити приклади застосування методів обчислення *VaR* на основі фактичних даних; – виконати порівняльний аналіз застосування вказаних методів оцінювання *VaR* і дати рекомендації стосовно можливостей їх застосування на українському фінансовому ринку.

Вплив коливань валютних курсів на доходність

Модель валютного метчингу. Незважаючи на те, що реалізація всіх фінансових ризиків тією чи іншою мірою відбивається на результатах діяльності банку, але функціональний зв'язок між ризиками існує не для усіх їх видів. Залежність між величиною прибутків (збитків), одержаних у результаті утримання банком відкритої валютної позиції, та ринковими змінами валютних курсів, описується *моделлю валютного метчингу* [3]:

$$\Delta P_v = VP(s_p - s), \quad (1)$$

де ΔP_v – прибуток (збиток), отриманий від переоцінювання валютних коштів у зв'язку із зміною валютного курсу; VP – валютна позиція банку; s_p , s – прогнозований і поточний курси валют, відповідно.

Валютна позиція – це індикатор валютного ризику банку, який визначається співвідношенням між сумою активів у певній іноземній валюті (A_v) та сумою зобов'язань (пасивів) у тій самій валюті (L_v):

$$VP = A_v - L_v. \quad (2)$$

Валютна позиція (ВП) банку може бути *відкритою* або *закритою* і розраховуватись окремо за кожною іноземною валютою, що входить до мультивалютного портфеля банку.

ВП вважається відкритою, якщо сума активів в іноземній валюті не збігається із сумою пасивів у тій самій валюті. Якщо сума активів в іноземній валюті урівноважена сумою пасивів у тій самій іноземній валюті ($A_v = L_v$), то така позиція називається *закритою* або позицією зведення чи відповідності. У такому випадку валютного ризику майже немає, адже зміна курсу однієї валюти стосовно іншої однаково позначиться на вартості активів і на вартості пасивів, а це не приведе ні до втрат, ні до появи доходів внаслідок зміни валютного курсу.

Оцінювання валютного ризику *VaR* за дельта-нормальним методом

Для того щоб продемонструвати недоліки і переваги дельта-нормального методу, розглянемо, як можна оцінити можливі майбутні зміни вартості портфеля валютних коштів.

Алгоритм розрахунку *VaR*. Вартість портфеля валютних коштів P_t у базовій валюті (валюті розрахунку), обчислюється за виразом:

$$P_t = \sum_{i=1}^N P_t^i = \sum_{i=1}^N k_t^i \cdot v_t^i, \quad (3)$$

де P_t – часовий ряд вартостей усього портфеля валютних коштів у базовій валюті на момент часу t ($t = \overline{0, T}$, де $T + 1$ – кількість значень часового ряду P_t); $P_t^i = k_t^i \cdot v_t^i$ – вартість компонента портфеля в i -й валюті у базовій валюті; k_t^i – обмінний курс i -ї валюти портфеля до базової валюти на дату t ($i = \overline{1, N}$, де N – кількість валют у портфелі); v_t^i – обсяги i -ї валюти у портфелі на дату t (розмір відкритої валютної позиції в одиницях валют). Розглянемо послідовність розрахунку ризикової вартості *VaR*, яка відображає можливі обсяги майбутньої зміни вартості портфеля валютних коштів P_t .

Етап 1. Розрахунок щоденної зміни валютних курсів. Значення щоденної зміни курсів валют портфеля розраховується за формулою геометричної доходності:

$$x_t^i = \ln\left(\frac{k_t^i}{k_{t-1}^i}\right), \quad (4)$$

де k_t^i – значення обмінного курсу i -ї валюти до базової валюти на дату t , $t = \overline{1, T}$; k_{t-1}^i – значення обмінного курсу i -ї валюти до базової валюти на дату $t-1$. Логарифм темпу зміни валютного курсу характеризує інтенсивність зміни валютного курсу і є випадковою величиною, розподіл якої близький до нормального із середнім значенням, близьким до нульового.

Етап 2. Розрахунок волатильності валют. Для розрахунку волатильностей кожної валюти окремо, без урахування її зв'язку з іншими валютами портфеля, необхідно обчислити для кожної валюти середнє значення та стандартне квадратичне відхилення часового ряду її доходностей $\{x_t^i\}$ за формулами:

$$\overline{X^i} = \frac{\sum_{t=1}^T x_t^i}{T}, \quad (5)$$

де $\overline{X^i}$ – очікуване (середнє) значення часового ряду змін $\{x_t^i\}$,

$$\sigma^i = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^T (x_t^i - \overline{X^i})^2}{T-1}}, \quad (6)$$

де σ^i – середньоквадратичне відхилення часового ряду змін $\{x_t^i\}$.

Етап 3. Оцінювання можливих втрат за відкритою валютною позицією в i -й валюті VaR^i . Величина ризикової вартості VaR^i окремої відкритої позиції в i -й валюті обчислюється за формулою:

$$VaR^i = k_{1-\alpha} P_t^i \sigma^i. \quad (7)$$

Оскільки волатильність i -ї валюти за виразом (6) визначена на одноденному інтервалі, то й ризикова вартість VaR^i інтерпретується як максимально очікуваний обсяг зниження загальної вартості окремо взятого компонента валютного портфеля в i -ї валюті протягом одного дня з імовірністю (зазвичай 95% або 99%) залежно від значення квантилю $k_{1-\alpha}$ у формулі (7).

Етап 4. Розрахунок кореляційної матриці валют портфеля. Для врахування взаємної корельованості обмінних курсів валют портфеля при обчисленні оцінки VaR необхідно знайти кореляційну матрицю валют портфеля, для чого спочатку потрібно розрахувати коваріації C_{ij} можливих комбінацій рядів випадкових величин $\{x_t^i\}$ і $\{x_t^j\}$ за виразом:

$$C_{ij} = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T (x_t^i - \overline{X^i}) \cdot (x_t^j - \overline{X^j}). \quad (8)$$

А також коефіцієнти кореляції K_{ij} випадкових величин $\{x_t^i\}$ і $\{x_t^j\}$:

$$K_{ij} = \frac{C_{ij}}{\sigma_i \sigma_j}. \quad (9)$$

Квадратна матриця розмірністю $n \times n$, в якій на перетині i -го рядка та j -го стовпчика розташований елемент K_{ij} , є кореляційною матрицею обмінних курсів валют портфеля. Ця матриця симетрична: $K_{ij} = K_{ji}$, для всіх $i, j = \overline{1, N}$, а елементи головної діагоналі одиничні.

Етап 5. Розрахунок сукупної оцінки можливих втрат VaR загальної вартості валютного портфеля. Сукупна оцінка можливих втрат загальної вартості валютного портфеля

VaR розраховується на основі ризикових вартостей VaR^i окремих валют портфеля і кореляційної матриці обмінних курсів валют:

$$VaR = \sqrt{\overline{VaR} \cdot \mathbf{K} \cdot \overline{VaR}^T}, \quad (10)$$

де $\overline{VaR} = \left\| VaR^1 \quad VaR^2 \quad \dots \quad VaR^N \right\|$ – вектор-рядок окремих оцінок VaR^i складових портфеля в i -й валюті; \mathbf{K} – кореляційна матриця обмінних курсів валют портфеля до базової валюти. Ця методика припускає щоденне оновлення даних і розрахунок логарифмів темпів росту курсів, коваріаційної і кореляційної матриць, волатильностей, всіх оцінок VaR^i .

Оцінювання валютного банківського ризику VaR за методом історичного моделювання

Метод історичного моделювання – це непараметричний метод для оцінювання VaR . Послідовність застосування цього методу для оцінювання банківських валютних ризиків така. Спочатку необхідно вибрати період часу глибиною T (наприклад 250 робочих днів). За ці дні формується вибірка із щоденних змін курсів валют для всіх N складових валютного портфеля:

$$\Delta k_t^i = k_t^i - k_{t-1}^i, \quad i = \overline{1, N}, \quad (11)$$

де k_t^i – значення обмінного курсу i -ї валюти до базової валюти на дату t , $t = \overline{1, T}$; k_{t-1}^i – значення обмінного курсу i -ї валюти до базової валюти на дату $t-1$. Для кожного із T сценаріїв змін курсу моделюється гіпотетичний курс k^* кожної валюти у майбутньому, як її поточний курс k_0 плюс приріст курсу, який відповідає вибраному сценарію:

$$k_t^{i*} = k_{i,0} + \Delta k_t^i. \quad (12)$$

Потім виконується повна переоцінка поточного портфеля валют за курсами, змодельованими на основі історичних сценаріїв, і для кожного сценарію обчислюється на скільки б змінилася вартість сьогоdnішнього (поточного) портфеля валют (окремо за довгою і за короткою валютною позицією банку):

$$\Delta V_t = V_t^* - V_0, \quad t = \overline{1, T} \quad (13)$$

де $V_0 = \sum_{i=1}^N k_{i,0} \cdot v_{i,0}$ – поточна вартість валютного портфеля; $v_{i,0}$ – поточний обсяг i -ї валюти

у портфелі (вартість відкритої валютної позиції в одиницях валют); $V_t^* = \sum k_i^{t*} \cdot v_{i,0}$ – вартість валютного портфеля у базовій валюті згідно з t -им історичним сценарієм.

4. Обчислити вартість i -ї валютної позиції у базовій валюті (складової валютного портфеля) для курсу k_T^i :

$$P_T^i = k_T^i \cdot v_t^i, \quad (16)$$

де v_t^i – поточний обсяг i -ї валютної позиції в одиницях валют.

5. Кроки 3-4 повторити стільки K разів (за кількістю змінних). В результаті отримуємо ряд значень:

$$P_T^{i1}, P_T^{i2}, \dots, P_T^{iK}.$$

6. Отримані K вартостей i -ї валютної позиції портфеля ранжуються аналогічно методу історичного моделювання.

Ранжирувані значення нумеруються від 1 до K . Позначимо через $P_T^{i\alpha}$ значення валютної позиції з цього ряду за номером, що дорівнює цілій частині числа $(1-\alpha)K$, тобто яке відповідає заданому рівню довіри $(1-\alpha)$.

7. Обчислити середнє змодельованих вартостей:

$$\overline{P_T^i} = \frac{\sum_{k=1}^K P_T^{ik}}{K}. \quad (17)$$

8. Обчислити можливі збитки за i -ю валютною позицією:

$$VaR^i = \overline{P_T^i} - P_T^{i\alpha}. \quad (18)$$

Обчислення VaR для портфеля валют за методом Монте-Карло

Оскільки валютні курси досить сильно корелюють один з одним, моделювання майбутніх валютних курсів для кожної валюти портфеля має відбуватися із урахуванням цієї кореляції. Для розв'язання цієї задачі використовується розклад Холецького. Розклад Холецького застосовують до симетричної кореляційної матриці валют $\|K\|$, яку можна представити у вигляді добутку трикутної матриці нижчого порядку з нулями у верхньому правому куті на таку ж транспоновану матрицю таким чином (розглянемо випадок портфеля з 2-х валют):

$$\|K\| = \begin{vmatrix} 1 & K_{12} \\ K_{12} & 1 \end{vmatrix} = \begin{vmatrix} a_{11} & 0 \\ a_{12} & a_{22} \end{vmatrix} \cdot \begin{vmatrix} a_{11} & a_{12} \\ 0 & a_{22} \end{vmatrix} = T \cdot T^T \Rightarrow \text{знаходимо елемент матриці } T.$$

Тепер для отримання послідовності випадкових чисел ε_1 для моделювання курсу 1-ї валюти, і ε_2 – для моделювання курсу 2-ї валюти обчислюється вираз:

$$\begin{pmatrix} \varepsilon_1 \\ \varepsilon_2 \end{pmatrix} = \|T\| \cdot \begin{pmatrix} \eta_1 \\ \eta_2 \end{pmatrix}, \quad (19)$$

де η_1 і η_2 – послідовності стандартно розподілених нормальних випадкових чисел. VaR для портфеля валют обчислюється за формулою:

$$VaR = \sum_{i=1}^N |Var_i|, \quad (20)$$

де VaR_i – прогнозна оцінка втрат за кожною валютною позицією, розрахована за методом Монте-Карло із урахуванням кореляції між валютами.

Особливості верифікації моделі для оцінювання VaR валютного портфеля за історичними даними

Оцінка VaR валютного портфеля банку враховує збитки, які отримає банк в результаті коливання ринкових курсів валют. Проте на розмір відкритої валютної позиції банку, і відповідно на розмір валютного ризику, впливають також такі операції: (1) – купівля, продаж наявної і безготівкової іноземної валюти, у тому числі термінові операції, за якими виникають вимоги і зобов'язання в іноземних валютах, незалежно від способів і форм розрахунків за ними; (2) – нарахування, отримання, сплачення іноземної валюти у вигляді прибутків і витрат; (3) – надходження коштів в іноземній валюті до статутного капіталу; (4) – погашення банком безнадійної заборгованості в іноземній валюті; (5) – формування резервів в іноземній валюті за рахунок витрат; (6) – купівля-продаж основних коштів і товарно-матеріальних цінностей за іноземну валюту; (7) – інші обмінні операції з іноземною валютою [3, 5]. Тобто операції фізичної зміни структури валютної позиції. Для того щоб оцінити зміни структури валютної позиції банку, що не залежать від коливання обмінних курсів, використовують індекс Пааше.

Нехай загальна вартість валютного портфеля P_t у базовій валюті на момент часу t визначається формулою:

$$P_t = \sum_{i=1}^N k_t^i \cdot |v_t^i|, \quad (21)$$

де $P_t^i = k_t^i \cdot v_t^i$ – валютна позиція банку за i -ю валютою у базовій валюті. Індекс Пааше J_{vi} характеризує ступінь впливу структурних змін валютної позиції на загальний обсяг валютної позиції з урахуванням обмінних курсів на початок періоду, що аналізується $[t-1, t]$ [3]:

$$J_{vi} = \frac{k_{t-1}^i \cdot v_t^i}{k_{t-1}^i \cdot v_{t-1}^i}, \quad i = \overline{1, N}. \quad (22)$$

Процес верифікації моделі для оцінювання валютного ризику такий. Якщо на момент часу $t-1$ розраховане на період $[t-1, t]$ значення ризикової вартості VaR_t є прогнозним, то на момент часу t можна розрахувати значення фактичної зміни вартості портфеля Δ_t і порівняти його із значенням VaR_t . Особливість порівняння полягає у необхідності виключити з урахування фактор зміни фізичних обсягів валют портфеля, оскільки показник VaR не враховує зміни обсягу кожної валюти у портфелі.

З урахуванням цього перевірка адекватності VaR -моделі виконується у такій послідовності:

- Визначити Δ_t^i як збитки за i -ю валютною позицією за період часу $[t-1, t]$, як різницю між вартістю i -ї валютної позиції на момент часу t без урахування зміни фізичної структури, що відбулася на періоді $[t-1, t]$ і її вартістю на момент часу $t-1$ за формулою:

$$\Delta_t^i = \begin{cases} \left| \frac{P_t^i}{J_{vi}^t} - P_{t-1}^i \right|, & \text{якщо } \frac{P_t^i}{J_{vi}^t} - P_{t-1}^i < 0 \\ 0, & \text{якщо } \frac{P_t^i}{J_{vi}^t} - P_{t-1}^i > 0 \end{cases}, \quad (23)$$

де J_{vi}^t розраховується за виразом (21) на момент часу t . Тоді на кожний момент часу t періоду виконання бек-тестування ($t = \overline{1, T}$) розраховується збиток від коливання валютних курсів для валютного портфеля у цілому:

$$\Delta V_t = \sum_{i=1}^N \Delta_t^i. \quad (24)$$

- Порівняння щоденних значень VaR_t і відповідних їм фактичних змін вартості портфеля ΔV_t . Випадок, коли виконується умова

$$\Delta V_t > VaR_t, \quad (25)$$

тобто зміна вартості від'ємна (збиток) і при цьому за абсолютною величиною перевершує VaR , вважається випадком перевищення прогнозованих втрат. Далі підраховується кількість перевищень L .

- Адекватність моделі перевіряється за виконання співвідношення:

$$\frac{L}{T} < \alpha. \quad (26)$$

Аналіз результатів оцінювання втрат *VaR*. Для оцінювання *VaR* використано банківський валютний портфель, який складається з трьох позицій у трьох валютах (долар США, євро і російський рубль). Для оцінювання *VaR* і виконання тестування моделей на історичних даних моделей використано такі дані: (1) – щоденні значення ринкових курсів долара США, євро і російського рубля з 01.01.2006 – 30.06.2010; (2) – щоденні дані банківських курсів з трьох валют за період з 01.06.2006 – 30.06.2010; (3) – щоденні значення відкритих валютних позицій банку у трьох вищезазначених валютах за період з 01.01.2006 – 30.06.2010. Для обчислення значення *VaR* використано історичні дані ринкового курсу валют і значення валютної позиції банку у гривневому еквіваленті.

Аналіз результатів оцінювання VAR за дельта-нормальним методом

На вхід моделі подаються ринкові значення курсів валют, банківські значення курсів валют та банківських валютних позицій у валютах портфелю. Визначення стандартного відхилення, яке є мірою волатильності курсу валют при використанні дельта-нормального методу, виконується за припущення про нормальний розподіл доходностей курсу валют. На рис. 1 і 2 зображено результати прогнозування втрат банку від зміни вартості валютного портфеля у результаті коливання курсів для різних довірчих рівнів (95% і 99%). Глибина ретроспективи для оцінювання стандартного відхилення складає 250 днів.

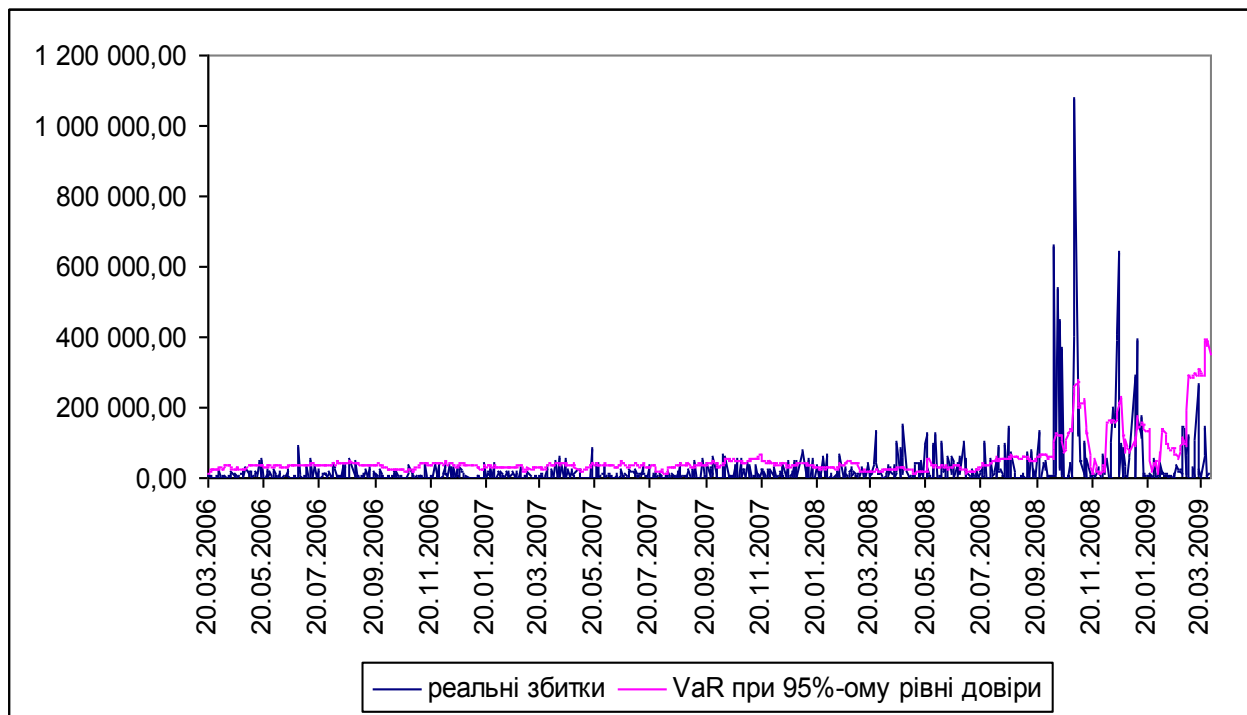


Рис. 1 – Реальні і прогнозовані за дельта-нормальним методом збитки банку від коливання курсів валют для рівня довіри 95%

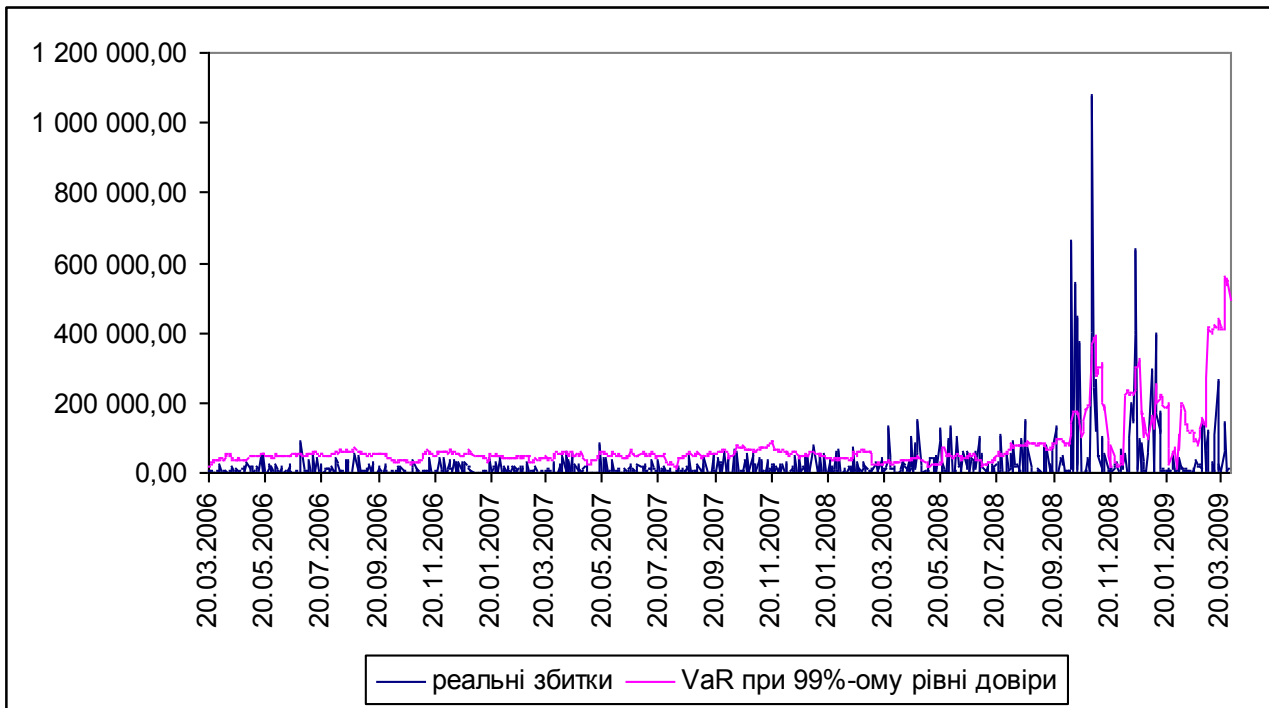


Рис. 2 – Реальні і прогнозовані за дельта-нормальним методом збитки банку від коливання курсів валют для рівня довіри 99%

Для перевірки адекватності моделі використано рекомендації Базельського комітету з банківського нагляду для різних рівнів довіри (95%, 99% та 97%). Кожних 3 місяці підраховується кількість помилок прогнозу на попередньому періоді у 250 днів, починаючи з 20.03.2006 року. Глибина ретроспективи для оцінювання *VAR* – також 250 днів. Результати верифікації зведені у табл. 1.

З табл. 1 видно, що модель для оцінювання *VaR* валютного портфеля за дельта-нормальним методом неадекватна. Для виявлення причин неадекватності моделі перевіряються ретроспективи, що використовувалися для знаходження оцінок *VaR*, на нормальний розподіл за критерієм Пірсона. Доходності для курсу долара США не мають нормального розподілу. Доходності для євро розподілені близько до нормального розподілу, а на деяких періодах мають нормальний розподіл.

У табл. 2 представлено результати ретроспективного тестування моделі при розрахунку *VaR* за кожною валютою. Якщо значення χ_{cn}^2 за євро менше, ніж за долларом США, то розподіл доходностей курсу євро ближчий до нормального (нормальний на деяких періодах), ніж розподіл долару США – то метод дає меншу кількість помилок прогнозу за євро, ніж за долларом США. Тобто кількість похибок зростає, коли значення χ_{cn}^2 збільшується і віддаляється від $\chi_{кр}^2$. Модель оцінювання *VaR* за дельта-нормальним методом для євро за нормального розподілу ретроспективи доходностей курсу є адекватною.

Розділ 3. Інформаційні ресурси та системи

Таблиця 1 – Результати проведення ретроспективного тестування розрахунку VaR за дельта-нормальним методом

Період	Результати бек-тестування					
	95%		97%		99%	
	кільк. перевищень	% правильних прогнозів	кільк. перевищень	% правильних прогнозів	кільк. перевищень	% правильних прогнозів
з 21.03.06 по 21.03.07	13	94,80%	8	96,80%	3	98,80%
з 20.06.06 по 21.06.07	16	93,60%	7	97,20%	4	98,40%
з 22.09.06 по 21.09.07	16	93,60%	8	96,80%	6	97,60%
з 21.12.06 по 21.12.07	21	91,60%	9	96,40%	6	97,60%
з 23.03.07 по 21.03.08	30	88,00%	20	92,00%	15	94,00%
з 24.09.07 по 22.09.08	57	77,20%	51	79,60%	40	84,00%
з 24.12.07 по 22.12.08	65	74,00%	62	75,20%	49	80,40%
з 20.03.08 по 30.03.09	62	75,20%	58	76,80%	42	83,20%

Таблиця 2 – Результати ретроспективного тестування дельта-нормального методу оцінки VaR при 95%-ому рівні довіри у випадку оцінки VaR за кожною валютною позицією портфеля окремо

Період		Результати бек-тестування			
		Долар США		Євро	
		Кільк. перевищень	% правильних прогнозів	Кільк. перевищень	% правильних прогнозів
з 21.03.06	по 21.03.07	18	92,80%	9	96,40%
з 20.06.06	по 21.06.07	14	94,40%	6	97,60%
з 22.09.06	по 21.09.07	17	93,20%	7	97,20%
з 21.12.06	по 21.12.07	15	94,00%	5	98,00%
з 23.03.07	по 21.03.08	37	85,20%	9	96,40%
з 22.06.07	по 23.06.08	53	78,80%	14	94,40%
з 24.09.07	по 22.09.08	61	75,60%	16	93,60%
з 24.12.07	по 22.12.08	63	74,80%	45	82,00%
з 20.03.08	по 30.03.09	58	76,80%	47	81,20%

Таблиця 3 – Результати проведення ретроспективного тестування розрахунку VaR за методом історичного моделювання

Період	Результати бек-тестування					
	95%		97%		99%	
	Кількість перевищень	% правильних прогнозів	Кількість перевищень	% правильних прогнозів	Кількість перевищень	% правильних прогнозів
з 21.03.06 по 21.03.07	4	98,40%	2	99,20%	1	99,60%
з 20.06.06 по 21.06.07	5	98,00%	3	98,80%	1	99,60%
з 22.09.06 по 21.09.07	3	98,80%	2	99,20%	0	100,00%
з 21.12.06 по 21.12.07	5	98,00%	1	99,60%	0	100,00%
з 23.03.07 по 21.03.08	16	93,60%	3	98,80%	0	100,00%
з 22.06.07 по 23.06.08	35	86,00%	12	95,20%	2	99,20%
з 24.09.07 по 22.09.08	50	80,00%	17	93,20%	3	98,80%
з 24.12.07 по 22.12.08	74	70,40%	37	85,20%	9	96,40%
з 20.03.08 по 30.03.09	77	69,20%	46	81,60%	11	95,60%

З таблиці 3 видно, що збитки починають перевищувати оцінку *VaR* при 95% рівні довіри на періоді з березня 2008 року, коли почалися спостерігатися непередбачувані зміни курсу долара США і Євро. При 99% рівні довіри (якого вимагає Базельський комітет) кількість помилок прогнозу починає зростати з кінця вересня 2008 року. У період примусового зниження курсу долара США у другому-третьому кварталі 2008 року та на періоді 4-й квартал 2008 року – 1-й квартал 2009 року модель для оцінювання ризику *VaR* за методом історичного моделювання перестає бути адекватною.

При зменшенні глибини ретроспективи точність моделі зменшується; чим більша глибина прогнозу, тим вища точність прогнозу. Але при малій ретроспективі модель скоріше адаптується до змін ринку, і у період нестабільності модель дає менше помилок, ніж з великою ретроспективою. Наприклад, за період коливань на ринку на початку 2008 року при малих ретроспективах модель все ще залишається адекватною, а при великих – кількість помилок за цей період перевищує допустимий рівень.

Порівняння методів оцінювання *VAR*. Для застосування методології *VaR* на фінансовому ринку України використано три методи оцінювання: дельта-нормальний, історичного моделювання та імітаційного моделювання Монте-Карло. Для порівняння методів використано результати застосування методів при 95% рівні довіри і глибині ретроспективи у 250 днів.

На рис. 3 наведено результати прогнозування збитків банку для усіх трьох методів за стабільної ситуації на фінансовому ринку у період з березня 2006 року по січень 2008 року. На рис. 4 наведено результати застосування методів у період різких коливань курсів валют і кризових явищ на періоді з початку 2008 року по березень 2009 року. У табл. 4 представлено результати бек-тестування для кожної із моделей і підраховано кількість помилок за результатами роботи моделей на кількох періодах тривалістю 250 днів кожний.

Таблиця 4 – Порівняльний аналіз бек-тестування моделі оцінки ризику VaR за різними методами

Період		Результати бек-тестування при 95% рівні довіри					
		Дельта-нормальний метод		Метод історичного моделювання		Метод Монте-Карло	
		Кіл-ть перевищень	% правильних прогнозів	Кіл-ть перевищень	% правильних прогнозів	Кіл-ть перевищень	% правильних прогнозів
з 21.03.06	по 21.03.07	13	94,80%	4	98,40%	0	100,00%
з 20.06.06	по 21.06.07	16	93,60%	5	98,00%	0	100,00%
з 22.09.06	по 21.09.07	16	93,60%	3	98,80%	0	100,00%
з 21.12.06	по 21.12.07	21	91,60%	5	98,00%	0	100,00%
з 23.03.07	по 21.03.08	30	88,00%	16	93,60%	0	100,00%
з 22.06.07	по 23.06.08	47	81,20%	35	86,00%	3	98,80%
з 24.09.07	по 22.09.08	57	77,20%	50	80,00%	4	98,40%
з 24.12.07	по 22.12.08	65	74,00%	74	70,40%	7	97,20%
з 20.03.08	по 30.03.09	62	75,20%	77	69,20%	7	97,20%

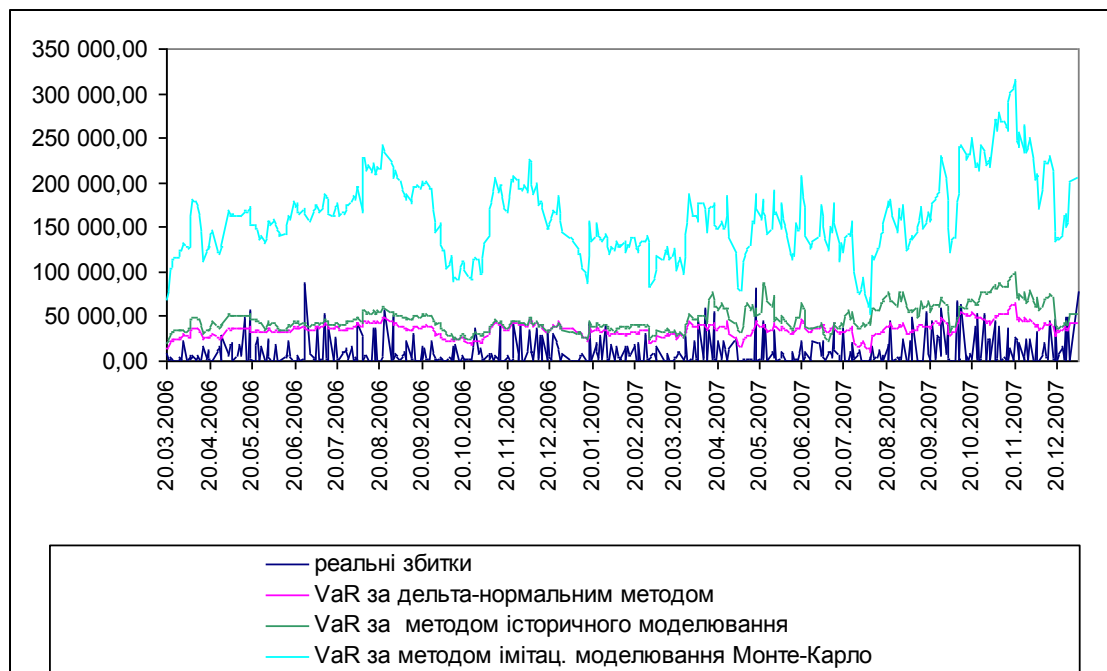


Рис. 3 – Результати роботи різних методів для оцінки VaR для стабільної ситуації на ринку

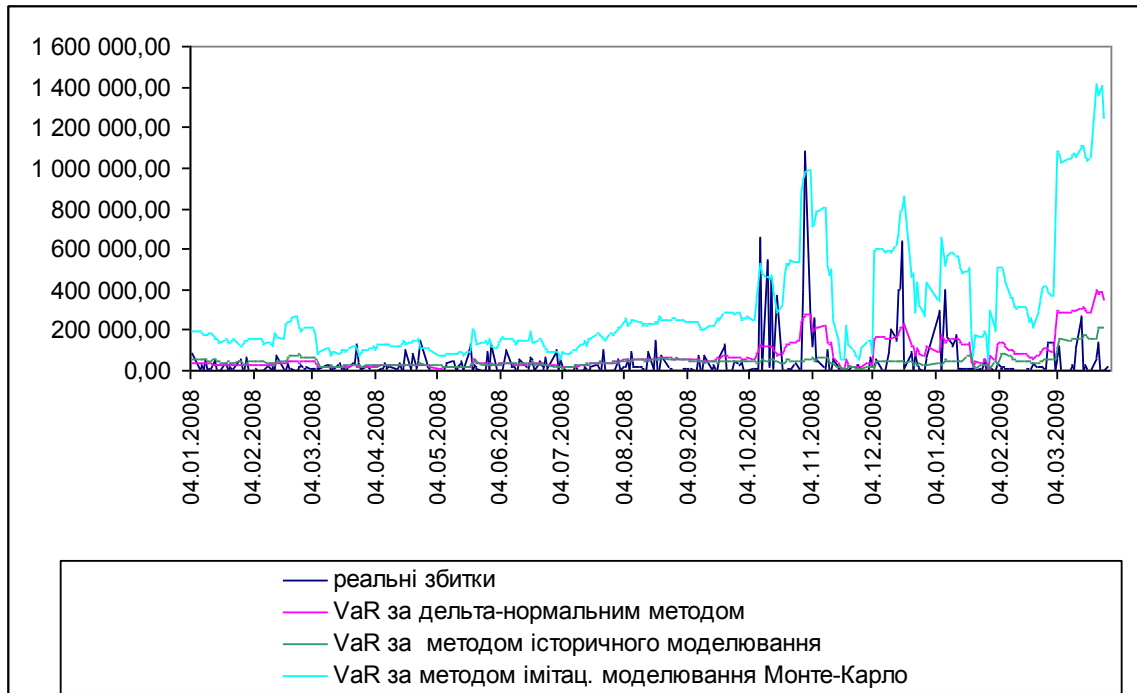


Рис. 4 – Результати застосування трьох методів оцінювання VaR при значних коливаннях ринку

Як показують графіки, у період стабільної ситуації на ринку валют, методи імітаційного моделювання Монте-Карло і історичного моделювання показують найкращі результати, прогнольні значення збитків покривають реальні у більшості випадків. Моделі є адекватними, проте точнішою є модель оцінювання VaR за методом історичного моделювання. Дельта-нормальний метод неадекватний для оцінювання ризику на українському ринку, як показують результати прогнозування. Це підтверджують результати виконання бек-тестування. Результати аналізу недоліків і переваг використаних методів для оцінювання VaR зведено у табл. 5.

Таблиця 5 – Порівняльний аналіз роботи різних методів для оцінки ризику VaR

Метод / Критерії	Дельта – нормальний	Історичного моделювання	Метод імітаційного моделювання Монте-Карло
Оцінювання	Локальне	Повне	Повне
Врахування історичного розподілу	Як оцінка нормального розподілу	Аналогічно тому, яке було у минулому	Повністю
Врахування «допустимої» волатильності	Можливе	Ні	Так
Припущення про нормальний розподіл доходностей	Так	Ні	Ні
Оцінка екстремальних подій	Погана	Погана	Можлива
Модельний ризик	Може бути значним	Допустимий	Високий
Об’єм ретроспектив	Середній	Дуже великий	Малий
Обчислювальна складність	Невисока	Висока	Дуже висока
Наглядність	Середня	Висока	Низька
Обчислювальні потужності	Низькі	Середні	Високі

Висновки

Міра *VaR* – загальноприйнята міра для оцінювання ринкових фінансових ризиків. Вона має недоліки і переваги, проте вона дає можливість оцінювати ризик уніфіковано для кожної країни і кожного банку. Застосування цієї методології для країн, що розвиваються, є проблематичним через нерозвиненість фінансових ринків, значну «тінізацію» економіки і прибутків, вплив на показники ринку з боку учасників ринку і держави. Для порівняння результатів застосування методології на українському валютному ринку представлено три методи оцінювання *VaR* банківського валютного портфеля: дельта-нормальний, метод історичного моделювання та метод імітаційного моделювання Монте-Карло.

Модель оцінювання ризиків на основі дельта-нормального методу виявилась неадекватною через невиконання припущення про нормальний розподіл доходностей курсів валют. Слід відзначити, що розподіл доходності курсу євро на деяких періодах близький до нормального, а тому модель оцінювання *VaR* валютної позиції по євро на цих періодах виявляється адекватною.

Метод історичного моделювання показав задовільний результат лише за умов стабільної ситуації на ринку. Він погано адаптується до різких коливань на ринку і тому в нинішніх умовах не може використовуватися на фінансовому ринку України.

Найкращі результати оцінювання можливих збитків отримано за методом імітаційного моделювання Монте-Карло, який гіпотетично враховує всі можливі зміни курсів валют на ринку. Помилки у прогнозах можливих втрат виникають лише за наявності непередбачуваних різких змін курсу, але модель на основі цього методу швидко пристосовується до змін на ринку. Для застосування цього методу в режимі он-лайн необхідно мати великі обчислювальні потужності, що для банків з незначним ринковим ризиком є марними витратами. Для цих банків рекомендується використовувати стандартний підхід на основі фіксованих коефіцієнтів для оцінювання фінансових ризиків. Для банків з великими ринковими ризиками найкращим є метод Монте-Карло. Для оцінювання малоймовірних різких коливань курсів (цін, котирувань) рекомендується використовувати стрес-тестування, що дає уявлення про розмір втрат за кризових явищ на ринку.

Список використаної літератури

1. Лобанов А.А., Чугунов А.В. Энциклопедия финансового риск-менеджмента. – М.: Альпина Паблицер, 2003. – 786 с.
2. Jorion Ph. Financial risk-management: Second edition. – Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2003. – 708 p.
3. Управління банківськими ризиками: Навч. посібник / Примостка Л.О., Чуб П.М., Карчева Т.Г. та ін; За ред. Примостки О.Л. – Київ: КНЕУ, 2007. – 600 с.
4. Методичні вказівки з інспектування банків «Система оцінки ризиків» / Затв. постановою правління Національного банку України від 15.03.2004 № 104.– 2004 – 43 с.
5. Базельский комитет по банковскому надзору. Международная конвергенция измерения капитала и стандартов капитала: новые подходы. – Базель, 2004. – <http://www.cbr.ru>

6. Яблоков А.І. Методика оцінювання та управління валютним ризиком VaR // Економіко-математичне моделювання соціально-економічних систем, 2007, № 13, с. 121-128.

7. Милосердов А.А., Герасимова Е.Б. Рыночные риски: формализация, моделирование, оценка качества моделей. – Тамбов: Изд-во Тамбовского гос. техн. ун-та, 2004. – 116 с.

Стаття надійшла до редакції 06.02.14 українською мовою

© П.И. Бидюк, А.Н. Трофимчук, Л.Д. Черныш

СРАВНЕНИЕ МЕТОДОВ ОЦЕНКИ ВАЛЮТНЫХ РИСКОВ

Рассмотрено три метода оценивания меры риска VaR банковского валютного портфеля: дельта-нормальный, метод исторического моделирования и метод имитационного моделирования Монте-Карло. Модель на основе дельта-нормального метода оказалась неадекватной вследствие невыполнения требования нормальности распределения доходностей валютных курсов. Метод исторического моделирования показал удовлетворительный результат только при условии стабильной ситуации на рынке. Он плохо адаптируется к резким колебаниям на рынке и поэтому не может использоваться на финансовом рынке Украины в нынешних условиях. Лучшие результаты оценивания получены с помощью метода имитационного моделирования Монте-Карло, который гипотетически учитывает все возможные изменения рыночного курса валют. Ошибки прогнозов возможных потерь обусловлены только непредвиденными резкими сменами курса валют, однако модель на основе этого метода быстро адаптируется к изменениям на рынке.

© P.I. Bidyuk, O.M. Trofimchyk, L.D. Chernysh

COMPARISON OF EVALUATION CURRENCY RISK

Three methods of VaR estimation for the exchange rate risk are considered in application to the bank portfolio: delta-normal, historical modeling method and Monte Carlo simulation technique. The delta-normal model turned out to be inadequate due to deviation of exchange rate data from normal distribution. The historical modeling method showed satisfactory results with condition of stable situation at the market. It showed bad adaptation characteristics to the abrupt changes of the market situations and that is why it cannot be used at the Ukrainian financial market. The best risk estimation results were achieved with the Monte Carlo simulation technique that hypothetically takes into account all possible changes of exchange rates at the market. The risk forecasting errors appear only due to non-predictable abrupt changes of exchange rates. However the model is adapting quickly to the changes.

УДК 330.133

© Л.В. Флакс, млад. науч. сотрудник

Институт телекоммуникаций и глобального информационного пространства, г. Киев

МЕТОД ПОДБОРА ТОВАРОВ-ЗАМЕНИТЕЛЕЙ НА ОСНОВАНИИ БЛИЗОСТИ ПОКУПАТЕЛЬСКИХ СВОЙСТВ

В данной статье рассматривалась задача подбора похожих товаров для крупных интернет-магазинов с большим и часто обновляемым ассортиментом. Целью была разработка автоматической системы поиска товаров-заменителей на основании схожести их характеристик. Предложенное решение позволяет оптимизировать существующие механизмы формирования групп похожих товаров за счет замены ручного труда автоматически генерируемыми рекомендациями.

Ключевые слова: товары-заменители, покупательские свойства, статус наличия, ключевой показатель эффективности, коэффициент конверсии, показатель отказов, интернет-магазин.

Введение

В электронной коммерции известна задача подбора похожих товаров. В ситуациях, когда товара, которым интересуется покупатель, нет в наличии, удачная рекомендация заменителя может удержать пользователя на сайте и в значительной мере способствовать совершению покупки. В условиях отсутствия живого консультанта, программное обеспечение интернет-магазина должно автоматически найти замену товару, недоступному для заказа. На данный момент разработано множество различных сценариев пользовательских рекомендаций, призванных повысить продажи и удовлетворенность покупателей [2, 3].

В рамках этой статьи будет рассматриваться метод, реализующий рекомендации похожих товаров на основании схожести их покупательских свойств.

Проблема

В крупных интернет-магазинах с большим ассортиментом товаров, который регулярно обновляется, часто возникает проблема несоответствия статусов наличия товаров в базах магазина и рекламных агентств. Специфика инфраструктуры обуславливает то, что зачастую статусы наличия обновляются быстрее соответствующей рекламы, ведущей на сайт.

В таком случае пользователь, который увидел рекламное объявление либо предложение на торговой площадке, может перейти на сайт и обнаружить, что на самом деле товар недоступен, и в данный момент оформить покупку невозможно.

Это известная проблема, и во многих интернет-магазинах она решается категориальными менеджерами, которые определяют группы похожих товаров вручную. Очевидно, что данный подход не является оптимальным в виду нерационального использования ресурсов, а также ошибок, обусловленных человеческим фактором. Стоит учесть, что составленные менеджерами группы носят субъективный характер и по определению не могут учитывать неявных связей между конкретными товарами, вследствие чего основанные на них рекомендации будут уступать в качестве своим аналогам, полученным автоматически.

Подбор похожих товаров будет полезен не только в случае, когда основного нет в наличии, – часто предложенные в рекомендациях товары могут удовлетворять потребностям пользователя даже лучше, чем тот, за которым он пришел изначально.

Отображение на карточке товара (страница сайта с подробным описанием товара) блока «Товары, похожие на этот» становится популярной тенденцией, которая позволяет существенно повысить эффективность интернет-магазина [4]. Ввиду актуальности задачи в данной статье будет рассмотрен алгоритм, позволяющий выделить группы похожих товаров автоматически, без участия человека, знакомого с ассортиментом.

Постановка задачи

Целью данной статьи является оптимизация подбора похожих товаров путем разработки и применения алгоритма автоматического поиска.

Основываясь на прикладной задаче, входными данными будем считать:

1. Конкретный товар, замену которому нужно найти;
2. Базу товаров со значениями их характеристик;
3. Базу с актуальными статусами наличия товаров;
4. Хранилище с историей активности пользователей на сайте.

Ниже приведено более подробное описание всех входных параметров.

1. Заинтересованность в конкретном товаре будем учитывать в случае, если пользователь:

- a. открыл карточку товара;
- b. добавил товар в лист ожидания;
- c. ввел модельный поисковый запрос (поиск на сайте конкретного товара);
- d. добавил товар в список желаний/избранное.

2. В базе хранятся значения для всех характеристик товаров в рамках одной категории.

Под характеристиками подразумевается перечень покупательских свойств, по которым пользователь производит свой выбор (например, разрешение экрана для мониторов).

3. В базе хранятся актуальные статусы наличия по каждой товарной позиции. Возможные варианты:

- a. «в наличии»;
- b. «заканчивается» – на складе находится ограниченное количество товара;
- c. «нет в наличии»;
- d. «архивный» – нет в наличии, и товар не будет закупаться, но он продавался ранее.

Список похожих строится на основании списка всех товаров за исключением архивных.

4. В хранилище находится вся информация об активности на сайте каждого авторизованного пользователя (например, история просмотренных и купленных товаров, факт добавления товара в лист ожидания или избранное, использование фильтров по характеристикам товара и пр.). Данные собираются с помощью инструмента веб-аналитики (в конкретном алгоритме, Google Analytics) и детальнее будут рассмотрены в следующем разделе.

Очевидно, что подбор похожих необходимо осуществлять среди товаров той же категории, а не всего имеющегося множества товаров. Таким образом, задача сводится к расчету показателя близости покупательских свойств между конкретным товаром и множеством товаров той же категории.

Описание решения

Предлагаемый метод основан на представлении пользовательских свойств товара в виде вектора в многомерном пространстве. Следовательно, искомым показателем сходства будет расстояние между точками (товарами) в этом пространстве [1].

Проиллюстрируем это на примере, в рамках которого сравним близость покупательских свойств товаров В и С товару А. Пусть X и Y – покупательские свойства (характеристики) товара. В примере для простоты ограничимся всего двумя характеристиками, но в реальности это число обычно больше (для электроники среднее значение равно 10). На рис. 1 приведено положение товара А в пространстве характеристик. На рис. 2 показано, как товары В и С расположены относительно товара А, показатель близости к которому необходимо найти.

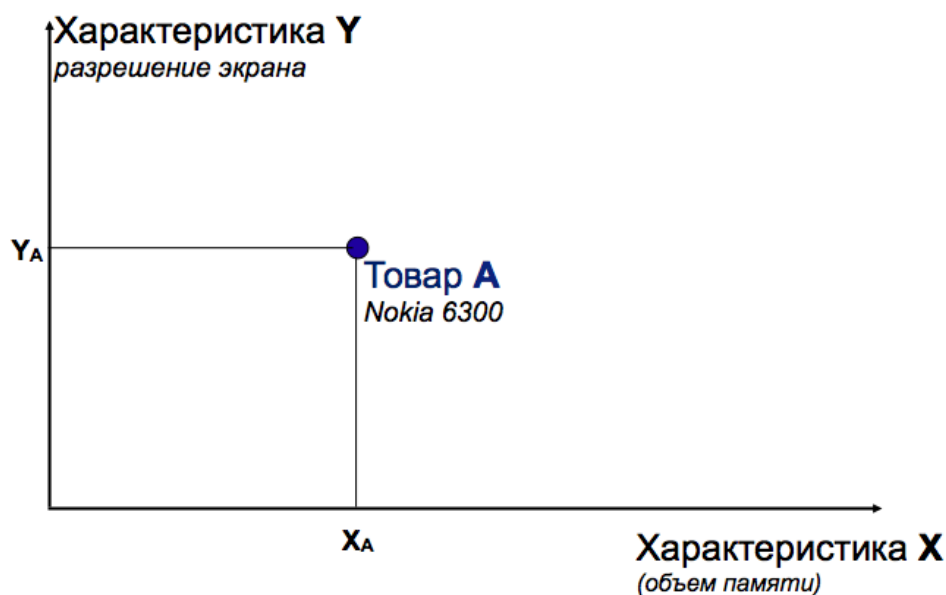


Рис. 1 – Характеристики товара А

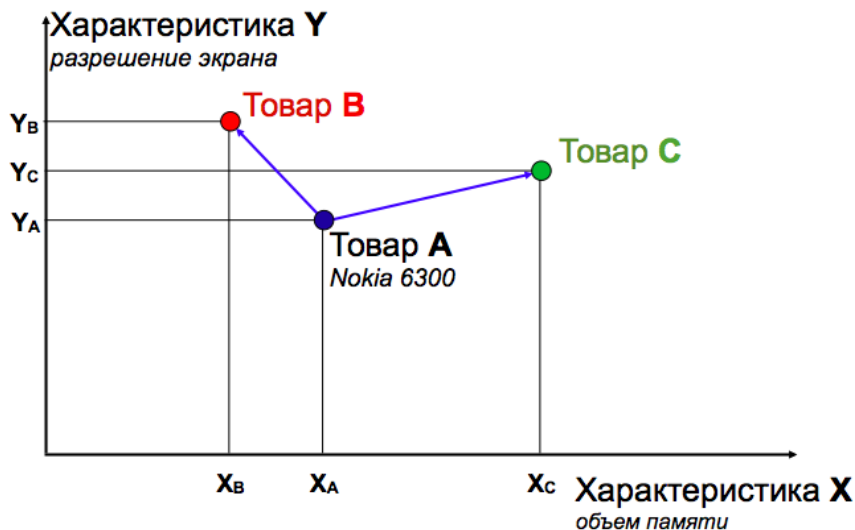


Рис. 2 – Взаимное расположение товаров А, В и С в пространстве признаков

В общем виде расчет показателя близости можно определить следующим образом:

$$D_{pr} = \sqrt{\sum_{i=1}^n k_i (c_i^p - c_i^r)^2} \tag{1}$$

D_{pr} – близость характеристик товара p к товару r ,

p – товар, к которому подбирается замена,

r – товар, сходство с которым вычисляется,

c – значение характеристики,

k – вес характеристики.

Расчет близости производится для всех товаров из базы, при этом для товаров со статусом «архивный» похожие товары определяются, а сами они из расчета исключаются в целях экономии ресурсов.

Значения характеристик должны быть нормализованы, качественные значения необходимо предварительно перевести в числовой эквивалент.

Вес k позволяет учесть важность характеристики с точки зрения пользовательских предпочтений и должен определяться эмпирически для каждого набора покупательских свойств категории. Подход к расчету этих коэффициентов описан ниже.

Как упоминалось в предыдущем разделе, для расчета также используются данные об онлайн-активности пользователей. Предполагается, что на сайте размещен дополнительный код Google Analytics, который в разрезе товарных категорий собирает информацию о том, какими фильтрами в подборе по параметрам чаще всего пользуются посетители интернет-магазина. На каталоге товарной категории размещен блок с фильтрами по характеристикам, используя которые, покупатель может сразу уточнить поиск интересующего его товара (например, цена, производитель и другие характеристики, специфичные для конкретной

категории). На основании данных Google Analytics о популярности характеристик и формируются весовые коэффициенты k . Сам механизм сбора данных об онлайн-активности посетителей в рамках этой статьи рассматриваться не будет.

Расчет матрицы схожести для всех товаров – это основной, но не последний этап формирования списка похожих товаров. В момент, когда на сайт для конкретного товара необходимо вывести блок со списком похожих, предварительно нужно выполнить дополнительную фильтрацию: из списка убираются товары со статусами «не в наличии», «архивный», а также те товары, которые уже были куплены данным пользователем. Для фильтра по статусу наличия используются актуальные данные из базы, а для отсеечения уже купленных товаров – информация из Google Analytics.

На рис. 3 приведена общая схема работы автоматической системы подбора похожих товаров: вся необходимая для расчета информация экспортируется в облачное хранилище из общей базы товаров (характеристики товаров), базы отдела логистики (актуальные статусы товаров) и серверов Google Analytics (данные об онлайн-активности пользователей), после чего распределенно обрабатывается в облаке, и итоговые результаты загружаются на сайт магазина в виде рекомендаций похожих товаров.

Отдельное внимание необходимо уделить расписанию вызова задачи по пересчету матрицы схожести. Так как этот процесс достаточно ресурсоемкий, то обновление матрицы должно происходить лишь тогда, когда список товаров для данной категории существенно изменится; при добавлении в базу нового товара похожие товары нужно находить только для него; полагаем, что коэффициенты k не изменяются в течение достаточно длительного периода времени.

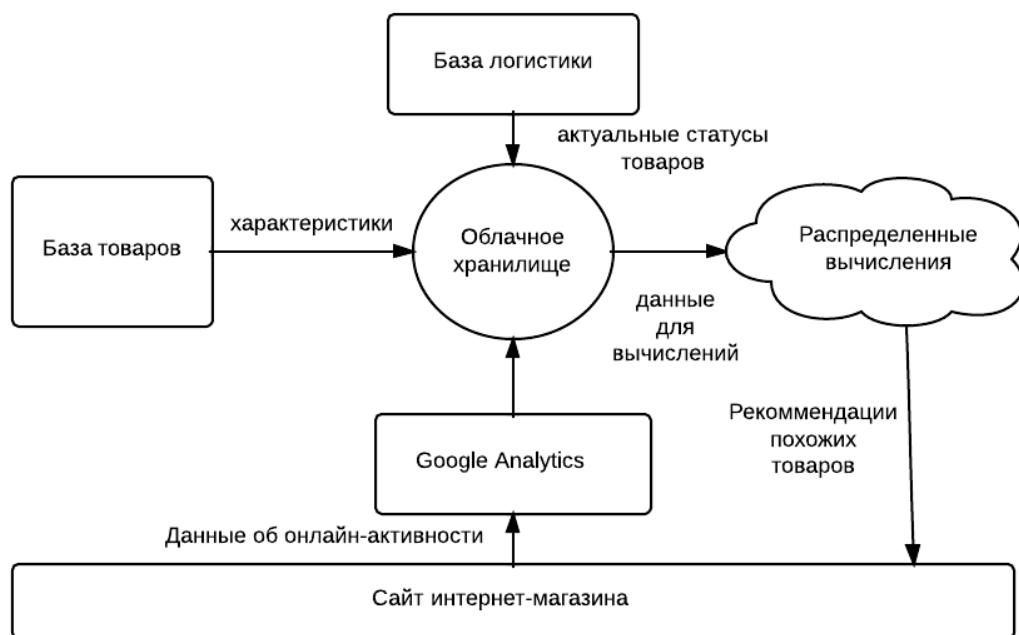


Рис. 3 – Общая схема работы системы

Выводы и дальнейшая работа

В данной статье была описана автоматическая система подбора похожих товаров на основании близости их покупательских свойств (характеристик). Для отбора товаров, релевантных конкретному покупателю, в Google Analytics дополнительно собираются данные об онлайн-активности пользователей, которые используются системой для построения фильтров.

Данный метод может быть применен в интернет-магазинах с:

1. Большим ассортиментом (более 1000 товарных позиций);
2. Большой долей товаров со схожими покупательскими свойствами (например, электроника);
3. Регулярным обновлением ассортимента.

В дальнейшем планируется внедрить разработанную систему в функционирующий интернет-магазин и оценить эффективность ее работы. Рекомендации предлагается отображать на карточке товара в виде блока «Похожие товары». Эффективность предполагается оценить с помощью A/B теста: одной части посетителей показывать старые карточки товара, а второй – обновленные, с блоком «Похожие товары». С помощью средств Google Analytics для вышеописанных сегментов пользователей сравнить ключевые показатели эффективности:

- показатель отказов – отношение количества посещений, в которых пользователь просмотрел только одну страницу сайта, к общему числу посещений;
- коэффициент конверсии – отношение количества посещений, в которых был оформлен заказ, к общему числу посещений.

Список использованной литературы

1. Owen S., Anil R., Dunning T., Friedmann E. Mahout in Action. Manning, 2012.
2. Sarwar B.M., Karypis G., Konstan J.A., Riedl J. Item-based collaborative filtering recommendation algorithms. [In Proceedings of the 10th International World Wide Web Conference (WWW10)]. Hong Kong, May 2001.
3. Schafer J.B., Konstan J.A., and Riedl J. E-Commerce Recommendation Applications. [Data Mining and Knowledge Discovery]. Kluwer Academic, 2001, issue 5.
4. Кошик А. Веб-аналитика 2.0 на практике / А. Кошик. – Диалектика, 2011.

Стаття надійшла до редакції 24.02.14 російською мовою

© Л.В. Флакс

МЕТОД ПІДБОРУ ТОВАРІВ-ЗАМІННИКІВ НА ПІДСТАВІ БЛИЗЬКОСТІ КУПІВЕЛЬНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ

У даній статті розглядалася задача підбору схожих товарів для великих інтернет-магазинів з широким та часто оновлюваним асортиментом. Метою була розробка автоматичної системи пошуку товарів-замінників на підставі близькості їх характеристик. Запропоноване рішення дозволяє оптимізувати існуючі механізми формування груп схожих товарів за рахунок заміни ручної праці автоматично створеними рекомендаціями.

© L.V. Flaks

CUSTOMER FEATURES PROXOMITY BASED SUBSTITUTE SELECTION METHOD

This paper addresses the problem of choosing similar goods for large online-stores with big and frequently updated stock. The goal was to develop an automated search system of substitutes based on proximity of their features. The proposed solution optimizes existing methods for creating groups of similar goods, by replacing manual labor with automaticly generated recommendations.

УДК 681.3.

© В.В. Гостюшкин¹, канд. техн. наук, старш. науч. сотрудник;
С.К. Полумиенко², д-р физ.-мат. наук, старш. науч. сотрудник;
С.З. Савин¹, канд. техн. наук, зав. лабораторией

¹Вычислительный центр ДВО РАН;

²Институт телекоммуникаций и глобального информационного пространства, г. Киев

ГРАФИЧЕСКИЕ ПРОЦЕССОРЫ В ЗАДАЧАХ БИОИНФОРМАТИКИ

Разрабатываются принципы использования графических процессоров для решения задач компьютерного автоматизированного анализа совмещенных медицинских изображений по данным однофотонной эмиссионной компьютерной томографии и рентгеновской компьютерной томографии. Приведен пример программного кода для вычисления быстрого преобразования Фурье, значительно ускоряющего расчеты при построении совмещенных изображений трехмерной графики в задачах радионуклидной диагностики.

Ключевые слова: радионуклидная диагностика, компьютерная томография, графические процессоры, программный код.

Исследования в области биоинформатики требуют интенсивных вычислений до сотен петафлоп/сек [10]. Вычисления, необходимые в геномной инженерии только для одного гена, требуют приблизительно 800 компьютеров на протяжении года [9]. Распределённые вычисления (distributed computing, grid computing, volunteer computing) – способ решения трудоёмких вычислительных задач геномики и биоинформатики с использованием двух и более компьютеров [8]. Распределённые вычисления являются частным случаем параллельных вычислений, то есть одновременного решения различных частей одной вычислительной задачи несколькими процессорами (или ядрами одного процессора) одного или нескольких компьютеров. Поэтому необходимо, чтобы решаемая задача была сегментирована: разделена на подзадачи, которые могут вычисляться параллельно. При этом для распределённых вычислений приходится учитывать возможное различие в вычислительных ресурсах, которые будут доступны для расчёта различных подзадач. Более того, не всякую задачу можно разделить на подзадачи, которые можно решать параллельно [8, 9].

В конце прошлого века высокая стоимость специализированных суперкомпьютерных решений и нарастающая потребность разных слоёв общества в доступных вычислительных ресурсах привели к широкому распространению компьютерных кластеров. Эти системы характеризует использование отдельных узлов на основе дешёвых и широко доступных компьютерных комплектующих для серверов и персональных компьютеров и объединённых при помощи мощных коммуникационных систем и специализированных программно-

аппаратных решений. Несмотря на кажущуюся простоту, кластеры довольно быстро заняли достаточно большой сегмент суперкомпьютерного рынка, обеспечивая высочайшую производительность при минимальной стоимости решений. Однако на компьютерных кластерах, массивно-параллельных компьютерах процесс удешевления и доступности распределённых числений не остановился, а с проникновением технологий параллелизации и многоядерности в процессорные устройства персональных компьютеров и рабочих станций даже ускорился.

Существенный скачок в этом неожиданно обеспечили современные графические процессоры (GPU – Graphics Processing Unit), первоначально используемые для ускорения трехмерной графики в компьютерных играх и ставшие мощным программируемым устройством параллельных вычислений для решения широкого класса задач, не связанных с графикой [1, 7]. Для вычислений с использованием GPU два основных производителя видеочипов NVIDIA и AMD разработали и анонсировали соответствующие программно-аппаратные платформы под названием CUDA (Compute Unified Device Architecture) и CTM (Close To Metal или AMD Stream Computing), соответственно. Перечисленные модели были выполнены с учётом прямого доступа к аппаратным возможностям видеокарт. Платформы несовместимы между собой, CUDA C – это расширение языка программирования C, а CTM – виртуальная машина, исполняющая ассемблерный код.

В математическом пакете программирования Matlab на основе Parallel Computing Toolbox реализована поддержка CUDA для графических процессоров NVIDIA и в версии 2013b содержит порядка 200 встроенных функций, использующих возможности GPU [11].

Приведем пример программного кода для вычисления быстрого преобразования Фурье без поддержки GPU:

```
a = rand(1000,'single');
fft = fft(a);
b = (real(Gfft) + Ga) * 6;
и с поддержкой GPU:
Ga = gpu Array.rand (1000,'single');
Gfft = fft (Ga);
Gb = (real(Gfft) + Ga) * 6;
G = gather (Gb);
```

Отличия кода минимальны и прозрачны.

Во втором случае наличие префикса *gpuArray* в первой строке кода означает передачу массива чисел в память GPU, а в последней строке посредством функции *gather* – возврат из памяти GPU в память среды Matlab [2].

Для сравнения ускорения вычислений приведем пример вычисления фрактала по алгоритму Мандельброта [5].

Программный код без поддержки GPU (рис. 1) и с поддержкой GPU (рис. 2):

```
maxIterations = 1000;
gridSize = 1000;
xlim = [-0.748766713922161, -0.748766707771757];
ylim = [ 0.123640844894862, 0.123640851045266];
% Setup
t = tic();
```

```
x = linspace(xlim(1), xlim(2), gridSize );
y = linspace(ylim(1), ylim(2), gridSize );
[xGrid,yGrid] = meshgrid( x, y );
z0 = xGrid + 1i*yGrid;
count = maxIterations*ones( size(z0) );
% Calculate
z = z0;
for n = 0:maxIterations
    z = z.*z + z0;
    hi = abs( z )>2;
    z(hi) = NaN;
    count(hi) = n;
end
count = log( count+1);
% Show
cpuTime = toc( t );
figure
set(gcf, 'Position', [200 200 600 600] );
imagesc( x, y, count );
axisimage
colormap( [jet();flipud( jet() );0 0 0] );
title(sprintf( '% 1.2fsecs (without GPU)', cpuTime ) );
%-----
% Working in CUDA
% Load the kernel
cudaFilename = 'pctdemo_processMandelbrotElement.cu';
ptxFilename = ['pctdemo_processMandelbrotElement.',parallel.gpu.ptxext];
kernel = parallel.gpu.CUDAKernel( ptxFilename, cudaFilename );
% Setup
t = tic();
x = parallel.gpu.GPUArray.linspace(xlim(1), xlim(2), gridSize );
y = parallel.gpu.GPUArray.linspace(ylim(1), ylim(2), gridSize );
[xGrid,yGrid] = meshgrid( x, y );
% Make sure we have sufficient blocks to cover the whole array
numElements = numel( xGrid );
kernel.ThreadBlockSize = [kernel.MaxThreadsPerBlock,1,1];
kernel.GridSize = [ceil(numElements/kernel.MaxThreadsPerBlock),1];
% Call the kernel
count = parallel.gpu.GPUArray.zeros( size(xGrid) );
count = feval( kernel, count, xGrid, yGrid, maxIterations, numElements );
% Show
gpuCUDAKernelTime = toc( t );
figure
set(gcf, 'Position', [200 200 600 600] );
imagesc( x, y, count )
axisimage
colormap( [jet();flipud( jet() );0 0 0] );
title(sprintf( '% 1.2fsecs (GPU CUDAKernel) = % 1.1fx faster', ...
gpuCUDAKernelTime, cpuTime/gpuCUDAKernelTime;
```

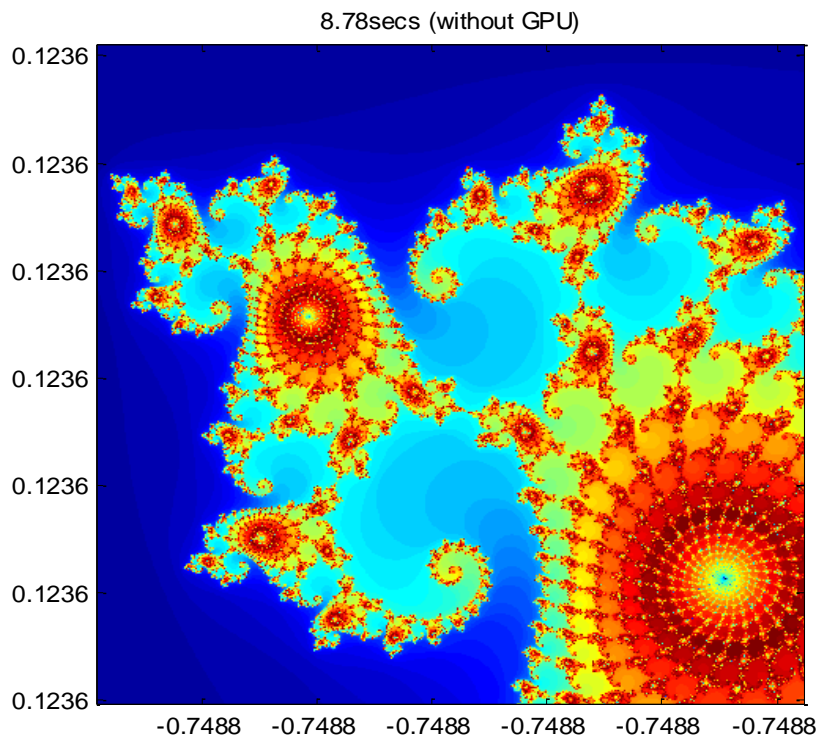



Рис. 1 – Расчет без GPU

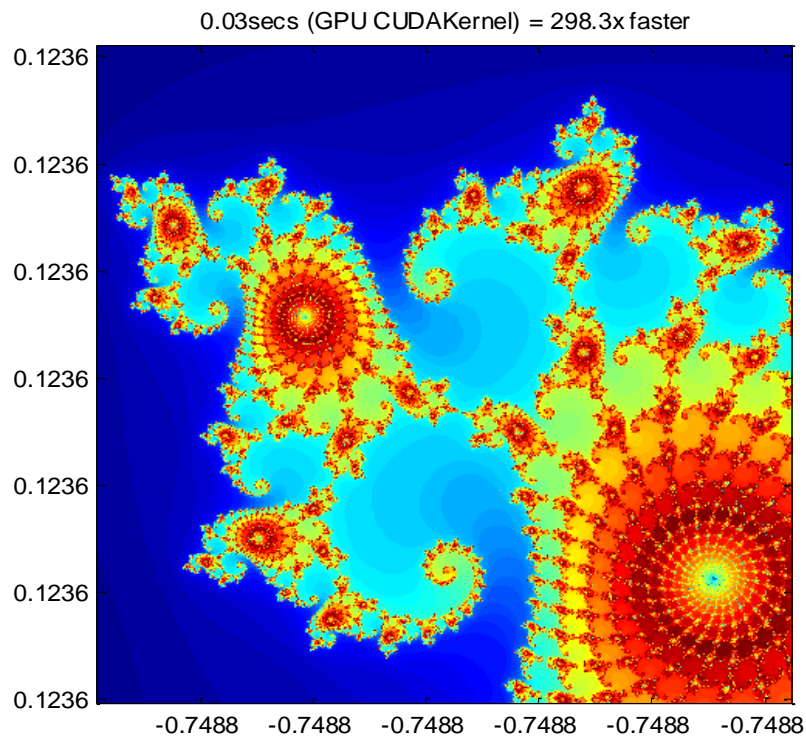


Рис. 2 – Расчет с GPU

Коэффициент ускорения составил 298.3.

Вычисления последнего примера были проведены на ПК с процессором IntelCorei7-3770K CPU@3.50 GHz и видеокартой NVIDIA GeForce GTX 670, объемом видеопамати – 2 Gb.

Имеются и другие программные расширения сторонних производителей для поддержки CUDA в Matlab, такие как Jacket, GPUmat, ViennaCL и др. [11], которые также используются нами при выполнении проекта РФФИ (грант №13-07-00667) по созданию принципов компьютерного автоматизированного анализа совмещенных медицинских изображений на примере однофотонной эмиссионной компьютерной томографии и рентгеновской компьютерной томографии [6]. Были разработаны теоретические принципы создания и клинического применения телемедицинских компьютерных программ для анализа медицинских изображений. В качестве примера расширения Matlab [2] создано программное обеспечение задач анализа планарных сцинтиграмм скелета [10]. Главной целью комплекса разработанных программ является распознавание среди различных очагов гиперфиксации радиофармпрепарата (ОГРФП) очагов, обусловленных опухолевым (метастатическим) процессом. При этом развиваются на оригинальной основе методы автоматизированного компьютерного анализа (CAD – англ. [12]) и виртуального информационного моделирования [3, 10].

В качестве алгоритмов распознавания ОГРФП предполагается использовать, помимо фрактального анализа, также кластерный и дискриминантный анализ, метод опорных векторов и нейронных сетей. Особенностью комплекса программ САПР (КАД-анализа) [4] является создание базы данных обработанных изображений (БДОИ), являющейся основой для «обучения» программ распознавания изображений. Предполагается использование концепций облачных вычислений со свободным доступом к программам зарегистрированных медицинских пользователей. Принцип облачных вычислений позволит не только удовлетворить интересы специализированных пользователей, но и за счет расширения обучающей выборки БДОИ обеспечит возможность постоянно увеличивать дифференциально-диагностические характеристики программы. Возможно развитие идеологии фрактального анализа на облачные вычисления в иных задачах диагностической медицины.

Список использованной литературы

1. Боресков А.В., Харламов А.В. Основы работы с технологией CUDA. М.: Изд-во ДМК Пресс, 2010. 232 с.
2. Гонсалес Р., Вудс Р., Эддинс С. Цифровая обработка изображений в среде MATLAB. Пер. с англ. Москва: Изд-во Техносфера. 2006. 615 с.
3. Косых Н.Э., Савин С.З., Смагин С.И. Виртуальные информационные модели опухолевого роста // Информационные технологии и вычислительные системы. № 1, 2005. С. 117–129.
4. Малюх В.Н. Введение в современные САПР. М.: ДМК Пресс, 2010. 192 с.
5. Мандельброт Б. Самоаффинные фрактальные множества // Фракталы в физике. М.: Мир, 1988. С. 9–47.

6. Наттерер Ф. Математические аспекты компьютерной томографии: Пер. с англ.. – М: Мир, 1990. – 288 с.
7. Сандерс Д., Кэндрот Э. Технология CUDA в примерах. Введение в программирование графических процессоров. М.: Изд. ДМК Пресс, 2011. 232 с.
8. Суперкомпьютерные технологии в науке, образовании и промышленности / Под ред. Садовниченко В.А., Савина Г.И., Воеводина Вл.В. М.: Изд-во Московского университета, 2009. 232 с.
9. Суперкомпьютеры. [Электронный ресурс]. www.supercomputers.ru
10. Kosykh N.E., Gostuyshkin V.V., Savin S.Z., Voroztsov I.V. Designing the systems of computer diagnostics of medical images // Proc. of The First Russia and Pacific Conference on Computer Technology and Applications (RPC 2010). Vladivostok, Russia. 6–9 September, 2010. 4 p.
11. Matlab. Url: <http://www.mathworks.com/products/parallel-computing>
12. Medical software and (CAD/CAE/CAM/EDA/PCB/GIS/FEA). Url: <http://www.cd-soft.net>

Стаття надійшла до редакції 28.02.14 російською мовою

© В.В. Гостюшкін, С.К. Полумієнко, С.З. Савін
ГРАФІЧНІ ПРОЦЕСОРИ В ЗАДАЧАХ БІОІНФОРМАТИКИ

Розробляються принципи використання графічних процесорів для вирішення задач комп'ютерного автоматизованого аналізу сполучених медичних зображень по даних однофотонної емісійної комп'ютерної томографії та рентгенівської комп'ютерної томографії. Наведено приклад програмного коду для обчислення швидкого перетворення Фур'є, що значно прискорює розрахунки при побудові сполучених зображень тривимірної графіки в задачах радіонуклідної діагностики.

© V.V. Gostuyshkin, S.K. Polumienko, S.Z. Savin
GRAPHICS PROCESSORS IN BIOINFORMATICS TASKS

Principles of Graphics Processing Unit using for computer-aided analysis of combined data on medical imaging of single photon emission computer tomography and x-ray computed tomography are considered. There is described an example of software code for computing the fast Fourier transform, significantly accelerating calculation when building composite 3D image in the tasks of radionuclide diagnostics.

УДК 004.652.5

© **О.О. Кряжич**, наук. співробітник;
О.І. Василь'єва, студент

Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ

БАЗИ ДАНИХ ДЛЯ ПЕРЕВІРКИ АДЕКВАТНОСТІ МОДЕЛЕЙ СППР ІЗ ЗАБЕЗПЕЧЕННЯ ТЕХНОГЕННОЇ БЕЗПЕКИ ПРОМИСЛОВОГО МІСТА

У статті розглянуто деякі вимоги до створення бази даних для перевірки відповідності моделей СППР з управління техногенною безпекою промислового міста. Визначені деякі особливості наповнення таких баз даних. Наведено приклад наповнення бази даних для перевірки відповідності моделей за вимогами стратегічного управління DOTMLPF. Зроблені висновки відносно можливостей практичного використання.

Ключові слова: задача, база даних, підтримка прийняття рішень, техногенна аварія.

1. Вступ

Однією з найбільш актуальних задач сучасної теорії і практики управління є створення надійних та ефективних систем підтримки прийняття рішень в умовах реального часу. Особливо важливим це питання стає при вирішенні задач управління техногенною безпекою великих хімічних підприємств України, зважаючи на зношення їх основних виробничих фондів, незадовільний техніко-технологічний стан деяких виробництв та комунікацій, рівень забезпечення енергоносіями, періодичність та повноту проведення планових ремонтних робіт.

В Україні усього функціонує 1810 об'єктів, на яких зберігається або використовується у виробничій діяльності більше 283 тис. тонн сильнодіючих отруйних речовин (СДОР), у тому числі – 9,8 тис. тонн хлору, 178,4 тис. тонн аміаку. Всього у зонах можливого хімічного зараження від цих об'єктів мешкає близько 22 млн чол. [1]. На території колишнього СРСР за останні роки відбулося більше 250 аварій з викидом СДОР, під час яких постраждали понад 800 і загинули 69 осіб. Причому 25% аварій відбулося через експлуатацію устаткування понад нормативний строк, корозії устаткування й непрацездатності контрольно-виміральної апаратури [2].

Більшість сучасних міст України є місцями високої концентрації промислових підприємств. Практика утворення міст навколо великих підприємств, а також побудова підприємств у навколишніх зонах вже існуючих міст, сьогодні призвела до виникнення техногенно-небезпечних зон серед найбільш заселених територій. Нераціональне господарювання на шляху переходу до ринкової економіки призвело до того, що більшість великих заводів

скоротили обсяги виробництва, припинили роботу, внаслідок чого утворилися великі виробничі території, що містять в собі небезпечні речовини та матеріали. Багато існуючих підприємств не дотримують норм безпечного виробництва через брак коштів на модернізацію, оновлення, впровадження нових заходів техніки безпеки. А враховуючи, що більшість промислових підприємств України віднесені до потенційно небезпечних та небезпечних об'єктів, задачу щодо забезпечення техногенної безпеки сучасних промислових міст можна визначити як першочергову.

При розвитку будь-якої аварійної ситуації застосовуються певні моделі, частина з яких закладена в планах ліквідації аварійних ситуацій підприємства, приймаються відповідні рішення. Проте у більшості випадків такі моделі та прийняті на їх основі рішення не перевіряються на адекватність через неможливість у мінімально короткий термін отримати актуальну і своєчасну інформацію для перевірки, що обумовлено наявністю великої кількості різноманітних параметрів, високим обсягом і динамікою необхідних показників. За таких умов найбільш ефективною здається розробка технологій отримання та переробки інформації в режимі реального часу зі створенням та веденням відповідної бази даних (БД).

Метою роботи є дослідження наукових основ створення бази даних для перевірки адекватності моделей систем підтримки прийняття рішень (СППР) із забезпечення техногенної безпеки промислового міста.

Для розкриття теми визначені наступні завдання:

- проведення аналізу вимог до створення бази даних для перевірки відповідності моделей СППР із забезпечення безпеки промислового міста;
- розглянути особливості наповнення БД при використанні вимог стратегічного управління DOTMLPF для перевірки адекватності моделей СППР із забезпечення техногенної безпеки промислового міста.

Слід зазначити, що питаннями створення баз даних для різноманітних систем підтримки прийняття рішень займаються вже протягом декількох десятиріч. Серед найбільш відомих дослідників можна назвати Когаловського М.Р. [3], Кузнєцова Р.Д. [4], Дейта К.Дж. [5] та інших. Проте створення баз даних, що працюють в режимі реального часу, та спеціалізованих баз даних залишається серед актуальних задач сьогодення.

2. Вимоги до створення бази даних для перевірки відповідності моделей

Кожне промислове місто характеризується рядом параметрів. Частиною цих параметрів можна описати будь-яке місто (типові характеристики) – площа, кількість населення, структура потенціалу. Інші параметри дозволяють дослідити специфіку промислового міста – споруди, санітарно-рятувальна інфраструктура, наявність небезпечних виробництв і сховищ, обсяги виробництва, забрудненість і т. ін.

Окрім того, просуваючись у характеристиках міста від загального до окремого, для більшої деталізації з метою побудови найбільш відповідної реальностям моделі, будуть потрібні дані про особливості технологічного процесу всіх виробництв, параметри устаткування,

наявність небезпечних речовин у технологічних апаратах протягом робочої зміни, перелік та кількість небезпечних речовин на складах та у сховищах і т. ін.

Будь-яка складна система складається з великої кількості компонентів. Чим складніша будується модель, тим більше різноманітних даних вона потребуватиме як для забезпечення параметрів, що розраховуються, так і для проведення перевірки на адекватність. У разі побудови моделі в режимі реального часу база даних потребуватиме наповнення даними, які характеризують часові інтервали. У найпростішому випадку кожен компонент можна описати з двох позицій – функціонування (дії) або помилки (бездіяльності). Коли набір операційних компонентів і набір компонентів помилки визначений, можна позначити статус системи. Проблема полягає в тому, щоб обчислити вірогідність використання компонентів системи, що забезпечують функціонування системи на деякому відрізку часу, що не призводить до виникнення помилок. Відповідно до цього, проблемою є і визначення цих необхідних компонентів, з метою отримання даних для бази перевірки моделі.

Оскільки людина сприймає інформацію в дискретному виді, будь-яка інформація для БД може бути апроксимована дискретною інформацією зі встановленою мірою точності. Сучасні вимоги до технологій обробки інформації породили поняття гарантоздатності, як гарантії достовірності інформації під час її перетворення. Гарантоздатність передусім пов'язана з достовірністю отримуваної з обчислювальної системи інформації і нормальною (штатною) її роботою, незважаючи на наявність допустимих внутрішніх і зовнішніх збурень, тобто система має певний запас стійкості (стабільності). Проте слід враховувати, що достовірність отримуваної інформації безпосередньо залежить від часу звершення подій. Це особливо актуально для систем обробки інформації в умовах надзвичайних ситуацій (техногенні катастрофи, лісові пожежі, стихійні лиха і тому подібне), тому час не можна розглядати як несуттєвий чинник або деяку абстрактність.

Глобальною метою проведення перевірки моделі на адекватність є отримання інформації для розробки необхідних впливів на контрольовану систему для забезпечення максимального ефекту від використання її за призначенням. Отже, процедура перевірки адекватності моделі полягає в перевірці відповідності якості об'єкта певним вимогам, які задаються зазвичай у вигляді обмежень на показники властивостей. Якщо вони доступні для виміру і спостереження (наявні у БД), тоді вони виступають в ролі контрольованих і використовуються як ознаки для визначення виду її стану відповідності. Саме тому у БД повинні бути різні параметри об'єкта або характеристики його функцій. Зазвичай кожній ознаці задаються межі величин, у відповідності до яких співвідносяться об'єкт та його модель. Наявні у БД дані повинні забезпечити істину їх однозначної відповідності або невідповідності.

Розробка БД для перевірки відповідності передбачає, що створена деяка математична модель об'єкта, яка залежить від властивостей об'єкта, цільового змісту контролю та умов його проведення. Модель будь-якого об'єкта може бути представлена упорядкованою множиною:

$$\Delta = \langle T, X, Y, Z, F, L \rangle, \quad (1)$$

де T – множина моментів часу, за які спостерігався об'єкт;

X, Y – множина вхідної і вихідної інформації відповідно;

Z – множина станів об'єкта;

F – оператор переходів, який відбиває механізм змін стану об'єкта під дією внутрішніх та зовнішніх збурень;

L – оператор виходів, який описує механізм формування вихідного сигналу як реакції об'єкта на внутрішні та зовнішні збурення.

Оператори F та L реалізують дії:

$$\begin{aligned} F : T \times X \times Z &\rightarrow Z; \\ L : T \times X \times Z &\rightarrow Y. \end{aligned} \tag{2}$$

Будь-який стан об'єкта характеризується в кожний момент часу набором змінних, які змінюються під впливом зовнішніх і внутрішніх збурень. За підсумком результатів співставлення усіх змінних станів об'єкта з апріорно заданими значеннями, які характеризують діяльність об'єкта, можна віднести цей стан до того чи іншого виду. Тобто, база даних для перевірки відповідностей моделей СППР із забезпечення безпеки промислового міста повинна утримувати всю необхідну кількість різноманітних даних про діяльність міста згідно з параметрами, залученими до моделі. Зазначене можна розглянути на прикладі перевірки відповідності моделі СППР за вимогами стратегічного управління DOTMLPF.

3. Особливості застосування вимог стратегічного управління DOTMLPF для перевірки відповідності моделі

При формуванні підходу з перевірки відповідності моделі підтримки прийняття рішень вимогам та меті об'єкта (складній системі, на управління якою націлене рішення) у разі виникнення надзвичайної ситуації за основу обрана теза, що «оцінкою роботи будь-якої системи ... на будь-якому стані створення або розвитку є готовність виконувати ті функції, заради яких ця система, або підприємство створювались. У той же час готовність виконувати очікувані від системи функції залежить від наявності ресурсів, необхідних для виконання цих функцій» [6].

Вимоги стратегічного управління DOTMLPF містять інтерпретації основних термінів (табл. 1) [7], концептуальні основи до формування пріоритетів операцій та багатосторінкові опитувальні таблиці для експертів, на основі яких будується висновок щодо вірогідності ефективності місії.

Окрім зазначеного, існують модифіковані вимоги DOTMLPF-Р для окремих місій, де Р (Policy) – політика щодо населення та природного середовища.

Окремі складові стратегічних вимог DOTMLPF не можна розглядати ізольовано, оскільки кожна складова має конкретний потенціал впливу на інші. Наприклад, зміна інформації щодо матеріальної бази може вимагати змін у доктрині, навчанні і організації. У більшості досліджень окремі компоненти DOTMLPF розглядаються без їх впливу на інші компоненти

стратегічних вимог [2, 8]. Такий підхід не можна вважати помилковим, адже подібне дослідження дозволяє отримати множину потенціальних рішень, щоб зрозуміти і покращити кожну специфічну особливість. Окрім того, детальне дослідження окремих складових дозволяє більш чітко сформулювати експертне рішення та оцінити реалізацію проекту за конкретним напрямом. Але враховуючи практичне значення стратегічних вимог DOTMLPF, можна зробити висновок про необхідність системного підходу до дослідження взаємодії окремих компонентів цієї методики.

Таблиця 1 – Вимоги стратегічного управління DOTMLPF

Літера /термін	Переклад	Визначення
D – Doctrine	Доктрина	Принципи досягнення цілей. Утримують нормативні документи, якими користується підприємство для досягнення цілей
O – Organization	Організація	Організаційна структура системи, зв'язки та повноваження
T – Training	Навчання	Навчання персоналу, підвищення кваліфікації, тренінги і т. ін.
M – Materiel	Матеріальна база	Всі матеріальні ресурси системи, їх стан та ступінь використання, окрім нерухомого майна. В рамках забезпечення вибухопожежної безпеки – все обладнання, яке дає змогу запобігти аварії
L – Leadership	Керівництво	Здатність керівництва впливати на персонал з метою чіткого забезпечення виконання рішень
P – Personnel	Персонал	Співробітники, які забезпечують функціонування системи
F – Facilities	Нерухомість, можливості, супровідні рішення	Будинки та споруди, а також супровідні рішення ¹ , які призначені для забезпечення функціонування системи

¹ – Зазначено в аналітичних матеріалах щодо нової оперативної концепції ВС США [10]

Аналізуючи складові стратегічних вимог DOTMLPF, можна чітко провести підсумкову ризику у вигляді відповіді на питання: чи дозволяє запропонований проект оптимально з точки зору ряду критеріїв використати наявні ресурси, вказані літерами, які створюють акронім DOTMLPF? Тобто, узагальнено, база даних повинна утримувати змістовні дані (ресурси, показники кількості, їх зміни за часовими інтервалами і т. ін.) за кожним терміном.

Більшість необхідних для розрахунку типів ресурсів, дані про які необхідно буде внести до БД, можна визначати за паспортом об'єкта, а також за планами ліквідації аварійних ситуацій (ПЛАС), внутрішніми нормативними актами, які регламентують дії під час надзвичайних ситуацій, первинних бухгалтерських документів. Алгоритми можливого розвитку подій з приблизними часовими інтервалами та шляхів локалізації і ліквідації ситуації у разі її виникнення на об'єкті наводяться у картках подій ПЛАСу потенційно небезпечного або небезпечного підприємства. Задачу перевірки відповідності моделі управління захистом у разі виникнення надзвичайної ситуації вимогам підприємства та навколишнього середовища можна представити, як пошук формального критерію оцінки балансу ресурсів X , виконання регламентних процедур (РО) Y , реалізації повноважень персоналу Z та часу виконання дій T . У підсумку вирішення оптимізаційної задачі буде отриманий деякий план (програма) дій

у конкретній надзвичайній ситуації. Цей план буде або відповідати прийнятій до роботи моделі управління захистом у разі виникнення надзвичайної ситуації вимогам промислового міста та навколишнього середовища, або ні. Перевірку на відповідність і повинна забезпечити БД експертної системи.

4. Формування БД для перевірки відповідності моделей

З метою обґрунтування відповідності проектованої моделі для підтримки прийняття рішень з управління захистом від надзвичайних подій потребам промислового міста (мікросистеми – МіС) та середовища (макросистеми (МаС) з використанням вимог DOTMLPF-P повинна бути сформована відповідна база даних наявних ресурсів системи та керованих параметрів. Адаптовані стратегічні вимоги з літерою «-Р» обрані з врахуванням системного підходу до взаємодії промислового міста з внутрішнім і зовнішнім середовищем [9].

Запропонований підхід до перевірки відповідності за вимогами DOTMLPF-P (табл. 2) дозволяє за допомогою вирішення поставлених оптимізаційних задач здійснювати обґрунтування оцінок експертів щодо відповідності моделі підтримки прийняття рішень із захисту у разі виникнення пожежі, вибуху, виливу чи викиду небезпечних речовин потребам підприємства та навколишнього середовища.

Таблиця 2 – Представлення підходу до перевірки на відповідність моделей за вимогами DOTMLPF-P

№	Літера	Назва й зміст процедур і операцій	Опис, формалізоване представлення
1	2	3	4
1	D, O, L	Розрахунок часу виконання локалізації чи ліквідації на кожному рівні захисту вибухопожежної системи у разі гіпотетичної аварії (конкретний підрозділ – ПДР)	Термін дій визначають нормативні документи та письмові й усні розпорядження, у яких сформульовані чіткі завдання. До БД вносяться документи, список посадових осіб.
1.1	D	Коли має бути досягнуто результату	$T = t + \Delta t$
1.2	O	Скільки є часу на організацію дій	$(\Delta t \geq t_1 + t_2 + \dots + t_n)$
1.3	L	Скільки є часу на прийняття рішення	$(t_1 + t_2 + t_3)$
1.4	O	Оптимальний розподіл часу	$(t_1 + t_2 + t_3) \rightarrow opt$
2	D, M, P, P-2	Усвідомлення завдання (кожного рівня системи захисту від техногенної загрози) у разі гіпотетичної аварії А, В або С	Інформаційну основу складає документ осіб, що приймають рішення (ОПР) вищого рівня. До БД вносяться прийняті рішення, час, виконавці
2.1	D	Якими є мета дій (F), ресурси (x), РО (y), повноваження для їх реалізації (z), часові обмеження (t+Δt) – тобто, чи достатньо встановлених засобів, чи враховані всі особливості?	$F = f(x, y, z, t + \Delta t)$

1	2	3	4
2.2	Р	Місце і роль персоналу та об'єкта в завданні з локалізації та ліквідації ситуації	$y; z$
2.3	М	Який ресурс засобів захисту від аварії (автоматичних, автоматизованих, керованих персоналом) визначено для дій з виконання завдання	x
2.4	М	Яким додатковим вибухопожежним ресурсом підтримають дії в аварійному ПДР з локалізації та ліквідації даної ситуації, в якому місці і в який час	$(x+\Delta x); (y+\Delta y)$
2.5	М	Кого, як і яким ресурсом підтримає аварійний ПДР у разі розвитку ситуації	$(x-\Delta x); (y-\Delta y)$
2.6	Р-2	Що означає для конкретного рівня захисту вибухопожежної системи «ефективна локалізація»	$\{F''(x,y,z,t)\}$
3	М, F	Оцінка обстановки з моменту задіяння будь-якого рівня вибухопожежної системи у разі гіпотетичної аварії	Інформаційну основу складають дані моніторингу об'єкта, середовища, процесів взаємодії. До БД вносяться дані про ресурси, технологічні можливості, оціночні дані стану небезпечного об'єкта, структуру підрозділів об'єкта, техніко-технологічні характеристики за планом, фактом та протягом окремих часових інтервалів.
3.1	М	Які є системні обмеження на розвитку подій щодо ресурсів системи захисту від надзвичайної ситуації відносно стану об'єкта загалом (чи є помилки прицілювання, чи не порушений допуск встановлення, чи правильно враховане розташування)	$X(t); Y(t); Z(t) \rightarrow opt$
3.2	F	Які є системні обмеження на масштабі поточного функціонування системи захисту від надзвичайної ситуації	$x(t); y(t); z(t) \rightarrow opt$
4	D, O	Формулювання замислу дій щодо локалізації і ліквідації аварійної ситуації у разі гіпотетичної аварії	Генерування концепції особистого рішення у разі гіпотетичної аварії. До БД вносяться завдання мікро- і макро-системи, структурна організація персоналу, ресурсів, регламенти роботи, дані про плани дій та забезпечення цих планів ресурсами у разі виникнення техногенної аварії.

1	2	3	4
4.1	D	Мета дій системи захисту від надзвичайної ситуації за визначеним від МаС завданням	$F = f(x,y,z, t+\Delta t)$
4.2	O	Структурна організація підрозділів, ресурсів та регламенту їх застосування для реалізації завдання з локалізації та ліквідації аварійної ситуації	$x; y; z; (t+\Delta t)$
5	L, P, P-2	Формулювання вольового акту за підсумками локалізації та ліквідації гіпотетичної аварії	Аналіз, синтез, оцінка ситуації, розроблення рекомендації щодо недопущення повторення. До БД вносяться дані щодо оцінок можливого розвитку ситуації, фактичного стану ситуації за часовими інтервалами, різноманітні обмеження системи, взаємозв'язки підприємства із зовнішнім і внутрішнім середовищем, характеристики комунікаційних зв'язків.
5.1	L	Висновки з оцінки обстановки щодо локалізації та ліквідації аварії	$x(t); y(t); z(t)$. Обмеження добові, технологічні і т. ін.
5.2	P-2	Завдання підрозділам при задіянні системи захисту від надзвичайної ситуації: – щодо досягнення мети об'єкта; – щодо взаємодії з іншими об'єктами і середовищем та дотримання екобалансу	$F(x,y,z)=F_1+ +F_2+...+F_i+...+F_k$ $F(x\pm\Delta x; y\pm\Delta t; z\pm\Delta z; t+\Delta t) =$ $= F_1+ F_2+...+F_i+...+F_k$ $\{F''(x,y,z,t)\} \rightarrow opt$
5.3	P	Регламент управління виконанням завдання при задіянні системи захисту від надзвичайної ситуації: – ієрархія та регламент адміністрування; – ієрархія та регламент моніторингу	$\{F''(x,y,z,t)\}ynp \rightarrow opt$
5.4	P	Оцінка регламенту персоналу у разі повного ручного управління вибухопожежним захистом	$\{F''(x,y,z,t)\} \rightarrow opt$
6	O, M	Взаємне інформування щодо реалізації дій у разі гіпотетичної аварії	Забезпечення відповідності критеріям своєчасності, повноти та достовірності інформації. До БД вноситься інформація про прихід/витратиресурсів (як для економічної діяльності, особливо по небезпечних і потенційно небезпечних виробництвах, так і для локалізації і ліквідації наслідків техногенної аварії), перелік можливих порушень регламенту.

1	2	3	4
6.1	О	Інформування про реалізацію завдання із забезпечення захисту у разі виникнення надзвичайної ситуації	$\{F''(x,y,z,t)\}=\{F'''(x,y,z,t)\}$
6.2	М	Інформування про витрату ресурсів, порушення регламенту, порушення повноважень, перевищення ліміту часу по відношенню до плану (наказу) при задіянні засобів захисту на різних рівнях.	$(x,y,z, t+\Delta t)''=(x,y,z, t+\Delta t)'''$
7	О, L	Оцінка ситуації у разі гіпотетичної аварії	Реалізація відповідальності за виконання завдання та за збереження стійкості МіС за допомогою засобів захисту у разі виникнення надзвичайної ситуації
7.1	L	Оцінка стійкості ОПР у реалізації завдання з повного ручного управління захистом у разі виникнення надзвичайної ситуації	$(x,y,z, t+\Delta t)'=(x,y,z, t+\Delta t)''=(x,y,z, t+\Delta t)''' \rightarrow opt$
7.2	О	Оцінка досягнення мети дій із забезпечення захисту від надзвичайної ситуації на різних рівнях	$\{F'(x,y,z,t)\}=\{F''(x,y,z,t)\}=\{F'''(x,y,z,t)\} \rightarrow opt$
8	Т, М	Аналіз ефективності дій у разі гіпотетичної аварії	Реалізація аналітичних повноважень у разі ліквідації гіпотетичної аварії. До БД вноситься інформація про оцінки експертів, дані щодо минулих аварій або прорахунки за гіпотетичними аваріями, інформація про доповнені або взаємозамінні ресурси, проблеми.
8.1	Т	Аналіз якості реалізації повноважень під час локалізації та ліквідації ситуації	$\{F'(x,y,z,t)\}=\{F''(x,y,z,t)\}=\{F'''(x,y,z,t)\}$
8.2	М	Аналіз економії ресурсу, часу при задіянні різних видів техніки вибухопожежного захисту	$(x,y,z, t+\Delta t)'=(x,y,z, t+\Delta t)''=(x,y,z, t+\Delta t)'''$
9	О, Т, М, Р	Підготовка звіту щодо гіпотетичної аварії	Реалізація вимог МаС до звіту
9.1	О	Звіт про стан реалізації завдання з локалізації гіпотетичної аварії за допомогою різних видів засобів захисту від надзвичайної ситуації	$\{F'(x,y,z,t)\}=F'''(x,y,z,t)\}$
9.2	Р	Звіт про стан реалізації рішень ОПР по завершенні завдання	$(x,y,z, t+\Delta t)'=(x,y,z, t+\Delta t)'''$
9.3	Т	Потреби в удосконаленні повноважень ОПР із забезпечення захисту від надзвичайної ситуації	$\{F'(x,y,z,t)\} \rightarrow opt$
9.4	М	Потреби в удосконаленні ресурсної бази, регламенту, кваліфікації ОПР	$(x,y,z, t+\Delta t)' \rightarrow opt$

Кризове управління за своєю суттю є етапом екстреної реорганізації ресурсів під завдання ліквідації кризи [10]. Рішенням для осіб, що приймають рішення, фактично є терміновий проект об'єкта, який повинен стати системою виведення ситуації з кризи. На цьому етапі залучаються додаткові сторонні ресурси, техніка, яка належить, наприклад, вже не промислового місту чи окремим підприємствам цього міста, а області чи регіону, для ліквідації техногенної аварії, що вийшла за межі одного промислового міста. Тоді підхід до перевірки на відповідність моделі підтримки прийняття рішень із захисту від надзвичайної ситуації потребам промислового міста і середовища буде містити такий обов'язковий розділ і вимагатиме додаткової інформації для наповнення БД (табл. 3).

Таблиця 3 – Поглиблення підходу до перевірки в режимі кризового управління

№	Літера	Назва й зміст процедур і операцій	Опис, формалізоване представлення
1	D	Якої мети треба досягти при залученні додаткових сил та засобів вибухопожежної безпеки	$F=f(x,y,z, t+\Delta t)$ До БД слід ввести нові плани і програми, нову мету, потрібні ресурси, часовий інтервал виконання нових дій
2	M	Хто, в якій структурній організації, з яким комплектом ресурсів повинен вивести постраждалу територію з кризи	$x; z$ Дані про наявні додаткові ресурси, повноваження нових осіб, що приймають рішення, кваліфікацію залученого персоналу.
3	L	Яких технологій слід дотримуватися у процесі досягнення нової мети	$y; (t+\Delta t)$ Інформація про нові технології, регламент роботи, їх характеристики.
4	P-2	Як здійснюється взаємодія з об'єктами навколишнього середовища за використання засобів безпеки	$F(x\pm\Delta x; y\pm\Delta t; z\pm\Delta z; t+\Delta t)$ Нові зв'язки, структура взаємодії, повноваження учасників.
5	L	Як має здійснюватися управління виведенням з кризи	$\{F''(x,y,z,t)\}_{unp} \rightarrow \rightarrow opt$ Кількісні і якісні характеристики усіх видів ресурсів
6	P-2	Які наступні завдання покладатимуться на об'єкт після ліквідації кризи	$\{F'''(x,y,z,t)\} \rightarrow 0$ Характеристики, які повинне мати навколишнє середовище після ліквідації техногенної аварії, та характеристики, які є по факту.

Для формування оціночних значень показника ефективності управління можна використати критерій обмежень ресурсів, засобів, сил, часу для кожної складової (або інші істотні критерій обмежень), тобто порівняти, яке рішення було прийняте та яке відсоткове значення було досягнуте на основі наявної інформації для забезпечення вирішення задач підприємства і наскільки в цілому підприємство, як відкрита система, було утримане в стані стійкості. Підсумкові дані за такою оцінкою теж повинні бути внесені до бази даних.

5. Висновки

Наведені положення щодо формування баз даних для перевірки відповідності моделей СППР із забезпечення техногенної безпеки промислового міста не є вичерпними. У роботі наведений приклад наповнення бази даних для перевірки відповідності моделей СППР з використанням стратегічних вимог DOTMLPF. Слід зазначити, що використання інших методів, методик, підходів до перевірки адекватності розроблених моделей вимагатиме інших даних для роботи з відповідною корекцією наявної в БД інформації та її розширення.

Все зазначене може бути використане у проектах систем підтримки прийняття рішень з питань забезпечення безпеки як окремих промислових міст, так і промислових агломерацій або регіонів в цілому.

Список використаної літератури

1. Интервью Виктора Балого // Зеркало недели. Украина. – № 13 – 06 апреля 2012. – С. 8.
2. Владимиров В.А., Лукьянчиков В.Г. Химические аварии: реальность и тенденции. – [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.chem.msu.su/rus/journals/xr/avarii.html>.
3. Когаловский М.Р. Энциклопедия технологий баз данных. – М.: Финансы и статистика, 2002. – 800 с.
4. Кузнецов С.Д. Основы баз данных. – 2-е изд. – М.: Интернет-университет информационных технологий; БИНОМ. Лаборатория знаний, 2007. – 484 с.
5. Дейт К. Дж. Введение в системы баз данных = Introduction to Database Systems. – 8-е изд. – М.: Вильямс, 2005. – 1328 с.
6. В. Вишнеvский, В. Калмыков, О. Малышев. Обобщенная оценка организационных систем // Information Models of Knowledge. – Киев-София, 2005. – С. 46–50.
7. DOTMLPF [Електронний ресурс]. – Режим доступу: <http://www.pg0.com/dnn/-Pg0QsetView/tabid/290/smid/671/ArticleID/13/t/ DOTMLPF>.
8. Air force magazine [Електронний ресурс] – Режим доступу: <http://www.airforcemag.com/Pages/HomePage.aspx>
9. Сидоренко В.Л., Азаров С.І. Розрахунок ризиків, пов'язаних із загибеллю людей при ліквідації надзвичайних ситуацій на атрскладах / II Всеукраїнська науково-практична конференція «Проблеми цивільного захисту: управління, аварійно-рятувальні та спеціальні роботи». – 25 жовтня 2013 року. – Харків: НУЦЗУ. – Зб. тез доп. – С. 130–132.
10. Лапа М.В., Маловик К.Н. Структурная модель знаний экспертов о ресурсоспособности оборудования / Тезисы докладов 7-й научно-практ. конф. «Математическое и имитационное моделирование систем МОДС 2012». – Чернигов: ЧГТУ”. – 2012. – С. 120–122.

Стаття надійшла до редакції 13.02.14 українською мовою

© О.А. Кряжич, О.И. Васильева

**БАЗЫ ДАННЫХ ДЛЯ ПРОВЕРКИ АДЕКВАТНОСТИ МОДЕЛЕЙ СППР ПО
УПРАВЛЕНИЮ ТЕХНОГЕННОЙ БЕЗОПАСНОСТЬЮ ПРОМЫШЛЕННОГО ГОРОДА**

В статье рассмотрены некоторые требования к созданию базы данных для проверки соответствия моделей СППР по управлению техногенной безопасностью промышленного города. Определены некоторые особенности наполнения таких баз данных. Приведен пример наполнения базы данных для проверки соответствия моделей по требованиям стратегического управления DOTMLPF. Сделаны выводы в отношении возможностей практического использования.

© O.O. Kryazhych, O.I. Vasilyeva

**DATABASE FOR VERIFICATION ADEQUACY OF MODELS OF DSS
OF TECHNOGENIC SAFETY INDUSTRIAL CITY**

The article the requirements to creation of a database for check compliance of models DSS are considered. It for management of safety of industrial city from failures is necessary. The features of filling of such databases are determined. The example of filling of database for check of conformity of models under the requirements of strategic management DOTMLPF is made. Concerning practical use the conclusion is.

УДК 005.94 + 004.9

© О.Є. Стрижак¹, канд. техн. наук;
В.В. Горборуков², аспірант;
О.В. Франчук², канд. техн. наук;
М.А. Попова¹, мол. наук. співробітник

¹Інститут телекомунікацій і глобального інформаційного простору НАН України, м. Київ;

²Національний університет «Києво-Могилянська академія», м. Київ

ОНТОЛОГІЯ ЗАДАЧІ ВИБОРУ ТА ЇЇ ЗАСТОСУВАННЯ ПРИ АНАЛІЗІ ЛІМНОЛОГІЧНИХ СИСТЕМ

У статті розглядаються проблеми інформаційно-аналітичного дослідження лімнологічних систем на основі використання онтології задачі вибору та підтримки на її основі прийняття рішень щодо оптимального розвитку екосистем. Описана методика формування онтології та створення на її основі бази даних за результатами досліджень якості води.

Ключові слова: онтологія, задача вибору, таксономія, лімнологічна система.

Постановка наукової проблеми та її значення. Стратегічною метою проведення досліджень лімнологічних систем України є прийняття відповідних рішень щодо оптимального використання, охорони та збереження природно-ресурсного потенціалу лімнокорекцій [1] регіону, розробки довгострокових планів ефективного його використання, обґрунтування стратегії та плану дій щодо захисту унікальних лімносистем, зокрема для збереження ландшафтного та біотичного різноманіття водойм. Як еталонний полігон моніторингу лімносистем для заозерених територій Східноєвропейської рівнини розглядатимемо Українське Полісся, яке ще залишається найкраще збереженим серед рівнинних ландшафтів Європи. Екосередовищу Українського Полісся приділяється значна увага і науковців, і громадськості. Природний комплекс регіону має особливе екосередовищне значення для України та Європи загалом. Дослідження водойм регіону є складовими реалізації Національної стратегії охорони природи та Водного кодексу України, її міжнародної природоохоронної політики [2, 3].

Отримані в процесі досліджень матеріали мають екосередовищну, економічну і соціальну ефективність на національному й міжнародному рівнях та необхідні для вирішення господарських проблем природокористування, обліку, планування, прогнозування, регулювання, оцінювання станів лімносистем та екстраполяції їх у просторі й часі. Достовірні дослідження забезпечують з'ясування природної та антропогенної складової в ході сучасного розвитку лімнопроцесів, здійснення міжрегіональних кореляцій та порівняльно-лімнологічних оцінювань, розробки положень національного законодавства з урахуванням лімнологі-

екологічних знань та для відомчого вдосконалення системи регулювання й управління. Все це дозволить забезпечити своєчасне прийняття відповідних рішень у процесі моніторингу за станом ліснокомплексів при оцінюванні ефективності, раціонального використання, реабілітації, заповідання та охорони.

Мета та основні завдання. Одним з ефективних підходів накопичення отриманої за результатами моніторингу ліносистем інформації є формування її у вигляді певної сукупності знань [4]. Для цього отримані різними спеціалістами в різний час результати досліджень треба агрегувати в онтологію [4, 5] лінологічних систем України, яка є своєрідним тематичним банком знань, що дає змогу зберігати, редагувати, аналізувати і постійно поновлювати дані досліджень, та може бути основою для автоматизованої інформаційно-аналітичної системи [6] фахівців державних, виробничих, природокористувальницьких і природоохоронних установ для оцінювання природно-ресурсного потенціалу регіону.

Об'єкти і методи. Формування онтології лінологічних систем України дозволить більш об'єктивно оцінювати результати моніторингу та створює умови щодо використання широкого спектру інформаційно-аналітичних систем (ІАС) [6, 7]. Використання ІАС забезпечить, у свою чергу, управління інформаційними потоками та інформаційними процесами, які безпосередньо забезпечують вирішення завдань моніторингу. Управління процесами обробки інформації у середовищі ІАС реалізується на основі використання певних ієрархій, які відображають властивості інформаційних процесів, що складають операційне середовище системи. Від оптимального визначення та динаміки формування ієрархій взаємодії компонентів операційного середовища ІАС певним чином залежить ефективність її використання. Тому дуже важливо мати певні інструменти, за допомогою яких можна досить ефективно спроектувати та реалізувати механізми управління ієрархією, яка відображає взаємодію усіх компонентів ІАС.

Одним з таких інструментів може бути онтологічна модель [4, 5, 7], яка у своїй інформаційній основі має механізм динамічного формування та використання ієрархій у вигляді певних таксономій [8]. Онтологія деякого операційного середовища в загальному випадку формально представляється впорядкованою трійкою:

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

де $\mathbf{X}, \mathbf{R}, \mathbf{F}$ – кінцеві множини відповідно:

\mathbf{X} – концептів (понять, термінів) предметної області (ПрО), на основі яких формується предметна складова операційного середовища ІАС;

\mathbf{R} – відношень та властивостей між ними (будемо вважати, що властивості є інтерпретацією відношень, тобто існує перетворення, яке кожному відношенню встановлює відповідність певної властивості);

\mathbf{F} – функцій інтерпретації (визначень) \mathbf{X} та/або \mathbf{R} , які складають функціональну частину операційного середовища ІАС.

Тоді певна таксономія може бути створена певною непустою множиною відношень упорядкованості R_t , де $R_t \subset R$. $| R_t \neq \emptyset$

$$R_t = \{t_1, t_2, \dots, t_i, \dots, t_n \mid t_i = \prod_1^n x_k * x_m \mid x \in X, k \neq m, k \leq n, m \leq n\} \quad (2)$$

Причому множина $\prod_1^n x_k * x_m$ має властивість асоціативності [8].

Тоді під таксономією у контексті застосування множин онтологій у процесі створення ІАС можна розглядати певну множину концептів онтології, які завжди мають бінарне не комутативне відношення, яке можливо інтерпретувати як властивість **бути елементом певного класу**. Причому з цих онтологій також можливе утворення упорядкованої множини, елементи якої також мають бінарну не комутативну властивість **бути елементом певної онтології**.

У формалізованому вигляді це буде виглядати наступним чином:

$$\begin{aligned} & (\exists(x_i \times x_j = t_k) \mid \forall x_{1..n} \in X \rightarrow \exists t_{1..m} \in R_t) \Rightarrow \\ \Rightarrow & (\exists O_l \subset \prod_1^k O_l \mid O_i \times O_j = t_k) \end{aligned} \quad (3)$$

Це твердження можливо представити у наступній інтерпретації – множини тавтологій і тверджень створюють певні категорії [4, 5] з властивостей концептів, які створюють ці тавтології і твердження. Онтології, які створюються цими концептами та властивостями, також створюють певну категорію.

До категорій, які забезпечують формування певних систем знань і агрегують множини об'єктів розподілених інформаційних ресурсів, ми будемо відносити наступні:

- 1 множини висловлювань;
- 2 множини класів;
- 3 множини векторних просторів;
- 4 множини бінарних відношень (декартових добутків);
- 5 множини таксономій як множини топологій.

Найбільш цікавою з точки зору застосування ІАС є множина таксономій, яка будується на основі об'єктів, що є також елементами множин висловлювань та класів. За результатами виконання завдань моніторингу лімнологічних систем на основі визначення категорій висловлювань, класів та таксономій можливе створення множини певних альтернатив, що є технологічною основою застосування онтології задач вибору з метою забезпечення прийняття найбільш ефективних рішень.

Серед задач теорії прийняття рішень, що особливо часто виникають на практиці, актуальними є задачі вибору (ранжування) альтернатив [9]. Математично такі задачі описуються набором альтернатив $x \in X = \{A_1, \dots, A_n\}$, для кожної з яких задаються значення m певних показників (критеріїв). Розв'язком такої задачі вважається альтернатива, яка має найкращі (за сукупністю) значення критеріїв, які на практиці, як правило, відрізняються різною важливістю (ваговими коефіцієнтами). Причому множини вказаних альтернатив безпосередньо

створюються з множин таксономій, які були сформовані на основі елементів множин висловлювань за тематикою проблеми прийняття відповідного рішення.

У загальному випадку критерієм можна вважати деяку функцію $(f_j(x), j \in J = \{1 \dots m\})$, визначену на множині альтернатив. Значення цієї функції належать або до наперед визначеної множини (наприклад, бальна шкала, лінгвістична шкала), або обраховуються у відповідності з певними математичними правилами (наприклад, метод аналізу ієрархій). Нехай Q_j – множина впорядкованих за не зростанням значень j -го критерія:

$$Q_j = \{f_j(A_{i_1}), f_j(A_{i_2}), \dots, f_j(A_{i_n})\}, \quad f_j(A_{i_1}) \geq f_j(A_{i_2}) \geq \dots \geq f_j(A_{i_n}), \quad (4)$$

де $i_1, i_2, \dots, i_n \in \{1, 2, \dots, n\}$. Найкращим вважається результат, що відповідає максимальному значенню функції $f_j(x), j \in J$. Далі будемо вважати, що для кожної множини Q_j існує певне взаємно-однозначне відображення у числовий інтервал $[q_{min}; q_{max}] \subset \mathbb{R}$ – множина дійсних чисел. Необхідність такого відображення виникає для коректного застосування математичних методів розв’язку задачі вибору. Слід зауважити, що інтервал $[q_{min}; q_{max}]$ фактично є тією числовою шкалою, в межах якої будуть відображені всі значення критеріїв $f_j(x), j \in J = \{1 \dots m\}$. Як прийнято у більшості випадків, при розгляді багатокритеріальних задач вводиться вектор $W = (\omega_1, \dots, \omega_m)$, кожна компонента якого ω_j характеризує важливість j -го критерія, причому $\sum_{j=1}^m \omega_j = 1, \omega_j > 0$.

Задача ранжування альтернатив $x \in X = \{A_1, \dots, A_n\}$ за сукупністю показників $f_j(x), j \in J$ полягає у встановленні певного порядку на основі обчислення значень деякого узагальненого показника $G(x)$ для кожного елемента множини X і формально може бути представлена так. Встановити порядок

$$A_{i_1} \succcurlyeq A_{i_2} \succcurlyeq \dots \succcurlyeq A_{i_n}, \quad i_1, i_2, \dots, i_n \in \{1, 2, \dots, n\}, \quad (5)$$

в якому місце альтернативи залежить від значення показника G , тобто $G(A_{i_1}) \geq G(A_{i_2}) \geq \dots \geq G(A_{i_n})$, самі значення $G(A_i)$ обчислюються за певним правилом (алгоритмом), яке визначається математичним методом, що використовується в кожному конкретному випадку, і залежать також від вагових коефіцієнтів критеріїв:

$$G(x) = G(f(x), W) = G(f_1(x), \dots, f_m(x), \omega_1, \dots, \omega_m), x \in X = \{A_1, \dots, A_n\}. \quad (6)$$

Найкращою вважається альтернатива A_{i_1} , яка у порядку (5) займає перше місце, відповідно, найгіршою – альтернатива A_{i_n} . Далі будемо говорити, що альтернатива $A_{i_k}, k = \overline{1, n}$ в порядку (5) знаходиться на k -му місці.

У теорії прийняття рішень для розв’язування задачі (4)–(6) найбільш відомими та поширеними є метод ідеальної точки, лінійно-адитивна згортка, степенево-адитивна згортка та деякі інші [9–12].

Слід зауважити, що яким би методом не розв’язувалась задача, що розглядається, достовірність отриманого результату суттєво залежить від способу перетворення значень Q_j ,

$j \in J$ (1) в єдину шкалу для всіх критеріїв. Так, на практиці достатньо часто застосовують формулу

$$f'_j(x) = q_{min} + (q_{max} - q_{min}) \left(\frac{f_j(x) - \inf Q_j}{\sup Q_j - \inf Q_j} \right), x \in X = \{A_1, \dots, A_n\}, \quad (7)$$

проте, вона може не зовсім коректно відображувати «суттєвість» переваги однієї альтернативи над іншою після переведення початкових значень $f_j(x)$ у шкалу $[q_{min}; q_{max}]$. В результаті при використанні отриманих значень $f'_j(x)$ в узагальненому показнику (4) розв'язок задачі (4)–(5) може бути хибним. Тому виникає необхідність у розробленні інших підходів, які більш адекватно враховують реальне співвідношення вагомості альтернатив по кожному критерію.

Пропонується підхід, що базується на інтегральній оцінці функції $f_j(x)$, $x \in X = \{A_1, \dots, A_n\}$, яку можна задати на декартовій площині (рис. 1).

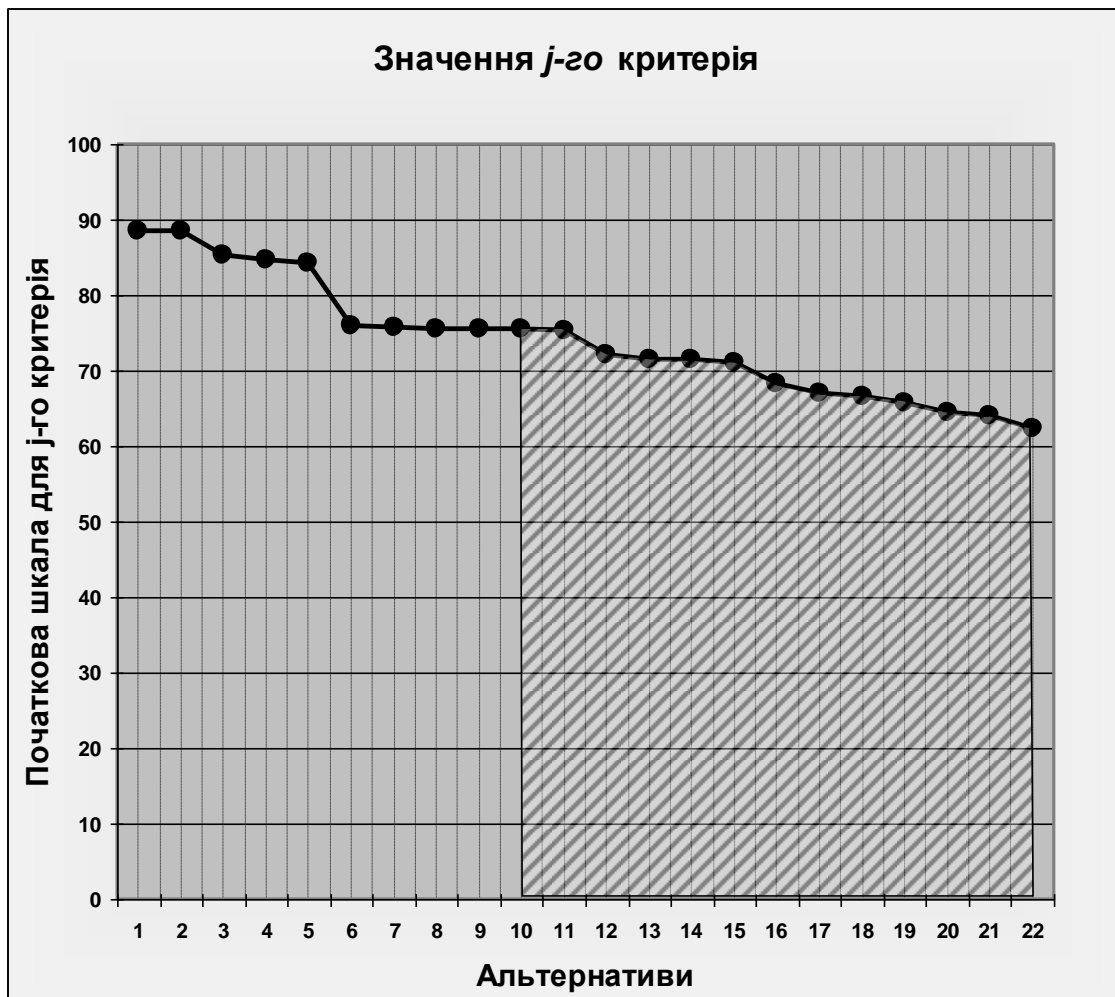


Рис. 1 – Геометрична інтерпретація інтегрального перетворення

Будемо вважати, що по осі абсцис відкладені номери індексів альтернатив, $i_1, i_2, \dots, i_n \in \{1, 2, \dots, n\}$ (в нашому прикладі $n = 22$), а по осі ординат – шкала значень

критерія (від 0 до 100). На рис. 1 альтернативи впорядковані за не зростанням значення $f_j(x)$. Ціком природно оцінювати ступінь переваги кожної альтернативи площею відповідного багатокутника. На рис. 1 такий багатокутник зображений для альтернативи з індексом i_{10} . Якщо взяти до уваги геометричну інтерпретацію визначеного інтегралу, формально перетворення, що пропонується, можна задати формулою $S_{i_k} = \int_{i_k}^n f_j(x) dx$, де $f_j(x)$ – неперервна функція, задана на інтервалі $[1; n]$, що в точках $1, 2, \dots, n$ приймає значення $f_j(A_{i_1}), f_j(A_{i_2}), \dots, f_j(A_{i_n})$.

Результати досліджень та їх обговорення. Згідно з Водним кодексом України [3] якість води є характеристикою складу та властивостей води, яка визначає її придатність для конкретного виду водокористування. Оскільки не існує єдиного показника, який характеризував би весь комплекс характеристик води, оцінка якості води ведеться на основі системи показників. Показники якості води поділяються на фізичні, бактеріологічні, гідробіологічні та хімічні. Іншою формою класифікації показників якості води є їх поділ на загальні (показники, характерні для будь-яких водних об’єктів) та специфічні (показники, обумовлені місцевими природними умовами, а також особливостями антропогенного впливу на водний об’єкт).

На рис. 2 представлено таксономічну структуру Водного кодексу України.

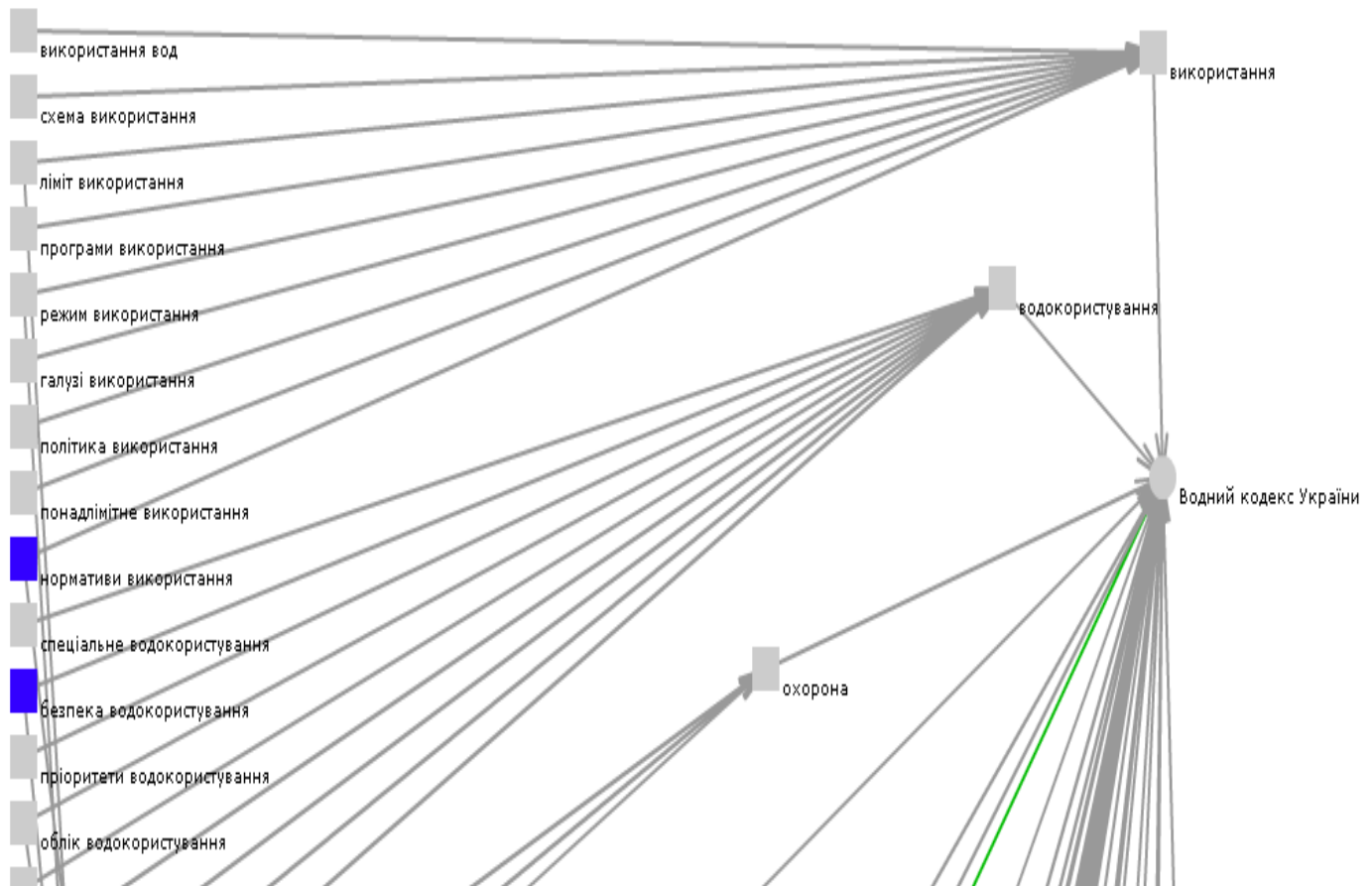


Рис. 2 – Таксономія тексту (тверджень - висловлювань) Водного кодексу України

Таксономія Водного кодексу відображає зв'язність концептів множини висловлювань, які дозволяють формулювати певні твердження щодо оцінювання стану водних ресурсів і створюють класи таксономій-альтернатив щодо проведення заходів з оцінювання якості води та прийняття на основі отриманих результатів рішень. Для цього існує певна чисельність методів та засобів. Так, при контролі забруднення водного середовища методами та засобами біотестування можливо забезпечити вирішення цілого ряду задач:

- проведення токсикологічної оцінки промислових і міських стічних вод при сталому режимі скидання їх у водні об'єкти з метою виявлення потенційних джерел високого і екстремально високого забруднення вод;
- контроль в оперативному і безперервному режимах аварійних та інших залпових скидів високотоксичних стічних вод;
- проведення оцінки міри токсичності стічних вод на різних стадіях формування для проектування локальних очисних споруд;
- контроль токсичності стічних вод, що подаються на біологічні очисні споруди, з метою попередження надходження токсичних для біоценозу активного мулу забруднюючих речовин;
- визначення рівнів безпечного розбавлення стічних вод для гідробіонтів за сумарною дією речовин, що скидаються, з метою обліку результатів біотестування при корегуванні і встановленні гранично допустимих скидів (ГДС) речовин, що надходять у водні об'єкти зі стічними водами;
- проведення екологічної експертизи нових технологій і матеріалів, проектів очисних споруд, реконструкції і технічного переозброєння народногосподарських об'єктів;
- здійснення оцінки стану природних вод і виявлення акваторій з імпактним рівнем забруднення.

Розглянемо твердження, яке поєднує наступні концепти – **Водний кодекс – водокористування – безпека водокористування** і може бути сформульоване у наступному вигляді – **Водний кодекс регулює безпеку водокористування**. У свою чергу, для визначення істинності цього твердження необхідно розкрити концепт **безпека водокористування**. Для цього ми представимо цей концепт у вигляді таксономії – **вимоги щодо якості води** (рис. 3). Вона включає в себе певні класи альтернатив-таксономій, які складають концепти, із значеннями яких і можливе визначення якості води та прийняття рішення щодо її використання у певних цілях. Значення критеріїв, за якими отримуються певні значення якості та приймаються рішення щодо її використання, наведено на рис. 4. Для визначення онтології задачі вибору найбільш підходящих альтернатив на основі сформованих з тверджень Водного кодексу таксономій декларуються певні властивості-критерії (колонка – **ім'я** у таблиці на рис. 4).

Результати обробки даних вимірювань води за певними критеріями (рис. 4) наведено на рис. 5. Червоним кольором виділені значення властивостей-критеріїв, які перевищують гранично допустимі норми за шкідливістю. При обробці значень критеріїв враховуються їх вагові коефіцієнти, ранги та рівні важливості за лінгвістичною шкалою. Це забезпечує агреговане врахування усіх значень властивостей води при виборі найбільш якісного її стану.

Висновки. Формування онтології задачі вибору для визначення якісних характеристик води певної лімнологічної системи дозволяє використовувати широкий спектр баз даних результатів її дослідження. Це створює певне динамічне інформаційно-аналітичне середовище, яке постійно поповнюється доробками територіально розподілених дослідників різних напрямків екологічної галузі. Поповнення виконується у вигляді створення новітніх таксономій, які синхронізуються зі вже створеними. Кожна таксономія-альтернатива може бути уточнена, розширена та доповнена. Завдяки візуальному відображенню кожної таксономії, стають зрозумілими взаємозв'язки між концептами, що складають множину таксономій в середовищі ІАС, а визначення певного методу їх ранжування дозволяє поширити застосування онтології задачі вибору для забезпечення прийняття оптимальних рішень щодо зберігання та розвитку лімнологічних систем України.

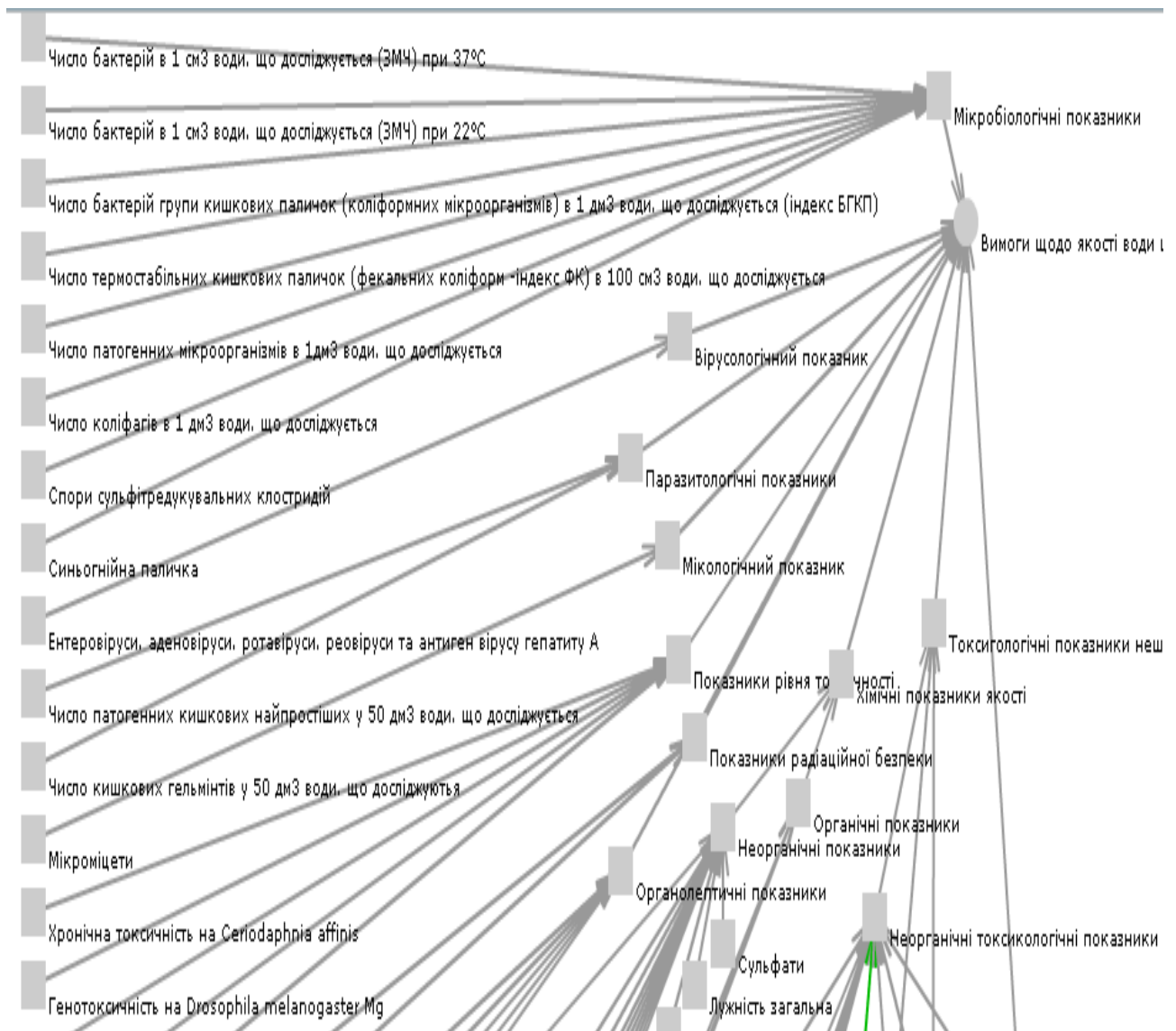


Рис. 3 – Таксономія тексту (тверджень - висловлювань) вимог щодо якості води

Оцінка якості води (оптимізація)
(Оптимізація)

Враховуються властивості

Обробити

Вибір	Ім'я	Ваг. Коеф.	Опт (max/min)	Способи задання вагових коефіцієнтів		
				Бальна шкала (10)	Лінгвістична шкала	Ранжування
<input checked="" type="checkbox"/>	Загальне мікробне число при t 37° C - 24 год	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Загальне мікробне число при t 22° C - 72 год	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Загальні колиформи	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	E. coli	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Ентерококи	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Синьогнійна паличка (Pseudomonas aeruginosa)	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Патогенні ентеробактерії	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Коліфаги	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Ентеровіруси. аденовіруси.	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Патогенні кишкові найпростіші	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Кишкові гельмінти	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Сумарна альфа-активність	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Сумарна бета-активність	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Загальна жорсткість	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Загальна лужність	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Йод	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Калій	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Кальцій	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Магній	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Натрій	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Сухий залишок	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Фториди	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Сумарна активність природної суміші ізотопів U	0.012	max	5	Середня важливість	1
<input checked="" type="checkbox"/>	Питома активність 226Ra	0.012	max	5	Середня важливість	1

Рис. 4 – Перелік критеріїв щодо оцінювання якості води згідно з положеннями Водного кодексу України

Розділ 3. Інформаційні ресурси та системи

Завантажити граф Едітор Каталог онтології Пошук

Оцінка якості води (аудит) (Аудит)

Враховуються властивості

#	Показники	Одиниця виміру	ГОСТ	Зразки		
				Зразок води №1	Зразок води №2	Зразок води №3
Мікробіологічні показники						
1	Число бактерій в 1 см ³ води, що досліджується (ЗМЧ) при 37°С	КУО/см ³	100 1) Перевищення нормативу не допускають для 95 % проб води у водопостачальній мережі, що досліджують протягом року.	3.929	0.266	2.443
2	Число бактерій в 1 см ³ води, що досліджується (ЗМЧ) при 22°С	КУО/см ³	100 1) Перевищення нормативу не допускають для 95 % проб води у водопостачальній мережі, що досліджують протягом року.	0.99	5.458	9.32
3	Число бактерій групи кишкових паличок (копільформних мікроорганізмів) в 1	КУО/дм ³	3 2) Перевищення нормативу не допускають для 98 % проб води у водопостачальній мережі, що досліджують протягом року. У разі перевищення індекс БГКП на етапі ідентифікації колоній, що	7.705	11.84	7.22
4	Число термостабільних кишкових паличок (фекальних копільформ - індекс ФК) в 100 см ³ води, що досліджується	КУО/ 100 см ³	відсутність	0.542	0.253	0.548
5	Число патогенних мікроорганізмів в 1 дм ³ води, що досліджується	КУО/дм ³	відсутність	0	0.59	0
6	Число копільформ в 1 дм ³ води, що досліджується	БУО/дм ³	відсутність	0	0	0
7	Спори сульфитредукувальних клостридій	"наявність (чисельність)/20 3"	відсутність	0.612	0	0
8	Синьогнійна паличка (Pseudomonas aeruginosa)	БУО/дм ³	не визначають	2.196	7.882	7.737
Вірусологічний показник						
9	Ентеровіруси, аденовіруси, ротавіруси, реовіруси та антиген вірусу гепатиту А	БУО/дм ³	відсутність	0	0	0
Паразитологічні показники						
10	Число патогенних кишкових найпростіших у 50 дм ³ води, що досліджується	(Клітини, цисти)/ 50 дм ³	відсутність	0	0.63	0
11	Число кишкових гельмінтів у 50 дм ³ води, що досліджуються	"(Клітини, яйця, личинки)/ 50 дм ³ "	відсутність	0	0.638	0
Мікологічний показник						
12	Мікроміцети	КУО/ 100 см ³	відсутність	0	0	0

Рис. 5 – Таблиця відображення значень певних альтернатив щодо якості води для прийняття рішень

Показники рівня токсичності						
13	Хронічна токсичність на <i>Ceriodaphnia affinis</i>	Кількість загинув особин і (або) зменшення кількості новонароджених особин у досліді в порівнянні з контролем за 7 ± 1 діб	не визначають	0.814	5.027	5.495
14	Генотоксичність на <i>Drosophila melanogaster</i> Mg	Частота виникнення домінуючих летальних мутацій у досліді в порівнянні з контролем за 72 год.	не визначають	0.617	1.847	1.672
15	Токсичність на <i>Tetrahymena pyriformis</i>	Зниження коефіцієнта приросту кількості інфузорій у досліді порівняно з контролем за встановлений час — 24 год. (короткострокове біотестування) або 96 год. (довгострокове біотестування)	не визначають	1.599	0.392	0.886
16	Токсичність на <i>Vibrio fischeri</i>	Зниження рівня люмінесценції бактерій у досліді порівняно з контролем за 30 хв.	не визначають	4.796	4.811	6.414
17	Генотоксичність на <i>Salmonella typhimurium</i>	Відхилення сумарної мутагенної активності <i>umuC</i> -гена у бактерій <i>Salmonella typhimurium</i> у досліді порівняно з контролем за 4 год.	не визначають	0.151	0.264	0.158
Показники радіаційної безпеки						
18	Сумарна об'ємна активність α -випромінювачів (Е α -активність)	Бк/дм ³	0.1 1) У разі перевищення рівнів Е α - та Е β -активності треба контролювати радіонуклідний склад води щодо його відповідності зазначеним у нормах радіаційної безпеки.	0.286	0.294	0.234
19	Сумарна об'ємна активність β -випромінювачів (Е β -активність)	Бк/дм ³	1.2)	0.236	1.174	0.634
Органолептичні показники						
20	Запах за 20 °С	бали	2	1.916 95.8%	0.592 29.6%	1.478 73.9%
21	Запах під час нагрівання до 60 °С	бали	2	0.729 36.45%	1.33 66.5%	2.962 148.1%
22	Смак і присмак	бали	2	0.89 44.5%	0.502 25.1%	0.081 4.05%
23	Кольоровість	градуси	20	18.194 90.97%	1.568 7.84%	24.108 120.54%
24	Каламутність	НОМ	2,5	0.62 24.8%	2.621 104.84%	3.334 133.36%

Рис. 5 – Таблиця відображення значень певних альтернатив щодо якості води для прийняття рішень (продовження)

Список використаної літератури

1. Ільїн Л.В. Лімнокомплекси Українського Полісся: моногр.: у 2 т. Т. 1: Природничо-географічні основи дослідження та регіональні закономірності; за ред. В.М. Пашенка / Л.В. Ільїн. – Луцьк: Ред.-вид. відд. “Вежа” Волин. нац. ун-ту ім. Лесі Українки, 2008. – 316 с.
2. Дорогунцов С.І., Коценко К.Ф., Аблова О.К. та ін. Екологія: навчально-методичний посібник. – К.: КНЕУ, 1999, – С. 152.
3. Водний кодекс України: за станом на 18 січня 2009 р. / Верховна Рада України. – Офіц. вид. – К.: Парлам. вид-во, 2009. – 105 с. – (Бібліотека офіційних видань).
4. Gruber T.R. A translation approach to portable ontology specifications / Gruber T.R. – Knowledge Acquisition, 5 (2), 1993. – PP. 199–220.

5. Стрижак О.Є. Засоби онтологічної інтеграції і супроводу розподілених просторових та семантичних інформаційних ресурсів. – Екологічна безпека та природокористування: Зб. наук. праць / М-во освіти і науки України, Київ. нац. ун-т буд-ва і архіт., НАН України, Ін-т телекомунікацій і глобал. інформ. простору; редкол.: О.С. Волошкіна, О.М. Трофимчук (голов. ред.) [та ін.]. – К., 2013. – Вип. 12. – 198 с.: іл. – Бібліогр. в кінці ст.
6. Стрижак, О.Є. Комп'ютерні онтології та їх використання у навчальному процесі. Теорія і практика. [Текст]: Монографія / [С.О. Довгий, В.Ю. Величко, Л.С. Глоба, О.Є. Стрижак, Т.І. Андрущенко і др.]. – К. : Інститут обдарованої дитини, 2013. – 310 с.
7. Белов В.С. Информационно-аналитические системы. Основы проектирования и применения: учебное пособие, руководство, практикум / Московский государственный университет экономики, статистики и информатики. – М., 2005. – 111 с.
8. Мендельсон Э. Введение в математическую логику. – М. Наука, 1971. – 320 с.
9. Ларичев О.И. Наука и искусство принятия решений. – М.: Наука, 1979.
10. Емельянов С.В., Ларичев О.И. Многокритериальные методы принятия решений. – М.: Знание, 1985.
11. Гафт М.Г. Принятие решений при многих критериях. – М.: Знание, 1979.
12. Ларичев О.И., Петровский А.В. Системы поддержки принятия решений. Современное состояние и перспективы их развития. // Итоги науки и техники. Сер. Техническая кибернетика. – Т. 21. М.: ВИНТИ, 1987, С. 131–164.

Стаття надійшла до редакції 17.02.14 українською мовою

**© А.Е. Стрижак, В.В. Горборуков, О.В. Франчук, М.А. Попова
ОНТОЛОГИЯ ЗАДАЧИ ВЫБОРА И ЕЕ ПРИМЕНЕНИЕ
ПРИ АНАЛИЗЕ ЛИМНОЛОГИЧЕСКИХ СИСТЕМ**

В статье рассматриваются проблемы информационно-аналитического исследования лимнологических систем на основе использования онтологии задачи выбора и поддержки на ее основе принятия решений относительно оптимального развития экосистем. Описана методика формирования онтологии и создание на ее основе базы данных по результатам исследований качества воды.

**© O.Ye. Stryzhak, V.V. Horborukov, O.V. Franchuk, M.A. Popova
ONTOLOGY SELECTION PROBLEM AND ITS APPLICATION
TO THE ANALYSIS OF LIMNOLOGICAL SYSTEMS**

This paper addresses the problem of information-analytical study limnological systems through the use of ontology selection and support tasks on the basis of decisions on the optimal development of ecosystems. We describe a method of forming an ontology and creation of a database on research in water quality.

ДО ВІДОМА АВТОРІВ

Структура статті

Структура статті повинна відповідати вимогам ВАК України. Стаття починається зі вступу, написаного у формі, доступній для розуміння широкому колу спеціалістів даної галузі науки. У вступі наводяться: аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких розпочато вирішення даної проблеми і на які спирається автор; зв'язок з важливими науковими або практичними завданнями; відокремлення не вирішених раніше частин загальної проблеми, яким присвячується дана стаття.

Далі розміщується розділ, присвячений формулюванню мети статті і постановці досліджень. В основному тексті статті викладаються і ґрунтовно роз'яснюються отримані твердження і результати. Не слід перевантажувати статтю надмірною кількістю формул, дублюванням одних й тих самих результатів у формулах, таблицях та графіках.

Заключна частина має містити висновки, рекомендації щодо їх практичного застосування і перспективи подальшого розвитку даного напрямку.

Обсяг статті:

- оглядово-узагальнювального характеру - до 9 сторінок формату А4;
- проблемного характеру - до 7 сторінок формату А4;
- про розв'язання конкретної наукової задачі - до 5 сторінок формату А4;

Рукописи статей, що перевищують зазначені обсяги, до розгляду не приймаються.

Стаття має супроводжуватись короткою анотацією українською, російською та англійською мовами, яка має містити постановку задачі у стислій і точно сформульованій формі та основні результати. Також слід надати ім'я автора та назву статті українською, російською та англійською мовами. Далі вказується перелік (до 10) ключових слів (або словосполучень) статті мовою тексту публікації.

До редакції необхідно подати:

- два якісно роздрукованих варіанти оформленої статті з підписами авторів;
- файл варіанту статті (CD-RW або DVD-RW) з анотацією трьома мовами (кілька абзаців);
- супровідні документи:
 - довідка про авторів (прізвище, ім'я, по батькові (повністю), науковий ступінь, вчене звання, посада та повна назва установи, де виконувалися дослідження, номери телефонів та e-mail для зв'язку);
 - внутрішня рецензія на статтю організації, від якої подається дана стаття;
 - експертний висновок (два примірники) про можливість опублікування матеріалів (при необхідності).

Рукопис має бути ретельно перевірено і підписано всіма авторами. Подальші виправлення та доповнення не допускаються.

Вимоги щодо оформлення рукопису статті

Стаття повинна бути підготовлена українською, російською або англійською мовами і надрукована на одній стороні аркушів формату А4 з інтервалом 17 пт і берегами 2,0 см з кожного боку.

Підготовка статті здійснюється в текстовому редакторі MS WORD *for* WINDOWS, з використанням шрифту Times New Roman, Суг, кегль 12, інтервал 17 пт.

У верхньому лівому кутку статті потрібно вказати індекс УДК або відповідний індекс міжнародного кодування (великими літерами, вирівняти по лівому краю, кегль 12).

У статтях бажано використовувати одиниці системи СІ.

Усі формули мають бути набрані в редакторі Microsoft Equation.

Ілюстрації обов'язково нумеруються і на них повинні бути посилання в тексті. Крім того, кожен малюнок не може перевищувати розміру журнальної сторінки, уся графіка повинна бути комп'ютерною. Перелік літературних джерел оформлюється згідно з ГОСТ 7.1-84 і подається загальним списком у кінці статті. Список складається за чергою посилань у тексті (а не за абеткою). Посилання на літературні джерела в тексті даються в квадратних дужках.

Наприкінці статті наводиться коротка довідка про авторів, де вказуються прізвище та ініціали авторів, науковий ступінь, вчене звання, посада, назва підрозділу (кафедри) та організації, її місцерозташування (адреса, місто, країна), та особисті дані кожного з авторів (адреса, місто, країна, контактний телефон / факс, e-mail).

Обов'язково слід надати електронну версію в редакторі Microsoft Word. Назви файлів необхідно вказувати тільки латинськими літерами. Слід навести додатково файли, використані при запису статті (*.tif, *.psd, *.doc, *.jpg). Точність зображення растрових файлів – не менше 300 dpi.

До відома авторів:

- Якщо статтю оформлено з порушенням зазначених вище вимог та правил, то редакція журналу після попереднього розгляду може відмовити автору в публікації.
- Усі статті публікуються за наявності позитивної зовнішньої рецензії. На зовнішнє рецензування статті направляються редколегією журналу.
- Зміст статті та якість перекладу (українською, російською або англійською мовами) переглядаються редакторами-коректорами журналу, проте відповідальність за зміст статті та якість перекладу несуть автори статті.
 - До статті можуть бути внесені зміни редакційного характеру без згоди автора.
 - Гонорар авторам не виплачується.
 - Остаточний висновок щодо публікації схвалює редакційна колегія журналу.

Рукописи статей надсилати на адресу редакції:

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

Наукове видання

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ УКРАЇНИ

**КИЇВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
БУДІВНИЦТВА І АРХІТЕКТУРИ**

НАЦІОНАЛЬНА АКАДЕМІЯ НАУК УКРАЇНИ

**ІНСТИТУТ ТЕЛЕКОМУНІКАЦІЙ І ГЛОБАЛЬНОГО
ІНФОРМАЦІЙНОГО ПРОСТОРУ**

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА та природокористування

**Збірник наукових праць
Заснований у 2008 р.**

ВИПУСК 15

Технічний редактор - *В.П. Берчун*
Складання і верстка - *В.П. Берчун*

Підписано до друку 13.05.2014 р.
Формат 60 x 84 1/8. Наклад 300 прим.

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

Видавець: Інститут обдарованої дитини НАПН України,
04051, вул. Артема, 52-Д, Київ;
Тел./факс: (044) 483-34-33
Свідоцтво про внесення до Державного реєстру суб'єктів видавничої справи
Серія ДК № 3366 від 13.01.2009 р.