

ISSN 1992-4259

МІНІСТЕРСТВО ОСВІТИ І НАУКИ, МОЛОДІ ТА СПОРТУ УКРАЇНИ
ХАРКІВСЬКИЙ НАЦІОНАЛЬНИЙ УНІВЕРСИТЕТ
імені В.Н. КАРАЗІНА

ВІСНИК
ХАРКІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО
УНІВЕРСИТЕТУ імені В. Н. КАРАЗІНА

№ 944

СЕРІЯ: ЕКОЛОГІЯ

ЗАСНОВАНА У 2005 РОЦІ

Випуск 6

ХАРКІВ
2011

Вісник внесено до нового переліку наукових фахових видань України, в яких можуть публікуватися результати дисертаційних робіт на здобуття наукових ступенів доктора і кандидата наук.

Затверджено постановою президії ВАК України від 26.05.2010 р. N 1-05/4.

Затверджено до друку рішенням Вченої ради Харківського національного університету імені В. Н. Каразіна (протокол № 3 від 25.03.2011 р.)

У віснику надаються результати теоретичних та прикладних досліджень у галузі екології, неоекології, екологічної безпеки, охорони навколишнього оточуючого середовища та збалансованого природокористування. Пріоритету надано розв'язанню широкого кола екологічних проблем, новим напрямом прикладної екології, інноваційним дослідженням, розробці інформаційних технологій в галузі екології та збалансованого природокористування. Викладаються питання організації та методологічних досліджень національної вищої екологічної та природоохоронної освіти.

Для викладачів вищих навчальних закладів освіти, науковців і фахівців, студентів.

В вестнике представлены результаты теоретических и прикладных исследований в области экологии, неозологии, экологической безопасности, охраны окружающей среды и сбалансированного природопользования. Приоритеты отданы решению широкого круга экологических проблем, новым направлениям прикладной экологии, инновационным исследованиям, разработке информационных технологий в области экологии и сбалансированного природопользования. Излагаются вопросы организации и методологических исследований национального высшего экологического и природоохранного образования.

Для преподавателей вузов, научных работников и специалистов, студентов.

Головний редактор: Гриценко А. В., д-р геогр. наук, проф.

Редакційна колегія:

Костріков С. В., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Левицький І. Ю., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Московкін В. М., д-р геогр. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Крайнюкова А. М., д-р біол. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Жолткевич Г. М., д-р техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Селіванов С. Є., д-р техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Сорока Л. С., д-р техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Фик І. М., д-р техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Черваньов І. Г., д-р техн. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна;
Пеліхатий М. М., д-р фіз.-мат. наук, проф., Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

Відповідальний секретар Баскакова Л. В.

Адреса редакційної колегії: 61022, Харків, пл. Свободи, 6,
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна,
екологічний факультет
тел. (057)707-53-86, 707-53-70, 707-54-47,
факс (057)705-09-66, e-mail : knu.ecology@gmail.com
www-ecology.univer.kharkov.ua

Всі статті рецензовані

Свідоцтво про державну реєстрацію:КВ № 11825-696 ПР від 04.10.2006

© Харківський національний університет імені В.Н.Каразіна, оформлення, 2011
© Дончик І. М., макет обкладинки, 2011

ЗМІСТ

НОВІ НАПРЯМИ, ІННОВАЦІЙНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

Гродзинський М. Д. Екологічні пріоритети як кількісні оцінювальні категорії.....	7
Холопцев А. В., Никифорова М. П. Методика сверхдолгосрочного прогнозирования изменений состояния солнечной активности с использованием модели множественной линейной регрессии	13
Ачасов А. Б., Ачасова А. О. Методичні основи сучасного просторового моніторингу ґрунтів	20
Шуйский Ю. Д., Ковтун О. А. Формирование очаговых водно-болотных угодий на аккумулятивных формах береговой зоны морей	27
Костріков С. В., Бережний В. А. До питання порогових (граничних) ситуацій в гідролого-геоморфологічній системі водозбору	38
Холопцев О. В., Некос С. В. Порівняльний аналіз робастності різних математичних моделей динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ	48

ЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕОСИСТЕМ

Вілчек Дж., Лісняк А. Біоенергетичне продукування на сільськогосподарських землях Словаччини (англ.).....	58
Крайнюкова А. М., Чистякова О. О., Крайнюков О. М. Комплексна оцінка екологічного стану водних об'єктів (на прикладі басейну р. Сів. Донець)	61
Солоха М. О., Кочанов Е. О. Методологія оцінки впливу стихійних звалищ на екологічний стан (на прикладі Дергачівського району Харківської області)	72

ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА У ВИЩІЙ ШКОЛІ

Тітенко Г. В., Некос А. Н., Максименко Н. В., Кравченко Н. Б. Новий вектор спрямування професійно-орієнтованої підготовки фахівця еколога.....	76
----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА

Гетманец О. М., Гордиенко В. Г., Дроздов А. А., Пелихатый Н. М. Радиационный мониторинг местности в режиме реального времени при помощи волоконно-оптического дозиметра	82
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

Жебет Л. С. , Холощев А. В. Природні та техногенні чинники часової мінливості радіологічних характеристик водних об'єктів у зоні впливу Південноукраїнської АЕС.....	87
Грайворонская И., Хоботова Э., Даценко В., Марченко И., Медникова В., Бородкина А. Повышение эффективности адсорбции – повышение экологической безопасности производственных процессов	98
Ульєв Л. М., Мельниковська Л. О. Визначення потенціалу енергозбереження і зниження кількості шкідливих викидів установки первинної переробки нафти	103

CONTENTS

NEW DIRECTIONS, INNOVATIVE RESEARCHES

Grodzynskiy M. Environmental priorities as quantitative evaluation categories.....	7
Kholoptsev A., Nikiforova M. Methodics of superlongterm forecasts of sun activity changes using multiply linear regression model.....	13
Achasov A. B., Achasova A. A. The methodical basis of moden spatial soil monitoring.....	20
Shuisky Yu. D., Kovtun O. A. The center wetlands development on sandy accumulative forms of coastal zone of a sea.....	27
Kostrikov P. V., Beregniy V. A. To question of threshold (maximum) situations in hydrologic-geomorphic watershed system.....	38
Kholoptsev A., Nekos S. Comparative analysis of some mathematical models robustness of yearly mean Dnepr consumptions on Kiev site	48

ECOLOGICAL RESEARCHES OF GEOSISTEM

Vilček J. , Lisnyak A. Bioenergy production on agricultural land in Slovakia.....	58
Kraynukova A. N., Chistyakova E. O., Kraynjoukov A. N. Complex assessment of water body environmental state (exemplified by Seversky Donets river basin)	61
Solokha M. A., Kochanov E. A. Methodology of influence estimation of elemental dumps on the ecological state (on the example of the Kharkov area Dergachevsky district)	73

ECOLOGICAL EDUCATION AT HIGHER SCHOOL

Titenko A. V., Nekos A. N., Maksimenko N.V., Kravchenko N. B. New vector of direction of the professionally oriented pod-preparing of environmentalist specialist	77
-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------	----

ENVIRONMENTAL ECOLOGICAL SAFETY

Getmanets O. M., Gordienko V. G., Drozdov A. A., Phelikhatiy N. M. Radiation monitoring of locality in real-time mode by fibre-optical dosimetr.....	83
Zhebet L. S., Kholopcev O. V. Natural and technogenic factors of radiological descriptions temporal changeability of water objects in the affected of Yuzhno-ukrainian AES zone	88

Grayvoronskaya I., Khobotova E., Datsenko V., Marchenko I., Mednikova V., Borodkina A.

An increase of adsorption efficiency is an increase of ecological safety of production processes..... 99

Yljev L., Melnikovska L.

Energy saving potential and harmful extrass amount declines of the primary processing of oil..... 104

НОВІ НАПРЯМИ, ІННОВАЦІЙНІ ДОСЛІДЖЕННЯ

УДК 504

М. Д. ГРОДЗИНСЬКИЙ, д-р геогр. наук, проф.

Ханкукський університет іноземних досліджень (Південна Корея)

ЕКОЛОГІЧНІ ПРІОРИТЕТИ ЯК КІЛЬКІСНІ ОЦІНЮВАЛЬНІ КАТЕГОРІЇ

Екологічний пріоритет розглядається як оцінювальна категорія й може бути оцінений у кількісній формі на основі об'єктивної інформації про стан території та антропогенних навантажень на її ландшафти. Відповідно до функції, які екологічні пріоритети відіграють в обґрунтуванні екологічної політики, виділяються різні типи пріоритетів: територіальні, проблемно-орієнтовані, технологічні, геоекологічні, нормативні, консерваційні. Наведені формули їх кількісного оцінювання.

Ключові слова: екологічний пріоритет, екологічні ризики, оцінювання, екологічна політика

Гродзинский М. Д.

ЭКОЛОГИЧЕСКИЕ ПРИОРИТЕТЫ КАК КОЛИЧЕСТВЕННЫЕ ОЦЕНОЧНЫЕ КАТЕГОРИИ

Экологический приоритет рассматривается как оценочная категория и может быть оценен в количественной форме на основе объективной информации о состоянии территории и антропогенных нагрузок на ее ландшафты. В соответствии с функцией, которые экологические приоритеты выполняют в обосновании экологической политики, выделяются различные типы приоритетов: территориальные, проблемно-ориентированные, технологические, геоэкологические, нормативные, консервационные. Приведены формулы их количественного оценивания.

Ключевые слова: экологический приоритет, экологические риски, оценивание, экологическая политика

Grodzynskyi M.

ENVIRONMENTAL PRIORITIES AS QUANTITATIVE EVALUATION CATEGORIES

The environmental priority is considered as the evaluation category that could be evaluated quantitatively using objective information about the area and human impacts on its landscapes. The environmental priorities are of different types, namely spatial, problem-oriented, technological, geoecological, regulatory (normative), conservational. The formulas for their quantitative evaluation are presented.

The article is written under the support of the Research Fund of the Hankuk University of Foreign Studies (South Korea).

Key words: environmental priority, ecological risks, evaluation, environmental policy

Поняття пріоритету посідає важливе місце в обґрунтуванні та реалізації екологічної політики. Воно пов'язане з визначенням її напрямів і заходів, проведення яких визнається за найбільш важливе на даний момент і тому має здійснюватись у першу чергу [3 – 5]. Складність екоситуації в багатьох регіонах України зумовлює необхідність її поліпшення одночасно за багатьма напрямками. Однак, через економічні, фінансові та інші обмеження така всеохоплююча оптимізація стану навколишнього природного середовища здебільшого неможлива. Тому питання полягає в тому, щоб серед усіх бажаних заходів слід обрати ті з них, які є найбільш ва-

жливими й актуальними для даного регіону чи для вирішення певної екологічної проблеми.

Фактично, встановлення пріоритетів, тобто надання певним проблемам більшої ваги й зосередження зусиль саме на їх вирішенні, є серцевиною екологічної політики. Відтак, визначення пріоритетів має неабияке значення в природоохоронній діяльності, зокрема при формуванні її програм різного рівня (від національних до місцевих планів дій).

На даний час практика формування екологічних програм і стратегій ґрунтуються на визначенні пріоритетних напрямів та завдань групою експертів, або виходячи з прийнятих державою міжнародних зобов'язань. Така практика має свою логіку, оскільки часто реальна екологічна ситуація та об'єктивні дані

про стан довкілля однозначно вказують на найбільш небезпечні тенденції екологічних змін, які й слід негайно виправити. Тим не менше, за такого підходу лишається чимало простору для суб'єктивізму та не зовсім важеного “розставлення” пріоритетів, особливо на рівні регіональної та місцевої політики. Отже, важливим завданням слід вважати розробку наукових засад визначення екологічних пріоритетів і методики, яка б дозволяла у кількісній формі оцінити пріоритетність можливих альтернативних рішень. Ці питання й розглядаються у даній статті.

При визначенні пріоритетів у кількісній формі, екологічний пріоритет перетворюється з констатуючої (часто – імперативної) категорії на оцінювальну. Кожний пріоритет отримує свою кількісну оцінку, яка й визначає черговість введення певних екологічних норм, нагальність відповідних природоохоронних заходів тощо. У такому розумінні екологічний пріоритет – це об'єктивна оцінка певного напрямку чи рішення з оптимізації навколишнього природного середовища за ступенем нагальності, очікуваного ефекту, першочерговості проведення.

Екологічний пріоритет стосується й оцінює не територію й навіть не довкілля, а управлінські, технологічні та інші рішення, які можуть бути прийняті для покращення екологічної ситуації чи попередження екологічних ризиків. При цьому пріоритетність одного й того самого рішення буде різною для різних регіонів і ландшафтів, оскільки визначається їх сучасним й очікуваним станом, чутливістю до антропогенних впливів, здатністю до самоочищення та іншими особливостями. Через це, об'єктами оцінювання екологічних пріоритетів є певні території – річкові басейни, ландшафти, одиниці адміністративного поділу держави тощо. Однак оцінка цих територій формулюється для їх певних екологічних проблем і потенційних шляхів їх вирішення. Шлях вирішення проблеми, який одержав найвищу оцінку пріоритетності, й повинен бути здійсненим.

Екологічні пріоритети – це науковий базис оптимального прийняття рішень. Особливе значення він має для обґрунтування екологічної політики. Вона має багато вимі-

рів (наукова, регіональна, технологічна політика тощо), по кожному з яких повинні прийматися оптимальні рішення. Тому доцільно розрізняти екологічні пріоритети різних типів (функціонального призначення) відповідно до форм, в яких реалізується екологічна політика. Типологія екологічних пріоритетів, побудована за цією ознакою, наведена в табл.1.

Для більшості з вказаних у табл.1 типів пріоритетів можна запропонувати показники, за допомогою яких розраховуються їх кількісні значення.

Проблемно-орієнтовані екологічні пріоритети ґрунтуються на визначенні ступеня небажаності, небезпечності для природи, здоров'я людини, господарства змін довкілля, які прийнято називати екологічними проблемами (підтоплення, забруднення ґрунтів, поверхневих вод, ерозія ґрунтів, втрата біорізноманіття тощо). Кожна з таких проблем має складну структуру причин і наслідків і може бути представлена як сукупність екологічних ризиків, які з нею пов'язані. Отже, для оцінки пріоритету певної екологічної проблеми необхідно: 1 – визначити набір (кортеж) видів екологічних ризиків, в яких вона проявляється чи до яких призводить; 2 – оцінити ймовірність і наслідки кожного виду ризику; 3 – розрахувати інтегральну для даної проблеми оцінку її пріоритетності.

Визначення видів екологічних ризиків, сукупність яких характеризує певну проблему, потребує відповідної їх типології. Її варіант наведений у табл. 2 й призначений для цілей оцінювання екологічних ризиків.

Для кожного з видів екологічних ризиків, які пов'язані з проблемою, пріоритетність якої оцінюється, розраховуються дві оцінки: ймовірність ризику та розмір його можливих наслідків. Методи оцінювання ймовірності екологічних ризиків розглянуті в роботі [2]. Питання оцінювання можливих наслідків ризиків менш розроблене. Нами пропонується розміри наслідків екологічного ризику оцінювати як різницю між оцінкою стану довкілля до ризику і після його можливого настання. При цьому, в контексті оцінювання екологічних ризиків і пріоритетів, оцінку стану довкілля зручно представи-

ти через оцінку бажаності/небажаності цього стану. Її можна розрахувати на основі функції бажаності Харрінгтона [1, 2]. Для i -ої змінної-індикатору ризику вона розраховується за виразом:

$$d_i = \exp \left\{ - \exp \left\{ - \left[9 \left| \frac{x_{i(0,0)} - x_i}{x_{i(1,0)} - x_i} \right|^a - 2 \right] \right\} \right\} \quad (1)$$

де: d_i – ступінь бажаності значення i -ої змінної ризику; x_i – змінна (індикатор) ризику; $x_{i(1,0)}$ і $x_{i(0,0)}$ – її найбільш бажане і найбільш небажане значення відповідно; a – параметр, який залежить від форми функції Харрінгтона (значення a – див. [1]).

Функція (1) дає змогу перейти від значення будь-якої іменованої змінної x_i до безрозмірної оцінки ступеня бажаності її зна-

чення $d_i \in [0, 1]$. Чим ближче до 1 значення d_i , тим більш бажаним (оптимальним) є відповідне йому значення іменованої змінної-індикатора x_i ризику.

У випадку, якщо екологічний ризик певного виду спричиняє зміну декількох змінних довкілля (характеризується декількома індикаторами), то його стан оцінюється за виразом:

$$D_j = \sum_{i=1}^n \alpha_i \sqrt[n]{\prod_{i=1}^n d_i^{\alpha_i}} \quad (2)$$

де: D_j – оцінка стану довкілля при аналізі j -го виду екологічного ризику; d_i – ступінь бажаності i -ої змінної-індикатора ризику j -го виду; n – кількість змінних-індикаторів ризику j -го виду; α_i – оцінка суттєвості

Таблиця 1

Типологія екологічних пріоритетів

<i>Вимір екологічної політики</i>	<i>Зміст політики</i>	<i>Типи пріоритетів</i>	<i>Оцінювальний зміст пріоритету</i>
Територіальний	Планування рішень, розробка програм, планів дій тощо для різних рівнів територіального планування та управління	- глобальні - національні - регіональні - локальні	Розрахунок екологічних пріоритетів для різних рівнів територіального управління
Проблемно-орієнтований	Визначення екологічних проблем, на вирішення яких мають бути спрямовані основні зусилля	Пріоритети екологічних проблем	Оцінювання для кожного виду екологічного ризику ступеня його небажаності
Технологічний	Планування технологічних заходів з покращення екоситуації	Еколого-технологічні пріоритети	Оцінка конкретних заходів і технологічних рішень за їх здатністю попередити та знизити екологічні ризики
Геоекологічний	Визначення регіонів, для яких певна проблема має найбільшу гостроту й потребує першочергового вирішення	Геоекологічні пріоритети	Оцінка регіонів за гостротою сучасної і можливої у майбутньому екоситуації чи екологічної проблеми
Нормативний	Встановлення обмежень природокористування, жорсткість і черговість введення екологічних норм	Пріоритети норм	Зниження екологічних ризиків в разі введення відповідної норми
Консерваційний	Підтримка ландшафтів у їх природних станах, відновлення ландшафтів у напрямку цих станів	Созологічні пріоритети	Оцінка природоохоронної та гуманістичної цінності ландшафтів, їх сучасного стану

Типологія екологічних ризиків

S – ГРУНТОВО-ЕКОЛОГІЧНІ РИЗИКИ:			
<i>S-1. Ризик дегуміфікації</i>		<i>S-2. Ризик забруднення ґрунтів</i>	
1.1. Змиву ґрунтів (площинної ерозії)	1.3. Виносу гумусу з врожаєм	2.1. Важкими металами	2.3. Біогенними елементами
1.2. Видування ґрунтів (дефляції)	1.4. Прискореної мінералізації гумусу	2.2. Радіонуклідами	2.4. Продуктами розпаду пестицидів
<i>S-3. Ризик засолення ґрунтів</i>		<i>S-4. Ризик осолонцювання ґрунтів</i>	
3.1. Різопедогоризонтів (а- хлоридне; б- содове,... іншого хімізму)	3.2. Нижніх горизонтів	4.1. Поверхневого горизонту ґрунту	4.2. Різопедогоризонтів
<i>S-5. Ризик збіднення поживними речовинами (детрофікації)</i>		<i>S-6. Ризик гідроморфізації ґрунтів</i>	
5.1. Виносу елементів живлення рослинами	5.2. Вимивання елементів живлення низхідними токами вологи	6.1. Заболочування	6.3. Огlesenня (а- поверхневого; б- різопедогоризонтів; в- нижніх горизонтів)
<i>S-7. Ризик деструктуризації ґрунту</i>		6.2. Підтоплення	6.4. Мочароутворення
7.1. Ущільнення	7.2. Дезагрегації	<i>S-8. Ризик підкислення ґрунту</i>	
7.3. Замулення		<i>S-9. Ризик злучіння ґрунту</i>	
G – ГЕОЛОГО-ГЕОМОРФОЛОГІЧНІ РИЗИКИ			
<i>G-1. Ризик водної ерозії</i>		<i>G-2. Ризик вітрової ерозії</i>	
1.1. Виникнення лінійних ерозійних форм	1.2. Росту лінійних ерозійних форм	2.1. Розвіювання пісків	2.2. Розвіювання мінеральних солей
1.3. Утворення конусів виносу		<i>G-4. Ризик активізації тектонічних процесів</i>	
3.1. Зсувів	3.2. Обвалів	3.3. Осипів	3.4. Селів
<i>G-5. Ризик карстово-суфозійних процесів</i>		<i>G-6. Ризик антропогенно-геологічних процесів</i>	
5.1. Карстопровальень	5.2. Суфозії	6.1. Виникнення мульд	6.2. Виникнення пливунів
<i>G-7. Ризик абразії</i>			
A – АТМОСФЕРНО-МЕТЕОРОЛОГІЧНІ РИЗИКИ			
<i>A-1. Ризик несприятливих баричних явищ</i>		<i>A-2. Ризик несприятливих гідрометеорологічних явищ</i>	
1.1. Пилових бур	1.2. Вихорів	1.3. Суховіїв	2.1. Туманів
<i>A-3. Ризик атмосферного забруднення</i>		2.2. Граду	2.3. Ожеледиці
3.1. Задимлення	3.2. Смогу	2.4 Атмосферної посухи	
3.3 Теплового "забруднення"	3.4 Радіоактивного забруднення	2.5. Ґрунтової посухи	
<i>A-4. Ризик випадання забруднених атмосферних опадів</i>		Підтипи виділяються за забруднюючою субстанцією (NO _x , SO _x , радіонуклідне тощо)	
F – ФЛОРИСТИЧНО-ФІТОЦЕНОТИЧНІ РИЗИКИ			
<i>F-1. Ризик інтоксикації рослин</i>		<i>F-2. Ризик зменшення продуктивності</i>	
1.1. Важкими металами	1.2. Радіонуклідами	<i>F-3. Ризик деградації популяційної структури</i>	
1.3. Органічними речовинами (нітрифікація)	1.4. Природними солями (галоформізація)	3.1. Збіднення структури (втрати біорізноманіття)	3.2. Переходу доміантної ролі до менш продуктивного (цінного) виду
<i>F-4. Ризик вимирання виду</i>		<i>F-5. Ризики фітопатологій</i>	
4.1. Масової загибелі	4.2. Скорочення чисельності популяції		
Z – ФАУНІСТИЧНО-ЗООЦЕНОТИЧНІ РИЗИКИ			
<i>Z-1. Ризик інтоксикації тварин</i>		<i>Z-2. Ризик зменшення продуктивності</i>	
1.1. Важкими металами	1.2. Радіонуклідами	<i>Z-3. Ризик деградації популяційної структури</i>	
<i>Z-4. Ризик вимирання виду</i>		<i>Z-5. Ризик епізоотій</i>	
4.1. Масової загибелі	4.2. Скорочення чисельності популяції	<i>Z-6. Ризик зоопатологій</i>	
W – ГІДРОЛОГО-ГІДРОХІМІЧНІ РИЗИКИ			
<i>W-1. Ризик несприятливих гідрологічних явищ</i>		<i>W-2. Ризик забруднення поверхневих вод</i>	
1.1. Катастрофічних повеней	1.2. Обміління річок	2.1. Важкими металами	2.2. Радіонуклідами
1.3. Відмирання верхів'їв річок	1.4. Замулення дниц	2.3. СПАР та нафтопродуктами	2.4. Біогенними елементами
1.5. Збільшення мутності води			

i -ої змінної ($0 < a < 1$), причому для найбільш суттєвої змінної (або декількох змінних) $a=1$.

За виразом (2) оцінка довкілля розраховується для його стану до настання ризику j -го виду та для умов, які складуться після його настання. Величина наслідків Z_j екологічного ризику j -го виду оцінюється як різниця між цими оцінками.

Інтегральна оцінка екологічного ризику j -го виду розраховується як добуток ймовірності цього ризику та оцінки його наслідків:

$$R_j = p_j (D_a - D_{rj}) = p_j Z_j \quad (3)$$

де: R_j – інтегральна оцінка екологічного ризику j -го виду; p_j – ймовірність настання ризику j -го виду; Z_j – оцінка наслідків екологічного ризику j -го виду; D_a і D_{rj} – оцінки стану довкілля до і після настання ризику j -го виду.

Оцінка пріоритетності певної екологічної проблеми визначається для конкретного регіону. Крім ризиків, пов'язаних з даною проблемою, ця оцінка повинна також враховувати територіальну структуру регіону та цінність (созологічну, культурно-історичну та інші) кожної з територіальних одиниць, за якими даний регіон вивчається. Чим вищою є ця цінність, тим вищим є пріоритет. Формула, за допомогою якої можна розрахувати пріоритетність певної екологічної проблеми для території, що аналізується, має вигляд:

$$PPR = \sum_{i=1}^k \left[\frac{S_i}{S_{\Sigma}} c_i \sum_{j=1}^n R_{ij} \right] \quad (4)$$

де: PPR – оцінка пріоритетності екологічної проблеми для певної території; S_{Σ} – площа цієї території; k – кількість територіальних одиниць оцінювання, на які вона поділяється (наприклад, басейнів меншого рангу в межах річкового басейну вищого порядку); S_i – площа i -ої територіальної одиниці; c_i – оцінка цінності (природоохоронної, культурно-історичної та інших) i -ої територіальної одиниці; R_{ij} – інтегральна оцінка екологічного ризику j -го виду для i -ої територіальної одиниці; n – кількість видів екологічних ризиків, в яких дана екологічна проблема проявляється, чи до яких вона призводить.

Еколого-технологічні пріоритети ґрунтуються на тому, що певна природоохоронна технологія (чи захід) матиме тим вищий пріоритет, чим більше видів екологічних ризиків вона попередить, чим більш небезпечні ці види ризиків, чим більшу площу (триваліший час) охопить дія цього заходу, чим менших фінансових витрат він потребує. З урахуванням цих чинників отримуємо оцінку еколого-технологічної пріоритетності PEt :

$$PEt = \frac{S_t}{W_t} \sum_{i=1}^k \left[\frac{S_{it}}{S_t} c_i \sum_{j=1}^n R_{ij} \right] \quad (5)$$

де: PEt – оцінка пріоритетності природоохоронного заходу чи технології; S_t – площа, на яку поширюється дія заходу; W_t – оцінка вартості заходу; S_{it} – площа територіальних одиниць i -го типу, на які поширюється дія заходу; решта позначень – див підпис до формули (4).

Природоохоронна технологія (міроприємство, захід), яка має найвищу оцінку показника PEt , має переваги над іншими можливими технологічними рішеннями й має для даного регіону пріоритетне значення. Зауважимо, що вираз (5) передбачає, що оцінка еколого-технологічних пріоритетів залежить від природних особливостей регіону. Тому одна й та сама природоохоронна технологія для різних регіонів отримує різні оцінки пріоритетності.

Геоєкологічні пріоритети дозволяють отримати порівняльну оцінку ступеня небезпечності, кризовості екологічної ситуації в різних регіонах. Як такі регіони можуть розглядатися басейни річок менших порядків, якщо розробляється екологічна програма для басейну великої річки; одиниці фізико-географічного чи іншого районування; одиниці адміністративно-територіального поділу держави. Визначення для кожного з цих регіонів їх геоєкологічних пріоритетів дає змогу обґрунтовано розподілити наявні ресурси між регіонами на проведення природоохоронних заходів, обґрунтувати місця та райони запровадження прогресивних природоохоронних технологій тощо.

Оцінка геоєкологічного пріоритету ґрунтується на тому, що регіон, для якого ймовір-

ні багато видів екологічних ризиків, їх імовірності високі, а наслідки – тяжкі, має високий пріоритет. Тут складається найбільш ризикована екоситуація й тому саме для таких регіонів мають плануватися першочергові та ефективні природоохоронні програми і заходи.

Геоекологічний пріоритет регіону можна розрахувати за виразом:

$$PG = \frac{S_r}{S_R} \sum_{i=1}^k PPR_i \quad (6)$$

де: PG – оцінка геоекологічного пріоритету певного регіону; S_r – його площа; S_R – площа регіону вищого рангу; PPR_i – оцінка пріоритетності i -ої екологічної проблеми для регіону; k – кількість екологічних проблем для даного регіону.

Пріоритети норм антропогенних навантажень. Необхідність визначення пріоритетів екологічних норм пов'язана з тим, що одночасне введення норм на всі види антропогенних навантажень є бажаним з природоохоронної точки зору, але часто не є можливим через існуючі економічні, фінансові та інші обмеження. В таких випадках норми вводяться поетапно, а відтак – постає питання вибору норм, запровадження яких дасть найбільший екологічний ефект. Норми, що мають нижчий пріоритет, можуть бути введені згодом, тільки-но з'явиться відповідна можливість. Отже, оцінки пріоритетності екологічних норм визначають черговість їх введення у певному регіоні. Для різних регіонів вона має бути різною.

Кількісна оцінка пріоритетності норми на антропогенне навантаження i -го виду базується на тому, що її пріоритет буде тим вищий, чим більше видів екологічних ризиків дана норма здатна попередити й чим ці ризики загрозливіші та ймовірніші:

$$PN = \sum_{j=1}^m (p_j - p_j^*) Z_j \quad (7)$$

де: PN – оцінка пріоритету екологічної норми певного антропогенного навантаження; m – кількість видів екологічних ризиків, імовірності яких можна знизити введенням даної норми; p_j – імовірність ризику j -го виду до введення норми; p_j^* – те ж після її

введення; Z_j – оцінка наслідків екологічного ризику j -го виду.

З використанням оцінок, які кількісно характеризують екологічні пріоритети, набувають об'єктивного обґрунтування такі види екологічної діяльності, як визначення черговості проведення певних природоохоронних заходів, прийняття рішень щодо необхідності та послідовності введення різних екологічних норм в регіонах, розподіл наявних коштів на різні види природоохоронної діяльності та їх об'єктивний розподіл між регіонами, заборона та екологічні обмеження на певні види господарської діяльності та технології в різних регіонах і в державі в цілому.

Дана стаття підтримана Дослідницьким фондом Ханкукського університету іноземних досліджень (Південна Корея).

ЛІТЕРАТУРА

1. Адлер А. Д. Планирование эксперимента при поиске оптимальных условий / А. Д. Адлер, Е. Д. Маркова, Ю. В. Грановский – М.: Наука, 1976. – 279 с.
2. Гродзинський М. Д. Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М. Д. Гродзинський . – К.: Лікей, 1995. – 233 с.
3. *Пріоритети* національної екологічної політики Росії / Под ред. В. М. Захарова. – М.: ООО "Типографія ЛЕВКО", Ін-т устійного розвитку/Центр екологічної політики Росії, 2009. – 152 с.
4. Федоров В. Д. Оценка приоритета в ряду загрязнителей / В. Д. Федоров // "Всесторонний анализ окружающей природной среды". Тр. III Советско-американского симпозиума. – Л.: Гидрометеоздат, 1978. – С. 138-145.
5. *The European Environment – State and Outlook 2010: Synthesis.* – Copenhagen: European Environment Agency, 2000. – 222 p.

Надійшла до редколегії 25.03.2011

УДК 911.2, 523.982.6

А. В. ХОЛОПЦЕВ, д-р геогр. наук, доц., **М. П. НИКИФОРОВА**, асп.

Севастопольский национальный технический университет

МЕТОДИКА СВЕРХДОЛГОСРОЧНОГО ПРОГНОЗИРОВАНИЯ ИЗМЕНЕНИЙ СОСТОЯНИЯ СОЛНЕЧНОЙ АКТИВНОСТИ С ИСПОЛЬЗОВАНИЕМ МОДЕЛИ МНОЖЕСТВЕННОЙ ЛИНЕЙНОЙ РЕГРЕССИИ

Рассмотрена методика сверхдолгосрочного прогнозирования изменчивости среднегодовых чисел Вольфа с использованием модели множественной линейной регрессии. Идентифицированы параметры таких моделей, оценена ширина интервалов, в пределах которых с вероятностью 0,99 лежат истинные значения изучаемого процесса, а также построены прогнозы солнечной активности до 2050 г.

Ключевые слова: солнечная активность, числа Вольфа, моделирование, прогнозирование, множественная линейная регрессия

Холопцев О. В., Никифорова М. П.

МЕТОДИКА НАДОВГОСРОКОВОГО ПРОГНОЗУВАННЯ ЗМІН СТАНУ СОНЯЧНОЇ АКТИВНОСТІ З ВИКОРИСТАННЯМ МОДЕЛІ МНОЖИННОЇ ЛІНІЙНОЇ РЕГРЕСІЇ

Розглянута методика надовгострокового прогнозування мінливості середньорічних чисел Вольфа з використанням моделі множинної лінійної регресії. Ідентифіковані параметри таких моделей, оцінена ширина інтервалів, у межах якої з вірогідністю 0,99 знаходяться достеменні значення процесу, що вивчається. Розроблені прогнози сонячної активності до 2050 р.

Ключові слова: сонячна активність, числа Вольфа, моделювання, прогнозування, множинна лінійна регресія

Khloptsev A., Nikiforova M.

METHODICS OF SUPERLONGTERM FORECASTS OF SUN ACTIVITY CHANGES USING MULTIPLY LINEAR REGRESSION MODEL

Methodics of superlongterm forecasts of yearly mean Wolf numbers using multiply linear regression model is viewed. Models parameters are identified, the wide of intervals, in which with 99% probability lie real values of studied process is calculated. Sun activity forecasts till 2050 yr. are built.

Key words: sun activity, Wolf numbers, simulation, forecast, multiply linear regression

Солнечная активность является одним из глобальных процессов, воздействующих на ландшафтную оболочку Земли на всем протяжении эволюции, вследствие чего современное состояние и особенности развития многих компонентов живой и неживой природы нашей планеты во многом отражают предысторию изменений ее состояния [1]. Поэтому совершенствование методик моделирования и прогнозирования ее динамики является актуальной проблемой не только физики Солнца, но и физической географии.

Несмотря на то, что систематический мониторинг изменений состояния солнечной активности начался еще в XVIII веке, причины, обуславливающие этот процесс, до сих пор не установлены, а существующие мето-

ды его прогнозирования сводятся к той или иной математической обработке соответствующих временных рядов [2-8].

Методам прогнозирования изменений солнечной активности, с упреждениями на несколько циклов (которое принято называть сверхдолгосрочным [4]) посвящены сотни работ, как отечественных, так и зарубежных авторов. Наибольший вклад в развитие данного направления физики Солнца внесли работы М. Н. Гневьшева и А. И. Оля [7, 8], Ю. И. Витинского [2, 3], В. Ф. Чистякова [5] и др.

Обзор работ, опубликованных до 1970 г., представлен в [2], а наиболее значительные результаты, полученные в последующий период, представлены в [4-6]. Их анализ свидетельствует о том, что предпринимавшиеся попытки долгосрочного прогнозирования солнечной активности исходили из предпо-

ложения о том, что данную задачу можно решить с использованием относительно простых математических моделей этого сложнейшего процесса [2, 5].

Несмотря на существенный прогресс, достигнутый ныне в рассматриваемом научном направлении, общепризнанного метода, обеспечивающего эффективное сверхдолгосрочное прогнозирование солнечной активности, не разработано. Одной из причин этого является невозможность априорной оценки качества прогнозов, основанных на применении тех или иных методов.

Качество прогнозов принято оценивать [2-8] лишь апостериорно – сравнивая их с результатами наблюдений. Такие оценки весьма адекватны, убедительны и объективны. Поэтому подобная методика их получения вполне приемлема, если речь идет о прогнозах краткосрочных или среднесрочных, с упреждениями, не превышающими единиц месяцев.

Если же рассматриваются прогнозы сверхдолгосрочные (с упреждениями десятки лет), такой подход к оценке их качества удовлетворительным признан быть не может, поскольку для его осуществления авторам может не хватить остатков их жизни.

Как простую и понятную характеристику качества прогнозов можно было бы также использовать априорную оценку ширины интервала, к которому в тот или иной момент будущего времени с заданной вероятностью будет относиться истинное значение прогнозируемой характеристики. Тем не менее, при разработке прогнозов авторы [2-8] ограничиваются расчетом лишь наиболее вероятных, по их мнениям, значений того или иного индекса солнечной активности.

Сравнение результатов сверхдолгосрочного прогнозирования изменений солнечной активности [5], основанного на упомянутых относительно простых их моделях, с фактической динамикой этого процесса, показало, что реальная его эффективность не всегда удовлетворительна. Вследствие этого представляет интерес изучение возможностей построения более точных сверхдолгосрочных прогнозов рассматриваемого процесса с использованием более сложных его математических моделей.

К числу последних относятся математические модели случайных процессов, описывающие их с помощью уравнения множественной (линейной или нелинейной) регрессии [9]. Их недостатками являются сложность, как самих моделей, так и процедур их идентификации, которая увеличивается по мере увеличения требований к точности.

Вместе с тем положительными особенностями упомянутых моделей являются универсальность, возможность априорной оценки эффективности основанных на них прогнозов, а также повышения ее до пределов, ограниченных лишь длиной рассматриваемых временных рядов.

Временные ряды непрерывных наблюдений за изменениями такого индекса солнечной активности, как относительные числа Вольфа, имеют рекордную длину (ряды их среднемесячных значений начинаются в 1745 г., а ряд среднегодовых значений, надежность которых ниже [10], в 1700 г.). Это позволяет предполагать, что использование упомянутого метода позволит достичь весьма высоких точностей их прогнозов, а также оценить их качество априорно.

Ранее возможности применения множественно-регрессионных (далее МР) моделей при сверхдолгосрочном прогнозировании солнечной активности были исследованы недостаточно.

Учитывая это, в качестве объекта данного исследования, выбраны изменения среднегодовых значений относительных чисел Вольфа за весь период их наблюдений, а также в будущем – до 2050 г.

Предметом исследования является изучение возможностей их прогнозирования с использованием МР моделей.

Целью данной работы являлась разработка МР модели динамики среднегодовых значений относительных чисел Вольфа, обеспечивающей их эффективное сверхдолгосрочное прогнозирование.

Для достижения данной цели решены следующие задачи:

1. Идентификация МР моделей изучаемого процесса, учитывающих различные количе-

ства наиболее эффективных процессов – аргументов.

2. Априорная оценка качества разработанных прогнозов.

3. Анализ особенностей вероятной динамики прогнозируемых процессов в будущем.

Фактический материал и методика исследования

В качестве исходных данных при прогнозировании использован цюрихский ряд несглаженных, среднемесячных, относительных чисел Вольфа за период с 1747 г. (за циклы 1-23), полученный из [11].

При решении первой задачи, в качестве математической модели динамики среднегодовых значений относительных чисел Вольфа рассматривалось уравнение линейной множественной регрессии случайного процесса $y[j]$, которое имеет вид [9]:

$$Y[j] = c_0 + \sum_{i=1}^N (c_i x_i[j]), \quad (1)$$

где $Y[j]$ – математическая модель процесса $y[j]$, наблюдения которого производились в дискретные моменты времени j ($j = 1, 2, \dots, M$);

$x_i[j]$ – временные ряды изменений состояния процессов-аргументов;

c_i ($i = 0, 1, \dots, N$) – действительные константы, значения которых выбраны так, чтобы обеспечить минимум P , определяемого соотношением:

$$P = \sum_{j=1}^M (Y[j] - y[j])^2, \quad (2)$$

Значения c_i находятся с помощью метода наименьших квадратов [12, 13], согласно которому:

$$C = A^{-1} \cdot B, \quad (3)$$

где C – вектор коэффициентов модели c_i , содержащий $(N + 1)$ компонентов;

$$B = \left\{ \begin{array}{c} \sum_{i=1}^M y_i \\ \sum_{i=1}^M y_i x_{i,1} \\ \dots \\ \sum_{i=1}^M y_i x_{i,N} \end{array} \right\} - \text{вектор, включающий}$$

$(N + 1)$ компонентов;

A^{-1} – квадратная матрица размером $(N + 1) \times (N + 1)$, которая является обратной, по отношению к матрице A [14]. При этом матрица A , также имеет размеры $(N + 1) \times (N + 1)$ и определяется как:

$$A = \left\{ \begin{array}{cccc} M & \sum_{i=1}^M x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} \\ \sum_{i=1}^M x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,1} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,1} \\ \sum_{i=1}^M x_{i,2} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,2} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,2} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \sum_{i=1}^M x_{i,N} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,N} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,N} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,N} \end{array} \right\} \quad (4)$$

Одной из характеристик качества модели (1) является значение P , при условии, что ее коэффициенты определены из соотношения (3). В таком случае физический смысл P – дисперсия ошибки моделирования.

Нетрудно видеть, что процедура идентификации модели (1) не проста, поскольку для ее реализации необходимо обращать матрицу размером $(N + 1) \times (N + 1)$. При этом необходима максимально возможная точность вычислений, поскольку в их процессе приходится многократно осуществлять операции деления [14]. Вычислительные трудности возрастают тем больше, чем больше количество аргументов, учитываемых в модели (определяющее ранг матрицы A).

При разработке МР модели, предназначенной для сверхдолгосрочного прогнозирования динамики среднегодовых значений чисел Вольфа предполагалось, что факторами, обуславливающими их изменения на отрезке времени с 1806 по 2005 г., либо других интервалах продолжительностью 200 лет, включающих, в том числе, и будущее, являются их изменения, на отрезках времени такой же продолжительности, начинающихся на τ лет раньше ($\tau = 1, 2, \dots, T$). Предполагалось также, что T может лежать в пределах от 11 до 60.

При решении второй задачи в качестве априорных характеристик качества идентифицированных моделей рассматривались не только точность вычисляемых на их основе

прогнозов и подобие прогнозируемых и фактических зависимостей от времени среднегодовых значений чисел Вольфа, но и их робастность к временным сдвигам рядов, используемых при прогнозировании, по отношению к рядам, использовавшимся при идентификации.

Временные ряды ошибок прогнозирования были протестированы на нормальность с помощью критерия Пирсона [15]. Тестирование показало, что с достоверностью не ниже 95% законы распределения их вероятностей могут полагаться гауссовыми. Вследствие этого, как характеристика точности прогнозирования, обеспечиваемого при использовании рассматриваемой МР модели, вычислялось на соответствующем отрезке времени значение среднеквадратического отклонения, прогнозов среднегодовых чисел Вольфа, относительно их фактических величин.

Как мера подобия фактической и прогнозируемой зависимостей от времени среднегодовых чисел Вольфа, рассматривалось значение их коэффициента парной корреляции.

В качестве меры робастности математической модели среднегодовых чисел Вольфа, оценивалось изменение значений указанных характеристик, при сдвиге δ фрагментов временных рядов, по которым производилось прогнозирование, по отношению к их фрагментам, используемым для ее идентификации.

Значения указанных мер оценивались при значениях δ от 0 до 45 лет.

Поскольку законы распределения вероятностей ошибок прогнозирования рассматриваются как нормальные, располагая оценками значений их среднеквадратического отклонения, соответствующих тому или иному δ , с помощью таблиц интеграла вероятностей вычислялись значения нижней и верхней границ интервалов, в пределах которых с вероятностью 0,99 в соответствующие моменты будущего могут располагаться истинные значения среднегодовых чисел Вольфа.

При решении третьей задачи изучались особенности зависимостей от времени нижней и верхней границ подобных интервалов, а также наиболее вероятных значений прогнозируемых характеристик. Также произво-

дилось их сопоставление с прогнозами других авторов и фактическими данными.

Результаты и их анализ

С помощью изложенной методики идентифицированы прогностические МР модели динамики среднегодовых значений чисел Вольфа на отрезке времени с 1806 по 2005 гг., с использованием в качестве их аргументов фрагментов их временных рядов такой же длины, начинающихся ранее на 1 – 60 лет. При этом полагалось, что временной ряд, рассматриваемый как функция, отстает от временных рядов аргументов модели (1) на 1 год, а количество ее аргументов может лежать в пределах от 11 до 60 лет.

В качестве примера, в табл. 1 приведены значения коэффициентов идентифицированной при этом МР модели динамики среднегодовых значений чисел Вольфа в период с 1806 г. по 2005 г., учитывающей 44 аргумента. Как видно из табл. 1, абсолютные величины коэффициентов C_i по мере увеличения их номера, равного временному сдвигу в прошлое начала фрагмента ряда чисел Вольфа, рассматриваемому как соответствующий аргумент модели (1), по отношению к началу его фрагмента, рассматриваемого как функция, убывают и при $i > 26$ не превышают 0,1.

Значения среднеквадратических ошибок прогнозирования динамики среднегодовых значений чисел Вольфа, а также коэффициентов корреляции прогнозных и фактических их зависимостей, обеспечиваемых идентифицированными ее МР моделями с различным числом T (учитываемых аргументов) приведены в табл. 2.

Как следует из табл. 2, значения СКО прогнозов среднегодовых значений чисел Вольфа, а также наибольшие значения коэффициентов корреляции между их прогнозными и фактическими зависимостями, существенно зависят от T .

Значения точности прогнозов возрастает (а СКО убывает) по мере увеличения T от 11 до 44. При этом характер зависимости СКО от T является не монотонным. Наименьшие значения СКО соответствуют T , кратным 11 годам.

При увеличении T свыше 44 значения СКО прогнозов начинают возрастать, что вероятно является следствием ограниченности

Таблиця 1

Коэффициенты идентифицированной МР модели динамики среднегодовых значений чисел Вольфа в период с 1806 г. по 2005 г., учитывающей 44 аргумента

Коэф.	Знач.	Коэф.	Знач.	Коэф.	Знач.	Коэф.	Знач.
C_0	8.397	C_{12}	-0.057	C_{24}	-0.024	C_{36}	-0.045
C_1	1.122	C_{13}	-0.094	C_{25}	0.007	C_{37}	-0.006
C_2	-0.237	C_{14}	0.093	C_{26}	-0.107	C_{38}	-0.011
C_3	-0.287	C_{15}	0.068	C_{27}	0.068	C_{39}	-0.001
C_4	0.151	C_{16}	0.020	C_{28}	0.097	C_{40}	0.010
C_5	-0.082	C_{17}	-0.143	C_{29}	-0.095	C_{41}	-0.013
C_6	0.049	C_{18}	-0.051	C_{30}	0.007	C_{42}	0.043
C_7	0.074	C_{19}	0.192	C_{31}	-0.016	C_{43}	-0.099
C_8	-0.143	C_{20}	-0.212	C_{32}	0.095	C_{44}	
C_9	0.199	C_{21}	0.060	C_{33}	-0.102		
C_{10}	0.231	C_{22}	0.069	C_{34}	-0.008		
C_{11}	-0.115	C_{23}	0.012	C_{35}	0.069		

Таблиця 2

Среднеквадратические ошибки (СКО) прогнозирования динамики среднегодовых значений чисел Вольфа и коэффициенты корреляции (КК) прогнозных и фактических их зависимостей, обеспечиваемых ее идентифицированными МР моделями

Т	11	22	44	60
СКО	37.15844	26.27679	15.20553	17.5116
КК	0.679371	0.786924	0.93343	0.916814

точности вычислений, производимых компьютером при обращении матрицы A (несмотря на то, что в разработанной программе последние осуществляются с удвоенной точностью).

С помощью таблиц интеграла вероятностей для каждой модели рассчитаны значения полуширины интервала, вероятность выхода за который истинных значений прогнозируемой величины не превосходит 0,01.

Полученные при этом зависимости от времени фактических значений среднегодовых чисел Вольфа в период с 1851 по 2005 гг., а также их прогнозов, на период с 1851 по 2050 гг., разработанных с использованием идентифицированной модели, приведены на рис. 1.

Из рис. 1 видно, что в период с 1851 по 2005 гг. между фактическими и наиболее вероятными прогнозируемыми значениями среднегодовых чисел Вольфа имеет место удовлетворительное соответствие. Наибольшее

значение ошибок прогнозов за период с 1851 по 2005 гг., равное 57,4, имело место в 1956 г.

Не трудно видеть также, что наиболее вероятные значения среднегодовых чисел Вольфа, а также верхние и нижние границы интервалов, в пределах которых с вероятностью 0,99 будут лежать истинные ее значения, в совпадающих фазах 24, 25, 26 и 27 циклов солнечной активности убывают с увеличением номера цикла. Это позволяет предполагать, что до 2050 г. средний за цикл уровень солнечной активности будет снижаться. Данный результат подтверждает мнение Х. Абдусаматова (Пулковская ГАО, РФ), согласно которому: «количество излучаемой Солнцем энергии с 90-х годов идет на спад и достигнет минимума нынешнего 200-летнего цикла к середине XXI в.» [19].

На 2012 г. прогнозируется максимум 24 цикла солнечной активности, значение кото-

рого лишь немного превысит ее наибольший уровень, соответствующий 23 циклу и будет существенно уступать аналогичным характеристикам 22, 21 циклов. Поэтому катастрофические прогнозы резкого усиления солнечной активности в 2012 г. [] представляются маловероятными.

Установление значений верхних и нижних границ интервалов, в пределах которых с вероятностью 0,99 будет лежать истинное значение среднегодовых чисел Вольфа, позволяет априорно оценить качества сверхдол-

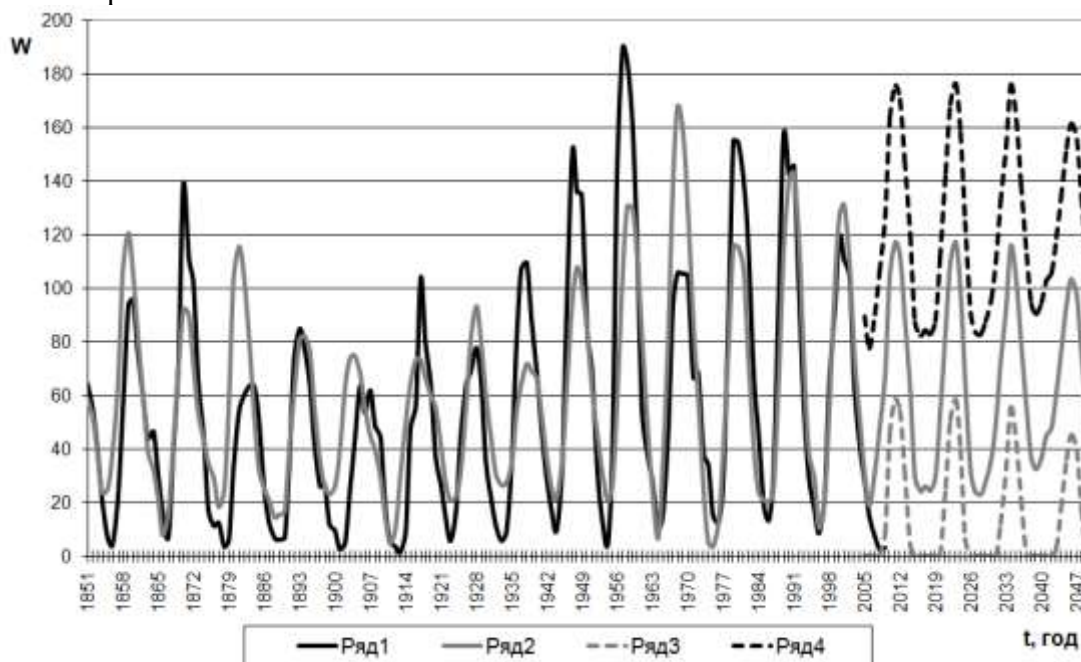


Рис. 1 – Залежності від часу фактичних значень середньорічних чисел Вольфа (ряд 1), найбільш вірогідних їх прогнозів, розроблених за допомогою ідентифікованої моделі (1) з $T = 44$ (ряд 2), а також нижньої (ряд 3) і верхньої (ряд 4) меж інтервалів, в межах яких з ймовірністю 0,99 будуть лежати їх істинні значення

госрочних прогнозів розглянутого процесу, розроблених іншими авторами.

Як приклад, на рис. 2, з відповідними межами подібних інтервалів зображено розроблений прогноз змін середньорічних значень розглянутого індексу сонячної активності на 24-й цикл, а також аналогічний запропонований в роботі М. Н. Храмова і др. [4].

З рис. 2 випливає, що прогнозовані за обома методами найбільш вірогідні значення середньорічних чисел Вольфа в 24 циклі сонячної активності відрізняються між собою не більше ніж на 40 і практично всюди лежать в межах згаданих інтервалів. Це дозволяє передбачати ефективність запропонованої методики прогнозування, хоча і не доводить її. Подібним доказом могло б бути встановлення робастності ідентифікованої

моделі до певних або інших часових зсувів в майбутньому. Оцінюваність подібних досліджень свідчить про порівняння результатів прогнозування середньорічних чисел Вольфа з їх фактичними значеннями, не враховуючи при ідентифікації моделей, звідки видно, що в 2006 г. і 2007 г. відповідність є задовільною, а прогнози на 2008 – 2009 гг. суттєво завищені.

Залежність, розрахована відповідно до запропонованої методики, більш симетрична і можливо не враховує деякі особливості структури циклу. Оцінюваність відповідно до неї, а також згідно [4], тривалість даного циклу, а також максимальне значення сонячної активності в ньому практично збігаються. В той же час запропонована методика дозволяє оцінити найбільш вірогідні значення

среднегодовых чисел Вольфа и границы интервала, в котором с любой требуемой вероятностью будут лежать их истинные значения на несколько циклов вперед.

Это подтверждает эффективность обеих методик прогнозирования и свидетельствует об адекватности разработанных в соответствии с предложенной методикой сверхдолгосрочных прогнозов.

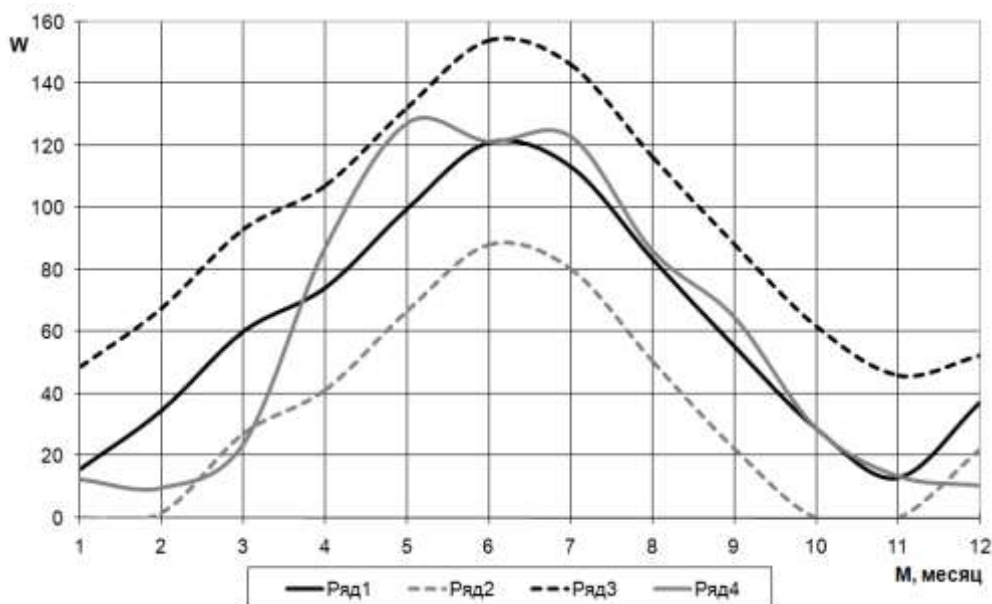


Рис. 2 – Разработанный (ряд 1) и предложенный в работе М. Н. Храмова и др. [4] (ряд 4) прогнозы изменений среднегодовых чисел Вольфа в 24 цикле солнечной активности, а также оценки значений нижней (ряд 2) и верхней (ряд 3) границ интервалов, в пределах которых с вероятностью 0,99 будут находиться ее истинные значения

Выводы

1. Предложена новая методика сверхдолгосрочного прогнозирования изменений среднегодовых чисел Вольфа, позволяющая оценивать их наиболее вероятные значения, а также нижние и верхние границы интервала, в пределах которого с заданной вероятностью в будущем может лежать их истинные значения.

2. Сопоставление с существующими методиками, решающими ту же задачу, свидетельствует о качественном соответствии их результатам, прогнозов разработанных по предложенной методике.

3. Для доказательства эффективности предложенной методики моделирования и прогнозирования с использованием моделей множественной линейной регрессии необходимо установить робастность идентифицированной модели к тем или иным временным сдвигам в будущее.

ЛИТЕРАТУРА

1. Peter R. Wilson Solar and stellar activity cycles / Wilson P. R. // Cambridge astrophysics series, 1994. – 292 p.
2. Витинский Ю. И. Цикличность и прогнозы солнечной активности/ Ю. И. Витинский// Л.: Наука, 1973. – 258с.
3. Витинский Ю. И. Статистика пятнообразовательной деятельности Солнца./ Витинский Ю. И., М. Копецкий, Г. В. Куклин. // М.: Наука. 1986. – 296с.
4. Храмова М. Н. Прогнозирование солнечной активности методом фазовых средних./ М. Н. Храмова, С.А.Красоткин, Э.В.Кононович//Электронный журнал «Исследовано в России» <http://zhurnal.ape.relarn.ru/articles/2001/107.pdf>. – С.1169-1176
5. Чистяков В.Ф. Прогноз солнечной активности до 2030 года. Солнечные данные. 1983. №1. –С.97-100.
6. Obridko V.N. Some comments the problem of solar cycle prediction./ V.N. Obridko // Solar Physics. V. 156. 1995. – P.179-190.
7. Гневывшев М. Н. О 22-х летнем цикле солнечной активности/ М. Н. Гневывшев, А. И. Оль// Астрономический журнал. – 1948. – Т.25. – С.18-20.
8. Оль А. И. О долгосрочном прогнозе солнечной активности/ А. И. Оль// Бюллетень КИСО. №1(15). – 1949.

9. Дрейпер Н. Прикладной регрессионный анализ. Множественная регрессия. / Н. Дрейпер, Г. Смит // *Applied Regression Analysis*. – 3-е изд. – М.: Диалектика, 2007. – 912С.
10. Витинский Ю. И. Преддюринская наблюдательная основа для изучения солнечной цикличности. / Витинский Ю. И. // В сборнике Проблемы солнечной активности. – Л.: 1991. – С.29-42.
11. <http://www.gao.spb.ru>
12. Рао С. Р. Линейные статистические методы и их применения / С. Р. Рао. – М.: Наука, 1968. – 376 с.
13. Рождественский А. В., Статистические методы в гидрологии / А. В. Рождественский, А. И. Чеботарев – Л.: Гидрометеоздат, 1974. – 424 с.
14. Голуб Д. Матричные вычисления. / Дж. Голуб, Ч. Ван Лоун// — М.: Мир, 1999. – 548с.
15. Айвазян С. А.. Прикладная статистика. Классификация и снижение размерности./ С. А. Айвазян, В. М. Бухштабер, И. С. Енюков, Л. Д. Мешалкин // М.: Финансы и статистика. - 1989.— 607 с.
16. Полак Э. Численные методы оптимизации, Единный подход/ Э. Полак// – М: Мир, 1974. – С. 373.
17. Чипига А. Ф. Анализ методов случайного поиска глобальных экстремумов многомерных функций/ А. Ф. Чипига, Д. А. Колков // *Фундаментальные исследования*. – 2006. – № 2 – С. 24-26.

Надійшла до редколегії 23.11.2010

УДК 631.471

А. Б. АЧАСОВ, д-р с.-г. наук, **А. О. АЧАСОВА**, канд. с.-г. наук

Харківський національний аграрний університет імені В. В. Докучаєва

МЕТОДИЧНІ ОСНОВИ СУЧАСНОГО ПРОСТОРОВОГО МОНІТОРИНГУ ҐРУНТІВ

Викладена авторська методика ґрунтового картографування на основі дешифрування результатів інтегрального аналізу цифрових моделей рельєфу і космічних знімків у видимому діапазоні. В результаті чого на підготовчому етапі створюється попередній варіант ґрунтової карти, який об'єктивно відображає існуючу неоднорідність ґрунтового покриву. Подальше ґрунтове обстеження має уточнювальний характер та потребує значно менших, ніж при застосуванні традиційної методики витрат часу та праці.

Ключові слова: Картографування ґрунтів, цифрові моделі рельєфу, дистанційне зондування, ґрунтове обстеження

Ачасов А. Б., Ачасова А. А.

МЕТОДИЧЕСКИЕ ОСНОВЫ СОВРЕМЕННОГО ПРОСТРАНСТВЕННОГО МОНИТОРИНГА ПОЧВ

Изложена авторская методика почвенного картирования на основе дешифрирования результатов интегрального анализа цифровых моделей рельефа и космических снимков в оптическом диапазоне. Использование предложенной методики позволяет уже на подготовительном этапе картирования создавать предварительный вариант почвенной карты, который объективно отражает существующую неоднородность почвенного покрова. Дальнейшее полевое почвенное обследование носит уточняющий характер и требует значительно меньших, по сравнению с традиционным почвенным обследованием трудо-временных затрат.

Ключевые слова: Почвенное картирование, цифровые модели рельефа, дистанционное зондирование, почвенное обследование

Achasov A. B., Achasova A. A. THE METHODOICAL BASIS OF MODEN SPATIAL SOIL MONITIRING

Methodica of the automated large-scale mapping of soils is developed on the basis of quantitative integral analysis of topographical materials, remote sensing data and soil maps was showed. As a result of this analysis preliminary soil map is created. The field soil exploration in future to give a more precise definition in preliminary soil map.

Key words: soil mapping, digital elevation model, remote sensing, soil exploration.

Про необхідність охорони ґрунтів та відтворення їх родючості як на загальнодержавному так і світовому рівні говорено вже настільки багато, що це положення стало, фактично, "загальним місцем" екологічної проблематики. Достатньо згадати, що обидва Всесвітні форуми з проблем довкілля та ста-

лого розвитку (Ріо-де-Жанейро, 1992; Йоханесбург, 2002) назвали опустелювання та деградацію ґрунтів серед головних загальнопланетарних проблем Людства. Основою прогнозу розвитку деградації ґрунтів та розробки системи заходів по її попередженню та подоланню є, як відомо, моніторинг ґрунтового покриву.

Основу просторового моніторингу ґрунтів України дотепер складають матеріали великомасштабного ґрунтового обстеження 1957-1961 рр., які мають низьку інформативність і не відповідають вимогам сьогодення через їх застарілість та об'єктивні методичні недоліки. Останнє пов'язано з неможливістю на той час використовувати в повній мірі математичні методи обробки та інтерполяції одержаних дискретних даних щодо характеристик ґрунтового покриву. Хоча цей недолік обумовлювався об'єктивними причинами, у першу чергу технічного плану, він призводив до проблем із відтворенням результатів (складанням ґрунтової карти), що є основою будь-якої науки.

Сучасний просторовий екологічний моніторинг ґрунтів не може бути здійснений інакше, ніж із використанням ГІС-технологій. Він однозначно неможливий без достовірної картографічної інформації про ґрунтовий покрив території, що обстежується. "Достовірна інформація" в даному розумінні – така, що максимально адекватно реальності відбиває просторову структуру ґрунтового покриву, враховуючи коректність виділення меж окремих ґрунтових ареалів, вірну діагностику наявності та ступенів еродованості, опідзолення, засолення, осолонцювання тощо. Розвиток ГІС – технологій та методів дистанційного зондування (ДЗ) Землі, значне поширення даних ДЗ в останні роки значно розширюють можливості ґрунтового моніторингу та, зокрема, картографування ґрунтів.

Метою статті є демонстрація нових методичних підходів до створення ґрунтово-картографічних матеріалів, як основи просторового моніторингу ґрунтів.

Обґрунтування ідеї

Як відомо великомасштабне картографування ґрунтів має обов'язково спиратися на топографічні карти місцевості або ж матеріали аерокосмічної зйомки. Саме ці матеріали є основою для переведення дискретної інформації про параметри ґрунту в континуальну, картографічну форму. При цьому дані матеріали не повторюють, а доповнюють один одного.

Так, ЦМР і похідні від неї матеріали надають можливість об'єктивно виділити ділянки з однорідними гідротермічними умо-

вами ґрунтоутворення й навіть дозволяють робити прогнозу просторову оцінку таких ґрунтових параметрів як вміст гумусу та глибина профілю. Однак, ці матеріали матимуть два недоліки. По-перше, результати геоінформаційного аналізу рельєфу не враховують фактор материнських і підстиляючих порід, зокрема – гранулометричний склад, що є «матрицею ґрунтоутворення» за Л. О. Карпачевським, а це може суттєво вплинути на результати картографування. По-друге, отримані ґрунтові карти відбивають так би мовити «потенціал ґрунтоутворення» для даної території, що обумовлений впливом рельєфу. Одержані матеріали характеризують квазіцилінний стан ґрунтового покриву без урахування його антропогенних трансформацій.

Дані дистанційного зондування (ДДЗ) в оптичному діапазоні, навпаки, надають сучасну інформацію про спектральну яскравість відкритої поверхні ґрунту, що дозволяє виділяти реальні контури однорідних за кольором ґрунтових ареалів. Недоліком ДДЗ є складність їх апріорної інтерпретації. Наприклад змиті і піщані ґрунти можуть мати однакову яскравість на знімку.

В той же час архівна ґрунтова карта містить фактичну інформацію про властивості ґрунтів даної території, зокрема їх гранулометричний склад і материнські породи. Головною вадою представленої такою картою інформації є її дискретність, а, відповідно, і недостовірність меж ґрунтових виділів.

Отже з'являється приваблива нагода, поєднавши разом всі ці три джерела інформації забезпечити їх взаємозамінність та взаємодоповнюваність, що дозволить отримати ефекту емерджентності при створенні ґрунтових карт. Зокрема, порівняння картограми вмісту гумусу при квазіцилінному стані ґрунту, що одержана за результатами геоінформаційного аналізу рельєфу, та картограми гумусованості ґрунтів, що складена за матеріалами космічної зйомки дає можливість оцінити ступінь дегуміфікації ґрунтів обстеженої території за період її сільськогосподарського використання.

Загальна схема алгоритму створення карти ґрунтів на основі сумісного використання

даних ДЗ, ЦМР та використання архівних матеріалів ґрунтового обстеження наведена на рис. 1. Прототип нової ґрунтової карти створюється в результаті інтегрального аналізу таких матеріалів: матеріалів космічної зйомки території у видимому діапазоні із просторовою роздільною здатністю не менш за 10 м, архівної ґрунтової карти та ЦМР масштабів 1:10000.

Об'єкти та методика досліджень

Розглянемо нові інформаційні можливості, що надає інтегральний аналіз даних ДЗ і ЦМР на прикладі ґрунтів агрофірми "Шахтар", Слов'янського району, Донецької обл. Більшість орних ґрунтів господарства пред-

ставлені характерними для території Донбасу чорноземами звичайними. За типом ґрунтоутворних порід їх можна розділити на 3 основні групи: 1) на лесових породах, 2) на щільних глинах і 3) на продуктах вивітрювання піщаників. Відповідно до цього групування змінюється й гранулометричний склад ґрунтів – від супіщаних до середньоглинистих, із суттєвим переважанням легкоглинистих.

Уміст гумусу в шарі 0-10 см коливався від 1% до 6% при середньому значенні 4,6%. За грубизною гумусованої частини профілю обстежені ґрунти варіювали в діапазоні 37-140 см, при середньому значенні 76 см.

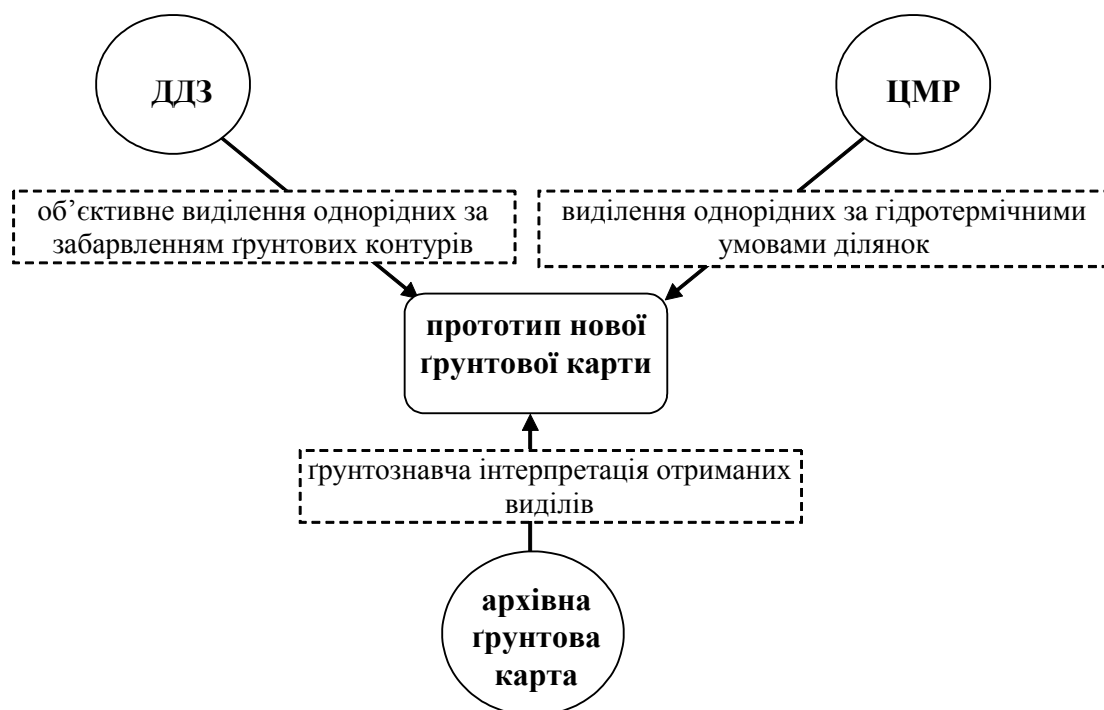


Рис. 1. Схема створення прототипу ґрунтової карти на засадах використання сучасних технологій

Інтегральний аналіз матеріалів дистанційного зондування й цифрової моделі рельєфу при картографуванні ґрунтів із неоднорідними материнськими породами.

Етап 1. Виконується ґрунтове дешифрування даних ДЗ за допомогою кластерного аналізу.

Кластерний аналіз дозволяє вивчити просторову структуру ґрунтового покриття за відбивними властивостями ґрунтів і виділити ареали з однорідними спектральними характеристиками вже на першому етапі, за відсу-

тності підпольотних спостережень. Змінними в аналізі є значення яскравостей космічних зображень відкритого ґрунту. Рекомендується застосовувати ітеративний метод групування, процедура К-середніх, міра відстані – евклідова.

У випадку, коли одержана в ході аналізу картина є достатньо мозаїчною, без чіткого структурного малюнку, що характерно для такого природного континуального об'єкту яким є ґрунтовий покрив, який не має чітко визначених меж між структурними складо-

вими, необхідно провести генералізацію картосхеми.

Зазвичай для цього виконується процедура об'єднання кластерів, які мають низький рівень показника розділення. При цьому проводиться постійний експертний контроль за критерієм логічності територіального об'єднання кластерів. Для уникнення ефекту "дрібних острівців", тобто виділів із незначною площею, проводиться додаткова фільтрація зображення методом ковзного вікна.

Кінцевим результатом цієї процедури є картосхема відбивної здатності ґрунтів (рис. 2), на якій виділено чотири класи ґрунтів, що суттєво розрізняються між собою за відбивними здатностями. Перший клас відповідає найбільш темнозабарвленим, четвертий – найсвітлішим ґрунтам.

Одержана картосхема порівнюється з архівною ґрунтовою картою, після чого складається попередній номенклатурний список

ґрунтів. Для даної території (рис.2.): 1 – чорнозем звичайний малогумусний легкоглинистий на лесах; 2- чорнозем звичайний слабогумусований легкоглинистий на лесах; 3 – чорнозем слабогумусований середньосуглинковий на елювії пісковиків; 4 – чорнозем слабогумусований легкосуглинковий на елювії пісковиків.

Етап 2. Створюється ЦМР території та похідні від неї картограми параметрів рельєфу, які контролюють надходження до ґрунту тепла та вологи – крутизни та експозиції схилів. Будується картограма значень коефіцієнта ксероморфності (Кк) території, який характеризує однорідні за своїми геоморфологічними характеристиками ділянки. Коефіцієнт ксероморфності в силу своєї фізичної сутності є об'єктивним кількісним критерієм щодо формалізації гідротермічних параметрів ґрунтоутворення й може бути ефективно використаний при ґрунтових дослідженнях.

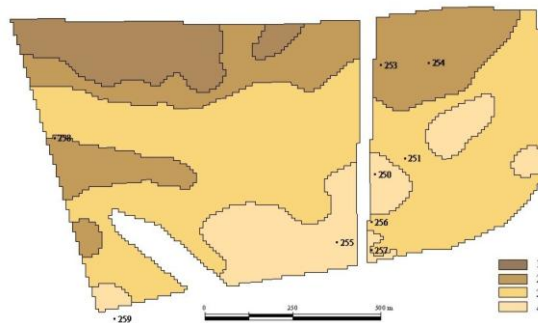


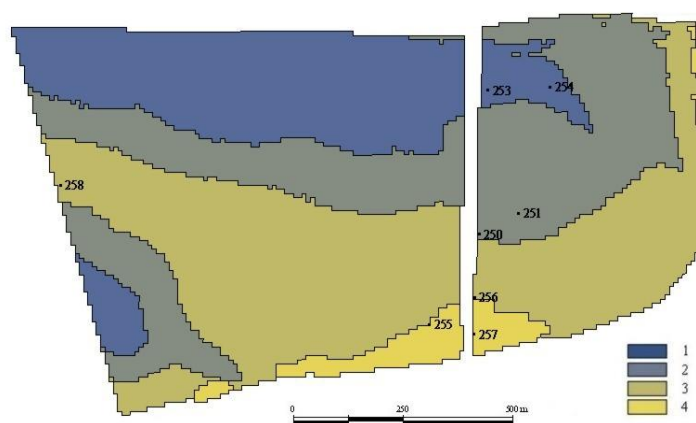
Рис. 2. Картосхема відбивної здатності ґрунтів, як результат кластерного аналізу даних космічної зйомки КА IRS. 1,2,3,4 – номери кластерів

Досліджувана територія розділяється (за допомогою кластерного аналізу) на 4 групи земель (зони), що є однорідними за Кк (рис. 3): 1) зона модальних гідротермічних умов, в якій Кк не перевищує значення 1,1; 2) зона слабкої ксероморфності, де значення Кк дорівнює від 1,1 до 1,2; 3) зона середньої ксероморфності, в якій Кк дорівнює від 1,2 до 1,3; 4) зона сильної ксероморфності, де Кк більший за 1,3.

Етап 3. Згідно архівної ґрунтової карти досліджувана територія характеризується неоднорідністю літологічної будови – ґрунти її північно-західної частини сформувались на лесоподібних суглинках, а південно-східної – на елювій піщаників. Це обумовило відпо-

відну неоднорідність гранулометричного складу. За таких умов ландшафтні закономірності ґрунтоутворення будуть мати специфічний характер і використання ДДЗ і Кк, як діагностичних показників ґрунту, буде ускладнено. Отже, виникла ситуація, коли "світле" забарвлення ґрунтів на картосхемі відбивної здатності (рис. 2) може бути обумовлена трьома різними причинами: 1) ерозією ґрунту; 2) високим ступенем ксероморфності; 3) легким гранулометричним складом.

Для врахування останнього чинника створюється картограма гранулометричного складу ґрунтів (рис.4).



1) $K_k < 1,1$; 2) $K_k = 1,1-1,2$; 3) $K_k = 1,2-1,3$; 4) $K_k > 1,3$.

Рис. 3. Картограма однорідних за гідротермічними умовами ділянок



1 - легкоглинистий ГС;
2 - середньосуглинковий ГС

Рис. 4. Картограма гранулометричного складу (ГС) ґрунтів

Етап 4. Цей етап в свою чергу можна розділити на декілька ітерацій.

1. Проводиться просторове накладання картограм 2-4. За допомогою кластерного аналізу виділяються всі території, що виникають на перехрещеннях зон гідротермічних умов, кластерів яскравості зображення та ділянок з різним гранулометричним складом. Отримані території надалі будемо називати “контурами”.

На рисунку 5 показано повну картину, що виникає при автоматичному накладанні даних ДЗ і картосхеми ксероморфності поля з урахуванням умісту фізичної глини. Отри-

маний варіант не є оптимальним через зайву “шумову” інформацію, яка проявляється в надмірної мозаїчності й наявності великої кількості дуже дрібних контурів.

2. Проводиться оптимізація картосхеми за таким правилом (рис. 6): окремі контури виділяють лише в тому випадку, якщо їх площа становить не менш за 50% від кожного з виділів на попередніх картограмах. В іншому випадку контур приєднується до одного з сусідніх великих контурів. При цьому вирішальним правилом приєднання буде належність до одного й того ж кластеру яскравостей.

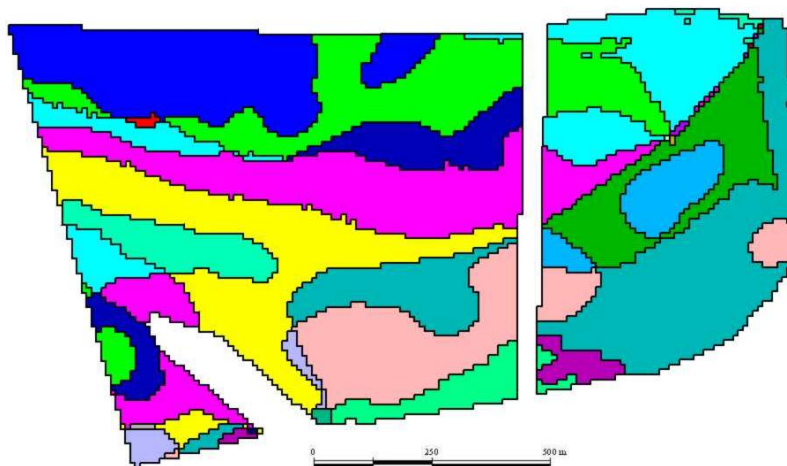
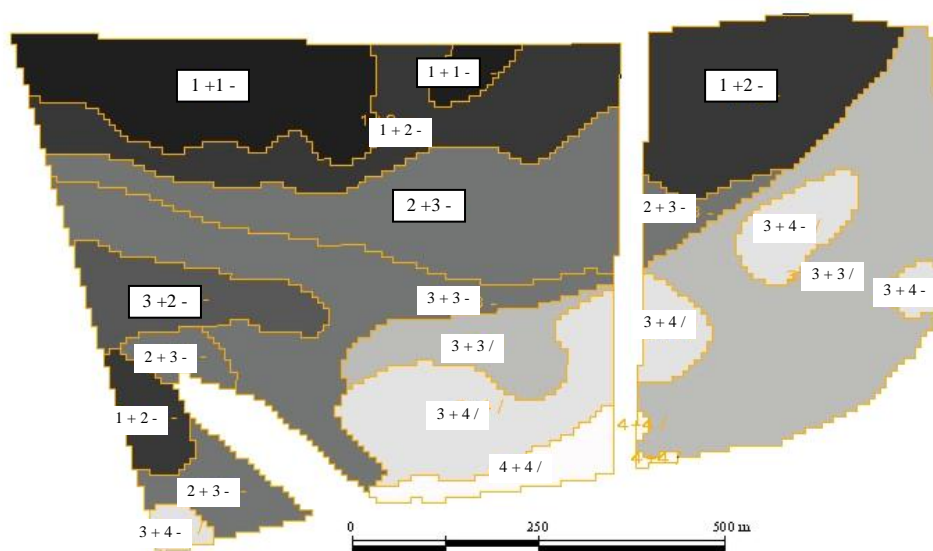


Рис. 5. Первинні результати інтегрального аналізу ДДЗ, ЦМР і архівної ґрунтової карти

3. Аналізуються контури, що виникають на перехрещеннях першої зони (модальних) гідротермічних умов і першого кластеру яскравості зображення (із найтемнішими ґрунтами). Вони зіставляються з архівною ґрунтовою картою, після чого їм умовно надається номенклатурна назва яка характеризує цей виділ на ґрунтовій карті. Аналогічно проводиться виділення та класифікація контурів, які утворюються при перехрещенні інших зон ксероморфності та кластерів яскравостей

вихідних картограм. Логіка така: перші номери виділів на картосхемах відповідають модальним/нееродованим ґрунтам; другі номери можна попередньо охарактеризувати як слабксероморфні/слабоеродовані, треті – середньоксероморфні/середньоеродовані, четверті – сильноксероморфні/сильноеродовані. Така схема логічна для територій однорідних у відношенні материнських порід та їх гранулометричного складу.



Умовні позначення:

“1+2 /” – перша цифра означає номер зони ксероморфності; друга цифра означає номер кластера яскравості; “/” – середньосуглинковий гранулометричний склад; “-” – легкоглинистий гранулометричний склад.

Рис. 6. Прогнозна карта ґрунтів, отримана шляхом інтегрального аналізу ДДЗ, ЦМР і архівної ґрунтової карти

4. Виділяються контури, що виникають на перехрещеннях різнорангових виділів карто-схеми ксероморфності території та карто-схеми яскравості зображення. Особлива увага приділяється контурам, що утворились як результат комбінації рангів n і $n+2$, оскільки приграничний варіант n і $n+1$ може бути викликаний певним технічним браком. Приклад: перша зона та третій кластер відповідно. Такий варіант свідчить, що при модальних гідротермічних умовах ґрунти даного контуру мають занижені значення яскравості поверхні, що може бути викликано, як зміною гранулометричного складу та материнської породи, так і впливом ерозії. У такому випадку звертаються до архівної карти. Якщо картографічна інформація підтверджує зміну літологічної серії на даному контурі, його попередньо характеризують згідно номенклатури карти. Якщо за картою материнська порода й гранулометричний склад однорідні по всій території поля – робиться висновок про ймовірно середній ступінь еродованості ґрунтового покриву. Зворотний варіант: контур, що утворився на перехрещенні четвертої зони ксероморфності (слабоксероморфна) й першого кластера яскравості (найтемніші за кольором ґрунти). Імовірно, це результат наживу ґрунту.

Кожен контур рисунку 6 характеризується відповідним шифром, який складається з порядкового номера зони, порядкового номера кластера й значка, що показує гранулометричний склад ґрунту, наприклад: 1+2 /.

Наведемо попередню номенклатурну характеристику отриманих контурів: “1+1-” – чорнозем звичайний модальний легкоглинистий на лесах; “1+2-” – чорнозем звичайний легкоглинистий на лесах у комплексі із чорноземом еродованим; “2+3-” – чорнозем звичайний слабоксероморфний легкоглинистий на лесах у комплексі із чорноземом еродованим; “3+3-” – чорнозем звичайний середньоксероморфний легкоглинистий на лесах; “3+3/” – чорнозем середньоксероморфний середньосуглинковий на елювії пісковиків; “3+2-” – чорнозем звичайний середньоксероморфний намитий легкоглинистий на лесах; “3+4/” – чорнозем середньоксероморфний еродований середньосуглинковий на

елювії пісковиків; “4+4/-” чорнозем сильноксероморфний середньосуглинковий на елювії пісковиків.

Типові й підтипові ознаки ґрунту встановлюються згідно архівної ґрунтової карти. Рід (модальність, еродованість) – на базі сумісного аналізу ДДЗ і картограми ксероморфності території. Літологічна серія й різновидність встановлювались також за ґрунтовою картою.

5. Проводиться генералізація отриманої картосхеми – прототипу нової ґрунтової карти – згідно з метою досліджень й обраним масштабом. Дана процедура виконується на засадах геоінформаційного топологічного аналізу разом з експертним контролем. Можна виділити два види генералізації:

а) фізичний – проводиться усування “острівців” – контурів, що мають незначну площу (декілька пікселів на растровому зображенні). Технічну реалізацію цього пункту рекомендується проводити за допомогою модулю “Morphological Function” ГІС TNTlite. Після додаткового аналізу “острівці” як правило приєднуються до якогось з уже узгоджених контурів, зрідка, у випадку скупчення поодиноких “острівців”, об’єднуються в один великий контур;

б) номенклатурний – проводиться об’єднання контурів стосовно яких у ході аналізу архівних матеріалів доведена їх ґрунтова однорідність або спорідненість (комплексність).

6. Проводиться визначення польових маршрутів і місць закладки розрізів для подальшого польового обстеження. Значною перевагою запропонованого підходу є отримання інтегральної інформації щодо ґрунтового покриву досліджуваної території. Термін “інтегральна” у даному випадку означає, що результуюча карта відбиває, з одного боку, ґрунтоутворюючий потенціал даного ландшафту (через параметр ксероморфності), а, з іншого – сучасний реальний стан ґрунтового покриву (дані ДЗ).

Деякі контури (рис.6) мають однаковий колір, що вказує на можливість їх повного об’єднання згідно попередньому аналізу всіх даних. Необхідність їх детального обстеження залежатиме від завдання та масштабу запланованого ґрунтового обстеження.

Отримана схема ґрунтового покриву даної території кількісно добре узгоджується з нормами традиційного польового обстеження. Це підтверджує об'єктивність і раціональність запропонованої методики створення прототипів ґрунтових карт.

Варто відмітити, що у випадку виявлення частой і контрастної зміни компонентів ґрунтового покриву рекомендовані базовою методикою [5] співвідношення розрізів та прикопок можуть бути змінені вбік збільшення кількості основних розрізів і напів'ям. Залежно від сформованої ситуації ґрунтознавець може збільшувати кількість розрізів на більш складній території й зменшувати на більш простій. Такий же принцип логічно застосовувати й при використанні результатів комбінованого кількісного аналізу ДДЗ і ЦМР. Ураховуючи всю умовність виділення кількості гідротермічних зон і спектральних кластерів, рекомендуємо разом з остаточним варіантом прототипу карти (рис.6) використовувати й попередній негенералізований варіант (рис.5). Під час проведення польового обстеження корисно буде мати обидва варіанти й використовувати їх залежно від реальної ситуації.

Запропонований алгоритм сумісного використання різнопланових матеріалів може бути легко реалізований у вигляді програмного продукту в рамках геоінформаційної системи. Таким чином, з'являється можли-

вість автоматизації процесу одержання попередніх ґрунтових карт із метою їх подальшого використання при польовому ґрунтовому обстеженні. Перевагами такого підходу є його об'єктивність, яка ґрунтується на використанні логіко-статистичних моделей, і уніфікованість, що дозволяє забезпечувати відтворюваність матеріалів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ачасов А. Б. Деякі аспекти формалізації гідротермічних умов ґрунтоутворення / А. Б. Ачасов // Вісник аграрної науки. – 2006. – № 9. – С. 17 - 21.
2. Ачасов А. Б. Можливості сучасних методів одержання просторової інформації про параметри ґрунтів [Електронний ресурс] / А. Б. Ачасов // Наукові доповіді НАУ. – 2007. – № 2. – С. 1 – 7. - Режим доступу до журн.: <http://www.nbu.gov.ua/e-Journals/nd/2007-2/07aabasc.pdf>
3. Ачасов А. Б. Деякі аспекти картографування ґрунтів з використанням матеріалів космічного зондування / А. Б. Ачасов, С. Р. Трускавецький // Науковий вісник НАУ. – 2003. – № 67. – С. 203 - 210.
4. Евдокимова Т. И. Почвенная съемка / Т. И. Евдокимова. - М.: Изд-во МГУ, 1987. - 270 с.
5. Общесоюзная инструкция по почвенным обследованиям и составлению великомасштабных почвенных карт землепользований. – М.: Колос, 1973. – 96 с
6. Шатохин А. В. Использование современных технологий при картографировании почвенного покрова Северной Донецкой Степи / А. В. Шатохин, А. Б. Ачасов // Почвоведение. – № 7. – 2005. – С. 790-798.

Надійшла до редколегії 28.12. 2010

УДК 551.282.05 (282.247.314)

Ю. Д. ШУЙСКИЙ, д-р геогр. наук, проф.
О. А. КОВТУН, канд. биол. наук

Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова

ФОРМИРОВАНИЕ ОЧАГОВЫХ ВОДНО-БОЛОТНЫХ УГОДИЙ НА АККУМУЛЯТИВНЫХ ФОРМАХ БЕРЕГОВОЙ ЗОНЫ МОРЕЙ

Ландшафтные исследования на морских берегах позволили выделить природный комплекс в виде плавней «очагового типа». Они формируются на участках разгрузки вдольбереговых потоков или поперечных миграций наносов, при больших запасах наносов, повышенных значениях слоя волновой переработки, при умеренных уклонах подводного склона и быстром нарастании береговой линии. Их основной элемент представлен малыми межваловыми озерами, длиной до 200-400 м и глубинами до 1,5-3,5 м. Эпизодически в озера приходит морская вода, что означает многократность стресса на природную систему. Плавни этого типа покрывают отдельными очагами («точками») поверхность песчаных аккумулятивных форм береговой зоны, в комплексе они составляют единый ландшафт.

Ключевые слова: берег, рельеф, наносы, подводный вал, шторм, озеро, вода, флора, фауна, плавни, ландшафт

Отримана схема ґрунтового покриву даної території кількісно добре узгоджується з нормами традиційного польового обстеження. Це підтверджує об'єктивність і раціональність запропонованої методики створення прототипів ґрунтових карт.

Варто відмітити, що у випадку виявлення частой контрастної зміни компонентів ґрунтового покриву рекомендовані базовою методикою [5] співвідношення розрізів та прикопок можуть бути змінені вбік збільшення кількості основних розрізів і напів'ям. Залежно від сформованої ситуації ґрунтознавець може збільшувати кількість розрізів на більш складній території й зменшувати на більш простій. Такий же принцип логічно застосовувати й при використанні результатів комбінованого кількісного аналізу ДДЗ і ЦМР. Ураховуючи всю умовність виділення кількості гідротермічних зон і спектральних кластерів, рекомендуємо разом з остаточним варіантом прототипу карти (рис.6) використовувати й попередній негенералізований варіант (рис.5). Під час проведення польового обстеження корисно буде мати обидва варіанти й використовувати їх залежно від реальної ситуації.

Запропонований алгоритм сумісного використання різнопланових матеріалів може бути легко реалізований у вигляді програмного продукту в рамках геоінформаційної системи. Таким чином, з'являється можливість автоматизації про-

цесу одержання попередніх ґрунтових карт із метою їх подальшого використання при польовому ґрунтовому обстеженні. Перевагами такого підходу є його об'єктивність, яка ґрунтується на використанні логіко-статистичних моделях, і уніфікованість, що дозволяє забезпечувати відтворюваність матеріалів.

ЛІТЕРАТУРА

1. Ачасов А. Б. Деякі аспекти формалізації гідротермічних умов ґрунтоутворення / А. Б. Ачасов // Вісник аграрної науки. – 2006. – № 9. – С. 17 - 21.
2. Ачасов А. Б. Можливості сучасних методів одержання просторової інформації про параметри ґрунтів [Електронний ресурс] / А. Б. Ачасов // Наукові доповіді НАУ. – 2007. – № 2. – С. 1 – 7. - Режим доступу до журн.: <http://www.nbu.gov.ua/e-Journals/nd/2007-2/07aabasc.pdf>
3. Ачасов А. Б. Деякі аспекти картографування ґрунтів з використанням матеріалів космічного зондування / А. Б. Ачасов, С. Р. Трускавецький // Науковий вісник НАУ. – 2003. – № 67. – С. 203 - 210.
4. Евдокимова Т. И. Почвенная съемка / Т. И. Евдокимова. - М.: Изд-во МГУ, 1987. - 270 с.
5. Общесоюзная инструкция по почвенным обследованиям и составлению великомасштабных почвенных карт землепользований. – М.: Колос, 1973. – 96 с
6. Шатохин А. В. Использование современных технологий при картографировании почвенного покрова Северной Донецкой Степи / А. В. Шатохин, А. Б. Ачасов // Почвоведение. – № 7. – 2005. – С. 790-798.

Надійшла до редколегії 28.12. 2010

УДК 551.282.05 (282.247.314)

Ю. Д. ШУЙСКИЙ, д-р геогр. наук, проф.
О. А. КОВТУН, канд. биол. наук

Одесский национальный университет имени И. И. Мечникова

ФОРМИРОВАНИЕ ОЧАГОВЫХ ВОДНО-БОЛОТНЫХ УГОДИЙ НА АККУМУЛЯТИВНЫХ ФОРМАХ БЕРЕГОВОЙ ЗОНЫ МОРЕЙ

Ландшафтные исследования на морских берегах позволили выделить природный комплекс в виде плавней «очагового типа». Они формируются на участках разгрузки вдольбереговых потоков или поперечных миграций наносов, при больших запасах наносов, повышенных значениях слоя волновой переработки, при умеренных уклонах подводного склона и быстром нарастании береговой линии. Их основной элемент представлен малыми межваловыми озерами, длиной до 200-400 м и глубинами до 1,5–3,5 м. Эпизодически в озера приходит морская вода, что означает многократность стресса на природную систему. Плавни этого типа покрывают отдельными очагами («точками») поверхность песчаных аккумулятивных форм береговой зоны, в комплексе они составляют единый ландшафт.

Ключевые слова: берег, рельеф, наносы, подводный вал, шторм, озеро, вода, флора, фауна, плавни, ландшафт

© Шуйский Ю. Д., Ковтун О. А., 2011

Шуйський Ю. Д., Ковтун О. О.

ФОРМУВАННЯ ОСЕРЕДКОВИХ ВОДНО-БАГНОВИХ УГІДЬ НА АКУМУЛЯТИВНИХ ФОРМАХ БЕРЕГОВОЇ ЗОНИ МОРІВ

Ландшафтні дослідження на морському березі дозволили визначити природний комплекс у вигляді плавнів «осередкового типу». Вони формуються на ділянках розпорошення вздовжберегових потоків наносів або поперечних міграцій наносів, впливу їх великої кількості, підвищених величинах шару хвильової переробки, помірної крутості підводного схилу та швидкого нарощування берегової лінії. Провідним елементом водно-багнових угідь є дрібні міжвалові озера, довжиною до 200-400 м та глибинами до 1,5-3,5 м. Епізодично в ці озера потрапляє морська вода, що є багатим численним стресом на природну систему. В цьому разі озера та навколишні плавні та рухомі піски розташовані окремими осередками та всі разом створюють єдиний ландшафт на поверхні акумулятивних піщаних берегів моря.

Ключові слова: берег, рельєф, наноси, підводний вал, шторм, озеро, вода, флора, фауна, плавні, ландшафт.

Shuisky Yu. D., Kovtun O. A.

THE CENTER WETLANDS DEVELOPMENT ON SANDY ACCUMULATIVE FORMS OF COASTAL ZONE OF A SEA

On sandy accumulative forms of the Black Sea coastal zone was distinguished specific type of the landscape that was named as "center of wetland". This type is forming in conditions of alongshore drift flow dissipation, under impact of abundant quantity of sediment, increased thickness of wave dredging layer, moderate inclination of submarine slope and intensive increase of the shoreline. The basic element of shore landscape is small lake that located between two after-storm beach-ridge with long up to 200-400 m and depth up to 1,5-3,5 m. Usually, this lakes are bordering by reed belt and characterized of salt water, impoverished flora and fauna, muddy sediment, nourishment of ground water, intensive dynamic. At the same time this lakes are include in complex landscape system of sandy accumulative coastal forms.

Key words: shore, relief, sediment, underwater bar, storm, lake, water, flora, fauna, plavni, landscape.

Введение

Среди всего разнообразия плавней (водно-болотных угодий) на морских берегах [7] важное место занимают угодья т. н. «очагового типа». Они были выделены Ю. Д. Шуйским [2, 11] после обследования песчаных пересыпей и кос на побережье Черного и Азовского морей на участках разгрузки вдольбереговых потоков наносов. Стало ясно, что они занимают существенные площади, разнообразят природные системы береговой зоны, создают особый тип водно-болотных угодий, оказывают влияние на территориальное распределение живых организмов, в т. ч. и птиц. Можно утверждать, что плавни «очагового типа» способствовали значительному ландшафтному разнообразию на берегах морей и океанов.

Однако, пока еще ни в одной работе не был вскрыт механизм формирования «очаговых ландшафтов». Его основным элементом выступает мелкое и небольшой площади озеро рядом с морем (или несколько озер), на поверхности песчаной аккумулятивной формы. Его выемка создается причленениями одного или нескольких подводных валов к существующей аккумулятивной форме. Вода после моря остается той же и в дальнейшем пополняется дождями и талыми водами, а также за счет фильтрации воды из моря сквозь песчаную перемычку. На хими-

ческий состав воды изолированных озер влияют изменения температуры воздуха, атмосферные осадки, развитие гидробионтов и водной растительности, колебания *pH* воды. Со временем устанавливается относительно постоянный состав воды, развивается биота, рельеф. Периодические заплески штормовых волн оказывают влияние на гидрохимический состав воды и биологическое разнообразие. В настоящее время усилился интерес к береговым ландшафтам, в том числе и к тем, в состав которых входят подобные мелкие озера.

Среди первых попыток изучить эти озера как часть среды обитания живых организмов на морском побережье можно назвать исследование Ю. Ю. Юрченко и А. Ю. Гончарова [13]. На них обращает внимание также и Г. В. Выхованец [2] на примере пересыпи Днестровского лимана. В. П. Стойловский [7] указывает на большое число таких озер на песчаных косах на северном побережье Азовского моря и на косе Джарылгач на побережье Черного моря, на Кинбурнском полуострове. Однако, ни один автор не пишет о происхождении таких малых водоемов, не устанавливает возможный механизм формирования, не пытается увязать генезис и структуру природной системы озер. Такая ситуация часто негативно сказывается на оценках их состояния, на прогнозах даль-

нейшого розвитку, на представленнях о ландшафтном різнообразии побережий, на роли окружающей природи в формировании биоты и др. Среди необходимой в первую очередь информации назрела необходимость установить происхождение и механизмы возникновения подобных малых водоемов. В этой связи тема статьи рассматривается как *актуальная*.

Анализируя участки указанных побережий, мы установили, что на них типичными являются четко выраженные формы современной аккумуляции в береговой зоне моря. Этим анализом диагностируются участки частичной или полной разгрузки вдольберегового потока наносов, с циркуляцией повышенной мощности потоков наносов и поперечных миграций. В работах В. П. Зенковича [3] встречаем описания, что на таких участках идет активное развитие обширных береговых генераций в виде веерной серии штормовых береговых валов. Процесс аккумуляции обеспечивает нарастание низкого берега, на котором прослеживается чередование береговых валов и меж-валовых ложбин на поперечном профиле. В конечном итоге он может привести к образованию равнин прибрежно-морского происхождения. Такой процесс нами зафиксирован на берегах Жебриянской бухты, на дистальной оконечности Тендровской косы и вдоль Южной Кинбурнской косы на Черном море [14]. Однако, природа, морфология и динамика указанных ложбин, заполненных водой, оказались другими, по сравнению с мелкими озерами в составе «очаговых плавней». Исследование этого вопроса имеет *теоретическое значение*.

Следовательно, *целью данной работы* является исследование механизма формирования и структуры плавней очагового типа на песчаных побережьях на примере Черного моря. Для достижения этой цели были решены следующие *основные задачи*:

- проанализированы основные природные условия зарождения очаговых плавней;
- выполнено исследование механизма формирования очаговых плавней;
- раскрыты особенности растительности и животного мира «очаговых» плавней.

Учитывая изложенное, *объектом исследования* являются малые и мелководные озера в очагах аккумуляции песчаных наносов на морских песчаных побережьях, а *предметом*

их исследования – закономерности формирования и развития плавней очагового типа на песчаных побережьях. Результаты и выводы данной статьи помогают оптимизировать ряд видов природопользования на морских берегах Украины (селитебное, рекреационное, мелиоративное, туристическое), а потому имеют *практическое значение*.

Материалы и методы исследования

В основе данной статьи лежат многолетние натурные исследования песчаных побережий Черного моря в Жебриянской бухте, на пересыпи Днестровского лимана и Терновской террасе, на косах Тендровская и Джарылгач, а также на берегах многих других морей. В пределах районов разгрузки вдольбереговых потоков наносов и поперечных миграций были организованы стационарные участки. Первичные материалы исследований подвергались обработке с помощью камеральных методов. Повторные тахеометрические и мензульные съемки на участках (масштаб 1:500 и 1:1000) показали последовательность зарождения и развития мелких озер и плавней очагового типа. Этому способствовала систематизация опубликованной и оригинальной информации, её анализ, а также использование сравнительно-географического, картографического, ретроспективного, графического методов.

В качестве натуральных методов использовалась маршрутно-геоморфологическая съемка в масштабе 1:50000 для береговых зон моря. На стационарных участках, в местах расположения береговых озер и плавней, производилась экологическая съемка, определение видового состава, численности, биомассы растений и животных. Измерялись глубины и состав донных осадков. В данной статье за основу было взято определение термина «плавни», предложенное Л. В. Климентовым [4], — оно практически совпадает с современным определением «водно-болотные угодья» [7].

В данной статье угодья «очагового» («точечного») типа рассматриваются на примере многолетних исследований Днестровского лимана и генетически сопряженной с ним Терновской террасой. Эти участки являются типичными, отражающими основные генетические, морфометрические, литологические, биологические и гидрохимические чер-

ты и особенности. Поэтому они взяты за основу при рассмотрении и анализе данного типа ландшафта.

Результаты исследования

Основным результатом выполненных нами исследований оказалось научно-теоретическое представление о механизме зарождения и физико-географическом строении малых озер на песчаных аккумулятивных формах береговой зоны моря и связанных с ними вводно-болотными угодьями («плавнями») «очагового типа».

Основные природные условия зарождения плавней «очагового» типа. В подавляющем большинстве случаев очаговые плавни встречаются на сравнительно крупных песчаных аккумулятивных формах береговой зоны. Эти формы характеризуются современным режимом аккумуляции, т.е. накопления наносов на подводном склоне и затем – на берегу. В результате береговая линия наступает на море, растет площадь береговой суши. Наносы должны быть песчаными, с небольшой гидравлической крупностью отдельных зерен, чтобы на единицу штормовой энергии действующих волн приходился бы максимум массы наносов. Это способствовало бы вовлечению в штормовые гидрогенные подвижки наибольшего количества наносов. А при коротких фазах затухания штормов к берегу должно быть возвращено настолько большое количество наносов, что мог бы образоваться подводный и надводный волноприбойный вал того или иного типа. Размеры вала должны быть достаточными, чтобы образовалось межваловое озеро, окончательно отчленившееся от моря. Для формирования маленьких валов нужно меньше наносов, чем для валов больших.

Вдоль берега передвигается обычно больше наносов при действии четко выраженного вдольберегового потока наносов. Этот литодинамический режим обеспечивается доминированием таких ветров и ветровых волн, у которых результирующий вектор энергии экспонирован под острым углом к общему направлению береговой линии, в интервале углов 40° - 55° . Чем больше времени продолжается шторм и чем длиннее фаза стабилизации, чем короче фаза затухания, тем больше наносов приходит на участок разгрузки потока наносов.

Одновременно источники питания должны обеспечивать подачу наносов на «транс-

портер» береговой зоны до участка частичной или полной разгрузки, т. е. они должны быть достаточно обильными. При этом благоприятные условия для формирования межваловых малых озер складываются как на участках частичной, так и окончательной разгрузки вдольберегового потока наносов.

В современной береговой зоне Черного и других морей участки частичной и окончательной разгрузки потоков приурочены к очагам: а) резкого понижения емкости при сохранении их прежней мощности; б) резкого понижения мощности при соответственно резком понижении емкости. Согласно В. П. Зенковичу [3], подобные очаги тяготеют к участкам береговой зоны, где происходит: 1 – отклонение береговой линии влево от её генерального направления (формирование кос); 2 – отклонение береговой линии вправо от генерального направления (формирование прислоненных террас); 3 – расположение естественных препятствий в виде выступов берега (формирование террас во «входящих» углах); 4 – блокировка берега отмелями на подводном склоне или островами (формирование наволоков или томболо). Учитывая, что процессы формирования всех типов очагов испытывают усиления или ослабления, что вызывает рост или снижение количества наносов на участках разгрузки вдольбереговых потоков наносов, то следует ожидать активизацию или замедление процесса формирования малых озер и плавней «очагового» типа. Все названные условия, действующие синхронно, приводят к формированию аккумулятивных форм береговой зоны, в т.ч. и песчаных, на которых образуются межваловые озера – главные элементы «очаговых» плавней.

Механизм формирования межваловых озер. Описание механизма формирования малых и мелких межваловых озер приведено в ряде работ, содержащих описание формирования генераций волновых валов и прибрежно-морских равнин [3, 14]. Это медленный процесс, который требует очень большого количества наносов, поскольку происходит из линейно вытянутых подводных валов большой длины – от многих сотен метров и первых километров. Он может быть типичным для условий внезапного вхожде-

ния в волновой размыв больших масс осадочного материала, например, при начале очередной трансгрессии или ее отдельной стадии. Когда же береговая зона переходит в общее состояние относительного равновесия, а вдольбереговые потоки и поперечные миграции становятся недогруженными, то резко снижается и количество накапливающихся наносов. В этой связи становится невозможным образование обширных генераций баров и кос, которые имеют большую длину. По всей видимости, в условиях относительного равновесия и относительного дефицита наносов в береговой зоне моря должен возникать какой-то другой механизм формирования «очаговых» плавней (водно-болотных угодий), с участием подводных кулисных валов. В этом случае возникают короткие послештормовые валы, в соответствии с длиной оффсета и кулисного вала (рис. 1). В качестве натурального примера нами выбран экспериментальный участок песчаного берега на пересыпи Днестровского лимана и сопряженной Терновской террасы [1, 2].

Этот район береговой зоны характеризуется современной аккумуляцией песчаного берега, причем, со средней скоростью до 2-6

м/год от середины XX столетия до настоящего времени на разных стационарных участках. Здесь в волновую переработку вовлечены обильные слабосцементированные отложения древней террасы Днестра на подводном склоне моря, но типичного формирования обширных генераций береговых валов не происходит. В условиях относительно приглубого подводного склона ($i_5 = 0,018-0,023$) до глубин 5-6 м на берег могут накатываться сильные, не до конца разрушенные волны. Во время шторма они размывают пляж и фронтальную часть прилегающей дюны настолько, что в стадии стабилизации шторма объем размыва может достигать 12-17 м³/м, – это очень много. Когда часть этой массы наносов начинает возвращаться на берег во время фазы затухания шторма, то нередко образуется небольшой длины штормовой надводный вал (рис. 1), в соответствии с длиной кулисного подводного вала. После этого последующие слабые волнения наращивают уже мористую сторону возникшего вала. И если этот процесс протекает активно и далее, то возникает межваловое озеро, – важнейший элемент «очагового водно-болотного угодья».



Рис. 1. Послештормовой песчаный вал на морском берегу, на месте кулисного подводного вала, на участке частичной разгрузки вдольберегового потока наносов. Такая форма рельефа дает начало мелкому береговому озеру, важнейшему элементу «очаговых» водно-болотных угодий

В отличие от длинных валов обширных генераций, длина, а часто и ширина, подобных валов невелика, обычно до 100-130 м. А предварительно пляж расчленяется на оффсеты – четко видны соответствующие выступы и вогнутости береговой линии. Структура надводного и подводного пляжа разбивается на ритмичные элементы пляжевого рельефа, как это бывает в подобных случаях [8, 9, 10] развивается соответствующая циркуляция волновых течений – по отмелям напротив выступов, затем к центру вогнутости и далее в проливе между дисталью кулисного вала и последующим выступом соседнего оффсета [5]. Эта циркуляция поддерживает возникновение и дальнейшее развитие кулисного подводного вала. С учетом всего этого, нами была разработана стадийность механизма формирования плавневых озер – основного элемента «очаговых» водно-болотных угодий (рис. 2).

Стадия А. Данный механизм зарождается от прямой береговой линии, перед которой находится выровненный подводный склон одного и того же уклона, с ровной линией пляжевой отсыпки почти одинаковой ширины. Такая ситуация развивается при малых волнах ($h_e \leq 0,2-0,4$ м), действующих преимущественно под углом, близким нормали. Относительно крутой подводный склон обуславливает удаленность подводного вала и повышенные значения глубины над ним. Рассеивание волновой энергии происходит в общем равномерно вдоль всего фронта морского берега.

Стадия Б. Подводный и надводный пляж начинает перестраиваться после распространения косых волнений (рис. 2). Если волнение не столь велико, то косые волны образуют вихревую систему – круговые течения с вертикальной осью [5]. Образуются оффсеты [9]. А на подводном склоне пляжевая ступень расширяется, формируя отмель у выступа оффсета.

Стадия В. Косые волнения нарушают симметричность офсетной отмели, смещая её по ходу вдольберегового движения волн и наносов. При этом выступ и отмель перед ним играют роль естественного препятствия, за которым вырастает кулисный подводный вал, а циркуляция воды меняется соответ-

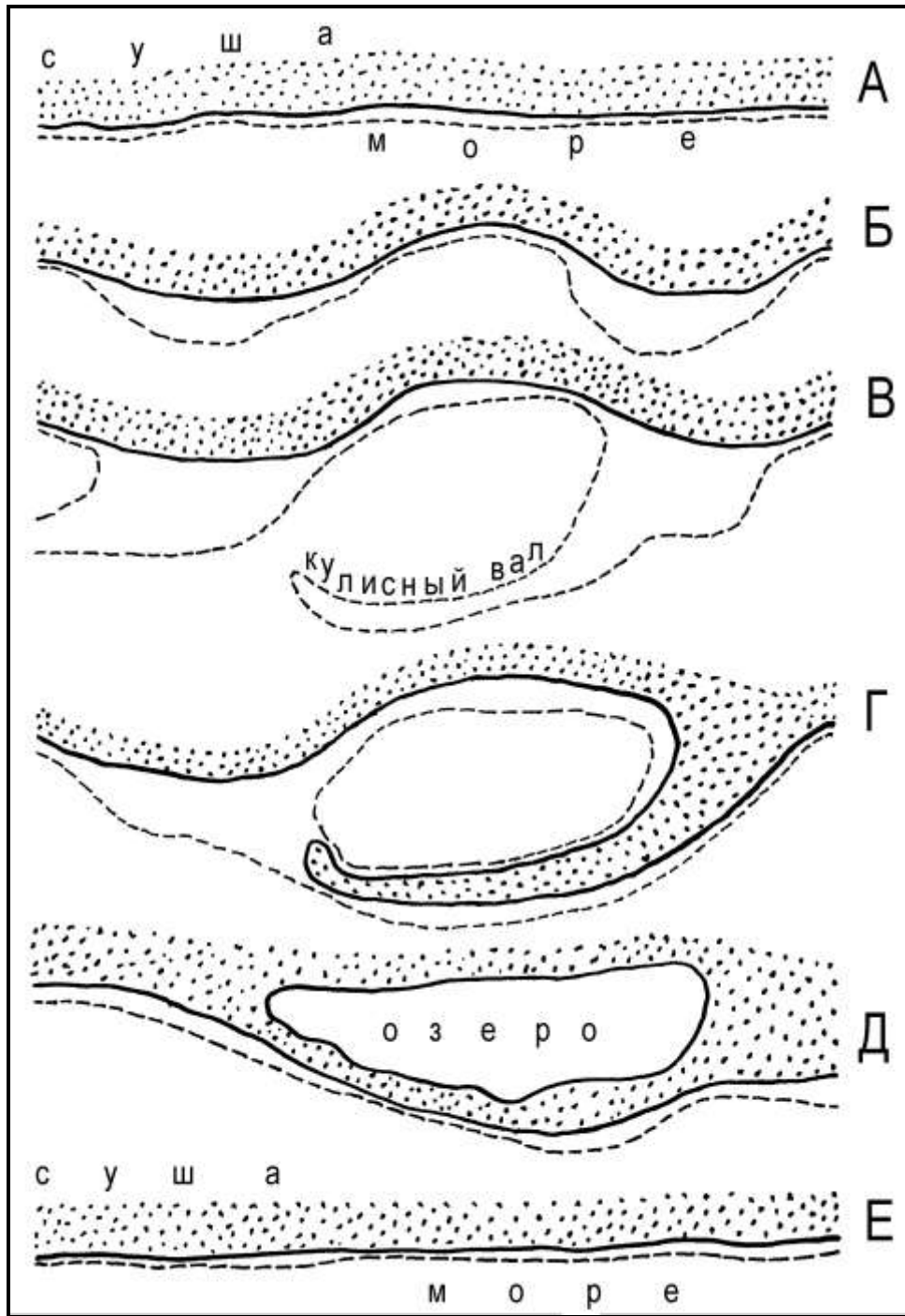
ственно [5, 10]. В условиях недостатка наносов и длительной фазы затухания волнения кулисные валы обычно исчезают, а извилистая форма оффсета смещается вдоль берега по ходу распространения воды и наносов, как было показано ранее [8]. Если же штормовые подвижки наносов являются насыщенными и перенасыщенными, то обилие наносов может превратить подводный вал в надводный. Но происходит это не повсеместно, а только у наиболее крупных валов.

Наступает стадия надводной косы Г. При этом вначале дисталь вала не может достичь надводного пляжа, пока волны настолько велики, что интенсивно переплескивают новую надводную форму и наполняют водой полузамкнутое отчлененное пространство.

Стадия Д. Если уж образовалась надводная коса и полузамкнутая акватория, то в конце концов возникает пляжевое озеро. В условиях насыщенности отдельных подвижек наносов и режима разгрузки вдольберегового потока наносов (характерны для экспериментального района береговой зоны) данное озеро (рис. 1 и 2) консервируется в составе пересыпи и террасы. Ширина пляжа растёт. Береговая линия и подводный склон начинают выравниваться.

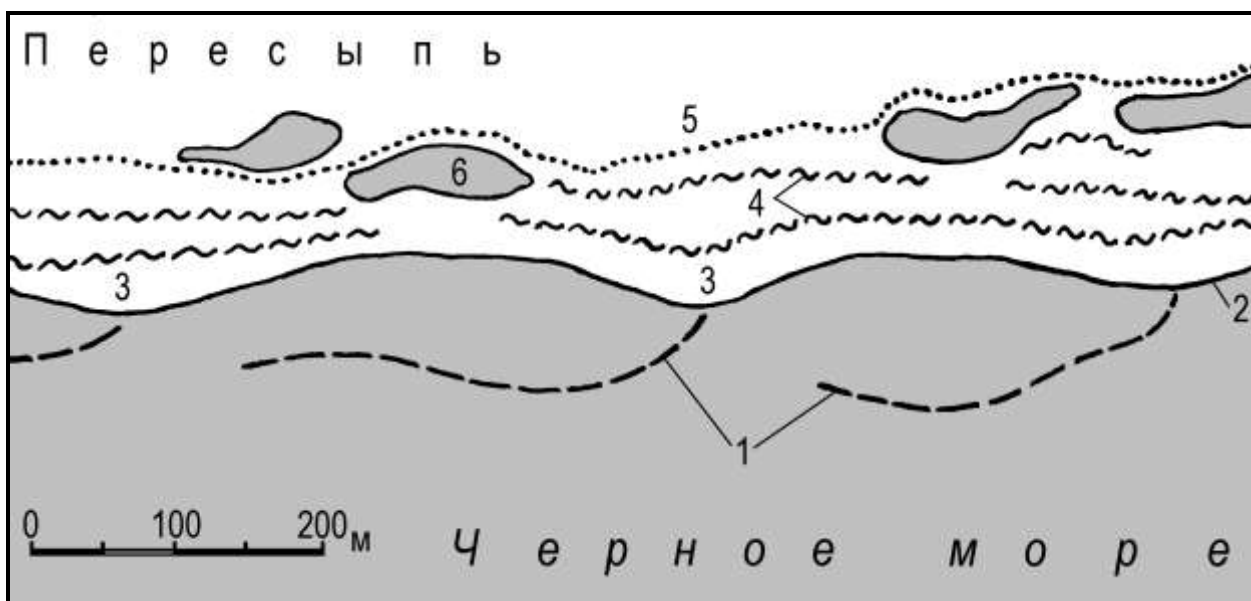
Стадия Е. Похожа на исходное состояние берега в стадии А. Но на данной стадии береговая линия выросла, подводный склон стал более отмелым, часть его превратилась в надводный пляж, а в составе аккумулятивной формы возникло межваловое озеро. Ветровая переработка новой территории привела к появлению отдельных гряд холмиков эолового происхождения, т.е. произошло формирование ландшафтных морской и эоловой систем на песчаной аккумулятивной форме (рис. 3). Формируется следующая стадия А' от нового положения берега. Таким образом, создались условия для того, чтобы возник ландшафт «очаговых» водно-болотных угодий (плавней).

Структура «очаговых» плавней. Во время полевых исследований была изучена природа несколько типичных плавневых озер в составе поверхности песчаной пересыпи Днестровского лимана на экспериментальном берегу. Среди них характерными являются озера Юрьевское, Диана и Александровское, типичные «межваловые», пригодные для исследований.



А — ровный песчаный берег с гладким подводным склоном; Б — формирование оффсетов; В — стадия «кулисного подводного вала»; Г — возникновение надводной косы над подводным валом; Д — петлевидный надводный вал и локализация межвального озера; Е — выдвигание берега, консервация озера и выровненная береговая линия последующего берегового ритма А'.

Рис. 2. Стадии формирования межвального озера (А–Е) — важнейшего элемента «очагового» водно-болотного угодья на песчаном берегу, который развивается в режиме современной аккумуляции наносов и нарастания берега



- 1 – гребень гряды подводного «кулисного» вала; 2 – береговая линия; 3 – выступ оффсета;
 4 – надводные эоловые гряды песчаных кучугуров; 5 – тыльная граница динамической полосы морского песчаного берега;
 6 – межваловые малые озера (водоемы), законсервированные в виде важнейшего элемента водно-болотных угодий «очагового» типа.

Рис. 3. Морфометрическая основа ландшафта с водно-болотными угодьями «очагового» типа на песчаном берегу Черного моря в районе аккумуляции наносов и наращивания береговой линии

Юрьевское озеро имеет длину около 250 м и ширину до 45 м. По контурам береговой линии по характеру дна является межваловым, образовавшимся по схеме рис. 2. Со стороны моря берег озера полностью лишен растительности, что говорит о его относительной молодости. Перемычка, отделяющая его от моря, представляет пляж полного профиля. Сквозь перемычку имеется три желоба прорыва прибойным потоком, который оставил конусы выноса на мористом берегу озера. Это указывает на незавершенность формирования озера и его перемычки.

Переброска наносов с морского пляжа является фактором обмеления Юрьевского озера и возможной дальнейшей заносимости, если морской берег не нарастет существенно. Дно озера плоское. Осадки илистые или илисто-песчаные, темного оттенка и черного цвета, с запахом сероводорода. Береговой склон крутой, глубина 1,5-1,8 м располагается в 2-3 м от линии уреза. Максимальная глубина озера равна 2,2 м. «Бережная» сторона озера заросла тростником. На дне много различного разлагающегося мусора, в том числе антропогенного происхождения, створок погибших мидий и церастодерм.

Интересно, что в толще озерной воды температурной стратификации не было обнаружено. Её соленость в среднем равна 18,57‰. Вода имеет зеленоватый оттенок, и даже на конец сентября наблюдаются признаки «цветения». До глубины 1 м прозрачность воды составляла не более 0,4 м, а глубже она практически нулевая. Придонный горизонт воды содержит небольшое количество сероводорода ($\leq 0,3-0,5$ мл/дм³) в разных точках опробования. Макрофитобентос отсутствует на всех глубинах, за исключением уреза воды. Здесь в полосе до глубины 0,1 м встречаются редкие экземпляры *Enteromorpha intestinalis* (L.) Linc., прикрепленные к створкам раковин погибших двухстворчатых моллюсков. По сути, это моноценоз данного вида, численностью 0,2–2,0 экз/дм², с биомассой до 1,5 г/дм².

Живые обитатели зоокомпоненты обнаружены только до глубины 1,5 м, т.е. получается, что $\approx 30\%$ массы воды, — это своеобразная «пустыня». Такая ситуация присуща «очаговым» водно-болотным угодьям, хотя она создает необычную особенность для таких мелководных водоемов. Из рыб встречена морская игла пухлощечка черно-

морская *Syngnathus abaster* Risso, однако, не исключено присутствие других видов, например бычков. Биологическая продуктивность Юрьевского озера формируется за счет сильного развития фитопланктона и микрофитобентоса. В приуезовой части отмечено большое количество мелких брюхоногих моллюсков *Hydrobia acuta* (Draparnaud). В разных точках дна их численность составляет от 20 до 45 экз/дм². В составе микрофитобентоса доминируют диатомовые водоросли *Achnantes brevipes* Ag., *Amphora coffeaeformis* (Ag.) Kütz., *Licmophora gracilis* (Ehr.) Grun. В планктоне озера массовым видом является колониальная диатомовая водоросль *Diatoma vulgare* f. *lineare* (Grun in V.H.) Bukht. В толще воды основу биомассы составляют мелкие зеленые водоросли. Озеро посещается различными видами уток и лебедями, в прибрежных зарослях околоводной растительности встречаются камышевка, трясогозка, каравайка, цапля, стайки воробьев, была замечена ондатра.

Как можно видеть, на примере озера Юрьевское обнаруживается ряд необычных явлений, которые разнообразят свойства «очаговых плавней» среди прибрежно-морского ландшафта песчаной косы с кучугурами. Такими свойствами не обладает ни одна природная система «водно-болотного типа».

Озеро Диана образовалось гораздо раньше Юрьевского. Очевидно, что его адаптация к природной среде Днестровской пересыпи оказалась сильнее. Поэтому природная система Дианы характеризуется более яркими чертами «очагового» водно-болотного угодья.

Длина этого озера по продольной оси превышает 400 м, а ширина – от 15 до 60 м. Дно пологое, с небольшой депрессией в наиболее широкой части, где отмечена наибольшая глубина до 3,2 м. Средняя глубина равна 1,5–1,7 м, в зависимости от состояния уровня воды. Берега относительно пологие, поскольку глубина 1,5 м располагается на расстоянии от 5 до 10 м от береговой линии. Дно выстлано илистыми осадками, довольно часто прерываемыми песками и супесями. В затишных уголках озера, как правило – заполненных зарослями тростника *Phragmites australis* (Cav.) Trien ex Steud., встречаются алевитистые темно-серые и черные илы, со

слабым запахом сероводорода. Средняя соленость воды составляет 17,9 ‰. Такое значение, по сравнению с морской водой, вероятнее всего вызвано сильным испарением и очень слабым водообменном с морем, как и в Юрьевском озере.

Как и у других озер, у Дианы берега заросли тростником, полосой до 20 м ширины. Но, в отличие от ряда других, полоса тростника протянулась вдоль 95% длины береговой линии, гораздо больше, чем у других. Местами тростник произрастает на дне до глубины 1 м и образует четко выраженные плавни. Прозрачность воды высокая, чаще всего диск Секки просматривается до дна (до 3 м). Механическое влияние ветра охватывает большую площадь, чем у Юрьевского озера, и при похожих глубинах перемешивание воды происходит более интенсивно. Почти полное обрамление озера тростником указывает на возможное существенное влияние разгрузки подземных вод на воды озерные, а также создает предпосылки для быстрого накопления илистых отложений и формирования илистого субстрата. Берега пологие, со стороны моря озеро отгорожено низкой грядой (менее 1 м над окружающей поверхностью) песчаных кучугуров.

Озеро Диана обитаемо на всех глубинах, в отличие от Юрьевского. В массе встречаются бычки нескольких видов, морские иглы, колюшка трехиглая, голландский краб. На дне много живых церастодерм. В зарослях тростника и макрофитов богатая фауна мелких ракообразных. В приуезовой части озера на створках моллюсков и стеблях тростника в массе развиваются эпифитные виды водорослей. Наиболее часто обнаруживаются *E. intestinalis* (до глубины 0,5 м) и *Rhizoclonium implexum* (Dillw.) Kütz. Большая часть поверхности дна (проективное покрытие до 90 %) занята тиноподобными «матами» неприкрепленных макрофитов с примесью различных видов сине-зеленых водорослей. В связи с отсутствием твердых субстратов для прикрепления, в воде массово развивается неприкрепленная *Cladophora* sp. – биомасса до 2,7 кг/м². На урезе воды и в зоне гигропсаммона много штормовых выбросов из *Ulva rigida* Ag., *R. implexum*, *Polysiphonia* sp. и *Cladophora* sp. (суммарная биомасса до

2,0 кг/м²). Песок в очаге гидро- и гирропсамона большей частью коричнево-зеленый или зеленый – окраска является результатом «цветения» песка. Местами на нем образуется корковидный, отслаивающийся при высыхании слой из различных видов микрофитов.

В зарослях тростника в плавающем состоянии находятся толстые водорослевые «маты» из всплывших со дна сине-зеленых и зеленых водорослей. Наиболее часто встречаются сине-зеленые водоросли *Oscillatoria margaritifera* Kütz. ex Gom., *Lyngbia* sp., *Spirulina* sp. В обрастаниях доминирует морской комплекс диатомовых водорослей: *Navicula pennata* var. *pontica* Mer., *A. brevipes*, *Melosira moniliformis* var. *moniliformis* (O.F. Mull.) Ag., *Cymbella angusta* (W. Sm.) Cl., *Pleurosygma elongatum* (W. Sm.), *Pleurosygma salinarum* Grun., *L. gracilis*, *Ardissonia cristallina* Ag. Grun., *Navicula humerosa* Stick et Mann, *Amphora ovalis* Kütz. и др. Из двустворчатых моллюсков многочисленны кардииды.

Озеро Александровское имеет наименьшую площадь из трех, выбранных для анализа природных особенностей (≈ 1800 м²). Длина составляет до 120 м, а ширина – от 8 до 33 м. Максимальная глубина около 1,5 м, обычно — около 1 м. Берега песчаные. Мористый берег представлен тыльной частью перемычки, отделяющей озеро от моря (пляж «полного профиля»), а бережной берег порос тростником, полоса растительности имеет ширину до 25 м. Песчаная поверхность дна здесь покрыта слоем ила, толщиной до 20 см. Вдоль продольной оси озера, ограниченной изобатой 0,6 м, залегает серый и темно-серый илистый алеврит, со слабым запахом сероводорода. Цвет воды зеленоватого оттенка. Её прозрачность составляет от 1,0 до 1,5 м в разных частях водоема. Соленость воды равна 11,07‰, а температура имеет сезонный ход. Зимой вода замерзает в этом озере.

Котловина озера («ложе»), начиная с глубины 0,3 м, поросла высшим водным цветковым растением *Zannichellia major* Военп. ex Reichenb., с проективным покрытием дна 90-100%. Длина стеблей водоросли достигает 0,6 м, биомасса – до 13,5 кг/м². Других видов макрофитов визуальнo не обнаружено. Присутствие в озере солоноватоводного

цветкового растения *Z. major* свидетельствует о его постоянно меньшей, в сравнении с морем и озерами Юрьевское и Диана, солености. В зарослях водной растительности отмечено большое количество ракообразных, различных видов полихет и других беспозвоночных. В силу отсутствия сильного ветрового перемешивания воды и по причине малой площади этого межвалового озера, на водной растительности обильно развиваются зоо- и фитообрастания. В перифитоне в массе отмечены диатомовые водоросли *Tabularia fasciculata* (Ag.) Will. et Round, *Amphora coffeaeformis* (Ag.) Kütz., *Cocconeis euglipta* Ehr., *Stauroneis constricta* (Ehr.) Cl., *N. pennata* var. *pontica*, из синезеленых водорослей – *Anabaena constricta*. Характерной отличительной чертой явилось присутствие в озере большого количества личинок стрекоз нескольких видов. Ихтиофауна представлена трехиглой колюшкой *Gasterosteus aculeatus* L., – солоноватоводным видом, встречающимся также в некоторых Причерноморских лиманах.

Как и вокруг Юрьевского озера, вокруг Дианы и Александровского распространены ландшафты подвижных песков, с песчаными кучугурами. Морской край песчаного берега представлен широким пляжем (45-65 м). Почвенный покров отсутствует или находится в зачаточном состоянии.

В зарослях околководной растительности встречается квакша *Hyla arborea* L., водяной уж *Natrix natrix* L. На околоозерных участках многочисленна прыткая ящерица *Lacerta agilis* L., приспособленная к обитанию на подвижных песчаных субстратах. В озерах в песке и на водной растительности в большом количестве встречаются мелкие ракообразные *Gammarus* sp., *Pontogammarus* sp., различные виды полихет, двустворчатые моллюски *Cerastoderma glaucum*, *Cardium edule*, *Abra ovata*. Вокруг озер богатая фауна насекомых, в том числе такие редкие виды, как махаон *Papilio machaon* L., подалирий *Iphiclides podalirius* L., дыбка степная *Saga pedo* Pallas и др.

Растительность – это в основном травы, представлена солеустойчивыми видами, способствующими закреплению песков и нарастанию кучугуров (*Leymus sabulosus* (M.

Bieb.), *Crambe pontica* Steven. ex Rupr., *Eryngium maritimum* L., *Lactuca tatarica* (L.) C.A. Mey) и др. [6]. Особую ценность представляют *Eremogone cephalotes* (Bieb.) Fenzl., *Linaria biebersteinii* Besser, *Arenaria zozi* Kleop., *Otites artemisetorum* Klokov, *Tragopogon borysthenticus* Artemez. Все они входят в состав редких и занесены в Красную книгу Украины. Древесная растительность немногочисленна. В основном это устойчивые к засолению почв виды – лох серебристый *Elaeagnus argentea* Pursh., лох остролистый *Elaeagnus angustifolia* L. и ива *Salix albida* L.

Береговая линия изученных песчаных берегов с «очаговыми плавнями» на пересыпи Днестровского лимана в естественном состоянии претерпела нарастание [1, 2, 12]. Особенно интенсивным оно было в 60-90-х годах XX столетия, когда появились и закрепились межваловые озера. Но уже в 90-х берег нарастал гораздо медленнее. А в начале XXI века он стабилизировался. А затем он и вовсе стал размываться. Основная причина – негативное антропогенное влияние. Растительность вокруг озер стала уничтожаться. Озера засыпаются чужеродной грунтовой массой. Уничтожаются защитные песчаные кучугуры, а огромное количество песка (более 30 м³/м) вывозится. Уникальный ландшафт с его краснокнижными видами растений и животных застраивается. Поверхность Днестровской пересыпи становится ниже относительно уровня моря, а потому все чаще подвергается затоплению морской водой. В итоге происходит засоление почв. Нарушается режим и свойства подземных вод не только под влиянием экскавации, изменения рельефа и состава наносов, но также и в связи перенаселения пересыпи и отсутствия достаточно мощных очистных сооружений. В этой связи можно утверждать, что уничтожение уникального природного комплекса, потеря им полезных свойств, вызвана географической безграмотностью местной власти и нерациональным природопользованием.

Выводы

После изложения материалов данной статьи, соответственно цели и задач исследования, можно прийти к таким выводам.

Водно-болотные угодья «очагового» типа возникают на песчаных аккумулятивных формах рельефа в условиях современного

избытка наносов в береговой зоне, их накопления и нарастания берега. Непременным элементом угодий данного типа являются мелкие, вытянутые вдоль берега «межваловые» озера, в которых структура природной системы принципиально отличается от структуры окружающего ландшафта.

Механизм формирования мелких озер насчитывает 6 основных стадий, в течение которых оформляется морфометрия озера и зарождается его физико-географическая система в составе подвижного ландшафта, с песчаными пляжами, береговыми дюнами, межваловыми озерами, «язвами выдувания» и другими элементами. Именно отдельные «очаги» озер образуют плавни с водными, болотными и околводными организмами, угодья для гнездования, нагула и отдыха птиц.

Действие природного механизма формирования межваловых озер опирается на возникновение и развитие пляжевых оффсетов, кулисных подводных валов и штормовых надводных валов на участках разгрузки песчаных вдольбереговых потоков наносов. Песчаный субстрат, подвижность рельефа, ограниченность площади и глубины мелких озер, режим подземных вод, процессы почвообразования, оторванность гидрологического и гидрохимического режима от моря и пресноводных водоемов, состав флоры и фауны обеспечивают уникальность образовавшегося ландшафта.

ЛИТЕРАТУРА

1. Выхованец Г. В. Факторы формирования ветропесчаного потока наносов на береговых аккумулятивных формах // Исследования береговой зоны морей: Сб. научн. трудов. – Киев: Изд-во Карбон Лтд, 2001. – С. 54 – 67.
2. Выхованец Г. В. Современное состояние Днестровской пересыпи на северо-западном побережье Черного моря // Причерном. Экологич. бюллетень. – 2005. – № 3-4 (17-18). – С. 54 – 84.
3. Зенкович В. П. Основы учения о развитии морских берегов. – Москва: Изд-во АН СССР, 1962. – 710 с.
4. Климентов Л. В. О содержании понятия «плавни» и их народно-хозяйственном значении // Развитие новых исследований природных ресурсов: Сб. научн. трудов. Отв. ред. С. Т. Белозоров. – Одесса: Изд-во ОГУ, 1963. – С. 22 – 25.
5. Лонгинов В. В. О возможности расчета расхода песчаных наносов вдоль отмелого песчаного берега // Океанология (Москва). – 1965. – Т. V. – Вып. 3. – С. 452 – 465.

6. Попова Е. Н. Современное состояние флоры и растительности на пересыпи Днестровского лимана // Причерном. Экологич. бюллетень. – 2005. – № 3-4 (17-18). – С. 175 – 187.
7. Стойловский В. П. Водно-болотные угодья Азово-Черноморского региона в системе природоохранных и управленческих решений. – Одесса: Феникс, 2003. – 310 с.
8. Шуйский Ю. Д. Некоторые вопросы динамики кулисных подводных валов // Развитие новых исследований природных ресурсов: Сб. научн. трудов. Отв. ред. С.Т.Белозоров. – Одесса: Изд-во ОГУ, 1963. – С. 42 – 45.
9. Шуйский Ю. Д. Некоторые формы рельефа в береговой зоне песчаных берегов Черного моря // Известия Всесоюз. Географич. Об-ва. – 1965. – Т. 97. – Вып. 5. – С. 456 – 460.
10. Шуйский Ю. Д. Некоторые данные промерно-грунтовых работ в береговой зоне Восточной Балтики // Новые исследования береговых процессов: Сб. научн. трудов. Ред. В. П. Зенкович. – Москва: Наука, 1971. – С. 127 – 136.
11. Шуйский Ю. Д. Географическое положение и структура устьевой области Днестра на побережье Черного моря // Причерном. Экологич. бюллетень. – 2005. – № 3-4 (17-18). – С. 29 – 41.
12. Шуйский Ю. Д., Выхованец Г. В. Современное состояние пересыпи Днестровского лимана на побережье Черного моря // Причерном. Экологич. бюллетень. – 2007. – № 4 (26). – С. 10 – 28.
13. Юрченко Ю. Ю., Гончаров А. Ю. Малые водоемы Каролино-Бугаза и Затоки: биологические и гидрохимические характеристики // Эколого-экономические характеристики Днестра: Сб. научн. трудов. – Одесса: ИНВАЦ-пресс, 2006. – С. 129 – 131.
14. Shuisky Y. D. Approaches to the study of cheniers along the coastline of the Soviet Union // Marine Geology. – 1989. – V. 90. – № 4. – P. 289 – 296.

Надійшла до редколегії 22.11.2010

УДК 551.436+556.51+004.9

С. В. КОСТРИКОВ, д-р геогр. наук, проф., **В. А. БЕРЕЖНИЙ**, асп.

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

ДО ПИТАННЯ ПОРОГОВИХ (ГРАНИЧНИХ) СИТУАЦІЙ В ГІДРОЛОГО-ГЕОМОРФОЛОГІЧНІЙ СИСТЕМІ ВОДОЗБОРУ

Подаються деякі теоретичні підвалини та практична реалізація через програмне забезпечення моделювання граничних геоморфологічних ситуацій в системах водозбірних басейнів. Обговорюється зв'язок системного підходу в геоморфології із концепцією граничних ситуацій. Обґрунтовуються поняття “гідролого-геоморфологічна система водозбору”, “гранична (порогова) геоморфологічна ситуація” і “чутливість системи водозбору”. Пропонується апарат формалізації опису порогових ситуацій через індексний метод і коефіцієнтні моделі. Подаються дві окремі моделі, кожна із яких відбиває певний коефіцієнт граничної геоморфологічної ситуації. Викладений підхід апробований через побудову геоінформаційної моделі трьох водозбірних площ у верхній частині басейну р. Оскіл. На цій основі змодельоване проходження певної граничної ситуації в системі водозбору.

Ключові слова: флювіальна геоморфосистема, геоінформаційна модель, водозбір, гідролого-геоморфологічна система водозбору, гранична геоморфологічна ситуація, відгук водозбору

Kostrikov P. V., Beregniy V. A.

TO QUESTION OF THRESHOLD (MAXIMUM) SITUATIONS IN HYDROLOGIC-GEOMORPHIC WATERSHED SYSTEM

This paper represents some theoretical principles and applied software implementation of geomorphic threshold modeling. The paper discusses both the system approach in geomorphology and the geomorphic threshold concept as well as the following base definitions: “hydrologic-geomorphic watershed system”, “geomorphic threshold”, and “watershed sensitivity”. There have been suggested some mathematical tools for geomorphic threshold description. Two separate geomorphic threshold ratio models have been suggested. The approach given has been implemented for three watersheds in the upper part of Oskil-river basin with a GIS-model of this area. The threshold exceeding has been modeled in this way.

Key words: fluvial geomorphosystem, geoinformation model, watershed, hydrologic-geomorphic watershed system, geomorphic threshold, watershed response

Костриков С. В., Бережний В. А.

К ВОПРОСУ ПОРОГОВЫХ (ПРЕДЕЛЬНЫХ) СИТУАЦИЙ В ГИДРОЛОГО-ГЕОМОРФОЛОГИЧЕСКОЙ СИСТЕМЕ ВОДОСБОРА

Предлагаются некоторые теоретические фундаментальные принципы и практическая реализация посредством программного обеспечения моделирования предельных геоморфологических ситуаций в системах водосборных бассейнов. Обсуждается связь системного подхода в геоморфологии с концепцией предельных ситуаций. Обосновываются понятия "гидролого-геоморфологическая система водосбора", "предельная (пороговая) геоморфологическая ситуация" и "чувствительность системы водосбора". Предлагается аппарат формализации описания пороговых ситуаций через индексный метод и коэффициентные модели. Представлены две отдельные модели, каждая из которых предлагает определенный коэффициент предельной геоморфологической ситуации. Изложенный подход апробирован через построение ГИС-модели трех водосборных площадей в верхней части бассейна г. Оскол. На этой основе смоделировано прохождение определенной предельной ситуации в системе водосбора.

Ключевые слова: флювиальная геоморфосистема, геоинформационная модель, водосбор, гидролого-геоморфологическая система водосбора, предельная геоморфологическая ситуация, отзыв водосбора

Вступ до проблеми. Концепція визначення порогових (граничних) ситуацій течії природних або штучних процесів займає суттєве місце у предметній галузі фізичних та технічних дисциплін. Однак, в науках геолого-географічного циклу, взагалі, та в геоморфології зокрема, приклади відповідного концептуального підходу дотепер були достатньо винятковими та переважно пов'язаними із публікаціями англомовної геоморфологічної школи (J. Bradford, W. Bull, D. Coates, M. Kirkby, W. Langbein, L. Peltier, S. Schumm та інші). З іншого боку, лише кілька публікацій радянських та російських авторів можна розглядати причетними до предметного напрямку *граничних (порогових) геоморфологічних ситуацій (ГГС)*. Це, наприклад, роботи М. І. Маккавєєва [1-3], М. А. Флоренсова [4], Ю. Г. Сімонова [5, 6], О. І. Скоморохова [7] та інші.

Протягом останнього сторіччя, зокрема, починаючи приблизно з 1950-х років, достатньо підходів щодо дослідження стану, функціонування та розвитку *відкритої геоморфологічної системи (ВГС)* ґрунтувалися на концепції, яка так чи інакше приймала до уваги високу ймовірність досягнення або рівноважного стану, або «стану сталої нерівноваженості» між формами рельєфу та геоморфологічними процесами при їх взаємодії при перетворенні підстильної поверхні. У цьому відношенні доцільно послатися, наприклад, на наступний змістовний огляд [8].

Деякі із дослідників приймали постулат, згідно якому рівноважний стан у процесах рельєфоутворення має місце тоді, коли механізми саморегуляції ВГС забезпечують та-

ку відповідність серед багатьох змінних, як факторів зовнішнього імпаку на неї, так і внутрішніх чинників її розвитку, при якій перетворення морфології рельєфу майже не відбувається протягом певного часу. Тобто, якщо параметри функціонування, динаміки та розвитку ВГС, відповідно до такої концепції, досягають *стану самовпорядкованості*, тоді відповідний цій системі реальний геоморфологічний об'єкт, наприклад, водозбірний басейн, має досягати певної, незалежної від течії часу, *самовпорядкованої конфігурації*: 1) морфології та морфометрії його поверхні, 2) топологічних, метричних та ангулярних властивостей його мережі рельєфу, 3) однорідності гідрологічного режиму в його межах [9, 10].

Інші автори, як, наприклад, радянські вчені, на яких вже посилалися вище, так і деякі представники англомовної геоморфологічної школи (наприклад [11]), віддавали перевагу дослідженню саме природи процесу перманентних змін у морфології рельєфу земної поверхні – перманентних змін у структурі ВГС – на відміну від дослідження природи досягнення рівноважного стану морфології рельєфу та самовпорядкованої конфігурації ВГС. Подібний підхід, як правило, обґрунтовувався тією обставиною, що стан «рівноважності та впорядкованості рельєфу» є поняттям занадто суб'єктивним, і якщо і може бути досягнутий, то на дуже короткий проміжок часу. На користь такого погляду приводяться достатньо прості міркування. Тектонічні рухи, кліматичні зміни, просторова диференціація у здатності поверхневих відкладень бути еродованими, залежність від

місцеположення щодо техногенного імпаکتу – все це швидше обумовлює саме феномен перманентних змін у географічному ландшафті, а не досягнення стану врівноваженості як його окремих компонентів, так і всього ландшафту у цілому. Так, можна погодитися, що довгострокове пристосування до стану врівноваженості *схилкових підсистем* відкритої геоморфосистеми буде мати своїм наслідком ще більш довше пристосування до відповідного стану *підсистем мережі рельєфу* (*руслкових та вододільних*). Однак, з іншого боку, є всі підстави стверджувати, що саме флювіальні підсистеми ВГС (підсистеми мережі рельєфу водозбірного басейну) за певних обставин матимуть виражений тренд у напрямку досягнення принаймні *квазірівноважного стану*, коли для інших складових відкритої геоморфосистеми, наприклад, регіонально окреслених шарів рихлих відкладень або топографічних інверсій, подібного тренду навіть припустити не можна.

Вказаний тренд флювіальних геоморфосистем (ФГМС) є, по-перше, обумовленим об'єктивною необхідністю їхнього взаємного пристосування у географічному просторі, а, по-друге, ускладненнями, які супроводжують таке пристосування, та котрі, в свою чергу, обумовлені саме наявністю граничних геоморфологічних ситуацій та механізмів зворотних зв'язків – і перші, і другі обумовлюють *комплексний гідролого-геоморфологічний відгук водозборів* [12, 13]. При цьому треба приймати до уваги, що саме водозбірні басейни є найбільш важливим типом одиниць морфогенетичного районування земної поверхні у регіонах поширення ерозійно-аккумулятивної морфоскульптури. Принциповою перевагою *водозборів як об'єктів дослідження* ГГС може бути та обставина, що саме водозбірні басейни виступають, як єдине функціональне ціле у той час, коли особливості їх поверхні і процесів, що на ній відбуваються, мають досить різноманітні просторові зміст і подання. При геоінформаційному моделюванні на предмет визначення ГГС, флювіальний характер рельєфу водозбору об'єктивно відображається певною сукупністю ГС-об'єктів і має бути прийнятим до уваги разом із гідро-

логічним режимом басейну при формалізації опису останнього як об'єкта моделювання. Таким чином, методологічною підставою ГС-моделювання для визначення порогових геоморфологічних ситуацій доцільно прийняти дослідження *водозбірної організації флювіального рельєфу*. Раніше підкреслювалося [9], що за великим рахунком, доцільно було б чітко розділяти *організаційні й самоорганізаційні* механізми формування флювіального рельєфу й, відповідно, визначати *геоморфологічні системи двох таких типів*. Якщо для геоморфосистем першого типу (*організаційні*) елементарна зв'язаність має впливати, перш за все, з функціональної диференціації й необхідності “зшивання” результатів для вирішення більш загальних функціональних задач, то в другому випадку (*самоорганізаційні*), функціональна визначеність суттєво розмита, спостерігається функціональна взаємозамінність. Це виникає спонтанно, без попередньої регламентації. Функція, як результат у таких геоморфосистемах, є невід'ємною від процесу внутрішніх взаємодій, не підлеглих однозначно результату, та є самоцінною через спрямованість на збереження системної цілісності та низької ентропії. Чисто умоглядно можна припустити, що *зовнішні ГГС* (коли система має реагувати на зовнішній імпакт, наприклад, – на характер землекористування, зміни у кліматі та інше, і таким чином виникає порогова ситуація) мають бути присутні у флювіальних геоморфосистемах першого типу, в той час коли *внутрішні ГГС* (наприклад, необхідність водозбору певного розміру та форми пристосуватися до сусідства із іншими басейнами) – у ФГМС другого типу.

Однак, навіть за умов сучасних методів дослідження й значних обсягів наявної первинної інформації, розподіл на організаційні й самоорганізаційні ФГМС, швидше за все, неможливо зробити хоча б приблизно об'єктивно. Тобто неможливо зробити, так би мовити, ортодоксальний розподіл таких геоморфосистем на два окремі типи структурної геоморфологічної впорядкованості. У такому випадку треба, по-перше, приймати водозбірну організацію флювіального рельєфу лише візуалізованим поданням *гідроло-*

го-геоморфологічної системи водозбору (ГГСВ) – рекурентного квазітелеологічного утворення, якому притаманна певна мета розвитку, у якій, однак, немає керуючого суб'єкту; а по-друге, визначати належність ГГСВ певного басейну до того чи іншого типу геоморфосистем – виключно за обставиною або наявності, або відсутності для цієї системи порогових геоморфологічних ситуацій.

Ціллю цієї статті є обговорення фундаментальних для предметної галузі флювіального геоморфогенезу понять, таких як: «порогова (гранична) геоморфологічна ситуація», «гідролого-геоморфологічна система водозбору» та «відгук водозбірного басейну»; доведення певного зв'язку між вказаними поняттями через запровадження новітніх кількісних методів їх оцінки; надання релевантних прикладів ГС-моделювання порогових ситуацій.

Гідролого-геоморфологічна система водозбору та граничні ситуації. Принципова можливість визначення та візуалізації ГГС через геоінформаційне моделювання полягає в існуванні певної методології такого моделювання та візуалізації самої ГГСВ. Подібна методологія була розроблена та подавалася раніше [9, 14]. Зокрема пояснювалося, що ГС-модель цієї системи є моделлю онтологічної сутності (матеріального об'єкту), природної системи, складові якої поєднуються у просторово-функціональне ціле через *гідролого-геоморфологічний процес*. Під останнім розуміється більш широке тлумачення (в рамках двох предметних галузей – геоморфології й гідрології) процесу флювіального рельєфоутворення. Просторово-функціональне ціле утворюється саме через взаємодію двох вказаних складових цієї системи – флювіального рельєфу і гідрологічного режиму водозбору. Особливості їх відгуку-реакції на зміну характеру і ступеню впливу факторів довкілля мають бути індикаторами стадії розвитку *внутрішньої ГГС*. Дві вказані складові структурно поєднуються у єдине ціле, оскільки морфологічною основою басейну є система взаємосполучених русел постійних і тимчасових водотоків, а також утворених цими водотоками відповідно гідролого-геоморфологічному відгуку водозбору на ме-

теорологічні явища ярів, балок, річкових долин і порожнин. Проходячи стадії розвитку ГГС, гідролого-геоморфологічна система водозбору має підкорятися дії геогенетичного закону Д. В. Рундквіста [15], який щодо цієї системи можна сформулювати наступним чином: фази розвитку різнопорядкових субводозборів у великому басейні можуть слідувати лише в еволюційно й функціонально закріпленій послідовності; кожний субводозбір має повторювати еволюційні етапи всього басейну, але, можливо, з дуже швидким їх проходженням, або з еволюційно закріпленою відсутністю.

Водозбірний басейн як реальний геоморфологічний об'єкт забезпечує об'єктивні критерії для визначення порогових ситуацій у своїй гідролого-геоморфологічній системі в двох наступних аспектах: 1) як в обмеженому цілому на земній поверхні, в якому базові кліматичні показники можуть бути виміряні, а морфологія флювіального рельєфу – однозначно описана, та 2) як в системі, функціонування якої може бути оцінено балансовим методом через “прихід – витрату” вологи та енергії. У той же час, та обставина, що певна будова мережі рельєфу водозбору однозначно обумовлена, по-перше, гідравлічною геометрією русел й, по-друге – їх по-вдольжніми профілями, дає можливість говорити, що існують об'єктивні критерії визначення та навіть візуалізації як «внутрішніх», так і «зовнішніх ГГС».

Концепція порогових геоморфологічних ситуацій була вперше обґрунтована та отримала подальший розвиток в роботах С. Шумма [12, 16]. Зокрема, цим дослідником визначалися зовнішні та внутрішні ГГС, які вже згадувалися в цій статті вище. Відгук відкритої геоморфосистеми на зовнішній імпакт визначався у вказаних публікаціях як *зовнішня гранична ситуація*. Звичайно, така ГГС також існує в рамках геоморфосистеми, однак вона не може бути пройдена (вирішена) без впливу *зовнішніх параметрів* розвитку-функціонування геоморфосистеми. *Внутрішні ГГС* виникають та мають бути пройдени на підставі вже *самоорганізаційних здатностей* геоморфологічної системи. Їх можна визначати на прикладі розвитку схилів (три-

вальной процес вивітрювання, потім – раптова зміна морфології схилу, тобто проходження внутрішньої ГГС), або, як вже визначалося – на прикладі взаємного пристосовування окремих частин мережі рельєфу – субводозборів – в межах великого басейну.

Із наочних загальних прикладів *проходження межі* граничних ситуацій в гідролого-геоморфологічній системі водозбору можна вказати на морфологічні наслідки в рельєфі поверхні водозбору катастрофічної поведінки або розвиток масштабних зсувів на схилах річкової долини.

Вже перший варіант концепції ГГС в редакції С. Шумма був викликом багатьом ортодоксальним геоморфологічним підходам, оскільки передбачав можливість змін в морфології рельєфу *без змін зовнішнього імпаکتу*, тобто фактично припускав імовірність існування самоорганізаційної геоморфосистеми, такої, як, наприклад, зазначена вище ГГСВ. Подібний підхід відразу мав неабияке прикладне значення, оскільки припускав можливість раптового розвитку, наприклад, катастрофічної ерозії на водозборі за умови попереднього достатньо тривалого функціонування системи водозбірного басейну в умовах звичайного зовнішнього впливу.

Дещо пізніше за роботи С. Шумма були опубліковані більш повні класифікації ГГС, які окрім розподілу граничних геоморфологічних ситуацій на зовнішні та внутрішні, також виокремлювали такі ГГС, що стосуються як критичних змін у течії процесу, з одного боку, так і у морфології рельєфу – з іншого; які розподілялися за масштабом ГГС; за фізичними характеристиками явища ГГС; окремо визначалися ГГС, спричинені людиною [17].

На підставі викладеного, вважаємо, що можна дати наступне визначення граничної ситуації в системі водозбору. *Порогова (гранична) геоморфологічна ситуація в гідролого-геоморфологічній системі водозбору є певним часовим репером або проміжком часу, який відокремлює одну від одної дві моди функціонування всієї геоморфосистеми або належної до останньої певної підсистеми.* Концепція граничних ситуацій в геоморфології може певним чином включати у себе

міркування про можливість досягнення ВГС рівноважного стану, або «стану сталої неврівноваженості» (див. вище у статті), однак треба мати на увазі, що часовими реперами, які відокремлюють одну моду (спосіб) функціонування геоморфосистеми від іншої, є саме ГГС, а не «точки або періоди врівноваженості». Останні, безумовно, можуть траплятися, однак, у багатьох випадках – лише як відгук геоморфосистеми на зовнішній імпакт, і більш того – за великим рахунком, з точки зору спостерігача можуть сприйматися як ті ж самі граничні ситуації. Наприклад, коли з певного проміжку часу в зрілому «виробленому» річищі через новітні тектонічні рухи процеси руслової ерозії знову переважають процеси акумуляції, як це було на ранніх стадіях існування русла цього водотоку.

Концепція граничних ситуацій фокусує увагу тільки на тих внутрішніх параметрах геоморфосистеми та її комплексних відгуках на зовнішній імпакт, які можуть змінити саму моду функціонування цієї системи. Можна припустити, якщо концепція геоморфологічної врівноваженості об'єктивно обумовлена існуванням в самоорганізаційній геоморфосистемі механізмів зворотних зв'язків саморегуляції, то джерела концепції ГГС знаходяться в наявності у відкритих геоморфологічних системах першого типу (організаційних) механізмів зворотних зв'язків, так би мовити, «самопосилення». Таким чином, саме методологічний підхід до визначення ГГС може бути доречним при дослідженні, наприклад, аномальних збурень у геоморфосистемах, спричинених варіаціями у антропогенному імпакті на них.

Коефіцієнтний аналіз для визначення ГГС в гідролого-геоморфологічній системі водозбору. Індексний метод і побудова простих та агрегатних коефіцієнтів для формалізації характеристик мережі флювіального рельєфу раніше вже обґрунтовувались [18, с. 156-165]. Подібний підхід цілком може бути застосований для визначення порогових ситуацій у ГГСВ. Взнявши за основу відому методику коефіцієнтного аналізу як морфології флювіального рельєфу [11], так і феномену флювіального рельєфоутворення, що підпадає під зроблене тут визначення «гідролого-

геоморфологічного процесу» [19], щодо ГГС можна зробити наступні міркування. У разі якщо гранична ситуація відповідає балансовому співвідношенню між двома протилежними трендами гідролого-геоморфологічного процесу, певний пропорційний коефіцієнт подає вказане співвідношення, а в цьому коефіцієнті чисельник, та знаменник відбивають відповідні протилежні тренди.

Доцільно, на нашу думку, ввести таке оціночне поняття як «*коефіцієнт граничної геоморфологічної ситуації*» (КГГС). Частина геоморфосистеми (або система цілком) може бути оцінена як така, що знаходиться або у стані ГГС, або у стані «сталого врівноваженості», якщо КГГС дорівнює одиниці. При такому підході отримуємо низку цікавих можливостей. Наприклад, порогові ситуації (або навіть окремі їх складові) можуть бути порівняні одна із одною. Через *індексний метод* мають бути описані умови проходження даної ГГС і, таким чином, зміни способу функціонування геоморфосистеми; а через *коефіцієнтні моделі* запроваджується алометричний підхід до визначення граничних ситуацій. Останнє можливо з огляду на те, що, так би мовити, «відносна вага» двох або більше компонентів геоморфосистеми саме таким чином використовується для опису порогової ситуації.

Змінні, які використовуються у КГГС, можуть бути простими або складними у залежності від ступеню наближення до реального геоморфологічного об'єкту моделі де використовується такий коефіцієнт. Наприклад, коефіцієнтом порогової ситуації, яка відповідає домінантним рельєфоутворюючим процесам на схилах річкової долини, тобто безпосередньо – в межах ГГСВ, є *КГГС схилового стоку*, який через *коефіцієнтну модель* записується як:

$$0,9 \leq \frac{MF_{\text{пов_стік}}}{NF_{\text{інфільтр}}} \leq 1,1, \quad (1)$$

де *MF_{пов_стік}* – група факторів, яка обумовлює відповідний вказаним умовам поверхневий стік; *NF_{інфільтр}* – група факторів, яка обумовлює інфільтрацію на схилах.

Фактично вираз (1) кількісно описує *наближення до ГГС* у інтервалі, на який при-

пускається 0,2, а сама порогова ситуація матиме місце виключно у випадку *КГГС=1*. Розглянемо умови створення ГГС, наприклад, у випадку весняного сніготанення на схилах річкової долини. Двома головними факторами, які збільшують в даному випадку *обсяг та інтенсивність стоку*, є інтенсивність сніготанення (залежить, в свою чергу, від величини шару снігового покриву та перепаду температури) та величина похилу. Факторами, які впливають на особливості іншої компонентної складової геоморфосистеми – *інфільтраційної здатності підстильної поверхні* – є її жорсткість, характерна водопроникність, щільність рослинного покриву, локальний індекс вертикального дренажу вологи у ґрунті. Зрозуміло, що у залежності від певного співвідношення «факторної ваги» кожного із двох вказаних компонентів ГГСВ (схилового стоку та інфільтрації), для кожної окремої гідролого-геоморфологічної системи водозбору показник КГГС із (1) буде посідати певне місце у «пороговому інтервалі» 0,9-1,1.

Гранична геоморфологічна ситуація, що описується через (1), відокремлює протилежні домінантні процеси у ГГСВ, однак, з іншого боку, зрозуміло, що протягом лише весняного сніготанення не відбудеться ні радикальних змін у морфології рельєфу поверхні водозбору, ні переходу цієї поверхні у стан «сталого геоморфологічного врівноваженості». Таким чином, оскільки флювіальний рельєф водозбору, як і рельєф земної поверхні взагалі, є відомим своєю консервативністю, в якості індикаційної характеристики *розвитку ГГС у часі* може бути обрана інша складова єдиного гідролого-геоморфологічного процесу – гідрологічний режим водозбору, у першу чергу, ті його параметри, які мають рельєфоутворююче значення.

Для цього через відому методику (наприклад, із [1-3] або із [19]) розраховується транспортуюча здатність руслового потоку, та встановлюється наступний ключовий параметр *q_s* – модуль об'ємної твердої витрати ґрунтових фракцій, *м³/с·км²*. Саме *співвідношення потужності руслового потоку і його транспортуючої здатності* описує наявність або відсутність у ГГСВ іншої ГГС, яка

відокремлює спосіб функціонування геоморфосистеми відповідно у стані 1) *руслової ерозії*, 2) *аккумуляції* або 3) *рівноваги* між цими процесами. Першим на принципову можливість формалізованого опису такої ГГС вказував В. Бул [11], а якщо тут застосувати методику подання КГГС за аналогією з виразом (1), і зробити запис саме для випадку весняного сніготанення, тоді матимемо (співвідношення чисельника та знаменника приводяться до однакових одиниць):

$$0,9 \leq \frac{q_{MAX}}{q_s} \leq 1,1, \quad (2)$$

де q_{MAX} – максимальний модуль весняного стоку, л/с \cdot км².

Показник q_{MAX} відбиває загальну потужність рідкого поверхневого та руслового стоку у водозборі, та міститься у чисельнику КГГС із (2), оскільки раніше вже доводилося, що в рамках поняття *чутливості гідролого-геоморфологічної системи водозбору* саме тверді витрати у будь-якому замикаючому створі є найбільш чутливі до показнику рідких витрат та похилу русла або схилу [13]. Збільшення q_{MAX} в (2) сприяє збільшенню твердих витрат, тобто посиленню ерозії, а збільшення знаменника (що обумовлюється більшими твердими витратами, більшим розміром частинок ґрунту, які транспортуються, більшою гідравлічною жорсткістю) обумовлює тенденцію до аккумуляції. Змінні, які формують у чисельнику та знаменнику інтегральні показники q_s та q_{MAX} і, відповідно, обумовлюють рух гідролого-геоморфологічної системи водозбору у напрямку одного або іншого тренду даної геоморфосистеми є достатньо численними, однак, щоб до кінця формалізувати, наприклад, необхідну ГІС-модель, і обираються такі узагальнюючі характеристики. Не всі ті змінні, що обумовлюють інтегральні показники із (2), мають емпіричний характер. Наприклад, гідравлічна жорсткість не може бути безпосередньо виміряною у польових умовах. У будь-якому разі, методика оцінки відповідного КГГС згідно (2) представляється більш адекватною, аніж багато традиційних прогностичних розрахунків переважання або руслової та схилової ерозії, або аккумуляції, що виконується на підставі рівнянь, де домінують

факторне значення у більшості випадків має лише величина похилу.

КГГС із (2) відбиває зміни як у домінуючих процесах флювіального рельєфоутворення, так і у морфології рельєфу поверхні водозбору. Причому, періоди «сталого геоморфологічного врівноваження» можуть співпадати із цією пороговою ситуацією у той час, коли загальна потужність поверхневого та руслового рідкого стоку у водозборі дорівнює його транспортуючій здатності, а вираз (2), відповідно, дорівнює одиниці.

Порогова ситуація, яка описується через (2), грає ключову роль у комплексній взаємодії схилових та підсистем флювіальної мережі відкритої геоморфосистеми, вона відбиває прямі та зворотні зв'язки між ними, знаходиться в складній взаємодії із *гідролого-геоморфологічним відгуком водозбору* [20]. Наприклад, емпіричні дані про активізацію руслової ерозії, та, у той саме час, зменшення на відповідному проміжку русла обсягу алювіальних відкладень, свідчать про проходження ГГС у напрямку збільшення чисельника із (2). Розвиток широких алювіальних заплав може свідчити про проходження цієї ГГС у напрямку збільшення знаменника із (2). Створення паралельних одна одній терас вздовж річкової долини може свідчити про наближення ГГС до порогової ситуації, яка описується через (2). Зворотні зв'язки ефекту «самопосилення» періодично утримують геоморфосистему водозбору або на «ерозійному», або на «аккумулятивному боці» цієї порогової ситуації.

ГІС-моделювання ГГС та «чутливість» ГГСВ. Заключним етапом розгляду виникнення та течії граничних ситуацій у ГГСВ була побудова геоінформаційної моделі певної водозбірної площі та її обробка в авторському програмному забезпеченні *GIS-Module Ukrainian 1.5*. Відповідно, для оцінки ГГС за коефіцієнтними моделями (1) та (2) розраховувався вплив екстремальної повені (0,1% забезпеченості) на місцеположення головного русла та всієї мережі частин трьох водозбірних басейнів – річки Оскілець, верхів'їв р. Оскіл і частини водозбору р. Чуфічівка (рис. 1).

Порівнювалися два змодельованих стани рельєфу і гідрологічного режиму території:

за умов «нормального довкілля», коли обидві коефіцієнтні моделі ((1) і (2)) дорівнюють приблизно одиниці і присутня порогова ситуація «сталого геоморфологічного врівноваження» (*ліве вікно* інтерфейсу); та за умовами наслідку серії екстремальних весняних повеней через підвищення середньої висоти сніжного покриву із звичайних (приблизно 30 см) до 80 см (*праве вікно* інтерфейсу – див. рис. 1). В останньому випадку гранична ситуація у ГГСВ є пройденою, а обидві коефіцієнтні моделі – *MF_нов_стік* / *NF_інфільтр* та q_{MAX} / q_s – *перевизують 1,1*. Інформаційна стрічка в нижній частині інтерфейсу відповідає положенню курсору на електронній карті і подає відносні координати (x, y), абсолютну відмітку рельєфу (z) і значення порядку (*Rank*) в точці гирла, яке замикає цю флювіальну територію, а *Area* означає розмір водозбірної площі, яка замикається на це гирло. Для ГІС-моделювання проходження ГГС оцінювався вплив на цю територію послідовної серії повеней, яка би мала місце у період, що відповідає часовому лагу повторних спостережень за станом морфології рельєфу та гідрології водозбору в 60 років. За методикою аналізу багаторічних спостережень за сніговим покривом виділялися 5 *пікових років* (1:12), які характеризувалися таненням снігового покриву, що узимку мав відповідну середню висоту в 90, 95, 80, 70 і 65 см. Характерно, що після двох перших, найбільш великих повеней зміни у морфології рельєфу та в гідрологічному режимі були мінімальні, що може бути пояснено успадкованою сталістю гідролого-геоморфологічної системи цих водозборів через відповідний вріз русел і заплавного та прибережного відкладення твердого матеріалу із мулів та глин. Тобто зберігалася порогова ситуація, яка повністю відповідала умовам із (1) та (2). Тільки повені останніх двох років (із висотою снігового покриву в 70 і 65 см) надали остаточних змін у довкілля водозборів (див. рис. 1, *праве вікно*), і за цих умов стала ГГС була пройдена. Саме проходження граничної ситуації через накопичення кількісних змін у впливі зовнішніх чинників призвело до нового якісного стану геоморфосистеми водозбору. Була змінена “чутливість ГГСВ”, яка імо-

вірно обумовлюється конфігурацією будови, тобто структурними особливостями гідролого-геоморфологічної системи водозбору (рис. 2). Зауважимо, що всі три басейни (Оскільця, верхів'їв Осколу та Чуфічевки) реагують на зовнішній імпакт достатньо синхронно, що пояснюється їх незначним розміром.

Результати оцінки проходження ГГС, висновки та перспективи. Ця друга ілюстрація (рис. 2) впливає із результатів ГІС-моделювання (рис. 1) та відбиває зв'язок *нелінійності* відгуку ГГСВ на зміни у довкіллі із особливостями проходження ГГС у даній системі водозбору. Зрозуміло, що стану ГГС відповідає головна діагональ цього *графіка нелінійності відгуку*. У одних випадках можуть мати місце непропорційно великі тверді витрати із водозборів через “надчутливість” їхніх ГГСВ до антропогенних і кліматичних чинників довкілля (*a* – площа графіка *над діагоналлю 1:1*). Незважаючи на те, що у такому разі знаменник коефіцієнтної моделі (2) буде певним чином зростати, результативне значення цього відношення буде *значно вищим за 1,1*, та відбиватиме тренд геоморфосистеми в напрямку пікової руслової та силової ерозії. У іншому випадку – спостерігатиметься протилежна картина (*b* – площа графіка, яка розташована *під діагоналлю 1:1*). «Недостатня чутливість» гідролого-геоморфологічної системи водозбору може імовірно обумовлювати проходження геоморфологічного порогу таким чином, що геоморфосистема розвиватиметься в напрямку тієї моди свого функціонування, яка характеризується помітним переважанням акумуляційних процесів, і, відповідно, коефіцієнтна модель (2) матиме значення *нижче за 0,9*.

Розуміння як внутрішніх зв'язків у гідролого-геоморфологічній системі водозбірного басейну, так і характеру її відгуків на вплив зовнішніх факторів довкілля, в певному аспекті може бути досягнуте через формалізований опис течії та проходження граничних геоморфологічних ситуацій в рамках цієї системи.

На нашу думку, запропоновані тут коефіцієнтні моделі за умовами подальшого розвитку методики їх калібрування та використання можуть стати достатньо ефективними для менеджменту водозбірних басейнів.

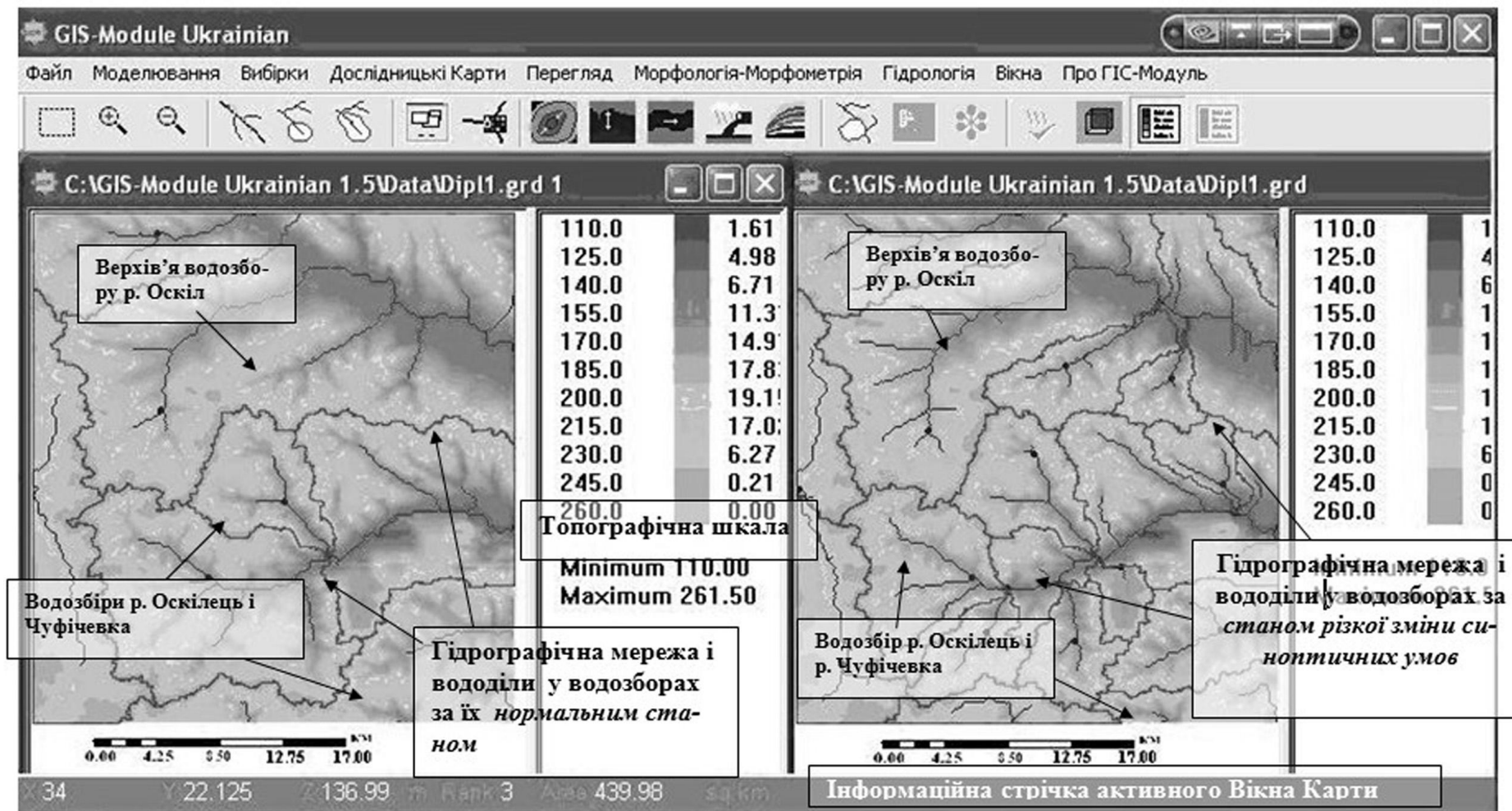


Рис. 1. Результати геоінформаційного моделювання проходження граничної ситуації в ГГСВ через зміну у впливі чинників довкілля – синоптичних умов, що призвели до череди зим із збільшенням снігового покриву у 2,7 рази у порівнянні із середніми багаторічними показниками

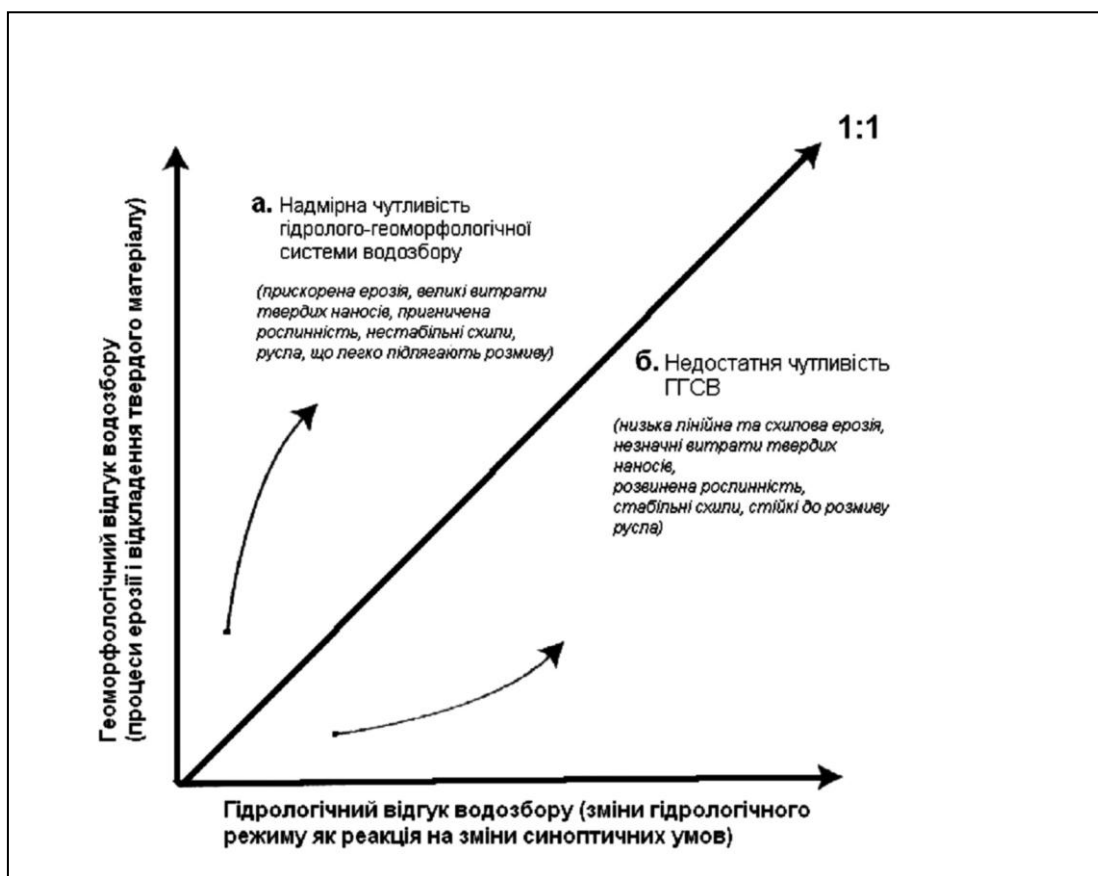


Рис. 2. Зв'язок проходження граничної геоморфологічної ситуації із нелінійністю відгуку водозборів через різну «чутливість» їхніх ГГСВ

ЛІТЕРАТУРА

1. Маккавеев Н. И. Русло реки и эрозия в ее бассейне / Н. И. Маккавеев. – М.: Изд-во АН СССР, 1955. – 345 с.
2. Маккавеев Н. И. Русловые процессы и их отражение в рельефе / Н. И. Маккавеев. // Современные процессы рельефообразования. – М.: Наука. – 1970. – С. 196-202.
3. Маккавеев Н. И. Сток и русловые процессы / Н. И. Маккавеев. – М.: Изд-во МГУ, 1971. – 115 с.
4. Флоренсов Н. А. Очерки структурной геоморфологии / Н. А. Флоренсов. – М.: Наука. – 1978. – 237 с.
5. Симонов Ю. Г. Анализ геоморфологических систем / Ю. Г. Симонов // Актуальные проблемы теоретической и прикладной геоморфологии. – М.: МФГО. – 1976. – С. 69-92.
6. Симонов Ю. Г. Морфолитогенез областей транзита и аккумуляции рыхлых отложений / Ю. Г. Симонов, Т. Ю. Симонова // Вестн. Моск. ун-та. Сер.5, География. – 2005. – № 4. – С. 3-8.
7. Скоморохов А. И. О двух тенденциях в развитии овражно-балочного рельефа и возможностях противозерозийной защиты почв / А. И. Скоморохов // Геоморфология. – 1984. – № 1. – С. 103-111.
8. Черванев И. Г. Развитие представлений о саморегулировании и самоорганизации рельефа / И. Г. Чер-

- ванев, В. А. Боков // Самоорганизация и динамика геоморфосистем: материалы XXVII Пленума Геоморфологической комиссии РАН / отв. ред. А.В. Поздняков. – Томск: Изд-во Ин-та оптики атмосферы СО РАН, 2003 – С. 14-19.
9. Костріков С. В. Гідролого-геоморфологічний підхід до дослідження водозбірної організації флювіального рельєфу / С. В. Костріков // Український географічний журнал. – 2006. – № 3 – С. 46-54.
10. Костріков С. В. Ангулярність флювіального рельєфу, її моделювання та аналіз / Костріков С. В., Черванев І. Г. // Український географічний журнал. – 2009. – № 1. – С. 8-14.
11. Bull W. D. Allometric change of landforms / W. D. Bull // Geological Society of America Bulletin. – 1985. – Vol. 96. – P. 1489-1498.
12. Schumm S. A. Geomorphic thresholds and complex response of drainage systems / Schumm S. A. // Fluvial geomorphology / ed. Morisawa M. – NY: NY University, Publ. Geomorphol, 1973. – P. 229-310.
13. Костріков С. В. Про деякі особливості зв'язку флювіальних процесів на водозборах із змінами у природно-антропогенному довкіллі / Костріков С. В. // Захист довкілля від антропогенного навантаження. – Харків-Кременчук, 2004. – Вип. 10 (12). – С. 57-69.
14. Костріков С. В. ГІС-моделювання флювіальних геоморфосистем для оцінювання поверхневого стоку

й запобігання ризикам його критичного режиму / С. В. Костріков, І. Г. Черваньов // Просторовий аналіз природних і техногенних ризиків в Україні: збірник наукових праць. – НАНУ: Інститут географії – Київ, 2009 – С. 21-25.

15. *Щербаков А. С.* Самоорганізація матерії в неживій природі: Філософські аспекти синергетики / Щербаков А. С. – М.: Изд-во Моск.ун-та, 1990. – 111 с.

16. *Schumm S. A.*: Geomorphic thresholds: the concept and its applications / Schumm S. A // Transactions of the Institute of British Geographers. New Series. – 1979. – Vol. 4. – No. 4. – P. 485-515.

17. *Coates D. R.* Perspectives on Geomorphic Thresholds / D. R. Coates, J. D. Vitek // Thresholds in Geomorphology / ed. by D. Coates. – GA&UW: Stroudsburg, 1980. – P. 3-22.

18. *Черваньов І. Г.* Флювіальні геоморфосистеми: дослідження й розробки Харківської геоморфологічної школи / І. Г. Черваньов, С. В. Костріков, Б. Н. Воробійов / під ред. І. Г. Черваньова – Харків: Вид-во ХНУ, 2006. – 322 с.

19. *Bagnold R.* Bedload transport by natural rivers / Bagnold R. // Water Resource Research. – 1977. – Vol. 13. – P. 303-312.

20. *Костріков С. В.* Морфологія рельєфу як керуюча ланка гідролого-геоморфологічного процесу на водозборі / С. В. Костріков, І. Г. Черваньов // Фізична географія та геоморфологія: міжвідомчий науковий збірник. – Київ, 2009. – Вип. 56. – С. 67-74.

Надійшла до редколегії 24.03.2011

УДК 911.2

О. В. ХОЛОПЦЕВ*, д-р геогр. наук, доц., **С. В. НЕКОС****, канд. геогр. наук, доц.

* *Севастопольський національний технічний університет*

** *Харківський національний педагогічний університет імені Г. С. Сковороди*

ПОРІВНЯЛЬНИЙ АНАЛІЗ РОБАСТНОСТІ РІЗНИХ МАТЕМАТИЧНИХ МОДЕЛЕЙ ДИНАМІКИ СЕРЕДНЬОРІЧНИХ ВИТРАТ ДНІПРА НА СТВОРІ КИЇВ

На прикладі часового ряду результатів спостережень за змінами витрат Дніпра на створі Київ з 1881 по 2008 рр. встановлено, що робастність до часових зсувів у майбутнє математичних моделей динаміки їх середньорічних значень, ідентифікованих з використанням методу нестационарних мод, вище ніж для авторегресійних моделей зазначеного процесу, які відповідають тим же періодам часу.

Ключові терміни: середньорічні витрати, Дніпро, створ Київ, математична модель, робастність, часові зсуви, прогнозування, ідентифікація, динаміка

Холопцев А. В., Некос С. В.

СРАВНИТЕЛЬНЫЙ АНАЛИЗ РОБАСТНОСТИ РАЗНЫХ МАТЕМАТИЧЕСКИХ МОДЕЛЕЙ СРЕДНЕГОДОВЫХ РАСХОДОВ ДНЕПРА НА СТВОРЕ КИЕВ

На примере временного ряда результатов наблюдений за изменениями расхода Днепра на створе Киев с 1881 по 2008 гг. установлено, что робастность к временным сдвигам в будущее математических моделей динамики их среднегодовых значений, идентифицированных с использованием метода нестационарных мод, выше чем для авторегрессионных моделей указанного процесса, соответствующих тем же периодам времени.

Ключевые слова: среднегодовые расходы, Днепр, створ Киев, математическая модель, робастность, временной сдвиг, прогнозирование, идентификация, динамика

Kholoptsev A., Nekos S.

COMPARATIVE ANALYSIS OF SOME MATHEMATICAL MODELS ROBUSTNESS OF YEARLY MEAN DNEPR CONSUMPTIONS ON KIEV SITE

On the example of the time series of yearly mean Dnepr consumptions observations results on Kiev site during the period 1881 - 2008 yrs. it is established that robustness to the time shifts to future of yearly mean values dynamics mathematical models, which are identified using nonstate modes method is higher than using studied process autoregression models with the regard to the same time periods.

Key words: yearly mean consumptions, Dnepr, Kiev site, mathematical model, robustness, the time shifts, prediction, identification, dynamics

Дніпро є одним з головних компонентів водних ресурсів Східної Європи, який протягом багатьох віків визначав особливості розвитку господарства, культури та менталітету народу України і являє собою його унікальне національне надбання [1]. Тому удосконалення методів прогнозування динаміки гідрологічних характеристик Дніпра є актуальною науковою проблемою фізичної географії та гідрології суходолу.

Однією з важливіших характеристик стоку Дніпра, яка визначає динаміку обсягів води, що накопичується у водосховищах, та може відбиратись для господарських потреб, без суттєвої шкоди для екосистем відповідних ділянок його пойми, є його середньорічні витрати, що розраховуються як середній за рік обсяг води, котрий за секунду проходить через той чи інший створ [2]. Ураховуючи на це, удосконалення методів прогнозування динаміки зазначеної характеристики являє собою не тільки наукову, але й гостру суспільно вагомую проблему, розв'язання якої визначає ефективність планування подальшого розвитку водного господарства України та багатьох інших секторів її економіки.

Спроби прогнозування динаміки середньорічних витрат Дніпра розпочалися вже у другій половині ХХ сторіччя. Разом з тим відносно вдалих результатів цих спроб отримано небагато. Серед них необхідно згадати розроблену академіком Івахненко А. Г. методику прогнозування [3], з використанням методу групового урахування аргументів (МГУА) [4, 5], а також запропонований Хлопцевим О. В. метод нестационарних мод [6].

Незважаючи на те, що точність прогнозів, які розроблено з використанням згаданих методик, у багатьох випадках є достатньою, їх практичне використання досі залишається обмеженим. Причиною цього є те, що у деяких випадках помилки згаданих прогнозів є занадто великими, а умови за яких вони трапляються досліджені недостатньо.

Встановлено, що за своїми статистичними властивостями динаміка середньорічних витрат річкового стоку у загальному випадку наближена до випадкових процесів, які є нестационарними [7] та негауссовими. Тому можливості використання відомих методів

прогнозування нестационарних процесів, основою яких є фільтри Калмана та інші алгоритми оптимальної фільтрації, викликають деякі сумніви. До того ж стан процесу, що розглядається, обумовлений спільною дією багатьох чинників. Серед цих чинників багато таких, моніторинг яких ніколи не відбувався. Тому їх статистичні властивості є невизначеними.

Згідно до сучасних уявлень про принципи прогнозування природних процесів [8], основою методик, що використовуються при його здійсненні, є ті чи інші математичні моделі. Вибір цих моделей визначається наявною апріорною інформацією про статистичні властивості процесу, що вивчається, та його зв'язки з іншими природними процесами. Він обумовлює статистичні властивості помилок прогнозів та їх адекватність.

У випадках, коли вся інформація про такий процес міститься у часовому ряді його спостережень, а особливості впливу на нього інших чинників є дослідженими недостатньо, як аргументи його математичної моделі можуть розглядатись лише фрагменти часового ряду його спостережень, які передують фрагментові, що розглядається як функція, на той чи інший час.

При такому складі апріорної інформації ідентифікованими можуть бути лише евристичні моделі, які реалізують метод МГУА, та авторегресійні моделі (далі АМ) [9], або моделі, що реалізують метод нестационарних мод [6] (далі МНМ).

На відміну від евристичних, моделі АМ та МНМ ідентифікують з використанням строгих оптимізаційних процедур. Тому ефективність моделювання процесів, що вивчаються, з їх використанням, як правило, перевищує ефективність моделей МГУА. Вона є тим вищою, чим більш тривалим є інтервал їх передісторії, що враховується при ідентифікації. Якщо тривалість цього інтервалу досить висока, зазначені моделі у багатьох випадках дозволяють забезпечити ефективність моделювання, що задовольняє деякі потреби практики.

Разом з тим, використання АМ та МНМ моделей при прогнозуванні динаміки відповідних природних процесів не завжди дозво-

ляє отримати задовільні результати через їх недостатню робастність до часових зсувів [10]. У багатьох випадках модель, ідентифікована з використанням деякого фрагменту часового ряду процесу, та ефективна при моделюванні його динаміки в межах цього фрагменту, при відповідному зсуві у майбутнє по відношенню до нього фрагменту, для якого здійснюється прогнозування, втрачає ефективність. На нових даних, що входять до такого фрагменту, помилки прогнозування суттєво зростають, внаслідок цього урахування таких прогнозів втрачає глузд. У таких випадках більш надійними є прогнози, основою яких є менш ефективні, але більш робастні моделі МГУА.

Можливості використання моделей АМ та МНМ у задачах прогнозування певного процесу визначаються тим, чи є адекватним припущення, згідно до якого їх параметри та ефективність залишаються незмінними, якщо фрагменти його часового ряду, що розглядаються як функція та аргументи, зсунути у майбутнє, залишивши незмінною їх тривалість.

Умови за яких зазначене припущення є адекватним, для багатьох природних процесів досі є невизначеними. Тому прогнози, що розроблені з використанням зазначених моделей, викликають певну недовіру.

Саме це має місце при прогнозуванні й такого процесу, як динаміка середньорічних витрат Дніпра на тих чи інших створах, на багатьох з яких гідрологічні спостереження розпочалися ще у ХІХ сторіччі [11].

Створом, на якому тривалість безперервних спостережень за динамікою стоку Дніпра є однією з найбільших, є створ Київ. Тут моніторинг цього процесу триває з 1881 року [12].

Кількість глобальних, великомасштабних та регіональних чинників, що здатні впливати на динаміку середньомісячних витрат Дніпра на створі Київ дуже велика, а їх сполучення, урахування якого при ідентифікації моделей цього процесу забезпечує їх достатню робастність до часових зсувів, досі не встановлено. Умови, за яких використання тої чи іншої моделі дозволяє досягти більш ефективного прогнозування, залишаються не визначеними.

Тому викликає інтерес порівняння можливостей прогнозування динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, з використанням моделей АМ та МНМ.

Ураховуючи на це, як об'єкт дослідження розглядалась динаміка середньорічних витрат річки Дніпро на створі Київ у період з 1881 по 2008 рр.

Предметом дослідження обрано порівняльний аналіз робастності до часових зсувів математичних моделей динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, які реалізують метод авторегресії та метод нестационарних мод, що ідентифіковані з урахуванням передісторії цього процесу за період з 1881 по 2008 рр.

Метою дослідження є визначення умов, за яких прогнозування динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, з використанням тої чи іншої з зазначених моделей, є більш ефективним.

Для досягнення цієї мети розв'язані наступні завдання:

1. Ідентифікація АМ та МНМ математичних моделей динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, з різними параметрами та використанням однакових фрагментів (а, б) часового ряду цього процесу, а також з їх використанням розробка відповідних прогнозів для моментів часу, що передують їх кінцям (б) з запередженнями на 1 рік.

2. Оцінка робастності до часових зсувів на 1 рік кожної з ідентифікованих АМ та МНМ моделей динаміки процесу, що вивчається.

Методика дослідження та фактичний матеріал

При розв'язанні першого завдання було ідентифіковано АМ та МНМ математичні моделі процесу $y[j]$ (j – номер року), що вивчається.

Модель АМ, являє собою рівняння лінійної множинної регресії, що має вигляд [9]:

$$Y[j] = c_0 + \sum_{i=1}^N (c_i x_i[j]), \quad (1)$$

де $Y[j]$ – часовий ряд результатів математичного моделювання процесу $y[j]$,

$x_i[j]$ – процеси аргументи, часові ряди який мають таку ж тривалість як і ряди, що відповідають $y[j]$.

C_i ($i=0, 1, \dots, N$) – дійсні константи, значення яких обрано так, щоб забезпечити мінімум P

$$P = \sum_{j=1}^M (Y[j] - y[j])^2 \quad (2)$$

Для визначення C_i використовується метод найменших квадратів [13], згідно до якого:

$$C = A^{-1} \cdot B \quad (3)$$

Де C – вектор коефіцієнтів моделі c_i , що містить $N+1$ компонентів,

$$B = \left\{ \begin{array}{c} \sum_{i=1}^M y_i \\ \sum_{i=1}^M y_i x_{i,1} \\ \dots \\ \sum_{i=1}^M y_i x_{i,N} \end{array} \right\} - \text{вектор, що складається}$$

ся також з $N+1$ компонентів

$$A = \left\{ \begin{array}{cccc} M & \sum_{i=1}^M x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} \\ \sum_{i=1}^M x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,1} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,1} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,1} \\ \sum_{i=1}^M x_{i,2} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,2} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,2} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,2} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \sum_{i=1}^M x_{i,N} & \sum_{i=1}^M x_{i,1} x_{i,N} & \sum_{i=1}^M x_{i,2} x_{i,N} & \dots & \sum_{i=1}^M x_{i,N} x_{i,N} \end{array} \right\}$$

– квадратна матриця,

де A^{-1} матриця, що є зворотною по відношенню до A [14]

МНМ модель, що вивчалась, має вигляд:

$$Y[j] = Ty[j] + K[j], \quad (4)$$

де $Ty[j]$ – лінійний тренд процесу, що розглядається, який розрахований для фрагменту ряду, котрий ураховувався при ідентифікації;

$K[j]$ – корельована нестационарна складова з нульовим середнім, що залежить від передісторії процесу $y[j]$;

$$K[j] = \sum_{k=1}^N A_k[j] \sin(\omega_k[j] + \varphi_k), \quad (5)$$

де: $A_k[j]$ – миттєва амплітуда k - моди

процесу ($k=0, 1, 2, i$ т.д.): $A_k[j] = \sum_{i=0}^{M_a} a_{ki} \cdot j^i$;

$\omega_k[j]$ – її миттєва фаза, що є нелінійною

$$\text{функцією часу: } \omega_k[j] = \sum_{i=0}^{M_a} \omega_{ki} \cdot j^i ;$$

M_a та M_w – цілі позитивні константи (припускалось, що їх значення дорівнюють 2);

a_{ki} та w_{ki} – дійсні числа, що залежать від процесу, що розглядається та номера його моди k ;

φ_k – початкова фаза моди з частотою $\omega_k[j]$, яка є невідомою дійсною константою.

В наслідок того, що вся апріорна інформація про процес, що вивчається, міститься у його часовому ряді, для ідентифікації його моделі була використана чисельна процедура [6], яку складають чотири стадії.

На першій стадії за допомогою методу випадкового пошуку визначаються параметри математичних моделей φ_k , a_{ki} та w_{ki} всіх мод процесу $K[j]$. При цьому вважається, що цільовою функцією, для якої відбувається оптимізація, є коефіцієнт кореляції цього процесу та моделі його моди, що розглядається.

На другій стадії здійснюється попередня селекція знайдених мод, за якою з їх набору виключаються моди, коефіцієнт кореляції яких з процесом, що вивчається, не перевищує 95% поріг за критерієм Стьюдента.

На третій стадії з набору мод, що залишились після попередньої селекції, виключаються моди, суттєво корельовані з найміцнішими.

На четвертій стадії серед мод, що складають їх набір, який був отриманий після третьої стадії, знаходять такий їх комплект, що з максимальною точністю моделює процес $K[j]$.

При ідентифікації моделей АМ використовувались однакові фрагменти часового ряду середньорічних витрат Дніпра (створ Київ), що був отриманий з [2]. Тривалість цих фрагментів було обрано 36 років.

Ідентифіковані моделі вважались адекватними, якщо значення коефіцієнту кореляції результатів моделювання та даних, отриманих при фактичних спостереженнях, було не нижче ніж 99% поріг достовірної кореляції за критерієм Стьюдента.

Розглядалися АМ моделі (1), до яких входило N (від 10 до 35) аргументів, кожен з яких являв собою фрагмент аналогічної тривалості того ж часового ряду, котрий передує

його фрагментів, що розглядається як функція, на 1- N років. Тому фактично при ідентифікації кожної АМ моделі враховувався фрагмент часового ряду процесу, що вивчається, тривалістю $36 + N$ років.

Враховуючи це, тривалість фрагментів, для яких було ідентифіковано відповідні МНМ моделі (N_1), дорівнювала теж $36 + N$ років.

Кількість компонентів кожної МНМ моделі визначалась при її ідентифікації, як така, що забезпечує максимальну точність моделювання, оцінену на фрагменті, котрий при цьому використовувався.

При виконанні другого завдання, як міра робастності до часового зсуву тієї чи іншої моделі процесу, що вивчається, розглядалась оцінка вірогідності того, що помилка його прогнозування, з використанням цієї моделі, яка відповідає часовому зсуву 1 рік, не перевищує його середньоквадратичне відхилення.

Для визначення цієї міри ідентифікацію АМ та МНМ моделей було здійснено для всіх можливих фрагментів часового ряду середньорічних витрат Дніпра (створ Київ). Перший з них відповідав часовому інтервалові 1911 – 1936 рр., а останній – 1972 – 2007 рр.

Так, при ідентифікації АМ моделі (1), для $N = 29$, та першого фрагменту – функції, як її аргументи, розглядалися фрагменти того ж часового ряду, тривалістю 36 р., що розпочинались з 1881, 1882, 1883, ..., 1910 рр.

Неважко бачити, що процедура ідентифікації не є простою. Найбільш складним її етапом є обчислювання елементів зворотної матриці А, ранг якої повинен дорівнювати $N + 1$. Разом з тим використання сучасних методів матричних обчислювань [15] дозволило ці труднощі подолати.

Для визначення помилки прогнозування із часовим зсувом на 1 рік, що забезпечує модель (1), ідентифікована з використанням фрагменту-функції, який відповідає періоду ($m, m + 36$) рр., та відповідних аргументів, до неї, як аргументи, підставлялись фрагменти того ж ряду, що відповідають періоду ($m + 1, m + 36 + 1$) рр. Помилка прогнозування у $m + 37$ році розраховувалась як різниця між отриманим таким чином прогнозованим на цей рік

значенням середньорічних витрат Дніпра на створі Київ та їх фактичним значенням.

Для визначення помилки прогнозування для того ж року, здійсненого з використанням МНМ моделі, до (4) та (5), замість j , підставлялось $m + 37$, а результат відіймався від фактичного значення середньорічних витрат Дніпра на створі Київ у $m + 37$ році.

Отримані таким чином залежності від року початку фрагменту-функції помилок прогнозування із зсувом на 1 рік, що відповідають різним АМ та МНМ моделям динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ зіставлялись між собою, та використовувались для оцінки обраної міри робастності. Остання оцінювалась як 0,1 кількості перевищень обраного рівня за те чи інше десятиріччя.

Результати дослідження та їх аналіз

З використанням розглянутої методики здійснено ідентифікацію АМ та МНМ математичних моделей динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, з N від 10 до 35, N_1 від 46 до 71, використанням всіх можливих фрагментів часового ряду цього процесу, тривалістю 36 років, що починаються з 1911 – 1972 рр.

Як приклад результатів ідентифікації АМ моделей (1), у таблиці 1 представлені коефіцієнти однієї з них, який відповідає $N = 29$, що розраховані з використанням останніх трьох фрагментів зазначеного часового ряду, для періодів 1970 – 2005 рр., 1971 – 2006 рр. та 1972 – 2007 рр.

Як можна визначити з наведених даних (табл. 1), середні значення коефіцієнтів, які відповідають різним часовим зсувам між фрагментами часового ряду середньорічних витрат Дніпра, по між собою суттєво відрізняються. Найбільші за модулем середні рівні коефіцієнтів відповідають часовим зсувам 7, 9, 14 років, а найменші – зсувам 3, 4, 19, 27 років. Оскільки значення середніх потужностей мінливості середньорічних витрат Дніпра, що розраховані для різних фрагментів їх часового ряду по між собою практично не відрізняються, це свідчить про те, що зв'язки відповідних функцій та аргументів є найбільш суттєвими.

Таблиця 1

Розраховані коефіцієнти деяких АМ моделей (1) з $N=29$ з використанням розглянутої методики

Коефф.	1970	1971	1972	Коефф.	1970	1971	1972
C_0	9204.13	9223.144	11065.61	C_{15}	-0.32489	-0.4022	-0.33958
C_1	0.164875	0.593371	0.654763	C_{16}	-0.76558	-0.98067	-1.16716
C_2	-0.26425	-0.53038	-0.823	C_{17}	-0.27517	-0.17228	-0.10783
C_3	-0.24391	-0.06958	0.078612	C_{18}	-0.41895	-0.58356	-0.78782
C_4	0.062998	-0.01928	-0.14407	C_{19}	-0.1187	-0.19272	-0.11378
C_5	-0.82811	-0.56839	-0.6967	C_{20}	-0.19986	-0.20405	-0.2418
C_6	0.354137	0.250244	0.256386	C_{21}	-0.21994	-0.07727	-0.15616
C_7	-1.07457	-0.78597	-0.94912	C_{22}	0.128574	0.006844	0.000989
C_8	0.530021	0.432971	0.418704	C_{23}	0.043967	0.2162	0.249078
C_9	-1.35472	-1.51106	-1.72198	C_{24}	0.675425	0.671482	0.576218
C_{10}	0.439857	0.554544	0.743383	C_{25}	-0.2426	-0.19764	-0.25416
C_{11}	-0.84802	-1.0511	-1.48065	C_{26}	0.600091	0.785588	0.923894
C_{12}	-0.65068	-0.65207	-0.45172	C_{27}	0.126608	0.2486	0.051447
C_{13}	-0.00768	-0.3099	-0.41453	C_{28}	0.365277	0.381962	0.468217
C_{14}	-1.40003	-1.45387	-1.51978	C_{29}	0.381995	0.258866	0.292804

З аналізу даних таблиці 1 можна також зробити висновок, що значення коефіцієнтів АМ моделей процесу, що розглядається, залежать від року початку фрагменту, для якого здійснювалась ідентифікація, по різному. Серед цих коефіцієнтів є такі, значення яких

мало залежать від нього (це такі, наприклад, як C_0 , C_{14} , C_{24}), але мінливість більшості з них є суттєвою.

У таблиці 2 представлені значення коефіцієнтів відповідних МНМ моделей ($N_1=65$) процесу, що вивчається, які були ідентифіковані для

Таблиця 2

Розраховані коефіцієнти деяких МНМ моделей (4, 5) з використанням розглянутої методики

Параметр моделі	1970	1971	1972
Перша мода			
Початковий період	11	11	11
Амплітуда	176.7737	199.2833	194.2376
Швидкість зміни частоти	0.011784	0.004693	0.005102
Початкова фаза	2.538407	3.681947	4.234867
Друга мода			
Початковий період	2	2	2
Амплітуда	365.9298	431.9471	452.7708
Швидкість зміни частоти	0.053375	0.065188	0.101375
Початкова фаза	2.613805	0.232478	3.27354
Третя мода			
Початковий період	4	8	8
Амплітуда	330.7041	213.4159	215.0731
Швидкість зміни частоти	-0.01475	0.008516	0.009172
Початкова фаза	2.186548	3.537433	4.329115

тих же фрагментів його часового ряду. Як бачимо з таблиці 2, параметри моди мінливості середньорічних витрат Дніпра на створі Київ, оцінені для різних фрагментів їх часового ряду не є стабільними. Треба зауважити, що серед мод процесу, що вивчається, присутні 11-річна, що відповідає змінам стану сонячної активності, та квазидвохрічна, яка властива також багатьом метеорологічним процесам [16].

Порівняння значень розрахованих коефіцієнтів (табл. 1 та табл. 2) свідчить про те, що від моделей, що розглядаються припустимо очікувати деякої робастності до часових зсувів, хоча мінливість їх коефіцієнтів є суттєвою.

Встановлено, що 99% поріг достовірної кореляції за критерієм Стьюдента для цих фрагментів дорівнює 0,42.

Кореляційний аналіз зв'язків між фактичними змінами характеристики, що розглядається, та результатами її моделювання показав, що при $N < 14$ модель АМ (1) з достовірністю 0,99 визнана адекватною бути не може для багатьох з фрагментів цього ряду.

При $N = 14$ ця модель не може бути визнана адекватною лише для одного фрагменту, а при $N > 14$ вона адекватна для всіх фрагментів. Модель МНМ (4, 5) є адекватною для

будь яких фрагментів. Тому прогнози з зсувами у майбутнє на 1 рік було розроблено для моделей (1) з N , що дорівнювали, або перевищували 14, а також для всіх моделей МНМ. Саме для них, для кожного фрагменту ряду, що вивчався, оцінені значення помилок прогнозів із зсувом у майбутнє на 1 рік. Як приклади, на рисунку 1, представлені отримані таким чином залежності помилок прогнозування середньорічних витрат Дніпра із зсувом у майбутнє на 1 рік від року початку фрагмента, який був використаний при ідентифікації.

З рисунку 1 неважко бачити, що за модулем значення помилок прогнозування, що здійснюється з використанням більш адекватної та точної АМ моделі ($N = 29$), для багатьох фрагментів часового ряду середньорічних витрат Дніпра на створі Київ вище. Ця особливість характерна й для інших ідентифікованих АМ моделей (1). Чим більше N , що відповідають ним, тим вище точність моделювання та нижче точність прогнозування.

На рисунку 2 відображені залежності помилок прогнозування середньорічних витрат Дніпра із зсувом у майбутнє на 1 рік, від року початку фрагмента, який був використаний

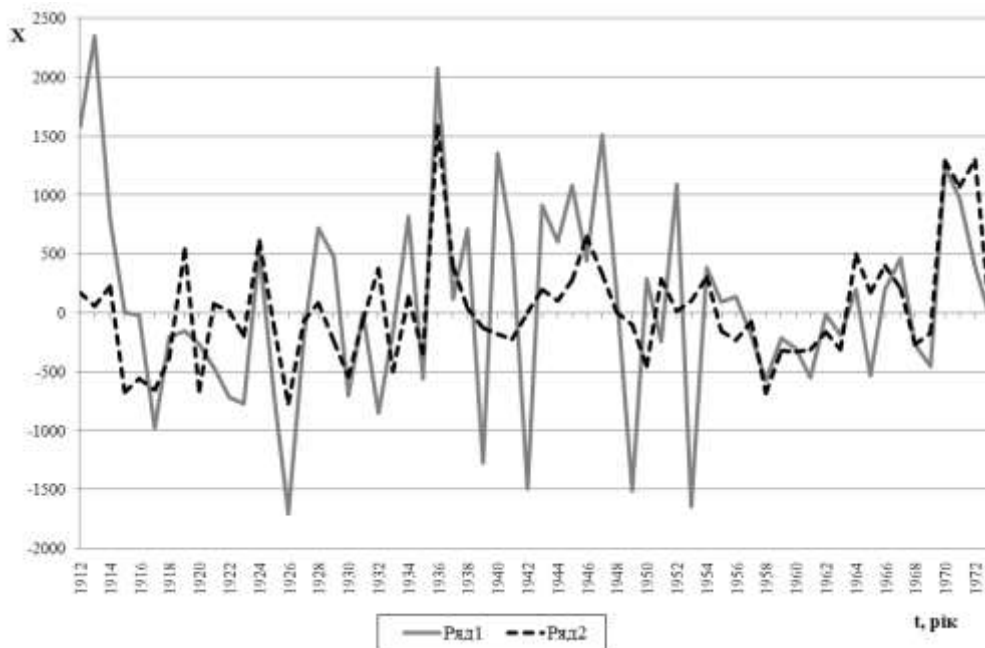


Рис. 1. Залежності помилок прогнозування середньорічних витрат Дніпра із зсувом у майбутнє на 1 рік від року початку фрагмента, який був використаний при ідентифікації, що відповідають АМ моделям (1) з $N = 29$ (ряд 1) та $N = 14$ (ряд 2)

при ідентифікації, що відповідають МНМ моделям (4, 5) з характеристиками що відповідають розглянуті АМ моделям ($N_1 = 65$, що відповідає $N=29$, та $N_1 = 50$, що відповідає $N=14$).

Як бачимо з рисунку 2, що залежності від часу помилок прогнозування середньорічних витрат Дніпра із зсувом у майбутнє на 1 рік, що відповідають МНМ моделям з $N_1=65$ та

$N_1 = 50$ являють собою нестационарні процеси, які відрізняються між собою суттєво менше, ніж розглянуті вище аналогічні залежності для відповідних АМ моделей.

Порівняння рисунків 1 та 2 дозволяє встановити, що залежності від часу помилок прогнозування процесу, що вивчається, які відповідають АМ та МНМ його моделям, що

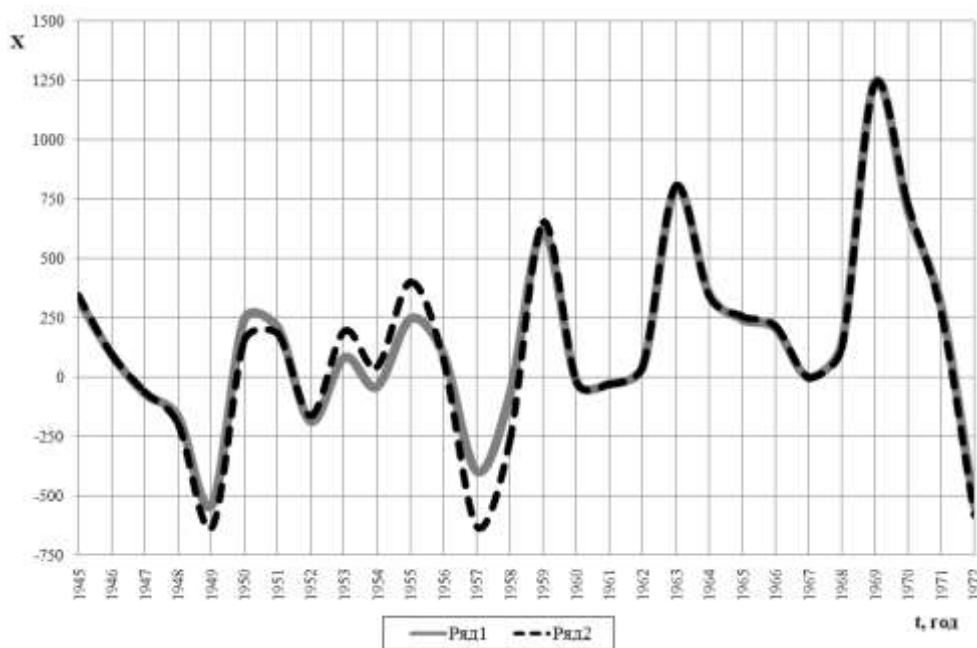


Рис. 2. Залежності помилок прогнозування середньорічних витрат Дніпра із зсувом у майбутнє на 1 рік, від року початку фрагмента, який був використаний при ідентифікації, що відповідають МНМ моделям (4,5) з $N_1=65$ (ряд 1) та $N_1 = 50$ (ряд 2)

вивчались, поміж собою суттєво відрізняються. Їх загальною особливістю є суттєве зростання наприкінці періоду що вивчається помилок прогнозів з використанням всіх розглянутих АМ та МНМ моделей.

Найбільші значення помилок прогнозування з використанням АМ моделей тут відповідають фрагментові з 1969 по 2004 рр. часового ряду середньорічних витрат Дніпра, що розглядався як функція. Це саме той період, коли почало діяти Київське море, а стік Дніпра на створі Київ почав утворюватись як сума стоку з цього водосховища та стоку річки Десна, а закономірності динаміки його середньорічних витрат порівняно до попереднього періоду суттєво змінились [17].

Відповідні фрагменти рядів аргументі розпочинались з 1934-1968 рр., або 1956-1968 рр. (до періоду, коли стік Дніпра став зарегульо-

ваним). Кожен з них містив ту чи іншу частину, що відповідала рокам, коли вплив Київського моря на стік Дніпра на створі Київ не був суттєвим. Тому статистичні властивості мінливості середньорічних витрат Дніпра на фрагментах його часового ряду, що розглядаються як функція та аргументи моделі (1) суттєво відрізнялись.

Саме завдяки зазначеній події нестационарність фрагментів часового ряду, що вивчається, з 1934 по 2008 рр., та 1956-2008 рр. є суттєво вищою ніж у тих, що передують ним, або слідує за ними. Тому й помилки прогнозування з використанням МНМ моделей, які ідентифіковані з використанням зазначеної моделі, є максимальними.

Аналогічні властивості характерні також всім іншим ідентифікованим АМ та МНМ моделям процесу, що вивчався.

Неважко бачити також, що за модулем помилки прогнозування, що відповідають АМ моделям майже завжди перевищують їх значення для МНМ моделей, що дозволяє передбачати більшу робастність останніх.

Адекватність цього припущення підтверджено оцінками вірогідності того, що помилка прогнозування зі зсувом на 1 рік, яке здійснювалось з використанням тої чи іншої АМ та МНМ моделі, протягом десятиріччя не перевищуватиме середньоквадратичного відхилення процесу, що вивчається.

Як приклад, на рисунку 3 відображені залежності від року початку десятиріччя оцінок вірогідностей того, що АМ модель (1), який відповідає $N=14$ та $N=29$, є робастною до часового зсуву на 1 рік.

Зіставлення залежностей, які відображено на рисунку 3, свідчить про те, що АМ модель, який відповідає $N=14$, як в середньому, так і за останні 60 років, є більш робастною до часового зсуву у майбутнє на 1 рік.

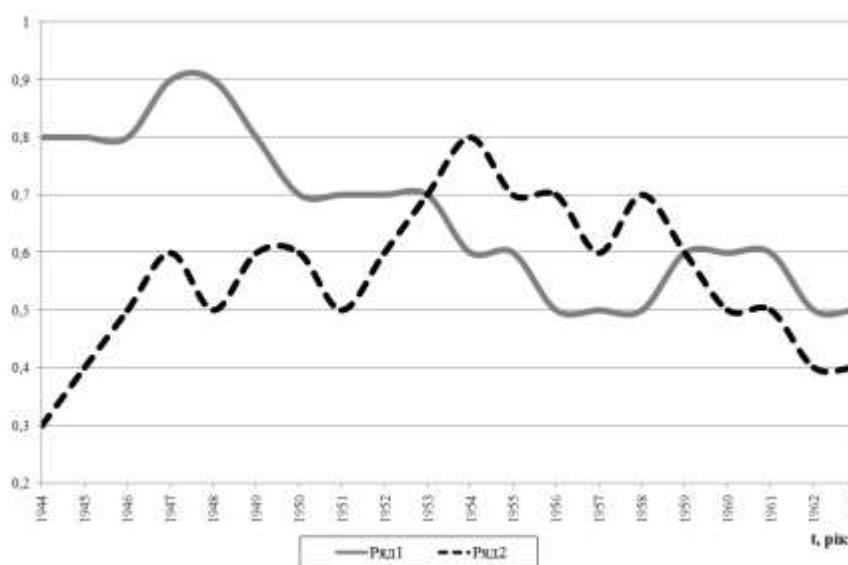


Рис. 3. Залежності від року початку десятиріччя оцінок вірогідностей того, що АМ модель (1), який відповідає $N=14$ (ряд 1), $N=29$ (ряд 2), є робастною до часового зсуву на 1 рік

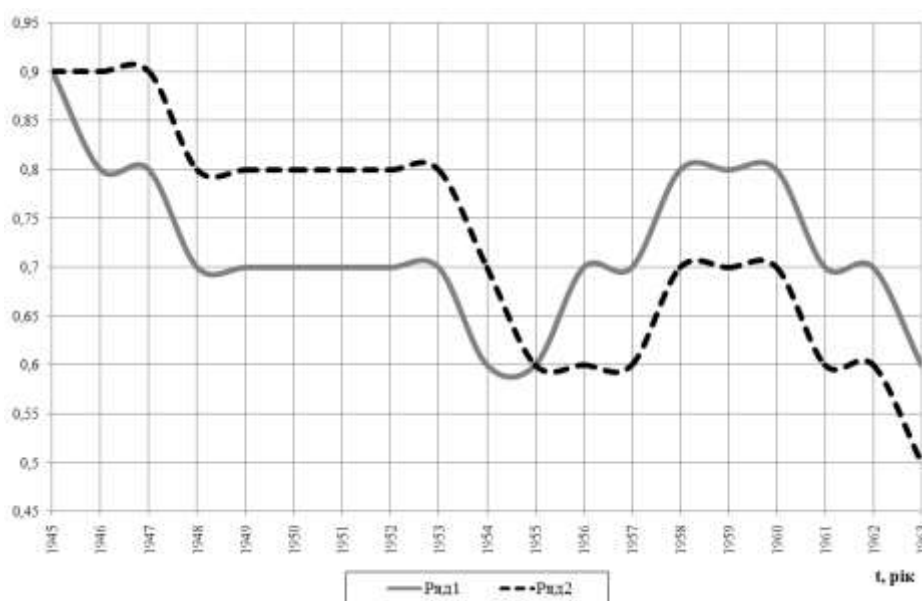


Рис. 4. Залежності від року початку десятиріччя оцінок вірогідностей того, що є робастною до часового зсуву на 1 рік МНМ модель (4, 5), який відповідає $N_1=50$ (ряд 1), $N_1=65$ (ряд 2)

Аналіз аналогічних залежностей, розрахованих для АМ моделей (1), яким відповідають інші N , дозволив встановити, що чим більше N , тим вірогідність робастності моделі до часового зсуву у середньому є меншою.

На рисунку 4 представлені аналогічні приклади для моделей МНМ (4, 5), параметри (N_1) яких відповідають розглянутим вище моделям АМ (1).

З рисунку 4 слідує, що різниця між відповідними оцінками вірогідності того, що для того чи іншого фрагменту часового ряду середньорічних витрат Дніпра на створі Київ МНМ моделі (4, 5), що розглядаються, є робастними не перевищує можливого рівня, який визначається обмеженістю вибірки. Неважко бачити також, що оцінки вірогідності робастності обох моделей за період часу, що вивчається, зменшувались. Це відповідає уявленням про зростання у ХХ сторіччі антропогенного впливу на динаміку стоку Дніпра [18], внаслідок якого закономірності цього процесу все швидше змінювались, а його нестационарність зростала.

Порівнявши рисунки 4 та 3 неважко побачити, що МНМ моделі (4,5) порівняно до моделей АМ (1) в середньому є більш робастними. Це підтверджує відповідний висновок [6]. Разом з тим і для цих моделей можливі випадки, коли виникає втрата їх стійкості, а помилки прогнозування суттєво перевищують обраний припустимий поріг. Тому актуальність розробки регресійних моделей процесу, що вивчається, які мали б більш високу робастність до часових зсувів, залишається високою.

Висновки. Таким чином встановлено:

1. Робастність до часових зсувів авторегресійних моделей (1) динаміки середньорічних витрат Дніпра на створі Київ та моделей цього процесу, які ідентифіковані з використанням методу нестационарних мод (4, 5), є тим меншою, чим більше тривалість інтервалу його передісторії, що ураховується при верифікації їх параметрів.

2. Робастність до часових зсувів моделей (4, 5) процесу, що вивчається, вище ніж його авторегресійних моделей (1).

3. Протягом періоду, коли відбувались спостереження за мінливістю стоку Дніпра на створі Київ, робастність до часових зсувів моделей динаміки його середньорічних витрат, що реалізують метод нестационарних мод, зменшувалась.

4. Останнє свідчить про актуальність пошуків сполучень природних або антропогенних чинників, урахування яких як аргументів моделі (1) динаміки середньорічних витрат Дніпра (створ Київ) забезпечить достатню її робастність до часових зсувів та можливість використання у відповідних задачах прогнозування.

ЛІТЕРАТУРА

1. Водне господарство в Україні / За ред. А. В. Яцика, В. М. Хорєва. – К.: Генеза, 2000. – 456 с.
2. Вишневецький В. І., Косовець О. О. Гідрологічні характеристики річок України. – К.: Ніка-Центр, 2003. – 324 с.
3. Ивахненко А. Г. Долгосрочное прогнозирование и управление сложными системами / А. Г. Ивахненко // К.: Техніка, 1975. – 312 с.
4. Ивахненко А. Г. Индуктивный метод самоорганизации моделей сложных систем / А. Г. Ивахненко // К.: Наукова думка, 1981 — 296 с.
5. Ивахненко А. Г. Самоорганизация прогнозирующих моделей / А. Г., Ивахненко, И. А. Мюллер // К.: Техніка, 1985; Berlin: Verlag Technik, 1984. – 223 с.
6. Холопцев О. А. Аналіз та прогноз природних складових сучасної просторово-часової мінливості ландшафтних комплексів рівнинної України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геогр. наук: спец. 11.00.01 «Фізична географія, геофізика і геохімія ландшафтів» / О. В. Холопцев. – Одеса, 2010. – 43с.
7. Рождественский А. В. Статистические методы в гидрологии / А. В. Рождественский, А. И. Чеботарев – Л.: Гидрометеоздат, 1974. – 424 с.
8. Бокс Дж. Анализ временных рядов. Прогноз и управление / Дж. Бокс, Г. Дженкинс; пер. с англ. Л.Л. Левшина; под ред. В. Ф. Писаренко – М.: Мир, 1974. – 197 с.
9. Норман Дрейпер, Гарри Смит. Прикладной регрессионный анализ. Множественная регрессия = Applied Regression Analysis. – 3-е изд. – М.: «Диалектика», 2007 – 912 с.
10. Хьюбер П. Робастность в статистике. / П. Хьюбер – М.: Мир, 1984. – 303с.
11. Дрозд В. В. З історії гідрологічних досліджень Дніпра / В. В. Дрозд, Г. І. Швець // Вісник АН УРСР. – 1953. – № 1. – С. 73–78.
12. Вишневецький В. І. Дніпро біля Києва. / В. І. Вишневецький – К.: Інтерпрес ЛТД, 2005. – 100 с.
13. Рао С. Р. Линейные статистические методы и их применения / С. Р. Рао. – М.: Наука, 1968. – 376 с.
14. Беллман Р. Введение в теорию матриц. / Р. Беллман – М.: Мир, 1969. – 368С.
15. Голуб Дж., Лоун Ван Ч. Матричные вычисления. / Дж. Голуб, Ч. Ван Лоун. – М.: Мир, 1999. – 548с.
16. Бышев В. И. Синоптическая и крупномасштабная изменчивость океана и атмосферы / В. И. Бышев. – М.: Наука, 2003. – 343 с.
17. Вишневецький В. І. Річки і водойми України. Стан і використання. / В. І. Вишневецький. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
18. Вишневецький В. І. Зміни стану довкілля в Україні / В. І. Вишневецький, О. О. Косовець. // Географія в інформаційному суспільстві. Зб. наук. праць. – К.: ВГЛІ Обрії, 2008. – Т. III. – С. 5–12.

Надійшла до редколегії 24.11.2010

ЕКОЛОГІЧНІ ДОСЛІДЖЕННЯ ГЕОСИСТЕМ

UDC 630*114.2

J. VILČEK*, PhD, **A. LISNYAK****, PhD

*Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov in Prešov; Soil Science and Conservation Research Institute Bratislava, regional work place Presov, Slovak Republic

**V.N. Karazin Kharkiv National University, ecological faculty, Ukraine

BIOENERGY PRODUCTION ON AGRICULTURAL LAND IN SLOVAKIA

The potential of bioenergy accumulation and production of Slovakian agricultural soils was derived. Energetically most productive are the soil types like Chernozems ($88.6 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$) and Mollic Fluvisols ($76.14 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$). The least energy amount generate Gleys, Organosols, Solonchets and Lithosols ($31.63 \text{ GJ}\cdot\text{ha}^{-1}$). Energy accumulated in farmland exploitability by plants cropped is variable depending from soil representative and its properties. The lowest exploitability was found at Cambisol (0.7–1.8 %), the highest at Regosols (3.1–7.0 %).

Key words: soil energy parameters, energy production, agricultural land

Вилчек Дж., Лисняк А. А. БИОЭНЕРГЕТИЧЕСКОЕ ПРОДУЦИРОВАНИЕ НА СЕЛЬСКОХОЗЯЙСТВЕННЫХ ЗЕМЛЯХ СЛОВАКИИ

Рассчитан биоэнергетический потенциал накопления и продуктивности словацких сельскохозяйственных почв. Энергетически наиболее продуктивными являются такие типы почв, как Черноземы ($88,6 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$) и Моллик Флювисоли ($76,14 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$). Наименьшим энергетическим продуцированием обладают Глеесоли, Органосоли, Солонцы и Литосоли ($31,63 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$). Энергия, которая накапливается в сельхозугодьях растениями, варьируется в зависимости от представленной почвы и её свойств. Самая низкая накопительная способность была найдена в Камбисолях (0.7-1.8%), а самая высокая в Регосолях (3.1-7.0%).

Ключевые слова: энергетические параметры почвы, энергетическая продуктивность, сельскохозяйственные земли

Вілчек Дж., Лісняк А. А. БІОЕНЕРГЕТИЧНЕ ПРОДУКУВАННЯ НА СІЛЬСЬКОГОСПОДАРСЬКИХ ЗЕМЛЯХ СЛОВАЧЧИНИ

Розрахований біоенергетичний потенціал нагромадження і продуктивності словацьких сільськогосподарських ґрунтів. Енергетично найбільш продуктивними є такі типи ґрунтів, як Чорноземи ($88,6 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$) і Моллік Флювісоли ($76,14 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$). Найменшим енергетичним продукуванням володіють Глеєсоли, Органосоли, Солонці і Літосоли ($31,63 \text{ ГДж}/\text{га}^{-1}$). Енергія, що накопичується в сільгоспугоддях рослинами варіюється в залежності від представленого ґрунту і його властивостей. Найнижча накопичувальна здатність була знайдена в Камбісолях (0.7-1.8%), а найвища в Регосолях (3.1-7.0%).

Ключові слова: енергетичні параметри ґрунту, енергетична продуктивність, сільськогосподарські землі

Introduction

Through plants microorganisms and humus considerable amount of transformed solar energy is accumulated in soil, this energy is being consumed for continuous development of soils and their productivity. Biogeocoenoses as selfregulated systems represent energetic unity of mutual reactions among the lowest atmosphere layer, plant, soil, microorganisms and animals. I.e. if we want to regulate useful biomass synthesis (food, fodder, etc.), we must know basic rules of energy flow and transformation in particular natural biocoenoses and agrocenoses. Bioenergetics significant advantage is the

possibility to express various changes and actions by energetic units (J, kJ, GJ and similar).

Material And Methods

When assessing potentially possible crop bioenergy production, depending from soil representatives and characteristics, our starting point was natural phytomass production (overhead part and roots) of plant associations recalculated to energetic units. Database was primary background, it included real assumptions of ten main crops grown in Slovakia on arable land and yields of grassland determined for the soil quality indexes – Bonited Pedo-Ecological Units BPEU [6]. Based on typical cropping structures by the BPEU [7] and mentioned real

biomass production assumptions recalculated for dry mass [3], for every of BPEU was calculated its bioenergy productivity potential for whole crop production. By the codes into the BPEU characterizing adequate soil properties, by help of software filters by use of arithmetic mean, productivity energetic parameters were calculated for the soil types, sloping categories, stoniness, texture and climatic regions, respectively.

Results And Discussion

Soil organic compounds energy is assessed by biological C cycle in the ecosystems of biosphere. From former empiric calculation is resulting, every organic C kg is corresponding to energy supply 41868 kJ in average, whereby there are considerable differences in the particular ecosystems. This energy is a result of many complicated photosynthesis processes and activities of organisms. This introduces only 2 to 5 % energy used by green plants at photosynthesis, i.e. approximately 0.01 to 0.02 % of solar energy coming to soil surface. With died organic remains enters soil energy in the form of chemical structures in organic compounds. At the humification coefficient value 0.4 this represents annual energy accumulation in soil humus approximately $8.37 \cdot 10^6$ to $41.87 \cdot 10^6$ kJ.ha⁻¹. Just this value of inner energy is annually supplemented into soil due to biological substance exchange between soil and organisms. Contemporary with humus formation part of the organic matter is mineralized, this is associated with energy release [4].

When assessing, 1 gram of soil humus contains 19.22 kJ energy [5], for the soil types can be determined their approximate energetic potential as follows:

Soil type	GJ.ha ⁻¹
Regosol	770 - 1730
Luvisol	1630 - 3650
Solonetz	1350 - 2880
Haplic Luvisol	2300 - 3460
Rendzina	1920 - 4230
Fluvisol	2880 - 6730
Cambisol	2880 - 7690
Chernozem	3460 - 5960
Mollic Fluvisol	3840 - 11500

These values are approximately presenting energy accumulated in soil through soil humus. So they are potential energy source fore plant ecosystem and soil edaphon. It is logical, in the process of soil organic matter formation is not consumed all the energy accumulated in soil. Energy amount transformed through soil into plants is in various soil and climatic conditions variable. According energy amount accumulated in crops, in this way it is possible to assess production and bioenergetic soil potential.

Real soil bioenergetic potential in Slovakia in association with implemented system of farming – primarily structure of cropping system structure and soil use in given types of land, expressed through crop biomass, is for every soil other. Principally can be stated, that with increasing soil fertility is increased bioenergetic potential, too.

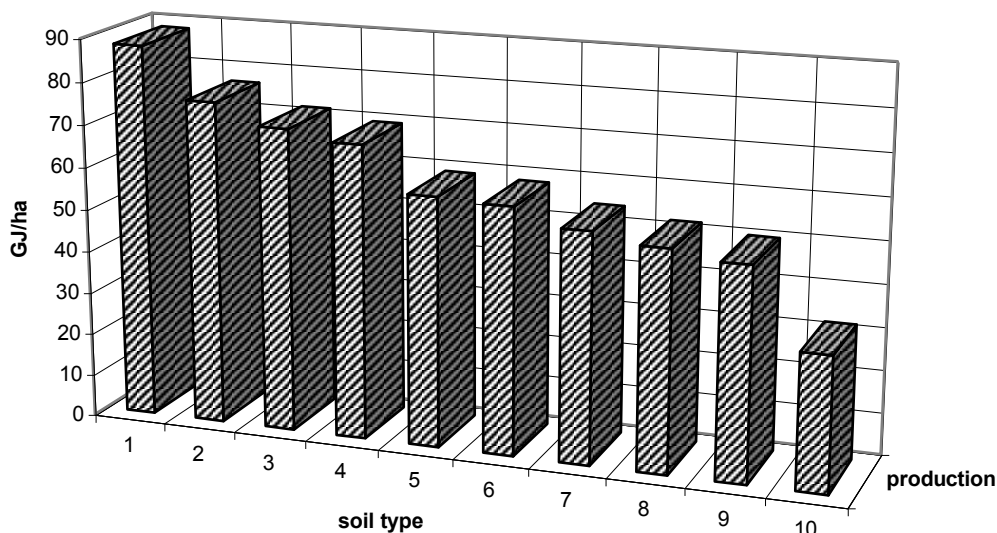
In particular expression, based on our recalculations on farmland, most bioenergy from the crops grown was produced on soils of chernozemic type (88.06 GJ.ha⁻¹) and Mollic Fluvisols (76.14 GJ.ha⁻¹). Least bioenergy was produced in Gleys, Organosols, Solonetz and Lithosols (31.63 GJ.ha⁻¹).

Energetical potential of soils and plants can be positive influenced by man only with additional energy input (agro technics, fertilizers, etc.). With such progress can be reached the better results in biomass production also on the less productive soils.

An example is e.g. the map “Farmland Categorization by Plant Bioenergetics Production”, where farmland is divided into following groups:

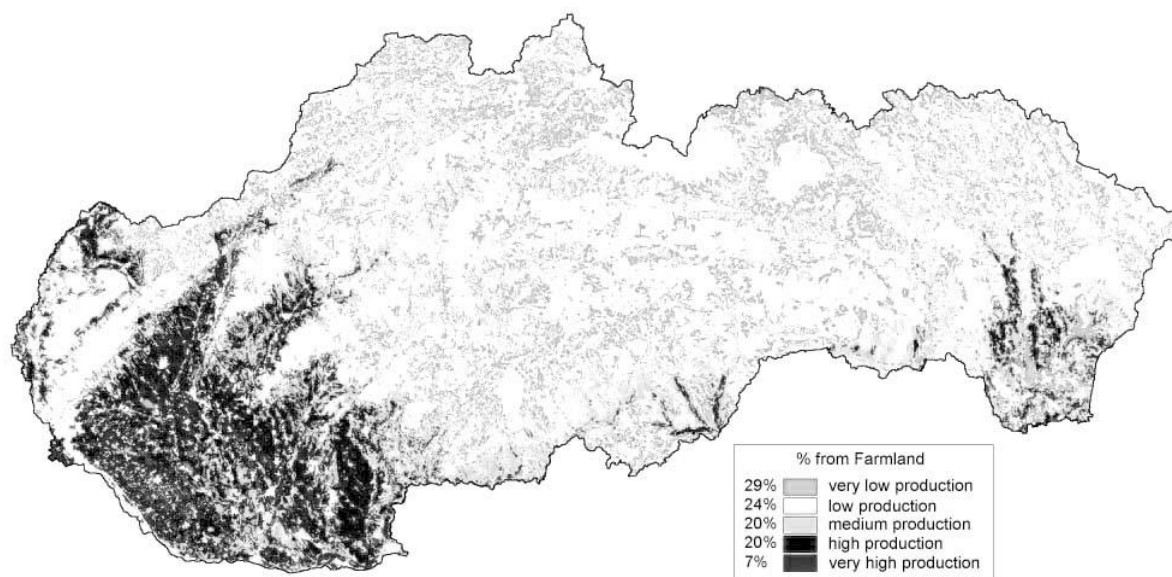
- bioenergy very low production (under 141 GJ.ha⁻¹) – 29 % farmland
- bioenergy low production (141-176 GJ.ha⁻¹) – 24 % farmland
- bioenergy medium production (176-212 GJ.ha⁻¹) – 20 % farmland
- bioenergy high production (212-247 GJ.ha⁻¹) – 20 % farmland, and
- bioenergy very high production (above 247 GJ.ha⁻¹).

Soil Science and Conservation Research Institute Bratislava owns and utilizes also completed databank, in which to every of BPEU is associated potentially possible supplemental energy deposit from the biomass produced.



Legend: 1 – Chernozem, 2 – Phaeozem, 3 – Fluvisol, 4 – Orthic Luvisol, 5 – Albic Luvisol, 6 – Pseudogley, 7 – Regosol, 8 – Cambisol, 9 – Rendzina, 10 – Gley, Organosol, Solonetz, Lithosol, Podzol

Fig. 1 Real bioenergy production of plants by soil types



© Soil Science and Conservation Research Institute Bratislava

Fig. 2 Farmland categorization according to plant bioenergy production

It seems, that exploitability of energy accumulated by crops in farmland is variable, depending from soil representatives and soil characteristics. The lowest exploitability was observed at Cambisols (0.7-1.8 %), the highest one at Regosols (3.1-7.0 %), this is corre-

sponding with the recently published works (2-5 %).

Acknowledgments

The paper was prepared on the base of results of APVV project No. 0124-06 and

simultaneously is also the output of VEGA project No. 1/0072/10.

REFERENCES

1. POSPIŠIL, R. Energetic balance of crop systems in conditions of ecological agriculture (in Slovak). – Nitra, SPU, 1996. – 182 p.
2. POSPIŠIL, R., VILČEK, J. The energetic of farming systems on the soils (in Slovak). – Bratislava VÚPOP, 2000. – 108 p.
3. Preininger, M., 1987: Energetical evaluation of production processes in crop production (in Czech). – Met. Závad. Výsl. Výzk. Praxe, 29 pp.

4. SOTÁKOVÁ, S., 1982: Organic matter and soil fertility (in Slovak). Bratislava, Priroda, – 234 pp.
5. STRAŠIL, Z., 1989: Energy contained in products of plant production (in Czech). Úroda, 10, p. 467-468.
6. VILČEK, J. et al., 1999: Soil-ecological parameters of land use (in Slovak), Bratislava, VÚPOP, – 113 pp.
7. VILČEK, J., 2001: Pedological aspects of evaluation and effective exploitation of production and non production soil potential (in Slovak). – VÚPOP Bratislava, – 48 pp.

Надійшла до редколегії 30.02.2011

УДК 504.064.3:477.54

А. М. КРАЙНЮКОВА, д-р біол. наук, проф. , **О. О. ЧИСТЯКОВА**, н. с.
О. М. КРАЙНЮКОВ*, канд. геогр. наук, доц.

*Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків
Харківський національний університет імені В.Н. Каразіна

КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ (НА ПРИКЛАДІ БАСЕЙНУ Р. СІВ. ДОНЕЦЬ)

Узагальнено результати комплексних досліджень для оцінки екологічного стану водних об'єктів басейну р. Сів. Донець, які проводились у 2002, 2003, 2005, 2006 та 2010 р.р. Комплексну оцінку екологічного стану здійснено шляхом використання набору показників якості абіотичної (фізико-хімічні) і біотичної (біологічні, екотоксикологічні) складових екосистеми річкового басейну. Показано необхідність отримання сукупної інформації щодо стану різних взаємозалежних природних об'єктів (поверхневі, підземні води, донні відкладення, ґрунти) та факторів впливу на них для використання отриманих даних при здійсненні водоохоронних заходів, спрямованих на обмеження негативного впливу на навколишнє природне середовище.

Ключові слова: Комплексна оцінка, екологічний стан, фізико-хімічні, біологічні, екотоксикологічні показники, поверхневі води, підземні води, донні відкладення, ґрунти, абіотична і біотична складові

Крайнюкова А. Н., Чистякова Е. О., Крайнюков А. Н. КОМПЛЕКСНАЯ ОЦЕНКА ЭКОЛОГИЧЕСКОГО СОСТОЯНИЯ ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ (НА ПРИМЕРЕ БАСЕЙНА Р. СЕВ. ДОНЕЦ)

Обобщены результаты комплексных исследований для оценки экологического состояния водных объектов бассейна р. Сев. Донец, которые проводились в 2002, 2003, 2005, 2006 и 2010г.г. Комплексная оценка экологического состояния осуществлена путем использования набора показателей качества абиотической (физико-химические) и биотической (биологические, экотоксикологические) составляющих экосистемы речного бассейна. Показана необходимость получения совокупной информации о состоянии различных взаимозависимых природных объектов (поверхностные, подземные воды, донные отложения, почвы) и факторов влияния на них для использования полученных данных при проведении водоохранных мероприятий с целью ограничения отрицательного воздействия на окружающую природную среду.

Ключевые слова: Комплексная оценка, экологическое состояние, физико-химические, биологические, экотоксикологические показатели, поверхностные воды, подземные воды, донные отложения, почвы, абиотическая и биотическая составляющие.

© Крайнюкова А. М., Чистякова О. О., Крайнюков О. М., 2011

Kraynukova A. N., Chistyakova E. O., Kraynjoukov A. N.

COMPLEX ASSESSMENT OF WATER BODY ENVIRONMENTAL STATE (EXAMPLIFIED BY SEVERSKY DONETS RIVER BASIN)

Results of complex studies on assessment of water bodies (during 200, 2003, 2005, 2006 and 2010) within Seversky Donets river basin are summarized. Complex assessment of the environmental state is performed by using a set of parameters on abiotic (physical-chemical) and biotic (biological and eco-toxicological) components of river basin ecosystem. It is necessary to obtain complex information on the state of various inter-connected natural bodies (surface, ground waters, bottom sediments, soils) and impact factors; these data should be used for implementation of water-protective actions, aimed at elimination of negative impact on the environment.

Key words: Complex assessment, environmental state, physical-chemical, biological and ecotoxicological parameters, surface water, ground water, bottom sediments, soils, abiotic and biotic components

Актуальність проблеми. Головним фактором антропогенного впливу на екологічний стан водних об'єктів є забруднення вод хімічними сполуками, які можуть чинити токсичну дію на водні біоценози, внаслідок чого відбувається зменшення біологічної продуктивності, порушення процесів самоочищення, погіршення якості води. На території України водні ресурси басейну р. Сів. Донець інтенсивно використовуються для водозабезпечення промислово розвинутого регіону – Харківської області і Центрального Донбасу. Забезпеченість водними ресурсами означеної території з урахування транзитного стоку в 8 разів нижча за середню по Україні. Ці обставини разом зі значною щільністю населення створюють особливу гостроту екологічних проблем у басейні, які посилюються, поряд з важливим соціально-економічним, стратегічним значенням двічі транскордонної річки Сів. Донець.

З метою запобігання збільшенню антропогенного впливу на водні ресурси басейну, визначення головних напрямів дій щодо забезпечення сталого функціонування екосистеми р.Сів. Донець розпорядженням КМУ було схвалено Концепцію екологічного оздоровлення басейну [1]. Усвідомлюючи той факт, що проблеми охорони транскордонних водних об'єктів можливо вирішувати тільки шляхом спільних зусиль зацікавлених країн Виконавчим комітетом Ради керівників прикордонних областей республіки Білорусь, Російської Федерації та України було розроблено Міжрегіональну екологічну програму з охорони та використання вод басейну р. Сів. Донець на період до 2015 р. [2]. Серед заходів щодо покращання екологічного стану водних об'єктів басейну важливого значення набули такі, що пов'язані з удоско-

наленням існуючої системи моніторингу вод та інвентаризацією екологічно небезпечних джерел забруднення.

Одним із шляхів підвищення ефективності функціонування системи моніторингу водних об'єктів, як наголошено у „Правилах ведення моніторингу и оценки качества воды трансграничных рек” [3] є комплексна оцінка екологічного стану водних об'єктів з використанням трьох груп показників - фізико-хімічних, екотоксикологічних та біологічних.

Комбіноване використання такого набору показників для оцінки екологічного стану водних об'єктів розширює можливості для інтерпретації причинно-наслідкових зв'язків, забезпечує підвищення ефективності стратегії оцінки в порівнянні з підходом, що передбачає, головним чином, моніторинг постійно зростаючого числа окремих хімічних речовин.

Стан питання. Впровадження комплексного підходу до оцінки екологічного стану водних об'єктів було здійснено в рамках проведення експедиційних обстежень р. Дніпро та його притоків у жовтні 2000 р. [4]. Еколого-токсикологічні дослідження виконувались у відповідності до рекомендацій [3]: токсичність води визначалась за допомогою методик біотестування з використанням представників різних трофічних ланок водної екосистеми – бактерій, водоростей, ракоподібних, риб; донних відкладень – з використанням личинок комах. Проби води і донних відкладень для токсикологічних аналізів відбирались у межах басейна Дніпра (річки Дніпро, Десна, Прип'ять, Стоход, Горинь, Стир, Ствига, Уборть, Сейм, Київське водосховище). Узагальнення результатів біотестування показало наступне: із загальної кількості проб води 22,2 % виявили токсичність, тобто не відповідали встановленому

нормативу токсичності [5]. При цьому слід підкреслити, що токсичність води було виявлено при біотестуванні на ракоподібних церіодафніях. Таким чином, церіодафнії виявились найбільш чутливими до дії токсичних речовин тест-організмами.

Мета роботи. Метою даної роботи є узагальнення результатів використання комплексного підходу для оцінки екологічного стану водних об'єктів басейну р. Сів. Донець, які було отримано в межах проведення комплексних досліджень у наступні (після 2000 р.) роки, а саме, результатів:

комплексної оцінки екологічного стану р. Сів. Донець у червні та листопаді 2002 р. на прикладі північного транскордонного створу (с. Огурцеве на кордоні з Російською Федерацією);

комплексної оцінки якості поверхневих, підземних вод, донних відкладень та ґрунтів, які відбирались у 2003, 2005, 2006 р.р. на ділянці басейну р. Сів. Донець у межах Харківської області в районах найбільшого зосередження нафтогазовидобувних та переробних підприємств;

еколого-токсикологічних досліджень якості поверхневих вод під час проведення у липні-серпні 2010 р. комплексних обстежень екологічного стану водних об'єктів басейну р. Сів. Донець на території Харківської і Луганської областей.

Методика досліджень. Методику досліджень для здійснення комплексної оцінки екологічного стану водних об'єктів було визначено з урахуванням рекомендацій нормативних, правових та інших документів у галузі, що розглядається [3, 6-8].

При виборі показників для комплексних досліджень керувались принципом заміни розширеного переліку фізико-хімічних показників збалансованим набором показників, необхідних для комплексної оцінки екологічного стану водних об'єктів: фізико-хімічних, екотоксикологічних, гідробіологічних і мікробіологічних. Використання такого набору показників дає змогу отримати всебічну інформацію щодо стану як абіотичної так і біотичної складових водної екосистеми.

Виходячи з цього, комплексні дослідження якості води і донних відкладень проводили за наступними показниками:

- фізико-хімічні показники – температура, рН, запах, кольоровість, прозорість, завислі речовини, розчинений кисень, азот амонійний, нітрати, нітроти, фосфати, хлориди, сульфати, гідрокарбонати, кальцій, магній, натрій, калій, ХСК, БСК₅, важкі метали, феноли, нафтопродукти, СПАР, радіонукліди;

- екотоксикологічні показники: токсичність води, яку визначали методиками біотестування з використанням фотобактерій, інфузорій, водоростей, церіодафній, гідр, риб, вищих водних рослин; токсичність донних відкладень - з використанням личинок комах хірономід, фотобактерій, інфузорій, церіодафній; фітотоксичність ґрунтів – з використанням насіння однодольних і дводольних вищих рослин;

- гідробіологічні показники: структура та видове різноманіття біоценозів – якісний склад та домінуючі види фітопланктону, зоопланктону, макрозообентосу; якісний склад вищої водної рослинності;

- мікробіологічні показники: вміст лактозопозитивних кишкових паличок (ЛКП); вміст коліфагів; наявність патогенних мікроорганізмів, які викликають гострі кишкові захворювання.

Для отримання достовірних і якісних результатів вимірювань за вказаними показниками під час проведення досліджень відпрацьовували та удосконалювали методики відбору проб, виконання вимірювань у польових та лабораторних умовах.

Представлені у роботі результати вимірювань отримано при використанні атестованих методик. Усі експериментальні дослідження (екотоксикологічні, гідробіологічні, мікробіологічні, фізико-хімічні) виконано в лабораторії біологічних досліджень та біотестування УкрНДІП, окрім результатів, наведених у таблиці 3.

Результати досліджень. Комплексність отримання інформації для оцінки екологічного стану будь-якого компонента навколишнього природного середовища є одним із основних принципів, на яких ґрунтується здійснення системи моніторингу на всіх рівнях – відомчому, локальному, регіональному, національному, міждержавному [9]. У випадку проведення моніторингових спосте-

режень на міждержавному рівні їх результати повинні відповідати вимогам сумісності отриманої інформації суб'єктами моніторингу різних країн. У зв'язку з цим, перелік комплексу показників для проведення спостережень у транскордонних створах узгоджується з відповідними органами зацікавлених країн.

На рисунку 1 представлено карту-схему, на якій відображено розташування створів відбору проб на території Харківської облас-

ті для комплексних досліджень екологічного стану водних об'єктів.

Враховуючи великий масив отриманих даних, результати досліджень згруповано за їх належністю до інформації, яка характеризує абіотичну або біотичну складову екологічного стану водного об'єкта.

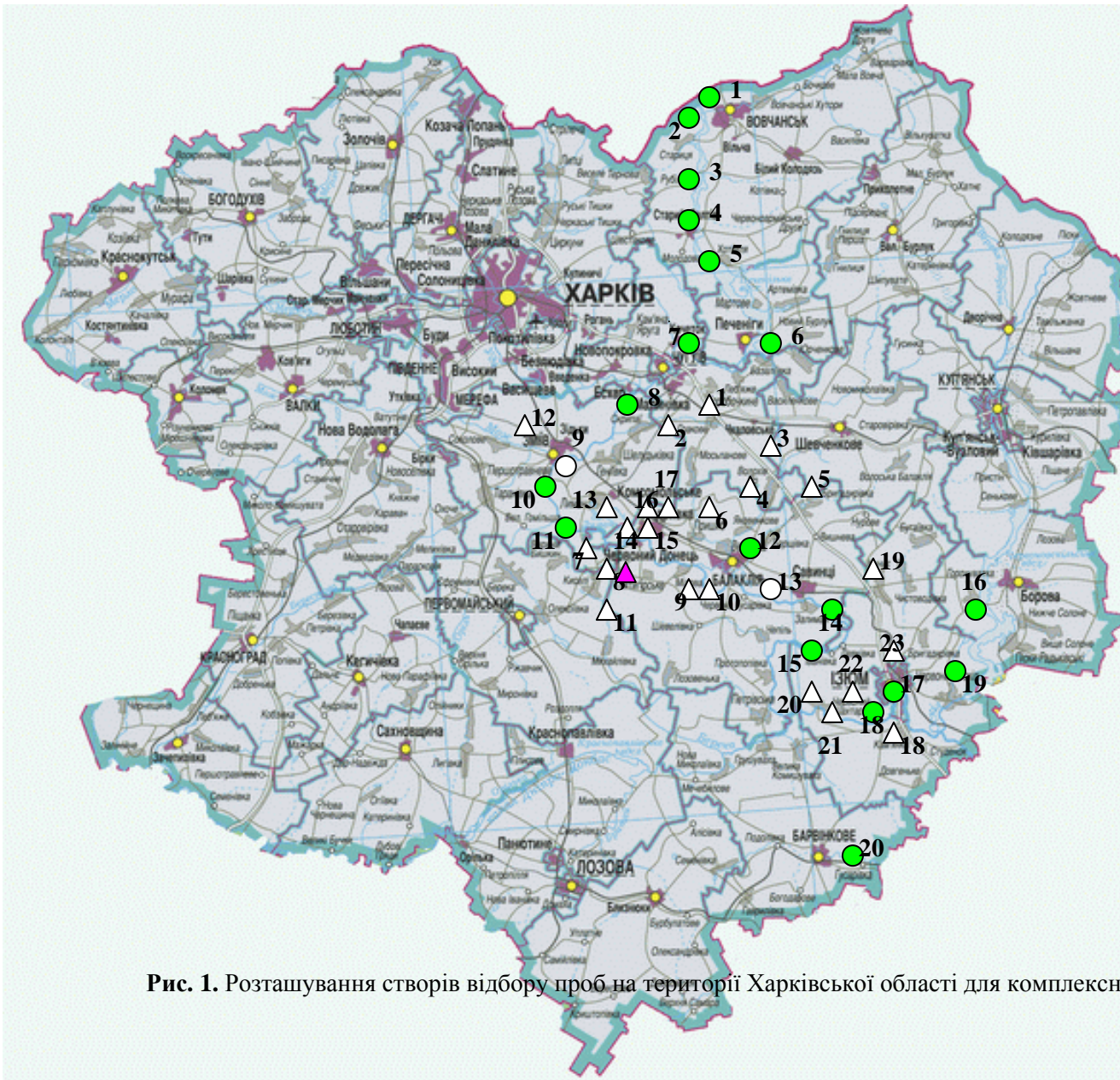
Якість води р. Сів. Донець у північному транскордонному створі за фізико-хімічними показниками представлено у таблиці 1.

Таблиця 1

Результати фізико-хімічних досліджень якості води р. Сів. Донець у північному транскордонному створі

№ з/п	Показник	Фактичне значення показника		ГДК для води водних об'єктів рибогосподарського водокористування
		червень 2002 р.	листопад 2002 р.	
<i>Загальні показники</i>				
	Водневий показник, од. рН	8,03	8,20	6,5-8,5
	Розчинений кисень, мг О ₂ /дм ³	4,3	13,6	не менш ніж 4
	Азот амонійний, мг N/дм ³	0,10	0,17	0,5
	Азот нітритний, мг N/дм ³	0,09	0,06	0,08
	Азот нітратний, мг N/дм ³	2,2	6,2	40,0
	Фосфор фосфатів, мг P/дм ³	1,96	1,08	0,5
	ХСК, мг О/дм ³	14,1	17,0	15
	БСК ₅ , мг О ₂ /дм ³	1,90	3,00	2,24
<i>Головні іони</i>				
	Хлориди, мг/дм ³	40,0	51,0	300,0
	Сульфати, мг/дм ³	105	124	100,0
	Кальцій, мг/дм ³	90,0	110,0	180,0
	Магній, мг/дм ³	22,8	15,8	40,0
<i>Специфічні речовини токсичної дії</i>				
	Феноли, мг/дм ³	0,001	<0,001	0,001
	Нафтопродукти, мг/дм ³	0,08	0,17	0,05
	СПАР, мг/дм ³	0,01	0,016	0,1
	Залізо загальне, мг/дм ³	0,045	0,15	0,1
	Хром ⁶⁺ , мг/дм ³	0,02	0,02	0,02
	Мідь, мг/дм ³	0,005	0,004	0,001
	Цинк, мг/дм ³	0,02	0,02	0,01
	Марганець, мг/дм ³	0,04	0,03	0,01
	Кобальт, мг/дм ³	0,001	0,001	0,01

*Вимірювання виконано відділом аналітичного контролю і моніторингу Державного управління екоресурсів у Харківській області



№	Створи відбору проб у 2003, 2005 та 2006 р	№	Створи відбору проб у 2010 р
1	р. Таганка, с. Коробочкіне,	1	р. Сів. Донець на кордоні з РФ, с. Огірцево
2	р. Гнилиця, с. Стара Гнилиця,	2	гірло р. Вовча до впадіння в р. Сів. Донець
3	р. Крайня Балаклійка, хутір Студенок	3	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Вовча
4	р. Крайня Балаклійка, с. Вовчий Яр	4	верхів'я Печенізького водосховища
5	р. Хрести, с. Червоний Яр,	5	нижній б'єф Печенізького водосховища
6	Струмок на північ від с. Дальня Шебелинка	6	р. Сів. Донець, питний водозабір, с. Кочеток
7	р. Шебелинка, с. Прогрес,	7	гірло р. Уди до впадіння в р. Сів. Донець
8	Водойма за с. Прогрес	8	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Уди
9	Водойма за с. Мілова	9	гірло р. Мож до впадіння в р. Сів. Донець
10	Заплава р. Сів. Донець, с. Мілова	10	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Мож
11	р. Кисіль, с. Новотроцьке	11	р. Сів. Донець вище м. Зміїв
12	р. Сів. Донець, нижче м. Зміїв	12	р. Сів. Донець в районі Зміївської ТЕЦ
13	озеро Кречковате, с. Донець	13	р. Сів. Донець нижче м. Балаклія
14	р. Сів. Донець, 10 м вище мосту Андріївка-Черв. Донець	14	гірло р. Балаклійка до впадіння в р. Сів. Донець
15	р. Сів. Донець, 500 м нижче мосту Андріївка-Черв. Донець	15	р. Сів. Донець вище м. Балаклія
16	р. Сів. Донець, 1,2 км вище моста Андріївка-Черв. Донець	16	гірло каналу „Дніпро-Донбас” до впадіння в р. Сів. Донець
17	водойма на відстані 400 м від р. Сів. Донець в районі моста Андріївка - Черв. Донець	17	р. Сів. Донець вище м. Ізюм
18	Струмок на відстані 100 м від с. Кам'янка	18	р. Сів. Донець нижче м. Ізюм
19	р. Куньє, с. Куньє	19	гірло р. Оскіл, Красноо-скольське водосховище
20	Струмок на схід від с. Червоний Шахтар	20	р. Сів. Донець на кордоні Харківської та Донецької обл.
21	р. Сів. Донець, 200 м вище за течією, с. Червоний Шахтар	Умовні позначення: △ - створи відбору проб у 2003, 2005 та 2006 р; ● - створи відбору проб у 2010 р.	
22	Озеро на північ від Придонецького лісництва		
23	р. Сів. Донець, заплава, м. Ізюм		

Рис. 1. Розташування створів відбору проб на території Харківської області для комплексних досліджень екологічного стану водних об'єктів

Аналіз фізико-хімічного складу води показав, що за мінералізацією вода відноситься до прісних вод середньої мінералізації. За хімічним складом відповідно до найбільш розповсюдженої класифікації за Альокінім вода відноситься до гідрокарбонатного класу кальцієвої групи другого типу $\text{HCO}_3 < \text{Ca} + \text{Mg} < \text{HCO}_3 + \text{SO}_4$.

Значних перевищень ГДК за окремими показниками не спостерігалось, а саме, вміст сульфатів перевищував ГДК у 1,2; нафтопродуктів – 3,4; заліза загального – 1,5; міді – 5,0; цинку – 2,0; ХСК – 1,1; БСК₅ – 1,3 разів.

Як видно із наведеного переліку показників, найбільш значне перевищення ГДК спостерігалось за вмістом міді та нафтопродуктів. Забруднення води нафтопродуктами обумовлено наявністю на водозбірній тери-

торії басейну р. Сів. Донець у межах Харківської області значної кількості діючих свердловин з видобутку газового конденсату та нафти, нафтогазопроводів, підприємств з переробки вуглеводневої сировини. Що стосується перевищення ГДК міді у 5 разів – найімовірніше це пов'язано із надходженням до водного об'єкта стічних вод підприємств важкої промисловості та шкіряних виробництв, розташованих у містах Белгород і Шебекіно.

Якість води і донних відкладень за результатами біотестування наведено у таблиці 2.

Як видно із наведених даних, річкова вода чинила токсичну дію лише на один (фотобактерії) із шести використаних тест-об'єктів;

Таблиця 2

Результати біотестування води і донних відкладень

Показник	Тест-об'єкт, тест-реакція	Результат визначення токсичності
Гостра токсичність води	Зниження рівня люмінесценції фотобактерій	токсична
	Зниження коефіцієнту приросту інфузорій; пригнічення росту культури водоростей; зміна морфологічних ознак або загибель гідри; виживаність ракоподібних церіодафній; загибель риб; зміна фізіологічних та морфологічних ознак вищих водних рослин	нетоксична
Хронічна токсичність води	Виживаність та(або) плодючість ракоподібних церіодафній	нетоксична
Гостра токсичність донних відкладень	Виживаність личинок комах хірономід	нетоксичні
Токсичність водних витяжок із донних відкладень	Зниження рівня люмінесценції фотобактерій; зниження коефіцієнту приросту інфузорій	нетоксична
	Виживаність ракоподібних церіодафній	токсична

донні відкладення не чинили токсичної дії на хірономід, фотобактерій та інфузорій, водні витяжки з донних відкладень виявили гостру токсичність на церіодафній.

Результати гідробіологічних досліджень показали наступне: у пробах води планктонні

водорості було представлено 70 видами із 7 таксономічних відділів – синьозелених, діатомових, зелених, дінофітових, кріптофітових, золотистих та евгленових. Найбільш різноманітними були зелені (29 видів) та діатомові (28 видів) водорості. В якості домі-

нуючого виду слід відзначити представника синьозелених водоростей *Microcystis aeruginosa*, який обумовлює „цвітіння” води.

У складі зообентосу виявлено 6 видів моллюсків, 1 вид малощетинкових червів, 2 види п'явок, 2 види ракоподібних та 4 види личинок комах. Домінуючими були моллюски із роду беззубок та личинки комах хірономід.

Організми зоопланктону було представлено 15 видами, серед них найбільш чисельними (9 видів) виявились коловратки.

Якісний склад вищої рослинності було представлено 7 видами гідрофітів – водних рослин та 3 видами гелофітів – надводних рослин.

За результатами мікробіологічних досліджень води встановлено, що вміст лактозопозитивних кишкових паличок знаходився на рівні встановленого нормативу, патогенні мікроорганізми були відсутні, а індекс колифагів перевищував норму в допущених межах.

Співставлення отриманих результатів з вимогами до якості поверхневих вод, які наведено у класифікації екологічного стану річок відповідно до [6] показало наступне. За фізико-хімічними показниками стан водного об'єкта характеризувався як „добрий” – значення цих показників не досягало рівня поза межами, які встановлено для забезпечення функціонування водної екосистеми. За гідробіологічними, екотоксикологічними та мікробіологічними показниками стан водного об'єкта також визначено як „добрий” – значення цих показників свідчило про низькі рівні порушення і мало відхилялись від значень, характерних для водного об'єкта в не порушеному стані.

У щорічних доповідях про стан навколишнього природного середовища в Харківській області відзначається тенденція до збільшення вмісту нафтопродуктів у воді водних об'єктів басейну р. Сів. Донець [10]. Наявність у поверхневих водах нафтопродуктів є наслідком зосередження на території області великої кількості нафтогазових родовищ (близько 100) і діючих свердловин (понад 1100) з видобування вуглеводневої сировини, 76% з яких розташовано в басейні р. Сів. Донець.

У зв'язку з цим, у 2003, 2005 та 2006 р.р. здійснено комплексні дослідження якості по-

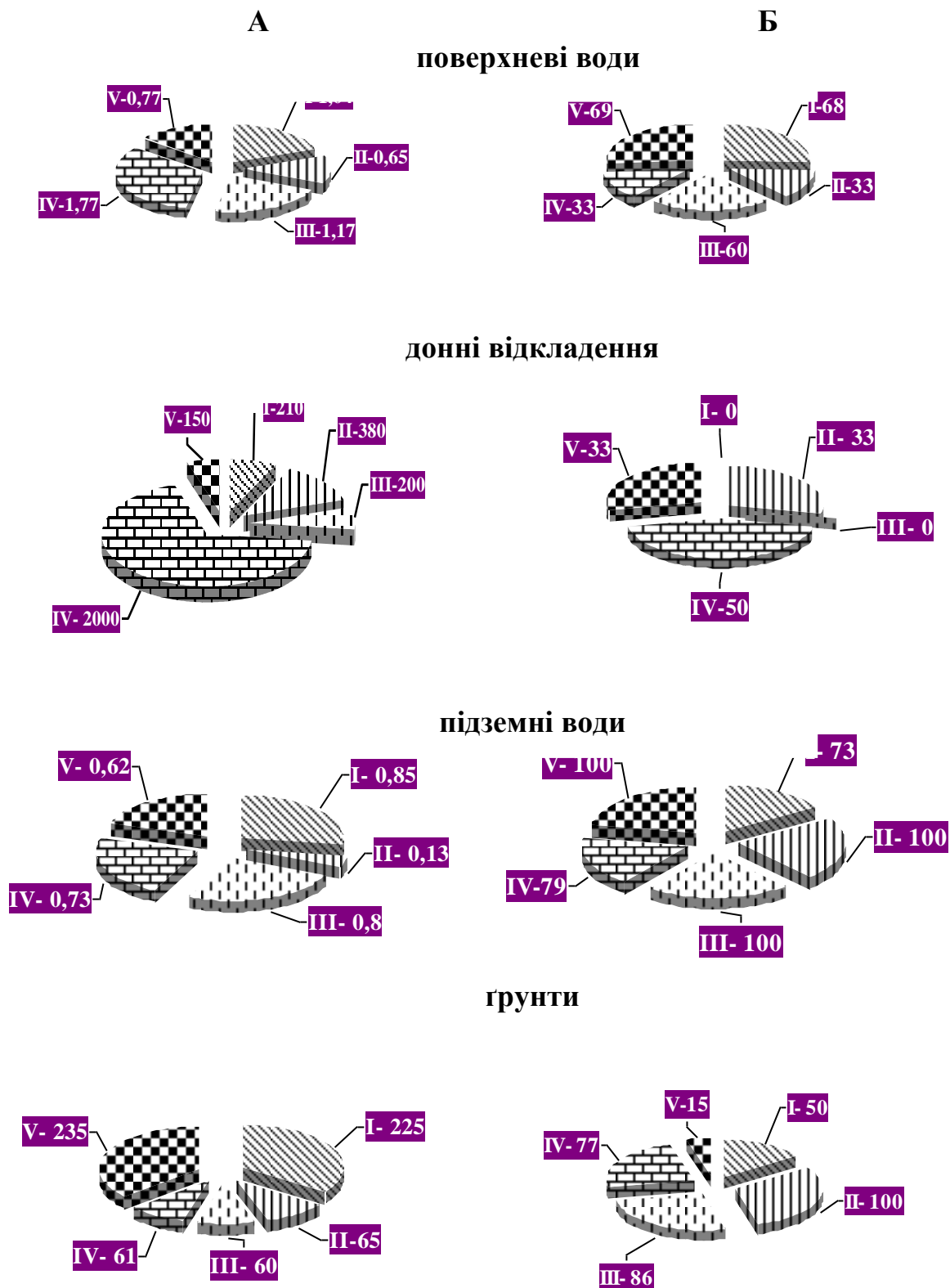
верхневих вод, донних відкладень, підземних вод та ґрунтів [11], проби яких відбирали в 5 осередках найбільш інтенсивного зосередження джерел забруднення нафтопродуктами території басейну:

у районах розташування установок з комплексної підготовки вуглеводневої сировини, магістральних нафто- і газопроводів, діючих свердловин Коробочкинського, Борисівського, Ртищівського газоконденсатних родовищ – I осередок; Волохівського, Північно-Волвенківського, Білозірського газоконденсатних родовищ – II осередок; Шебелинського газоконденсатного родовища – III осередок; Шебелинського нафтогазопереробного підприємства, „техногенного покладу” нафтопродуктів – IV осередок; Співаківського газоконденсатного родовища – V осередок.

На рисунку 2 відображено результати вимірювання вмісту нафтопродуктів і визначення токсичних властивостей проб поверхневих, підземних вод, донних відкладень і ґрунтів, які відбирали в межах 5 осередків.

Аналіз результатів вимірювання вмісту нафтопродуктів у відібраних пробах та визначення токсичних властивостей поверхневих, підземних вод, донних відкладень та ґрунтів показав наступне. Серед проб поверхневих вод і донних відкладень найбільший вміст нафтопродуктів зафіксовано у пробах, відібраних на території IV осередку: середнє значення вмісту нафтопродуктів у поверхневих водах складало 1,77 мг/дм³, у донних відкладеннях – 1 987 мг/кг.

Що ж стосується співставлення кількості токсичних проб поверхневих вод (33,3 %) з результатами вимірювання в них вмісту нафтопродуктів (від 0,6 до 5,9 мг/дм³), то воно дає можливість припустити, що значне перевищення ГДК нафтопродуктів в усіх пробах води (від 12 до 118 разів) не свідчить про несприятливі для водних організмів умови мешкання, оскільки лише у двох випадках із шести вода виявила токсичні властивості. Це, очевидно, пояснюється тим, що вуглеводні, які входять до складу нафтопродуктів, при певних умовах взаємодії біотичних і абіотичних факторів стають безпечними для гідробіонтів речовинами.



I, II, III, IV, V – осередки забруднення;

А – вміст нафтопродуктів у поверхневих і підземних водах – мг/дм³; у донних відкладеннях і ґрунтах – мг/кг;

Б – кількість токсичних проб – у відсотках.

Рис. 2. Результати вимірювання вмісту нафтопродуктів (А) і визначення токсичності (Б) проб поверхневих вод, донних відкладень, підземних вод і ґрунтів, відібраних в межах 5 осередків зосередження джерел забруднення території нафтопродуктами

ГДК нафтопродуктів для донних відкладень не встановлено, тому, оперуючи значеннями концентрацій нафтопродуктів у пробах та їх токсичністю, можна зробити висновок, що токсичні властивості донних відкладень із вмістом в них нафтопродуктів не корелюють. Це може пояснюватись протіканням у донних відкладеннях різних фізико-хімічних і біохімічних процесів, в результаті яких можна отримати будь-які непередбачені прояви впливу вуглеводневого забруднення на бентосні організми.

За вмістом нафтопродуктів у пробах підземних вод забрудненою практично на одному рівні виявилась територія I, III та IV осередків (середнє значення вмісту нафтопродуктів складало 0,85; 0,8 і 0,74 мг/дм³ відповідно), в той час як за показником токсичності у 100 % випадків токсичними були проби підземної води, що відбирались у межах II, III та V осередків.

На основі аналізу наведених даних можна зробити висновок щодо розбіжності результатів між вмістом нафтопродуктів у відібраних пробах підземних вод і кількістю токсичних проб, оскільки результати співпадають лише по відношенню до III осередку. Співставлення вмісту нафтопродуктів з встановленими ГДК нафтопродуктів показало, що серед 22 проб підземних вод, які було відібрано в межах 5 осередків, 20 проб (90,9 %) виявились токсичними і 3 проби (13,6 %) генотоксичними. При цьому у 5 випадках з 22 токсичними були проби води, в яких вміст нафтопродуктів знаходився на рівні 0,1 – 0,2 мг/дм³, тобто був нижче за ГДК.

Серед 32 проб ґрунтів, що відбирались в межах всіх осередків забруднення, як видно на рис. 2, за вмістом нафтопродуктів найбільш забрудненими виявились I і V осередки. Співставлення вмісту нафтопродуктів і результатів визначення фітотоксичності проб ґрунту свідчать про те, що в умовах відсутності нормативу ГДК нафтопродуктів для ґрунтів використання інтегрального показника їх якості (фітотоксичності) є доцільним і необхідним.

У зв'язку з поновленням та поглибленням положень Міжрегіональної екологічної програми... у липні-серпні 2010 р. було про-

ведено еколого-токсикологічні дослідження стану водних об'єктів басейну р. Сів. Донець на території Харківської та Луганської областей.

Результати попередніх досліджень щодо екоотоксикологічної оцінки різних компонентів природного середовища показали, що найбільш ефективним за критеріями чутливості до дії токсичних речовин і оперативності (термін визначення хронічної токсичності складає 7±1 діб) виявилась методика біотестування на церіодафніях. Виходячи з цього, токсичність проб води, які відбирали під час проведення вищеозначених досліджень, визначали за допомогою методики біотестування з використанням в якості тест-об'єкта церіодафній.

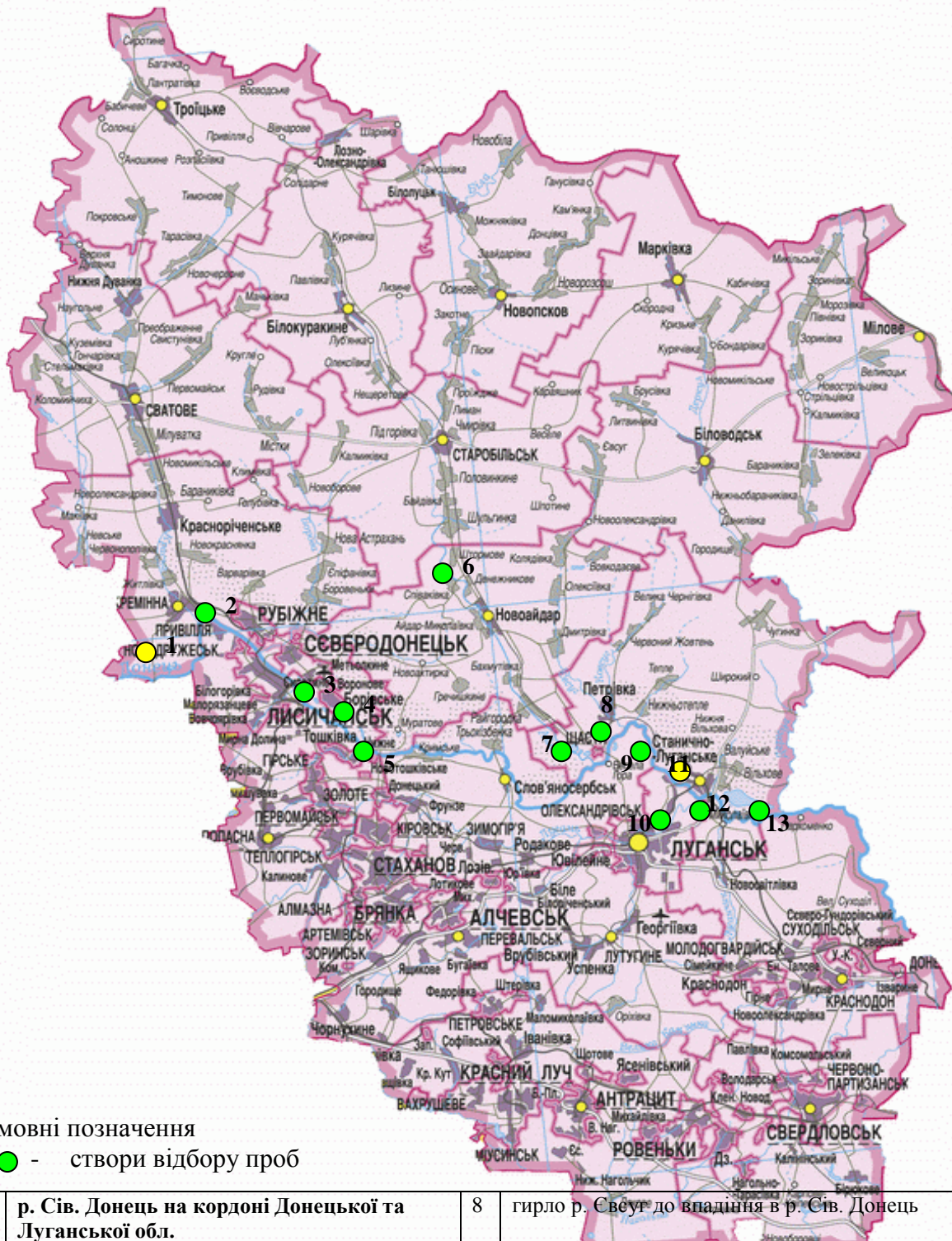
На рисунках 1 і 3 відображено розташування створів відбору проб води поверхневих вод у басейні р. Сів. Донець на території Харківської (рис. 1) і Луганської (рис. 3) областей.

Аналіз результатів біотестування показав, що серед 33 проб води хронічну токсичність виявили 4 проби (12%). Серед них дві токсичні проби (гирло р. Мож до впадіння в р. Сів. Донець і р. Сів. Донець нижче м. Балакля) було відібрано на території Харківської області; дві проби (р. Сів. Донець на кордоні Донецької та Луганської областей та р. Сів. Донець нижче впадіння р. Лугань) – на території Луганської області. Отримані результати свідчать про те, що водна екосистема басейну р. Сів. Донець на ділянках річок, що обстежувались, спроможна до самоочищення, очевидно внаслідок того, що впровадження водоохоронних заходів відповідно до рекомендацій Міжрегіональної екологічної програми [2] виявилось ефективним.

Висновки.

1. Одним з ефективних заходів, спрямованих на покращання екологічного стану водних об'єктів, є використання комплексу показників для оцінки якості води з метою отримання всебічної і об'єктивної інформації, необхідної для прийняття управлінських рішень.

2. Комплексна оцінка екологічного стану водних об'єктів передбачає використання трьох груп показників – фізико-хімічних, еколого-токсикологічних та біологічних.



Умовні позначення

● - створи відбору проб

1	р. Сів. Донець на кордоні Донецької та Луганської обл.	8	гірло р. Свєуг до впадіння в р. Сів. Донець
2	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Красна	9	р. Сів. Донець вище впадіння р. Лугань
3	р. Сів. Донець нижче м. Лисичанськ	10	гірло р. Лугань до впадіння в р. Сів. Донець
4	р. Сів. Донець в р-ні с. Світличне	11	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Лугань
5	р. Сів. Донець в районі водозабору Лисичанської МЗС	12	гірло р. Деркул до впадіння в р. Сів. Донець
6	гірло р. Айдар до впадіння в р. Сів. Донець	13	р. Сів. Донець на кордоні з РФ, с. Поповка
7	р. Сів. Донець нижче впадіння р. Айдар		

Рис. 3. Розташування створів відбору проб на території Луганської області для комплексних досліджень екологічного стану водних об'єктів

3. Дослідження екологічного стану р. Сів. Донець у транскордонному створі (на кордоні з Російською Федерацією) у червні і листопаді 2002 р. з використанням комплексу показників та співставлення результатів фізико-хімічних, еколого-токсикологічних, гідробіологічних і мікробіологічних досліджень якості води з вимогами відповідно до класифікації, наведеної у Водній Рамковій Директиві 2000/60/ЄС, дозволило охарактеризувати екологічний стан ділянки р. Сів. Донець, що досліджувалась, як „добрий”.

4. Комплексна оцінка якості поверхневих, підземних вод, донних відкладень та ґрунтів, які відбирались у 2003, 2005, 2006 р.р. на ділянці басейну р. Сів. Донець у межах Харківської області в районах найбільшого зосередження нафтогазовидобувних та переробних підприємств, показала, що означена територія басейну р. Сів. Донець підлягає інтенсивному вуглеводневому забрудненню. Про це свідчать результати вимірювання вмісту нафтопродуктів і визначення токсичних властивостей проб поверхневих, підземних вод, донних відкладень і ґрунтів, які відбирали в п'яти осередках забруднення.

5. Еколого-токсикологічні дослідження водних об'єктів басейну р. Сів. Донець на території Харківської та Луганської областей свідчать про ефективність водоохоронних заходів, які здійснюються в останні роки відповідно до рекомендацій Міжрегіональної екологічної програми по охороні й використанню вод басейну р. Сів. Донець

ЛІТЕРАТУРА

1. Концепція екологічного оздоровлення басейну р. Сіверський Донець. Схвалено розпорядженням Кабінету Міністрів України від 23 квітня 2003 р. № 224-р.
2. Межрегиональная экологическая программа по охране и использованию вод бассейна реки Северский Донец. – Россия-Украина, 2004.
3. Правила ведения мониторинга и оценки качества воды трансграничных рек. Рабочая группа ООН/ЕЭК по мониторингу и оценке состояния под эгидой Конвенции по охране и использованию трансграничных водотоков и международных озер. – Братислава, 1995.
4. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины. – Киев: Академперіодика, 2002. – С.178-183.
5. Методика визначення рівнів токсичності поверхневих і зворотних вод для контролю відповідності їх якості встановленим нормативним вимогам./ Мінекобезпеки України. – Київ: 2000. – 28 с.
6. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС Європейського парламенту та Ради для дій у сфері водної політики. – Київ: 2006. – 240 с.
7. Біотестування у природоохоронній практиці. – Київ: 1997. – 347 с.
8. Єдине міжвідомче керівництво по організації та здійсненню державного моніторингу вод. Затверджено наказом Міністерства екології та природних ресурсів України від 24.12.2001 № 485. – Київ: 2001. – 54с.
9. Положення про Державну систему моніторингу довкілля. Затверджено постановою Кабінету Міністрів України від 30 березня 1998 р. № 391.
10. Доповідь про стан навколишнього природного середовища в Харківській області в 2008 році. – Харків: 2009. – С.68.
11. Крайнюков О. М. Особливості розповсюдження вуглеводневого забруднення та оцінка його впливу на геоекологічний стан басейну р. Сіверський Донець у межах Харківської області / Автореф. на здоб. наук. ступ. канд. геогр. наук. – Харків: 2007. – 20 с.

Надійшла до редколегії 9.02.2011

УДК 911: 504.064.3

М. О. СОЛОХА, канд. геогр. наук, **Е. О. КОЧАНОВ**, канд. військ. наук, доц.

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

МЕТОДОЛОГІЯ ОЦІНКИ ВПЛИВУ СТИХІЙНИХ ЗВАЛИЩ НА ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН (на прикладі Дергачівського району Харківської області)

За запропонованою методологією оцінки впливу стихійних звалищ з використанням дистанційного та польового методів дослідження визначено, що всі несанкціоновані звалища за місцем розташування наближені до адміністративного центру та найбільших населених місць району. Знешкодження звалищ неможливе із-за розташування за рельєфом, звалища стрімко збільшують об'єм та площу. Пропонується таке рішення – повністю обмежити поповнення існуючих звалищ.

Ключові слова: звалища, моніторинг, анкетування, польові дослідження

Solokha M. A., Kochanov E. A. METHODOLOGY OF INFLUENCE ESTIMATION OF ELEMENTAL DUMPS ON THE ECOLOGICAL STATE (on the example of the Kharkov area Dergachevsky district)

On the offered methodology of elemental dumps influence estimation it is certain with the use of the controlled from distance and field methods of research, that all unauthorized dumps are located nearby administrative center and most settlements on district territory. Rendering of dumps harmless is impossible from a location in relief and swift growth of volume and area of dumps. Such solution is offered – fully to limit addition to the existent dumps.

Key words: dumps, monitoring, questionnaire, field researches

Солоха М. А., Кочанов Е. О. МЕТОДОЛОГИЯ ОЦЕНКИ ВЛИЯНИЯ СТИХИЙНЫХ СВАЛОК НА ЭКОЛОГИЧЕСКОЕ СОСТОЯНИЕ (на примере Дергачевского района Харьковской области)

По предложенной методологии оценки влияния стихийных свалок с использованием дистанционного и полевого методов исследования определено, что все несанкционированные свалки расположены поблизости административного центра и наибольших населенных пунктов на территории района. Обезвреживание свалок невозможно из-за расположения в рельефе и стремительного роста объема и площади свалок. Предлагается такое решение – полностью ограничить пополнение существующих свалок.

К л ю ч е в ы е с л о в а: свалки, мониторинг, анкетирование, полевые исследования

Постановка проблеми. У всьому світі проблема побутових відходів стає все більш злободенною. Багато років самий розповсюджений засіб боротьби з побутовими відходами – це вивіз їх на звалища, і цей засіб не вирішує проблеми, а посилює її. Звалища стають потужним джерелом забруднення, понад усе, повітря і ґрунтів, стають джерелом епідеміологічної небезпеки. На жаль, із-за низької екологічної культури населення набуває гостроти і проблема стихійних, несанкціонованих звалищ.

На території Дергачівського району Харківської області немає жодного потужного (станом на 2011 рік) стаціонарного промислового джерела забруднення. Але екологічний стан прилеглих до населених пунктів цієї території з кожним роком все погіршується, як і подібні території навколо міст-супутників мегаполісів [11,12]. Однією з причин погіршення стану є накопичення

твердих побутових відходів, які представляють суміш органічних та промислових відходів [1], збільшення кількості стихійних звалищ.

Згідно цілої низки законів та підзаконних актів України [2-8] необхідно проводити моніторингові дослідження будь-якого об'єкту, в тому числі і стихійних звалищ, на картографічній основі та, у разі можливості, за допомогою дистанційних методів досліджень. Актуальність такого роду досліджень не викликає ніяких сумнівів бо такого роду заходи проводяться на території усієї країни [13]. Подібними розробками займаються В. М. Стародубцев [10, 14] і інші.

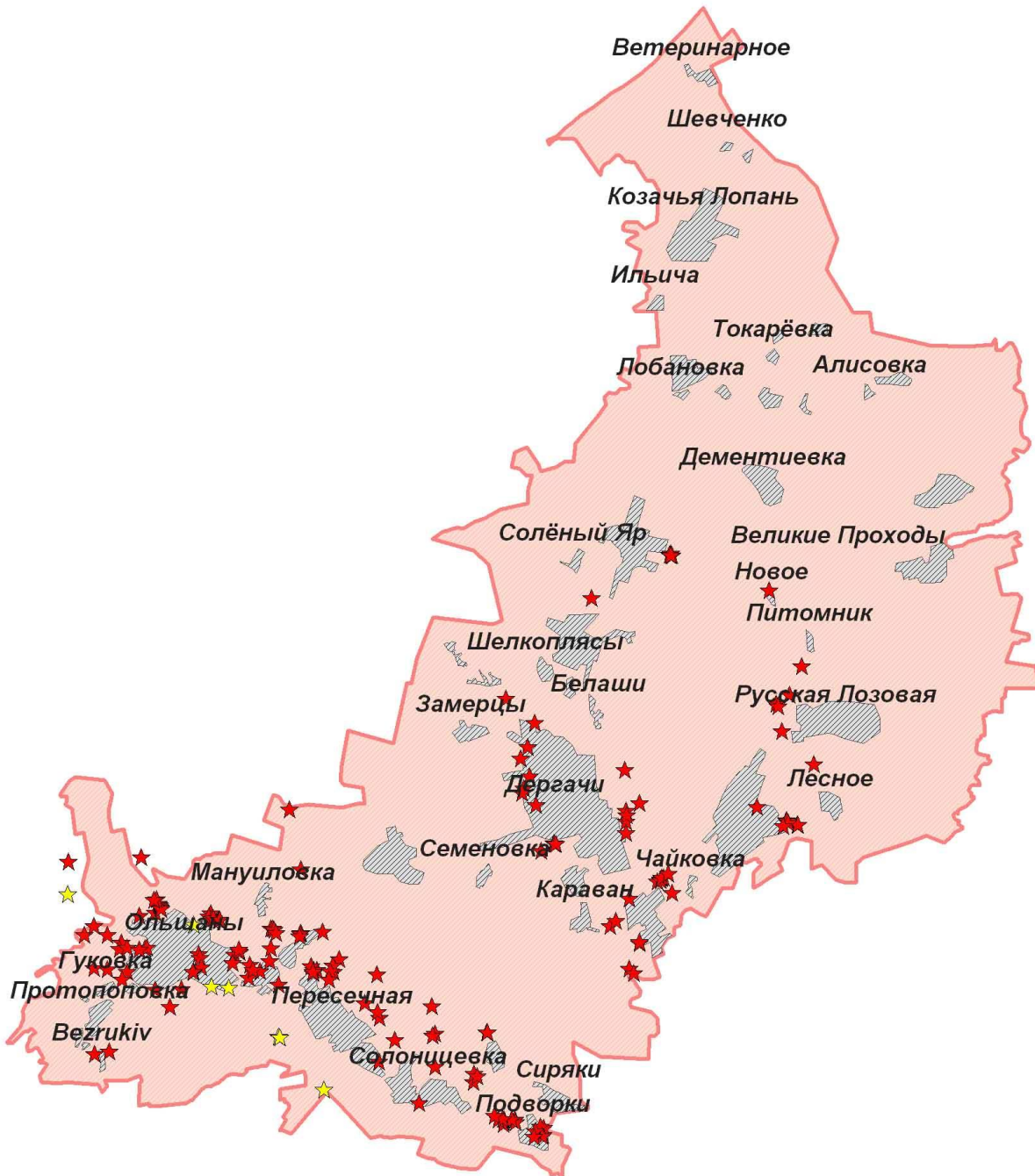
Мета – надати методологію оцінки впливу стихійного звалища, яка виконувалася за результатами дистанційних досліджень, щоб визначити реальну екологічну ситуацію на прикладі Дергачівського району, яка створилася внаслідок постійно зростаючій кількості стихійних звалищ на території району.

Загальна площа Дергачівського району складає 887,6 квадратних кілометрів (або 88 760 гектарів), з них площа стихійних звалищ – 0,3547 квадратних кілометрів (або 35,47 гектарів), чи 0,3% від загальної території району.

Для моніторингових досліджень території Дергачівського району картографічна основа розроблювалася за допомогою програмного пакету SASplanet. Електронну карту стихій-

них звалищ Дергачівського району створено на основі трасировки векторних об'єктів району.

На першому етапі моніторингових досліджень трасировано межі Дергачівського району та мережа шляхів, нанесено всі населені пункти Дергачівського району. Нанесення населених пунктів на карту району робилося з метою планування польоту дистанційно



(жовтим кольором – звалища з об'ємом до 1м³, червоним – більше 1 м³)

Рис. 1. Розташування стихійних звалищ на території Дергачівського району Харківській області

керованого літального апарату та визначення місця можливого розташування стихійних звалищ (рис.1).

Методологію виявлення місць розташування стихійних звалищ засновано на декількох принципах:

- 1) доступності – через наявність мережі шляхів, під'їзду або підвозу сміття;
- 2) наближеності до населеного пункту – відстань не більше 1 км від мешкання;

1. Дата проведення зйомки звалища
2. Місце розташування звалища (відкрите поле, узлісся лісу, лісовий масив, яр/балка)
3. Схил або рівне місце
4. Географічні координати звалища
5. Розміри (МХМ) і об'єм (м³)
6. Якісний склад звалища (Тверді побутові відходи, будівельні відходи або ін.)
7. Чи є фільтрат (Так/Ні)
8. Чи поповнюється звалище, чи довозитися сміття
9. Радіоактивність
10. Запах
11. Органіка
12. Відстань до населеного пункту
13. Фотофіксація звалища

Якісний склад звалища проводився за допомогою класифікатору відходів, який прийнято в Україні [9].

Польове обстеження місць розташування стихійних звалищ на території Дергачівського району підтвердило на 100% результати дистанційних досліджень.

Результати дослідження. Загальна кількість стихійних звалищ, яка визначена на території Дергачівського району (станом на 2010 рік) понад 136, загальним обсягом – 216571,4 куб. м.

За даними Головного управління статистики у Харківській області у 2009 році [15] на території Дергачівського району 36 підприємств охоплено спостереженнями, налічується 6 сховищ організованого складування площею 5,1 га, об'ємом 164,0 куб. м. Порівняння об'ємів сховищ організованого складування відходів з обсягом визначених несанкціонованих звалищ на території району не потребує коментарів.

Встановлено, що найбільш небезпечні стихійні звалища розташовуються вище за рельєфом поблизу річок або стоків поверх-

3) загального кольору звалища, як правило, аномального для території, де проводилося обстеження – наближеного до ідеального білого (за рахунок пластикового сміття).

Для дослідження екологічного стану та польового обстеження території розроблена анкета стихійного звалища, за допомогою якої наповнювалася база даних:

невих вод, загальною кількістю – 56. З них 19 розташовані на відстані біля 200 м від населеного пункту. 14 мають органічну складову, яка розкладається та потрапляє у вигляді фільтрату до загального стоку. 69 звалищ мають фільтрат, тобто постійно забруднюється поверхневий стік.

Визначено, що з 136 звалищ не поповнюються новими побутовими відходами тільки 8, а всі інші мають постійне поповнення. Екологічний стан Дергачівського району характеризується як напружений саме за рахунок стихійних звалищ.

Висновки. За запропонованою методологією оцінки впливу стихійних звалищ з використанням дистанційного та польового методів дослідження визначено, що всі несанкціоновані звалища за місцем розташування наближені до адміністративного центру та найбільших населених місць району.

Знешкодження звалищ неможливе із-за їх місця розташування (схили та яри). Навіть якщо звалища можливо рекультивувати, це вже марна трата коштів, тому що землі під цими звалищами вже забруднені.

Загальна картина стану стихійних звалищ свідчить про те, що ситуація й надалі буде розвиватися в даному напрямку – звалища стрімко збільшують об'єм та площу.

На наш погляд, можливе таке рішення – повністю обмежити поповнення існуючих звалищ. Виходячи з моніторингу існуючих звалищ на території району також можна зробити такий висновок: ті звалища, які не поповнюються декілька років, природа сама знешкоджує.

ЛІТЕРАТУРА

1. Денисов В. Ф. Комплекс по утилізації ТБ і ПЗ з використанням процесу Ванюкова / В. Ф. Денисов // Екологія міст. – М., 1995. – № 5. – С.77-79. – (Інформаційний збірник).
2. Про охорону атмосферного повітря: Закон України. – К., 1992
3. Про охорону навколишнього середовища: Закон України. – К., 1991.
4. Про відходи: Закон України // Відомості Верховної Ради України. – 1998. – № 36-37.
5. Про Загальнодержавну програму поводження з токсичними відходами: Закон України // Відомості Верховної Ради України. – 2000. – № 44.
6. Про охорону земель: Закон України // Відомості Верховної Ради України. – 2003. – № 39.
7. Про охорону навколишнього природного середовища: Закон України // Відомості Верховної Ради України. – 1991. – № 41.
8. Про питну воду та питне водопостачання: Закон України // Відомості Верховної Ради України. – 2002.
9. Класифікатор відходів України. Режим доступу до журналу: <http://prostonauka.com/klasifikator-vidhodiv>. 2011 р.
10. Корольов В. А. Еколого-геологічний моніторинг полігонів твердих відходів / В. А. Корольов, Д. Б. Неклюдов, Б. А. Новаковський, Н. І. Тульська // Екологія та промисловість Росії. – 2001. – № 7. – С. 39-43.
11. Кузнецова О. К. Загрязнение окружающей среды отходами и опасными веществами / О. К. Кузнецова, О. Л. Радчик – М., 2001.
12. Ласкорін Б. Н. Безвідходна технологія у промисловості / Ласкорін Б. Н., Громов Б. В., Циганков А. П., Сенін В. Н. – М., Стройиздат, 1986. – С.109-158.
13. Загальна українська акція. Режим доступу до журналу: http://letsdoit.org.ua/?page_id=2068
14. Стародубцев В. М. Сміттєзвалища Київщини видно із космосу. 2010 Режим доступу до журналу: <http://scientistschool.org.ua/?cat=6>
15. Довкілля Харківської області 2009: стат. збірник – Х.: Головне стат. управління в Харк. обл, 2010. – 134 с.

Надійшла до редколегії 12.03.2011

ЕКОЛОГІЧНА ОСВІТА У ВИЩІЙ ШКОЛІ

УДК 502.173

Г. В. ТІТЕНКО, канд. геогр. наук, доц., **А. Н. НЕКОС**, канд. геогр. наук, доц.,
Н. В. МАКСИМЕНКО, канд. геогр. наук, доц., **Н. Б. КРАВЧЕНКО**

Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

НОВИЙ ВЕКТОР СПРЯМУВАННЯ ПРОФЕСІЙНО-ОРІЄНТОВАНОЇ ПІДГОТОВКИ ФАХІВЦЯ ЕКОЛОГА

Розвиток еколого-економічного світогляду майбутнього фахівця еколога є одним з непрямих критеріїв якості вищої освіти. Саме еколого-економічна складова у підготовці еколога з вищою освітою може суттєво позитивно вплинути на забезпечення їх конкурентоспроможності на ринку праці. Дії, спрямовані на попередження або послаблення впливу потенційних небезпек, які загрожують довкіллю, можливо досягти шляхом формування у майбутніх фахівців всіх напрямів діяльності еколого-економічної свідомості, яка є комплексом уявлень, теорій і емоцій, що відображують проблеми співвідношення суспільства і природного середовища в плані їх оптимальної взаємодії.

Ключові слова: еколого-економічний світогляд, еколог, вища освіта, навчальні елементи, нормативні навчальні дисципліни

Titenko A. V., Nekos A. N., Maksimenko N. V., Kravchenko N. B.

NEW VECTOR OF DIRECTION OF THE PROFESSIONALLY ORIENTED POD-PREPARING OF ENVIRONMENTALIST SPECIALIST

Development of ecology-economic world view of future specialist of environmentalist is one of indirect criteria of higher education quality. Exactly an ecology-economic constituent in preparation of environmentalist with higher education can substantially positively to influence on providing of their competitiveness at the market of labour. Actions, directed on warning or diminishing of influence of potential dangers which threaten an environment, it is possible to attain by forming for the future specialists of all directions of activity of ecology-economic consciousness, which is the complex of presentations, theories and emotions, representing the problems of correlation of society and natural environment in the plan of their optimum co-operation.

Keywords: ecology-economic world view, environmentalist, higher education, educational elements, normative educational disciplines

Титенко А. В., Некос А. Н., Максименко Н. В., Кравченко Н. Б.

НОВЫЙ ВЕКТОР НАПРАВЛЕНИЯ ПРОФЕССИОНАЛЬНО ОРИЕНТИРОВАННОЙ ПОДГОТОВКИ СПЕЦИАЛИСТА ЭКОЛОГА

Развитие эколого-экономического мировоззрения будущего специалиста эколога является одним из непрямых критериев качества высшего образования. Именно эколого-экономическая составляющая в подготовке эколога с высшим образованием может существенно положительно повлиять на обеспечение их конкурентоспособности на рынке труда. Действия, направленные на предупреждение или послабление влияния потенциальных опасностей, которые угрожают окружающей среде, возможно достичь путем формирования у будущих специалистов всех направлений деятельности эколого-экономического сознания, которая является комплексом представлений, теорий и эмоций, отображающих проблемы соотношения общества и естественной среды в плане их оптимального взаимодействия.

Ключевые слова: эколого-экономическое мировоззрение, эколог, высшее образование, учебные элементы, нормативные учебные дисциплины

Рационалістичне сьогодні диктує необхідність формування нового вектору спрямування професійно-орієнтованої підготовки фахівця еколога, зміни акцентів до стратегії формування фахівця еколога в

аспекті розвитку еколого-економічного світогляду.

Майбутній фахівець-еколог, який починає навчання у вищому навчальному закладі, вже зорієнтований не стільки на визначення сутності існуючих екологічних проблем та механізмів їх вирішення,

скільки на вибір ефективного шляху розвитку екологічної ситуації, впровадження природоохоронних заходів, які є оптимальними за еколого-економічними критеріями. Економічне обґрунтування та вартісні розрахунки є обов'язковими у будь-яких прикладних дослідженнях, в тому числі, екологічних. Це є «щепленням», яке студент привносить до вишу з сім'ї, школи, з власного життєвого досвіду.

Не достатня увага до еколого-економічної складової у формуванні змістовної частини професійної підготовки еколога може призвести до конфлікту інтересів в системі «послуга – споживач», поступового зменшення зацікавленості в навчанні, до повного розчарування у обраній спеціальності.

Не будемо дискутувати на тему чи необхідні студентам – майбутнім екологам знання з раціонального та ефективного використання природно-ресурсного потенціалу, управління природокористуванням, методів визначення економічної ефективності природоохоронних заходів, оцінки економічних збитків від антропогенного порушення навколишнього середовища, формування фінансово-економічного механізму охорони навколишнього середовища, узагальнення міжнародного досвіду і розвитку міжнародного співробітництва в галузі охорони навколишнього середовища і природокористування. Саме ці знання продукує у світогляді майбутніх фахівців навчальна дисципліна «Економіка природокористування».

Економічне мислення майбутніх фахівців-екологів формується при викладанні дисципліни «Економіка природокористування», що є невід'ємною складовою сучасної моделі освіти в умовах ринкової економіки; здійснюється оволодіння методами, інструментами і прийомами визначення економічної ефективності природоохоронних заходів, економічних збитків від забруднення навколишнього природного середовища та розмірів їх відшкодування.

Формування у студентів системи знань з раціонального і ефективного при-

родокористування, використання економічних важелів охорони навколишнього середовища, опанування умінь визначити екологічну і економічну ефективність природоохоронних заходів, оцінювати збитки від забруднення навколишнього середовища, а також формування умінь проводити дослідження, пов'язані з удосконаленням фінансово-економічного механізму раціонального використання природних ресурсів та охорони навколишнього середовища є підсумком опанування навчальної дисципліни «Економіка природокористування».

У навчальному плані підготовки еколога «Економіка природокористування», за умови ретельного аналізу змістовної частини навчання, виявляється не тільки і не стільки самостійною навчальною дисципліною, скільки лейтмотивом та методологічною базою для формування навчальних програм усіх професійно-орієнтованих дисциплін.

«Нормування антропогенного навантаження на природне середовище», «Моніторинг довкілля», «Екологічна експертиза», «Екологічне право», «Організація управління в екологічній діяльності», «Екологічна безпека», «Техноекологія», «Заповідна справа», «Екологія людини» – ці та інші нормативні навчальні дисципліни, які формують еколого-економічну свідомість майбутнього фахівця еколога.

Економічні важелі регулювання охорони навколишнього середовища, економічні аспекти використання природних ресурсів; методи розрахунку економічних збитків від антропогенного порушення довкілля; визначення ефективності природоохоронної діяльності; основні підходи до економічної оцінки природних ресурсів і принципів визначення плати за їх використання; способи розрахунку зборів за забруднення природного середовища, фінансово-економічні методи стимулювання природоохоронної діяльності – ці питання в тому чи іншому контексті обов'язково постають у більшості нормативних дисциплін підготовки фахівця еколога (табл.).

Таблиця

Навчальні елементи еколого-економічної складової підготовки у нормативній частині змісту освіти еколога за напрямом «Екологія, охорона навколишнього середовища та збалансоване природокористування»

	Нормативні навчальні дисципліни (як приклад)				
	Екологічна експертиза	Заповідна справа	Нормування антропогенного навантаження на природне середовище	Організація управління в екологічній діяльності	Техноекологія
Навчальні елементи	<p>Фінансування державної та громадської екологічної експертизи</p> <p>Нормативи витрат на проведення державної екологічної експертизи</p> <p>Вартість розробки інвестиційної документації як вихідні дані щодо розрахунку витрат на проведення державної екологічної експертизи</p> <p>Умови визначення існуючої або потенціальної небезпеки об'єктів екологічної експертизи</p> <p>Природоохоронні показники, що оцінюються при здійсненні державної екологічної експертизи</p> <p>Економічні підстави та показники при складанні розділу оцінка впливу на навколишнє середовище</p>	<p>Критерії проектування і розвитку заповідних територій</p> <p>Поняття «цінність заповідного об'єкту»</p> <p>Соціально-економічне значення природно-заповідних територій України</p> <p>Фінансове забезпечення заповідної справи</p>	<p>Класифікація порушень навколишнього природного середовища</p> <p>Економічні збитки</p> <p>Класифікація економічних збитків</p> <p>Методи прямого рахунку збитків</p> <p>Емпірична оцінка збитків</p> <p>Фактори забруднення атмосфери</p> <p>Збитки від забруднення атмосферного повітря</p> <p>Вартість заходів з охорони повітря</p> <p>Джерела забруднення водних об'єктів</p> <p>Водоохоронні зони</p> <p>Витрати на впровадження водоохоронних зон</p> <p>Економічні збитки від забруднення водних об'єктів</p> <p>Земельні ресурси</p> <p>Економічні аспекти родючості ґрунтів</p> <p>Економічний збиток від порушення</p> <p>Визначення вартості рекультивацийних робіт</p> <p>Економічний аспект використання корисних копалин</p>	<p>Природоохоронна діяльність</p> <p>Природоохоронні заходи</p> <p>Економічні результати природоохоронних заходів і їх складові</p> <p>Соціальні результати природоохоронних заходів і їх складові</p> <p>Економічні природоохоронних заходів результати і їх складові</p> <p>Інтегрований соціально-економічний результат</p> <p>Вимоги до економічного обґрунтування природоохоронних заходів</p>	<p>Чистий економічний ефект у різних галузях господарства</p> <p>Економічний результат природоохоронних заходів у різних галузях господарства при розрахунку чистого економічного ефекту</p> <p>Додатковий дохід від повторного використання відходів</p> <p>Приведені витрати</p> <p>Капітальні вкладення</p> <p>Поточні експлуатаційні витрати</p> <p>Екологічна ефективність природоохоронних заходів</p> <p>Повний економічний ефект</p> <p>Порівняльна економічна ефективність</p>

У загальному обсязі дисциплін, в межах нормативного змісту освіти, аналіз питань еколого-економічного спрямування свідчить про їх високу питому вагу, але,

слід зазначити, що ці питання мають порівняно «другорядний» характер та виконують більш допоміжну роль[1-4]. Саме такий підхід, мабуть, заважає надати еконо-

мічній складовій у навчальних дисциплінах підготовки еколога роль вектору, який спрямовує стратегічний напрямок дисципліни. За таких умов зміст вищої екологічної освіти буде набагато краще адаптований для опанування та отримує цілком зрозумілий практичний результат.

Сьогодні еколого-економічні вимоги є одним з найбільш важливих інструментів відносин між країнами, загострення боротьби за ринки збуту продукції, бар'єрами для обмеження транзиту промислової і сільськогосподарської продукції.

Ринкова економіка має механізм адаптації до динамічних уподобань споживача, технологій, ресурсів. Ринок послуг вищої освіти вимагає від системи вищої освіти інтенсивної трансформації з метою задоволення потреб споживача, а структура споживчих вимог вже суттєво змінилась в бік підвищення статусу економічної складової вирішення будь-яких проблемних питань. Таким чином, зміна попиту має отримати відповідні пропозиції від ринку послуг вітчизняної вищої освіти інакше він буде не конкурентоздатним на міжнародному рівні освітніх послуг. Розширення освітнього простору до загальноєвропейського й світового рівнів, посилення міжнародної мобільності студентів і викладачів, інтернаціоналізація ринку праці приводять до необхідності пошуку нових підходів до розробки змісту вищої освіти. У зв'язку із цим доцільно мати стратегію еколого-економічної підготовки фахівців, яка б враховувала національні особливості й забезпечувала загальноєвропейські гарантії якості вищої освіти.

Конкурентна ринкова система містить різноманітні стимули прогресу, в тому числі у вищій освіті. Новаторське використання технологій, які зменшуються відстань між вимогами ринку та якістю освітніх послуг, надають вишам, які використовують інноваційні технології певні переваги перед конкурентами. Але ця ситуація дуже мобільна у часі і тому подібні інновації мають бути постійними.

Головні вимоги до сучасного професіонала в галузі охорони навколишнього природного середовища пов'язані, як з су-

часними освітніми тенденціями, так і з вимогами безпосередньо професійної сфери реалізації фахівця.

За останні тридцять років вища освіта зазнала значних змін. По-перше, вона більше не є елітарною, а носить масовий характер. У більшості розвинутих країн 50% і більш молоді поступає до ВНЗ. Ці об'єктивні обставини привели до значного росту попиту, який вимагає підвищення ефективності системи вищої освіти. У цій новій ситуації у ВНЗ виникло питання, що у період елітарності можна було ігнорувати, а саме: як скоротити рівень відсіву?

Як відзначають аналітики, коли університети втратили свою елітарність, чітко виявився демократичний характер навколишнього суспільства. Найважливішим показником рівня діяльності будь-якого вузу в наш час "відкритих суспільств" є чисельність студентів зі спеціальними потребами, а також студентів з маргінальних соціальних шарів чи етнічних меншостей.

В даний час вища освіта повинна задовольняти самі різноманітні очікування, і від цього залежить її успіх або невдача. Сучасні суспільства дуже мобільні, і в цій ситуації зростає важливість вищої освіти як фактора вертикальної соціальної мобільності. Люди переїжджають, змінюють роботу, напрямок навчання та ін. Вища освіта може сприяти цим процесам, а може гальмувати їх. Саме тому так важливо переосмислити базові положення вищої освіти та знайти нові рішення проблем не тільки на державному, але і на міжнародному рівні.

Відповіддю може стати ідея гнучких шляхів: старі незмінні навчальні плани непоправно застаріли. В даний час у системах ВНЗ відбувається перехід до більш відкритих методів роботи, що дозволяє вільно вибирати значне число навчальних дисциплін при невеликій частці обов'язкових. Більшість подібних практичних проблем можна вирішити за допомогою системи залікових одиниць та інших прикладних методичних прийомів.

З приводу активізації еколого-економічної складової у професійно-орієнтованій галузі існують різні підходи та думки. Так, Н. А. Демешкант (2008) вважає беззаперечним факт, що внаслідок дефіцитності екологічних знань та уявлень про необхідність і методи забезпечення екологічної безпеки не сформувалась суспільна думка, підтримувала б дії, спрямовані на попередження або послаблення впливу потенційних небезпек, які загрожують довкіллю. Це можливо досягти шляхом формування у майбутніх фахівців всіх напрямів діяльності еколого-економічної свідомості, яка є комплексом уявлень, теорій і емоцій, що відображують проблеми співвідношення суспільства і природного середовища в плані їх оптимальної взаємодії.

Фундаментальні засади процесу відбору і структурування екологічних знань були сформульовані Н. А. Демешкантом [5] і доповнені нами. До них слід віднести:

1. Формування морального становлення особистості, тобто осмислення навчального змісту має виступати спонукальним засобом психологічного розвитку ставлення особистості. При цьому йдеться «про навчальний зміст як проекцію духовної культури, а не як розчленування його на гуманітарний, математичний тощо, тобто мова йде про ідею цілісного навчального змісту, незалежно від ідейно-змістовної специфічності як засобу морально-особистісного розвитку» [6]. Посилення морально-етичного компоненту у змісті екологічної освіти, вимагає визнати недостатнім сучасне акцентування наголосів на проблемі людини. Ця проблема має окреслювати коло питань, що включають знання про людину і знання про світ, який її оточує. Орієнтація на людину у структурі екологічних та економічних знань дозволить на теоретичному та практичному рівні обґрунтувати становлення екологічно свідомих фахівців [7].

2. Науковість і сучасність, тобто оперативне і своєчасне залучення до начального процесу новітніх досягнень науки як у галузі екології та економіки, так і, вра-

ховуючи міждисциплінарні засади екології, досягнень багатьох інших наук.

3. Відповідність змісту, обсягу, варіативності екологічних знань рівню й профільній спрямованості навчального закладу. Коли йдеться про екологічну освіту, насамперед виникає питання щодо змісту, меж та обсягу екологічних знань, які належить засвоїти [8]. У вищих навчальних закладах передбачається диференційований підхід до реалізації змісту екологічної освіти, у зв'язку з їх багатофільністю. Безперечно, мова повинна йти не про звичайне накопичення екологічних знань, адже самих знань не достатньо для їх безпосереднього перетворення у норму поведінки, установку, особистісну позицію, що загалом визначають спрямованість вчинків.

4. Компетентністний підхід до формування змісту освіти, який передбачає необхідність формування у майбутнього спеціаліста чіткої уяви про спектр своїх професійних компетенцій та напрямки їх подальшого розширення та оновлення в процесі професійного ставлення.

5. Збалансованість біологічного, технологічного і соціологічного підходів, екологічного, соціально-економічного і соціокультурного вимірів при формуванні фахівця еколога у вищих навчальних закладах. Така професійна підготовка є різноплановою та охоплює всі освітньо-кваліфікаційні рівні (молодший спеціаліст, бакалавр, спеціаліст, магістр), щоб забезпечити потреби держави у висококваліфікованих кадрах, з урахуванням специфіки діяльності ВНЗ і потреб регіонів.

Більшість дослідників проблем екологічної освіти у ВНЗ єдині в думці, що незважаючи на різноманіття форм й методів єдиною метою системи екологічної освіти є всебічна ґрунтовна підготовка фахівця, здатного визначати, усвідомлювати, оптимально вирішувати екологічні, економічні і соціальні проблеми на основі наукових знань, загальнолюдських цінностей та власного досвіду. А реалізувати дану мету можна лише шляхом створення кардинально нових сучасних програм й навчаль-

них посібників для викладачів і студентів, які мають містити не лише навчальний матеріал, необхідний для засвоєння, але й спеціальний, оволодіння яким забезпечує усвідомлення ролі, місця й значення еколого-економічної складової у процесі майбутньої професійної діяльності та повсякденному житті. Означена мета може бути досягнута за рахунок:

- формування глибоких і різнобічних знань про екосистему, фундаментальні екологічні та економічні закони;
- формування еколого-економічного світогляду фахівця;
- підготовки відповідального за свої професійні рішення фахівця, що вмє передбачати негативні впливи на екосистему та розраховувати збитки від них.

При цьому ґрунтовними принципами еколого-економічної підготовки мають бути: 1) комплексність і неперервність; 2) фундаментальність і системність; 3) орієнтація на розвиток ціннісно-мотиваційної сфери особистості, яка забезпечує гармонізацію зв'язків із навколишнім середовищем.

Від збільшення масштабу будь-якої складової екологічної діяльності (економічної, правової, соціальної тощо) завжди можливе виникнення подальших ризиків, які б бажано було врахувати. Але, на нашу думку, не слід натякати на небезпеку виховання прагматика та бездуховного раціоналіста внаслідок формування еколого-економічної домінанти вищої освіти майбутнього фахівця еколога. Таке спрямування вищої екологічної освіти насамперед надає можливість сформувати розумного та відповідального за свої дії фахівця, який може максимально ефективно реалізувати свої виробничі функції, в тому числі і соціальні. В. Шинкарук в одній із статей підкреслив, як важливо забезпечити соціальний контекст вищої освіти, що саме це дасть можливість випускникам вищих навчальних закладів формувати успішну професійну кар'єру на принципах

соціальної справедливості, відповідальності, загальнолюдських цінностей.

Слід зазначити, що розвиток еколого-економічного світогляду майбутнього фахівця еколога є одним з непрямих критеріїв якості вищої освіти. І, навпаки, саме від якості вищої освіти залежить рівень розвитку країни та її глобальна економічна конкурентоспроможність. З іншого боку, саме еколого-економічна складова у підготовці еколога з вищою освітою може суттєво позитивно вплинути на забезпечення конкурентоспроможності цих випускників на ринку праці.

ЛІТЕРАТУРА

1. Болонський процес. Документи / Укладачі: Н. І. Тимошенко та інш. – К.: Вид-во Європ. ун-ту, 2004. – 169 с.
2. Галузевий Стандарт Вищої Освіти України. Освітньо-кваліфікаційна характеристика підготовки бакалавра напряму 0708 „Екологія”. – Київ, 2003. – 87 с.
3. Галузевий Стандарт Вищої Освіти України. Освітньо-професійна програма підготовки бакалавра напряму 0708 „Екологія”. – Київ, 2003. – 116 с.
4. Навчальні програми нормативних дисциплін освітньо-професійної програми підготовки бакалавра за напрямом „Екологія”: Навчальне видання. С грифом МОН України / За ред. проф. В. Ю. Некоса та проф. Т. А. Сафранова. – Х.: ХНУ імені В.Н. Каразіна, 2005. – 158 с.
5. Демешкант Н.А. Екологічна освіта та виховання як важливі складові формування майбутнього фахівця // Проблеми освіти: Наук. зб. \ Кол.авт. – К.: Інститут інноваційних технологій і змісту освіти МОН України, 2008. – Вип. 55. – С.137 – 141.
6. Неперервна професійна освіта: філософія, педагогічні парадигми, прогноз: Монографія/ В. П. Андрущенко, І. А. Зязюн, В. Г. Кремень та ін.. / За ред. В.Г. Кременя. – К.: Наукова думка, 2003. – 853 с.
7. Лукьянова Л. Б. Екологічна освіта у контексті концепції стійкого розвитку // Проблема формування ціннісних орієнтирів професійної діяльності: Зб. Наук. Праць / за заг. ред. Г. С. Гребенюка. – Х.: Стиль Іздат, 2005. – С.144 – 154.
8. Кобилянський В. А. Экология и экологическое образование // Философия экологического образования [Монография] / Под общей ред. И. К. Лисеева. М.: Прогресс-Традиция, 2001. – С. 185 – 209.

Надійшла до редколегії 20.03.2011

ЕКОЛОГІЧНА БЕЗПЕКА ОТОЧУЮЧОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК (574+502.7)

О. М. ГЕТМАНЕЦ*, канд. физ.-мат. наук, доц.,
В. Г. ГОРДИЕНКО**, д-р хим. наук, проф., **А. А. ДРОЗДОВ***, ассист.,
Н. М. ПЕЛИХАТЫЙ***, д-р физ.-мат. наук, проф.

**Харьковская государственная зооветеринарная академия*

***Харьковский национальный медицинский университет*

****Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина*

РАДИАЦИОННЫЙ МОНИТОРИНГ МЕСТНОСТИ В РЕЖИМЕ РЕАЛЬНОГО ВРЕМЕНИ ПРИ ПОМОЩИ ВОЛОКОННО-ОПТИЧЕСКОГО ДОЗИМЕТРА

Предложена методика долговременного удаленного радиационного мониторинга местности при помощи волоконно-оптического дозиметра с дополнительным точечным датчиком радиации, которая позволяет быстро и надежно определять поле радиационного фона как внутри контролируемой зоны, так и вблизи ее границы, а также локализовать источники повышенной радиации.

Ключевые слова: волоконно-оптический дозиметр, мониторинг, реальное время.

Гетманец О. М., Гордиенко В. Г., Дроздов О. О., Пелихатий М. М.

РАДІАЦІЙНИЙ МОНІТОРИНГ МІСЦЕВОСТІ В РЕЖИМІ РЕАЛЬНОГО ЧАСУ ЗА ДОПОМОГОЮ ВОЛОКОННО-ОПТИЧНОГО ДОЗИМЕТРУ

Запропонована методика тривалого віддаленого радіаційного моніторингу місцевості за допомогою волоконно-оптичного дозиметру з додатковим точковим датчиком радіації, яка дозволяє швидко і надійно визначати поле радіаційного фону як усередині контрольованої зони, так і поблизу її межі, а також локалізувати джерела підвищеної радіації.

Ключові слова: волоконно-оптичний дозиметр, моніторинг, реальний час.

Getmanets O. M., Gordienko V. G., Drozdov A. A., Phelikhatiy N. M.

RADIATION MONITORING OF LOCALITY IN REAL-TIME MODE BY FIBRE-OPTICAL DOSIMETER

The method of duration remote radiation monitoring of locality by fibre-optical dosimeter with the additional point sensor of radiation, which allows quickly and reliably to determine the field of radiation background into the controlled area and near-by its border and also to localize the sources of the promoted radiation has been proposed.

Key words: fibre-optical dosimeter, monitoring, real time.

В настоящее время широко обсуждаются возможности использования распределенных волоконно-оптических дозиметров для решения задач долговременного удаленного радиационного мониторинга местности вблизи ядерных установок, на загрязненных территориях и в местах хранения радиационных отходов [1]. Волоконно-оптический дозиметр включает в себя радиационно-чувствительные оптические световоды, специальным образом размещенные на местности, радиационно-стойкие волоконные световоды, доставляющие световой сигнал к

удаленной регистрирующей аппаратуре, оптический рефлектометр и компьютер.

Под действием ионизирующего излучения в сетке стекла радиационно-чувствительного световода возникают центры окраски, из-за чего ослабевает световой сигнал, распространяющийся по световоду, при этом величина ослабления однозначно связана с поглощенной дозой. Рефлектометр строит распределение величины затухания светового сигнала вдоль радиационно-чувствительного световода, которое при помощи компьютера легко пересчитывается в продольное распределение поглощенной дозы в стекле световода и, соответственно, в мощность экспозиционной дозы. Преимуществом

щества данного метода удаленного радиационного мониторинга состоят в относительно невысокой стоимости аппаратуры, надежности системы и ее информативности. При этом существующие стандартные дозиметры и датчики имеют принципиальные ограничения для решения задач долговременного удаленного мониторинга радиационного поля: они требуют электропитания и систем передачи электрического сигнала, что ставит под вопрос их надежность в аварийных условиях; они также являются точечными датчиками, и поэтому контроль обширной территории является труднореализуемым.

В то же время волоконно-оптический дозиметр определяет величину поглощенной дозы лишь вдоль длины световода – границы контролируемой зоны и ничего не говорит о поле радиационного фона внутри самой зоны и в ее окрестности. Поэтому целью настоящей работы является исследование возможностей применения волоконно-оптического дозиметра для радиационного мониторинга местности внутри контролируемой территории и вблизи ее границы. Как будет показано ниже, для решения поставленной задачи наряду с измерением непрерывного распределения мощности экспозиционной дозы вдоль световода волоконно-оптического дозиметра необходимо произвести хотя бы одно измерение мощности дозы в центре контролируемой зоны при помощи точечного датчика. На основании этих данных непрерывно строится нелинейная регрессионная модель, которая и описывает поле радиационного фона как внутри, так и вблизи границы контролируемой зоны.

Предположим, что некоторую контролируемую территорию окружает волоконно-оптический дозиметр, имеющий общую длину L . Световой сигнал от чувствительного волоконного световода доставляется до отдаленной регистрирующей аппаратуры, обрабатывается и пересчитывается в распределение мощности экспозиционной дозы z ионизирующего излучения вдоль текущей длины дозиметра l : $z = z(l)$ ($0 \leq l \leq L$). Пусть в центре контролируемой зоны находится точечный дозиметр (он может быть также волоконно-оптическим [2]), показания которого z_0 тоже доставляются к отдаленной регистрирующей аппаратуре. Для определенности координаты дозиметра примем

за начало отсчета прямоугольной системы координат, т.е. $x = 0$, $y = 0$. Значение поля излучения в этой точке равно $z(0;0) = z_0$. Ось $0x$ будем считать направленной с запада на восток, а ось $0y$ – с юга на север. Поскольку волоконно-оптический дозиметр расположен на местности вполне определенным образом, то зависимости координат произвольной точки дозиметра от его текущей длины l считаются известными, т.е. $x = x(l)$, $y = y(l)$.

Основываясь на показаниях волоконно-оптического и точечного дозиметров, будем строить модель нелинейной регрессии для мощности экспозиционной дозы ионизирующего излучения z внутри контролируемой зоны и вблизи ее границы: $z = z(x; y)$. Для начала рассмотрим модель 2-го порядка по переменным x и y – координатам произвольной точки зоны (хотя, в принципе, на основании показаний дозиметров можно строить модель любого порядка):

$$z = ax^2 + by^2 + cxy + dx + ey + f. \quad (1)$$

где a, b, c, d, e, f – параметры регрессии, оценки которых можно определить по фактическим показаниям детекторов методом наименьших квадратов. Заметим, что параметр $f = z(0;0) = z_0$. При этом в системе нормальных уравнений для оценок параметров a, b, c, d, e суммы по всем точкам световода волоконно-оптического дозиметра переходят в интегральные суммы, а их пределы – в соответствующие контурные интегралы вдоль длины световода. Запишем эту систему в матричном виде:

$$A \cdot x = b, \quad (2)$$

где матрица системы

$$A = \begin{pmatrix} \overline{x^4} & \overline{x^2 y^2} & \overline{x^3 y} & \overline{x^3} & \overline{x^2 y} \\ \overline{x^2 y^2} & \overline{y^4} & \overline{xy^3} & \overline{xy^2} & \overline{y^3} \\ \overline{x^3 y} & \overline{xy^3} & \overline{x^2 y^2} & \overline{x^2 y} & \overline{xy^2} \\ \overline{x^3} & \overline{xy^2} & \overline{x^2 y} & \overline{x^2} & \overline{xy} \\ \overline{x^2 y} & \overline{y^3} & \overline{xy^2} & \overline{xy} & \overline{y^2} \end{pmatrix},$$

а вектор решений $x = \begin{pmatrix} a \\ b \\ c \\ d \\ e \end{pmatrix}$, и вектор

правой части $b = \begin{pmatrix} \overline{zx^2} - z_0 \overline{x^2} \\ \overline{zy^2} - z_0 \overline{y^2} \\ \overline{zxy} - z_0 \overline{xy} \\ \overline{zx} - z_0 \overline{x} \\ \overline{zy} - z_0 \overline{y} \end{pmatrix}$.

Здесь введены обозначения:

$$\overline{x^4} = \frac{1}{L} \oint_L x^4 dl, \quad \overline{x^2 y^2} = \frac{1}{L} \oint_L x^2 y^2 dl,$$

$$\overline{x^3 y} = \frac{1}{L} \oint_L x^3 y dl, \quad \overline{xy^3} = \frac{1}{L} \oint_L xy^3 dl,$$

$$\overline{x^3 y} = \frac{1}{L} \oint_L x^3 y dl, \quad \overline{y^4} = \frac{1}{L} \oint_L y^4 dl,$$

$$\overline{x^3} = \frac{1}{L} \oint_L x^3 dl, \quad \overline{y^3} = \frac{1}{L} \oint_L y^3 dl,$$

$$\overline{x^2} = \frac{1}{L} \oint_L x^2 dl, \quad \overline{y^2} = \frac{1}{L} \oint_L y^2 dl,$$

$$\overline{x^2 y} = \frac{1}{L} \oint_L x^2 y dl, \quad \overline{xy^2} = \frac{1}{L} \oint_L xy^2 dl,$$

$$\overline{x} = \frac{1}{L} \oint_L x dl, \quad \overline{y} = \frac{1}{L} \oint_L y dl$$

$$\overline{xy} = \frac{1}{L} \oint_L xy dl, \quad \overline{zx^2} = \frac{1}{L} \oint_L zx^2 dl,$$

$$\overline{zy^2} = \frac{1}{L} \oint_L zy^2 dl, \quad \overline{zxy} = \frac{1}{L} \oint_L zxy dl,$$

$$\overline{zx} = \frac{1}{L} \oint_L zxdl, \quad \overline{zy} = \frac{1}{L} \oint_L zydl.$$

Поскольку зависимости $z(l), x(l), y(l)$ известны, то вычисление контурных интегралов вдоль длины световода L не представляет трудностей. Например, если волоконно-оптический дозиметр представляет собой окружность радиуса R , то матрица системы принимает вид:

$$A = \begin{bmatrix} \frac{3 R^4 \pi}{4} & \frac{R^4 \pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ \frac{R^4 \pi}{4} & \frac{3 R^4 \pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{R^4 \pi}{4} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & R^2 \pi & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & R^2 \pi \end{bmatrix} \quad (3)$$

При этом $\overline{x} = 0, \overline{y} = 0, \overline{xy} = \overline{yx} = 0$.

В качестве примера рассмотрим случай, когда некоторую контролируемую зону окружает волоконно-оптический дозиметр, представляющий собой окружность радиуса $R = 1$ км, имеющий начало и конец в точке с координатами $(1; 0)$ (в километрах). В центре окружности расположен точечный дозиметр. Пусть в некоторый определенный момент времени распределение мощности экспозиционной дозы вдоль длины световода имеет вид, приведенный на рисунке 1, а показания точечного дозиметра в центре зоны составляют $z_0 = 10$ мкР/час.

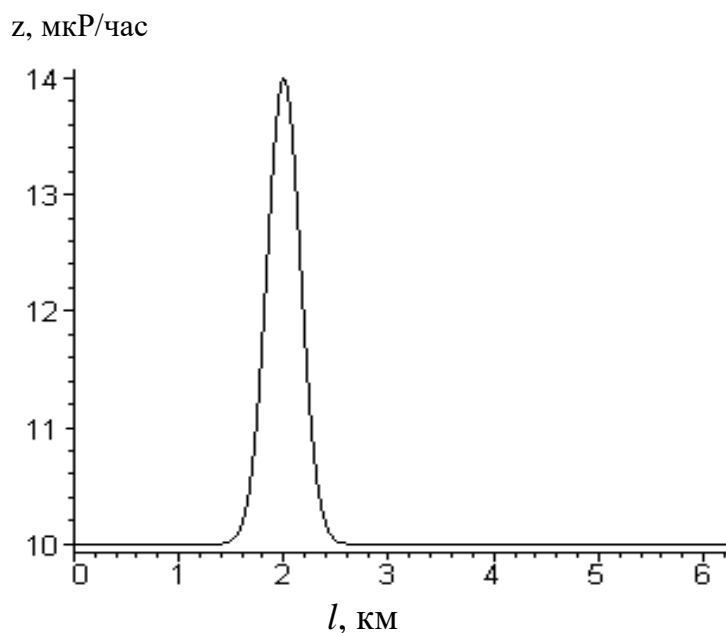


Рис. 1 – Распределение мощности дозы вдоль длины световода

Тогда система нормальных уравнений для определения оценок параметров нелинейной регрессии (1) принимает вид:

$$\begin{bmatrix} \frac{3\pi}{4} & \frac{\pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ \frac{\pi}{4} & \frac{3\pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{\pi}{4} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \pi & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \pi \end{bmatrix} \cdot \begin{pmatrix} a \\ b \\ c \\ d \\ e \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} 0,30 \\ 1,29 \\ -0,57 \\ -0,65 \\ 1,42 \end{pmatrix}. \quad (4)$$

Решая данную систему, получаем следующее уравнение регрессии:

$$z = -0,06x^2 + 0,57y^2 - 0,73xy - 0,21x + 0,45y + 10 \quad (5)$$

Здесь координаты x и y выражены в километрах.

На рисунке 2 представлено распределение радиационного фона, полученное на основании уравнения (5). Фон изменяется в зависимости от тона (белый – 8 мкР/час, черный – 16 мкР/час через 1 мкР/час).

Из этого рисунка видно, что источник ионизирующего излучения находится вне контролируемой зоны на северо-западе.

В качестве второго примера рассмотрим случай, когда распределение мощности дозы вдоль длины световода имеет тот же вид (рис. 1), а значение мощности дозы в центре зоны составило: $z_0 = 16$ мкР/час. При этом система нормальных уравнений для определения параметров регрессии (1) принимает следующий вид:

$$\begin{bmatrix} \frac{3\pi}{4} & \frac{\pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ \frac{\pi}{4} & \frac{3\pi}{4} & 0 & 0 & 0 \\ 0 & 0 & \frac{\pi}{4} & 0 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & \pi & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 0 & \pi \end{bmatrix} \cdot \begin{pmatrix} a \\ b \\ c \\ d \\ e \end{pmatrix} = \begin{pmatrix} -18,55 \\ -17,56 \\ -0,57 \\ -0,65 \\ 1,42 \end{pmatrix} \quad (6)$$

На основании ее решения получим следующее уравнение регрессии:

$$z = -6,06x^2 - 5,43y^2 - 0,73xy - 0,21x + 0,45y + 16 \quad (7)$$

Здесь координаты x и y выражены также в километрах.

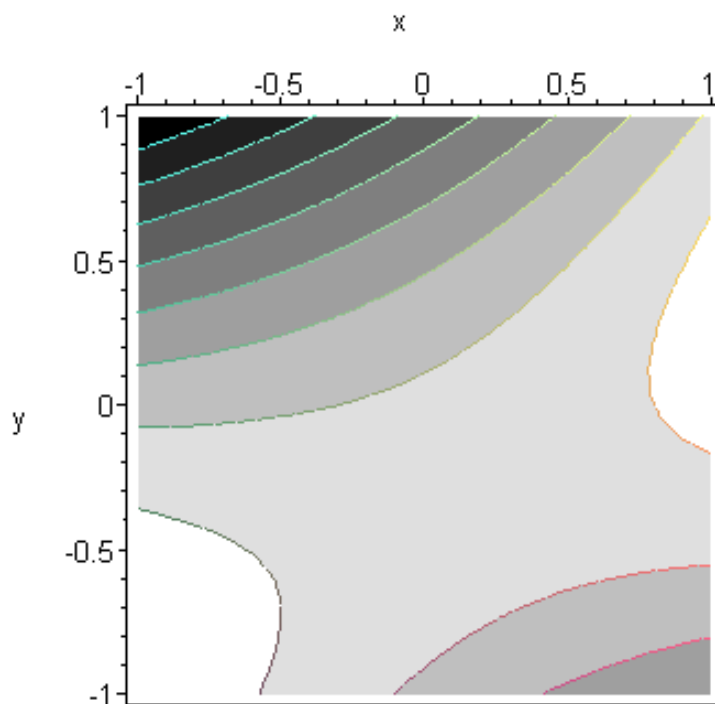


Рис. 2 – Поле радиационного фона

На рисунке 3 представлено распределение радиационного фона, предсказываемое уравнением (7). Фон изменяется в зависимо-

сти от тона (белый – 8 мкР/час, черный – 16 мкР/час через 1 мкР/час).

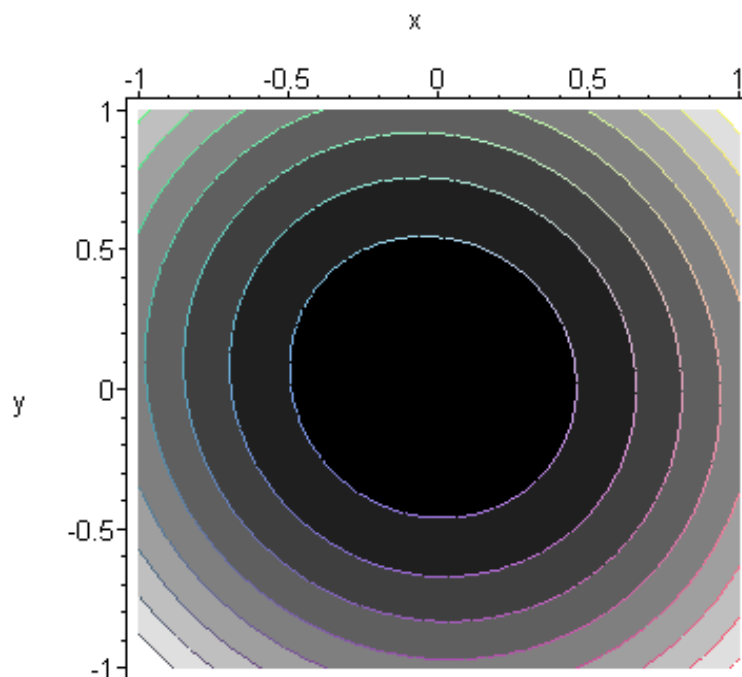


Рис. 3 – Поле радиационного фона

Из этого рисунка видно, что источник излучения находится внутри зоны.

Таким образом, два рассмотренных выше примера показывают, что продольное распределение поглощенной дозы в стекле световода не определяет однозначно поле ионизирующего излучения как внутри контролируемой зоны, так и за ее пределами. Для устранения неоднозначностей следует проводить дополнительное измерение мощности дозы внутри зоны.

Выводы. Предлагаемая методика длительного удаленного радиационного мониторинга протяженной местности при помощи волоконно-оптического дозиметра с дополнительным точечным датчиком радиации позволяет быстро и надежно определять поле радиационного фона как внутри контролируемой зоны, так и вблизи ее границы, а также локализовать источники повышенной радиации. Ее преимуществами являются

относительно невысокая стоимость, надежность, информативность, возможности интеграции с Интернетом и системами спутниковой связи. Повышение точности методики может быть достигнуто за счет использования нелинейных регрессионных моделей более высокого порядка по координатам.

ЛИТЕРАТУРА

1. Разработка волоконных световодов для применения при повышенном уровне радиации / Томашук А. Л., Голант К. М., Забейайлов М. О. // Волоконно-оптические технологии, материалы и устройства. – М. – 2001. – № 4. – С. 52 – 65.
2. Волоконно-оптический монитор-дозиметр импульсного ионизирующего излучения / Родигин А. В., Эльяш С. Л., Пикарь В. А., Гончарова В. Ф. // ВАНТ. – X. – 2010. – Вып. 2. – С. 8 – 9.

Надійшла до редколегії 14.12.2010

УДК 504.05

Л. С. ЖЕБЕТ*, асп., **А. В. ХОЛОПЦЕВ****, д-р геогр. наук, доц.

* *Севастопольський національний університет ядерної енергії та промисловості*

** *Севастопольський національний технічний університет*

ПРИРОДНІ ТА ТЕХНОГЕННІ ЧИННИКИ ЧАСОВОЇ МІНЛИВОСТІ РАДІОЛОГІЧНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ У ЗОНІ ВПЛИВУ ПІВДЕННОУКРАЇНСЬКОЇ АЕС

На прикладі змін середньомісячних значень активності Sr-90 у поверхневому шарі вод Ташликського водойма-охолоджувача Південноукраїнської АЕС, що спостерігались у період з січня 2006 по вересень 2010 рр., розглянуті особливості ідентифікації множинно-регресійних моделей подібних процесів, яким притаманна робастність до часових зсувів у майбутнє на 1-8 місяців. Для процесу, що вивчається, аргументами таких моделей є часові ряди змін середньомісячних обсягів води, яка щодобово підкачується до цієї водойми з річки Південний Буг, а також місячних сум атмосферних опадів, що спостерігались у м. Південноукраїнськ, котрі передують до нього. З використанням цих моделей розроблено прогноз активності Sr-90 у зазначеній водоймі на період з жовтня 2010 по червень 2011 рр.

Ключові слова: АЕС, екологічна безпека, активність Sr-90, моделювання, водосховище, кореляція

Жебет Л. С., Холопцев О. В.

ПРИРОДНЫЕ И ТЕХНОГЕННЫЕ ФАКТОРЫ ВРЕМЕННОЙ ИЗМЕНЧИВОСТИ РАДИОЛОГИЧЕСКИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВОДНЫХ ОБЪЕКТОВ В ЗОНЕ ВЛИЯНИЯ ЮЖНО- УКРАИНСКОЙ АЭС

На примере изменений среднемесячных значений активности Sr-90 в поверхностном слое вод Ташлыкского водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС, выявленных в период с января 2006 по сентябрь 2010 гг, рассмотрены особенности идентификации множественно-регрессионных моделей подобных процессов, обладающих робастностью к временным сдвигам в будущее на 1 - 8 месяцев. Для изучаемого процесса аргументами таких моделей являются опережающие его по времени ряды изменений среднемесячных значений объемов вод, ежедневно подкачиваемых в этот водоем из реки Южный Буг, а также месячных сумм атмосферных осадков, выпадающих в г. Южноукраинск. С использованием подобных моделей разработан прогноз изменений активности Sr-90 в упомянутом водоеме на период с ноября 2010 по июнь 2011 гг.

Ключевые слова: АЭС, экологическая безопасность, активность Sr-90, моделирование, водохранилище, корреляция

Kholopcev O. V., Zhebet L. S.

NATURAL AND TECHNOGENIC FACTORS OF RADIOLOGICAL DESCRIPTIONS TEMPORAL CHANGEABILITY OF WATER OBJECTS IN THE AFFECTED OF YUZHNO-UKRAINIAN AES ZONE

On the example of changing average monthly values of Sr-90 activity in the surface layer of South-Ukraine NPP cooling water reservoir Tashlyk measured during the period from January 2006 to September 2010 we studied the peculiarities of identification of multiple-regression models of similar processes that are robust to time shifts to 1-9 months in the future. In the reviewed process the arguments for such models are the anticipatory lines of changes of average monthly amounts of water pumped into the reservoir from the river Yuzhnyi Bug, as well as monthly total amounts of precipitations falling out in the town of Yuzhnoukrainsk. Using such models we developed the forecast of changes of Sr-90 activity in the mentioned reservoir for the period from November 2010 to June 2011.

Key words: NPP, ecological safety, Sr-90 activity, modeling, water reservoir, correlation

Часова мінливість радіологічних характеристик водних об'єктів багатьох регіонів Світу, які використовуються для забезпечення населення питною водою, а також продуктами харчування, суттєво впливає на стан його здоров'я [1]. Тому визначення особливостей цього процесу, що обумовлені впливами найсуттєвіших його природних та техногенних чинників є актуальною проблемою не тільки фізичної географії, геохімії та гідрології суходолу, але й екологічної безпеки.

Найбільш актуальним є вирішення цієї проблеми щодо водних об'єктів, які розташовані у зонах впливу АЕС, де діють реактори типу ВВЕР [2, 3]. У реакторах цього типу зовнішній контур охолоджується водообміном з розташованим поблизу водосховищем. Саме до водосховища з кожного енергоблоку АЕС потрапляє на охолодження технологічна вода, на яку впливають не тільки підвищені температури, що існують у реакторі, але й інші небезпечні чинники. Виходячи з цього, така вода може бути забрудненою деякими техногенними радіонуклідами. Щодобово з водойми, до якої безпосередньо надходить цей потік радіонуклідів, деяка частина його вод потрапляє до інших водних об'єктів, що розташовані поблизу. Функціонування АЕС з реакторами типу ВВЕР здатне у певній мірі впливати на радіологічні характеристики таких водних об'єктів та на стан їх екологічної безпеки.

Саме ВВЕР є основним типом реакторів, що працюють на сучасних АЕС України [4], однією з яких є Південноукраїнська. Ця АЕС розташована біля міста Південноукраїнськ, Миколаївській області, на східному березі річки Південний Буг. До комплексу водних об'єктів, що розташовані у зоні її впливу належить річка Південний Буг, Ташликський

водойма-охолоджувач та Олександрівське водосховище.

Охолодження енергоблоків Південноукраїнської АЕС здійснюється водою Ташликського водойма-охолоджувача. Обсяг Ташликського водойма-охолоджувача складає 86 млн. м³, площа його поверхні – 8,6 км², а середня глибина – 10 м. Його поверхня підтримується на постійному рівні 99,5 м. Деяка частка вод цієї водойми щодобово скидається до Олександрівського водосховища, яке використовується не лише для водозабезпечення прибережних населених пунктів, сільхозпотреб але й для рибогосподарських потреб. Об'єм Ташликського водойма-охолоджувача підтримується за рахунок щодобової підкачки відповідного обсягу води з річки Південний Буг.

Добовий обсяг підкачки та скиду вод до Олександрівського водосховища визначається середньодобовими витратами води у річці Південний Буг. Таке регулювання водообміну Ташликського водойма-охолоджувача з іншими водними об'єктами у зоні АЕС забезпечує рівень мінералізації її вод ((1201±53) мг/л). Цей рівень є припустимим для використання зазначених вод для охолодження реакторів. Потрапляння таких вод до Олександрівського водосховища (при продувках) не викликає суттєвої шкоди його екосистемі.

Площа басейну річки Південний Буг до створу Олександрівського водосховища – 46200км². На протязі багатьох років витрати річки Південний Буг – 91,3 м³/с. Живлення річки здійснюється не тільки поверхневим, але й підземним стоком з території її басейну, де поширені породи Українського кристалічного щита, що містять граніти. Завдяки цьому води Південного Бугу є мало мінера-

лізованими [5], але містять багато активних мікроелементів.

Серед радіонуклідів, що присутні у водах річки, Ташликського водойма-охолоджувача, а також Олександрівського водосховища, до найбільш активних належать: Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54. Моніторинг змін активності радіонуклідів у цих водних об'єктах протягом всього періоду функціонування АЕС здійснюється її лабораторією зовнішньої дозиметрії. Разом з тим питання про те, яку саме роль у змінах активності радіонуклідів відіграє робота АЕС, є дослідженим недостатньо, а це не дозволяє оцінити реальну ефективність заходів забезпечення радіаційної безпеки, які вживаються на АЕС, та не дозволяє визначити напрямки подальшого удосконалення відповідних заходів.

Виходячи з цього об'єктом дослідження обрано Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54 та зміни їх активності у водах річки Південний Буг, Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища у період функціонування Південноукраїнської АЕС.

Предметом дослідження є природні, техногенні чинники та оцінка їх впливів на часову мінливість радіологічних характеристик водних об'єктів у зоні впливу Південноукраїнської АЕС.

Метою дослідження є визначення компонентів радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС була обумовленою її впливом.

Для досягнення цієї мети розв'язані наступні завдання:

а) визначення компонентів радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС не могла бути обумовленою лише змінами радіологічних характеристик вод річки Південний Буг.

б) пошук серед цих компонентів, динаміка активності яких у водах приповерхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача у період функціонування АЕС не була обумовленою гідрофізичними процесами, що відбувались у цій водоймі.

Методика дослідження

При розв'язанні першого завдання враховувались особливості структури водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача. Ці особливості неважко уявити, розглянувши таблицю 1, де, як приклад, представлені типові значення його компонентів, що мали місце у 2005 році.

Таблиця 1

Компоненти водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача (ТВО) за 2005 рік

Компоненти водного балансу ТВО	Обсяг, млн. м ³
Прихід:	
Прилив з очисних споруд і від інших відповідальних споживачів	6,28
Закачування з річки Південний Буг	64,09
Атмосферні опади на акваторію	3,56
Прилив з балки Ташлик	1,12
Прилив з інших балок, а також схиловий стік	0,88
Всього	75,93
Витрати:	
Випаровування з акваторії водосховища	37,9
Водозабір споживачів	2,18
Водоскид (продування)	34,63
Фільтрація загальна	0,94
Всього	75,65
Зміна обсягу води в чаші водосховища (акумуляція або спрацювання)	- 0,6
Абсолютна нев'язка	0,88
Відносна нев'язка, %	1,2

Як бачимо з таблиці 1, суттєвим джерелом активних домішок, що присутні у водах приповерхневого шару, є лише води річки Південний Буг, які потрапляють до нього при його підживленні, бо обсяги всіх інших компонентів прибуткової частини його водного балансу суттєво менші.

При випаровуванні деякої кількості води з приповерхневого шару водойми активні домішки, що містились у ній, до атмосфери не переходять. Тому при цьому активність вод її приповерхневого шару пропорційно зростає.

При продувках разом з водами, що скидаються до Олександрійського водосховища, до нього потрапляє і відповідна кількість активних домішок з Ташликського водойма-охолоджувача.

Враховуючі розглянуті особливості встановимо залежність від часу середньої активності у водах Ташликського водойма-охолоджувача деякої домішки, що потрапляє до нього лише з Південного Бугу, при його підживленні. При цьому припустимо, що її біологічне чи хімічне споживання у Ташликському водосховищі є відсутнім, а технологічні води АЕС її не містять.

Зазначимо:

S_n – середня активність домішки, що розглядається, у водах Ташликського водойма-

охолоджувача на n – році після його первісного заповнення;

S_0 – активність даної домішки у водах річки Південний Буг, які закачувались до Ташликського водойма-охолоджувача;

A – частка обсягу вод Ташликського водойма-охолоджувача, що випаровуються з поверхні за рік;

B – частка обсягу вод цієї водойми, що скидаються за рік до Олександрійського водосховища.

Припустимо, що інших джерел домішки про яку йдеться немає, а її біологічне, або хімічне споживання у водах Ташликського водойма-охолоджувача відсутнє.

У такому випадку, з використанням методу математичної індукції, неважко встановити наступне:

$$S_n = S_0 * (1 + (A + B)) * \sum_{m=0}^{n-1} ((1 + B)^m) / (1 + B)^n$$

На рисунку 1 відображена залежність від часу (n) величини $\gamma = S_n / S_0$, яку розраховано з використанням цього співвідношення при параметрах водного балансу Ташликського водойма-охолоджувача, які наведені у таблиці 1, для максимального і мінімального (за період функціонування АЕС) значень річних обсягів сумарного стоку з цієї водойми до Олександрівського водосховища.

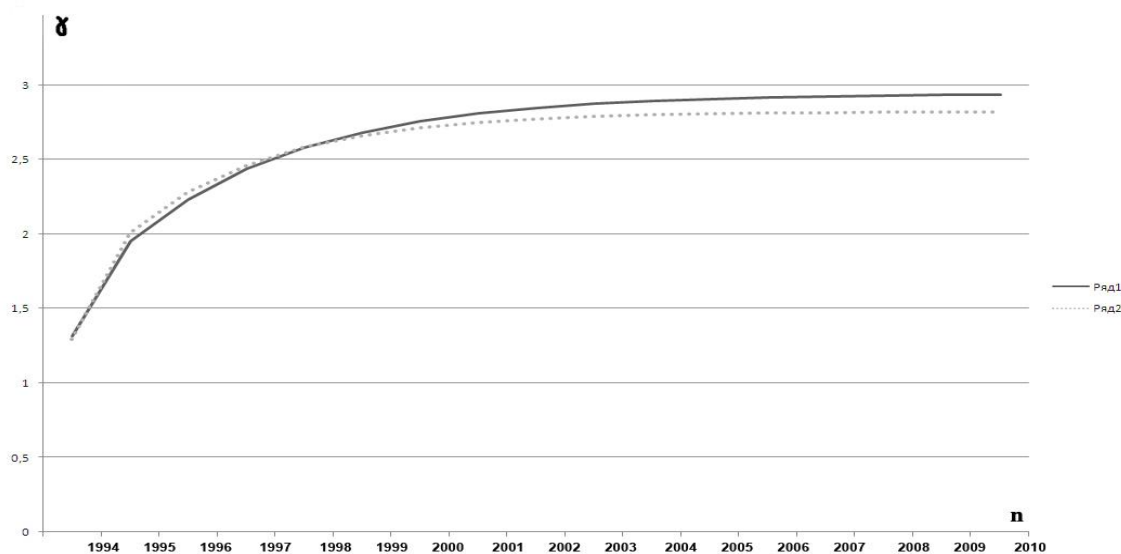


Рис. 1. Залежності γ від кількості років (n), що минули після первинного заповнення Ташликського водойма-охолоджувача, при незмінних річних обсягах стоку з цієї водойми в Олександрівське водосховище, що дорівнюють 35 млн. м³ (ряд 1) та 43 млн. м³ (ряд 2)

З аналізу рисунку 1 випаровування з поверхні ТВО, при існуючій системі водообміну цієї водойми з Олександрівським водосховищем і річкою Південний Буг, за період його існування повинно було призвести до підвищення середнього значення активності домішки в його водах.

Якщо зроблені припущення є адекватними, це зростання у 2010 році могло бути не більше ніж у 2,88 рази. Неважко побачити, що при наявності інших додаткових джерел у ТВО домішки про яку йдеться, фактичне значення γ може бути більше ніж 2,88, а в випадку, коли воно нижче цього рівня, це є результатом суттєвого її біологічного та хімічного споживання. Тому значення $\gamma = 2.88$ будемо далі розглядати як гранично можливий фоновий рівень цього параметра.

При потраплянні у водойму розпріснених вод, вони накопичуються на її поверхні. Ураховуючи те, що солоність вод Південного Бугу, що підживлюють Ташликський водойма-охолоджувач, дорівнює (556 ± 67) мг/л, а сучасна солоність води в його поверхневому шарі становить (1201 ± 53) мг/л – тобто більше у 2,14, розрахований гранично можливий фоновий рівень γ , припустимо вважати як адекватний.

Тому, при вирішенні першого завдання, як компоненти радіологічного забруднення вод Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрівського водосховища, динаміка активності яких у період функціонування АЕС не могла бути обумовленою лише змінами радіологічних характеристик вод річки Південний Буг, розглядалися домішки для яких фактичні значення γ були вище ніж визначений їх гранично можливий фоновий рівень.

Методика, що використовувалась при розв'язанні другого завдання, ураховувала особливості гідрофізичних процесів, які відбуваються у Ташликському водосховищі при його підживленні водами Південного Бугу.

Води річки Південний Буг, які при цьому потрапляють до водосховища, мають солоність (556 ± 67) мг/л і температуру, що дорівнює температурі води в річці, яка в зимові місяці знижується до рівнів $(+1...+4)^\circ\text{C}$, а в літні досягає $(+22...+25)^\circ\text{C}$.

Найбільшу солоність $((2737 \pm 261)$ мг/л) мають води, що надходять в ТВО по балці Ташлик. Її максимальні значення спостерігаються в зимову межень і досягають 3000 мг/л.

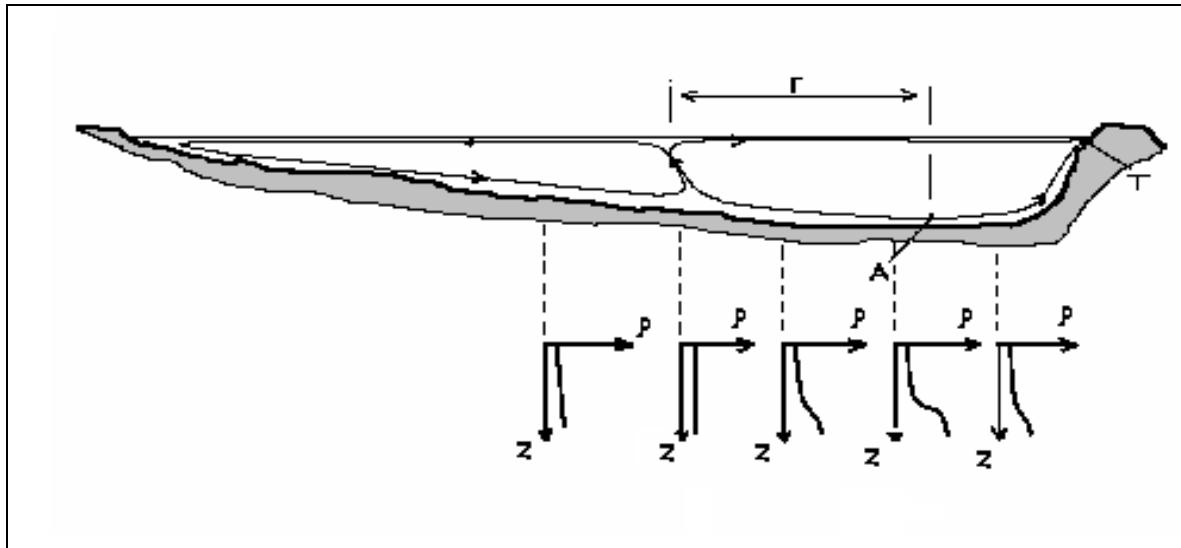
Води приповерхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача, характеризуються солоністю (1201 ± 53) мг/л і температурою, яка за період функціонування АЕС змінювалася в межах від $+19,6^\circ\text{C}$ (взимку) до $+37,1^\circ\text{C}$ (влітку) [6].

Внаслідок відомої залежності [7] щільності води від її температури і солоності, щільність вод, які надходять у ТВО протягом всього року, значно вище середньої щільності вод його приповерхневого шару. При випуску до Ташликського водосховища води, якими воно підживлюється, частково перемішуються з його водами, що призводить до утворення холодних розпріснених вод, які розтікаються в придонному шарі.

У процесі розтікання в придонному шарі водойми-охолоджувача води, які утворились, обмінюються теплом з проміжним шаром його вод, що призводить до зменшення різниці температур між ними.

Оскільки холодні розпріснені води придонного шару, які утворюються при підживленні Ташликського водойма-охолоджувача, мають солоність меншу, ніж води, що їх оточують, на деякій відстані від точки А значення їх щільностей вже однакові. Це призводить до утворення на деякому віддаленні r від точки А зони апвелінгу, де води придонного шару Ташликського водойма-охолоджувача, що стали менш щільними, під дією сили Архімеда підіймаються до його приповерхневого шару. Внаслідок цього, рахуючи [8, 9] у ТВО формується система течій, вертикальний профіль яких зображений на рисунку 2.

З рисунку 2, випуск в акваторію водосховища підживлюючих вод відбувається в п. А. Тут з їх участю відбувається утворення згаданих вище розпріснених і холодних вод придонного шару. Поблизу точки А щільність цих вод значно більше, ніж у шарі, розташованому понад ними. Чим більше віддалення від зони випуску, тим, внаслідок теплообміну, різниця між значеннями їх щільностей стає менше.



A – точка випуску вод, що підживлюють ТВО з Південного Бугу;
 T – шандора на насипній греблі, через яку проводиться випуск вод до Олександрійського водосховища;
 r – відстань від точки A до лінії центру зони апвелінгу.

Рис. 2. Схема вертикальної циркуляції води у Ташликському водойми охолоджувачу при його підживленні, а також залежності від глибини z її щільності ρ на різних відстаннях від точки випуску підживлюючих вод

У зоні апвелінгу розпріснені води, що нагрілися, з придонного шару Ташликського водойма-охолоджувача піднімаються в його приповерхневий шар. У ньому відбувається їх перемішування з гарячими технологічними водами, що скидаються до водойми з енергоблоків АЕС. Це призводить до формування теплих вод приповерхневого шару, які розтікаються по всій акваторії та скидаються при продувці через шандору (Т) в Олександрівське водосховище.

При розтіканні по поверхні Ташликського водойма-охолоджувача ці води частково випаровуються і випромінюють в атмосферу значний потік тепла. Як слідство, вони у певній мірі охолоджуються.

Води, що потрапляють до цієї водойми з балки Ташлик та інших ділянок Ташликського водойма-охолоджувача, мають температури наближені до температур у річці Південний Буг, які суттєво нижчі ніж у цієї водоймі. Тому ці води, які є також більш мінералізованими, мають щільність вище, ніж води її приповерхневого шару, та поширюються у її придонному шарі. Тут вони частково перемішуються та утворюють холодні мінералізовані води цього шару [8, 9].

Згадані води рухаються по дну Ташликського водойма - охолоджувача до зони апвелінгу. При цьому, взаємодіючи з дном, вони забруднюються речовинами, що з нього виділяються. У зоні апвелінгу холодні мінералізовані та холодні розпріснені води придонного шару зазначеної водойми утворюють гідрофронт. При цьому частина речовин, яка міститься в них, включається до складу вод, що піднімаються в приповерхневий шар Ташликського водойма-охолоджувача [8, 9].

У результаті зона апвелінгу є своєрідним шлюзом, що пропускає у приповерхневий шар водойми потоки речовин, які виділяються з різних ділянок його дна, а також входять до складу вод з навколишніх балок. Ця зона є єдиною ділянкою акваторії Ташликського водойма –охолоджувача, через яку ці потоки здатні відчутно впливати на активність вод його приповерхневого шару.

Потік речовин, що піднімаються до поверхні Ташликського водойма-охолоджувача в зоні апвелінгу, пропорційний потоку води, що бере участь у цьому процесі. Останній тим більше, чим більше площа зони апвелінгу та середня відстань від неї до точки А (r). Обидві зазначені характеристики цієї зони

пропорційні обсягу розпріснених холодних вод придонного шару, що утворилися в п. А при підживленні Ташликського водойма-охолоджувача, а також різниці їх середньої початкової температури поблизу зазначеного пункту і температури шару вод цієї водойми, розташованого понад ним. Тому як чинниками мінливості концентрацій речовин в поверхневому шарі Ташликського водойма-охолоджувача, що поступають до нього завдяки водообміну з придонним шаром цієї водойми, можуть бути зміни обсягів вод, які закачувались в нього з Південного Бугу, а також значень різниці між їх температурами.

Ураховуючи викладене, при вирішенні другого завдання, як чинники змін активності домішок, що потрапляють до при поверхневого шару вод Ташликського водойма-охолоджувача в наслідок розглянутого гідрофізичного процесу, розглядались:

- 1) зміни середньомісячних значень обсягів вод, якими підживлювалась ця водойма;
- 2) різниці температур води у поверхневому шарі водойми і в річці Південний Буг, на створі Південноукраїнської АЕС.

Висновок про те, що додатковим джерелом, з якого деяка активна домішка потрапляє до при поверхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача робився у випадку, коли коефіцієнт кореляції змін її активності, а також обох зазначених чинників перевищував рівень 99% порогу достовірної кореляції, що визначався за критерієм Стьюдента [10], з урахуванням кількості ступенів їх волі, і складав 0,33.

Якщо кореляція змін активності у при поверхневому шарі ТВО деякого мікроелемента з зазначеними чинниками була відсутня, а середній рівень його активності перевищував гранично можливий фоновий, приймалось рішення про те, що додатковим його джерелом є забруднені технологічні води з енергоблоків АЕС.

Як фактичний матеріал, при досягненні зазначеної мети у роботі розглянуті часові ряди, що відображають динаміку у період з січня 2006 по вересень 2010 рр. активності Н-3, Sr-90, Cs-137, Co-60, Mg-54 у водах річки Південний Буг, а також Ташликського водойма-охолоджувача та Олександрійського водосховища. Розташування пунктів, у яких відбирались проби води з цих об'єктів, представлено на рисунку 3.

Як бачимо з рисунку 3, точку 1 розташовано там, де здійснювався водозабір вод, якими відбувається підживлення Ташликського водойма-охолоджувача. Цю точку розташовано на відстані 500 м вище по річці відносно пункту, де води з Ташликського водойма - охолоджувача потрапляли до Олександрійського водосховища. Це дозволяє розглядати отримані у неї данні як результати моніторингу фонові активності вод річки Південний Буг.

Точка 2 знаходиться безпосередньо у ТВО, на відстані приблизно 200 м від шандори на його греблі. Відібрані тут проби характеризують активність радіонуклідів у поверхневому шарі його вод, а також у водах що при «продувках» потрапляють до Олександрівського водосховища.

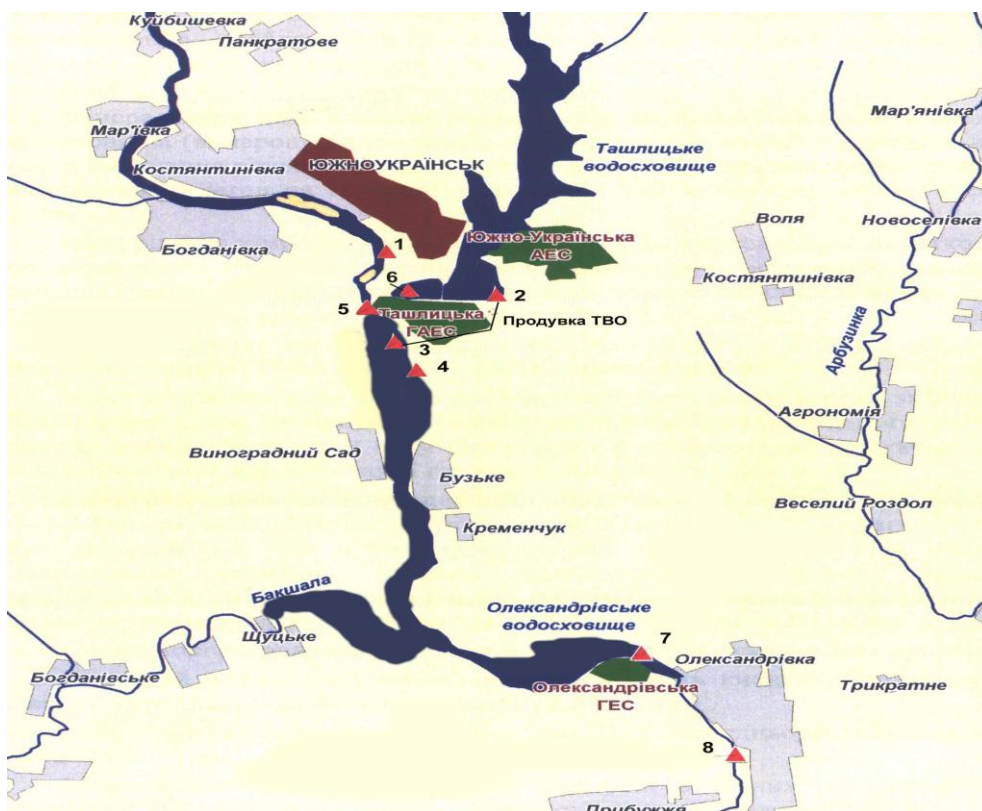
Точка 4 відповідає створу, що розташований у Олександрівському водосховищі, на відстані 500 м від пункту скиду «продувних» вод. Активність радіонуклідів у пробах, що відібрані тут, являє собою результат впливу «продувних» вод з Ташликського водойма-охолоджувача.

Зазначений фактичний матеріал отриманий у лабораторії радіологічного контролю Південноукраїнської АЕС, де спостереження відбувались згідно стандартних методик та з використанням метрологічних приладів.

Результати і їх аналіз

Результати моніторингу змін активностей Н-3, Cs-137, Sr-90, Co-60 і Mg-54 у водних об'єктах зони впливу Южно-Української АЕС дозволили встановити наступне. У розглянутий період значення активності Co-60 і Mg-54 у водах всіх розглянутих водних об'єктів були практично ідентичними. Як приклад, на рисунку 4 відображені залежності від часу середньомісячної активності у точках 2 та 4 Mg-54.

Як бачимо, обидві залежності є майже аналогічними. Значення коефіцієнту кореляції між ними 0.84, що суттєво більше ніж значення 99% порогу достовірної кореляції за критерієм Стьюдента. Ураховуючи те, що відповідні залежності, які відповідають точкам 1 та 2, практично співпадають, цей результат свідчить про те, що ніякого впливу на динаміку активності Mg-54 у Олександрівському водосховищі «продувні» води не завдають. Тому вплив Южно-Української АЕС на динаміку активності цього радіонукліду у Олександрівському водосховищі слід вважати відсутнім.



- 1 – фоновий створ на річці Південний Буг;
- 2 – гребля Ташликського водойма-охолоджувача;
- 4 – контрольний створ у Олександрівському водосховищі.

Рис. 3. Розташування пунктів, де здійснювався моніторинг змін активності радіонуклідів

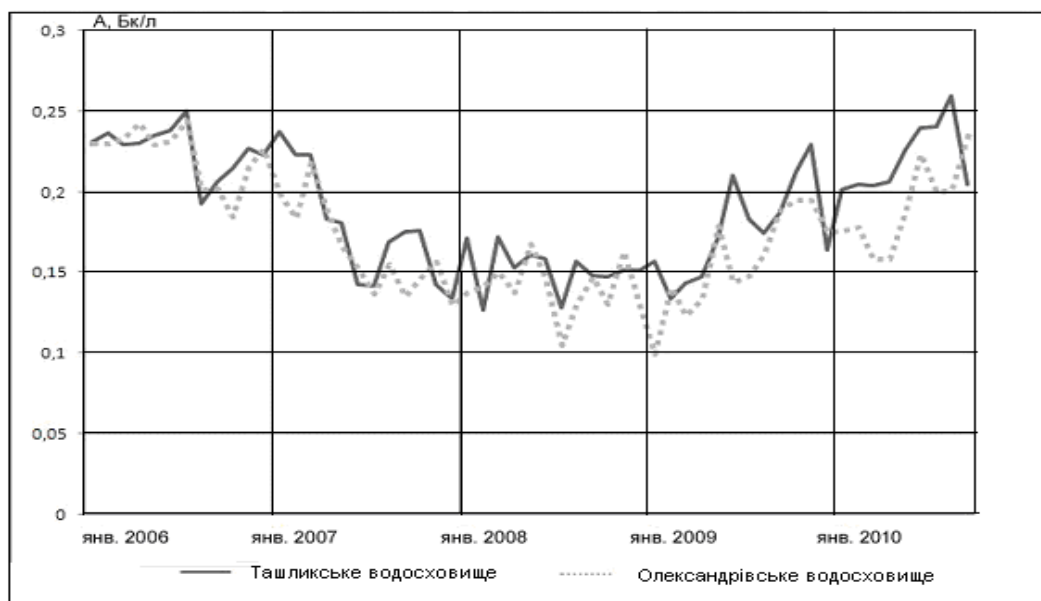


Рис. 4. Залежності від часу середньомісячної активності Mg-54 – (A) у ТВО та Олександрівському водосховищі у 2006- 2010 рр.

Оскільки ефект накопичення, як наслідок випаровування, впливає на зміни активності будь-яких речовин у поверхневому шарі Ташликського водойма - охолоджувача, отриманий результат свідчить про те, що цей ефект є цілком компенсованим хімічним або біологічним споживанням.

У той же час у водах приповерхневого шару ТВО значення активностей Н-3, Cs-137, Sr-90 були відчутно вищі, ніж у водах річки Південний Буг. У цьому неважко переконалися, розглянувши таблицю 2, де в якості прикладу представлені відповідні значення за деякі місяці 2008 та 2010 рр.

Таблиця 2

Значення активності Н-3, Cs-137 и Sr-90 у водах приповерхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача (ТВО) та річки Південний Буг (П. Буг)

Рік	Місяць	П. Буг Sr-90, Бк/л	ТВО Sr-90, Бк/л	П. Буг Cs-137, Бк/л	ТВО Cs-137, Бк/л	П. Буг Н-3, Бк/л	ТВО Н-3, Бк/л
2008	січень	0.014	0.031	0.004	0.0094	23	89
	квітень	0.037	0.041	0.0046	0.004825	29	79.5
	липень	0.048	0.0495	0.00515	0.006425	27	74.5
	жовтень	0.044	0.047	0.00465	0.00825	22	75.5
2010	січень	0.033	0.048	0.007	0.00825	10	127
	квітень	0.046	0.047	0.006	0.00725	11	130
	липень	0.031	0.0435	0.007	0.00975	9	128.5

Як бачимо з таблиці 2, протягом періодів, що розглядалися, активність Н-3, Cs-137 і Sr-90 в при поверхневому шарі вод Ташликського водойма - охолоджувача була суттєво вище, ніж у водах річки Південний Буг, які його підживлювали. При цьому перевищень гранично допустимих рівнів активності не виявлено.

Середнє значення γ для такого радіонукліда як Н-3 дорівнює 7.37, що суттєво більше, ніж максимально можливий фоновий рівень (2.88). Останнє є доказом того, що на

води приповерхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача діє додаткове потужне джерело Н-3, яке не впливає на води річки Південний Буг. З таблиці 2 неважко встановити також, що саме цей радіонуклід є головним компонентом радіоактивного забруднення цієї водойми.

Аналогічне явище спостерігалось і в попередні роки. Як приклад, на рисунку 5 відображені залежності від часу середньомісячної активності Н-3 у пробах, що

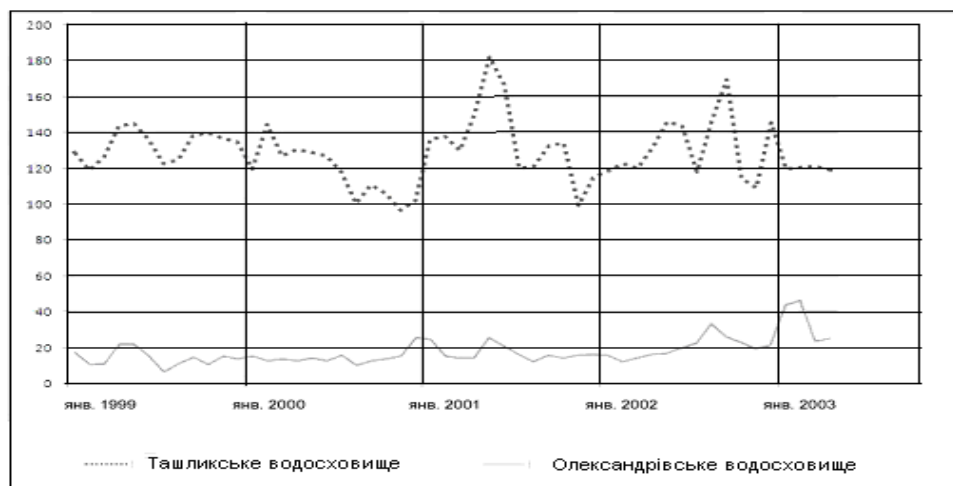


Рис. 5. Залежності від часу середньомісячної активності Н-3- (А) у Ташликському водоймищі - охолоджувачі та Олександрівському водосховищу

відбирались у точках 2 та 4 протягом періоду з січня 1999 по квітень 2003 рр.

Рисунок 5 свідчить про те, що активність Н-3 у водах Ташликського водойма – охолоджувача у період з січня 1999 по квітень 2003 рр. перевищувала його активність у Олександрівському водосховищі теж більше ніж у 10 разів. Коефіцієнт кореляції між відповідними часовими рядами дорівнює 0.05,

що свідчить про те, що Н-3, який присутній у водах Ташликського водосховища, не потрапив до цієї водойми з річки Південний Буг, а утворився саме тут. Це дозволяє припускати, що ефект забруднення Олександрівського водосховища Н-3 при «продувках» може бути суттєвим. Як підтвердження цього, на малюнку 6 представлені аналогічні залежності, що відповідають точкам 1 та 4.

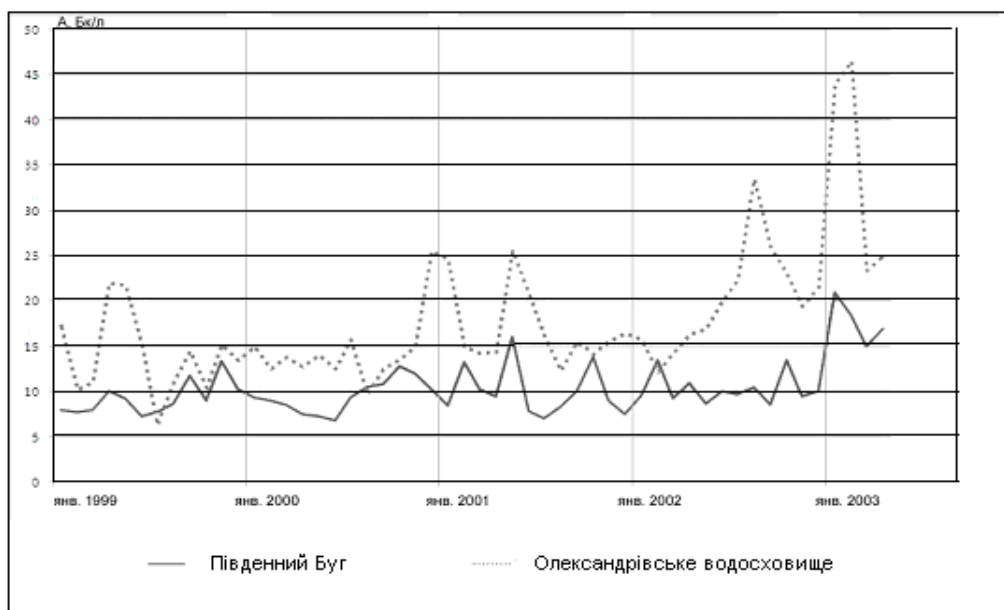


Рис. 6. Залежності від часу середньомісячної активності Н-3 – (А) у річці Південний Буг та Олександрівському водосховищі

З рисунку 6 неважко побачити, що активність Н-3 у Олександрівському водосховищі суттєво вище ніж її рівень у річці Південний Буг.

У 2003 році вона була вище у 2 – 3,5 разів, хоча й не перевищувала припустимий рівень. Останнє підтверджує висновок згідно до якого, саме Н-3, який виникає у ТВО, при потраплянні до нього технологічних вод АЕС, та являє собою головний радіологічний забруднювач Олександрівського водосховища. Слід помітити, що сучасна активність Н-3 не перевищує припустимих рівнів, та будь-якої екологічної небезпеки не викликає.

Цей висновок відповідає уявленням, згідно до яких причиною утворення Н-3 може бути лише взаємодія потоку нейтронів з атомами водню, які входять до складу молекули води, що охолоджує зовнішній контур реак-

тору ВВЕР. Як результат утворюється або атомарний Н-3, радикали (Н-3-О), важка (Н-1, Н-3, О), (Н-2, Н-3, О), або надважка (Н-3, Н-3, О) вода. У Ташликському водойми - охолоджувачу атомарний Н-3 та радикали (Н-3, О) здатні реагувати з органікою, та у її складі частково переходить у мул, що накопичується на дні, а також частково споживається водними організмами. Тому більша частина Н-3, який потрапляє у складі «продуваних» вод у Олександрівське водосховище, перебуває у вигляді важкої або надважкої води, які розчинені у звичайній воді. Оскільки при розпаді Н-3 утворюється He-3 та β -частка, присутність цих речовин у воді Олександрівського водосховища могла б впливати на стан здоров'я лише її споживачів та водних організмів, якби рівень їх активності тут був на порядок вище.

Аналогічні дослідження щодо Cs-137 та Sr-90 дозволили встановити, що середні рівні відношень їх активностей у водах поверхневого шару Ташликського водойма-охолоджувача та водах річки Південний Буг дорівнювали 1,46 та 1,33. Це свідчить про наявність хімічного та біологічного споживання Cs-137 і Sr-90 в ТВО, а також їх накопичення в мулах, що відкладаються на дні цієї во-

дойми. Разом з тим висновок про наявність або відсутність додаткових джерел забруднення цими речовинами вод ТВО зроблений бути не може.

На рисунку 7, як приклад, представлені залежності від часу середньомісячної активності Sr-90 у пробах, що були відібрані протягом періоду з січня 2006 по вересень 2010 рр. у точках 2 та 4.

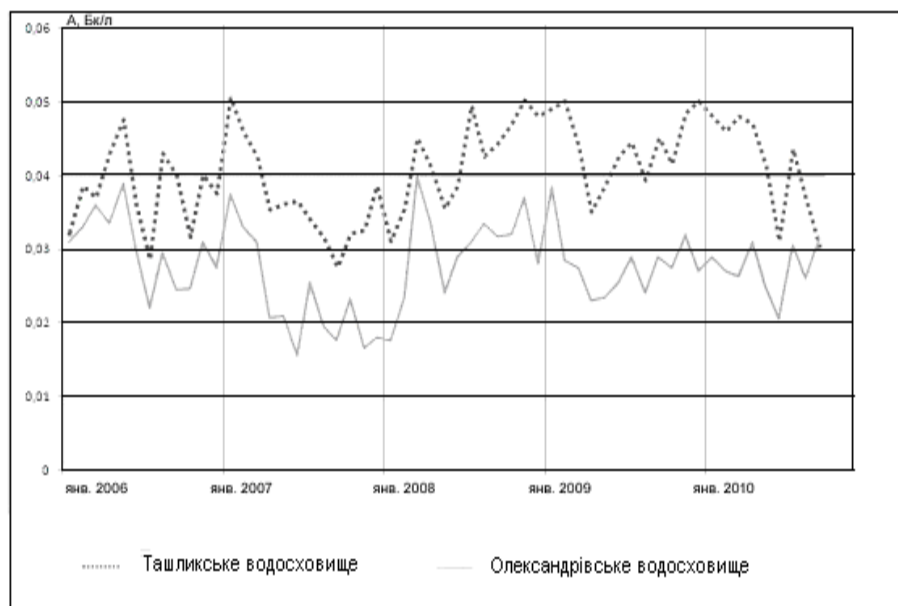


Рис. 7. Залежності від часу середньомісячної активності Sr-90 –(А) у Ташликському водоймищі - охолоджувачу та Олександрівському водосховищі

З рисунку 7 бачимо, що середній рівень активності Sr-90 у водах приповерхневого шару ТВО помітно вище, ніж у водах Олександрівського водосховища. Коефіцієнт кореляції між обома часовими рядами дорівнює лише 0,2.

Аналіз статистичних зв'язків між рядами динаміки активності Sr-90 у Ташликському водойму - охолоджувачу (точка 2) та обсягів його «продувки», показав, що коефіцієнт їх кореляції дорівнює 0,48, що суттєво вище ніж 99% поріг достовірної кореляції за критерієм Стьюдента (0,33). Аналогічний результат отримано при кореляційному аналізі зв'язків динаміки активності Sr-90 та різниць між температурами річки Південний Буг та поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача (коефіцієнт їх кореляції 0,56). Це дозволяє з вірогідністю не нижче ніж 0,99 зробити висновок, згідно до якого головним чинником мінливості активності Sr-90 у водах приповерхневого шару цієї водойми є

його водообмін з її придонним шаром, до якого ця домішка потрапляє або з річки Південний Буг (у точці А), або з інших місцевих джерел.

Аналіз статистичних зв'язків змін активності Cs-137 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, а також обсягів його «продувки» та різниць між температурами річки Південний Буг та поверхневого шару цієї водойми показав, що значення їх коефіцієнтів кореляції дорівнюють відповідно 0,09 та 0,06. Це не дозволяє зробити висновок про наявність та походження додаткового джерела, з якого ця домішка потрапляє до вод водосховища.

Висновки

1. Головним чинником радіологічного забруднення Олександрівського водосховища, сучасний рівень якого не є небезпечним, є Н-3, який потрапляє до нього при продувках Ташликського водойма - охолоджувача.

2. Виникнення Н-3 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача зумовлено потраплянням до цієї водойми технологічних вод з зовнішніх контурів реакторів Південноукраїнської АЕС.

3. Зміни активності Sr-90 у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, рівень якої порівняно до інших водойм у зоні впливу Південноукраїнської АЕС, є підвищеним, обумовлені його водообміном з придонним шаром цієї водойми. Це дозволяє припускати наявність додаткового джерела, потік Sr-90 з якого викликає підвищення активності даного радіонукліду у водах зазначеної водойми.

4. Зміни, порівняно до вод річки Південний Буг, активності у водах Олександрівського водосховища таких радіонуклідів як Со-60, Mg-54 практично відсутні. Відсутні вони також у водах поверхневого шару Ташликського водойма - охолоджувача, незважаючи на наявність ефекту випаровування. Останнє можливе лише тоді, коли цей ефект є компенсованим процесами хімічного та біологічного споживання.

5. Перспективним напрямком подальшого розвитку систем попередження радіаційного забруднення навколишнього середовища, що діють на АЕС, енергоблоки яких побудовано з використанням реакторів типу ВВЕР є розробка заходів щодо зменшення

потіку Н-3, який з технологічними водами потрапляє до відповідних водойм водоохолоджувачів.

ЛІТЕРАТУРА

1. ДГН 6.6.1-65.001-98 Норми радіаційної безпеки України (НРБУ-97)/ МОЗ України 14.07.97 Наказ №208.
2. Андрюшин І.А., Чернышев А.К., Юдин Ю.А. Укорошение ядра. Страницы истории ядерного оружия и ядерной инфраструктуры СССР. – Саров: 2003. – 481 с.
3. Концепція державної енергетичної політики України на період до 2020 року. Центр Розумкова. //Національна безпека і оборона, 2001. – №2. – с.2-33.
4. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання. / В. І. Вишневський. – К.: Віпол, 2000. – 376 с.
5. Audi G. The Nubase evaluation of nuclear and decay properties. / G. Audi, O. Bersillon, J. Blachot, AH Wapstra.// Nuclear Physics. – A 729. – 2003. – P. 3-128.
6. Мишон В. М. Гидрофизика. / В. М. Мишон /- Изво Воронежского университета. – 1979. – 304 с.
7. Кобзарь А. И. Прикладная математическая статистика. - М.: Физматлит, 2006. – 816 с.
8. Филлипс О. Н. Динамика верхнего слоя океана/ О.Н. Филипс// М.: Мир, 1969. – 267 с.
9. Озмидов Р. В. Горизонтальная турбулентность и турбулентный обмен в океане./ Р. В. Озмидов// М.: Наука, 1968. – 199 с.
10. Василенко И. Я. Радиоактивный цезий-137 // Природа. – 1999. – № 3. – С.70-76.

Надійшла до редколегії 15.03.2011

УДК 544.723

И. ГРАЙВОРОНСКАЯ, асист., **Э. ХОБОТОВА**, д-р хим. наук, проф.,
В. ДАЦЕНКО, канд. хим. наук, **И. МАРЧЕНКО**, студ., **В. МЕДНИКОВА**, студ.,
А. БОРОДКИНА*, м. н. с.

*Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет,
Харьковский национальный университет имени В. Н. Каразина

ПОВЫШЕНИЕ ЭФФЕКТИВНОСТИ АДСОРБЦИИ – ПОВЫШЕНИЕ ЭКОЛОГИЧЕСКОЙ БЕЗОПАСНОСТИ ПРОИЗВОДСТВЕННЫХ ПРОЦЕССОВ

Для обеспечения экологической безопасности окружающей среды решается вопрос усовершенствования технологических процессов, которые связаны с использованием органических красителей. Показано, что шлак на основе диоксида можно использовать в качестве сорбента органических красителей. Наиболее эффективна его активация раствором 1Н H₂SO₄. Оптимальным соотношением «сорбат : сорбент» является 1 мг/г.

Ключевые слова: экологическая безопасность, шлак, адсорбция, диоксид

Грайворонська І., Хоботова Е., Даценко В., Марченко І., Меднікова В., Бородкіна А.
АДСОРБЦІЯ ОРГАНІЧНИХ БАРВНИКІВ ШЛАКОМ НА ОСНОВІ ДІОКСИДУ

Для забезпечення екологічної безпеки довкілля вирішується питання удосконалення технологічних процесів що пов'язані з використанням органічних барвників. Показано, що шлак на основі діоксиду можна використовувати в якості сорбенту органічних барвників. Найбільш ефективна його активація розчином 1Н H₂SO₄. Оптимальним співвідношенням «сорбат : сорбент» є 1 мг/г.

Ключові слова: екологічна безпека, шлак, адсорбція, діоксид

Grayvoronskaya I., Khobotova E., Datsenko V., Marchenko I., Mednikova V., Borodkina A.

AN INCREASE OF ADSORPTION EFFICIENCY IS AN INCREASE OF ECOLOGICAL SAFETY OF PRODUCTION PROCESSES

The question of improvement of technological processes which are CPLD with the use of organic dyes decides for providing of ecological safety of environment. It was shown that dyopside slag can be used as sorbent of organic dyes. The slag activation in 1N H₂SO₄ solution is more effective. The optimal ratio "sorbet : sorbent" is 1 mg/g.

Key words: ecological safety, slag, adsorption, dyopside

В настоящее время существует проблема поступления больших объемов вредных веществ с промышленными выбросами в воздушную и водную среду. Поэтому актуальны вопросы совершенствования технологических процессов, снижающих вредные выбросы, а также разработка новых эффективных методов очистки. Одним из перспективных методов очистки является сорбция. В литературе имеются сведения об использовании отходов различных производств в качестве сорбентов. Недостатком шлаков как сорбентов органических соединений является их невысокая емкость, поэтому исследователям необходимо проверять шлаковые сорбенты по емкости и эффективности извлечения. Шлак электрометаллургического производства показал достаточно высокую эффективность очистки сточных вод от СПАВ – 70,6% [4]. В отличие от этого натриевый шлакосиликатный сорбент [3] имеет невысокие значения сорбционной емкости по исследованным органическим соединениям: 0,075 мг/г по ксантогенату и 0,35 мг/г – по фенолу, поэтому он рекомендован для предварительной очистки промышленных стоков от флотореагентов. Использовать натриевый сорбент без дополнительной его обработки для глубокой очистки промышленных стоков от флотореагентов до санитарных норм нецелесообразно.

Ранее нами исследованы шлаки Побужского ферроникелевого комбината в качестве сорбентов органических красителей [1]. В качестве красителя исследован метиленовый синий (МС). Показана высокая степень очистки (92 %) и адсорбционная емкость 0,92 мг/г по отношению к МС. Целью работы являлось повышение эффективности адсорбции органических красителей шлаковым сорбентом на основе диопсида.

Экспериментальными методами исследования были спектрофотометрический и ИК-спектроскопии. Концентрации органиче-

ских соединений в течение сорбции определяли спектрофотометрическим методом с помощью SPEKOL 11. Начальные концентрации красителей, г/л: МС – 0,02; КК и МВ – 0,01.

С помощью ИК-спектроскопии изучена активность поверхностных функциональных групп [2]. ИК спектры получены в таблетках KBr на Фурье ИК-спектрофотометре SPECTRUM ONE (PerkinElmer).

В статических условиях изучен процесс сорбции диопсидовым шлаком органических красителей: метиленового синего (МС), конго красного (КК), метилвиолета (МВ). Ранее в работах [5, 1] нами показано, что наивысшая сорбционная емкость шлакового сорбента из диопсида по отношению к красителю МС наблюдается при его предварительной активации в растворе 1 Н Н₂SO₄ при 20 °С в течение 1 суток. Поэтому данный вид активации при сорбции МС был выбран основным.

Результаты эксперимента показали, что величина статической обменной емкости (СОЕ) и эффективность сорбции МС зависит как от соотношения «МС : шлак», так и от времени сорбции (рис. 1, 2). С увеличением массы шлака эффективность сорбции увеличивается, однако, характер увеличения неодинаковый для разных интервалов сорбции (рис. 1). Для начального периода необходимо 5000-превышение массы шлака над количеством МС для достижения достаточной эффективности сорбции. За 5 суток аналогичная эффективность достигается при 1250-кратном превышении массы шлака. Кривые изменения эффективности сорбции от соотношения «МС : шлак», начиная с интервалов сорбции 10 суток, характеризуются нарастанием эффективности, начиная с 1000-кратного избытка сорбента.

При соотношении «МС : шлак» = 2мг/г (рис. 2, кривые 4, 4') спустя 11 суток начина-

ється десорбція, поэтому данное соотношение нельзя рекомендовать для длительной сорбции. В этом случае зарегистрирована наиболее высокая СОЕ (1,17 мг/г на 11 суток) при самой низкой эффективности очистки 58,5%.

Наиболее целесообразно использование соотношения «МС : шлак» = 1 мг/г (рис. 2,

кривые 2, 2'), при котором в течение первых 12 суток СОЕ и эффективность очистки нарастают с наибольшей скоростью. Достаточно высокая СОЕ (0,92 мг/г) регистрируется при высокой эффективности очистки 92%. В течение 30 суток не отмечено явления десорбции.

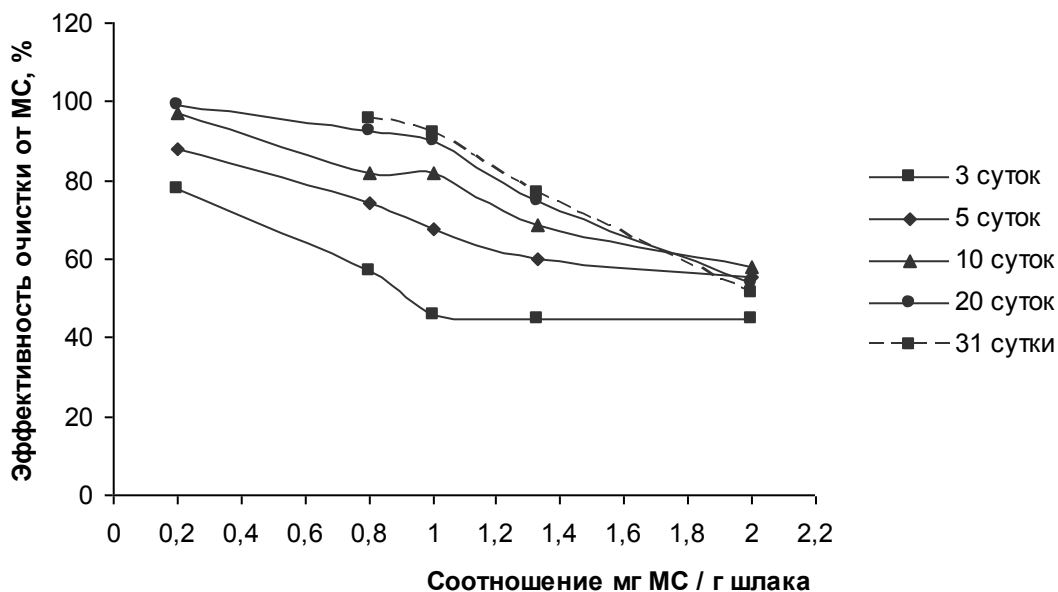


Рис. 1. Зависимость эффективности сорбции МС шлаковым сорбентом от соотношения «МС : шлак» в различные интервалы сорбции

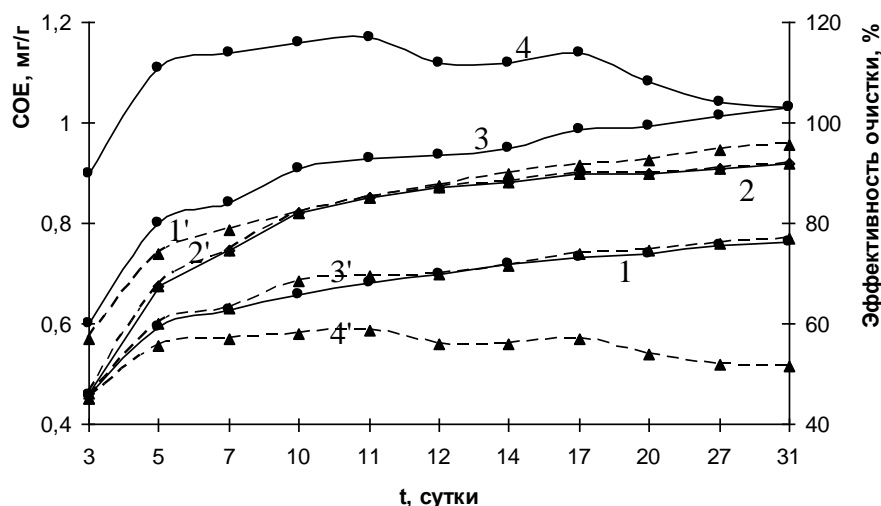


Рис. 2. Временные зависимости СОЕ (1-4) и эффективности очистки вод от МС (1'-4') при соотношениях «МС : шлак», мг/г: 1-0,8; 2-1,0; 3-1,33; 4-2,0

Зависимости СОЕ и эффективности представлены на рис. 3. Шлак на основе ди- очистки растворов от красителей КК и МВ оксида был активирован в течение 1 суток

двумя химическими реагентами: 1Н H₂SO₄ и 1Н NaOH. Как видно из рис. 3 сорбционные характеристики активированного кислотой диопсида выше, чем активированного щелочью. Для красителя КК это справедливо на всем временном интервале. Для МВ первоначально СОЕ и эффективность очистки вод

выше при сорбции на шлаке, активированном щелочью, однако, спустя 7 суток начинается десорбция МВ (рис. 3, кривая 4). Таким образом, щелочноактивированный шлак нецелесообразно использовать при длительной сорбции в статических условиях.

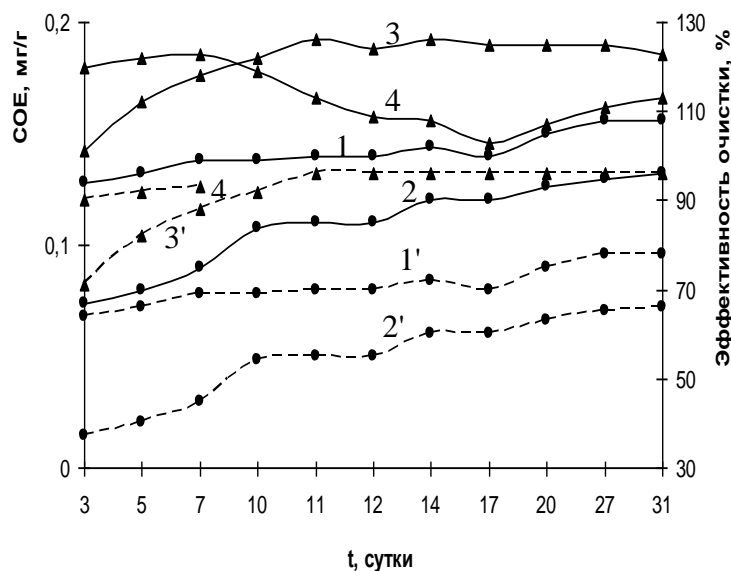


Рис. 3 – Временные зависимости СОЕ (1-4) и эффективности очистки вод (1'-4') от органических красителей КК (1, 2) и МВ (3, 4) при соотношениях «сорбат : шлак», мг/г: 1-0,8; 2-1,0; 3-1,33; 4-2,0 и предварительной активации шлака в 1Н H₂SO₄ (1, 3) и 1Н NaOH (2, 4)

Эффективность способов активации была оценена сравнением ИК-спектров поверхности шлака (рис. 4). ИК спектры образцов, полученных при обработке паром, водой и сульфатом алюминия, идентичны контрольному образцу (рис. 4 а). Полоса 1063 см⁻¹ связана с валентными асимметричными колебаниями связи Si–O–Si. Поглощение в области 3430 см⁻¹ связано с валентными колебаниями молекул воды. На максимум поглощения молекул воды (3430-3435 см⁻¹) не оказывает существенного влияния характер обработки. Таким образом, указанные химические реагенты нельзя рекомендовать как активаторы поверхности шлака.

В образце, обработанном гидроксидом натрия (рис. 4 б), наблюдается усиление деформационных колебаний молекул воды в области 1629 см⁻¹ и появление пика в области 1583 см⁻¹, который можно отнести к деформационным колебаниям гидроксид-иона. В области 3000-3600 см⁻¹ изменений не фик-

сируется, хотя интенсивность пика 3430 см⁻¹ несколько больше, чем для ранее рассмотренных образцов.

Для образца, выдержанного в растворе серной кислоты (рис. 4 в), в области деформационных колебаний молекул воды наблюдается три пика 1698, 1635 и 1585 см⁻¹. Появление дополнительного пика является следствием новой координации молекул воды с кристаллической решеткой диопсида. Интенсивность пика 3430 см⁻¹ наибольшая в сравнении с остальными образцами. Исходя из этого, можно сделать вывод, что обработка серной кислотой является наиболее эффективным методом активации шлака.

Таким образом, на основании проведенных исследований можно сделать вывод, что шлак на основе диопсида можно использовать в качестве сорбента органических красителей на уровне их низких концентраций. Наиболее эффективна его активация раство-

ром 1N H₂SO₄. Оптимальним соотношением «сорбат : сорбент» является 1 мг/г.

Применение адсорбента – шлака на основе диоксида способствует повышению

экологической безопасности процессов, связанных с производством органических красителей.

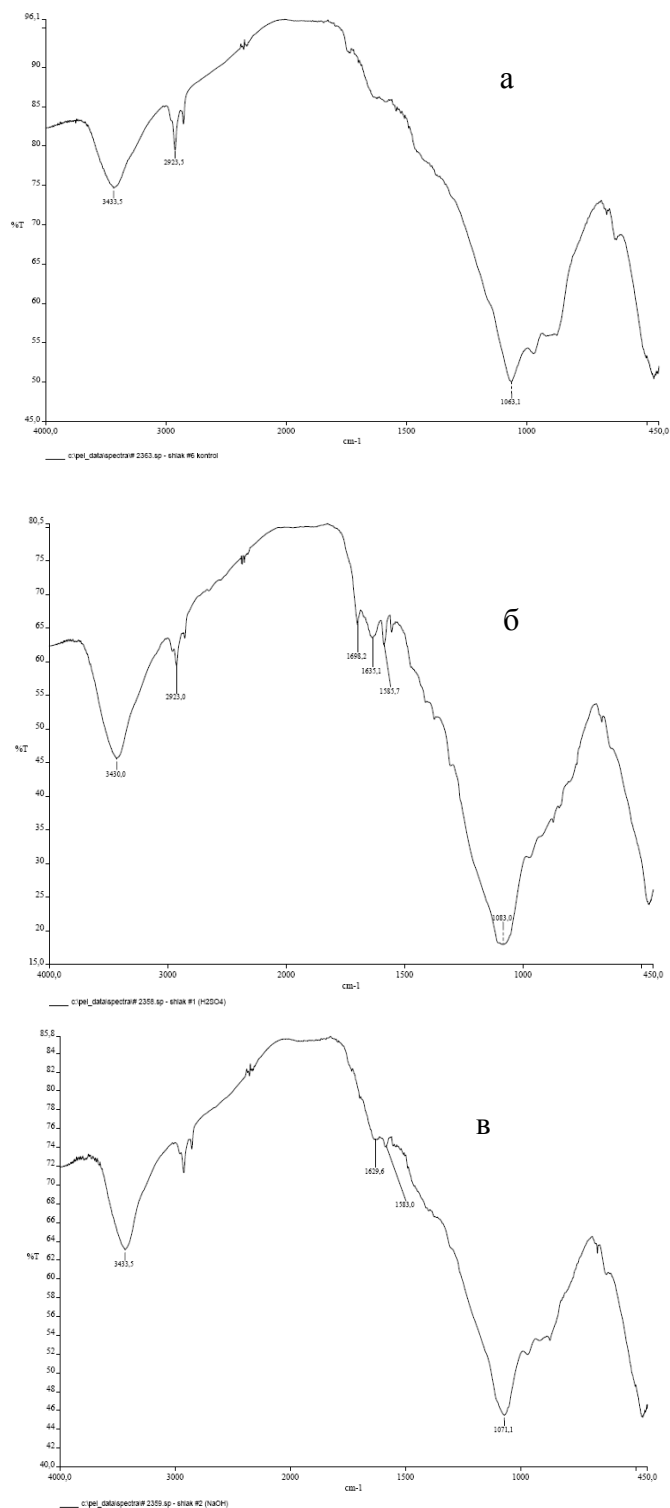


Рис. 4 – ИК-спектры образцов шлака на основе диоксида, обработанного различными реагентами: а – исходный шлак; б – серной кислотой; в – гидроксидом натрия

ЛИТЕРАТУРА

1. Грайворонская И. В. Выявление сорбционных свойств ферросплавных шлаков в зависимости от их структуры и состава / Экология, энерго- и ресурсосбережение, охрана окружающей среды и здоровье человека, утилизация отходов: сборник трудов XVIII Междунар. научно-практ. конф. Т. 2. УкрГНТЦ «Энергосталь». – Х.: «НТМТ», 2010. – 552 с.
2. Лазарев А. Н. Колебательные спектры сложных окислов. Силикаты и их аналоги / А. Н. Лазарев, А. П. Миргородский, И. С. Игнатъев. – Л., 1975. – 296 с.
3. Приймак Т. И. Адсорбция органических соединений и паров воды на натриевом шлакосиликатном сорбенте / Т. И. Приймак, А. П. Зосин, Н. В. Куценко, В. П. Маковчук // Природные и техногенные силикаты

для производства строительных и технических материалов. Л.: Наука, 1977. – С. 186-190.

4. Свергузова С. В. Использование шлаков после очистки сточных вод / С. В. Свергузова, Т. А. Василенко // Сб. научн. статей XIII междунар. научно-практ. конф. «Экология и здоровье человека. Охрана воздушного и водного бассейнов. Утилизация отходов» / УкрГНТЦ «Энергосталь». – Х.: Райдер, 2005. – С. 54.
5. Хоботова Э. Б. Изучение условий активации шлакового сорбента / Э. Б. Хоботова, И. В. Грайворонская, В. В. Даценко, В. Н. Баумер // Вісник Донецького національного університету. Серія А: Природничі науки, 2009. – Вип. 2. – С. 400-406.

Надійшла до редколегії 17.11.2010

УДК 658.26:665.63:338.45

Л. М. УЛЬЄВ, Л. О. МЕЛЬНИКОВСЬКА

Харківський національний технічний університет «ХПІ»

ВИЗНАЧЕННЯ ПОТЕНЦІАЛУ ЕНЕРГОЗБЕРЕЖЕННЯ І ЗНИЖЕННЯ КІЛЬКОСТІ ШКІДЛИВИХ ВИКИДІВ УСТАНОВКИ ПЕРВИННОЇ ПЕРЕРОБКИ НАФТИ

Проведена екстракція потокових даних установки АВТ А12/2, змодельована схема первинної переробки нафти за допомогою програми HYSYS, що дозволило отримати більш точні дані для розрахунків. Визначено енергозберігаючий потенціал установки АВТ А12/2 без вакуумного блоку і потенціал зниження кількості шкідливих викидів до атмосфери.

Ключові слова: первинна переробка, нафта, вакуумний блок, система потоків, теплообмін, пінч-аналіз, складові криві, утиліти, енергозберігаючий потенціал

Ульєв Л. М., Мельниковская Л. О.

ОПРЕДЕЛЕНИЕ ПОТЕНЦИАЛА ЭНЕРГОСБЕРЕЖЕНИЯ И СНИЖЕНИЯ КОЛИЧЕСТВА ВРЕДНЫХ ВЫБРОСОВ УСТАНОВКИ ПЕРВИЧНОЙ ПЕРЕРАБОТКИ НЕФТИ

Проведена екстракція потокових даних установки, смоделирована схема переработки нефти с помощью программы HYSYS, что позволило получить более точные данные для расчетов. Определен энергозберігаючий потенціал установки АВТ А12/2 без вакуумного блока и потенціал снижения количества вредных выбросов в атмосферу.

Ключевые слова: первичная переработка, нефть, вакуумный блок, система потоків, теплообмен, пінч-аналіз, составные кривые, утилиты, энергозберігаючий потенціал

Yljev L., Melnikovska L.

ENERGY SAVING POTENTIAL AND HARMFUL EXTRASS AMOUNT DECLINES OF THE PRIMARY PROCESSING OF OIL

Extraction of stream information of setting was conducted, the chart of processing of oil is modeled by the program HYSYS, that allowed to get more exact information for calculations. Energy saving potential of setting of AVT A12/2 without a vacuum block and declines of amount of harmful extrass potential, was certain.

Key words: primary processing, oil, vacuum block, system flow, heat exchange, pinch-planning, composite curves, utilities, energy expenses potential

Вступ. Скорочення споживання паливно-енергетичних ресурсів в промисловості пов'язане з широкомасштабною реалізацією сучасних енергозберігаючих технологій, створенням високоефективних енерготехнологічних комплексів [1].

По-перше, зростання цін на енергію спонукає економніше використовувати енергоресурси з тим, щоб зменшити загальні витрати. Більш того, всі підприємства, спроектовані і побудовані за часів низьких цін на енергоносії, в даний час працюють далеко не в оптимальному режимі з погляду споживання енергії. По-друге, значно зменшилися темпи зростання виробництва, а це означає, що зменшилися можливості введення в лад нових заводів і освоєння нових технологічних процесів, і увага прямує все більше у бік підвищення ефективності використання існуючого устаткування.

Установки первинної переробки нафти складають основу всіх НПЗ. На них виробляються практично всі компоненти моторних палив, змащувальних масел, сировини для вторинних процесів і для нафтохімічних виробництв. Проблемам підвищення ефективності роботи і інтенсифікації установок АВТ завжди приділялася і приділяється серйозна увага [2]. Атмосферно-вакуумній перегонці піддається вся нафта, що поступає на нафтопереробний завод, і витрачається тут близько 50 % сумарних енерговитрат [3].

Основними шляхами підвищення конкурентоспроможності вітчизняної нафтопереробки і нафтохімії є збільшення глибини переробки нафти і істотне зниження енергоємності всіх процесів. Зниження питомого енергоспоживання досягається шляхом модернізації окремих систем виробництва, установок і заводів в цілому, раціоналізації і вдосконалення виробничих операцій.

У даній роботі розглядається процес переробки нафти на установці АВТ А12/2. На сьогоднішній день вона є найбільш використовуваною в сучасній промисловості. Установа включає стадії знесолювання, зневоднення, відбензинення нафти, розділення нафтогазових сумішей на окремі фракції.

Для екстракції даних для теплоенергетичного і матеріального балансів установки АВТ А12/2 використовувалася програма

HYSYS, що є програмним пакетом, призначеним для моделювання в стаціонарному режимі, проектування хіміко-технологічних виробництв, контролю продуктивності устаткування, оптимізації і бізнес-планування в області здобичі і переробки вуглеводнів і нафтохімії. Програмний пакет HYSYS побудований на основі надійних і перевірених методів розрахунку технологічних процесів. Вже більше 25 років HYSYS застосовується для моделювання процесів здобичі нафти і газу, нафто- і газопереробки. Програма з однаковим успіхом працює в проектних і інжинірингових фірмах, в ПКО заводів, в науково-дослідних інститутах і на заводських установках. На сьогоднішній день інженери і технологи використовують HYSYS як засіб побудови стаціонарних моделей при проектуванні технологічних процесів, для моніторингу стану устаткування і виявлення несправностей, для оптимізації технологічних режимів, бізнес-планування і управління активами. Крім того, використання програми HYSYS дає значний економічний ефект: підвищується продуктивність і прибутковість установок. Економічний ефект від використання програми HYSYS досягається за рахунок оптимізації проектування – можливості в стислі терміни оцінити рентабельність, безпеку і надійність установки, моніторингу стану устаткування – упевненості в тому, що устаткування працює в оптимальному режимі, зменшення витрат на реалізацію проекту – можливості звести до мінімуму кількість помилок і зробити проект менш трудомістким.

Екстракція даних.

Моделювання процесу.

Відбензинена нафта з низу К-1, 1а з температурою 200-250 °С подається в змійовики пічок П-1, 2 (рис.1). З верху колони К-2, 2а по трубах виводиться хвостова фракція бензину і дизельного палива в паровій фазі і поступає в колону К-3 як перетік – потік живлення. Фракція бензину, як дистиляту К-2а і дизельного палива поступає у верхню секцію відпарної колони К-5/1, звідки через теплообмінники повертається в К-2, К-2а. Пари із стріпінга К-5/1 поступають в К-3 на 16 тарілку. З 11, 13 тарілок К-2 і 9, 11, 13 тарілок К-2а може виводитися атмосферний

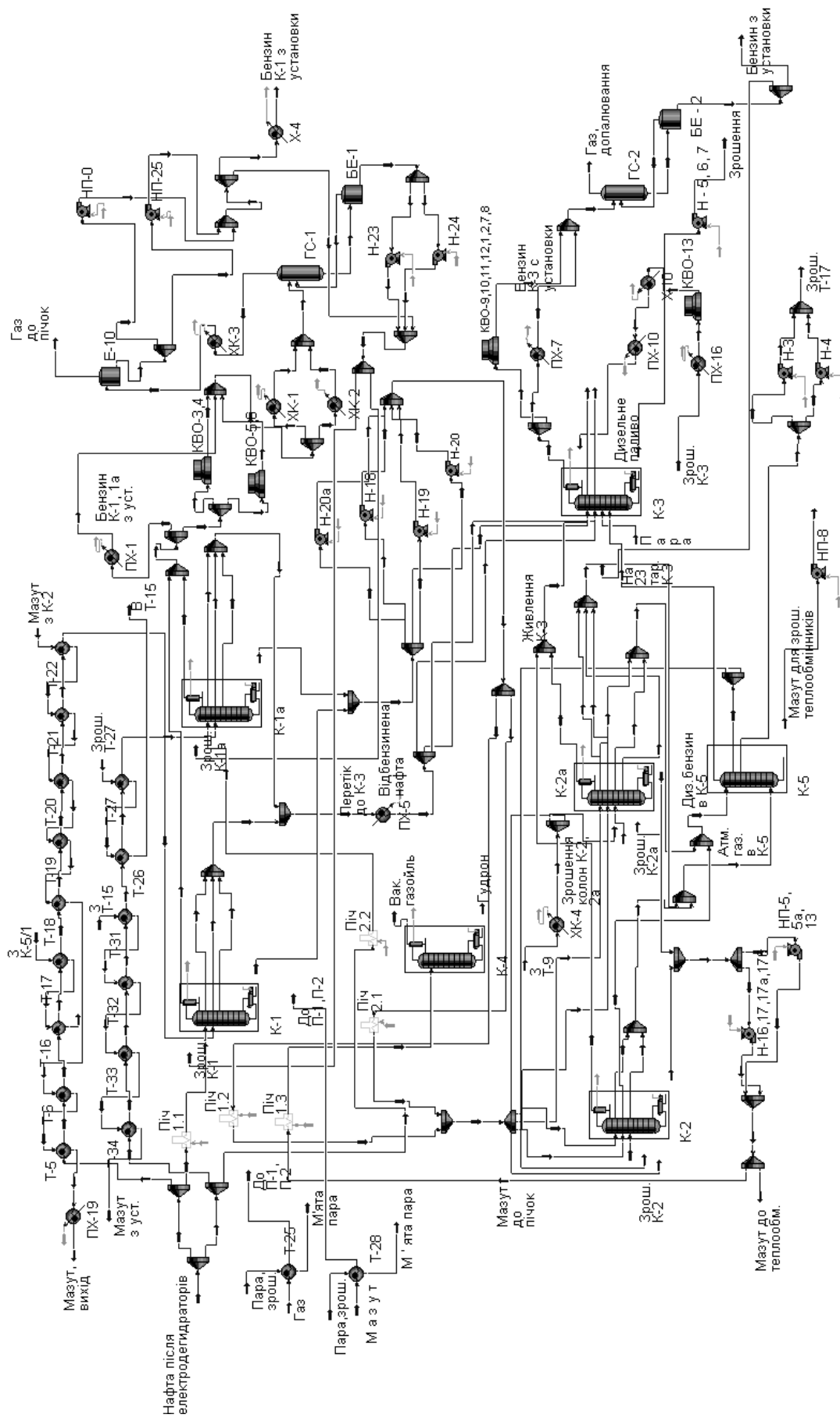


Рис. 1. Існуюча схема установки АВТ А12/2, змодельована в HYSYS.

K-1, K-1a – атмосферні колони ректифікації; K-2, K-2a – колони ректифікації розгону відбензиної нафти;

K-3 – колони ректифікації для отримання дизельного палива; K-4 – вакуумна колони; K-5 – відпарна колони;

T – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

ПХ – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

Піч – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

ХК – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

ХВ – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

Т – теплообмінний апарат; X – холодильник; H, НП – насоси; KBO – насоси; KBO – конденсатори повітряного охолодження.

газойль, який поступає в стріппінг відпарної колони К-5/3, звідки забирається паровим насосом і відкачується до потоку дизельного палива або мазуту для зрошування теплообмінників. Пари зі стріппінга К-5/3 поступають в К-2, 2а.

З верху К-3 відганяється хвостова частина бензину. Пари бензину по шлемових трубах поступають в конденсатори, де відбувається охолодження і конденсація, газосепаратор, в якому проводиться очищення бензину від домішок і води, а потім прямує в буферну ємність. Дизельне паливо з низу К-3 прокачується через теплообмінники і прямує в парк.

Мазут з низу колон К-2, 2а, К-5/1, 2, 3 використовується для зрошування теплообмінників, необхідних для підігріву початкової суміші, а також підвищення температури знесоленої і зневодненої нафти перед подачею в колони К-1 і, К-1а.

Для уточнення даних про температури і витрати потоків, отриманих шляхом прямих вимірювань, проведено моделювання існуючого процесу переробки нафти на установці АВТ А12/2 за допомогою програми HYSYS. Це дозволить отримати максимально точні уявлення про склади потоків, молярні і масові витрати, температури.

Крім того, моделювання процесу в HYSYS значно спростить складання матеріального і теплового балансів, а також надасть точніші відомості про кількість необхідних гарячих і холодних утиліт.

В даному випадку розглядатиметься процес переробки нафти після знесолення і обезводнення сирової нафти в електродегидрататорах, після попереднього підігріву в мережі теплообмінників. Першим етапом стало завдання матеріального потоку знесоленої і зневодненої нафти з докладною характеристикою нафтової суміші, її газової частини, кривих розгону, молекулярних мас, щільності, в'язкості і розбиття на псевдокомпоненти.

Матеріальні потоки, необхідні для розрахунку матеріального балансу установки, позначені темними стрілками. Світлими стрілками представлені енергетичні потоки, за допомогою яких можливе отримання докладної інформації про кількість гарячих і холодних утиліт, необхідних для здійснення процесу переробки нафти. Значення енерге-

тичних потоків дозволяють точніше скласти тепловий баланс установки.

Далі, відповідно до наявної схеми установки АВТ А12/2, було встановлено відповідне устаткування. Печі тут представлені у вигляді нагрівачів з відповідним навантаженням для кожного потоку.

Визначення енергозберігаючого потенціалу установки АВТ-А12/2 „ХНП”

Технологічні дані потоків нафти і інших продуктів, що застосовуються в технології процесу перегонки, були зібрані і представлені в таблиці 1.

Ці технологічні потоки будуть використані у тепловій інтеграції процесу первинної переробки нафти на установці АВТ А12/2.

По зміряних температурах технологічних потоків і значеннях їх потокових теплоємностей CP (табл.1) ми визначаємо навантаження кожного з рекуперативних теплообмінників [4]. Визначаючи і підсумовуючи теплові навантаження всіх рекуперативних теплообмінників, отримуємо, що в існуючій теплообмінній схемі установки АВТ А12/2 рекуперується в даний час потужність приблизно рівна 29 МВт.

Використовуючи технологічні дані з таблиці 1, побудуємо на ентальпійно-температурній діаграмі гарячу і холодну складові криві обраної системи технологічних потоків, і далі розмістимо їх так, щоб інтервал перекриття між ними склав величину в 29 МВт (рис. 2).

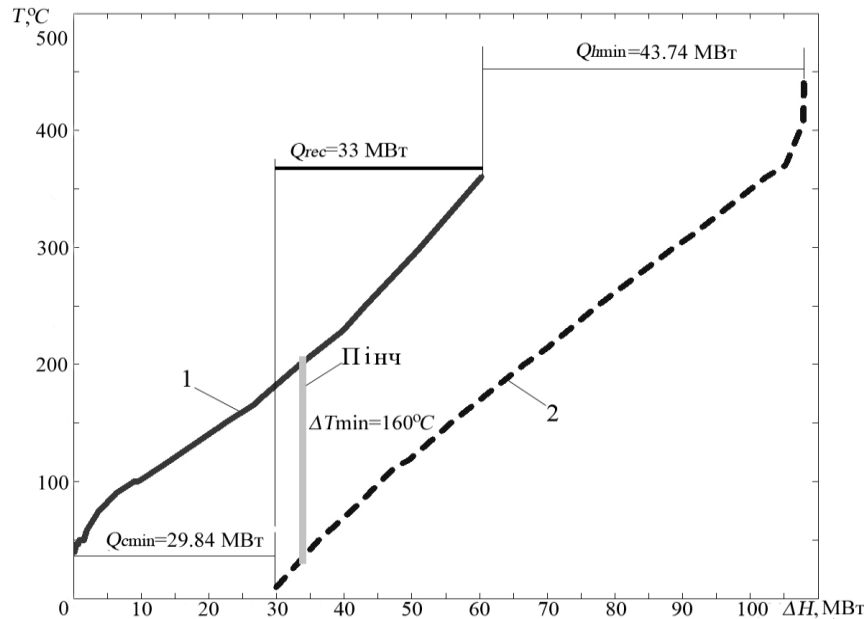
Проекція гарячої складової кривої на ентальпійну вісь (абсцис) показує значення теплової потужності, яку можливо відвести від системи гарячих потоків і використовувати для підігріву холодних технологічних потоків. Проекція холодної складової кривої на ентальпійну вісь показує значення потужності, яку необхідно підвести до холодних потоків.

Для проведення процесу необхідна потужність ~ 74 МВт, але частина енергії може бути рекуперована за допомогою системи теплообміну між холодними і гарячими потоками. Величину потужності і показує перекриття кривих. Це значення на діаграмі кривих рівне ~ 30 МВт. Найменша відстань між кривими по вісі ординат – область пінчу обраної системи технологічних потоків. У нашому випадку пінч на температурах: $T_{\text{гар}} = 200^{\circ}\text{C}$ і $T_{\text{хол}} = 40^{\circ}\text{C}$. Різниця температур в області пінчу рівна $\Delta T_{\text{min}} = 160^{\circ}\text{C}$.

Таблиця 1

Потоки для аналізу енергоспоживання установки АВТ А12/2

№	Назва потоку	Тип	T_s , °C	T_T , °C	G, т/год	C, кДж/ (кг·K)	r, кДж/ кг	CP, кВт/ K	ΔH , кВт	α , кВт/ (м ² ·K)
1	Перетік К-1,1а в К-3	гар	173	54	8,20	2,11		4,81	571,93	0,4
2,1	Охолодження пари бензину К-1, 1а	гар	145	50	29,69	2,52		20,78	1974,36	0,1
2,2	Охолодження газу з К-1, 1а	гар	145	40	2,78	2,52		1,95	204,33	0,1
2,3	Конденсація пари бензину К-1, 1а	гар	50	50	29,69		75		618,53	1
2,4	Охолодження бензину К-1, 1а	гар	50	40	29,69	2,11		17,40	174,01	0,4
3,1	Охолодження пари бензину К-3	гар	157	46	17,40	2,52		12,18	1351,98	0,1
3,2	Конденсація пари бензину К-3	гар	46	46	17,40		75		362,50	1
3,3	Охолодження водяної пари К-3	гар	157	100	1,05	2,00		0,58	32,96	0,12
3,4	Конденсація водяної пари К-3	гар	100	100	1,05		2256		658,00	2
3,5	Охолодження води К-3	гар	100	46	1,05	4,19		1,22	65,99	0,8
4	Дизельне паливо	гар	229	200	71,11	2,70		68,29	1980,27	0,2
		гар	200	100	71,11	2,42		58,81	5880,67	0,2
		гар	100	58	71,11	2,10		51,76	2174,05	0,2
5	Циркуляційне зрошення К-3	гар	165	74	75,79	2,11		55,87	5083,79	0,15
6	Циркуляційне зрошення К-2,2а	гар	295	144	30,73	2,11		29,85	4507,90	0,15
7	Мазут	гар	360	300	133,08	2,90		150,01	9000,85	0,15
		гар	300	250	133,1	2,71		135,78	6789,08	0,15
		гар	250	200	133,1	2,54		122,99	6149,54	0,15
		гар	200	150	133,1	2,36		109,87	5493,37	0,15
		гар	150	90	133,1	2,17		95,69	5741,42	0,15
8	Сольовий р-н з ЕЛОУ	гар	115	40	15,05	4,21		17,14	1285,61	0,8
9	Сира нафта	хол	10	50	250,85	1,95		142,55	5701,96	0,1
		хол	50	118	250,85	2,10		170,22	11574,78	0,1
10	Знесолена нафта	хол	112	150	248,34	2,28		192,17	7302,34	0,15
		хол	150	200	248,34	2,47		214,40	10720,07	0,15
		хол	200	214	248,34	2,65		231,36	3239,06	0,15
11	Відбензинена нафта в АЗАЧП П-1	хол	214	250	56,00	2,75		54,87	1975,49	0,15
		хол	250	300	56,00	2,84		59,75	2987,44	
		хол	300	371	56,00	3,18		66,73	4737,86	
	Відбензинена нафта в АЗВЧП П-1	хол	214	250	26,00	2,75		25,48	917,19	0,15
		хол	250	300	26,00	2,84		27,74	1387,03	
		хол	300	310	26,00	2,97		29,42	294,16	
12	Відбензинена нафта в ЛЗ П-2	хол	214	250	64,00	2,75		62,71	2257,71	0,15
		хол	250	300	64,00	2,84		68,28	3414,22	
		хол	300	370	64,00	3,18		76,17	5331,73	
	Відбензинена нафта в ПЗ П-2	хол	214	250	64,00	2,75		62,71	2257,71	0,15
		хол	250	300	64,00	2,84		68,28	3414,22	
		хол	300	370	64,00	3,18		76,17	5331,73	
13	Мазут через ВЗВЧП П-1	хол	360	407	53,29	2,90		65,68	3086,84	0,15
14	Вода на ЕЛОУ	хол	10	80	12,54	4,20		14,60	1021,87	0,8
15	Перегрів пари в П-1	хол	135	450	1,05	2,69		2,60	819,88	0,6
16	Газ до пічок	хол	31	80	3,00	2,52		2,10	102,90	0,1
17	Мазут до пічок	хол	49	80	3,79	2,05		2,32	71,80	0,1



1 – гаряча складова крива; 2 – холодна складова крива; Q_{hmin} – мінімальна кількість гарячих утиліт;
 Q_{cmin} – мінімальна кількість холодних утиліт; Q_{rec} – потужність рекуперації енергії; T – температура;
 ΔH – зміна ентальпії потоків

Рис. 2. Складові криві існуючого процесу

Ця різниця була б мінімальною між теплоносіями в теплообмінному устаткуванні, якби виконувалися умови вертикального теплообміну, але в даний час в теплообмінній системі установки значна частина теплової енергії передається між теплоносіями в умовах перехресного теплообміну, тому на теплообмінних апаратах спостерігаються різниці температур між теплоносіями менші, ніж ΔT_{min} . Тут видно також і перенесення теплової енергії через пінч. Перехресний теплообмін, спостережуваний в існуючій теплообмінній мережі установки АВТ А12/2, призводить до значного завищення площі поверхні теплообміну в теплообмінних мережах.

Область пінчу ділить об'єднану систему технологічних потоків і утиліт на дві енергетично незалежних підсистеми. Вище пінчу дотримується енергетичний баланс між потоками, що належать холодній кривій і потоками гарячої кривої плюс гарячі утиліти.

Нижче пінчу дотримується енергетичний баланс між потоками з гарячої кривої і потоками холодної складової кривої плюс холодні утиліти. Це дає основне правило проектування енерго-ефективних теплообмінних систем промислових процесів: заборони перенесення теплової енергії через пінч [5]. Сис-

теми теплообміну між гарячими потоками і холодними, плюс утиліти нижче пінчу і вище пінчу проектується роздільно і потім зшиваються на пінчі. Якщо ж в системі технологічних потоків існує перенесення через пінч, то це означає, що тепла енергія опосередковано, через недосконалу теплообмінну систему, переноситься від гарячих утиліт до холодних. Малі значення коефіцієнтів теплопередачі визначаються як великою в'язкістю теплоносіїв і тим, що в даний час установка АВТ А12/2 працює на половину потужності.

Від утилітної системи процес зараз споживає ~ 50 МВт потужності. Але реальне споживання теплової енергії самим процесом первинної переробки дещо менше, оскільки частина енергії втрачається на устаткуванні установки, і ця частина складає величину порядку 8 МВт. Якщо до корисної потужності печей додати потужність, що відноситься з газами, що відходять ~ 20.4 МВт, то отримаємо оцінку потужності, яка виділяється при згоранні палива в печі ~ 70.4 МВт. Застосовуючи апарат складених кривих ми можемо достатньо точно оцінити необхідну площу поверхні теплообміну для проектного або такого, що реконструюється процесу.

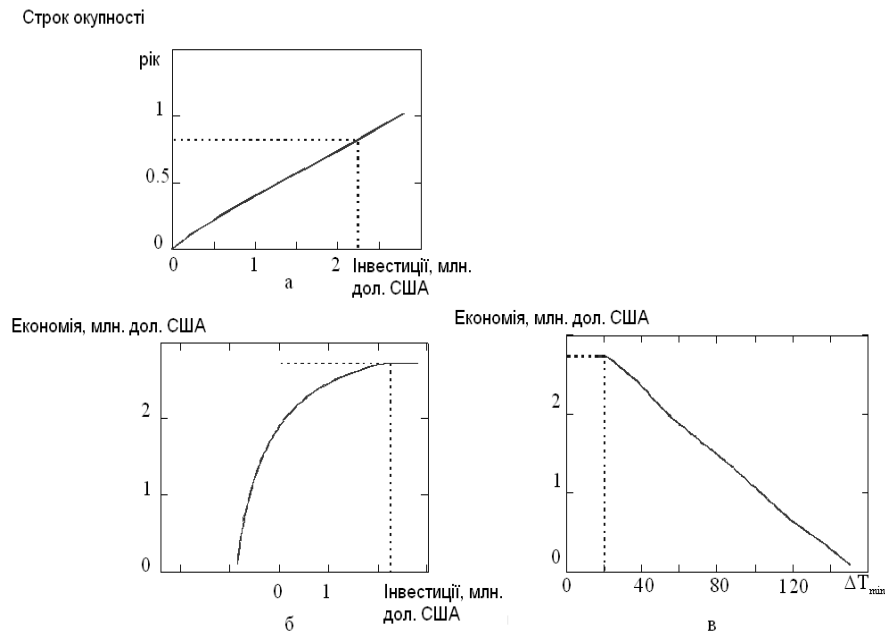
Далі, використовуючи ціни на теплообмінне устаткування, отримані від його виробників, можемо ще до виконання проекту реконструкції оцінити необхідні капвкладення і термін їх окупності. Для кожухотрубчатих теплообмінників, вартість 1 м² поверхні теплообміну можна оцінити величиною 20 дол. США, а для аналогічних Російських апаратів – величиною 60 дол. США. Вартість встановленого устаткування, як правило, в два рази перевищує його ринкову вартість, тобто ми можемо прийняти для оцінки вартості інсталюваного устаткування величину в 110 - 120 дол. США за 1 м² площі поверхні теплообміну, і отже капітальну вартість одного теплообмінного апарату можна визначити виразом:

$$\text{Кап.вартість} = A_T + B_T \cdot (S)^c,$$

де $A_T = 5000$ дол. США - вартість установки одного теплообмінного апарату, B_T - коефіцієнт еквівалентний вартості 1 м² площі поверхні теплообміну, S - площа поверхні теплообміну теплообмінного апарату, c - коефіцієнт, що відображає нелінійну залежність вартості теплообмінника від величини його поверхні теплообміну. Для кожухотрубчатих теплообмінників, як правило, $c = 0.87$.

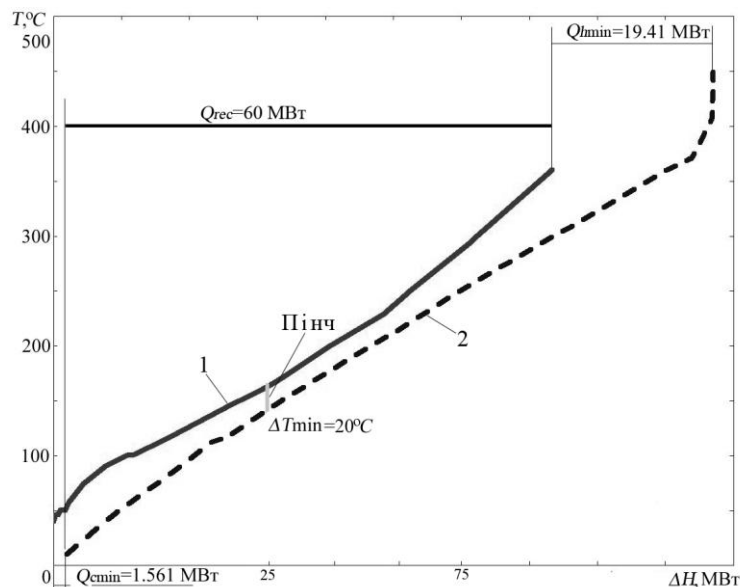
Вартість енергії оцінимо за ринковою вартістю мазуту - 112 дол. США за 1 тону, що відповідає величині 87 дол. США за 1 кВт рік. Дані значення за допомогою складених кривих дозволяють побудувати діаграми для визначення величини ΔT_{\min} , величини інвестицій в додаткову до існуючої площі поверхні теплообміну і термін окупності пропонованого проекту (рис.3). Ми бачимо, що завдання енергозберігаючої реконструкції установки має пороговий характер, тобто при перевищенні деякого значення інвестицій річна економія перестає збільшуватися (рис. 3,б). Даний поріг відповідає капвкладенням в 2.23 млн. дол. США, термін окупності даних інвестицій складе 0.82 року. Мінімальна різниця температур між теплоносійми на теплообмінних апаратах поблизу порогового значення енергоспоживання, декілька перевищує величину $\Delta T_{\min} = 20^\circ\text{C}$.

Дана різниця температур цілком досяжна на кожухотрубчатих теплообмінниках, тому побудуємо складені криві для $\Delta T_{\min} = 20^\circ\text{C}$ (рис. 4). Ми бачимо, що пінч локалізується на температурі для гарячих потоків, рівною 150°C , і відповідно для холодних потоків - 130°C . Складові криві показують, що при досягненні $\Delta T_{\min} = 20^\circ\text{C}$ холодні утиліти



а – залежність строку окупності проекту від інвестицій в реконструкцію; б – крива економічної ефективності; в – залежність отриманого прибутку від мінімальної різниці температур

Рис. 3. Визначення оптимального значення мінімальної різниці температур за обраним критерієм реконструкції системи теплообміну



1 – гаряча складова крива; 2 – холодна складова крива; Q_{hmin} – мінімальна кількість гарячих утиліт;
 Q_{cmin} – мінімальна кількість холодних утиліт; Q_{rec} – потужність рекуперації енергії; T – температура;
 ΔH – зміна ентальпії потоків

Рис. 4. Складові криві інтегрованого процесу

дорівнюють 1.6 МВт, гарячі утиліти при цьому набувають значення рівне = 19.4 МВт, що в 2.5 рази менше, ніж процес отримує від утилітної системи в даний час.

Таким чином, виконання реконструкції системи теплообміну дозволить зменшити потужність, споживану процесом первинної переробки нафти на 28.3 МВт. У системі теплообміну буде рекуперована потужність коло 60 МВт. Для цього буде потрібно 30872 м² площі теплообмінної поверхні.

Отже, додатково при виконанні проекту реконструкції теплообмінної системи необхідно буде встановити 20234 м² площі поверхні теплообміну.

Також слід відмітити, що якщо закрити теплоізоляцією відкриті нагріті поверхні

устаткування, то можна зменшити потужність конвективних і випромінювальних втрат в навколишнє середовище, принаймні, на 6 МВт. Отже оцінка загального енергозберігаючого потенціалу установки АВТ А12/2 дає величину ~ 34.3 МВт.

В даний час теплообмінна схема установки АВТ А12/2 містить 43 кожухо-трубчастих теплообмінних апарати загальною площею поверхні теплообміну 10638 м², вони можуть бути використані в новій технологічній схемі теплообмінної системи.

Крім того, завдяки проекту реконструкції значно знижуються показники шкідливих викидів до атмосфери (СО, NOX), як показано в табл. 2.

Таблиця 2

Зниження показників шкідливих викидів до атмосфери

Кількість викидів	СО, мг/ м ³	NOX, мг/ м ³
До виконання проекту реконструкції	78	113
Після виконання проекту реконструкції	7,5	15

Висновки.

Методи пінч-аналізу дозволяють оцінити додаткову кількість теплообмінників, їх

площу поверхні теплообміну, а значить, і вартість їх установки ще до виконання самого проекту реконструкції. А це і дозволяє оці-

нити необхідні інвестиції і термін їх окупності, оскільки загальний прибуток визначається з потенціалу енергозбереження.

Таким чином, річний прибуток від впровадження даного проекту складе величину 3387900 дол. США, а термін окупності проекту не перевищить 8 місяців.

ЛІТЕРАТУРА

1. Степанов А. В. Рациональное использование сырьевых и энергетических ресурсов при переработке углеводородов / А. В. Степанов, Н. И. Сульжик, В. С. Горюнов. – К.: Техника. 1989. – 170 с.

2. Клименко В. Л. Энергоресурсы нефтеперерабатывающей и нефтехимической промышленности / В. Л. Клименко, Ю. В. Костерин. Л.: Химия. 1985. – 256 с.
3. Гуревич И. Л. Технология переработки нефти и газа. Общие свойства и первичные методы переработки нефти и газа / И. Л. Гуревич. М.: Химия. 1972. – 460 с.
4. Уильям Д. Леффлер. Переработка нефти / Уильям Д. Леффлер. М.: ЗАО «Олимп-Бизнес». 2004. – 223 с.
5. Смит Р. Основы интеграции тепловых процессов / Р. Смит, Й. Клемеш, Л. Л. Тобажнянский, П. А. Капустенко, Л. М. Ульев. – Х.: ХГПУ, 2000. – 457 с.

Надійшла до редколегії 12.11.2010

Наукове видання

ВІСНИК ХАРКІВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО УНІВЕРСИТЕТУ
імені В. Н. КАРАЗІНА
№ 944

Серія: Екологія
Вип. 6

ЗБІРНИК НАУКОВИХ ПРАЦЬ

Українською, російською та англійською мовами

Макетування та комп'ютерне верстання
Баскакова Л. В.

Підписано до друку 29.04.11 Формат 60 x 84 ¹/₈ . Папір офсетний.
Друк ризографічний

Ум. друк. арк. 8,8. Обл.-вид. арк. 10,3. Тираж 100 пр.
Ціна договірна

61077 Харків, пл. Свободи, 6
Харківський національний університет імені В. Н. Каразіна

Надруковано ХНУ імені В. Н. Каразіна
61077, Харків, пл. Свободи, 4.
Тел. 705-24-32

Свідоцтво суб'єкта видавничої справи ДК № 3367 від 13.01.09