

**Київський національний університет імені Тараса Шевченка**  
Географічний факультет  
Кафедра гідрології та гідроекології

# **Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія**

**Періодичний науковий збірник**  
**ТОМ 1 (22)**

Київ  
2011

**ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:**

Наук. збірник / Гол. ред. В.К. Хільчевський. – 2011. – Т.1(22). – 204 с.

**HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:**

The scientific collection / The editor-in-chief V.K. Khilchevskiy. – 2011. – Vol. 1(22). - 204 p.

*У збірнику вміщені статті, в яких викладені методичні розробки, а також результати теоретичних та прикладних гідрологічних, гідрохімічних і гідроекологічних досліджень, що виконані в різних установах України.*

- Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” заснований у травні 2000 року.
- Зареєстрований Міністерством юстиції України 8 жовтня 2009 р. (наказ № 1806/5).
- Свідоцтво про державну реєстрацію друкованого засобу масової інформації КВ № 15819-4291Р від 8 жовтня 2009 року
- Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.
- Атестовано Вищою атестаційною комісією України, Постанова Президії ВАК України № 1-05/2 від 10 березня 2010 року.
- **Видавець:** Київський національний університет імені Тараса Шевченка.
- Виходить чотири рази на рік.

*Рекомендовано до друку Вченими радами географічного факультету (29 березня 2011 р., протокол № 3) Київського національного університету імені Тараса Шевченка*

**Адреса видавця та редколегії:** м. Київ, МСП 680, проспект Глушкова, 2А, географічний факультет Київського національного університету імені Тараса Шевченка, кафедра гідрології та гідроекології, Лук'янець Ользі Іванівні (з позначкою “Науковий збірник”).

*Телефон редколегії:* (044) 521-32-29.

*E-mail:* gidrolog@niv.kiev.ua

luko15\_06@ukr.net

## РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

**Хільчевський В.К.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (головний редактор)*;

**Гребінь В.В.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (заступник головного редактора)*;

**Гандзюра В.П.**, доктор біологічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Гопченко Є.Д.**, доктор географічних наук, *Одеський державний екологічний університет*;

**Линник П.М.**, доктор хімічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

**Ободовський О.Г.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Осадчий В.І.**, доктор географічних наук, член-кореспондент НАН України, *Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут МНС України та НАН України*;

**Пелешенко В.І.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Самойленко В.М.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Сніжко С.І.**, доктор географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Тімченко В.М.**, доктор географічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

**Шищенко П.Г.**, доктор географічних наук, член-кореспондент НАН України, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка*;

**Щербак В.І.**, доктор біологічних наук, *Інститут гідробіології НАН України*;

**Яцик А.В.**, доктор технічних наук, академік УААН, *Український науково-дослідний інститут водогосподарсько-екологічних проблем*;

**Лук'янець О.І.**, кандидат географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка (відповідальний секретар)*.

# З М І С Т

## ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

<b>Самойленко В.М.</b> Географічні інформаційні системи: проектування з прикладами з міжнародного гідроекологічного співробітництва.....	8
<b>Цапліна К.М., Лінчук М.І.</b> Основні підходи до оцінки якості води рівнинних водосховищ за вищою водною рослинністю.....	32
<b>Сидоренко М.В.</b> Фітоіндикація як метод визначення гідрологічного режиму ландшафту.....	37
<b>Ємчук Т.В.</b> Оцінка захищеності підземних вод: методологічні аспекти і практичне застосування.....	45

## ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

<b>Лобода Н.С., Гриб О.М., Сіренко А.М.</b> Оцінка припливу прісних вод до Куяльницького лиману.....	51
<b>Смірнова В.Г.</b> Палеорусли в долинах річок України.....	60
<b>Тавров Ю.С., Грищенко В.Ф.</b> Сніголавинний режим Українських Карпат.....	68
<b>Вандюк Н.С.</b> Управління тепловим (термічним) режимом Канівського водосховища.....	74
<b>Василенко Є.В., Дутко В.О., Коноваленко О.С., Данько К.Ю.</b> Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін.....	80

## ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

<b>Кравчинський Р.Л., Хільчевський В.К.</b> Про гідроекологічне районування басейну р. Інгулець.....	88
<b>Іванок Д.В., Самойленко В.М.</b> Комплексна оцінка якості поверхневих вод басейнової геосистеми Десни за критеріями водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості.....	96
<b>Линник П.М., Іванечко Я.С., Линник Р.П., Запорожець О.А.</b> Молекулярно-масовий розподіл гумусових речовин залежно від рН та їхньої концентрації у воді.....	102
<b>Шерстюк Н.П.</b> Прогнозування мінералізації та вмісту головних іонів у воді водойми хвостосховища Північного гірничо-збагачувального комбінату (Кривбас).....	111
<b>Жежеря В.А., Линник П.М.</b> Співіснуючі форми алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю.....	119
<b>Гуляєва О.О.</b> Роль Дністровського гідровузла у формуванні кисневого режиму річки.....	127
<b>Безугла Т.М., Куцевол Н.В., Савицький В.М., Безуглий М.Ю., Гріщенко Л.М.</b> Видалення іонів міді при флокуляції водних $\text{Cu}^{2+}$ -вмісних мінеральних дисперсій у присутності розгалужених поліакриламідів.....	133

<b>Соловей Т.В.</b> Залізо у ґрунтових водах болотних ландшафтів.....	141
<b>Морозова А.А.</b> Особенности формирования гидрохимического режима р. Припять и ее основных правобережных притоков в летне-осенний период.....	150

## ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

<b>Пашкова О.В.</b> Внутрішньосезонна та внутрішньодобова динаміка пелагічного зоопланктону у верхній частині Канівського водосховища.....	158
<b>Плігін Ю.В., Беляєв В.В., Каленіченко К.П., Матчинська С.Ф., Железняк Н.І., Короткевич Т.М.</b> Вплив гострої гіпоксії на стан макрозообентосу Київського водосховища взимку 2009–2010 рр.....	165
<b>Щербак В.І., Задорожна Г.М., Каленіченко К.П.</b> Особливості розвитку літнього фітопланктону в умовах аномального температурного режиму.....	173
<b>Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.</b> Порівняння вмісту вуглеводів і білковоподібних речовин у воді річок басейну р. Прип'яті та Київського водосховища залежно від концентрації гумусових речовин.....	179
<b>Федоненко О.В., Ананьєва Т.В.</b> Еколого-біохімічні показники тканин та органів основних видів хижих риб Запорізького водосховища.....	184

## ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

<b>Уліганець С.І., Кулініч М.Т.</b> Особливості, проблеми і перспективи використання мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України.....	192
--	-----

## ІНФОРМАЦІЯ

Український варіант Універсальної десятикової класифікації (УДК), 2010 р.....	201
Порядок подання і оформлення статей до періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія».....	203

# CONTENTS

## THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

<b>Samoylenko V.M.</b> Geographic information systems: designing with examples from international hydro-environmental cooperation .....	8
<b>Tsaplina K.M., Linchuk M. I.</b> Main approaches to water quality assessment according to higher aquatic plants.....	32
<b>Sidorenko M.V.</b> Phytoindication as a method of identification territorial hydrological mode.....	37
<b>Iemchuk T.V.</b> Assesment of groundwater protection: methodological aspects and practical application.....	45

## HYDROLOGY. WATER RESOURCES

<b>Loboda N. S., Grib O.M., Sirenko A. N.</b> Estimation of inflow of fresh water in Kuyal'nickiy estuary.....	51
<b>Smirnova V.</b> Paleochannels in valleys of Ukranian rivers.....	60
<b>Tavrov Yu.S. , Grishchenko V.F.</b> Snow avalanche conditions of the Ukrainian Karpathians .....	68
<b>Vandiuk N. S.</b> The thermal regime management of the Kanev reservoir.....	74
<b>Vasilenko E., Dutko V., Konovalenko O., Danko K.</b> Features of intra-yearly runoff distribution of Styr River Basin and its changes.....	80

## HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

<b>Kravchinskiy R., Khilchevskiy V.</b> About the hydroecological districting of Ingulets river basin .....	88
<b>Ivanok D.V., Samoylenko V.M.</b> Integrated assessment for surface water quality of Desna River's basin geosystem by criteria of water-quality-parametric-integral stability.....	96
<b>Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zaporozhets O.A.</b> Molecular weight distribution of humic substances depending on pH and their concentration in water.....	102
<b>Sherstyuk N.P.</b> Prognostication of mineralization and maintenance of main ions is in water of pond of repository of waste water of the North mining-concentration combine (Cryvbass).....	111
<b>Zhezherya V.A., Linnik P.N.</b> Speciation of aluminium in water of the Kiliya delta of the Danube River.....	119
<b>Huliaieva O.A.</b> Role of the Dniester hydroelectric complex in oxygen regime formation of river.....	127
<b>Bezugla T.M., Kutsevol N.V., Savitsky V.M., Bezuglyi M.Yu., Grischenko L.M.</b> Cu ions extraction at flocculation of aqueous Cu <sup>2+</sup> -containing mineral dispersion over branched polyacrylamides .....	133
<b>Solovey T.V.</b> Iron in unconfined ground waters of wetlands landscape.....	141
<b>Morozova A.O.</b> The features of forming of the hydrochemical regime Prip'yat' and it basic right-bank branch in a summer-autumn period.....	150

## HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

*Pashkova O.V.*

Inseasonal and indaily dynamics of pelagic zooplankton at the upper part of Kanev Reservoir..... 158

*Pligin Y.V., Belyaev V.V., Kalenichenko K.P., Matchinska S.F.,*

*Zheleznyak N.I., Korotkevych T.M.*

The impact of acute hypoxia upon the macrozoobenthos condition in the Kyiv water-reservoir in winter 2009–2010..... 165

*Shcherbak V.I., Zadorozhna G.M., Kalenichenko K.P.*

Peculiarities of summer phytoplankton development in abnormal temperature condition..... 173

*Osypenko V.P., Vasylichuk T.O., Evtuch T.V.*

Comparison of the protein and carbohydrate contents in water of the Pripjat river basin and Kyiv water reservoir in dependence on the humic substances concentrations..... 179

*Fedonenko E.V., Ananieva T.V.*

Eco-biochemical indexes of tissues and organs of main species of predatory fishes in the Zaporozhian reservoir..... 184

## GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

*Uliganets S.I., Kulinich M.T.*

Features, problems and prospects use of mineral medicinal waters of Dnieper-Donets Artesian Basin in Ukraine..... 192

## INFORMATION

Ukrainian version of the Universal Decimal Classification (UDC), 2010..... 201

The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology»..... 203

УДК 91+004

**Самойленко В.М.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

**ГЕОГРАФІЧНІ ІНФОРМАЦІЙНІ СИСТЕМИ: ПРОЕКТУВАННЯ  
З ПРИКЛАДАМИ З МІЖНАРОДНОГО ГІДРОЕКОЛОГІЧНОГО  
СПІВРОБІТНИЦТВА**

*Ключові слова:* географічна інформаційна система; проектування ГІС; алгоритмічна схема; міжнародне гідроекологічне співробітництво, ГІС "Дунай"

**Стан проблеми.** Повсюдне, об'єктивно зумовлене застосування географічних інформаційних систем (ГІС) у всіх областях географічних знань – гідрології, гідроекології, фізичній географії, геоекології, метеорології, кліматології, геоморфології тощо – потребує чіткого осмислення та визначення змісту та підходів до проектування цих прогресивних систем, незамінних і вельми ефективних для просторового аналізу та моделювання широкого спектра географічних даних. В існуючих розробках, зокрема [2-6], зазначеній проблемі приділено часткову увагу, а проте при цьому відсутній виклад систематизованих і комплексно та логічно поєднаних уявлень щодо процесу проектування ГІС з висвітленням лише окремих аспектів такого проектування [8]. Саме тому, зважаючи на наші праці у царині геоінформаційних технологій і власний досвід участі у проектуванні ГІС міжнародних річкових басейнів Дунаю та Дніпра [1, 7-12], було поставлено завдання обґрунтувати та розробити загальну алгоритмічну схему проектування ГІС, розкривши зміст і дефініції всіх її складників (з прикладами з міжнародного гідроекологічного співробітництва щодо ГІС), чому і присвячено цю статтю.

**Основні результати.** Проектування ГІС як імперативна передумова їхнього наступного функціонування на найвищому щаблі тлумачення цього поняття [1] є вельми складним, як і будь-які технології сучасного проектування та управління проектами. Останні загалом сформували наразі окрему сферу аналітично-предметної діяльності людства [13]. Тому, зважаючи і на те, що ГІС є на сьогодні одними з найбільш комплексних апаратно-програмних засобів, доцільно розглянути *принципові підходи до проектування географічних інформаційних систем*, враховуючи як наші розробки [1, 7-12], так і праці з менеджменту проектів і екологічного менеджменту, окремі дефініції яких було використано.



Отже, **проект** у широкому розумінні (за [13]) – цілеспрямована, орієнтована в часі послідовність, як правило, одноразових, комплексних і нерегулярно повторюваних завдань і дій (заходів або робіт). Проект містить у собі задум (проблему), засоби його реалізації (вирішення проблеми) та отримувані у процесі реалізації результати. Загалом у проекті розрізняють *етапи*: підготовки (планування та розробки) проекту, реалізації проекту, а також пост-проектний етап. У даній же праці дефініція "*проекткування ГІС*" ототожнюється саме із зазначеним першим етапом – *підготовки (планування та розробки) проекту ГІС*.

Таким чином, *проекткування ГІС у цілому* (син. тут – *підготовка проекту ГІС*) слід розуміти як *процес обґрунтування та формування уявлень і розробки відповідної технічної та технологічної документації щодо ключових складників ГІС* (див. нашу працю [1]), *спрямований на стратегічно-документальне забезпечення кінцевого створення ГІС як апаратно-програмного комплексу та інформаційної основи певної предметної просторової області*.

З таких позицій *загальна алгоритмічна схема проектування ГІС* (рис.1) містить:

1) **суб'єктів проектування ГІС**, до яких відносяться: замовник проекту; власне проектант; інші суб'єкти, що залучаються до загального процесу проектування замовником і/або проектантом;

2) **об'єкти проектування ГІС**, якими в даному випадку є: майбутні (потенційні) користувачі ГІС; просторові дані та їхні бази (предметна область ГІС); програмне забезпечення (ПЗ) ГІС; апаратне забезпечення (АЗ) ГІС; режими та регламенти роботи (використання) ГІС; проектно-кошторисна документація (власне проект ГІС); розробник ГІС ("реалізатор" проекту ГІС).

3) **процеси та різномірні підпроцеси проектування ГІС** (з проміжними та кінцевими *результувальними продуктами* їхньої реалізації), які у цілому підтримують ідентифікацію та/або створення певних суб'єктів і об'єктів проектування. До таких процесів належать перший, головним чином суб'єкт-суб'єктний, і низка інших, суб'єкт-об'єктних процесів, а саме: установче (ініціальне) проектування ГІС; стратегічне проектування ГІС; проектування програмного забезпечення ГІС; проектування апаратного забезпечення ГІС; експлуатаційне проектування ГІС; завершальне проектування ГІС.

*Зміст установчого (ініціального) проектування ГІС* як процесу формують такі *підпроцеси* першого рівня: 1) ідентифікація основних суб'єктів проектування ГІС; 2) визначення інших суб'єктів такого проектування; 3) розробка плану, графіка та кошторису підготовки проекту ГІС.

*Основними суб'єктами проектування ГІС* є замовник і проектант.

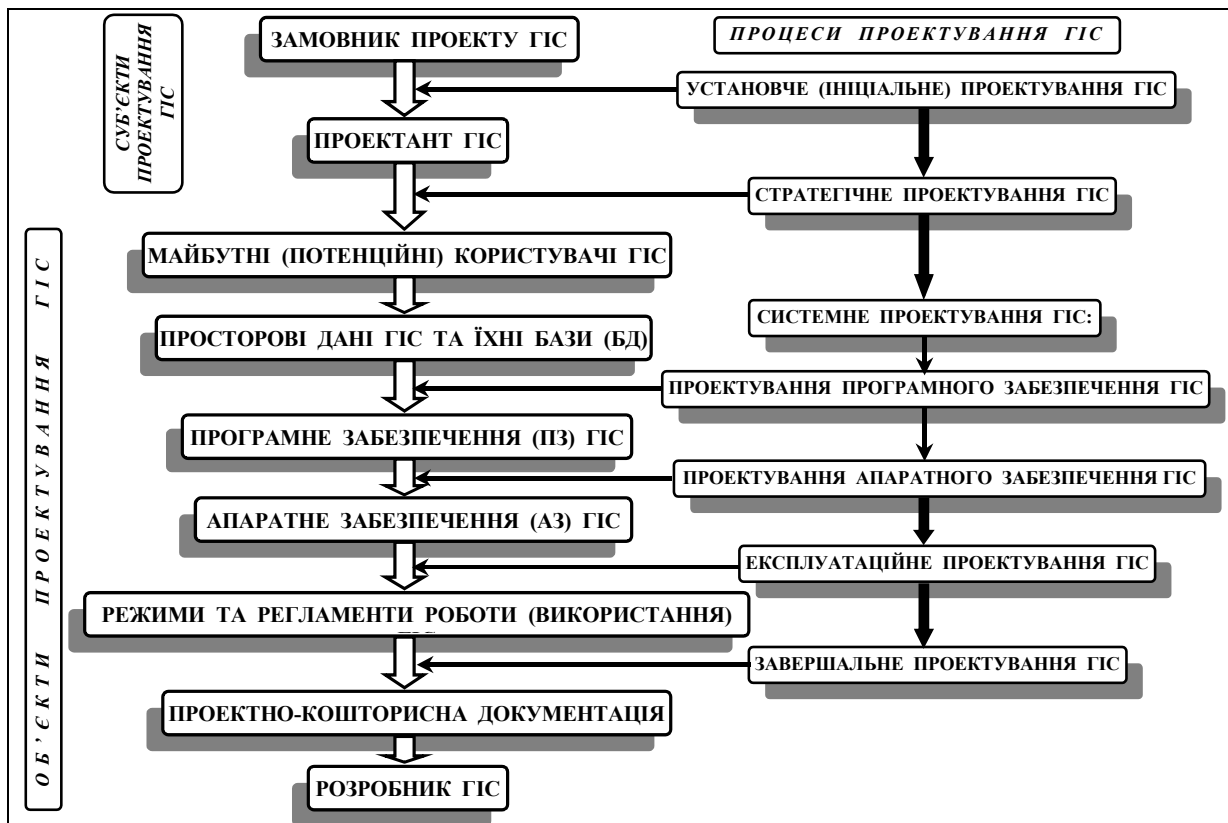


Рис.1. Загальна алгоритмічна схема проектування ГІС

**Примітка.** Процеси проектування програмного та апаратного забезпечення через їхній істотний метасистемний зв'язок методично доцільно об'єднувати в гіперпроцес системного проектування ГІС.

**Замовник проекту ГІС** – це одна чи декілька фізичних і/або юридичних осіб, які заінтересовані у реалізації процесу проектування ГІС, спрямовують на це свої та/або залучені чи доручені капітали (інвестують проектування) та є власниками (інколи співвласниками) проекту ГІС (як і, досить часто, результатів його реалізації).

Подекуди окремо вирізняють **інвестора проекту ГІС**, тобто суб'єкта проектування, який безпосередньо вкладає свої капітали у цей процес з метою отримання прибутку. При цьому можливими є ситуації, коли: 1) за інвестора та замовника проекту править одна і та сама особа (особи); 2) інвестором і замовником є різні особи, правові, організаційні і ін. відношення між якими та іншими суб'єктами проектування регламентуються спеціальними угодами тощо.

Також інколи оперують, по-перше, з терміном "**спонсор проекту ГІС**", якого, у різних конкретних випадках, можна ототожнювати і з замовником проекту, і з його замовником-інвестором або інвестором, у т.ч. "безприбутковим" або "додатковим", тощо. По-друге, з огляду на міжнародну систему екологічного менеджменту ([15]), застосовним є і термін "**бенефіціарій проекту ГІС**" – фізична та/або юридична особа (особи), яка отримує вигоду або користь (не обов'язково матеріальну) від певного проекту.

**Проектант ГІС** – це спеціалізована підрядна проектна організація (фірма), у т.ч. консалтингова та/або інжинірингова, яка забезпечує весь процес розробки проектно-кошторисної документації щодо майбутньої ГІС. Досить часто за проектанта править низка організацій (фірм) і тоді серед них вирізняють **генерального проектанта**, відповідального за координацію та здійснення усього процесу проектування ГІС.

**Визначення інших суб'єктів проектування ГІС**, які залучаються до цього процесу замовником і/або проектантом, здійснюється, передусім, з огляду на те, що *забезпечення підготовки проекту ГІС* у цілому диференціюється на: маркетингове; концептуально-аналітичне; організаційне; інформаційне; матеріально-технічне та технологічне; нормативно-правове, у т.ч. ліцензійне; кадрове; фінансове та інше, включаючи певні поєднання складників цього забезпечення.

Звідси, зважаючи на особливості та відповідні наявні "проектно-забезпечувальні" ресурси замовника та проектанта ([1]), за **інші суб'єкти проектування ГІС** зокрема можуть правити:

1) **консультант**, що як узагальнений термін є однією чи декількома фізичними та/або юридичними особами, які залучаються до підготовки проекту ГІС на контрактних засадах з метою надання консультаційних послуг замовнику та/або проектанту з різноманітних аспектів процесу проектування. Останнє зумовлює і склад консультанта, серед якого можуть бути фахівці (організації) з:

– *маркетингу ГІС*. Вони є дуже важливими для підтримки здійснення маркетингового дослідження насамперед з визначення потреб у майбутній ГІС, її потенційних користувачів і змісту їхніх запитів до ГІС і т.ін. (див. далі);

– *постачання програмного та апаратного забезпечення ГІС*. Вони корисні, зокрема, для вибору таких постачальників цього забезпечення, які гарантуватимуть не тільки адекватний рівень апаратури та програмних засобів, які надаються, а й супровід їхньої імплементації, оновлення, а також, за необхідності, навчання персоналу з експлуатації ГІС тощо;

– *постачання просторових даних для ГІС*. Такі фахівці мають допомогти, насамперед, у визначенні джерел отримання географічно координованих (просторових) даних для предметної області ГІС з огляду як на якість цих даних і можливість модифікації (наприклад перетворення в обрані у ГІС формати тощо), так і на оптимальні вартісні показники зазначеного постачання;

– *розробки прикладних програм ГІС*. Ці суб'єкти, що консультують, важливі при проектуванні для ефективного орієнтування замовника та проектанта ГІС на залучення досвідчених фахівців з програмування, які володіють його сучасними мовами та актуальними інструментаріями візуалізації інформації, у т.ч. *web*-проектування за умови розміщення майбутньої ГІС у глобальній інформаційній мережі;

– *системного та концептуального аналізу ГІС*. Ці суб'єкти проектування ГІС відповідають за підбір системних аналітиків з ГІС, які в змозі

обґрунтувати та контролювати дотримання усіх концептуально-аналітичних засад проектування, а потім і реалізації ГІС;

– *менеджменту проектів* і т.ін. При цьому головним є визначення зі складом *групи управління проектом ГІС* у цілому, яку очолює його керівник (проект-менеджер або топ-менеджер) і яка спільно з останнім являє собою контрактну для замовника групу фізичних або юридичну особу, що організаційно відповідає за планування, контроль за виконанням і координацію усіх робіт з підготовки проекту ГІС і його наступної реалізації;

2) **ліцензіар**, який у даному випадку є узагальненим визначенням *однієї чи кількох фізичних і/або юридичних осіб, що є власниками та/або розпорядниками прав власності (оформлених через патенти, ноу-хау і т.ін.) на продукти, у т.ч. технології, які використовуються при підготовці проекту ГІС*. Тобто ліцензіар, на умовах ліцензійної угоди з ліцензіатом, за який править тут один чи обидва головні суб'єкти проектування ГІС, надає повноваження останньому застосовувати патентні (запатентовані) розробки, ноу-хау і т.ін., потрібні при проектуванні ГІС.

3) **правник**, що також узагальнено уособлює *одну чи декілька фізичних і/або юридичних осіб, які загалом відповідають за нормативно-правове забезпечення всіх складників процесу підготовки проекту ГІС, у т.ч., за необхідності, за оформлення певних результатів проектування ГІС у вигляді патентних розробок і т.ін.*;

4) **банк**, що знову-таки як узагальнений термін являє собою *одну чи декілька банківських установ, покликаних здійснювати безпосереднє фінансове забезпечення всіх компонентів процесу проектування ГІС* через обслуговування поточних бухгалтерських операцій передусім замовника проекту та проектанта ГІС, певне фінансове посередництво щодо останніх, у т.ч. пов'язане з кредитуванням, тощо.

**Примітка.** Слід мати на увазі, що банк чи інша фінансова установа (інвестиційний фонд тощо) може бути і власне замовником (інвестором, спонсором, бенефіціарієм) проекту ГІС, що може дещо змінити функції чи загалом ліквідувати наявність банку як іншого суб'єкта проектування ГІС;

5) **інші можливі суб'єкти**, наприклад референтні представники майбутніх (потенційних) користувачів ГІС, особи, що здійснюють певний незалежний експертний нагляд за процесом проектування і т.ін.

У цілому *кінцевими результувальними продуктами реалізації процесу установчого (ініціального) проектування ГІС* будуть:

1) визначені *замовник проекту ГІС та її проектант*, які відображають обраний варіант схеми менеджменту проекту (див. [1]) через укладення відповідної договірної документації; 2) необхідні *інші суб'єкти проектування ГІС*, залучені до цього процесу на контрактних і інших обумовлених засадах замовником і/або проектантом; 3) *план, графік і кошторис* підготовки проекту ГІС, у т.ч. з ключовими точками контролю їхнього виконання і т.ін.

Проілюструємо деякі вищенаведені положення на прикладі. Так, на початку нинішнього тисячоліття Міжнародна комісія з охорони річки Дунай (надалі скорочено "Дунайська Комісія") на виконання Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу

започаткувала роботи з проектування та створення ГІС **дунайського річкового басейну** (надалі скорочено "ГІС "Дунай"") (див. детальніше наші праці [9, 1]). Наступне функціонування спільної, поєднаної та узгодженої ГІС "Дунай" має на меті насамперед координацію дій між країнами басейну Дунаю та об'єднання існуючих і майбутніх інформаційних ресурсів, що відтворюють водогосподарську та екологічну ситуацію у басейні.

*Замовником проекту* ГІС "Дунай" є країни дунайського басейну в особі Дунайської Комісії, *проектантом ГІС* – експертна група з інформаційного менеджменту та ГІС цієї міжнародної комісії, яка виконує методичні та координаційно-управлінські функції при проектуванні та створенні ГІС, і спеціалізоване австрійське консалтингово-інжинірингове бюро.

Серед низки *спонсорів проекту* – Європейська Комісія Європейського Союзу, Програма розвитку ООН (ПРООН), Глобальний Екологічний Фонд (ГЕФ) тощо.

Наступний *процес стратегічного проектування ГІС*, з одного боку, підтримує взаємопов'язану ідентифікацію таких об'єктів проектування, як **майбутні (потенційні) користувачі ГІС** та її **просторові дані** з їхніми базами, з іншого боку, містить у собі такі *підпроцеси першого рівня*, як: 1) оцінка потреб у ГІС; 2) концептуальне проектування ГІС; 3) проектування баз даних (БД) ГІС.

*Оцінку потреб у ГІС* як підпроцес проектування спрямовано на отримання певних *проміжних результувальних продуктів* його реалізації, які забезпечуються такими *підпроцесами другого рівня*, як: 1) визначення загальної типології майбутньої ГІС; 2) задавання складу майбутніх (потенційних) користувачів ГІС; 3) формулювання можливих запитів цих користувачів до ГІС; 4) створення попереднього переліку необхідних вихідних просторових даних, які відтворюють предметну область ГІС і потрібні для формування відповідних баз даних; 5) окреслення переліку загальних функціональних вимог до ГІС (у т.ч. попередніх сценаріїв її функціонування), які відображають запити користувачів і предметну область ГІС; 6) визначення попереднього переліку прикладних програм, які треба створити і/або адаптувати для програмної підтримки функціональних вимог до ГІС.

Складники *загальної типології майбутньої ГІС* визначаються з огляду на *основну мету* її створення та *класифікаційні ознаки* ([1]), зокрема на віднесення ГІС, що проектується, до: а) *відкритих чи закритих систем*, насамперед зважаючи на можливості доступу до них користувачів, передусім через глобальну мережу; б) *глобальних, регіональних, або локальних систем* з огляду на просторові рівні геоінформаційного картографування; в) *міжнародних, національних, корпоративних* і т.ін. систем, зважаючи передусім на замовника ГІС тощо.

**Задавання складу майбутніх (потенційних) користувачів ГІС** потребує окремого спеціального дослідження та може здійснюватися: а) *імперативно* з огляду на мету створення та певні вищезазначені типологічні особливості ГІС, що проектується, насамперед на територіальне охоплення та власника ГІС; б) в результаті відповідних *професійно-соціологічних і маркетингових досліджень*, зважаючи на те, що проектування та створення сучасної ГІС досить витратна справа і принцип "створення системи задля її

створення" тут є неприйнятним, позаяк майбутня ГІС має бути зорієнтована на абсолютно конкретних користувачів, у т.ч. які можуть ними стати у майбутньому.

Так, по-перше, згадана у попередньому прикладі ГІС "Дунай", проектувалася як міжнародна, регіональна та відкрита система. Вона у цілому уявлялася як ефективний відкритий інформаційний засіб обміну просторовими даними, що віддзеркалюють потреби загальнобасейнового управління щодо Дунаю. ГІС "Дунай" мала стати міжнародною власністю та внеском всіх держав басейну, який буде підтримувати досягнення цілей Дунайської Конвенції (1994 р., [1, 9]), поліпшуючи планування та управління, з адаптацією до змінних потреб цих держав. Потенційними користувачами ГІС "Дунай" було визначено: внутрішніх користувачів Міжнародної комісії з охорони річки Дунай (експертні органи, Постійний Секретаріат); країн-членів Дунайської Комісії, у т.ч. їхніх повноважних представників у Постійному Комітеті цієї комісії; зовнішніх користувачів, що підтримують мету створення та цілі Дунайської Комісії, включаючи громадськість; органи та інші країни Європейського Союзу.

**Формулювання можливих запитів майбутніх (потенційних) користувачів до ГІС** є наслідком, з одного боку, типізації ГІС, а з іншого – визначення складу цих користувачів. Тому, дотримуючись принципу про те, що користувача більше цікавить, що він отримає від ГІС, ніж те, як буде забезпечено, зазначене формулювання, як правило, здійснюється: а) *за логічно-аналітичними побудовами* з огляду на цільове призначення майбутньої ГІС, з урахуванням у т.ч. імперативних "загальносистемних" запитів, які відповідають технологічному рівню ГІС і програмного інструментарію, який буде використано для її створення; б) як і при визначенні користувачів ГІС, *на основі спеціальних професійно-соціологічних і маркетингових досліджень*, які досить часто містять у собі опитування референтних представників майбутніх користувачів насамперед щодо процедур і *просторово-інформаційних (син. геоінформаційних) продуктів*, на які вони очікують від ГІС, тощо.

Наприклад, у результаті відповідного дослідження та аналізу було визначено, що групи запитів користувачів до ГІС "Дунай" з відповідною їхньою деталізацією мають забезпечувати: 1) складання звітів щодо реалізації Водної Рамкової Директиви ЄС; 2) погодження шляхів менеджменту річкового басейну Дунаю, насамперед через структуру Дунайської Комісії; 3) прийняття стратегічних рішень з охорони довкілля в басейні; 4) наукові дослідження та підтримку навчального процесу; 5) інформування широкої громадськості щодо екологічної ситуації у басейні.

**Створення попереднього переліку необхідних вихідних просторових даних**, які потрібні для подальшого формування відповідних баз даних (БД) ГІС, здійснюється, зважаючи на таке.

По-перше, визначається область, що вивчається за допомогою геоінформаційної системи, – **предметна область ГІС**, яка *окреслює інформаційний простір проектування ГІС і типи об'єктів зазначеної області*, вихідні просторові дані щодо яких (з їхньою позиційною та атрибутивною частиною) є необхідними для створення БД ГІС, зважаючи передусім на потреби її користувачів.

Наприклад, предметну область ГІС "Дунай" було задано спеціальним керівництвом (див. [9, 6]).

По-друге, при проектному визначенні необхідних просторових даних для ГІС враховуються **загальні критерії ефективності інформаційного базису** майбутньої ГІС (див. [10, 11]), а саме: а) *метасистемна та методична однорідність отримання інформації*, у т.ч. з дотриманням відповідних міжнародних стандартів; б) *критеріальна однорідність якості інформації*; в) *сполучність інформації* як наслідок дотримання перших двох критеріїв, яка ідентифікується мірою здатності ГІС накопичувати та формувати однорідні просторові бази даних з різних джерел надходження останніх; г) *загальна інформативність базису*, яка відповідає ступеню охоплення інформацією всіх процесів, що визначають стан об'єктів предметної області ГІС; д) *оперативність інформаційного базису*, яка визначається потенційними можливостями застосування інформаційно-комунікаційних засобів своєчасного та повного отримання, трансформації, фільтрації та оцінки вихідних просторових даних (наприклад даних дистанційного зондування і т.ін.) і підготовки їх до тематичного узагальнення згідно з метою створення ГІС; е) *достовірність інформації* з додатковим зваженням на майбутню можливість постійного контролю цієї достовірності і урахування надійності та репрезентативності джерел інформації.

По-третє, при складанні переліку вихідних просторових даних для ГІС беруться до уваги **джерела та способи отримання і/або постачання** таких даних (див. [1, 12]) і **їхній вид** (формати, мірило, актуальність, необхідність трансформації чи адаптації тощо) з урахуванням територіального та функціонального охоплення та обсягу та вартості даних, а також можливості зазначеного отримання та/або постачання: а) на *нерегулярній основі*, тобто одноразово при створенні ГІС; б) на *регулярній основі*, тобто в перспективі функціонування ГІС, що досить часто регламентується спеціальними документами щодо майбутнього обміну чи постачання інформації у ГІС.

За основні джерела вихідних просторових даних для використаної для прикладу міжнародної ГІС "Дунай" правила (див. [1, 9]): а) т.зв. Євроглобальні карти, які є власністю міжнародної європейської організації *EuroGeographics* і були використані як опорні для тематичних карт; б) цифрові тематичні дані країн-членів Дунайської Комісії у заданому проектантом ГІС "Дунай" вигляді; в) інші цифрові дані низки відповідних європейських проектів тощо. Джерелами отримання просторових даних для ГІС можуть бути також, по-перше, *ресурси глобальної інформаційної мережі* (див. [16]), а, по-друге, геодані, що входять до складу програмного інструментарію для створення ГІС, інколи певним чином поєднані з даними в глобальній мережі (наприклад пакети "Data" з сім'ї програмних ГІС-пакетів *ArcGIS* компанії *ESRI Ltd.* тощо див. [1]).

Визначені запити користувачів до ГІС, що проектується, та предметна область цієї системи дозволяють у перейти у першому наближенні до **окреслення переліку загальних функціональних вимог до ГІС, у т.ч. попередніх сценаріїв її функціонування.**

Під такими **сценаріями** у даному випадку в цілому розуміється *тематичний і фрагментарний розподіл просторових даних ГІС і способів їхнього отримання, обробки, узагальнення, аналізу та відтворення за запитам користувачів за функціональними можливостями різнорівневих і різних за призначенням адекватних програмних засобів ГІС.*

При формулюванні ж загальних функціональних вимог до ГІС, що проектується, передусім зважають на: а) наявність *загальносистемних вимог*, які відповідні вимогам до ГІС як системи апаратно-програмних засобів; б) існування *спеціальних вимог*, пов'язаних зі сценаріями функціонування та геоінформаційними процедурами (операціями), визначеними безпосередньо головною метою та завданнями розробки ГІС; в) наявність чи відсутність *певних критичних структурних блоків (модулів) ГІС* (див. [1, 12]), зокрема блока моделей (моделювання), у т.ч. з визначенням змісту та функцій цього блока, а також, що вельми важливо, блока оцінювання та прийняття рішень, у т.ч. з окресленням вигляду цього блока – уявного чи явного; г) *логічну послідовність процедур*, які мають виконуватися майбутньою ГІС і забезпеченість кожного етапу (кроку) цих процедур потрібними просторовими даними у належному для цього вигляді; д) формулювання уявлень про *графічний інтерфейс користувача ГІС* з огляду на конкретні групи таких користувачів і їхні особливості; е) розміщення ГІС, що проектується, у глобальній, регіональній чи локальній *інформаційній мережі* або комбінації мереж (усі – відкритого чи корпоративного типу і т.ін.) з передбаченням, за потреби, застосування засобів *web-проектування ГІС* тощо.

**Визначення попереднього переліку прикладних програм**, які потребують створення та/або адаптації для програмної підтримки функціональних вимог до ГІС, проводиться, зважаючи на: а) *власне зазначені вимоги*, що віддзеркалюють потреби користувачів у певних просторово-інформаційних (геоінформаційних) продуктах і оперуванні з ними; б) *програмний інструментарій*, який потенційно може бути покладений в основу роботи майбутньої ГІС, у т.ч. СУБД ГІС тощо, враховуючи певні типологічні ознаки цього інструментарію (див. [1]), його можливу комплектацію та міру необхідності адаптації, зміни та доробки для деяких нестандартних процедур і задач ГІС, що проектується, і т.ін.; в) *інші типи програмного забезпечення*, у т.ч. "додаткові" СУБД, які слід буде використати для реалізації сценаріїв функціонування ГІС; г) *технологічно-профільований інструментарій*, необхідний для ГІС при її розміщенні в інформаційній мережі певного типу тощо.

Підпроцес процесу стратегічного планування ГІС – оцінка потреб у ГІС, принципові складники якого було розкрито вище, більшою мірою зорієнтовано на ідентифікацію конкретних потенційних користувачів як об'єкта проектування ГІС і їхніх потреб, і відносно меншою – на просторові дані саме у вигляді їхніх баз як проектного об'єкта. Такий підпроцес до того ж у цілому відображає, як правило, хоч і вельми корисні, але часткові відповідні уявлення щодо майбутньої ГІС.

Тому, наступний, вже більш "модельно-узагальнювальний" першорівневий підпроцес – **концептуальне проектування ГІС** – містить у собі низку підпроцесів другого рівня з відповідними проміжними результатами їхньої реалізації, а саме такі *підпроцеси*, як: 1) систематизація часткових уявлень щодо ГІС; 2) об'єднання таких часткових уявлень; 3)



порівняння загального уявлення щодо ГІС з обмеженнями на її створення; 4) врахування помилок проектування ГІС; 5) ідентифікація структури та архітектури ГІС і концептуальної структури її баз даних.

**Систематизація часткових уявлень щодо ГІС** базується на узагальненні результатів оцінки потреб у ГІС і має на меті: а) відстежити та проаналізувати *відношення* між кожним майбутнім (потенційним) користувачем ГІС і процедурами (операціями) та просторово-інформаційними продуктами, на які він очікує при роботі з майбутньою ГІС; б) створити *для формалізації* щойно зазначених *відношень*: або **вихідну матрицю рішень щодо системи** (див. [2]) у двох варіантах за змістом першого вертикального стовпчика та першої горизонтального рядка матриці: "користувач – процедури ГІС" і "користувач – продукти ГІС"; або **вихідне "дерево рішень" щодо системи** – графічну модель (граф, див. нашу працю [11]), гілки якої поєднують конкретних користувачів з відповідним набором потрібних їм процедур ГІС або її просторово-інформаційних продуктів.

**Об'єднання часткових уявлень щодо ГІС:** а) здійснюється для отримання **загального уявлення щодо ГІС**, у т.ч. шляхом змістовного групування її бажаних операцій і продуктів і визначення з них найбільш важливих і актуальних для більшості користувачів; б) виконується за допомогою побудови: або **узагальненої матриці рішень щодо системи** (див. [2]); або **узагальненого "дерева рішень" щодо системи** (див. [11]).

Визначені при систематизації та об'єднанні часткових уявлень користувачів щодо ГІС *пріоритети* у процедурах і інформаційно-просторових продуктах цієї системи порівнюються на предмет відповідності з головною метою створення ГІС. При цьому *можливі протиріччя* між частковими уявленнями, а інколи і певними складниками загального уявлення щодо ГІС і метою її створення можуть бути подолані шляхом проведення: додаткової експертизи, модифікації та навіть перевизначення часткових уявлень; ітерацій об'єднання часткових уявлень у групи.

**Порівняння загального уявлення щодо ГІС** (узагальнених потреб користувачів у ГІС) з **обмеженнями на її створення** здійснюється з огляду на необхідність:

1) *типізації обмежень* на створення ГІС, які можуть бути диференційовані на *обмеження*: а) *вартісні*, передусім задані замовником проекту ГІС стосовно загальної вартості створення ГІС; б) *часові*, пов'язані з лімітуванням тривалості розробки майбутньої ГІС у цілому або тривалості постачання даних чи отримання модельних рішень і т.ін., потрібних для створення ГІС, а також часу, необхідного для підвищення кваліфікації наявного у замовника персоналу, що обслуговує інформаційні системи, тощо; в) *організаційно-технологічні*, що визначаються, наприклад, наявним у замовника типом апаратного та, інколи, програмного забезпечення та вже згаданим рівнем кваліфікації персоналу за умови відмови замовника від істотної модифікації цього забезпечення чи підвищення такого рівня; г) *іншого характеру*, спричинені певними корпоративними та тими, що

пов'язані з членством в об'єднаннях чи асоціаціях, і ін. інтересами замовника проекту ГІС;

2) попередньої оцінки вартісних обмежень, що можуть зумовлюватися лімітуванням витрат при розробці ГІС (які розподіляються на початкові інвестиції та експлуатаційні витрати) на: а) придбання необхідних просторових даних, у т.ч. одноразове при створенні ГІС і/або як оплата за перспективне регулярне постачання інформації у ГІС (див. вище); б) придбання апаратного та програмного забезпечення та їхній супровід при створенні та експлуатації ГІС; в) навчання та оплати праці персоналу, який експлуатуватиме майбутню ГІС; г) обладнання приміщень і інших інфраструктурних елементів, які необхідні для "фізичної" роботи ГІС як апаратно-програмного комплексу тощо;

3) виявлення можливої віддачі (зиску, прибутку) від реалізації ГІС, яка може зумовлюватися: а) більшою ефективністю нових методів геоінформаційного аналізу та моделювання просторових даних ("з майбутньою ГІС") у порівнянні з методами, що застосовувалися раніше ("без такої ГІС"); б) продукуванням більш прогресивних і якісних просторово-інформаційних продуктів і геоінформаційних послуг некомерційного характеру; в) створенням і застосуванням передових геоінформаційних технологій і продуктів, які можна постачати на комерційній основі іншим організаціям і т.ін., включаючи продаж послуг і передачу знань і досвіду, пов'язаних з проектуванням, створенням і експлуатацією ГІС; г) більш високою якістю підтримки рішень, які приймаються за допомогою ГІС (що досить часто можна оцінити лише після досить тривалого періоду використання створеної ГІС); д) іншими перевагами некомерційної природи, які стосуються організації, що безпосередньо експлуатуватиме ГІС, і можуть виявитися у покращенні її організаційної структури та функціонування, інформаційно-мережної комунікації та й загалом іміджу та внутрішньої та зовнішньої ділової активності тощо;

4) аналізу зіставності уявлень щодо ГІС з невартісними обмеженнями з коригуванням і/або пошуком інших проектних рішень, що розв'язують часові, організаційно-технологічні та інші проблеми створення ГІС;

5) аналізу зіставності уявлень щодо ГІС з вартісними обмеженнями у контексті традиційного аналізу "витрати – зиск (прибуток)" (див. [13]) з коригуванням і/або прийняттям альтернативних проектних рішень, спрямованих на врегулювання конфліктних ситуацій, які не дозволяють збалансувати узагальнені потреби користувачів ГІС і обмеження на її розробку. Такого балансу може бути досягнуто за рахунок: а) присвоєння певних ієрархічних пріоритетів у співвідношенні компонентів узагальненої матриці або "дерева рішень" щодо системи (див. вище) та вартості цих компонентів, як і ГІС у цілому; б) пошуку, на основі щойно зазначеної ієрархії, альтернативних проектних рішень або щодо менших за вартістю підходів, або щодо відмови від певних потреб користувачів ГІС чи зниження їхнього рівня, або щодо збільшення вартості розробки ГІС (вирішується виключно за погодженням із замовником проекту ГІС).

Досить часто, передусім для екологічних, у т.ч. гідроекологічних проектів, що мають "непрямий" прибутковий характер, і деяких інших проектів, результати аналізу "витрати – прибуток" не є визначальними для прийняття рішень щодо об'ємів фінансування створення ГІС, у т.ч. коли замовник проекту зважає насамперед на непрямий або той, що виявиться у далекій перспективі, матеріальний (фінансовий) чи нематеріальний (нефінансовий) зиск від операцій і продуктів майбутньої ГІС і т.ін.

**Урахування помилок проектування ГІС** є важливим допоміжним і супутнім підпроцесом другого рівня у першорівневому підпроцесі концептуального проектування ГІС, як загалом і у всьому процесі підготовки її проекту. Ідея такого врахування базується на тому, що можливим є застосування *двох типів моделей проектування ГІС* ([2]), використання першої з яких власне і спричинює виникнення зазначених помилок, а другої – навпаки, запобігає їхньому виникненню. При цьому мова йде про:

а) т.зв. *лінійну модель проектування ГІС*, за якої майбутні користувачі ГІС практично повністю ізолюються від загального процесу її проектування, починаючи з підпроцесу концептуального проектування. Це може призвести, не дивлячись навіть на наявність попередньої оцінки потреб у ГІС, до підготовки проекту системи, яка все рівно не буде безпосередньо відповідати потребам і насамперед технологічним можливостям конкретних користувачів ГІС – або за рахунок "надмірності" функцій системи, або внаслідок обмеженості таких функцій;

б) т.зв. *спіральну модель проектування ГІС*, коли неперервне вивчення системи (удосконалювання уявлень щодо ГІС) немовби "просуває" її проектування. Таке є можливим за умови, що майбутні користувачі ГІС або їхні референті представники є об'єктом консультацій для проектанта ГІС і при наступних за оцінкою потреб у ГІС процесах і підпроцесах її проектування, зокрема тих, що підтримують ідентифікацію програмного та апаратного забезпечення і, особливо, режиму та регламенту роботи ГІС. Це дозволяє майбутнім конкретним користувачам ГІС, хай частково, але корисно, спрямовувати процес проектування системи, що дозволяє уникнути істотних помилок цього проектування та забезпечує у майбутньому можливість ефективної модифікації створеної ГІС відповідно до потреб користувачів, які можуть функціонально зрости і т.ін.

**Ідентифікація структури та архітектури ГІС і концептуальної структури її баз даних** як останній другорівневий підпроцес у концептуальному проектуванні ГІС виконується з огляду на те, що при цьому:

1) формується уявлення щодо *структури ГІС*: а) за особливостями майбутньої реалізації основних структурно-функціональних підсистем ГІС (див. [1, 12]), а саме підсистем постачання та введення просторових даних, їхнього формування та вибірки, аналізу, у т.ч. модельного, цих даних і виводу результатів такого аналізу; б) за специфікою блочної (модульної) схеми ГІС (див. [1]), з особливою увагою до уявлень щодо графічного інтерфейсу користувача (враховуючи міру його "стандартності" чи "унікальності"), функцій блока математично-картографічних моделей і принципів підтримки прийняття рішень за допомогою ГІС;

2) визначається **загальна архітектура ГІС**, більш широко розуміючи під нею *загальну організацію зв'язку елементів* вже *апаратно-програмного комплексу ГІС* з урахуванням її просторових БД і користувачів, а також роботи ГІС у обраних інформаційних мережах, типу зазначеної архітектури (розподілена, централізована і т.ін.) тощо;

3) ідентифікується *концептуальна структура БД ГІС*: а) з використанням у якості принципу побудови БД, як правило, структурно-категорійного ланцюжка "тематичний блок (розділ) – субблок (підрозділ) – елемент (субелемент) субблока (показник предметної області ГІС)" і/або принципово аналогічної структури "тематична карта – основні шари ГІС, які її формують, – шари ГІС, які підтримують основні її шари і т.ін."; б) дотримуючись адекватності блоків (розділів) чи тематичних карт БД узагальненим запитам користувачів 1-го рівня, субблоків (підрозділів) чи основних шарів тематичних карт – підрівням таких запитів тощо; в) відповідно деталізуючи схеми структури графічного інтерфейсу користувача ГІС.

Наприклад, по-перше, загальна архітектура призначеної для роботи у глобальній і корпоративній регіональній інформаційній мережі міжнародної ГІС "Дунай" при концептуальному проектуванні мала вигляд, наведений на рис.2 (робоча мова версії в Інтернеті – англійська).

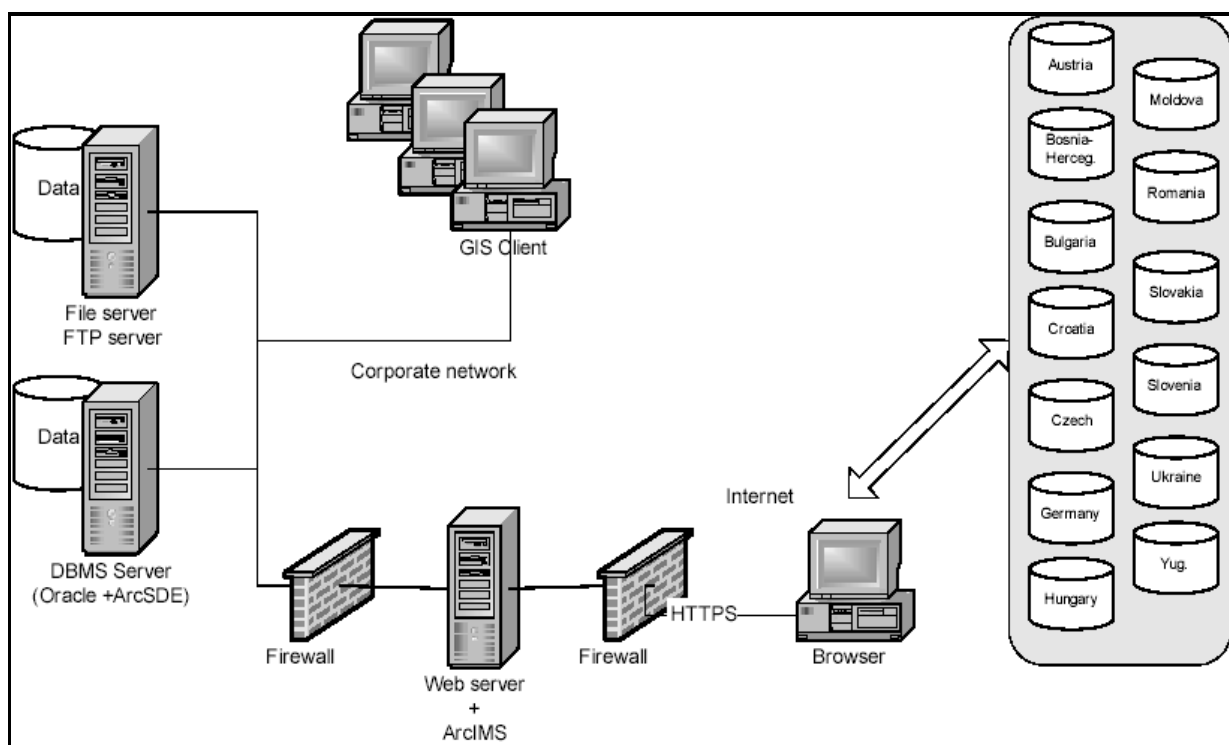


Рис.2. Загальна архітектура ГІС "Дунай" (див .детальніше у [1])

По-друге, у міжнародній ГІС "Дунай" загальну концептуальну структуру її БД, зважаючи на керівний документ "Імплементация ГІС-елементів Водної Рамкової Директиви" ([6]), було зорієнтовано на певний набір тематичних карт і шарів ГІС, зокрема таких, як (див. також [17]):

1) карта "Огляд району річкового басейну" з шарами "Район річкового басейну", "Річковий басейн і суббасейни" та "Головні річки"; 2) карта "Компетентні органи (управління басейном)" з шаром з інформацією щодо зон впливу зазначених органів; 3)

карта "Категорії поверхневих водних об'єктів" з шаром із спеціально закодованими річками, озерами, прибережними водами тощо; 4) карта "Типи поверхневих водних об'єктів" з однойменним шаром і шаром "Екорегіони" (географічні регіони, вирізнені у Водній Рамковій Директиві); 5) карта "Підземні водні об'єкти" з однойменним шаром; 6) карта "Мережа моніторингу поверхневих водних об'єктів" з шарами, що відображають місцезнаходження та атрибути пунктів моніторингу за його типами; 7) карта "Екологічний стан і екологічний потенціал поверхневих водних об'єктів" з шарами щодо, відповідно, стану та потенціалу зазначених об'єктів, а також окремим шаром щодо об'єктів з поганим станом; 8) карта "Хімічний стан поверхневих водних об'єктів" з однойменним шаром; 9) карта "Стан підземних вод" з такими шарами щодо цих вод, як "Кількісний стан", "Хімічний стан" і "Тенденції забруднення"; 10) карта "Моніторинг підземних вод" з шарами за типами цього моніторингу; 11) карта "Території, що охороняються" з шарами за типами таких територій; 12) карта "Стан територій, що охороняються" з однойменним шаром; 13) опорна (допоміжна) карта з різноманітними шарами, які містять інформацію щодо адміністративно-територіального устрою, рельєфу, населених пунктів, транспорту і т.ін.

Завершує стратегічне проектування ГІС безпосередньо зорієнтований на просторові дані як об'єкт проектування власне *підпроцес проектування баз даних* (БД) ГІС, який містить у собі, враховуючи відповідні продукти, що будуть створені, *другорівневі підпроцеси*: 1) розробки загальної (узагальненої) моделі даних ГІС; 2) задавання системи координат і проекції для ГІС; 3) визначення вимог до метаданих ГІС; 4) формулювання принципів кодування просторових даних; 5) оцінки якості інформації, що надходитиме до БД ГІС; 6) визначення норм постачання (обміну) даних і їхнього перетворення та синхронізації; 7) обрахунків уточненої кількості потрібних даних із визначених конкретних джерел їхнього отримання та вартості створення БД ГІС.

**Розробка загальної (узагальненої) моделі даних ГІС** проводиться, виходячи з того, що така модель на основі концептуальної структури (див. вище) відтворює *логічну структуру баз даних ГІС*, тобто визначає: а) моделі *логічних зв'язків* між компонентами концептуальної структури БД ГІС (приклад на рис. 3); б) основний *тип* (або *схему*) БД ГІС; в) конкретні *багатошарі моделі даних ГІС* з урахуванням їхніх геометричних і топологічних відношень; г) *шаблони атрибутивної частини* просторових даних БД ГІС; д) *формати* (опис) і *стандарти* просторових і непросторових даних (файлів) БД ГІС, які подаються у вигляді шарів ГІС, тексту, таблиць, графіки тощо, у т.ч. з можливістю обміну (передавання) такими даними (див. приклад у [10]); е) підходи до організації *зв'язку* позиційної та атрибутивної інформації і т.ін.

**Задавання системи координат і проекції** для майбутньої ГІС: а) принципово визначається розробленою *логічною структурою* БД ГІС і основним *призначенням* системи (приклад на рис.4); б) істотно залежить від *регіону*, для якого проектується ГІС, її *предметної області*, майбутніх *користувачів* і *доступних просторових даних*; в) передбачає додаткове урахування *робочого мірила* основних цифрових карт і шарів ГІС, що є наслідком визначення рівня детальності (генералізації) та просторового розрізнення їхньої інформації тощо.

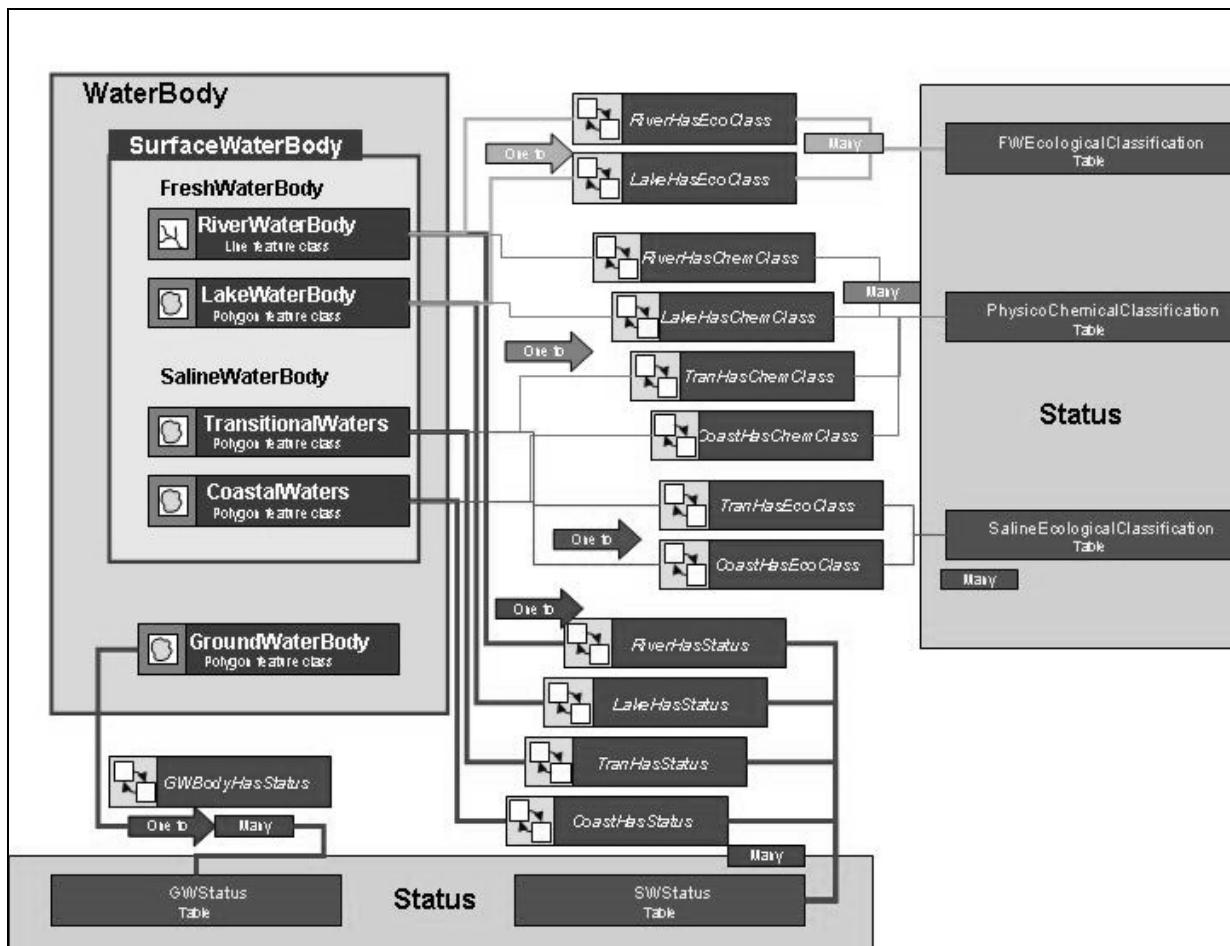


Рис.3. Приклад моделі логічних зв'язків між шарами карт водних об'єктів (англ. *Water Body*) і їхнього стану (англ. *Status*) у ГІС "Дунай" (див. [9, 6])

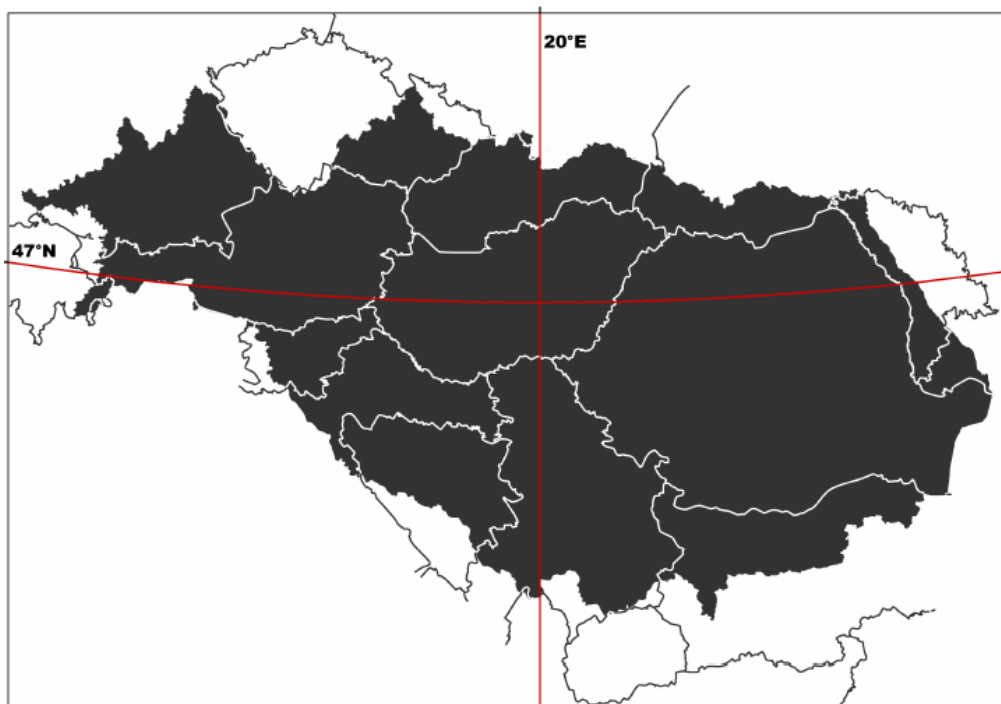
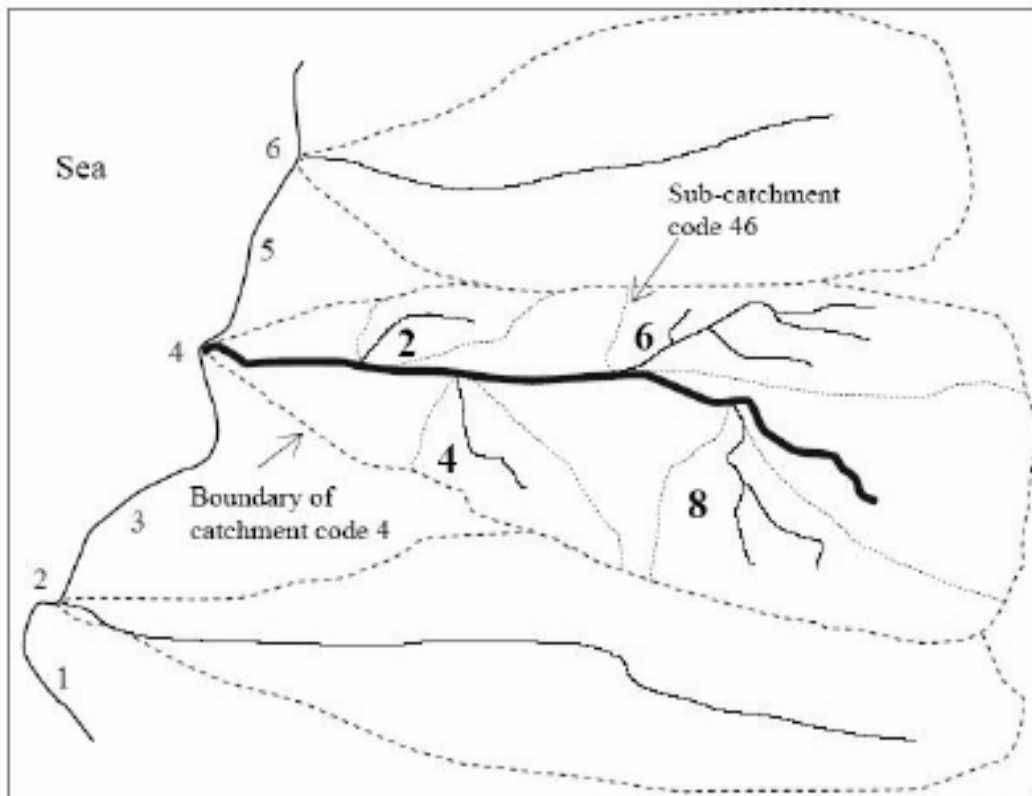


Рис.4. Приклад подавання території міжнародного басейну Дунаю в прийнятій у ГІС "Дунай" азимутальній рівновеликій проекції Ламберта (система координат *ETRS89*) (див. [1, 9])

**Визначення вимог до метаданих ГІС** проводиться, орієнтуючись насамперед на вимоги міжнародного стандарту *ISO 19115* (див. [1]), зокрема щодо: а) обов'язкових та обумовлених *розділів метаданих*, змісту цих розділів і складу їхніх елементів; б) *мінімального набору метаданих*, необхідного для підтримання їхнього застосування; в) *допоміжних елементів* метаданих, які дозволяють, за необхідності, здійснювати більш детальний опис просторових даних; г) *методів розширення метаданих* для спеціалізованих потреб створення ГІС.

**Формулювання принципів кодування просторових даних** здійснюється з огляду на: а) застосування при кодуванні принципу орієнтування на ознаки просторових об'єктів предметної області ГІС (т.зв. *кодування ознак*) з урахуванням, передусім, концептуальної структури БД ГІС (приклад на рис.5); б) необхідність присвоєння *унікальних кодів* кожному елементу предметної області ГІС, враховуючи, за наявності, потребу у такій унікальності на різних інформаційних рівнях ГІС (наприклад, міжнародному, національному і т.ін.); в) спрямування кодування на *полегшення обміну даними* та спрощення формування централізованих запитів до БД ГІС при децентралізованій її структурі тощо.



**Рис.5. Приклад реалізації принципу кодування басейнів головних річок (англ. *catchments of main rivers*) та їхніх суббасейнів (англ. *sub-catchments*), застосований при проектуванні ГІС "Дунай" ([9, 6])**

Під час **оцінки якості інформації**, що надходить до БД ГІС: а) визначається *походження вихідної інформації*, що обрана для створення БД ГІС, передусім за метаданими постачальників цієї інформації; б) тестуються

*елементи якості* зазначеної вихідної інформації, а саме її: *по-перше*, повнота, зважаючи на репрезентативність і вади щодо "завершеності"; *по-друге*, логічна узгодженість, що містить у собі концептуальну узгодженість, узгодженість предметної області, а також узгодженість топологічних характеристик і форматів даних; *по-третє*, абсолютна та відносна позиційна точність; *по-четверте*, тематична точність, яка відображає коректність класифікаційних побудов щодо інформації.

При визначенні норм постачання (обміну) даних і їхнього перетворення та синхронізації зважають, зокрема, на (детальніше аспект обміну даними розкрито далі щодо режиму та регламенту роботи ГІС): а) обумовлені *стандарти* (див. [1]) і *протоколи* (див. рис.2) *постачання та обміну даними* у ГІС, насамперед при застосуванні певних інформаційних мереж; б) необхідні способи та строки *перетворення, коригування, у т.ч. позиційної гармонізації, та уніфікації* різнорідної вихідної інформації, що буде накопичена з різних джерел *при формуванні* БД ГІС; в) потрібні способи *перетворення та коригування, у т.ч. позиційної гармонізації, даних*, що будуть надходити *при функціонуванні та розвитку* БД ГІС (наприклад даних дистанційного зондування, ДДЗ, тощо) з урахуванням реальних інформаційних потоків вихідної інформації, у т.ч. у відповідних моніторингових системах і т.ін.; г) належну *синхронізацію різних інформаційних рівнів* ГІС (за наявності) та можливість перманентного нарощування об'ємів і коригування номенклатури та якості інформації БД ГІС при їхній модифікації тощо.

**Обрахунки кількості потрібних даних та вартості створення БД ГІС** як другорівневий підпроцес проектування цих баз спрямовано на: а) обчислення *уточненої кількості та номенклатури* потрібних для БД даних із визначених конкретних джерел їхнього отримання; б) відповідну результувальну оцінку *вартості формування* БД ГІС.

Увесь процес стратегічного проектування ГІС завершується створенням власне **стратегічного плану розробки ГІС** як кінцевого продукту, який: а) *об'єднує та узагальнює проміжні результувальні продукти* всіх розглянутих вище підпроцесів-складників (оцінки потреб у ГІС, її концептуального проектування та проектування БД ГІС); б) містить попередній *часовий графік* створення ГІС.

Примітка. Із змістом стратегічного плану розробки міжнародної ГІС "Дунай", досвід створення якої використовується для прикладів, можна детально ознайомитися у нашій праці [9].

Наступний **гіперпроцес системного проектування ГІС** є синергічним поєднанням двох процесів – проектування програмного та апаратного забезпечення ГІС.

Перший з них, ***процес проектування програмного забезпечення (ПЗ) ГІС***, містить у собі, теж враховуючи створення відповідних продуктів, такі підпроцеси першого рівня, як: 1) розробка моделі потреб у прикладних програмах; 2) визначення конфігурації ПЗ і технічних вимог (умов) до модулів ПЗ; 3) формування архітектури ПЗ; 4) дослідницький огляд і вибір



існуючого готового програмного інструментарію, потрібного для функціонування ГІС; 5) визначення остаточного переліку та підходів до розробки програм, що мають бути адаптовані, змінені чи створені для ГІС; 6) розробка плану тестування ПЗ, що буде створене.

**Розробка моделі потреб у прикладних програмах** (див. [2] ) має: а) спиратися на *модельне узагальнення* попередніх результатів, зокрема щодо об'єднання часткових уявлень щодо ГІС (див. вище); б) бути заснована на *спільному оперуванні* із загальною (узагальненою) моделлю даних ГІС (див. вище), зважаючи на т.зв. формулу Вірта ([2]): "програми = алгоритми + дані"; в) базуватися, як правило, на *слабко формалізованих методах моделювання* (найчастіше методі графів, див. [11]).

**Визначення конфігурації програмного забезпечення та технічних вимог (умов), т.зв. специфікацій, до модулів ПЗ** здійснюється з огляду на необхідність: а) створення остаточного *каталогу вхідних даних*, визначення *типів просторово-інформаційних (геоінформаційних) продуктів* ГІС і моделювання зв'язку між зазначеними типами та даними (див. приклади); б) ідентифікації *конфігурації ПЗ*, а саме всіх модулів цього забезпечення та операційної системи ГІС; в) задавання точних функцій (без визначення алгоритмів їхньої реалізації), форматів файлів, способів вилучення, поновлення та візуалізації даних, розмірів і т.ін., тобто *специфікацій кожного модуля ПЗ*.

Наприклад, для міжнародної ГІС "Дунай" було запропоновано: 1) каталог геоданих, фрагмент якого наведено у табл.1, де: а) geodata\_id – ідентифікатор набору геоданих; б) geodata\_set – скорочена назва такого набору; в) geodata\_description – опис такого набору; д) max\_scale – максимальне мірило відтворення; е) opt\_scale – оптимальне мірило відтворення; є) min\_scale – мінімальне мірило відтворення; ж) geodata\_type – формат геоданих; з) geodata\_def – тип просторового об'єкта; 2) перелік типів геоінформаційних продуктів ГІС "Дунай", наведений у табл.2; 3) модель зв'язку типів геоінформаційних продуктів і геоданих, проілюстрована на рис.6.

Таблиця 1. Фрагмент каталогу геоданих ГІС "Дунай" ([9])

geodata id	geodata set	geodata description	max scale	opt scale	min scale	geodata type	geodata def
1	State	State polygons	500000	1000000	5000000	shape	polygon
2	AdminBound	Administrative Boundaries	500000	1000000	5000000	shape	line
3	AdminEntit	Administrative Entities	500000	1000000	5000000	shape	polygon
4	Cities p	Cities	500000	1000000	5000000	shape	point
5	Cities a	Extensive cities (have to be presented as areas)	500000	1000000	5000000	shape	polygon
6	Settlement	Settlement Area	100000	500000	1000000	shape	polygon
7	RBD	River basin district Danube	500000	1000000	5000000	shape	polygon
8	Rivbasin	Riverbasins and Subbasins	500000	1000000	5000000	shape	polygon
9	Catchment	River catchments	100000	500000	1000000	shape	polygon
10	Compauth	Location of competent authorities for WFD in the DRBD	500000	1000000	5000000	shape	point
11	CWbody	Coastal Waters	500000	1000000	5000000	shape	polygon
12	GWbody	Groundwater Body	500000	1000000	5000000	shape	polygon

Таблиця 2. Типи геоінформаційних продуктів (ГІП) ГІС "Дунай" ([9])

Ідентифікатор ГІП	Назва ГІП	Опис ГІП
1	карта	готові карти у <i>PDF</i> -форматі
2	<i>web</i> -карта	карта, створена <i>web</i> -модулем ГІС для візуалізації на моніторі з варіантами експорту/друку
3	таблиця	інформаційна таблиця (з доступними зв'язками з географічними об'єктами)
4	запит	послідовність (набір) різних запитів, тип візуалізації яких є ситуаційним
5	статистика	статистичні таблиці даних

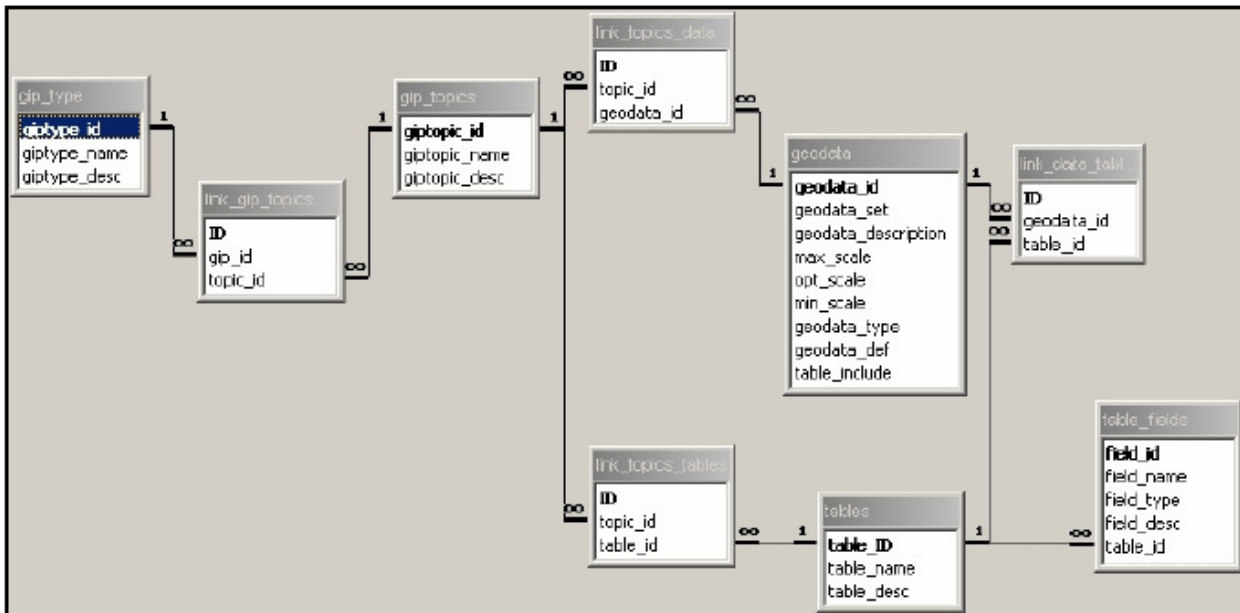


Рис.6. Модель зв'язку типів геоінформаційних продуктів і даних ГІС "Дунай" ([9])

**Формування архітектури програмного забезпечення** як першорівневий підпроцес проектування цього забезпечення містить: а) розробку алгоритмів, що задаються специфікаціями модулів, тобто *алгоритмів реалізації функцій* модулів ПЗ; б) наслідкове до попереднього формування *власне архітектури ПЗ*, враховуючи формулювання завдань на адаптацію або розробку кожного модуля ПЗ.

**Дослідницький огляд і вибір існуючого готового програмного інструментарію**, потрібного для функціонування ГІС, включає: а) аналіз *переваг і вад* існуючого системного і прикладного інструментарію, досвіду його застосування, "старіння" та модифікації інструментальних засобів, їхнього рівня актуальності та прогресивності і т.ін.; б) *оцінку джерел постачання* готового інструментарію, зважаючи на два типи таких джерел у світовій програмній індустрії, а саме джерела, зорієнтовані: *по-перше*, на комерційне готове програмне забезпечення ГІС; *по-друге*, на відкрите програмне забезпечення – безкоштовний ліцензійний інструментарій, в даному випадку ГІС, який містить вихідний опис цього інструментарію та не має обмежень на його використання, подальшу модифікацію та

розповсюдження з необхідністю лише збереження інформації щодо початкового авторства та змін, що вносяться; в) розрахунок *часу та витрат на інсталяцію* певного готового ГІС-інструментарію та навчання персоналу, що буде його застосовувати; г) проведення *оцінювальних випробувань* як порівняльного дослідження можливостей готового ПЗ для створення ГІС за різними варіантами та пропозиціями щодо його постачання; д) порівняння *загальних витрат* на закупівлю та/або отримання зазначеного інструментарію чи його окремих модулів за різними варіантами (джерелами) постачання (отримання); е) *вибір постачальників* інструментарію ГІС і шляхів його передачі, інсталяції і т.ін.

#### **Примітки.**

1.Інколи розробники комерційних програмних пакетів ГІС пропонують також *безкоштовні програмні інструменти, що доповнюють функціональні можливості* цих пакетів (див. [1]).

2.Існує також загальне поняття про т.зв. *випробувальну версію програми*, яку користувач може безкоштовно отримати для ознайомлювального користування на обумовлений розробником (власником) програми термін, після якого подальше використання програми є можливим лише на платній основі.

3.При виборі програмного інструментарію для ГІС враховується і вже наявний у розпорядженні замовника ГІС відповідний інструментарій, у т.ч. з можливістю його адаптації та/або модифікації до нових вимог щодо створення ГІС тощо (див. оцінку потреб у ГІС).

**Визначення остаточного переліку та підходів до розробки прикладних програм, які мають бути адаптовані, змінені чи створені для ГІС** проводиться з урахуванням: а) *уточнення результатів* попереднього визначення переліку прикладних програм (див. оцінку потреб у ГІС); б) необхідності використання *алгоритмічних мов* високого рівня, *методів структурного та об'єктно-орієнтованого програмування* тощо; в) *диференціації програмних засобів* для розробки зазначених програм ГІС на *чотири категорії*, а саме *програмні засоби*: у вигляді мов програмування, загального призначення, прямого програмування, а також різні комбінації цих засобів (див. детальніше [1]).

**Розробка плану тестування програмного забезпечення ГІС, яке буде створене**, базується на тому, що заздалегідь сформований, ще в процесі проектування, такий план має передбачати: а) формування *переліку більшості операцій і процедур*, які будуть у подальшому тестуватися за програмними модулями ПЗ ГІС; б) наявність *трьох етапів тестування* майбутнього ПЗ ГІС, а саме етапів: *першого* – автономного тестування, коли програмне середовище кожного програмного модуля імітується за допомогою програми управління тестуванням, яка містить фіктивні програми замість дійсних програм, що входять до складу цього модуля; *другого* – комплексного тестування, коли здійснюються випробування груп програмних модулів; *третього* – системного (оцінювального) тестування, коли випробовується програмне забезпечення ГІС у цілому.

Другим із складників гіперпроцесу системного проектування є *процес проектування апаратного забезпечення ГІС*. Його спрямовано, зрозуміло,

на ідентифікацію *апаратного забезпечення (АЗ) ГІС* як об'єкта проектування, і він містить підпроцеси, які дещо схожі за функціональним змістом до підпроцесів проектування ПЗ ГІС, але, а проте, відрізняються, за продуктами, що при цьому створюються. До таких першорівневих *підпроцесів проектування апаратного забезпечення ГІС* відносяться: 1) деталізація загальних потреб у АЗ ГІС; 2) визначення конфігурації АЗ ГІС і апаратних вимог до його функціональних частин; 3) формування архітектури АЗ ГІС; 4) дослідницький огляд і вибір необхідного існуючого АЗ; 5) урахування проблем встановлення та компоновки АЗ ГІС.

**Деталізація загальних потреб у апаратному забезпеченні ГІС** здійснюється, зважаючи насамперед на: а) *вже задані функції ГІС у цілому та її тип* (комбінацію типів) (див. [1]); б) попередньо визначену *загальну архітектуру ГІС*.

**Визначення конфігурації АЗ ГІС і апаратних вимог до його функціональних частин** виконується з огляду на потребу у: а) ідентифікації *складу всіх функціональних частин АЗ*, а саме основних, периферійних, у т.ч. для мережного поєднання, та додаткових; б) *типізації* зазначених функціональних частин; в) формулюванні відповідних *апаратних вимог* до кожного типу та різновиду функціональних складників АЗ, зокрема щодо оперативної та відео пам'яті, процесорів, жорстких дисків, конфігурації та продуктивності мережних засобів і т.ін.

При **формуванні архітектури АЗ ГІС** беруться до уваги *способи організації зв'язку*: а) всередині *окремих функціональних частин АЗ і/або їхніх сукупностей (модулів)* (інколи такі частини чи модулі поєднуються з т.зв. ярусами загальної конфігурації ГІС, див., наприклад, [9]); б) *апаратного забезпечення ГІС у цілому*.

**Дослідницький огляд і вибір необхідного для ГІС існуючого АЗ** містить у собі: а) аналіз *переваг і вад* необхідного для ГІС існуючого апаратного забезпечення; б) оцінку *джерел постачання АЗ* для ГІС, у т.ч. постачання вже готового чи спеціально скомплектованого постачальником такого забезпечення, а також можливостей і міри використання власного АЗ замовника ГІС; в) *розрахунок часу та витрат на встановлення АЗ і навчання*, за необхідності, персоналу, що буде його експлуатувати; г) *порівняння загальних витрат на закупівлю та встановлення АЗ чи його окремих модулів за різними варіантами (джерелами) постачання* (враховуючи і варіант часткового застосування власного АЗ замовника); д) *вибір постачальників апаратного забезпечення для ГІС і способів його передачі і т.ін.*

При **врахуванні проблем встановлення і компоновки АЗ ГІС** зважають на: а) *технологічні аспекти* цього встановлення та компоновки, у т.ч. тестування інсталюваного апаратного забезпечення у цілому або його складників; б) *організаційні аспекти* компоновки АЗ, у т.ч. пов'язані з мережним функціонуванням ГІС і т.ін.

Двома **кінцевими результувальними продуктами гіперпроцесу системного проектування ГІС**, який, поєднує процеси проектування

програмного та апаратного забезпечення, є: 1) остаточна конфігурація та архітектура ГІС у цілому; 2) способи системного захисту ГІС від несанкціонованого доступу до неї.

Подальший за схемою рис.1 **процес експлуатаційного проектування ГІС** формується підпроцесами, що забезпечують ідентифікацію та/або створення таких об'єктів проектування, як **режими** (плани) та **регламенти** (правила) **роботи (використання)** майбутньої ГІС. До таких підпроцесів, з відповідними їхній реалізації результативними документами, відноситься: 1) формулювання *остаточних сценаріїв* функціонування ГІС; 2) визначення *режимів і графіків роботи* складників *апаратно-програмного комплексу* ГІС; 3) розробка *низки керівництв, інструкцій, рекомендацій* і т.ін., які стосуються створення та введення в дію ГІС, технологічного використання її певних складників тощо; 4) визначення принципів і видів *організаційної та координаційної діяльності* при створенні та використанні ГІС і її інформаційного базису, а також *адміністрування та підтримки функціонування* ГІС у цілому (приклад – на рис.7); 5) ідентифікація *системи доступу* до ГІС та її баз даних з визначенням рівнів доступу і т.ін.; 6) розробка *регламенту постачання та обміну інформацією* при створенні та використанні ГІС (див. приклад регламенту у нашій праці [10]); 7) визначення способів і строків *навчання* різноманітного за складом *персоналу*, що експлуатуватиме ГІС; 8) врахування *можливих змін* у сценаріях, режимах і регламентах функціонування ГІС при її майбутньому розвитку; 9) врахування інших можливих аспектів експлуатаційного проектування ГІС.

Процес **завершального проектування ГІС** спрямований на створення необхідної **проектно-кошторисної документації** та ідентифікацію **розробника ГІС** як об'єктів проектування. Цей процес містить у собі такі підпроцеси, як (див. детальніше [13]): 1) *документальне оформлення власне проекту* ГІС як набору проектно-кошторисної документації для розробки та функціонування ГІС. Така документація зокрема включає: а) усю технічну та технологічну документацію щодо ключових складників майбутньої ГІС і їхніх елементів; б) остаточний план, графік і кошторис створення ГІС; в) завдання т.зв. пост-проектного етапу, тобто етапу після створення ГІС (з метою відстеження певних результатів реалізації проекту тощо); 2) проведення *експертизи та аудита проекту* ГІС, а також, за необхідності, його погодження у певних інстанціях; 3) визначення **розробника ГІС** ("реалізатора" проекту). Під ним розуміється *одна чи декілька найчастіше юридичних осіб, що бере на себе відповідальність за реалізацію проекту ГІС на умовах, визначених договором підряду (контрактом) із власником проекту ГІС або уповноваженою ним особою*. У випадку наявності декількох розробників ГІС серед них може бути вирішено **генерального розробника**, що відповідає за координацію та здійснення усього процесу виконання проекту ГІС; 4) *здавання проекту* ГІС його замовнику.

Приклад загального планування реалізації проекту ГІС "Дунай" проілюстровано у табл.3.

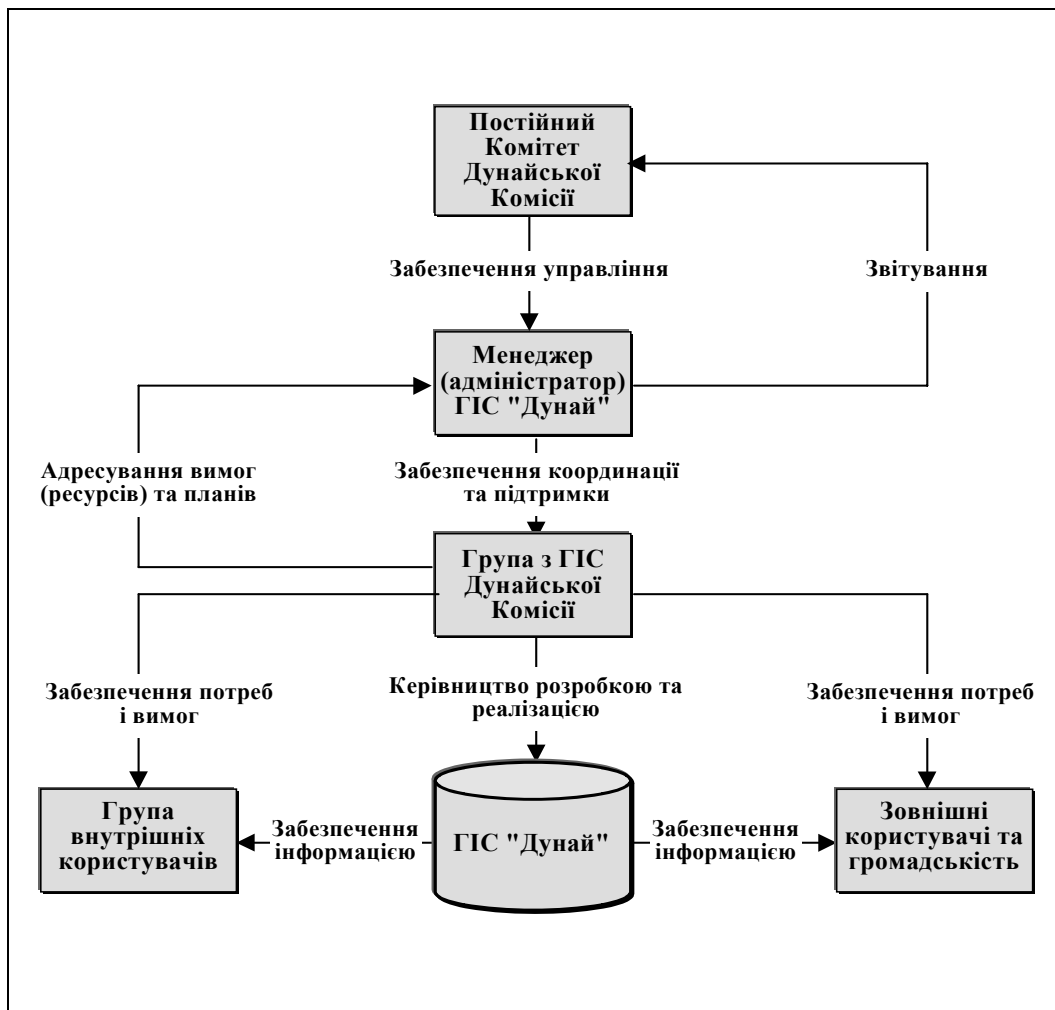


Рис.7. Схема координаційної діяльності при створенні та використанні ГІС "Дунай" (див. перший приклад і [9])

Таблиця 3. Часова послідовність реалізації проекту ГІС "Дунай"

Рівні	2004	2005-2006	2007-2009	2010-2012
Дунайської Комісії	Системні централізовані рішення та підготовка інфраструктури ГІС	Налагодження системи, імплементація стандартів	Підготовка до планування менеджменту басейну Дунаю, остаточна інтеграція всіх частин централізованої ГІС	Децентралізована обробка даних і взаємодія інформаційних мереж в режимі реального часу, довготермінове планування та реалізація менеджменту на басейновому рівні
Національні	Підготовка національної інфраструктури ГІС	Налагодження взаємодії інформаційних мереж, перше введення даних у систему	Повна інтеграція національних вузлів у централізовану ГІС	Створення можливості ефективної взаємодії всіх інформаційних мереж

## Висновки.

1. Обґрунтовано та розроблено загальну алгоритмічну схему проектування ГІС з розкриттям змісту та дефініцій всіх її складників, до яких передусім належать процеси установчого (ініціального) проектування,

стратегічного проектування, проектування програмного забезпечення, проектування апаратного забезпечення, експлуатаційного проектування та завершального проектування.

2. Наведено приклади, що ілюструють процеси-складники проектування ГІС з досвіду міжнародного гідроекологічного співробітництва, головним чином щодо міжнародного річкового басейну Дунаю.

3. Отримані результати можуть бути корисними як у цілому для методологічної оптимізації використання географічних інформаційних систем та удосконалення застосування геоінформаційних технологій, так і для розвитку міжнародного екологічного та гідроекологічного співробітництва.

### Список літератури

1. *Самойленко В.М.* Геоінформаційні інформаційні системи та технології. / В.М.Самойленко – К. : Ніка-Центр, 2010. – 448 с.
2. *ДеМерс М.* Географические информационные системы. Основы : Пер. с англ. / Майкл ДеМерс. – М.: Дата+, 1999. – 491 с.
3. *Вендров А.М.* CASE-технологии. Современные методы и средства проектирования информационных систем: Электронн. ресурс / А.М.Вендров / Способ доступа: URL: <http://www.citforum.ru/database/case/index.shtml>.
4. *Коновалова Н.Е.* Введение в ГИС / Н.Е.Коновалова, Е.Г Капралов. – Петрозаводск : Изд. Петрозаводского ун-та, 1995. – 148 с.
5. *Линник В.Г.* Построение геоинформационных систем в физической географии. / В.Г.Линник – М.: Изд-во Московского ун-та, 1990. – 80 с.
6. Draft Guidance on Implementing the GIS Elements of the WFD / Ел. ресурс: веб-сайт [www.icpdr.org](http://www.icpdr.org).
7. *Самойленко В.М.* Обґрунтування тематичних блоків електронної бази даних екологічного стану басейну Дніпра як компонента ГІС / В.М.Самойленко // Картографія та вища школа. – 2003. – Вип.8. – С.77–85.
8. *Самойленко В.М.* Досвід створення баз та інформаційних систем гідроекологічних даних/ В.М. Самойленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т.6. – С.200-208.
9. *Самойленко В.М.* Стратегія створення ГІС транскордонного басейну Дунаю / В.М.Самойленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 20-31.
10. *Осадчий В.И.* Информационный менеджмент экологического оздоровления международного бассейна Днепра. / В.И. Осадчий, В.М. Самойленко, Ю.Б. Набиванец. – К.: Ника-Центр, 2004. – 152 с.
11. *Самойленко В.М.* Математичне моделювання в геокології. / В.М. Самойленко – К. : ВПЦ "Київський університет", 2003. – 199 с.
12. *Самойленко В.М.* Основи геоінформаційних систем. Методологія / В.М. Самойленко – К. : Ніка-Центр, 2003. – 276 с.
13. *Тян Р.Б.* Управління проектами. / Р.Б.Тян, Б.І.Холод, В.А.Ткаченко. – К. : Центр навчальної літератури, 2004. – 224 с.
14. Посібник з екологічного менеджменту / Шевчук В.Я., Саталкін Ю.М., Навроцький В.М. та ін. – К. : СИМВОЛ-Т, 1997. – 245 с.
15. SEMain: Система екологічного менеджменту, аудиту, інжинірингу та навчання. – К.: ФВД, 1997. – 23 с.
16. *Воловик О.М.* Проект "Цифрова Земля" / О.М.Воловик // Географія в інформаційному суспільстві : Зб. наук. праць у 4-х тт. – К. : ВГЛ "Обрії", 2008. – Т. IV. – С.58-60.
17. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. – К., 2006. – 240 с.

**Географічні інформаційні системи: проектування з прикладами з міжнародного гідроекологічного співробітництва**

**Самойленко В.М.**

*Розроблено загальну алгоритмічну схему проектування ГІС. Розкрито зміст та дефініції всіх складників схеми, а саме її суб'єктів, об'єктів і процесів. Результати*

можуть бути використані для удосконалення застосування геоінформаційних технологій і розвитку міжнародного гідроекологічного співробітництва.

**Ключові слова:** географічна інформаційна система; проектування ГИС; алгоритмічна схема; міжнародне гідроекологічне співробітництво; ГИС "Дунай".

**Географические информационные системы: проектирование с примерами из международного гидроэкологического сотрудничества**

**Самойленко В.Н.**

*Разработана общая алгоритмическая схема проектирования ГИС. Раскрыты содержание и дефиниции всех составляющих схемы, а именно ее субъектов, объектов и процессов. Результаты могут быть использованы для усовершенствования применения геоинформационных технологий и развития международного гидроэкологического сотрудничества.*

**Ключевые слова:** географическая информационная система; проектирование ГИС; алгоритмическая схема; международное гидроэкологическое сотрудничество; ГИС "Дунай".

**Geographic information systems: designing with examples from international hydro-environmental cooperation**

**Samoylenko V.M.**

*It was elaborated the algorithmic scheme of GIS designing. There were expanded all components of scheme, viz. her subjects, objects and processes. Results can be used for improvement of geo-information technologies' application and development of international hydro-environmental cooperation.*

**Keywords:** geographic information system; GIS designing; algorithmic scheme; international hydro-environmental cooperation; GIS "Danube".

**Надійшла до редколегії 13.12.10**

УДК (581.526.3:608.32:574)(285.3)

**Цапліна К.М., Лінчук М.І.**

*Інститут гідробіології НАН України, м.Київ*

## **ОСНОВНІ ПІДХОДИ ДО ОЦІНКИ ЯКОСТІ ВОДИ РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩ ЗА ВИЩОЮ ВОДЯНОЮ РОСЛИННІСТЮ**

**Ключові слова:** вища водяна рослинність; водосховище; оцінка; якість води

Процес біологічної оцінки екологічного стану рівнинних водосховищ згідно з ВДР фактично являє собою класифікацію ділянок на основі порівняння отриманих у ході натурних досліджень біологічних показників з референційними (еталонними). Зокрема, для оцінки стану річок використовується зміни у складі та кількісному розвитку «макрофітів» разом з фітобентосом (Додаток У 1.2.1, Водна рамкова директива 2000).

Не зважаючи уваги на те, що судинні рослини є добрими індикаторами місць свого зростання [3,4], їх використовують у багатьох Європейських країнах в якості додаткового методу для оцінки екологічного стану водного

**Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)**



середовища. Для використання вищих водяних рослин, як самостійного біотичного компонента, є необхідність визначитись з біотичним індексом, що характеризує структурно – функціональні показники вищих водяних рослин і співставити його з даними «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» і класами якості, що рекомендуються ВДР.

**Метою роботи** є визначення якості води за біотичним індексом, що оцінює структурно – функціональні характеристики вищих водяних рослин на мілководдях верхньої ділянки Київського водосховища.

**Завданням роботи** є дослідження структурно – функціональних показників вищих водяних рослин на мілководдях Київського водосховища, зміни їх у складі і кількісному розвитку, індикаторні види рослин і співставлення їх з гідрохімічними даними для виділення діапазону якості води за класами.

**Методика роботи.** Основою для роботи слугували дослідження, проведені в липні – серпні 2007–2009 рр. серед заростей макрофітів Київського водосховища. Було досліджено 32 станції. На мілководних ділянках довжиною у 100м і визначено видовий склад рослин, їх кількісні показники загальноприйнятими геоботанічними методами, екологічне різноманіття вищих водяних рослин за індексом Шеннона [1, 2], гідрохімічні показники у воді серед заростей загальноприйнятими методами. Дані представлені по верхній ділянці Київського водосховища.

**Результати і їх обговорення.** Одним з біотичних індексів, що враховує видовий склад рослин і кількісні показники заростання їх на мілководдях з урахуванням їх індикаторних властивостей, є середній трофічний індекс, або середній трофічний ранг (**MTR**) [7].

Розрахунки ведуться за формулою:

$$\text{MTR} = \text{Sum (CVS)} / \text{Sum (SCV)} \cdot 10;$$
$$\text{CVS} = \text{SCV} \times \text{STR};$$

де **MTR** – середній трофічний ранг або трофічний індекс;  
**SCV** – значення проективного покриття видами рослин;  
**STR** – спеціальний трофічний індикатор видів.

Він присвоюється кожному виду рослин від 1 до 10 згідно їх екологічних умов існування. Розрахунки ведуться у %. Весь діапазон градацій показників трофічного статусу було поділено на 5 класів відповідно шкалі - 5%, 30%, 30%, 30%, 5% відхилення [5–7]. Кожному класу відповідали межі індексу (табл. 1).

Для оцінки екологічного стану верхнього Дніпра були проведені геоботанічні дослідження з визначенням видового складу та процента проективного покриття угруповань вищих водяних рослин і, паралельно, гідрохімічні дослідження на ділянках, зарослих вищою водяною рослинністю і на ділянках без рослин (чистовод). Дані гідрохімічних досліджень на ділянках представлені в табл. 2.

Таблиця 1. Значення індексів біотичних компонентів, які співставлені з класами якості води, рекомендовані ВДР

Класи	Категорії	Трофічний індекс (MTR) %	Еколог. різном. (Н біт/вид)
I – дуже чиста	Дуже чиста	95 – 100	-
II – чиста	Чиста Достатньо чиста	65 – 95	-
III – забруднена	Слабко забруд. Помірно забрудн.	35 – 65	1,3 – 0,8
IV – брудна	Брудна	5 – 35	1,75 - 1,3
V – дуже брудна	Дуже брудна	0 – 5	< 0,8

Таблиця 2. Гідрохімічні показники на мілководдях верхньої ділянки Дніпра

Показники	Н. Жари	В. Дніпро Правий берег	В. Дніпро Лівий берег	Теремці	Домантово
Амонійний азот (мгN /дм <sup>3</sup> )	0,384	0,279	0,250	0,518	0,314
Нітритний азот (мгN /дм <sup>3</sup> )	0,0	0,0	0,0	0,0	0,005
Нітратний азот (мгN /дм <sup>3</sup> )	0,181	0,099	0,137	0,072	0,244
Фосфор фосфатів (мгP /дм <sup>3</sup> )	0,041	0,0	0,0	0,022	0,081
Перманганатне окиснення (мг O/дм <sup>3</sup> )	17,72	6,64	13,36	6,64	22,43
Біхроматне окиснення (мг O/дм <sup>3</sup> )	32,36	11,87	25,17	12,59	25,96

Рослинні комплекси, їх видовий склад, проективне покриття та місце зростання представлені у табл. 3.

Проведені дослідження дали змогу визначити трофічний індекс угруповань вищих водяних рослин на різних ділянках верхньої частини водосховища, а також середній індекс якості води за гідрохімічними показниками. (табл. 4). Достовірний коефіцієнт кореляції між індексами гідрохімічним і трофічним ( $r = 0,87$ ) (при  $p=0,01$ ) дав можливість визначити, до якого класу якості води за «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод» відноситься ділянка з угрупованнями вищих водяних рослин (табл. 4).

На основі запропонованого для оцінки якості води трофічного індексу, який характеризує флористичний склад і кількісний розвиток, а також індикаторні властивості видів вищих водяних рослин, можна розрахувати і співставити інші індекси, показники яких слугуватимуть даними для виділення діапазону якості води за класами. Для прикладу ми розрахували екологічне різноманіття (Некол. біт/вид) для рослинних угруповань досліджуваних ділянок (див. табл. 1 і табл. 4).

Таблиця 3. Видовий склад та представленість вищих водяних рослин на мілководних ділянках верхнього Дніпра

Рослини	Нижні Жари		Верх. Дніпро лівий берег		Верх. Дніпро правий берег		Теремці	Домантово	
Рогіз вузьколистий							5		4
Очерет звичайний						5	2	4	
Стрілолист стрілолистий								+	
Водяний горіх плаваючий	2	4	/		3		2	/	
Глечики жовті							+	3	2
Латаття біле								2	
Сальвінія плаваюча	/			2	+		+		
Рдесник плаваючий			4	2				+	
Жабурник звичайний									
Гірчак земноводний	+								
Рдесник різнолистий			2						2
Рдесник пронизанолистий								2	
Кушир занурений	4		2	2	4	2		/	
Наяда морська	+			2					
Водопериця колосиста	+	2							
Різак алоєвидний	+			3	3		+	/	
Ряска мала	5	5		+	2				
Багатокорінник						2			

**Примітка:** / - поодинокі рослини, + - зустрічаються в малій кількості, 2 – проективне покриття до 25%, 3 – проективне покриття 25–50%, 4 – 50–75%, 5 – проективне покриття більш за 75 %.

Таблиця 4. Відповідність біотичних і гідрохімічних індексів класам якості води

Показники	Нижні Жари		Лівий берег		Правий берег		Теремці	Домантово	
Індекс за гідрох.показ	4,1		2,5		4,3		3,5	4,3	
Клас	4		2		4		3	4	
MRT %-трофічний індекс	28	31	40	50	28	28	31	31	33
Клас	4	4	3	3	4	4	4	4	4
Екол. індекс Шеннона біт/вид	1,40	1,50	1,25	0,81	1,46	1,60	1,45	1,50	1,60
Клас	4	4	3	3	4	4	4	4	4

**Висновки.** Середній трофічний індекс (MTR) є тим біотичним індексом, який можна співставити з даними «Методики екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями» і класами якості, що рекомендуються ВДР. На основі запропонованого трофічного індексу можна розрахувати інші індекси, показники яких слугуватимуть даними для виділення діапазону якості води за класами.

Дослідження показали, верхня ділянка Дніпра за показниками середнього трофічного індексу (МТР) та індексу екологічного різноманіття (Некол.) відноситься до 3 класу (забруднена) – 4 класу (брудна).

Середньозважений клас екологічного стану верхнього Дніпра може бути розрахований за показниками вищої водної рослинності по блокам, урахувавши референсний індекс при порівнянні з еталонними ділянками.

#### Список літератури

1. Протасов А.А. Биоразнообразие и его оценка. Концептуальная диверсикология / А.А. Протасов – К. : ИГБ НАН Украины, 2002. – 105 с.
2. Цапліна К.М. Різноманіття вищих водних рослин як показник екологічного стану водних екосистем | К.М Цапліна // Гідрологія, гідрохімія і гідро екологія. – 2009. – №17. – С. 174–179.
3. Макрофіты – индикаторы изменений природной среды. – К. : Наукова думка, 1993. – 433 с.
4. Хмара І.С. Гідромакрофіти озера Пісочне як індикатори трофності водойми / І.С. Хмара, А.І. Прокопів // Біологічний вісник. – 2004. – Т.8, №2. – С. 13-15.
5. Dawson F.H. Assesment of the Trophic Status of Rivers using Macrophytes: Evaluation of the Mean Trophic Rank. / F.H. Dawson, J.R Newman, M.J.Gravelle oth. // R & D Technical Report E39, Environment Agency of England & Wales, Bristol, UK, 1999.
6. Holmes N.T.H. Mean Trophic Rank: A users manual / Holmes N.T.H., Newman J.R, Chadd S. oth. // R&D Technical Report E39. – Bristol, UK, 1999.
7. An Assessment of the MTR Aquatic Plant Bioindication System for Determining the Trophic Status of Polish Rivers / K Szoszkiewicz, K.Karolewicz, A.Lawniczak, F.H.Dawson // Polish Journal of Environmental Studies. – V. 11, № 4 (2002). – P. 421–427.

**Основні підходи до оцінки якості води рівнинних водосховищ за вищою водною рослинністю**

**Цапліна К.М., Лінчук М.І.**

*В роботі запропоновані підходи до застосування біотичних індексів в оцінці якості води за вищими водними рослинами.*

**Ключові слова:** вища водна рослинність; водосховище; оцінка; якість води.

**Основные подходы к оценке качества воды равнинных водохранилищ за высшими водными растениями**

**Цаплина Е.Н., Линчук М.И.**

*В работе предложены подходы к применению биотических индексов в оценке качества воды за высшими водными растениями.*

**Ключевые слова:** высшая водная растительность; водохранилище; оценка; качество воды.

**Main approaches to water quality assessment according to higher aquatic plants**

**Tsaplina K.M., Linchuk M.I.**

*The paper suggests some approaches to the use of biotic indices in water quality assessment according to higher aquatic plants.*

**Keywords:** higher aquatic plants; water – reservoir; water quality assesment.

*Надійшла до редколегії 27.02.11*

**Сидоренко М.В.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

## **ФІТОІНДИКАЦІЯ ЯК МЕТОД ВИЗНАЧЕННЯ ГІДРОГЕОЛОГІЧНОГО РЕЖИМУ ЛАНДШАФТУ**

**Ключові слова:** *екологічний режим фактору; фітоіндикація; гідрогеологічний режим; фітоценоз; класифікація рослин за вологолюбністю*

**Вступ.** Гідрогеологічний режим ландшафту є комплексом кількісної і якісної характеристик надходження, розподілу вологи та її міграції в літосфері. Найпростішим методом визначення гідрогеологічного режиму є фітоіндикація, оскільки живі організми чутливі до змін умов зволоження, кількості вологи в ґрунті та її руху. Використання цього методу дає можливість простеження закономірностей перебігу природних процесів в літосфері та обґрунтування оптимального використання території для певних господарських цілей.

**Вихідні передумови.** Фітоіндикацію як метод вивчення дії екологічних факторів досліджували: Дідух Я.П., Плюта П.Г., [5, 6] Циганов Д.М. [12]. Питанням індикаційної геоботаніки присвячені роботи Вікторова С.В., Ремезової Г.Л. [2]. Фітоіндикація стану водних об'єктів і якості води досліджена і детально викладена і працях Гроховської Ю.Р., Клименко М.О., Гриб І.В., Сондак В.В., Ольхович О.П. [3, 4]. Важливим науковим внеском є робота Родінки О.С. [10] оскільки в ній детально викладено і обґрунтовано фітоіндикацію показників гідрологічного режиму екотопів.

Хоча велика кількість робіт присвячена даній тематиці, та науковці більше уваги приділяють фітоіндикації як методу визначення антропогенного забруднення території. Мало висвітленим залишається питання природних змін гідрогеологічного режиму та характеру реакції рослинних угруповань на них.

**Формулювання цілей статті, постановка завдання.** Головною ціллю є висвітлення зв'язку між зміною гідрологічного режиму території та зміною складу місцевого фітоценозу, вивчення характеру цих змін.

Для досягнення цієї мети необхідно вирішити наступні завдання: вивчити класифікацію рослин за вологолюбністю, методи фітоіндикації, дослідити зв'язок між реакцією рослини на зміну фактора та шириною екологічної амплітуди за даним фактором.

**Виклад основного матеріалу.** Кожна природна система знаходиться під впливом багатьох зовнішніх факторів, які викликають зміни у її режимі функціонування, що викликає процес переходу від одного стану системи до інших.

Важливим моментом у вивченні переходів виступає градація, що дає можливість вивчення кількісних і якісних показників цього процесу. На її основі відбувається систематизація переходів, що є основою наукової класифікації для чіткого розмежування характеристик різних процесів.

Перебіг процесів і зміни в одних компонентах системи за ланцюговою реакцією через певний час (залежить від характеру і масштабу зміни) обов'язково проявляються через інші компоненти, оскільки геосистеми є замкненими системами. Найвиразніше і найхарактерніше зміни в ландшафтах проявляються через рослинність. Особливо чітко простежується взаємозв'язок між двома мобільними компонентами – гідросферою та біотою, тому фітоіндикація є найкращим методом вивчення змін і визначення гідрогеологічних режимів ландшафтів.

Гідрогеологічний режим – це взаємодія підземних вод з гірськими породами, поверхневими водами та атмосферою. Безпосередньо зміни гідрогеологічних режимів призводить до виникнення різних гідрогеологічних процесів. Серед сучасних гідрогеологічних процесів у ландшафтах виділяють: підтоплення – процес збільшення природної вологості ґрунтів понад 80% повної їхньої вологоємності, що відбувається під впливом підйому рівня ґрунтових вод в зону аерації або значного надходження атмосферних опадів тривалий час; заболочення – процес стійкого довготривалого підтоплення земель; осушення – процес появи в літологічному профілі повітряно-сухих ґрунтів і зниження природної вологості до показника менше 60% повної вологоємності; карст – це порушення цілісності масивів розчинних гірських порід (карбонатів, гіпсів, солі, соди тощо) внаслідок хімічної та, частково, механічної дії підземних і поверхневих вод, розвиток карсту визначається гідродинамічними елементами дренажного потоку підземних вод; засолення – процес обумовлений підняттям рівня ґрунтових вод до 2,5–1,5 м на довготривалий час; та інші процеси.

Зміна гідрогеологічного режиму через виникнення, посилення або послаблення вище вказаних процесів, знаходить своє відображення в змінах складу фітоценозів.

Індикація умов навколишнього середовища не можлива без екологічного підходу до індикаторів, і до об'єктів, які індикуються, до їх причинно-наслідкових зв'язків. Це означає, що індикаторами є види, підвиди і т.д. не як таксономічні категорії, а як певного типу екобіоморфи. Вони індукують не інструментально вимірювані фізичні і хімічні величини, а загальні екологічні режими прямодіючих факторів. [12, с.120]

Але оскільки існування організмів і популяцій забезпечує весь комплекс процесів їх життєдіяльності, то при аналізі зв'язку видів і популяцій з режимом будь-якого фактору необхідно враховувати, що цей зв'язок здійснюється завжди на фоні і у взаємодії з усім комплексом факторів навколишнього середовища.

Наближення до оптимального режиму будь-якого з факторів покращує умови існування індивідів і популяцій, підвищує їхній КЗ (коефіцієнт

задоволеності умовами середовища). Однак це підвищення КЗ покращенням режиму одного з факторів лімітується станом режимів інших факторів, і, перш за все, фактора, який знаходиться в найменш сприятливому режимі. КЗ виду за режимом найменш сприятливого фактора є тією межею, вище якої не може піднятися загальний КЗ, навіть якщо оптимізувати до оптимуму режими всіх інших факторів. [12, с.121]

В природі зміна режиму одного з факторів, в силу принципу їх взаємодії, ніколи не буває ізольованою, найбільш тісно зв'язані між собою фактори (наприклад, зволоження та сольовий режим ґрунтів, тепловий і водний режими атмосфери тощо) змінюються майже синхронно.

Потенціальна екологічна амплітуда виду по відношенню до режимів данного фактору – це та амплітуда, яку можна спостерігати лише при оптимальних режимах інших факторів. В природних умовах вона, як правило, звужена в тій чи іншій мірі, оскільки КЗ її режимів в поєднанні з КЗ режимів інших факторів дає дуже низький загальний КЗ середовища по мірі віддалення від оптимуму вида як режима данного фактора, так і режимів всіх інших (включно і конкуренцію з іншими видами, оскільки вплив конкуренції здійснюється через погіршення режимів тих чи інших факторів). Але цей факт ніяк не означає змін вимог виду до режимів одного фактора під впливом станів режимів інших факторів. Він означає лише обмеження потенційних можливостей задоволення потреб виду при кожному з придатних для нього типів режиму данного фактора під впливом погіршення життєвого стану цього виду через не досить сприятливим поєднанням режимів других факторів. [12, с.123]

Екологічні режими прямодіючих факторів і екологічні амплітуди встановлені на основі критичного співставлення шкал Раменського, шкал Елленберга і деяких принципово схожих з ними, з врахуванням, по можливості, зпівставних з ними даних по екології видів авторів інших нарядків.

Вищі рослини реагують на зміну екологічних умов середовища існування і намагаються адаптуватись до нових. За адаптаційними властивостями водні рослини, досить умовно, поділяються на політопні – очерет звичайний (*Phragmites australis*), лепешняк великий (*Glyceria maxima*), стрілолист стрілолистий (*Sagittaria sagittifolia*), сусак зонтичний (*Butomus umbellatus*) і ін., стенотопні – катаброза водяна (*Catabrosa aquatica*), зіркоплідник частуховидний (*Damasonium alisma*), руслиця мокрична (*Elatine alsinastrum*), кушир напівзанурений (*Ceratophyllum submersum*) та проміжні види. Індикаційні властивості видів, залежно від їх адаптаційних можливостей, розглядаються у зв'язку зі зміною їх структурних, продукційних показників, або зі змінами їх життєвого циклу. В даному випадку спостереження за показниками життєдіяльності цих рослин відповідає фітоіндикації стану якості водного середовища, що є місцем мешкання даних видів. Найбільшою чутливістю до якості води володіють занурені рослини, оскільки контакт з водним середовищем у них максимальний. Згідно результатів досліджень науковців у цій галузі,

найменшою чутливістю до стану водного середовища з усіх екологічних груп володіють прибережні повітряно-водні рослини. [6]

У вище наведеному прикладі політопні і стенотопні рослини виступають індикаторами якості води, в якій, або біля якої існують. Таким самим чином певні групи рослин виступають індикаторами режимів зволоження та гідрогеологічних режимів.

Взагалі вся система фітоіндикації умов середовища основана на співставленні екологічних властивостей рослин з екологічно значущими якостями середовища, в першу чергу з режимами прямодіючих факторів, наприклад фактора зволоження.

Існує кілька методів фітоіндикації режимів зволоження:

1. Метод визначення режиму фактора за видами коіндикаторами (індукують даний тип режиму лише в поєднанні з іншим видом, оскільки лише в ньому можуть бути знайдені разом). Його сутність полягає в тому, що один вид своєю присутністю вказує на максимальну межу режима даного фактора в даному місці існування, а інші – на мінімальну. Наприклад, поєднання в одному угрупованні дзвіночка персиколистого і жовтеця кашубського вказує на тип режиму зволоження – перехідний між свіжолісовим і вологолісовим. Осока плевельна вказує на тип режиму – не сухіше вологолісового, а жовтець кашубський – не сухіше свіжолісового. Таким чином, цим методом в даному прикладі індукується не якийсь певний тип режиму зволоження, а його можливий діапазон. Такі випадки і по відношенню режиму даного фактору, і по відношенню до режимів інших факторів аж ніяк не рідкість, а навіть частіші ніж випадки можливості точної індикації таким методом. [12, с.121]

2. Метод визначення режиму фактора за перевагою видів відповідних екологічних угруповань. Цей метод нагадує метод засічок в техніці Раменського, але там великі кількості певних видів індукують певні інтервали градацій шкали фактора і потім за співставленням вказаних різними видами інтервалів обирається певний рівень, а за допомогою даного метода тип режиму визначається зпівставленням числа видів в різних угрупованнях.

Метод дає однозначну відповідь в тому випадку, коли одне з угруповань явно переважає за чисельністю видів, а число видів в інших угрупованнях поступово зменшується по мірі віддалення від нього. Такі випадки не рідкісні, але також є звичайними випадки, коли важко визначити, яке з сусідніх угруповань переважає. В першому випадку (відносно рівноважні за числом видів сусідні угруповання) можна припускати або проміжний тип режиму, або його сукцесійну зміну, а в другому випадку (відносно рівноважні за числом видів віддалені одне від одного угруповання) вірогідно припустити сильно змінний режим з частими різнорічними флуктуаціями. Цей метод також не завжди дає чітку відповідь і частіше всього може бути доповненням попереднього. Крім цього, цей метод потребує чіткого знання флори. [12, с.126]



3. Метод визначення режиму фактора знаходженням середнього бала. Аналогічний метод використовується послідовниками Елленберга і відрізняється від даного номенклатурою і способом оцінювання екологічних характеристик видів. Взагалі, це зводиться до того, що Елленберг дає видам в більшості однозначні бальні оцінки, тоді як система, яка пропонується Цигановим, виходить з амплітуд толерантності і в ній бали відповідають порядковим номерам відповідних угрупованням режимів. Сутність методу полягає в сумуванні показників всіх видів і виведенні з їх суми середнього арифметичного. [12, с.127]

Показником виду є добуток його бала на певний коефіцієнт, який характеризує його значущість в рослинному покриві даної ділянки. Західноєвропейські екологи посилення виводять цей коефіцієнт з бальної оцінки кількості-покриття шкали Браун-Бланке: 5=5, 4=4, 3=3, 2=2, 1=1, + і r =0,1. Така система оцінки значимості оцінювання значущості виду вида в принципі може бути прилаштована і до інших шкал оцінювання кількості-покриття, навіть до оцінок, які основані на шкалі Друде. Визначення типу режиму фактора цим методом може бути виражено формулою:

$$x = \frac{k_1 x_1 + k_2 x_2 + \dots + k_n x_n}{k_1 + k_2 + \dots + k_n} = \frac{\sum kx}{\sum k}$$

де x – бал типу режиму фактора; x<sub>1</sub>, x<sub>2</sub>, ..., x<sub>n</sub> – бали угруповань, до яких належать види; k<sub>1</sub>, k<sub>2</sub>, ..., k<sub>n</sub> – коефіцієнти значущості видів;  $\sum kx$  - сума показань видів;  $\sum k$  – сума значимості значущості видів. [12, с.128]

У випадку досить диференційованого за балами кількість-покриття списку видів опису можливе спрощене визначення режимів факторів цим методом, тобто тих видів, коефіцієнт значимості значущості яких  $\geq 1$ .

Звертає на себе увагу і більш диференційована оцінка режиму, ніж в попередніх методах, хоча межа точності визначається десятими долями. Все ж навіть можливість індукувати тип режиму до десятих долей балу означає можливість розрізняти більше 100 варіантів зональних режимів тепла, більше 50 варіантів режимів континентальності, більше 200 варіантів режимів зволоження ґрунтів, понад 150 варіантів сольового режиму ґрунтів і понад 20 варіантів режиму затінення, навіть при самій примітивній шкалі режимів цього фактора. В той же час беручи до уваги лише масові види, неможливо претендувати на більшу точність, ніж 0,5 бала.

Зміна гідрогеологічного режиму через виникнення, посилення або послаблення процесів, які відбуваються в літосфері, знаходить своє відображення в змінах складу фітоценозів. Характеризуючи розвиток процесів підтоплення та осушення необхідно володіти загальною класифікацією рослин за вологолюбністю. За відношенням до використання води всі рослини діляться на три основні екологічні типи: гігрофіти, мезофіти, ксерофіти. [8]

Гігрофіти – рослини перезволожених районів з високою вологістю повітря та ґрунту. Типові гігрофіти – рис, плакун-трава, калюжниця тощо. У

всіх гігрофітів є повітроносна тканина – аеренхіма. Надлишок вологи у них в умовах сильно вологого повітря виділяється шляхом гутації (плач рослин) – виділення краплин води через спеціальні клітини по краю листя. Часто гутація спостерігається перед дощем. [8]

Мезофіти – рослини середніх умов зволоження. До них відноситься більшість лучних і лісових, а також культурних рослин. Мезофіти мають помірно розвинуті кореневі системи та листя середнього розміру. Виділяють також перехідні групи: гігромезофіти та ксеромезофіти. [8] Перехідні групи означають наближення до меж екологічної амплітуди по відношенню до середніх вимог зволоження, але ще не достатні показники для віднесення їх в сусідні категорії даної класифікації. До мезофітів відносяться також ефемери та ефемероїди. Ефемери – однорічні рослини з коротким періодом розвитку. Ефемероїди – багаторічні рослини з короткою щорічною вегетацією (тюльпани, нарциси, іриси). Активний розвиток ефемерів та ефемероїдів спостерігається весною в степах, коли є достатньо вологи.

Ксерофіти – рослини посушливих зон, які можуть переносити ґрунтову і атмосферну посуху. Особливо їх багато в степах, напівпустелях і пустелях. У лісовій зоні вони зустрічаються на сухих і напівсухих схилах. Для зменшення випаровування вологи в них є пристосування: дрібне шкірясте листя, потужне опушення, посилено розвинута механічна тканина, довге коріння. До них відносяться також сукуленти – рослини з соковитим листям і стеблами, з розвиненою тканиною (алоє, кактуси). [8]

Порушення водного режиму ґрунту і в лісі негативно впливає на деревостан. Тому продуктивність насаджень залежить не лише від родючості ґрунту, а й від достатньої кількості вологи в ньому. Як недостача, так і надлишок ґрунтової вологи негативно впливають на зростання і продуктивність лісу. Однак, не всі деревні породи однаково реагують на зміну водного режиму ґрунту; одні вимогливіші до вологи, інші – більш посухостійкі. П.С. Погребняк поділяє деревні породи за їх вологолюбністю на такі групи: ксерофіти (сухолобні) – саксаул, сосна звичайна, сосна чорна, сосна кримська, ялівець, дуб пухнастий, акація біла, груша, степові кущі; ксеромезофіти (помірно сухолобні) – клени гостролистий і польовий, берест, дуби звичайний і скельний, гледичія, яблуня, черешня; мезофіти (помірно вимогливі до вологості ґрунту) – граб, ясен, липа, горіх, ялиця, каштан посівний, бук, сосна Веймутова, явір, ліщина, бархат амурський, бузина; мезогігрофіти (середньо вологолюбні) – в'яз, черемха, тополя, верби козяча, срібляста і ламка, береза пухнаста, вільха сіра; гігрофіти (вологолюбні) – вільха чорна, ясен (болотний екотип), болотні верби [9].

При зміні умов зволоження і розвитку процесів підтоплення або осушення якісний склад екологічних угруповань змінюється поступово. Першими реагують стенобіонти – рослини, які мають вузьку екологічну амплітуду по відношенню до фактора зволоження, тобто малу пристосованість до змін показників вмісту вологи в ґрунті. Перші ознаки зміни гідрологічного режиму проявляються в погіршенні росту, розвитку і продуктивності стенобіонтів певної ділянки. При продовженні змін

показників зволоження і вмісту вологи в ґрунті стенобіонти починають зникати з даної ділянки, мігруючи до більш сприятливих районів для їхньої життєдіяльності. При значних змінах гідрогеологічного режиму спостерігаються порушення вегетаційного циклу і еврибіонтів, зменшення числа їх популяції та поступового розповсюдження видів, в яких змінені гідрогеологічні показники займають фазу оптимуму їхньої екологічної амплітуди.

Прикладом може бути ділянка хвойно-широколистяного лісу, на території якої почали розвиватись процеси підтоплення. Через певний час, дуб звичайний, сосна звичайна, граб звичайний, береза поникла, липа дрібнолиста, клен гостролистий, липа широколиста, які є основою рослинного угруповання даної місцевості, будуть знижувати свою продуктивність, а в підрослі почнуть з'являтися вільха чорна, ясен звичайний, осика, верби.

Звичайно, реакція деревних порід займає більше часу, ніж трав'янистої рослинності. Тому найшвидше перші ознаки зміни гідрогеологічного режиму будуть проявлятися в нижніх ярусах рослинного угруповання.

Термін змін є також важливим фактором, оскільки короткотривале різке порушення встановленого режиму не встигає знайти своє відображення в змінах якісного і кількісного складу екоморф.

**Висновки.** Вивчена класифікація рослин за вологолюбністю, що дає можливість використання фітоіндикації як метода визначення гідрогеологічного режиму ландшафту. Необхідно враховувати підхід до цієї класифікації за шириною екологічної амплітуди по відношенню до водного фактора.

Розглянуті основні методи фітоіндикації режимів зволоження. Індикацію за присутніми видами найлегше провести, коли даний тип режиму найближче до загальнокомфортного, чим далі даний тип режиму від загальнокомфортного, тим більше зростає значення індикації за відсутністю видів певних екоморф.

Найкраще цим методом володіють біогеографи, оскільки є спеціалістами з питань належності певних рослинних видів до категорій, що є показовими у визначенні гідрогеологічного режиму місцевості. Користуючись цим методом необхідно вносити поправки на інертність реакції рослин на зміни режиму та на ширину екологічної амплітуди за даним фактором.

#### Список літератури.

1. Арманд А.Д. Самоорганизация и саморегулирование географических систем / А.Д. Армад. – М. : Наука, 1988. – 261 с.
2. Викторов С.В. Индикационная геоботаника / С.В. Викторов, Г.Л. Ремезова. – М. : Изд-во МГУ, 1988. – 167 с.
3. Гриб И.В. Индикация санитарно-экологического состояния притоков р. Припяти по ценозам высших водных растений / И.В. Гриб, Ю.Р. Гроховская // Гидробиол. журн. – 2001. – Т. 37, №2. – С. 44-57.
4. Гриб И.В. Біоіндикація стану річкової мережі за якісним складом угруповань макрофітів та синтезованої біомаси / И.В.Гриб, В.В. Сондак, Ю.Р. Гроховська // Відновна гідроекологія порушених річкових та озерних систем – Рівне: Волинські береги, 1999. – Т. 1. – С. 68-69.
5. Дідух Я.П. Методологічні підходи до проблем фітоіндикації

екологічних факторів / Я.П.Дідух // Укр. ботан. журн. – 1990. – 47, № 6. – С. 5–12. **6.** Дідух Я.П. Фітоіндикація екологічних факторів / Я.П.Дідух, П.Г.Плюта. – К.: Ін-т ботаніки НАН України, 1994. – 280 с. **7.** Клименко М.О. Порівняльна характеристика результатів оцінки якості води за гідрохімічними показниками та водною рослинністю / М.О.Клименко., Ю.Р.Гроховська // Вісник РДГУ. – 2001. – Вип. 3(10). – С. 15-22. **8.** Миркин Б.М. Словарь понятий и терминов современной фитоценологии / Б.М. Миркин, Г.С. Розенберг, Л.Г. Наумова – М. : Наука, 1989. – 223 с. **9.** Погребняк П.С. Общее лесоводство / П.С.Погребняк– М. : Колос, 1968. – 440 с. **10.** Родінка О.С. Фітоіндикація показників гідрологічного режиму екотопів : Дис. канд. біол. наук: 03.00.16 / О.С.Родінка ; Інститут ботаніки НАН України. – К., 2002. – 146 с. **11.** Сочава В.Б. Введение в учение о геосистемах / В.Б.Сочава. – Новосибирск: Наука, СО, 1978. – 319 с. **12.** Цыганов Д.Н. Фитоиндикация экологических факторов в подзоне хвойно-широколиственных лесов / Д.Н. Цыганов – М. : Наука, 1983. – 198 с.

### **Фітоіндикація як метод визначення гідрологічного режиму ландшафту**

**Сидоренко М.В.**

*Проаналізовано основні методи фітоіндикації. Розглянуто класифікацію рослин за вологолюбністю. Охарактеризовано зв'язок між зміною складу фітоценозів та змінами гідрологічного режиму ландшафту.*

**Ключові слова:** екологічний режим фактору; фітоіндикація; гідрологічний режим; фітоценоз; класифікація рослин за вологолюбністю.

### **Фитоиндикация как метод определения гидрогеологического режима ландшафта**

**Сидоренко М.В.**

*Выполнен анализ основных методов фитоиндикации. Рассмотрена классификация растений по отношению к водному фактору. Определена связь изменений состава фитоценозов с изменением гидрогеологического режима ландшафта.*

**Ключевые слова:** экологический режим фактора; фитоиндикация; гидрогеологический режим; фитоценоз; классификация растений по отношению к водному фактору

### **Phytoindication as a method of identification territorial hydrological mode**

**Sidorenko M.V.**

*Main phytoindicational methods are analysed. Plants water resistance classification is discussed. The interrelation of the phytocenosis content changes and landscape's hydrogeological mode is characterized.*

**Keywords:** ecological mode of factor; phytoindication; hydrogeological mode; phytocenosis; classification of plants according to water factor

**Надійшла до редколегії 27.12.10**

*Ємчук Т.В.*

*Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича*

## **ОЦІНКА ЗАХИЩЕНОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД: МЕТОДОЛОГІЧНІ АСПЕКТИ І ПРАКТИЧНЕ ЗАСТОСУВАННЯ**

*Ключові слова:* басейн річки; підземні води; забруднення; якість води; захищеність

**Вступ.** Проблема захищеності підземних вод від забруднення надзвичайно важлива, оскільки забруднюючі речовини природного і антропогенного походження можуть потрапляти в підземні води в результаті захоронення або розміщення їх на поверхні. Вони проникають через ґрунтовий горизонт, зону аерації і досягають водоносного горизонту.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** До теперішнього часу вітчизняними і зарубіжними спеціалістами розроблений ряд методик оцінки умов захищеності підземних вод [2, 4, 6, 7]. Ці методики мають прикладний характер і інколи успішно вирішують конкретні завдання, але в той же час не можуть бути визнані повністю задовільними і універсальними.

**Метою даного дослідження** є оцінка захищеності підземних вод басейну річки Прут (в межах Чернівецької області) за методикою DRASTIC [8] та якості вод першого водоносного горизонту за результатами власних гідрогеохімічних досліджень. В якості параметрів захищеності підземних вод від забруднення згідно методики DRASTIC враховано: глибину залягання підземних вод, ефективну інфільтрацію вод, літологію водоносного горизонту, механічний склад ґрунтів, кут нахилу денної поверхні, літологію порід зони аерації, коефіцієнт фільтрації водоносного горизонту.

**Об'єктом дослідження** виступають підземні води першого водоносного горизонту басейну річки Прут в межах Чернівецької області.

**Виклад основного матеріалу.** Досліджувана територія, охоплена детальною системою локального моніторингу підземних вод.

Для потреб оцінки природної захищеності підземних вод від забруднення здійснено детальні дослідження таких параметрів як: глибина залягання підземних вод, ефективна інфільтрація вод, літологія водоносного горизонту, механічний склад ґрунтів, кут нахилу денної поверхні, літологія порід зони аерації, коефіцієнт фільтрації водоносного горизонту.

Результати досліджень дозволили сформувати базу даних для оцінки ролі і величини критеріїв при оцінюванні природної захищеності підземних вод.

На базі цих даних і розрахунків, відповідних методиці DRASTIC, прийнято дещо модифіковану, адаптовану до специфіки досліджуваної території, класифікацію природної захищеності підземних вод, яка залежить

від меж мінливості індексу природної захищеності підземних вод ПЗПВ.

Виділено наступні класи природної захищеності підземних вод басейну річки Прут (в межах Чернівецької області) від забруднення (табл. 1):

- дуже низька (ПЗПВ < 100),
- низька (ПЗПВ від 100 до 125),
- середня (ПЗПВ від 126 до 150),
- середньо висока (ПЗПВ від 151 до 175),
- висока (ПЗПВ від 176 до 200),
- дуже висока (ПЗПВ > 200).

*Таблиця 1. Площа території у межах певного класу природної захищеності підземних вод – результати оцінки за методикою DRASTIC*

ПЗПВ <sub>Σ</sub>	Клас захищеності	Площа території (км <sup>2</sup> )	Частка класу у загальній площі території (%)
< 100	A – дуже низька	10	0,42
100-125	B – низька	9	0,4
126-150	C – середня	265	10,9
151-175	D – середньовисока	397	16,33
176-200	E – висока	635	26,12
> 200	F – дуже висока	1115	45,83
<b>Разом</b>	<b>2431 км<sup>2</sup> – територія досліджень</b>		<b>100 %</b>

Вищеописана методика має як переваги так і недоліки [2]. Необхідно підкреслити, що методика DRASTIC може бути використана для попередніх оцінок. За допомогою цього методу неможливо точно прогнозувати поведінку забруднюючих речовин, оскільки, вони володіють певними властивостями, а також можуть потрапляти у водоносний горизонт у результаті перетікання із глибше залягаючи горизонтів, які використовуються в якості приймачів стічних вод. Нагадаємо, що в цій методиці закладено надходження забруднення до водоносного горизонту з денної поверхні. А також, не враховується зміна параметрів від точки до точки і вплив антропогенного навантаження на навколишнє середовище, що призводить до зміни якості підземних вод. Наприклад, перший водоносний горизонт, захищеність якого визначена цим методом як середня або низька, може бути розміщений близько великого міста, що суттєво збільшує ризик його забруднення. Однак, за допомогою цього методу можна виділити, для попереднього прогнозу, території з різним ступенем захищеності (табл. 1). Більш того, цей метод можна використовувати суміжно з іншими кількісними підходами, зокрема, з гідрогеохімічними дослідженнями, які дозволять оцінити процеси, які виникають в системі вода – порода – забруднююча речовина. Тому, одним із завдань нашого дослідження було співставлення класів захищеності з власними дослідженнями змін хімічного складу підземних води у басейні річки Прут (в межах Чернівецької області) у квітні, червні та грудні 2009–2010 років.

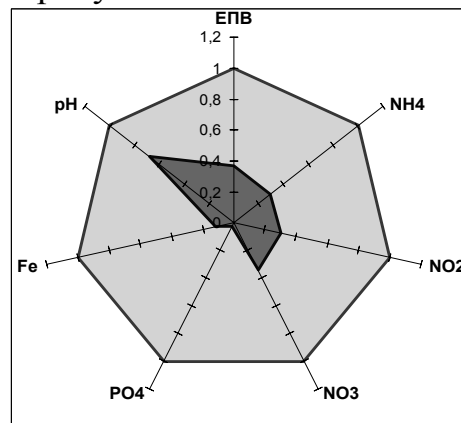
Для комплексної оцінки хімічного стану підземних вод нами застосовано та модифіковано графічний метод складання модель-карт якості поверхневих вод [3]. Модель-карти являють собою пелюсткову діаграму зі

шкалами-радіусами, ціна поділки яких відповідає середньому значенню гідрогеохімічного показника якості води (електролітична провідність води, водневий показник, амонійний, нітритний, нітратний азот, фосфати і загальне залізо).

Кількість радіусів відповідає кількості гідрогеохімічних параметрів, що визначаються. За норму прийнято встановлені ГДК для водоспоживання [1, 5]. Зауважимо, що вхідними даними діаграми були середні значення хімічних показників у розрізі пунктів апробування, що розміщені в межах одного класу захищеності підземних вод. Норми ГДК переводили у відсотки, оскільки це дало можливість об'єднати однією величиною різні значення хімічних сполук.

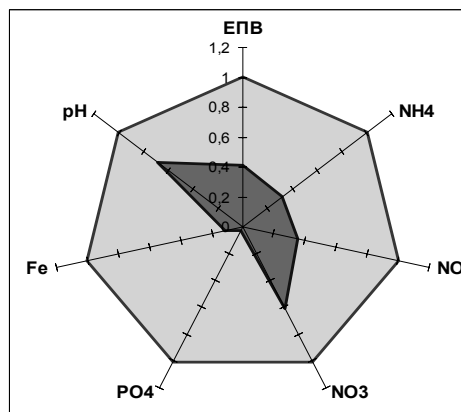
Нанесення отриманих у такий спосіб відсоткових значень концентрацій хімічних показників на пелюсткову діаграму показує напрям зміни хімічних характеристик, за якими можна визначити середні концентрації хімічних показників та ймовірні джерела забруднення.

Побудовані нами модель-карти для визначення екологічного коефіцієнта якості води представлені на рисунках 1 – 6.



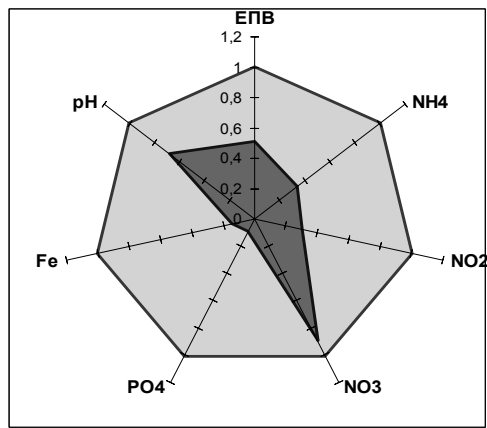
- фактичні дані гідрогеохімічного аналізу,
- оптимальні значення показників (де 1 відповідає ГДК)

**Рис. 1. Модель-карти якості підземних вод з дуже високою захищеністю підземних вод від забруднення**



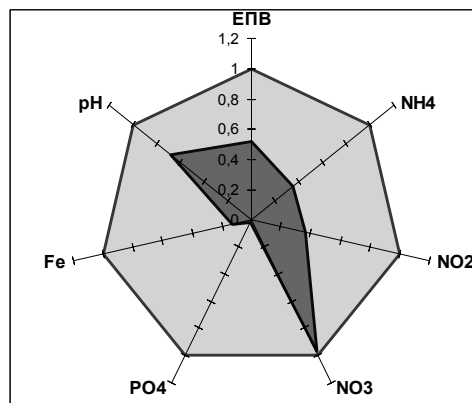
- фактичні дані гідрогеохімічного аналізу,
- оптимальні значення показників

**Рис. 2. Модель-карти якості підземних вод з високою захищеністю підземних вод від забруднення**



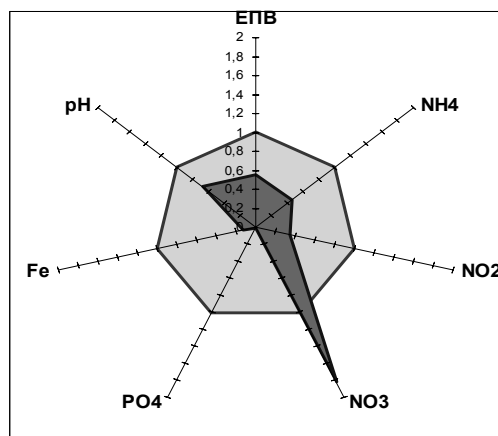
— фактичні дані гідрогеохімічного аналізу,  
 — оптимальні значення показників

**Рис. 3. Модель-карти якості підземних вод з середньовисокою захищеністю підземних вод від забруднення**



— фактичні дані гідрогеохімічного аналізу,  
 — оптимальні значення показників

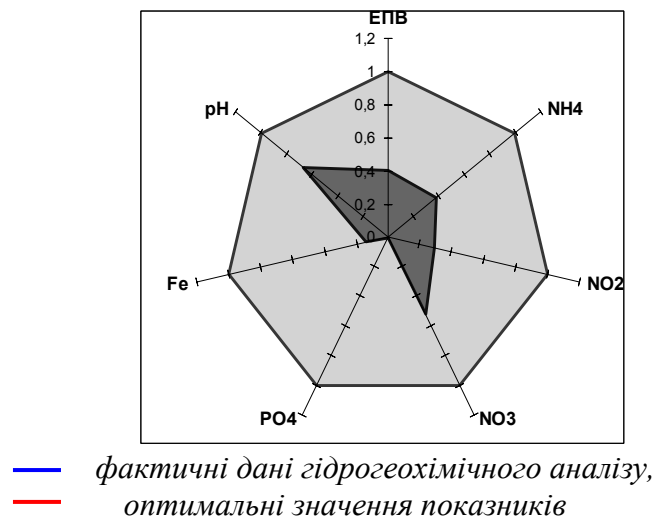
**Рис. 4. Модель-карти якості підземних вод з середньою захищеністю підземних вод від забруднення**



— фактичні дані гідрогеохімічного аналізу,  
 — оптимальні значення показників

**Рис. 5. Модель-карти якості підземних вод з низькою захищеністю підземних вод від забруднення**





**Рис. 6. Модель-карти якості підземних вод з дуже низькою захищеністю підземних вод від забруднення**

Модель-карти, зображені на рисунках 1-4, 6 показують, що значення гідрогеохімічних показників підземних вод не перевищують установлені норми ГДК. Тільки перевищення ГДК за нітратним азотом можна спостерігати на рис.5, що може бути пов'язано з низькою захищеністю підземних вод від забруднення.

Однак, можна прослідкувати деяку закономірність. Всі гідрогеохімічні показники хоча і знаходяться у межах ГДК, але мають тенденцію до зростання, починаючи з дуже високої і закінчуючи низькою захищеністю підземних вод. В такому випадку, аналіз динаміки та концентрації гідрогеохімічних показників території дослідження співпадає з якісною оцінкою метода DRASTIC, який призначений для регіональних оцінок. Виключенням є рис. 5, де спостерігається забруднення підземних вод за нітратним азотом. Система DRASTIC враховує 7 вищезазначених найважливіших чинників, що мають істотний вплив на можливість проникнення забруднень з поверхні території до підземних вод, при цьому не враховуючи джерела забруднення підземних вод.

**Висновки.** Підсумовуючи вищевикладене, зазначимо практичність застосування якісного та кількісного методів оцінки захищеності підземних вод від забруднення як для регіональних, так і локальних досліджень. За їх допомогою можна визначити не тільки можливість потрапляння забруднюючих речовин, а й оцінити фізико-хімічні процеси, які відбуваються у підземних водах.

Оцінка якості підземних вод значною мірою верифікує результати оцінки захищеності підземних вод від забруднення. Однак, сподіватися прямої залежності між результатами цих оцінювань не варто, оскільки на якість вод впливатиме не тільки їх захищеність, але й рівень антропогенного навантаження, тобто ризик забруднення.

### Список літератури

1. Вода питьевая. Гигиенические требования и контроль за качеством ГОСТ 2874 – 82.. – М. : Изд-во стандартов, 1982. 2. Региональная оценка уязвимости пресных подземных вод: методологические аспекты и практическое применение / [И.С. Зекцер, О.А. Каримова, Ж. Бужуоли, М. Буччи] // Водные ресурсы. – 2004. – Т. 31, №6. – С. 645–650. 3. Малі річки України: довідник / [ред. А.В. Яцика] – К. : Урожай, 1991. – 295 с. 4. Орадовская А.Е. Санитарная охрана водозаборов подземных вод / А.Е. Орадовская, Н.Н. Лапшин, – М. : Недра, 1987. – 167 с. 5. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения СанПиН № 4630 – 88. Минздрав СССР. – М., 1988. 6. Смирнова А.Я. Грунтовые воды и их естественная защищенность от загрязнения на территории Воронежской области / А.Я.Смирнова, Л.В.Умнякова, В.М.Гольдберг. – Воронеж : Изд-во ВГУ, 1986. – 108 с. 7. Albinet M., Cartographie de la vulnérabilité à la pollution des nappes d’Oau souterraine / M.Albinet, J.Margat. – Orleans, 1970. – 4 p. 8. Aller L. – DRASTIC: 1987 A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. Ada, Oklahoma / L Aller, T.Bennett, J.H.Lehr, R.J.Petty, G.Hackett.

#### **Оцінка захищеності підземних вод: методологічні аспекти і практичне застосування**

**Ємчук Т.В.**

*Описані дві незалежні методики оцінки захищеності підземних вод від забруднення, які були використані для басейну річки Прут в межах Чернівецької області. За допомогою них виявлені регіональні закономірності фізико-хімічних процесів, які відбуваються у підземних водах.*

**Ключові слова:** басейн річки; підземні води; забруднення; якість води; захищеність.

#### **Оценка защищенности подземных вод: методологические аспекты и практическое применение**

**Ємчук Т.В.**

*Описаны две независимые методики оценки защищенности подземных вод от загрязнения, которые были использованы для бассейна реки Прут в межах Черновицкой области. За их помощи выявлены региональные закономерности физико-химических процессов, происходящих в подземных водах.*

**Ключевые слова:** бассейн реки; подземные воды; загрязнения; качество воды; защищенность.

#### **Assesment of groundwater protection: methodological aspects and practical application**

**Iemchuk T.V.**

*We describe two independent methods of evaluation of groundwater protection from pollution, which were used for the Prut river basin within the Chernivtsi region. With them were found regional patterns of physical and chemical processes that occur in groundwater.*

**Keywords:** river basin; underground water; pollution; water quality; protection.

**Надійшла до редколегії 28.02.11**

УДК 504.4:556.53

*Лобода Н.С., Гриб О.М., Сіренко А.М.*

*Одеський державний екологічний університет*

## **ОЦІНКА ПРИПЛИВУ ПРІСНИХ ВОД ДО КУЯЛЬНИЦЬКОГО ЛИМАНУ**

*Ключові слова: природний стік; побутовий стік; модель «клімат-стік»; коефіцієнт антропогенного впливу; внутрішньорічний розподіл стоку.*

**Вступ.** Водозбір річки Великий Куяльник (В. Куяльник) займає 83% загальної площі водозбору Куяльницького лиману і може суттєво впливати на його водний та гідроекологічний режим. Проте, річка Куяльник є практично невивченою як з гідрологічної, так і з гідроекологічної точок зору. Актуальність досліджень обумовлена необхідністю визначення прибуткових та видаткових складових водного балансу Куяльницького лиману, з метою збереження його рекреаційних ресурсів. Для характеристики гідрологічного режиму р. В. Куяльник необхідно звертатися до просторово-часових узагальнень характеристик стоку [1, 35-41; 2, 81-91]. Ізолінії норм річного стоку для території Північно-Західного Причорномор'я у цих документах проведені пунктиром, що указує на недостатність даних спостережень. У Одеському державному екологічному університеті (ОДЕКУ) розроблена модель «клімат-стік», яка дозволяє оцінювати водні ресурси невивчених у гідрологічному плані річок, а також річок із значною трансформацією стоку водогосподарською діяльністю на основі моделі «клімат-стік». Метою роботи є визначення водних ресурсів річки В. Куяльник у природних і порушених водогосподарською діяльністю умовах.

Результати роботи увійшли до звіту науково-дослідної теми «Стан гідрографічної мережі річки Великий Куяльник в умовах водогосподарських перетворень на її водозбірному басейні», виконаної ОДЕКУ в 2010 р. на замовлення Управління освіти і науки ОДА за рахунок бюджетних коштів з обласного фонду «Охорони навколишнього природного середовища».

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Проблемою дослідження стоку річки Великий Куяльник в різні роки займалися такі вчені та спеціалісти, як В.М. Біциллі, І.Ф. Бурлай, Г.І. Швебс, В.М. Тімченко та інші. Дослідження водного балансу Куяльницького лиману під час чергового обміління у 1990-1996 рр. відображенні у публікаціях вчених Інституту гідробіології НАН України (під керівництвом В. М. Тімченка) [3, 9-24, 66-95; 4, 204].

У сучасний період вивченням екологічного стану та складових водного балансу Куяльницького лиману, а саме, причин обміління водойми та катастрофічного збільшення солоності води, займаються науковці та спеціалісти ОДЕКУ, Фізико-хімічного інституту захисту навколишнього середовища та людини МОН України та НАН України (під керівництвом А.А. Енана) [5, с. 247-249] і деякі інші.

**Постановка завдання.** У роботі використані дані спостережень за річковим стоком у створі В. Куяльник – смт. Северинівка та у створі Тілігул – с. Березівка, дані про температурний режим повітря та опадів по метеостанції Любашівка. Період спостережень 1986-1993, 2001-2006 рр.

За просторово-часовими узагальненнями побутового стоку, виконаними А. І. Шерешевським та П.Ф. Вишневським [2, с. 81-91] середня багаторічна величина річного стоку річки Великий Куяльник змінюється від 0,6 л/с км<sup>2</sup> на півночі до 0,2 л/с км<sup>2</sup> при впадінні у Куяльницький лиман, коефіцієнт варіації річного стоку зростає від 0,8 до 1,0, відповідно. На річці діє з 1985 року гідрологічний піст р. Великий Куяльник – с. Северинівка. Відстань від гирла становить 5 км, площа водозбору - 1840 км<sup>2</sup>, відмітка “0” графіка поста дорівнює мінус 4,15 м [6, с. 136-137]. За даними [7, с. 222-225] сумарна площа водної поверхні штучних водойм становить 4.9 км<sup>2</sup>, об’єм - 7,49 млн.м<sup>3</sup>.

Аналіз коливань річного стоку річок Правобережної України [8, с. 199-204; 9, с. 62-70] дозволив установити, що з 1984р. водність цих річок знаходиться у маловодній фазі, на фоні якої відбувся сплеск водності наприкінці 90-х років минулого сторіччя та початку 21 сторіччя. За даними про стік річки В. Куяльник в створі Северинівка отримано, що найбільший річний стік спостерігався у 2003 році (34 мм), найменший – у 1993 році (0,5 мм). Середня багаторічна величина річного стоку р. Куяльник за періоди 1986-1993 та 2001-2006 роки становить 4,83 мм, коефіцієнт варіації – 1,87, коефіцієнт асиметрії – 3,26, відношення  $C_s/C_v$  дорівнює 1,7. Кореляція між річним стоком попередніх та наступних років відсутня ( $r(1) \approx 0,00$ ). Відносна середня квадратична похибка розрахунку середньої багаторічної величини стоку становить 52%, що обумовлено високим значенням коефіцієнту варіації та коротким періодом спостережень. Забезпеченість водності року близьку до 50%, має 1990 рік, водність у який становила 1.4 мм, що значно відрізняється від середньої багаторічної величини стоку.

Колівання річного стоку у створі р. Великий Куяльник – с. Северинівка є синхронними із коливаннями у створі р. Тілігул – с.Березівка. Коефіцієнт кореляції за 11 років сумісних спостережень становить 0,98. Це дозволяє отримати наближені значення річного стоку у створі В. Куяльник – смт. Северинівка за 1994-2000 та 2004 роки. З урахуванням відновлених даних норма річного стоку склала 4,85 мм, коефіцієнт варіації – 1,64, коефіцієнт асиметрії – 2,99, відношення  $C_s/C_v$  дорівнює 1,8. Між річним стоком попередніх та наступних років кореляція відсутня. За відновленими даними відносна середня квадратична похибка розрахунку середньої багаторічної величини стоку становить 37%.

У досліджуваний період максимальна місячна витрата води ( $10,3 \text{ м}^3/\text{с}$ ) у створі В. Куяльник – смт. Северинівка спостерігалась у березні 2003р., мінімальне значення витрат, коли річка пересихала і фактично стік був відсутній, спостерігалася у всі роки окрім 1988. Стік був відсутній зі 100 %-ою забезпеченістю 11 червня 1993 р. та 28 лютого 2001 р.

За період спостережень за стоком у межах водозбору річки В. Куяльник найбільше значення річного стоку у створі смт. Северинівка відмічене у 2003 році і становило 34 мм. Цей рік характеризується дружнім весняним водопіллям, яке почалося 11.03.2003 і тривало до 05.05.2003. Найбільша витрата дорівнювала  $35,9 \text{ м}^3/\text{с}$  (26.03.2003). Від'ємні температури повітря спостерігалися на протязі усього зимового сезону. Найбільш холодними були грудень ( $T_{сер.}^{\circ} = -7,9^{\circ} \text{C}$ ) та лютий ( $T_{сер.}^{\circ} = -7,4^{\circ} \text{C}$ ). Найбільш низька температура повітря спостерігалася у січні і становила  $-19,5^{\circ}\text{C}$ . Перехід температури повітря до позитивних значень відбувся 25.03.2003. Саме у цей зимовий сезон стійкий льодовий покрив спостерігався з 09.12.2002 до 12.02.2003, а сума опадів за грудень-березень склала 123 мм.

Розподіл стоку по сезонах і місяцях може описуватися згідно із типовою схемою, наведеною в [10, 102-103]. Звідки витікає, що близько 50% стоку річки Куяльник надходить до лиману у весняний сезон (III-V), а найменший приплив води спостерігається у осінній сезон (IX-XI) і становить 6%. Розподіл стоку по характерним рокам був отриманий також на основі даних спостережень (табл. 1, 2).

**Таблиця 1. Внутрішньорічний розподіл стоку (%) характерних років по місяцях (на основі даних спостережень р. Великий Куяльник – с. Северинівка)**

Рік	P, %	Характеристика водності	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II
2003	7	багатоводний	43,8	37,3	9,61	0,43	0,17	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	8,59
1990	50	середній за водністю	22,6	13,4	4,12	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	17,5	43,2
1987	78	маловодний	70,5	29,9	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0

**Таблиця 2. Внутрішньорічний розподіл стоку (%) характерних років по сезонах (на основі даних спостережень р. Великий Куяльник – с. Северинівка)**

Рік	P, %	Характеристика водності	весна III- V	літо VI- VIII	осінь IX- XI	зима XII- II
2003	7	багатоводний	90,7	0,59	0,00	8,59
1990	50	середній за водністю	40,1	0,0	0,0	60,7
1987	78	маловодний	100	0,0	0,0	0,0

За фактичними даними більшу частину року річка пересихає. Практично відсутній стік у осінній сезон незалежно від водності року. У багатководний рік стік спостерігається з лютого до липня включно. При переході до років меншої водності наявність стоку у руслі річки на протязі року зменшується до двох місяців (березень, квітень). Річка пересихає у сезони літо–осінь. На прикладі водозбору р. Тілігул – с. Березівка в роботі [11, с. 160-167] встановлено, що тривалість пересихання може становити близько 158 діб. Стік може бути відсутнім і у зимовий сезон (XII–II). Від’ємні температури повітря не сприяють надходженню поверхневого схилового стоку до русла річки. Отже, в зимовий сезон продовжується виснаження руслових запасів. У багатководний 2003 рік ( $p = 7\%$ ) у річці Куяльник стік спостерігався до серпня місяця, у середній по водності рік – до травня місяця, у маловодний та дуже маловодний роки стік спостерігався лише у березні, квітні та травні. Це дозволяє зробити висновок, що головна частина стоку проходить через замикальний створ у період весняної повені, а підземне живлення відіграє у формуванні стоку дуже незначну роль.

Аналіз даних по стоку р. Куяльник дозволяє зробити висновки про недостатність даних спостережень за стоком та необхідність використання математичного моделювання.

**Виклад основного матеріалу.** У зв’язку з недостатністю даних спостережень та відсутністю даних про використання стоку, характеристики річного стоку були визначені на основі моделі «клімат-стік» [12, с. 5-10; 13, с. 32-41]. Модель спирається у розрахунках стоку на використання метеорологічних даних, якими територія Причорномор’я освітлена в значно більшій мірі, ніж гідрологічними.

Модель «клімат-стік» складається з двох частин. У першій частині виконується моделювання природного річного стоку, у другій – моделювання побутового (перетвореного водогосподарською діяльністю) стоку. Основою моделі є рівняння водно-теплового балансу та рівняння водогосподарського балансів. На основі реалізації методу водно-теплового балансу, для території України були отримані характеристики кліматичного стоку річок, який ототожнюється із зональним стоком [12, с. 5-10]. Дані про кліматичний (природний) стік використовуються на вході в імітаційну стохастичну модель побутового стоку [13, с. 32-41]. Узагальнення складових водно-теплового балансу виконане у вигляді карт ізоліній норм річних сум опадів, максимально можливого випаровування та кліматичного стоку [12, с. 5-10]. Для малих та середніх річок із значним впливом підстильної поверхні розроблена методика переходу від норм кліматичного стоку до природного [12, с. 5-10; 13, с. 32-41], в якій коефіцієнт переходу оцінюється як відношення норми природного стоку ( $\bar{Y}_{PP}$ ) до кліматичного ( $\bar{Y}_K$ ), тобто  $k = \bar{Y}_{PP} / \bar{Y}_K$ .

За отриманими в такий спосіб коефіцієнтами та кількісними показниками чинників підстильної поверхні розроблялися регресійні рівняння (з покроковим вибором оптимальних предикторів), які

відображають вплив найбільш вагомих інтразональних та азонанних чинників на формування річного стоку малих та середніх водозборів. У підзоні Південного степу серед чинників підстильної поверхні значне місце займають втрати на затримку поверхневих вод у зниженнях рельєфу. Непрямим показником втрат стоку на поверхневу затримку є ухил водозбору. Інформація про середньозважені ухили часто є відсутньою, тому для практичного застосування була запропонована залежність коефіцієнта переходу від середньої висоти водозбору, значення якої певним чином зв'язані з ухилом. Поправкові коефіцієнти зменшуються від 1 до нуля в міру зниження висоти місцевості, але лише в межах висот менших 280м

$$k = 1 - 0,003(280 - H_{cp}), \text{ при } H_{cp} < 280\text{м та } k = 1 \text{ при } H_{cp} \geq 280\text{м}, \quad (1)$$

де  $H_{cp}$  - середня висота водозбору.

Для території північно-західного Причорномор'я були одержані наступні співвідношення між основними статистичними параметрами природного річного стоку [12, 5-10]

$$C_v = \frac{5,6}{Y_k^{0,62}} ; C_s = 1,7C_v ; r(1) \cong 0, \quad (2)$$

де  $C_v$  - коефіцієнт варіації річного стоку;  $C_s$  - коефіцієнт асиметрії;  $r(1)$  - коефіцієнт автокореляції.

Норма кліматичного стоку для водозбору р. Куяльник - гирло за прийнятою моделлю становить 22 мм. Середня висота водозбору складає 120 м, отже, за (1) коефіцієнт переходу від норми кліматичного стоку до природного р. В. Куяльник дорівнює 0,55. Таким чином, норма природного річного стоку дорівнює 12 мм, коефіцієнт варіації та асиметрії за формулою (2) становить 1,2 та 2,0, відповідно. Величина природного стоку у роки різної забезпеченості приведена у табл. 3

**Таблиця 3. Природний річний стік водозбору річки В. Куяльник, визначений за моделлю «клімат-стік»**

Величина стоку у роки різної забезпеченості				
$Y_{PP5\%}$ , мм	$Y_{PP25\%}$ , мм	$Y_{PP50\%}$ , мм	$Y_{PP75\%}$ , мм	$Y_{PP95\%}$ , мм
40,8	17,6	7,54	1,78	0,0

На основі типового розподілу стоку по місяцях та сезонах [10, 102-103] отримані величини природного стоку у характерні по водності роки (табл. 4 та 5).

Таблиця 4. Величини шарів стоку (мм)у характерні по водності роки за типовим розподілом стоку по місяцях

Водність року	Шар річного природного стоку, мм	Розподіл стоку за місяцями, %											
		III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II
		Шари стоку, мм											
Багатоводний P = 25%	$Y_{25\%} = 17,6$	3,91	8,66	0,93	0,86	0,70	0,51	0,0	0,0	0,0	0,65	0,51	0,86
Середній за водністю P = 50%	$Y_{50\%} = 7,54$	1,53	3,88	0,51	0,50	0,23	0,0	0,0	0,0	0,0	0,14	0,22	0,53
Маловодний P = 75%	$Y_{75\%} = 1,78$	0,44	0,87	0,22	0,14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,10

Таблиця 5. Величини шарів стоку (мм)у характерні по водності роки за типовим розподілом стоку по сезонах

Водність року	Шар річного природного стоку, мм	Розподіл стоку за сезонами, %			
		весна III- V	літо VI- VIII	осінь IX- XI	зима XII- II
		Шари стоку, мм			
Багатоводний P = 25%	$Y_{25\%} = 17,6$	13,5	2,08	0,0	1,37
Середній за водністю P = 50%	$Y_{50\%} = 7,54$	5,93	0,73	0,0	0,74
Маловодний P = 75%	$Y_{75\%} = 1,78$	1,54	0,14	0,0	0,10

У роки різної водності найбільші шари стоку будуть спостерігатися у весняний сезон, а найменші – у осінній. Для багатоводного року ( $Y_{25\%}$ ) за типовою схемою стік відсутній з вересня по листопад, у рік середній за водністю ( $Y_{50\%}$ ) – стік відсутній з серпня по листопад, у маловодний рік ( $Y_{75\%}$ ) річка пересихає з липня місяця по січень.

Для отримання параметрів побутового річного стоку в умовах водогосподарських перетворень використовуються «функції відгуку» водозборів на водогосподарські перетворення [13, 32-41]. Функції відгуку мають вигляд залежностей коефіцієнтів антропогенного впливу від показників масштабів водогосподарської діяльності та кліматичних умов. Кожен з коефіцієнтів антропогенного впливу представляє собою співвідношення між статистичним параметром побутового і природного стоку

$$K_A = \frac{A'_{\text{ПОБ}}}{A_{\text{ПР}}}, \quad (3)$$



де  $A'_{ПОВ}$  - параметр побутового стоку, визначений для умов формування стоку при наявності на водозборі штучних водойм.

Загальний вид аналітичних рівнянь для оцінки коефіцієнтів антропогенного впливу при наявності на водозборах штучних водойм, які є штучними об'єктами ландшафту, описується таким чином

$$k'_{\bar{Y}} = e^{-\alpha_{YA} f_B}, \quad (4)$$

$$k'_{Cv} = e^{\alpha_{Cv} f_B}, \quad (5)$$

$$k'_{Cs} = e^{-\alpha_{Cs} f_B}, \quad (6)$$

$$\alpha_{\bar{Y}} = 0,767 \bar{Y}_K^{(-0,49)}, \quad r = 0,92, \quad (7)$$

$$\alpha_{Cv} = 0,247 e^{(-0,0274 \bar{Y}_k)}, \quad r = 0,91, \quad (8)$$

$$\alpha_{Cs} = 0,179 e^{(-0,0246 \bar{Y}_k)}, \quad r = 0,95, \quad (9)$$

де  $k'_{\bar{Y}}, k'_{Cv}, k'_{Cs}$  - коефіцієнти впливу додаткового випаровування з поверхні штучних водойм на статистичні параметри  $A$ ;  $\alpha_A$  - коефіцієнти, які залежить від співвідношення ресурсів вологи та тепла  $\beta_H$  або від норми кліматичного стоку як інтегрального показника зволоженості водозбору [13, 32-41];  $f_B$  - відносна площа водної поверхні, %.

За даними, отриманими в результаті експедиційних досліджень, що проводилися під керівництвом О.М. Гриба, кількість штучних водойм становить 132 шт., їх загальна ємність 15 млн. м<sup>3</sup>, а загальна площа водної поверхні – 6 млн. м<sup>2</sup> або 6 км<sup>2</sup>. При величині природного річного стоку 12 мм середній багаторічний загальний об'єм, який надходить до Куяльницького лиману становить 22 млн. м<sup>3</sup>. Таким чином, при одноразовому наповненні штучних водойм 68% річного стоку буде вилучено.

За формулами (4-9) був розрахований річний побутовий стік у роки різної водності при  $f_B = 0,3\%$ . Коефіцієнт антропогенного впливу  $K_{\bar{Y}} = 0,92$ . Для побутового стоку норма стоку дорівнює 11 мм, коефіцієнт варіації - 1,26, коефіцієнт асиметрії – 2,1. Встановлено, що за рахунок додаткового випаровування з водної поверхні штучних водойм стік р. Куяльник у дуже багатководний рік зменшується в незначній мірі – на 5%, у багатководний – на 9%, у середній по водності на 13%, у маловодний – на 34,8%. У дуже маловодні роки ( $P = 95\%$ ) стік відсутній, як у природних умовах, так і при водогосподарських перетвореннях.

При поєднанні коефіцієнту регулюючої ємності та коефіцієнту антропогенного впливу за рахунок додаткового випаровування сумарний антропогенний вплив буде становити  $K_{\bar{Y}} = (0,68 + 0,92 - 1) = 0,6$ . Тоді  $\bar{Y}_{ПОВ} = 7,2 \text{ мм}$ , коефіцієнт варіації буде дорівнювати 1,65, а коефіцієнт

асиметрії – 2,8. Величина побутового річного стоку річки Вел. Куяльник у роки різної забезпеченості при втратах на додаткове випаровування з водної поверхні представлені в табл. 6, а сумарна зміна річного стоку при втратах на заповнення штучних водойм та додаткове випаровування – в табл. 7.

**Таблиця 6. Побутовий річний стік річки Великий Куяльник при втратах на заповнення штучних водойм та додаткове випаровування**

Величини побутового стоку у роки різної забезпеченості				
$Y_{ПОВ5\%}$ , мм	$Y_{ПОВ25\%}$ , мм	$Y_{ПОВ50\%}$ , мм	$Y_{ПОВ75\%}$ , мм	$Y_{ПОВ95\%}$ , мм
30,1	9,54	2,50	0,0	0,0

**Таблиця 7. Сумарна зміна річного стоку при втратах на заповнення штучних водойм та додаткове випаровування з водної поверхні**

Зміна водності	Характеристика водності року			
	Дуже багато-водний	Багатоводний	Середній за водністю	Маловодний
$\varepsilon = \frac{Y_{ПОВ,P} - Y_{ПР,P}}{Y_{ПР,P}} \cdot 100\%$	-26,2%	-45,8%	-66,8	-100%

**Висновки.** На основі моделі «клімат-стік», розробленої в ОДЕКУ, встановлено, що природний (непорушений водогосподарською діяльністю) річний стік р. Куяльник має такі статистичні параметри:  $\bar{Y}_{ПР} = 12 \text{ мм}$ ,  $C_v = 1,2$ ,  $C_s = 2,0$ . За експедиційними дослідженнями відносна площа водної поверхні штучних водойм у межах водозбору р. В. Куяльник дорівнює 0,3. Втрати на додаткове випаровування з водної поверхні штучних водойм обумовлюють зміни характеристик стоку до таких величин  $\bar{Y}_{ПР} = 11 \text{ мм}$ ,  $C_v = 1,26$ ,  $C_s = 2,1$ . При урахуванні втрат стоку на заповнення усіх акумулюючих ємностей водосховищ та ставків, а також втрат на додаткове випаровування з поверхні штучних водойм ( $k_{\bar{y}} = 0,60$ ) отримані такі статистичні параметри  $\bar{Y} = 7,2 \text{ мм}$ ,  $C_v = 1,65$ ,  $C_s = 2,8$ . Оскільки встановлена за даними спостережень середня багаторічна величина стоку р. В. Куяльник менша розрахункової, у подальшому рекомендується дослідити вплив інших чинників водогосподарської діяльності.

#### Список літератури

1. Пособие по определению расчетных гидрологических характеристик. - Л.: Гидрометеиздат, - 1984. - С. 35-41
2. Шерешевский А.И. Норма и изменчивость годового стока рек Украины / А.И.Шерешевский, П.Ф.Вишневский // Гидробиологический журнал. - 1997. - Т.3. - С. 81–91.
3. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоёмов Северо-Западного Причерноморья / В.М.Тимченко. – К. : Наук. думка, 1990. – 240 с.
4. Лиманы Северного Причерноморья / В.С.Полищук, Ф.С.Замриборщ, В.М.Тимченко и др. – К. : Наук. думка, 1990. – 204 с.
5. Современное гидроэкологическое состояние Куяльницкого лимана (Северо-Западное Причерноморье) : Зб. наук. ст. / [А.А. Энан, Г.Н. Шихалева, В.В. Адобовский и др.] / За заг. ред. В.М. Небрата. – Одеса : Інвац, 2009. – С. 247-249.
6. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України. / В.І.Вишневський, О.О.Косовець. – К. : Ніка-Центр, 2003. – С. 136-137.
7. Паламарчук

М.М. Водний фонд України / М.М.Паламарчук, Н.Б.Закорчевна.– К.: Ніка-Центр, 2001. – С. 222–225. **8.** Лобода Н.С. Изменения климата и его влияние на реки Украины / Н.С.Лобода, А.А.Коробчинская, А.А. Рудник // Український гідрометеорологічний журнал. – 2010. – №6. – С. 199-204. **9.** Лобода Н.С. Закономірності коливань річного стоку річок України при змінах клімату на початку ХХІ сторіччя / Н.С. Лобода // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.18. – С. 62-70. **10.** Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И. Стрельца. – К. : Урожай, 1987. – С. 102-103. **11.** Гопченко Е.Д. Водные ресурсы северо-западного Причерноморья (в естественных и нарушенных хозяйственной деятельностью условиях) / Е.Д.Гопченко, Н.С.Лобода. – К.: КНТ, 2005. – С. 160-167. **12.** Лобода Н.С. Нормування характеристик природного річного стоку України / Н.С.Лобода, Е.Д.Гопченко. // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 252. – С.5–10. **13.** Лобода Н.С. Расчеты и обобщения характеристик годового стока рек Украины в условиях антропогенного влияния / Н.С. Лобода. – Одесса : Экология, 2005. – С. 32-41.

**Оцінка припливу прісних вод до Куяльницького лиману**  
**Лобода Н.С., Гриб О.М., Сіренко А.М.**

*На основі модель «клімат-стік», розробленої в ОДЕКУ, установлені параметри природного річного стоку р. Великий Куяльник. Досліджено вплив штучних водойм на норму річного стоку у роки різної вологості та розрахований сумарний коефіцієнт антропогенного впливу, який ураховує втрати на додаткове випаровування з водної поверхні штучних водойм та втрати на заповнення ємностей штучних водойм. Встановлені параметри побутового річного стоку. Розрахований внутрішньорічний розподіл стоку по місяцях та сезонах у роки різної вологості.*

**Ключові слова:** природний стік; побутовий стік; модель «клімат-стік»; коефіцієнт антропогенного впливу; внутрішньорічний розподіл стоку.

**Оценка притока пресных вод в Куяльницкий лиман**  
**Лобода Н. С., Гриб О.Н., Сиренко А.Н.**

*На основе модель "климат-сток", разработанной в ОГЭКУ, установлены параметры естественного годового стока р. Большой Куяльник. Исследовано влияние искусственных водоемов на норму годового стока в годы различной влажности и рассчитан суммарный коэффициент антропогенного воздействия, учитывающий потери на дополнительное испарение с водной поверхности искусственных водоемов и потери на заполнение емкостей искусственных водоемов. Установлены параметры бытового годового стока. Рассчитано внутригодовое распределение стока по месяцам и сезонам в годы различной влажности.*

**Ключевые слова:** естественный сток; бытовой сток; модель «климат-сток»; коэффициент антропогенного воздействия; внутригодовое распределение стока.

**Estimation of inflow of fresh water in Kuyal'nickiy estuary**  
**Loboda N.S., Grib O.M., Sirenko A.N.**

*On basis model "climate-flow", developed by the ODEKU, the parameters of the annual natural runoff of Large Kuyal'nik river are calculated. The influence of artificial reservoirs on the norm of annual flow in the years of different humidity is investigated and the total coefficient of anthropogenic influence is calculated, taking into account losses on additional evaporation from the water surface and loss on filling of capacities of artificial reservoirs. Certain are the parameters of life conditioned annual flow. The annual distributing of flow is expected on months and seasons in the years of different humidity.*

**Keywords:** natural runoff; life conditioned flow; the model of "climate-flow "; the coefficient of anthropogenic impact; subannual flow distribution.

**Надійшла до редколегії 29.12.10**

**Смирнова В.Г.**

*Полтавський університет економіки і торгівлі*

## ПАЛЕОРУСЛА В ДОЛИНАХ РІЧОК УКРАЇНИ

*Ключові слова: палеорусла; річкова долина; меандрування; палеозвивина*

**Вступ.** Для успішного проведення палеокліматичних, палеогідрологічних реконструкцій рельєфу, гідромережі в постгляціальний період часто застосовують палеоруслівий аналіз. Давні русла добре збереглися в морфології багатьох сучасних річкових долин і дають можливість прослідкувати реакцію русла та усєї річкової мережі на зміни клімату. Найбільш надійно палеорусліві реконструкції виконують для часу після максимального похолодання останньої льодовикової епохи за допомогою, так званих макрозвивин. Макрозвивини, або «великі меандри» (за західною термінологією) - це палеозвивини, розміри яких значно перевищують розміри звивин сучасного русла. Відсутні палеозвивини тільки на території, котра знаходилась під валдайським льодовиком [3,4]. Іноді спостерігають сліди малих стариць - реліктових малих палеозвивин, або навіть розгалужених палеорусел. Дослідження палеорусел має також важливе значення для вивчення динаміки руслових переформувань, сучасних долин та русел річок.

**Аналіз попередніх досліджень.** Дослідженням палеоландшафтів України, у тому числі й річкових палеодолин у різні роки займалися видатні українські географи, геоморфологи та геологи, зокрема В.В. Бондарчук, М.І. Дмітрієв, І.Ф. Леваківський, О. Гуров, Б.В. Лічков, М.С. Кожуріна, М.Ф. Веклич, Ю.Кошик та інші. Ці дослідження були присвячені особливостям формування річкових долин в попередні історичні епохи, вивченню долинного рельєфу. Наприклад, у 1878 році ще В.В. Докучаєвим [1] було відмічена невідповідність між розмірами сучасних річок території України (р. Оріль, р. Оржиця та ін.) та їхніх долин. У останнє десятиріччя значний вклад у дослідження палеорусел в басейні Дніпра внесли вчені Московського державного університету [3-5], а також Київського національного університету ім.Тараса Шевченка [6, 7].

**Постановка завдання.** Основною теорією утворення палеорусел є кліматична. Згідно цієї теорії десятки тисяч років тому назад на значній території суходолу внаслідок періодичних коливань температури, вологості клімату, кількості опадів утворювались річкові русла, які періодично змінювали свій тип, розміри, спрямування горизонтальних та вертикальних деформацій. Детальне дослідження цих давніх русел дає багатий матеріал для розуміння кліматичних та гідрологічних змін у минулому, а також для подальшого розвитку руслознавства.

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

Дослідження палеорусел річок України проводились переважно на рівнинній частині її території, зокрема у межах Руської рівнини [3-5]. Окремі оцінки палеоруслових форм проводились на деяких річках Прикарпаття [8]. Проте загальна картина поширення таких русел на території країни, їх характеристика досі відсутня. При написанні даної роботи ставилось завдання провести узагальнення матеріалів щодо походження, поширення, розвитку палеорусел, що розпізнаються у межах сучасних річкових долин на території України, а також виконати порівняння параметрів сучасних та давніх русел. Робота виконана на основі аналізу різномасштабних картографічних матеріалів, даних космічних знімків (Google Map) та літературних джерел. Під час дослідження розглядалися усі великі, середні та значна частина малих річок країни, окрім Дніпра і Дунаю.

**Основні результати досліджень.** Палеорусл, особливо їх звивисті різновиди, виявлені на багатьох річках світу, у всіх ландшафтних зонах від лісотундри до сухих степів. На території України також спостерігаємо велику кількість і значне різноманіття таких палеоутворень у межах долин більшості сучасних річок. Хоча значна частина палеорусел повністю перетворена внаслідок господарської діяльності, або під впливом переформувань сучасного русла. Не виявлено палеорусл в межах найбільш пониженої частини Причорноморської низовини, яка відносно недавно звільнилась з-під рівня моря, на Кримському півострові та в гірській частині Українських Карпат. Проте це не означає, що вони тут повністю відсутні. Ймовірно, що для виявлення палеорусел в цих районах потрібні більш детальні карти та дослідження.

Усі розглянуті приклади наявних в рельєфі палеорусел можна згрупувати за деякими характеристиками: за розмірами, за типом і формою, за висотним положенням, за характером зміни руслового режиму, динамікою переформувань.

*За розмірами* виділено великі та малі палеомеандри. Критерієм поділу було співвідношення параметрів звивин давнього та сучасного русла. Якщо розміри палеомеандр більші за розміри сучасних руслових утворень, такі звивини вважали великими. Формально ж критерієм віднесення звивин до «великих», чи макрозвивин вважають відносну величину її кроку  $L/V_p > 10$ . Найбільші значення  $L/V_p = 10 \div 12$  для макрозвивин давнього русла спостерігались в долинах річок Оріль, Самара, Сула, Дністер. Цікаво було відмітити, що назви населених пунктів, розташованих в місцях поширення макрозвивин часто передають саме цю особливість форми давнього долинного рельєфу: Хомутець, Луки, Лукім'я, Лучки тощо.

Розміри великих палеозвивин для різних річок мають дуже близькі значення і значно перевищують розміри сучасних звивин (табл.1). При цьому, чим крупніша ріка й більші розміри сучасних звивин, тим менше ці розміри відрізняються від розмірів палеозвивин. Наприклад, розміри палеозвивин на відносно великих ріках (Десна, Прут, Тиса, Дністер) у 2-4 рази перевищують відповідні розміри нинішніх звивин, а палеозвивини, які спостерігаються на малих ріках (Вовча, Нічлава, Стир, Оріль, Конка тощо)

більші у 10-12 разів відповідно. Пояснень цьому може бути декілька. Перш за все – це однакова причини утворення великих звивин: наявністю промерзлого ґрунту і дуже високого і короткого водопілля спричиненого таненням снігу. Ймовірно також, що палеозвивин на великих ріках є слідами не звивистого, а звивисто-розгалуженого русла, тобто наслідком процесу меандрування в окремих рукавах, а не єдиному руслі.

Таблиця 1. Характеристики палеозвивин в долинах деяких річок України

Назва ріки і населений пункт	Характеристики палеоруслу		Характеристики сучасного русла	
	Ширина русла, м	Крок звивини, м	Ширина русла, м	Крок звивини, м
Сула –с.Висачки	400	2500	30	170
Псел-с.Хорішки	330	2000	40	330
Оріль – с.Ряське	350	1790	50	200
Інгулець-с.Вел.Олександрівка	200	800	10	60
Самара- с.Дмитрівка	200	1000	10	60
Прут- с.Припруття	200	600	100	450
Сірет-с.Панка	30	120	40	350
Горинь-с.Михнів	50	200	20	40

Малі палеозвивини зустрічаються рідко. Вони збереглися в рельєфі першої – другої надзаплавних терас річок Стрий, Сірет, Дністер (вище гирла р.Стрий). Крок та ширина цих звивин в 2-3 рази менша, ніж у сучасного русла (рис.1). На цих річках спостерігається декілька генерацій палеозвивин: малі – на низьких терасах, великі – в межах заплави.

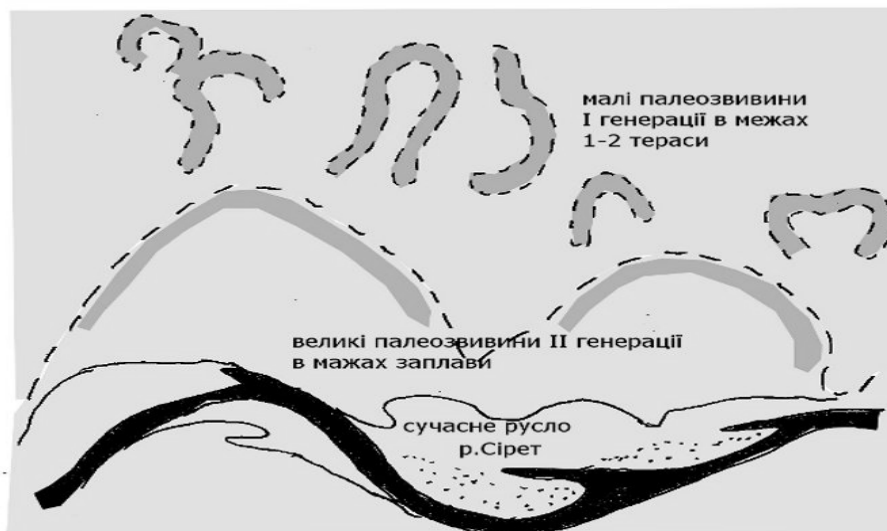


Рис.1. Схема сучасного русла р.Сірет в районі с.Панка та слідів двох генерацій палеозвивин

За типом і формою виділені палеоруслу умовно можна поділити на:

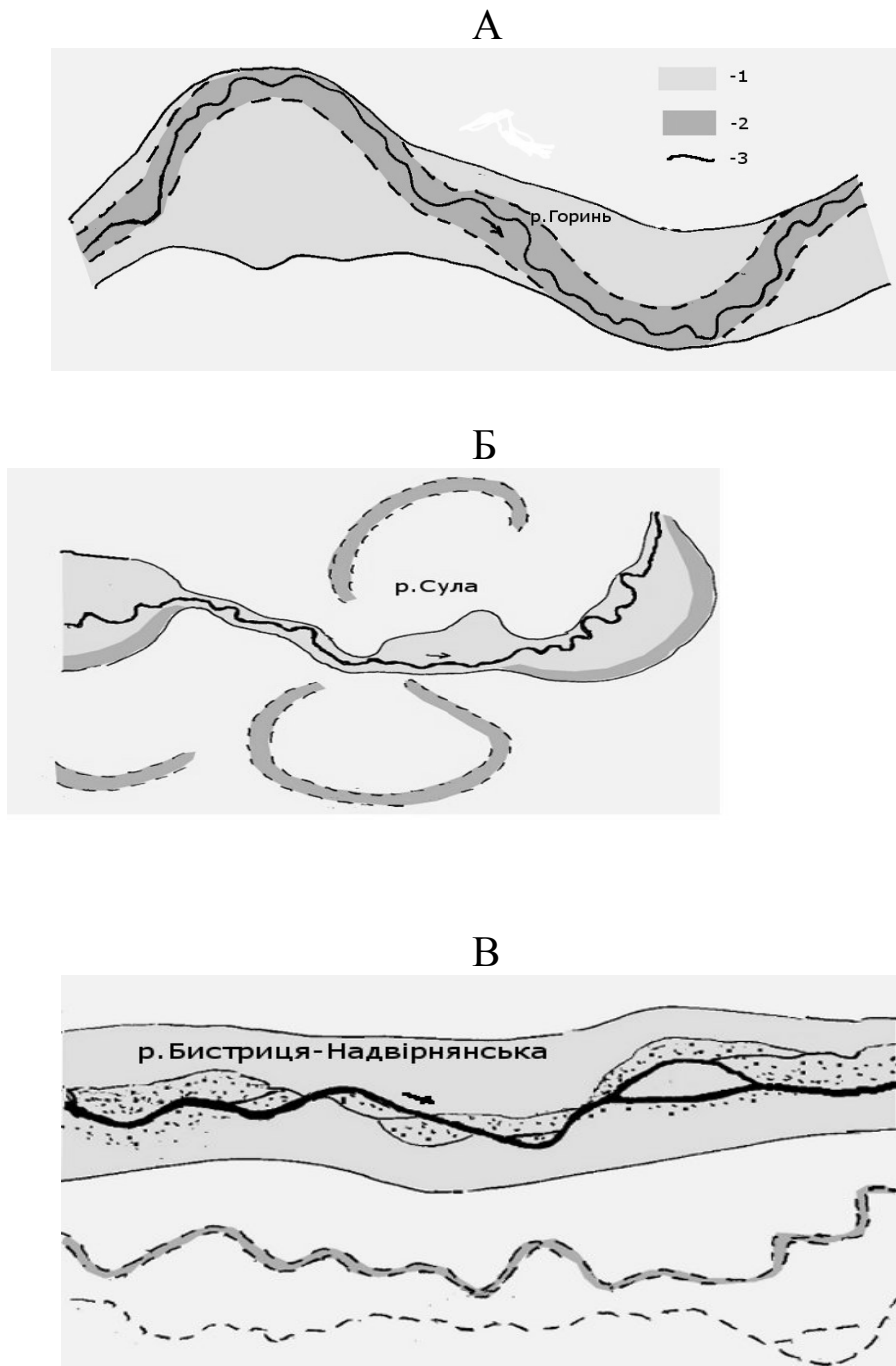
- сегментні звивини;
- петлеподібні (омегоподібні) звивини;
- пальцеподібні (синусоїдальні) та завалені звивини;

- звивисто-розгалужені та розгалужені русла;
- відносно прямолінійні гірські русла з розвинутими алювіальними формами.

Основна частина палеозвивин в долинах річок України мають сегментну форму (Случ, Стир, Горинь, Нічлава, Стрипа, Інгулець тощо). При цьому великі сегментні палеомеандри, які утворюють шпори суміжних звивин мають досить близькі розміри і форму (Рис.2 А). Вони переважно приурочені до заплави, створюючи, фактично, звивисту смугу меандрування сучасного русла. Сучасні русла часто використовують палеорусла для стоку води, тому останні часто зберігають своєрідний режим затоплення і відповідні ландшафти. Час формування цих палеозвивин можна віднести до початку голоценового періоду. Саме тоді внаслідок потепління клімату, зростання кількості опадів, стік води збільшився, на ріках стали формуватись короткі і високі весняні паводки. Проте багаторічна мерзлота заважала швидкому врізанню водних потоків, переважаючими були горизонтальні деформації. Це сприяло утворенню великих сегментних палеозвивин, форма і розміри яких свідчать про активну трансформацію русла.

Омегоподібну (петлеподібну) форму і велику ступінь розвинутості (відношення довжини звивини до її кроку може перевищувати значення 4) мають палеорусла, які збереглися у межах перших надзаплавних терас лівобережних приток Дніпра (Сула, Псел, Оріль, Самара, Вовча, Сейм, Хорол тощо) (Рис.2 Б). На прикладі саме цих річок російські та українські вчені досліджували палеогідрологію півдня Руської рівнини, характер утворення великих палеомеандр [2-6]. Такі палеорусла можуть бути розташовані на великій відстані від сучасної ріки (до 5 км). Більшість цих річок бере початок на Середньоросійській височині і протікає у напрямку з півночі (чи північного сходу) на південь (чи південний схід). Ймовірно, що саме цей напрям стоку води сприяв утворенню в пізньольодовиковому періоді (10-15 тис.р.н.) на ріках таких великих палеозвивин. Причиною ж були особливості клімату: наявність багаторічної мерзлоти та постійного джерела живлення – снігово-льодовикових накопичень на північних територіях. Подібні великі омегоподібні звивини можуть формуватись на протязі не менше, як 2 тисячі років [5]. Отже, дуже ймовірно, що наші палеорусла формувались в умовах засушливого холодного клімату ріками з дуже високими і короткочасними повенями на протязі декількох тисяч років.

Добре розвинені палеозвивини пальцеподібної і заваленої форми спостерігають переважно на річках Прикарпатської зони (Прут, Серет, Стрий). Це переважно малі палеозвивини, розташовані на поверхні I-II надзаплавних терас. Такі звивини формуються довгий час ріками з відносно невеликими витратами води у щільних глинистих, або мерзлих ґрунтах. Враховуючи суворість клімату льодовикового періоду, ймовірно, що руслоформуючі витрати води тут були вдвічі менші за сучасні [8].



**Рис. 2. Різновиди палеорусел: А – Сегментні палеозвивини (р.Горинь – м.Ізяслав); Б – Петлеподібні палеозвивини (р.Сула – с.Висачки); В – Гірське палеоруслло з алювіальними формами (р.Бистриця Надвірнянська –м.Надвірна). Умовні позначення; 1- заплава; 2- палеоруслло; 3- сучасне руслло.**

Палеорозгалуження вдалося виявити тільки на коротких ділянках річок через невизначеність контурів островів і невеликі розміри смуги руслоформування. Сліди давніх розгалужень в межах заплави відмічено в долинах річок Сірет [8], Тетерів, Десна. А от сліди гірських палеорусел з алювіальними формами (осередками і боковиками) можна помітити в межах низьких терас і заплав багатьох річок Передкарпаття: Бистриця, Бистриця-Надвірнянська, Черемош (Рис.2 В).



**За характером зміни руслового режиму** за великий проміжок часу А.В. Панін [3] виділяє три типи русел річок: 1) ріки, що змінили морфодинамічний тип русла; 2) ріки, що не змінили морфодинамічний тип русла, але змінили морфодинамічні параметри русла (розмір, форму звивин); 3) ріки, що не змінили ні тип, ні розміри русла. На території України спостерігаємо усі названі типи річок. Перший тип характерний для Прикарпатського регіону. Тут внаслідок інтенсивного врізання річок (Прут, Сірет, Мал. Сірет, Дністер в районі м. Галич тощо) відбулася зміна меандруючого палеорусла на відносно прямолінійне чи розгалужене. Окрім того, деякі притоки Дніпра (Тетерів, Десна), які тепер меандрують, ймовірно мали розгалужене русло.

Більшість сучасних річок України відносять до другого типу, оскільки основна частина річок є меандруючими і у межах своїх долин вони мають сліди великих або малих палеозвивин.

Третій тип має поодинокі прояви в Прикарпатському регіоні. Це ріки, які не змінили ні тип, ні розміри русла (Бистриця-Надвірнянська, Черемош тощо). Переважно це відносно молоді прямолінійні, чи слабо звивисті русла з боковиками і осередками, які сформовані на конусах виносу, чи внаслідок дії велетенських селевих потоків [6].

**Причини утворення палеорусел.** На сьогоднішній день існує декілька теорій щодо походження великих палеозвивин:

- зростання величини паводкового стоку річок внаслідок промерзання ґрунту на водозборі, зростання кількості твердих опадів, викликаних змінами клімату [3-5];

- зростання стоку води внаслідок танення льодовиків [9], чи стаціонарних льодово-снігових шапок [6], викликаного змінами клімату;

- різке зростання стоку води внаслідок прориву великих льодових заторів, або спуску прильодовикових озер [7].

На перший погляд, великі звивини могла утворити тільки значно більша за сучасну ріка. Проте, дослідження А.Ю. Сидорчука та А.В. Паніна [3, 5] довели, що великі звивини можуть формуватись не лише за рахунок зростання витрати води, а й внаслідок перерозподілу стоку всередині року. Виконані ними палеогідрологічні реконструкції показують, що розрахунковий шар річного стоку води річок території сучасної України наприкінці льодовикового періоду змінювався від 200 мм в центральній частині до 400 мм – на півночі країни. Відповідне значення шару стоку для сучасних річок на вказаній території складає 100–160 мм, тобто всього вдвічі менше палеостоку. Основна причина утворення великих звивин - формування короткого і дуже високого водопілля, викликаного холодним кліматом і наявністю промерзлого ґрунту, що зводив до мінімуму втрати води під час сніготанення. Тобто, якщо нині стік води р.Сули здійснюється на протязі всього року, досягаючи весною максимуму (біля 1100 м<sup>3</sup>/с), то в пізньольодовиковий час стік води здійснювався тільки декілька літніх місяців, а максимальні витрати були не вдвічі, а в десятки разів більші за сучасні.

Утворення малих, відносно сучасного русла, палеозвивин пов'язують із скороченням паводкового, або загального стоку води в ріці.

При утворенні розгалуженого палеоруслу на дію повеневого стоку води річок, на нашу думку, накладався вплив енергії потужного водно-селевого потоку, який діяв при прориві заторів, льодових дамб в руслі. Думка про утворення палеорусел внаслідок раптового зростання стоку води внаслідок прориву льодових дамб, належить В.Г. Пазиничу [6]. Дійсно, великі льодові затори характерні для багатьох річок, що протікають з півдня на північ. Оскільки хвиля талої води з південних районів добігає швидше, ніж хвиля тепла, що руйнує лід, на ріці утворюються льодові дамби – затори. Це призводить до накопичення великої кількості води і затоплення територій вище затору, а при його прориві сприяє утворенню короткочасного потужного водного потоку, що має значну руслоруйнуючу руслоформуєчу силу.

**Висновки.** Значне поширення палеорусел в долинах річок України свідчить про масштабні зміни водності території на протязі останніх 15-20 тисяч років. Русла річок території України відчували значні трансформації, найбільш різноманітні зміни спостерігались в долинах річок Прикарпаття. Формування великих палеозвивин пов'язане з наявністю багаторічної мерзлоти, а також значною (в декілька разів більшою за сучасну) кількістю води, що поступала в ріки внаслідок танення багаторічних снігів.

У межах річкових долин більшості річок України спостерігаються сліди різноманітних палеорусел: великі і малі палеозвивини, а також палеорозгложення гірські палеоруслу з боковиками і осередками. Не виявлено слідів палеорусел на території найбільш понижених частин Причорноморської низовини та в гірських районах Криму і Карпат. Відмічено, що розміри великих палеозвивин для усіх розглянутих річок дуже близькі, а співвідношення між розмірами давніх і сучасних звивин найбільше для самих малих річок.

Більшість річок зберегли свій морфодинамічний тип – меандрування, але параметри палеозвивин значно відрізняються від розмірів сучасного русла. Найпомітніше зменшення розмірів звивин (у 10-12 разів) відзначено на малих річках.

#### Список літератури

1. Докучаев В.В. Способы образования речных долин Европейской России / В.В. Докучаев. – СПб, 1878.
2. Палеогеография. Палеоландшафты / Под ред. М.Ф.Веклича, Г.И. Молявко. – К. : Наук. думка, 1977. – 178 с.
3. Сток воды и морфология русел рек Русской равнины в поздневалдайское время и в голоцене (по данным палеоруслового анализа) / [А.Ю.Сидорчук, А.В.Панин, А.В.Чернов и др.] // Эрозия почв и русловые процессы. – 2000. – Вып. 12. – С.196–232.
4. Чалов Р.С. Историческое и палеорусловедение: предмет, методы исследований и роль в изучении рельефа / Р.С. Чалов // Геоморфология. – 1996. – №4. – С. 17-22.
5. Панин А.В. Макроизлучины («большие меандры»): проблемы происхождения и интерпретации / А.В. Панин, А.Ю. Сидорчук // Вестн.Моск. ун-та. Сер.5. География. – 2006. – №6. – С. 14-21.
6. Пазинич В.Г. Геоморфологічний літопис Великого Дніпра / В.Г.Пазинич – Ніжин : Гідромакс, 2007. – 372 с.
7. Пазинич В.Г. Особливості формування долин лівих приток

Дніпра в пост-гляціальних умовах / В.Г. Пазинич // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 190-197. **8.** Смирнова В.Г. Палеогідрологія Верхнього Сірету / В.Г.Смирнова, З.М.Швець // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 148-152. **9.** Cigley J.G. On runoff at the time of deglaciation // Area. – 1973. – Vol 5, N 1.

### **Палеоруслa в долинах річок України**

**Смирнова В.Г.**

*Виконаний аналіз даних про наявність та особливості морфології палеорусел річок на території України. Виявлені великі та малі палеозвивини та палеорозгалуження. Встановлено, що переважаючими формами палеорусел є сегментні та петлеподібні звивини. Параметри цих звивин перевищують розміри звивин сучасних великих річок у 2-4 рази, а малих річок у 8-12 разів.*

*Найбільше розмаїття форм і типів палеорусел спостерігається у передгірній частині Карпат. В статті вказано на можливі причини утворення палеорусел в межах рівнин та передгір'я.*

**Ключові слова:** палеоруслo; річкова долина; меандрування; палеозвивина.

### **Палеоруслa в долинах рек України**

**Смирнова В.Г**

*Выполнен анализ данных о наличии и особенностях морфологии палеорусел рек на территории Украины. Обнаружены большие и малые палеоизлучины и палеоразветвления. Установлено что преобладающими формами палеорусел являются сегментные и петлеобразные излучины. Параметры этих излучин превышают размеры излучин современных больших рек в 2- 4 раза, а малых рек в 8-12 раз.*

*Наибольшее многообразие форм и типов палеорусел наблюдается в предгорной части Карпат. Указано на возможные причины образования палеорусел в пределах равнин и предгорья.*

**Ключевые слова:** палеоруслo; речная долина; меандрирование; палеоизлучина.

### **Paleochannels in valleys of Ukrainian rivers**

**Smirnova V.**

*The analysis of data about the presence and morphological peculiarities of river paleochannels on territory of Ukraine is done. Large and small paleomeanders and paleobranches are discovered. Segmented and looped meanders are determined as dominating forms. The parameters of these meanders exceed the bend size of modern large rivers by 2-4 times, the bend size of small rivers by 8-12 times.*

*The largest variety of paleochannel forms and types can be observed at the foothills of the Carpathians. The possible reasons of paleochannel formation in flat and foothill parts of Ukrainian territory are pointed out.*

**Keywords:** paleochannel; river valley; meandering; paleomeander.

**Надійшла до редколегії 14.03.11**

**Тавров Ю.С.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

**Грищенко В.Ф.**

*Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ*

## **СНІГОЛАВИННИЙ РЕЖИМ УКРАЇНСЬКИХ КАРПАТ**

**Ключові слова:** *сніголавинний режим; сніголавинний сезон; лавинонебезпечний період*

**Вступ.** Всі галузі народного господарства, пов'язані з освоєнням природних ресурсів гір, у тій чи іншій мірі потребують інформації про засніженість та лавинну небезпеку території. Ця інформація необхідна при проектуванні, будівництві та експлуатації інженерних споруд, автошляхів та залізниць, ліній електропередач, у лісівництві та при лісорозробці у горах, при рекреаційному освоєнні території, для урахування та регулювання водних ресурсів, розробки та удосконалення гідрологічних прогнозів, вирішення екологічних завдань та ін.

У зв'язку з цим, з'ясування умов формування та просторово-часових закономірностей розподілу та особливостей снігового покриву гірських територій та територіально-часових змін активності лавиноутворення, тобто режиму снігового покриву і снігових лавин, розробка методології кількісних оцінок засніженості та лавинонебезпеки території, розробка методів картографування снігового покриву, снігових лавин і методів їх прогнозування і захисту від них є важливою проблемою як наукового, так і народногосподарського значення.

**Мета дослідження** - вивчення режиму снігового покриву і снігових лавин.

**Матеріали і методи досліджень.** У горах України спостереження за сніговим покривом виконуються на мережі станцій і постів Державної гідрометеослужби та на снігомірних маршрутах у верхів'ях басейнів гірських річок, а за сходженням снігових лавин – спеціалізованими сніголавинними станціями (Пожежевська і Плай) у Карпатах та метеостанціями (Ай-Петрі та Ангарський перевал) – у Криму. Крім того, такі спостереження протягом понад 35 років виконувались експедиціями сніголавинного загону Українського науково-дослідного гідрометеорологічного інституту (УкрНДГМІ) та епізодично – Київської гідрографічної партії Центральної геофізичної обсерваторії (КГГП ЦГО).

У сучасному лавинознавстві, як науці про природні лавинні комплекси, виділяють три напрямки – теоретичне, інженерне і географічне лавинознавство [1].

Основними завданнями географічного напрямку є з'ясування закономірностей територіального розповсюдження снігових лавин та їх режиму, пов'язаних із особливостями лавиноутворюючих природних факторів в різних географічних умовах.

Територіальна оцінка, пов'язана з визначенням меж поширення снігових лавин та їх параметрів, на основі яких визначається ступінь лавинної небезпеки (щільність мережі лавинних осередків, межі дії лавин, частота їх сходження в одному лавинному осередку, об'єми лавин).

Оцінка сніголавинного режиму загалом здійснюється за такими показниками: генетичний тип лавин, повторюваність лавинонебезпечних ситуацій, тривалість лавинонебезпечних періодів, внутрішньорічний розподіл лавин та їх міжрічна зміна.

Для дослідження особливостей сніголавинного режиму Українських Карпат були використані матеріали спостережень сніголавинних станцій (Сл) Пожежевська (до 1976 р. – метеорологічна), та Сл Плай (до 1978 р. – метеорологічна), які розташовані на висотах 1440 та 1330 м абс. відповідно. Це щорічні технічні звіти станцій, матеріали обстежень лавин, матеріали метеорологічних спостережень та лавинних дозорів, матеріали маршрутних снігозйомок; аналогічні матеріали спостережень на сніголавинному пункті УкрНДГМІ Драгобрат (1200 м абс.) за період 1981–1989 рр., матеріали експедиційних обстежень, дані мережі гідрометеопостів.

**Результати дослідження.** Найбільш важливими характеристиками рельєфу, що визначають можливість сковзання снігу і подальшого пересування його по схилу, є крутизна схилів і розчленованість поверхні.

Крутизна схилів Українських Карпат у зоні утворення лавин на відміну від більшості «класичних» лавинонебезпечних гірських регіонів (Альпи, Кавказ, Тянь-Шань та ін.) частіше всього становить 20–40°, що сприяє нагромадженню значних мас снігу на схилах. За певних умов це веде до формування великих лавин.

Важливим фактором, що визначає довжину схилів та довжину пробігів лавин (і, у кінцевому рахунку, швидкість, потужність й силу удару лавини), є глибина розчленовування рельєфу, що сягає в окремих районах 800–1000 м і сприяє формуванню потужних лавин з довжиною пробігу більше 3000 м. Густота мережі лавин визначається густотою розчленовування поверхні.

Поряд з рельєфом велике значення для формування лавин мають клімат і метеорологічні умови. Циклонічний тип погоди з надмірними снігопадами, частими хуртовинами і багаторазовими відлигами протягом холодного періоду визначають особливості формування лавин [2].

У представлених нижче таблицях наведені дані про кількість зафіксованих лавин у районах діяльності Сл Пожежевська (табл. 1), Сл Плай (табл. 2) і кількість їх за результатами експедиційних обстежень лавинонебезпечних територій.

Таблиця 1. Відомості про кількість снігових лавин за даними Сл Пожежевська

Зима	Сл Пожежевська				
	Всього	Сухі			Мокрі
		Свіжовипав- шого снігу	Хуртовинного снігу	Всього	
1965-1966	3	3	0	3	0
1966-1967	13	5	–	5	7
1967-1968	18	0	15	15	3
1968-1969	10	0	4	4	6
1969-1970	13	–	10	10	1
1970-1971	10	0	5	5	5
1971-1972	–	–	–	–	–
1972-1973	3	–	–	–	–
1973-1974	9	–	–	–	2
1974-1975	24	–	–	–	12
1975-1976	23	5	16	21	2
1976-1977	30	11	7	18	12
197-1978	19	3	12	15	4
1978-1979	9	3	1	4	5
1979-1980	13	3	7	10	3
1980-1981	10	3	5	8	2
1981-1982	31	26	2	28	3
1982-1983	30	6	11	17	13
1983-1984	5	3	2	5	0
1984-1985	14	0	5	5	9
1985-1986	4	0	0	4	0
1986-1987	26	0	0	24	2
1987-1988	32	4	6	10	22
1988-1989	14	0	0	12	2
1989-1990	2	0	2	2	0
1990-1991	2	0	2	2	0
1991-1992	30	0	4	4	26
1992-1993	14	0	2	2	12
1993-1994	7	0	7	7	0
1994-1995	21	15	0	15	6
1995-1996	28	1	17	18	10
1996-1997	10	0	0	0	10
1997-1998	20	0	2	2	18
1998-1999	26	3	9	12	12
1999-2000	14	–	–	10	4
2000-2001	19	–	–	7	12
2001-2002	8	2	1	3	5
2002-2003	6	–	4	4	2
2003-2004	9	–	4	4	5
2004-2005	16	4	7	11	5
2005-2006	9	3	3	6	3
2006-2007	4	1	2	3	1
2007-2008	4	1	2	3	1
<b>Всього</b>	<b>612</b>	<b>105</b>	<b>176</b>	<b>338</b>	<b>247</b>

Таблиця 2. Відомості про кількість снігових лавин за період з 1970 р. по 2009 р.  
за даними Сл Плай

Зима	Сл Плай				
	Всього	Сухі			Мокрі
		Свіжовипавшого снігу	Хуртовинного снігу	Всього	
1970-1971	12	–	–	–	12
1971-1972	–	–	–	–	–
1972-1973	–	–	–	–	–
1973-1974	31	–	–	–	31
1974-1975	–	–	–	–	–
1975-1976	–	–	–	–	–
1976-1977	–	–	–	–	–
1977-1978	–	–	–	–	–
1978-1979	8	–	7	7	1
1979-1980	17	–	2	2	15
1980-1981	12	1	0	1	11
1981-1982	6	0	0	0	6
1982-1983	4	2	0	2	2
1983-1984	10	6	0	6	4
1984-1985	11	1	3	4	7
1985-1986	18	0	3	3	15
1986-1987	18	1	15	16	2
1987-1988	16	0	13	13	3
1988-1989	11	0	0	0	11
1989-1990	1	0	0	0	1
1990-1991	0	0	0	0	0
1991-1992	1	0	1	1	0
1992-1993	12	0	10	10	2
1993-1994	10	0	2	2	8
1994-1995	41	0	20	20	21
1995-1996	9	0	5	5	4
1996-1997	4	0	4	4	0
1997-1998	6	0	6	6	0
1998-1999	36	0	25	25	11
1999-2000	23	0	17	17	6
2000-2001	5	0	2	2	3
2001-2002	18	2	3	5	13
2002-2003	8	–	5	5	3
2003-2004	14	–	8	8	6
2004-2005	25	–	18	18	7
2005-2006	21	–	13	13	8
2006-2007	13	–	12	12	1
2007-2008	28	–	12	12	16
2008-2009	31	–	17	17	14
<b>Всього</b>	<b>480</b>	<b>13</b>	<b>223</b>	<b>236</b>	<b>244</b>

Крім того, були розглянуті такі характеристики сніголавинного режиму, як дати початку та кінця сніголавинного сезону (СС), дати сходження перших та останніх лавин, кількість лавин, кількість та тривалість лавинонебезпечних періодів (ЛП), кількість дат зі сходженням лавин (табл. 3).

*Таблиця 3. Багаторічні характеристики (1985–2009 рр.) сніголавинного режиму Українських Карпат*

<b>Характеристики сніголавинного режиму</b>	<b>Сл Пожежевська</b>	<b>Сл Плай</b>
Дата початку СС (найраніша)	20.11.1998р.	20.11.1999р.
Дата початку СС (найпізніша)	17.02.1990р.	25.02.1989р.
Дата початку СС (середньобагаторічна)	05.01.	02.01.
Дата кінця СС (найраніша)	26.02.1986р.	19.03.1990р.
Дата кінця СС (найпізніша)	15.05.1982р.	1.05.1993р.
Дата кінця СС (середньобагаторічна)	16.04.	30.03.
Дата сходження першої лавини	10.12.1982р.	12.12.1999р.
Дата сходження останньої лавини	29.04.1982р.	1.05.1999р.
Тривалість СС (дні): максимальна	165 (1982р.)	162 (1999р.)
мінімальна	34 (1986р.)	41 (1989р.)
середня	103	109
Кількість лавинонебезпечних періодів (ЛП): загальна	88	92
в середньому за рік	4	4
Кількість днів у ЛП: загальна	126	125
середня	3	6
максимальна	8	5
мінімальна	1	1
Кількість дат зі сходженням лавин: загальна	140	99
в середньому за рік	7	6

З таблиці видно, що в середньому тривалість лавинонебезпечного сезону становить близько двох-трьох місяців, лавинонебезпечних періодів за сезон нараховується не менше чотирьох (середньою кількістю близько трьох днів), кількість лавин сягає один-два десятки на рік, за генетичним типом переважають лавини хуртовинного та мокрого снігу.

Таким чином, за даними багаторічних експедиційних робіт УкрНДГМІ та КГГП і спостережень сніголавинних станцій вперше надано відносно багаторічну характеристику сніголавинного режиму Українських Карпат.

За початок сніголавинного сезону в Українських Карпатах приймається час, коли на лавинонебезпечних (з нахилом 15 і більше) незалісених схилах у районах Сл Пожежевська та Плай висота снігового покриву досягає або перевищує 30 см. Причому обов'язковою умовою виникнення першого лавинонебезпечного періоду в даний сезон є випадання у районах цих станцій опадів у вигляді снігу кількістю більше 100 мм від початку утворення снігового покриву.



Закінчується лавинонебезпечний сезон через три доби після завершення лавинонебезпечного періоду в районах сніголавинних станцій, що пов'язано із сталим переходом температури через 0° С у бік потепління (з урахуванням багаторічних характеристик), коли максимальна висота снігового покриву буде менше 30 см.

Критеріями настання лавинонебезпечного періоду є:

а) наявність старого снігового покриву висотою більше 30 см і випадання на нього снігу висотою 10 см і більше за добу або опадів у сумі 8 мм і більше за добу;

б) загальна хуртовина (випадання снігу при від'ємній температурі повітря і швидкості вітру більше 6 м/с тривалістю понад 6 годин, випаданні снігу кількістю 8 мм і більше за добу);

в) настання відлиг інтенсивністю 0,25°С протягом 12 годин (під інтенсивністю відлиги розуміють відношення суми додатних температур повітря у градусах до часу її тривалості у годинах);

г) випадання мокрого снігу або дощу кількістю 5 мм і більше протягом доби (при позитивних температурах) на сніговий покрив висотою більше 20 см [3].

Лавинонебезпечний період для лавин із хуртовинного снігу та свіжого закінчується через добу після припинення лавиноутворюючого явища (кінець снігопаду або загальної хуртовини), а для лавин мокрого снігу – через три доби після початку лавинонебезпечного періоду, пов'язаного з відлигою, весняним потеплінням, дощем.

**Висновки.** Систематизовані результати багаторічних спостережень за сніговими лавинами в Українських Карпатах. Також розглянуті такі характеристики сніголавинного режиму, як дати початку та кінця сніголавинного сезону (СС), дати сходження перших та останніх лавин, кількість лавин, кількість та тривалість лавинонебезпечних періодів (ЛП), кількість дат зі сходженням лавин.

Особливості формування і сходження снігових лавин визначають циклонічний тип погоди Українських Карпат, крутизна схилів і розчленованість поверхні. Тривалість лавинонебезпечного сезону становить близько двох-трьох місяців, лавинонебезпечних періодів за сезон нараховується не менше чотирьох (середньою кількістю близько трьох днів), кількість лавин сягає один-два десятки на рік, за генетичним типом переважають лавини хуртовинного та мокрого снігу.

#### Список літератури

1. Грищенко В.Ф. Снежные лавины. В кн.: Климат и опасные гидрометеорологические явления Крыма. / В.Ф.Грищенко ; под ред. Логвинова К.Т., Барабаш М.Б. – Л. : Гидрометеоиздат, 1982. – С.267-272.
2. Грищенко В.Ф. Кадастр лавин СССР. Т.6. Украина / В.Ф.Грищенко, Н.Л.Коваль – Л.: Гидрометеоиздат, 1986. – С.27–40.
3. Grishchenko V. Formation and distribution of snow avalanches in the Ukrainian Carpathians / V.Grishchenko, Y Tavrov // XXIII. Conference of the Danube countries on the hydrological forecasting and hydrological bases of water management. – Belgrade. – 2006. – S. 122-126.

### **Сніголавинний режим Українських Карпат**

**Тавров Ю.С. , Грищенко В.Ф.**

*У роботі систематизовані результати багаторічних досліджень снігового покриву та снігових лавин – явища, притаманного всім гірським регіонам світу, в тому числі й Українським Карпатам. За даними багаторічних експедиційних робіт УкрНДГМІ та КГПП і спостережень сніголавинних станцій надано багаторічну характеристику сніголавинного режиму Українських Карпат.*

**Ключові слова:** сніголавинний режим; сніголавинний сезон; лавинонебезпечний період.

### **Снеголавинный режим Украинских Карпат**

**Тавров Ю.С. , Грищенко В.Ф.**

*В работе систематизированы результаты многолетних исследований снежного покрова и снежных лавин – явления, присущего всем горным регионам мира, в том числе и Украинским Карпатам. По данным многолетних экспедиционных работ УкрНИГМИ и КГПП и наблюдений снеголавинных станций представлена многолетняя характеристика снеголавинного режима Украинских Карпат.*

**Ключевые слова:** снеголавинный режим; снеголавинный сезон; лавиноопасный период.

### **Snow avalanche conditions of the Ukrainian Carpathians**

**Tavrov Yu.S. , Grishchenko V.F.**

*In-process the systematized results of long-term researches of snow cover and snow avalanches – the phenomenon, inherent all mountain regions of the world, including Ukrainian Carpathians. From data of long-term expeditionary works of UHRI and KGPP and supervisions of the snow avalanches stations long-term description snow avalanches conditions of the Ukrainian Carpathians is given.*

**Keywords:** snow avalanche conditions; snow avalanche season; snow avalanche dangerous period.

*Надійшла до редколегії 08.02.11*

УДК 556.5 (282.247.32)

**Вандюк Н. С.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

### **УПРАВЛІННЯ ТЕПЛОВИМ (ТЕРМІЧНИМ) РЕЖИМОМ КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

**Ключові слова:** методи управління; термічний режим; Канівське водосховище

**Вступ.** До переліку основних задач екологічної гідрології входить розробка методів управління ключовими гідрологічними факторами (зовнішнім водообміном, внутрішньоводоймовою динамікою, гідрофізичними характеристиками водних мас тощо) з метою відновлення біо- та рибопродуктивності водних екосистем, регулювання якості води і т. ін. При цьому пошук науково обґрунтованих шляхів управління повинен дотримуватись декількох умов.

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

По-перше, необхідно встановити закономірності функціонування екосистем досліджуваних водних об'єктів, тобто визначити параметри, які можна використовувати в якості засобу управління компонентами, що визначають стан водного об'єкту. Друга умова передбачає проведення кількісної оцінки факторів впливу (переважно абіотичних компонентів) на складові, що визначають стан екосистеми – в основному біологічні процеси, відповідальні за формування біопродуктивності та якості води [6-7].

**Аналіз останніх досліджень.** Для покращення екологічного стану дніпровських водосховищ розроблено метод, що базується на штучному створенні в них умов, які сприяють домінуванню процесів самоочищення над усіма видами забруднень. Основним важелем управління при цьому виступає водний режим (а точніше – його регулювання). Його вважають найефективнішим фактором впливу на внутрішньоводоймові процеси – фізичні, хімічні та біологічні, які є визначальними у функціонуванні екосистем водних об'єктів. Штучне регулювання водного режиму на дніпровських водосховищах виконується шляхом коригування режиму роботи ГЕС. Через коливання рівнів води, швидкостей течії, внутрішнього і зовнішнього водообміну можна істотно змінювати самоочисну здатність та інтенсивність самозабруднення як цілих водосховищ, так і їх окремих частин [7].

Першими було розроблено підходи по управлінню станом верхніх ділянок водосховищ, оскільки на цих частинах водойм вплив попусків вищерозташованих ГЕС є найбільш відчутним. В якості узагальнюючих (інтегральних) показників стану водних екосистем було прийнято концентрацію легкоокиснюваної речовини БСК<sub>повн</sub> та розчиненого у воді кисню [5, 11]. Суть методу управління полягає у регулюванні попусками ГЕС величин стоку та водообміну, які в свою чергу, істотно впливають на показники БСК<sub>повн</sub> та O<sub>2</sub>.

Дещо згодом [9] було запропоновано методи по управлінню станом екосистем озерних ділянок. Проте у даному випадку при розробці підходів було враховано сучасне еколого-гідродинамічне районування водосховища, виконане за допомогою математичного моделювання течій [8]. В основу районування покладено різницю генезису і показників динаміки водних мас в різних частинах водойми. При цьому в них було виділено так звані транзитні і нетранзитні зони. Основна відмінність між цими зонами полягає в тому, що по перших (транзитних) проходить майже весь основний стік водних мас, а їх динаміка визначається переважно лише стоковими течіями. У нетранзитних зонах внутрішньоводоймова динаміка формується завдяки вітровим течіям, хвилюванню, коливанням рівня води та ін. Таким чином, через різницю в походженні та показниках гідродинамічних процесів на вищезначених ділянках виникають різні умови для існування популяцій та угруповань гідробіонтів. В той же час між транзитною і нетранзитною зонами відбувається постійний водообмін та взаємний вплив на показники водного середовища.

За допомогою згаданого вище методу математичного моделювання течій та циркуляцій можна визначити кількісні показники (інтенсивність) водообмінних процесів між еколого-гідродинамічними зонами. Ці дані також необхідно враховувати при створенні методів управління станом озерних ділянок водосховищ. Основні положення методів є такими ж як і для річкових ділянок, незважаючи на те, що типові короткочасні попуски ГЕС майже не впливають на гідрологічний режим озерних ділянок. Тобто тут водообмін між транзитними і нетранзитними зонами відбувається переважно за рахунок вітрових течій та хвилювань. Штучно генерувати обмін водними масами між транзитними і нетранзитними зонами на озерних ділянках можна за допомогою несинхронних попусків вище- та нижчерозташованих ГЕС.

**Виклад основного матеріалу досліджень.** Для озерної ділянки Канівського водосховища було визначено параметри попуску для підвищення показників вмісту розчиненого у воді кисню [9-10]. Розраховано, що при наповненні корисного об'єму водосховища ( $0,3 \text{ км}^3$ ) під час несинхронної роботи Київської та Канівської ГЕС з транзитної зони водосховища у нетранзитну надходить  $73,5 \text{ млн. м}^3$  води. При цьому вміст кисню у воді транзитної зони зростає на  $0,16 \text{ мг/дм}^3$ . Одночасна (синхронна) робота вище- та нижчерозташованих ГЕС сприяє зростанню швидкостей течії та збільшенню коефіцієнта атмосферної аерації кисню – вміст останнього підвищується на 2-5%.

Дані заходи доцільно виконувати в періоди катастрофічного зменшення вмісту розчиненого у воді кисню. Часто такі явища спостерігаються влітку і зазвичай бувають пов'язані зі зростанням температури водних мас. Особливо актуальним це питання стає в останні роки, разом зі змінами кліматичних умов. Адже аномально високі температури повітря та відсутність опадів тривалий час влітку можуть стати причиною теплового забруднення водойми, яке провокує різке зниження вмісту кисню у воді та інші, пов'язані з цим явища.

Так, поступове підвищення температури води провокує надмірний розвиток фітопланктону, що пригнічує (аж до загибелі) бактеріальну флору водойми. Остання є джерелом харчування зоопланктону, який, в свою чергу, є кормом для риб. Крім того, водорості, що розвиваються у надто великій кількості, спричиняють негативну дію на зябровий апарат молоді риб.

Згодом, якщо температура води залишається високою, починається масове відмирання водоростей, що викликає небезпечні у екологічному відношенні заморні явища у водосховищі. За рахунок інтенсивного розкладання маси водоростей погіршуються фізико-хімічні показники води, зростає колірність, мутність, посилюється неприємний запах, збільшується споживання кисню, натомість – виділяється сірководень [1].

При довгостроковому підвищенні температури виникає висока імовірність встановлення стійкої температурної стратифікації та утворення термоклин, що помітно знижує інтенсивність обміну речовинами і газами між поверхневими і придонними шарами води. Внаслідок цього зменшується

кількість кисню, що повинен надходити в глибинні шари, а це збільшує вірогідність формування там анаеробних умов [2].

Тому за вказаних екстремальних ситуацій виникає необхідність управління (регулювання) термічним режимом водосховищ. За таких обставин можна запропонувати принаймні два засоби: 1) зниження теплового навантаження шляхом зменшення притоку підігрітих вод; 2) регулювання термічного режиму попусками ГЕС.

В якості першого засобу для Канівського водосховища пропонується тимчасово обмежити об'єми скидів підігрітих вод Трипільської ТЕС і Київської ТЕЦ-5. В умовах, коли температура води у водосховищі досягає аномально високих значень, навіть незначне (в межах нормованих трьох градусів) додаткове теплове навантаження є вкрай небажаним. Трипільська ТЕС на Канівському водосховищі є найбільшим постачальником підігрітих вод. Відомо [3], що в середньому, у червні, липні та серпні тепловий стік водосховища складає  $334 \cdot 10^{15}$ ,  $232 \cdot 10^{15}$  та  $192 \cdot 10^{15}$  Дж відповідно. Згідно з матеріалами наших натурних спостережень, виконаних влітку 2003 та 2006 рр., різниця в значеннях температури скидної води над фоною не перевищувала  $3^\circ$ . На основі цих даних було розраховано, що максимальний теплопритік з ТЕС у водосховище в липні може сягати приблизно  $0,67 \cdot 10^{15}$  Дж, тобто 0,3%.

На перший погляд, така добавка до загального теплозапасу може здатись незначною. Проте в літній період, разом з аномально високими значеннями природних температур, вона може виявитись досить загрозливою і призвести до відчутних порушень в екосистемі прилеглої до станції ділянки водосховища.

Ймовірність виникнення екологічно небезпечних явищ, пов'язаних з високою температурою води, має місце в основному на озерній ділянці водосховища, зокрема у поверхневих шарах її нетранзитних зон. Найефективнішим способом зниження температури води та руйнування вертикальної температурної стратифікації тут є штучна активізація внутрішньоводоймової динаміки за рахунок несинхронної роботи Київської та Канівської ГЕС.

Управління температурним режимом за допомогою попусків ГЕС можна здійснювати аналогічно підходу, що стосується покращення показників вмісту розчиненого у воді кисню на озерній ділянці Канівського водосховища [9-10]. Тобто пропонується виконувати короточасні підйоми рівнів води в озерній частині водосховища за рахунок несинхронної роботи Київської та Канівської ГЕС. Тобто, в той час, коли відбувається попуск з Київської ГЕС Канівська не повинна працювати.

Максимально допустима величина коливання рівня на Канівському водосховищі згідно з „Правилами експлуатації дніпровських водосховищ” [4] становить 0,5 м і знаходиться між відмітками 91,0-91,5 м БС. Отже, при витраті води в  $3000 \text{ м}^3/\text{с}$  цей об'єм можна заповнити за 27,8 годин. При зменшенні витрат час здійснення попуску збільшується і навпаки. Як було відмічено вище, в результаті такого попуску до нетранзитної зони озерної

ділянки водосховища надходить близько 73,5 млн. м<sup>3</sup> води. Після її змішування з водними масами, що знаходились тут до наповнення, змінюється температура води нетранзитної зони:

$$T_{n,k} = \frac{T_{m,0}W_n + T_{n,0}V_n}{W_n + V_n}, \quad (1)$$

тут  $T_{m,0}$  – температура води транзитної зони водосховища до початку його наповнення, °С;  $T_{n,0}$  та  $T_{n,k}$  – температура води нетранзитної зони озерної ділянки водосховища до та після попуску, °С;  $V_n$  – об’єм води нетранзитної зони озерної ділянки, який становить 400 млн. м<sup>3</sup>;  $W_n$  – об’єм води, що надійшов до нетранзитної зони озерної ділянки водосховища під час попуску, млн. м<sup>3</sup>. Температура води в транзитній зоні озерної ділянки водосховища ( $T_{m,k}$ ) при цьому зміниться:

$$T_{m,k} = \frac{T_{m,0}(V_m - W_n) + T_{n,0}W_n}{V_m}, \quad (2)$$

де:  $V_m$  – об’єм води в транзитній зоні озерної ділянки водосховища (2140 млн. м<sup>3</sup>).

Опираючись на формули 1, 2, ми розрахували ефективність попуску при різних комбінаціях температур транзитної і нетранзитної зон водосховища. Отримані результати наведено в таблиці.

**Таблиця. Розраховані значення температури води нетранзитної ( $T_{n,k}$ ) і транзитної ( $T_{m,k}$ ) зон Канівського водосховища після проведення попуску об’ємом 73,5 млн. м<sup>3</sup> за різних початкових температур транзитної ( $T_{m,0}$ ) і нетранзитної ( $T_{n,0}$ ) зон**

$T_{m,0}$	$T_{n,0}$					
	29	30	31	32	33	34
23	<u>28,1</u>	<u>28,9</u>	<u>29,8</u>	<u>30,6</u>	<u>31,5</u>	<u>32,3</u>
	23,2	23,2	23,3	23,3	23,3	23,4
24	<u>28,2</u>	<u>29,1</u>	<u>29,9</u>	<u>30,8</u>	<u>31,6</u>	<u>32,4</u>
	24,2	24,2	24,2	24,3	24,3	24,3
25	<u>28,4</u>	<u>29,2</u>	<u>30,1</u>	<u>30,9</u>	<u>31,8</u>	<u>32,6</u>
	25,1	25,2	25,2	25,2	25,3	25,3
26	<u>28,5</u>	<u>29,4</u>	<u>30,2</u>	<u>31,1</u>	<u>31,9</u>	<u>32,8</u>
	26,1	26,1	26,2	26,2	26,2	26,3
27	<u>28,7</u>	<u>29,5</u>	<u>30,4</u>	<u>31,2</u>	<u>32,1</u>	<u>32,9</u>
	27,1	27,1	27,1	27,2	27,2	27,2
28	<u>28,9</u>	<u>29,7</u>	<u>30,5</u>	<u>31,4</u>	<u>32,2</u>	<u>33,1</u>
	28,0	28,1	28,1	28,1	28,2	28,2

**Примітка:** в чисельнику – температура води в нетранзитній зоні водосховища після попуску, в знаменнику – те ж в транзитній зоні водосховища.

За даними спостережень Гідрометслужби, різниця значень максимальних температур річкової та озерної ділянок Канівського водосховища може сягати майже 6°. Так, в 1995 році на водпосту (в/п) Київ на початку липня було зафіксовано максимальну температуру води, її показник сягав 26,8°C,

на в/п Канів в цей же час – 31,6°C. Зважаючи на те, що в/п Київ розташований у транзитній зоні річкової ділянки, а в/п Канів у нетранзитній озерної, значення температури з річкової частини можна прийняти як  $T_{m,0}$ , а значення з озерної як  $T_{н,0}$ . Виконавши розрахунки за формулами 1, 2, визначаємо, що попуск, параметри якого описано вище, знизить температуру її водних мас на 0,7° – з 31,6 до 30,9°C, а в транзитній збільшить на 0,2° – до 27,0°C.

**Висновки.** Найбільш ефективним методом управління термічним режимом Канівського водосховища є штучна активізація водообмінних процесів між транзитними і нетранзитними зонами за допомогою несинхронних попусків Київської та Канівської ГЕС. Виконання таких попусків справляє відчутний ефект на зниження температури води у водосховищі в періоди її екстремальних значень та поліпшує екологічні умови в ньому.

### Список літератури

1. *Браславский А.П.* Тепловое влияние объектов энергетики на водную среду / А.П. Браславский, М.Н. Кумарина, М.Е. Смирнова. – Л. : Гидрометеоздат, 1989. – 253 с.
2. *Бреховских В.Ф.* Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов / В.Ф. Бреховских. – М. : Наука, 1988. – 168 с.
3. *Лукашенко Н.С.* Оценка воздействия теплового фактора на теплозапас Каневского водохранилища / Н.С.Лукашенко // Метеорологія, кліматологія і гідрологія. – 2008. – Вип. 50. – С. 341–343.
4. *Правила експлуатації водосховищ дніпровського каскаду* / [А.В. Яцик, А.І. Томільцева, М.Г. Томільцев та ін.] – К. : Генеза, 2003. – 176 с.
5. *Состояние экосистемы Киевского участка Каневского водохранилища и пути его регулирования* / [О.П.Оксиюк, В.М. Тимченко, О.А. Давыдов и др.] – К. : ВИПОЛ, 1999. – 60 с.
6. *Тимченко В.М.* Экологическая гидрология: предмет, задачи, методы, опыт исследований в Украине / В.М. Тимченко // Гидробиол. журн. – 1993. – Т. 29, № 4. – С. 3–15.
7. *Тимченко В. М.* Экологическая гидрология водоемов Украины / В.М.Тимченко. – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
8. *Тимченко В.М.* Водообменные процессы как фактор формирования потоков энергии в экосистемах днепровских водохранилищ / В.М.Тимченко // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 3. – С. 105–120.
9. *Тимченко В.М.* Можливості регулювання стану екосистем озерних ділянок дніпровських водосховищ / В.М.Тимченко // Мат. Всеукр. наук. еколог. конф. «Збалансований (сталий) розвиток України – пріоритет національної політики». – К., 2010. – С. 228–232.
10. *Тимченко О.В.* Гідрологічні чинники формування кисневого режиму Канівського водосховища : автореф. дис. на здобуття вченого ступеню канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / О.В. Тимченко. – К., 2007. – 20 с.
11. *Управление состоянием экосистем и качеством воды в устьевом участке Днепра. Ч. 2* / [О.П. Оксиюк, В.М. Тимченко, В.С. Полищук и др.]. – К. : ВИПОЛ, 1997. – 48 с.

### **Управління тепловим (термічним) режимом Канівського водосховища**

**Вандюк Н.С.**

*Розглянуто методи управління термічним режимом Канівського водосховища в умовах екстремальних значень температури. Визначено, що найефективнішим підходом є виконання несинхронних попусків вище- і нижчезрештованих гідроелектростанцій.*

**Ключові слова:** методи управління; термічний режим; Канівське водосховище.

### **Управление тепловым (термическим) режимом Каневского водохранилища**

**Вандюк Н.С.**

*Рассмотрены методы управления термическим режимом Каневского водохранилища в условиях экстремальных значений температур. Определено, что наиболее эффективным подходом является выполнение несинхронных пусков выше- и нижерасположенных гидроэлектростанций.*

**Ключевые слова:** *методы управления; термический режим; Каневское водохранилище.*

### **The thermal regime management of the Kanev reservoir**

**Vandiuk N.S.**

*The thermal regime management methods of the Kanev reservoir in condition of temperature extremes have been considered. It has been determined that the most effective approach is carrying out of nonsynchronous discharges from up- and downstream hydropower station.*

**Keywords:** *management methods; thermal regime; the Kanev reservoir.*

*Надійшла до редколегії 07.02.11*

УДК 556.166:535

**Василенко Є.В., Дутко В.О.,**

*Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут МНС України та НАН України, м. Київ*

**Коноваленко О.С., Данько К.Ю.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

## **ЗАКОНОМІРНОСТІ ВНУТРІШНЬОРІЧНОГО РОЗПОДІЛУ СТОКУ РІЧКИ СТИР ТА ОСОБЛИВОСТІ ЙОГО ЗМІН**

**Ключові слова:** *внутрішньорічний розподіл стоку, багатоводна фаза, маловодна фаза, багаторічні коливання водності.*

**Актуальність проблеми.** Для басейну р. Стир властиве формування водопіль та паводків різного генезису. Головною задачею проведення програми НАТО «Наука заради миру і безпеки» в рамках проекту № # 983516 «Моніторинг і прогнозування повеней в басейні Прип'яті» є створення математичної моделі прогнозування максимальної водності р. Стир (Україна-Білорусь). Направлені зміни кліматичних характеристик, що відмічаються протягом останніх років, впливають, в першу чергу, на формування водності річки [4]. Також, врахування багаторічних циклів коливання стоку і його внутрішньорічний розподіл в практиці гідрологічних та водогосподарських розрахунків є важливим питанням з точки зору забезпечення водопостачання та можливості завбачення проходження катастрофічних гідрологічних явищ. Враховуючи багаторічні зміни стоку та особливості внутрішньорічного його розподілу необхідно створювати нові або корегувати старі водогосподарські схеми водокористування в даному басейні, так як від цього значною мірою залежить розрахункова кількість



води, яка буде вилучатися з річки для тих чи інших потреб, беручи до уваги таких водокористувачів як Рівненська АЕС.

**Метою роботи** було визначення циклічних коливань стоку води в басейні річки Стир, а також проведення аналізу внутрішньорічного розподілу стоку води в залежності від фази водності.

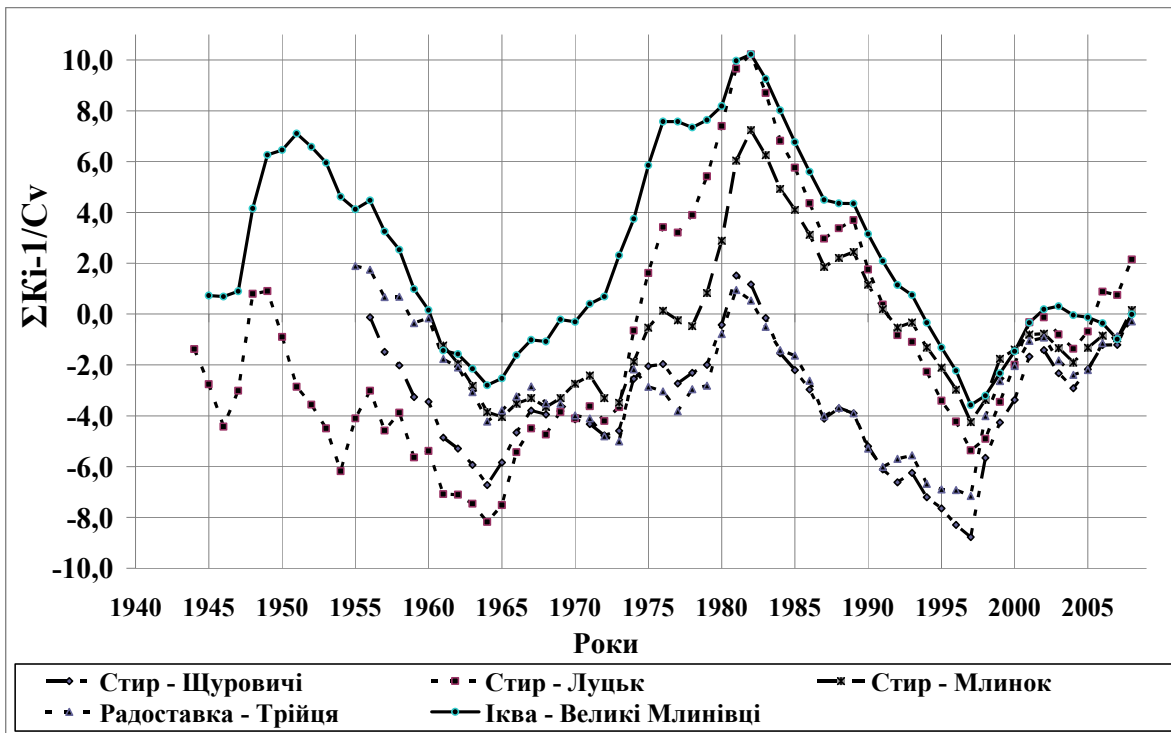
**Виклад основного матеріалу.** *Коротка характеристика регіону дослідження.* Річка Стир є однією з великих приток р. Прип'ять. Площа її басейну до розгалуження – 11 700 км<sup>2</sup>, загальна по двом руслам – 13 000 км<sup>2</sup>. Довжина річки по лівому головному рукаву – 437 км, по правому – 494 км. Бере початок біля с. Поніква Львівської області на висоті 257 м над рівнем моря. В 8 км вище кордону з Білоруссю біля гирла р. Стубла, річка розгалужується на 2 рукави: лівий (основний) – р. Простир, довжиною 18 км, впадає в р. Прип'ять біля с. Хойно на висоті 136,5 м над рівнем моря; правий (другорядний) – р. Стара Стир, довжиною 75 км, впадає в р. Прип'ять вище с. Бережце. Середній похил водної поверхні – 0,27‰. Басейн розташований в межах Волино - Подільської височини та Поліської низовини. Височинний рельєф верхньої частини басейна зумовлює наявність густої яружно-балкової мережі. А от рівнинний характер Поліської низовини навпаки зумовлює розвиток заболочених земель і боліт [7,8].

Характер розподілу стоку всередині року залежить від кліматичних факторів. Залежно від зміни опадів та температури повітря протягом року формується внутрішньорічний режим стоку річки. Його особливості залежать від рельєфу, розміру басейну, заболоченості, гідрогеологічних умов. Тобто, в першу чергу, це результат взаємодії системи «клімат-поверхня». Розрахунок внутрішньорічного розподілу стоку являє собою кількісну оцінку розподілу за місяцями і сезонами, виражену у відсотках або частках від річного об'єму стоку. Це дозволяє отримати дані про стік у конкретні відрізки часу.

В роботі використані дані спостережень за опадами 5 метеостанцій, розташованих в межах, або поряд досліджуваного басейну. Період спостережень складає близько 60 років. Використані дані спостережень по 5 гідрологічних постах, з площею водозбору від 316 до 10 900 км<sup>2</sup> і тривалістю спостережень від 50 до 65 років, що розташовані на річках басейну р. Стир.

Аналіз багаторічних коливань річкового стоку дозволив виявити регулярні повторювання періодів з високою та низькою водністю. Ця закономірність, перш за все, пов'язана з багаторічними коливаннями опадів. Для визначення циклів коливань стоку води р. Стир був використаний спосіб побудови різницевих інтегральних кривих [1,2]. За переломними точками різницевих інтегральних кривих визначалися маловодні та багатоводні фази водності для кожного гідрологічного поста досліджуваного басейну (рис. 1).

Оскільки, при побудові інтегральних кривих прослідковувалась деяка варіація переломних точок для гідрологічних постів, то для уточнення меж фаз водності були побудовані різницеві інтегральні криві коливань річних сум опадів за даними метеорологічних станцій.



*Рис.1. Різницеві інтегральні криві коливання середньорічного стоку на річках басейну р. Стир за даними постів Гідрометслужби.*

За отриманими результатами на річках басейну р. Стир були виділено один повний цикл водності. Цикл охоплює період з 1965 по 1998 та складається з багатоводної фази, що триває з 1965 по 1981 рр., і маловодної - з 1982 по 1998 рр.

Наступним етапом було проведення розрахунку середніх фазових модульних коефіцієнтів стоку води та опадів для всіх гідрологічних постів і метеостанцій. За даними розрахунків побудовані гістограми внутрішньорічного та сезонного розподілу стоку води та опадів за багатоводну і маловодну фази.

Відсотковий внутрішньорічний та сезонний розподіл опадів та стоку води для маловодних і багатоводних фаз виділеного циклу водності для басейну Стирі наведено в таблицях 1, 2. Аналіз результатів розрахунків подано на прикладі гідрологічного поста р. Стир – м. Луцьк в досліджуваному басейні.

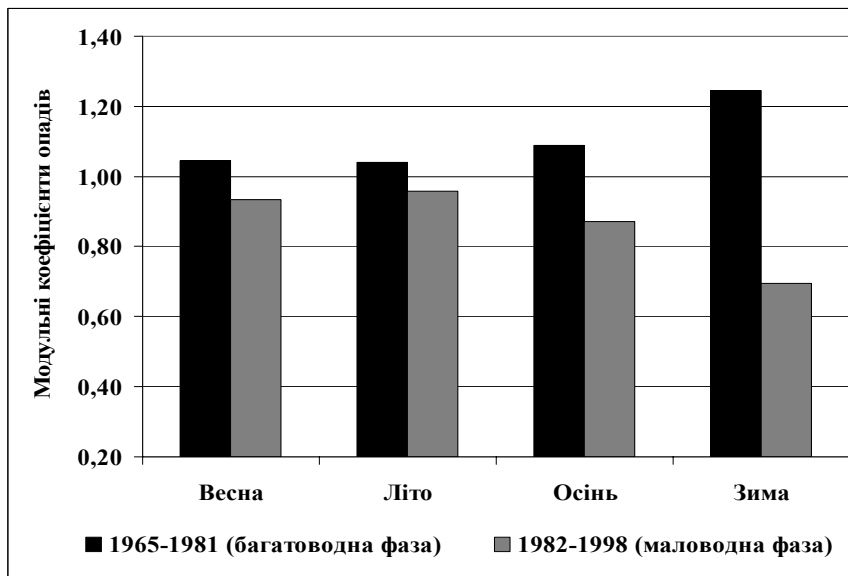
Проаналізувавши внутрішньорічний та сезонний розподіл опадів для маловодної та багатоводної фаз виділеного циклу водності, було виявлено наявність асинфазних коливань даної характеристики (рис. 2). Так, найбільшому значенню модульного коефіцієнту опадів у багатоводну фазу відповідає мінімальне значення даного коефіцієнту у маловодну фазу, та навпаки. Проте, також було відмічено внутрішньорічний перерозподіл опадів у виділених фазах даного циклу. Якщо, наприклад, максимальні модульні коефіцієнти опадів в багатоводну фазу спостерігалися у зимовий період, то у маловодну фазу максимума кількості опадів припадають на травень-червень місяць. У багатоводну фазу відмічено збільшення значення модульного коефіцієнту кількості опадів у серпні місяці, а в маловодну фазу

Таблиця 1. Внутрішньорічний та сезонний розподіл опадів (у відсотках) річок басейну р. Стир для маловодної (-) та багатоводної (+) фаз

Метеостанція	Фаза	Місячний розподіл												Сезонний розподіл			
		III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	Весна	Літо	Осінь	Зима
Кам'янка-Бузька	+	5,43	6,59	11,2	13,1	13,7	10,9	7,88	7,15	5,80	6,77	5,67	5,82	23,2	37,7	20,8	18,3
	-	4,35	6,68	13,4	13,8	12,9	10,3	11,1	6,61	5,90	6,21	3,93	4,86	24,4	37,0	23,6	15,0
Броди	+	5,00	7,25	10,0	13,0	13,5	10,3	8,83	6,38	5,98	6,81	6,76	6,16	22,3	36,8	21,2	19,7
	-	4,75	7,04	12,4	13,3	13,3	9,89	9,93	6,88	6,57	6,66	3,99	5,22	24,2	36,5	23,4	15,9
Дубно	+	4,43	7,67	9,23	12,6	14,0	11,0	9,40	6,45	6,04	7,19	6,68	5,33	21,3	37,6	21,9	19,2
	-	4,80	6,47	11,5	13,7	15,3	9,53	10,1	6,43	6,46	6,44	4,49	4,73	22,7	38,6	23,0	15,7
Луцьк	+	4,38	6,90	9,56	10,6	13,7	10,8	9,84	6,89	6,66	7,51	6,87	6,16	20,8	35,2	23,4	20,5
	-	4,27	6,84	12,1	14,9	14,6	10,1	10,6	5,91	6,46	6,82	3,35	4,10	23,2	39,6	23,0	14,3
Любешів	+	4,51	6,87	8,61	12,7	12,3	9,96	8,90	7,48	7,16	7,67	8,23	5,67	20,0	34,9	23,5	21,6
	-	5,76	6,12	9,91	14,7	14,2	8,17	11,1	6,29	6,88	6,92	5,21	4,71	21,8	37,0	24,3	16,8

Таблиця 2. Внутрішньорічний та сезонний розподіл стоку води (у відсотках) річок басейну р. Стир для маловодної (-) та багатоводної (+) фаз

Річка-пост	Фаза	Місячний розподіл												Сезонний розподіл			
		III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	I	II	Весна	Літо	Осінь	Зима
р. Радоставка – п. Трійця	+	18,3	10,8	8,99	8,15	6,62	4,68	4,72	5,82	6,77	7,43	6,35	11,3	38,2	19,4	17,3	25,1
	-	12,6	13,5	8,58	9,28	7,67	5,42	5,14	4,64	6,36	9,04	9,45	8,26	34,7	22,4	16,1	26,7
р. Іква – п. Великі Млинівці	+	11,7	10,8	8,44	8,28	8,47	7,45	7,57	7,58	7,16	7,31	6,89	8,33	31,0	24,2	22,3	22,5
	-	10,7	9,79	7,81	8,60	8,33	7,61	8,30	8,09	7,56	7,48	7,75	7,97	28,3	24,5	23,9	23,2
р. Стир – п. Щуровичі	+	14,1	12,7	9,12	8,84	8,15	6,12	5,86	6,49	7,00	6,97	6,08	8,57	36,0	23,1	19,3	21,6
	-	10,3	12,4	8,83	9,06	7,81	6,02	6,23	6,42	6,96	8,76	8,97	8,22	31,6	22,9	19,6	26,0
р. Стир – п. Луцьк	+	15,1	12,5	8,29	7,66	6,89	6,62	6,41	7,13	7,49	7,16	6,20	8,56	35,9	21,2	21,0	21,9
	-	10,4	12,6	8,36	7,97	7,75	6,97	6,94	7,78	7,30	7,58	8,56	7,80	31,4	22,7	22,0	23,9
р. Стир – п. Млинок	+	16,4	15,9	9,25	6,55	5,95	5,87	5,49	6,37	7,47	7,28	6,26	7,19	41,6	18,4	19,3	20,7
	-	11,1	12,7	9,45	7,84	7,65	6,48	6,08	6,79	7,08	7,64	9,29	7,90	33,3	22,0	20,0	24,8



*Рис.2. Сезонний розподіл модульних характеристик опадів для багатоводної та маловодної фаз циклу водності р. Стир – м. Луцьк*

відбулося зміщення даної величини на вересень. Даний перерозподіл кількості опадів характерний для усіх метеостанцій басейну р. Стир.

Аналіз внутрішньорічного та сезонного розподілу опадів у відсотках показав, що незалежно від фази водності на літній період припадає найбільша частка кількості опадів. А саме, у маловодну фазу відбулося збільшення кількості опадів в осінній період, та зменшення даної величини у зимові місяці (табл. 1).

Найбільш чітко наявність асинфазних коливань прослідковується для внутрішньорічного розподілу стоку води річок басейну р. Стир. Для багатоводної фази в березні та листопаді спостерігаються найбільші значення модульних коефіцієнтів стоку води і, відповідно, мінімальні значення маловодної.

Для маловодної фази на р. Іква не прослідковувалось чітко виражених фаз гідрологічного режиму, що не дало змогу виявити наявність асинфазних коливань стоку води. Можливо це пов'язано із зарегульованістю даної річки.

Дослідження показали, що на весну припадає найбільша частка стоку від річного (близько 40 %), на літо – 20–25 %, а на осінь – 16–24 %. Відмічено, що в цілому зі зменшенням водності року зростає частка зимового, осіннього і літнього стоку, при значному зменшенні частки весняного стоку (табл. 2). Частка весняного стоку від річного в басейні р. Стир складає 31-33 % у маловодну фазу, та 35-40 % у багатоводні роки. Також спостерігається зростання долі зимового стоку на 4 %, літнього і осіннього – на 1-2 % у маловодні роки.

Аналіз внутрішньорічного та сезонного розподілів опадів та стоку води річок досліджуваного басейну показав наявність асинфазних коливань. Аналогічні коливання були раніше відмічені в басейнах річок Українських Карпат та Кримського півострову [3, 6].

Як результат внутрішньорічного та сезонного перерозподілів опадів між двома фазами водності, відбулося зміщення максимальних значень модульних коефіцієнтів стоку води. Так для *багатоводної фази* характерним є формування значного весняного водопілля та паводків в осінній період, а для *маловодної фази* водності максимальні модульні коефіцієнти стоку води для річок басейну р. Стир спостерігаються в грудні, січні та липні. Це пояснюється проходженням значних сніго-дощових та дощових паводків [5].

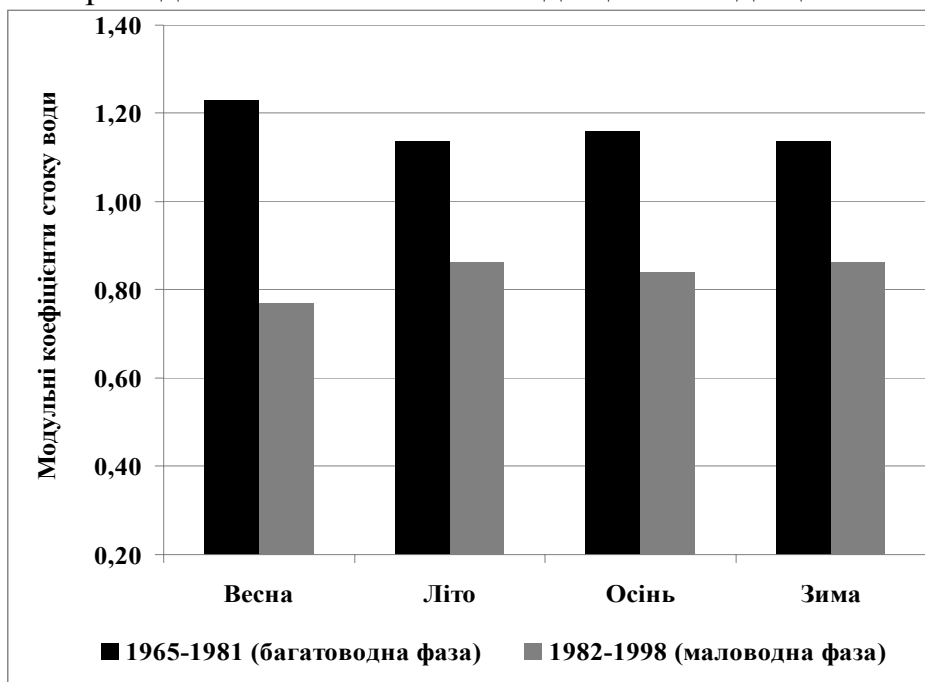


Рис.3. Сезонний розподіл модульних характеристик стоку води для багатоводної та маловодної фаз циклу водності р. Стир – м. Луцьк

**Висновки.** Для річок басейну р. Стир характерним є наявність асинфазних коливань внутрішньорічного розподілу кількості опадів та стоку води в залежності від фази водності. Дослідженнями встановлено, що відбувся внутрішньорічний перерозподіл опадів та стоку води у маловодну та багатоводну фази виділеного циклу водності. У маловодну фазу водності виявлено зміщення на більш пізні строки найбільших значень модульних коефіцієнтів опадів та стоку приблизно на 2–3 місяці у порівнянні із багатоводним періодом.

Проаналізувавши внутрішньорічний та сезонний розподіл стоку води у відсотках відмічено, що частка весняного стоку переважає як у багатоводну, так і в маловодну фази водності. Крім того, у маловодну фазу відбулося деяке збільшення частки стоку води в літній та зимовий періоди.

Використання результатів дослідження про багаторічні коливання водності і особливості формування внутрішньорічного стоку, знання про закономірності повторюваності значних паводків у різні фази водності дозволяють оцінити ймовірність виникнення небезпечних гідрологічних явищ в басейні. Беручи до уваги таких водокористувачів як Рівненська АЕС, необхідне врахування всіх вищезазначених особливостей внутрішньорічного стоку в сучасному господарському використанні р. Стир.

## Список літератури

1. *Владимиров А.М.* Гидрологические расчёты / А.М. Владимирова – Л. : Гидрометеоздат, 1990. – 368 с.
2. Пособие по определению расчётных гидрологических характеристик / [науч. ред. Шмидт Т. и др.]. – Л. : Гидрометеоздат, 1984. – 448 с.
3. *Чорноморець Ю.О.* Внутрішньорічний розподіл стоку річок Українських Карпат / Ю.О. Чорноморець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т.5. – С.165–169.
4. *Войцехович В.О.* Сучасні зміни максимального стоку річок Українського Полісся / В.О.Войцехович, Л.І.Лузан // Наук. праці УкрНДГМІ. – 1999. – Вип. 247. – С. 125–135.
5. *Лук'янець О.І.* Річки правобережжя Прип'яті в періоди високої водності: повторюваність дощових паводків та особливості гідрологічного режиму / О.І. Лук'янець, М.М. Сусідко // Наук. праці УкрНДГМІ. – 1999. – Вип. 247. – С.136-143.
6. *Vasylenko E.V.* The dependence of annual distribution of suspended sediments on a water content phase (using the rivers of the Crimea as an example) / E.V. Vasylenko, V.V. Grebin' // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С. 94-102.
7. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия. Среднее и Нижнее Поднепровье: / [Под ред. М.С.Каганера]. - Л. : Гидрометеоздат, 1971. - Вып. 2, Т.6. – 656 с.
8. Мониторинг, использование и управление водными ресурсами бассейна р. Припять. / Под ред. М.Ю. Калинина и А.Г.Ободовского. – Мн.: Белсэнс, 2003. - 269 с.

### **Закономірності внутрішньорічного розподілу стоку річки Стир та особливості його змін**

**Василенко Є.В., Дутко В.О., Коноваленко О.С., Данько К.Ю.**

*Визначено цикли коливань стоку води в басейні р. Стир. Виявлено один повний цикл, який охоплює період з 1965 по 1998. Проведено аналіз внутрішньорічного розподілення стоку води в залежності від фаз водності. Дослідженнями встановлено, що відбувся внутрішньорічний перерозподіл опадів і стоку води в маловодну і багатоводну фази виділеного циклу. Зафіксовано зміщення максимальних значень модульних коефіцієнтів опадів і стоку води. Для багатоводного періоду характерним є формування значного весняного водопілля та паводків в осінній період, а для маловодної фази водності – проходження значних сніго-дощових та дощових паводків.*

**Ключові слова:** внутрішньорічний розподіл стоку, багатоводна фаза, маловодна фаза, багаторічні коливання водності.

### **Закономерности внутригодового распределения стока реки Стырь и особенности его изменений**

**Василенко Е.В., Дутко В.О., Коноваленко О.С., Данько К.Ю.**

*Определены циклы колебания стока воды в бассейне р. Стырь. Выявлен один полный цикл, который охватывает период с 1965 по 1998 гг. Проведен анализ внутригодового распределения стока воды в зависимости от фаз водности. Исследованиями установлено, что произошло внутригодовое распределение осадков и стока воды в маловодную и многоводную фазы выделенного цикла. Зафиксировано смещение максимальных значений модульных коэффициентов осадков и стока воды. Для многоводного периода характерным есть формирование значительного весеннего половодья и паводков в осенний период, а для маловодной фазы водности – прохождение значительных снего-дождевых и дождевых паводков.*

**Ключевые слова:** внутригодовое распределение стока, многоводная фаза, маловодная фаза, многолетние колебания водности.

### **Features of intra-yearly runoff distribution of Styr River Basin and its changes**

**Vasilenko E., Dutko V., Konovalenko O., Danko K.**

*The water content cycles were defined in the Styr river basin. Revealed one complete water cycle, covering the period from 1965 to 1998. The analysis of the intra-yearly distribution*

*of water runoff depending of the water content phases was done. The intra-yearly redistribution of precipitation and water runoff in low-water and high-water phases of the cycle was determined by studies. Displacement of the maximum modular coefficients of precipitation and water runoff was fixed. For the high-water period is characteristic of formation of significant spring flood and rain flood in autumn, and for low-water phase - passing significant snow-rain and rain floods.*

**Keywords:** *intra-yearly runoff distribution, high-water phase, low-water phase, runoff long-term fluctuations.*

**Надійшла до редколегії 16.03.11**

УДК 556.53:556.114.6/.7(477.4)

**Кравчинський Р.Л., Хільчевський В.К.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

## **ПРО ГІДРОЕКОЛОГІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ БАСЕЙНУ р. ІНГУЛЕЦЬ**

**Ключові слова:** гідроекологічне районування; факторний аналіз; кластеризація; гідрохімічний режим; хімічні компоненти; водогосподарська діяльність.

**Актуальність питання.** Басейн р. Інгулець є одним із найскладніших природних об'єктів України і потребує постійної уваги до себе вчених та практиків. Значна кількість екологічно-небезпечних промислових об'єктів та підприємств, високий рівень урбанізації території поряд з своєрідними фізико-географічними умовами та досить обмеженими водними ресурсами створюють низку гідроекологічних проблем в регіоні, які місцями носять досить важкий характер.

Здійснення об'єктивної гідроекологічної оцінки будь-якого річкового басейну, прогнозування стану гідроекосистеми, а також ефективне планування заходів з охорони водних ресурсів не можливе без вирішення такого важливого науково-практичного завдання, як виділення однорідних гідроекологічних структур (районів) в межах цілісної гідрохімічної систем [2].

Тому **мета даної роботи** – здійснити гідроекологічне районування басейну р. Інгулець.

**Методика досліджень.** Для досягнення поставленої мети було визначено основні фактори, що впливають на гідроекологічний стан басейну р. Інгулець, досліджено особливості водогосподарської діяльності та гідрохімічного режиму річок.

Вихідними даними для дослідження гідрохімічного режиму є дані багаторічних гідролого-гідрохімічних спостережень Державної гідрометслужби України (1998–2008 рр.) та результати моніторингових досліджень Інституту геологічних наук НАН України (1998–2008 рр.).

Серед численних підходів до районування і комп'ютерного картографування територій за гідрологічними, гідрохімічними, гідроекологічними та іншими показниками в останні роки особливої популярності набувають комп'ютерно-модельні методи. Їх основним елементом є складний полікритеріальний математико-статистичний аналіз, що включає визначення низки кластерів (таксонів) на основі точково заданих параметрів [7].



Основним засобом для проведення факторного та кластерного аналізу є аналітична система програмного пакету *STATISTICA*. Для роботи було обрано модифікацію кластерного аналізу К-середніх значень, оскільки вона є оптимальною і дозволяє, маючи певні уявлення про очікувані результати, самостійно обирати необхідну кількість кластерів, а програма, у свою чергу, пропонує їх деталізацію, відповідно до вихідних даних.

**Результати досліджень та їх обговорення.** Як показують результати численних досліджень, основний вплив на гідрохімічний режим та якість поверхневих вод басейну р. Інгулець здійснює водокористування та водовідведення [5], облік яких здійснюється Державним комітетом України по водному господарству.

З точки зору галузевої структури водокористування основними водокористувачами в басейні р. Інгулець є промисловість, житлово-комунальне і сільське господарство. Всього в басейні р. Інгулець нараховується близько 230 підзвітних водокористувачів.

Найбільший забір поверхневих вод (близько 163,5 млн. м<sup>3</sup>/рік або 80 % від загального забору по басейну) здійснюють підприємства сільського господарства. Другим за обсягами використання поверхневої води є підприємства житлово-комунального господарства (близько 20,1 млн. м<sup>3</sup>/рік або 10 % від загального), серед яких найбільші знаходяться в містах Олександрія, Жовті Води та Кривий Ріг. Забір води для господарсько-побутових потреб здійснюється як з поверхневих, так і з підземних джерел. Водночас за обсягами скидів стічних вод житлово-комунальним підприємствам належить першість відносно інших галузей господарства (116,0 млн. м<sup>3</sup>/рік або 46 % від загальних скидів по басейну). Решту 10 % від загального забору води (20,4 млн. м<sup>3</sup>/рік) з поверхневих джерел забирають промислові підприємства та виробничі об'єднання [1].

В адміністративно-територіальному відношенні значний забір води в басейні р. Інгулець здійснюється підприємствами Дніпропетровської та Миколаївської областей, значно менше – Кіровоградської та Херсонської. Найбільший обсяг скидів використаної води до річок басейну Інгульця належить підприємствам, що знаходяться в межах Криворізького ТВК (рис. 1).

За багаторічний період розвитку та становлення господарського комплексу в басейні утворилось кілька водогосподарських ділянок, що характеризуються особливістю господарської діяльності та своєрідним гідроекологічним станом.

У верхів'ї басейну Інгульця основний вплив на гідрохімічний режим та якість поверхневих вод верхньої ділянки здійснюють господарсько-побутові і меншою мірою виробничі стічні води великих міст (м. Олександрія, м. Жовті Води, м. Знам'янка) і невеликих населених пунктів. Речовини, які надходять по р. Інгулець із Кіровоградської області (органічні сполуки, метали, феноли і нафтопродукти), забруднюють воду і донні відклади в Карачунівському водосховищі та частково транспортуються в нижні ділянки річки.

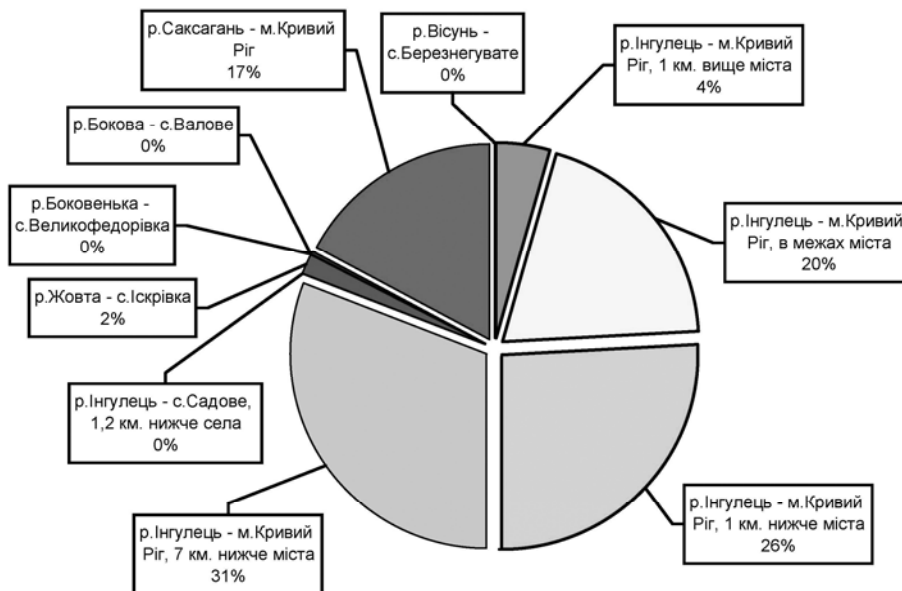


Рис. 1. Територіальна структура водокористування в басейні р. Інгулець

Середня мінералізація води у верхів'ї басейну поступово підвищується і в межах Карачунівського водосховища досягає  $1104 \text{ мг/дм}^3$ , завислі речовини – до  $32 \text{ мг/дм}^3$ , СПАР – до  $0,08 \text{ мг/дм}^3$ , нафтопродукти – до  $140 \text{ мкг/дм}^3$  [6].

Для екологічного оздоровлення гідроекосистеми на даній ділянці з 1988 р. періодично (березень-травень) проводиться додаткова подача дніпровської води з Цибульниківської затоки Кременчуцького водосховища по каналу Дніпро-Інгулець. Тому хімічний склад води у верхній ділянці має чітку залежність від обсягу поданої води по каналу [5].

У центральній частині басейну нижче Карачунівського водосховища річка протікає по території Криворізького залізорудного басейну. Провідна роль у цьому районі належить підприємствам чорної металургії, машинобудування, металообробки, електроенергетики та паливної промисловості [4]. Тут знаходиться валова частка екологічно-небезпечних об'єктів та підприємств басейну, серед яких найбільший обсяг забруднених речовин до поверхневих джерел скидають Криворізьке виробниче управління водопровідно-каналізаційного господарства ( $121,4 \text{ млн.м}^3$  на рік), комбінат ВАТ «Арселорміттал Кривий Ріг» ( $61,8 \text{ млн.м}^3$ ), «Північний», «Південний», «Інгулецький» гірничо-збагачувальні комбінати (відповідно  $14, 6,6$  і  $5,8 \text{ млн.м}^3$ ), шахти «Батьківщина» ( $2,1 \text{ млн.м}^3$ ), «Гігант» ( $1,6 \text{ млн.м}^3$ ).

Особливість водовідведення в промисловості пов'язано з проблемою утилізації високомінералізованих вод, що відкачуються із надр шахт та кар'єрів. До 1960 р. промислові стічні води скидалися безпосередньо до річок Інгулець і Саксагань, що призвело до різкого погіршення їх екологічного стану. Сьогодні шахтні та кар'єрні води відводяться до спеціальних ставків-накопичувачів, де змішуються з річковою водою (загальна мінералізація води при цьому у водоймах знижується до  $5-20 \text{ г/дм}^3$ )

і використовуються в системах оборотного водопостачання підприємств. У зв'язку із систематичним переповненням хвостосховищ у міжвегетаційний період надлишки високомінералізованих промислових стічних вод об'ємом 70-90 млн. м<sup>3</sup> скидають до рр. Інгулець та Саксагань і проводять промивку русел водою з водосховищ, що розташовані вище місць скидів [1].

Природна відновлювальна здатність річкової екосистеми давно вичерпана. Тому середньорічні показники мінералізації річкової води не знижуються 1700 мг/дм<sup>3</sup>, концентрація фенолів становить біля 5,0 мкг/дм<sup>3</sup>, а вміст мікроелементів коливається в межах близьких до ГДК (табл. 1).

Таблиця 1. Середні багаторічні концентрації основних показників хімічного складу поверхневих вод басейну р. Інгулець

№	Річка - пост Показник	р.Інгулець – 1 км. вище міста (верхня ділянка)	р.Інгулець – 7 км нижче міста (територія Кривбасу)	р.Інгулець - с.Садове, (гирло)	р.Жовта - с.Іскрівка	р.Бокова - с.Валове	р.Боковенька - с.Великофедорівка	р.Вісунь - с.Березнегувате	р.Саксагань – м.Кривий Ріг (територія Кривбасу)	ГДК
1	Мінералізація, мг/дм <sup>3</sup>	1104	1753	345	1735	2247	1573	1975	1801	1000
2	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	353	456	49	716	980	750	850	786	500
3	Cl <sup>-</sup> , мг/дм <sup>3</sup>	180	428	41,6	320	260	247	260	464	300
4	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	0,64	1,02	0,36	0,52	0,50	0,53	0,48	0,57	1,0
5	NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> , мг N/дм <sup>3</sup>	0,04	0,10	0,04	0,09	0,50	0,53	0,48	0,57	1,0
6	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> , мг P/дм <sup>3</sup>	0,09	0,17	0,23	0,55	0,79	0,79	0,73	0,57	3,5
7	Fe заг., мкг/дм <sup>3</sup>	154	189	69,0	210	130	160	110	270	300
8	Cu (II), мкг/дм <sup>3</sup>	4,9	7,6	8,4	11,5	9,5	4,5	2,8	12,4	1000
9	Феноли, мкг/дм <sup>3</sup>	3,0	5,0	1,0	2,7	3,4	3,3	4,3	5,7	100
10	Нафтопродукти, мкг/дм <sup>3</sup>	140	181	120	192	90,0	95,0	95,0	205	200

Для забезпечення різних галузей господарства водними ресурсами необхідної кількості і відповідної якості передбачена перекачка дніпровської води по каналу Дніпро-Кривий Ріг (1961) з Мар'янівської затоки Каховського водосховища [1].

У нижній ділянці басейну на відрізьку від гирла Інгульця до м. Снігурівки (близько 80 км) формування хімічного складу води пов'язано з роботою Інгулецької зрошувальної системи (з 1951 р.) [4]. Під час роботи головної насосної станції (травень-вересень), коли дніпровська вода антирікою піднімається вгору по штучно заглибленому руслу Інгульця на 80 км, на даній ділянці мінералізація становить лише 250-400 мг/дм<sup>3</sup>. У січні-лютому під час скидів промислових стічних вод підприємств Кривбасу мінералізація

інколи збільшується до 3,5 г/дм<sup>3</sup>, при цьому зростають концентрації інших елементів, зокрема важких металів та специфічних забруднюючих речовин.

Гідролого-гідрохімічний режим річок Бокова, Боковенька та Висунь формується під переважним впливом природних факторів. Проте, гідроекологічний стан характеризується підвищеними гідрохімічними показниками, що набувають максимальних значень в період літньо-осінньої межени: зокрема спостерігається підвищена мінералізація води, вміст біогенних речовин, специфічних забруднюючих речовин та погіршення кисневого режиму (зокрема перенасичення киснем).

Таким чином, для аналізу цілісної системи було використано дані по скидах забруднюючих речовин до поверхневих джерел, гідрологічні показники (витрати води) та основні гідрохімічні показники якості води.

Статистичний аналіз вихідних даних дозволив виявити основні два фактори, що впливають на формування гідроекологічного стану басейну р. Інгулець ( $F_1$  та  $F_2$ ) (табл. 2).

Таблиця 2. Факторні навантаження, власні показники та значущість факторів

Признаки	Факторні навантаження $a_{ij}$			
	$F_1$	$F_2$	$F_3$	$F_4$
Скиди	-0,41	<b>0,85</b>	-0,08	0,02
Q	-0,11	<b>0,90</b>	-0,17	-0,37
мінералізація	<b>-0,86</b>	-0,38	-0,09	-0,21
HCO <sub>3</sub>	-0,03	<b>0,86</b>	-0,41	-0,09
SO <sub>4</sub>	<b>-0,80</b>	-0,53	-0,18	-0,11
Cl	<b>-0,75</b>	-0,01	0,27	-0,46
Ca	<b>-0,85</b>	-0,20	-0,28	-0,09
Mg	<b>-0,85</b>	-0,44	-0,17	0,08
Na+K	<b>-0,71</b>	-0,65	0,11	-0,00
Завислі речовини	<b>-0,84</b>	-0,41	-0,04	0,09
pH	0,14	0,66	0,60	-0,27
NH <sub>4</sub>	-0,40	<b>0,84</b>	-0,32	-0,06
NO <sub>2</sub>	-0,47	0,66	0,11	0,12
NO <sub>3</sub>	-0,61	-0,63	0,41	0,08
PO <sub>4</sub>	-0,42	<b>-0,88</b>	-0,10	0,16
O <sub>2</sub> абс.	0,69	0,40	0,42	-0,31
O <sub>2</sub> % насичення	0,48	<b>-0,80</b>	0,08	-0,26
БО	<b>-0,83</b>	0,40	-0,15	0,29
БСК	-0,52	<b>0,72</b>	0,11	0,33
Cu	-0,32	0,03	<b>0,77</b>	0,37
Zn	0,05	<b>0,87</b>	0,02	0,47
Fe	<b>-0,75</b>	0,15	0,48	-0,02
Mn	<b>-0,81</b>	0,45	0,08	-0,22
нафтопродукти	<b>-0,79</b>	0,45	0,30	-0,16
феноли	<b>-0,77</b>	0,28	-0,19	-0,18
Власні значення $\lambda_j$	9,92	9,02	2,26	1,38
Значущість факторів, %	39,7	36,1	9,06	5,51

**Примітки:** факторні навантаження значні ( $\beta=0,01$ ) при їх абсолютних значеннях понад 0,71.

Аналіз ознакової структури фактора  $F_1$  показує, що навантаження даного фактора визначається переважно від'ємним зв'язком з концентраціями більшості головних іонів, мінералізацією води, завислими речовинами (-0,84), БО (-0,83), залізом, марганцем та специфічними забруднюючими речовинами.

Фактор  $F_1$  несе в собі 36,1% інформації щодо формування гідроекологічного стану басейну р. Інгулець. Аналіз ознакових навантажень даного фактора показує, що він має значний прямий зв'язок зі скидами виробничих та господарсько-побутових стічних вод (0,85), витратами води (0,86), амонійним азотом (0,84), БСК (0,87), цинком (0,72) та від'ємний зв'язок з фосфатами (-0,88) і відносним вмістом кисню (-0,80). Обрахована величина значущості факторів  $F_3$  та  $F_4$  – низька, тому ними можна нехтувати.

Отримані ряди об'єднані за допомогою алгоритму деревоподібної кластеризації. Найбільш важливим результатом, отриманим в результаті деревоподібної кластеризації є дендрограма (рис. 2).

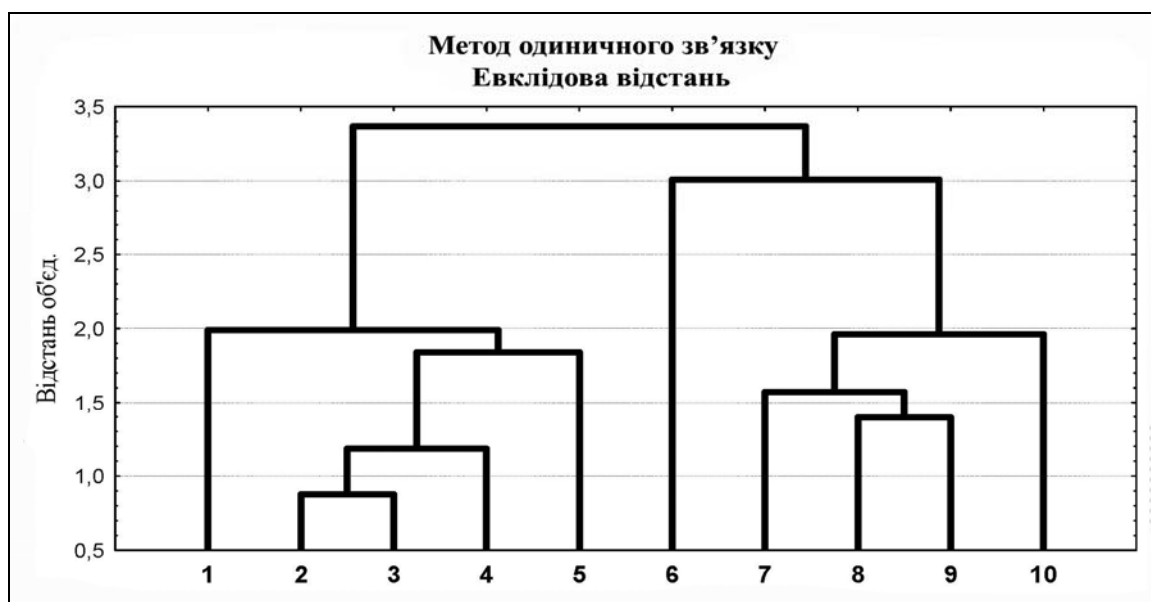


Рис. 2. Дендрограма результатів кластерного аналізу параметрів територіальної структури басейну р. Інгулець

Побудоване ієрархічне дерево дозволяє чітко простежити послідовність утворення гідроекологічних райони на кожному кроці і добре відображає міру подібності (відмінності) досліджуваних частин річкового басейну відповідно до заданих параметрів. Ієрархічна структура гідроекологічних систем, виділених нами в межах басейну р. Інгулець, представлена в табл. 3 та на рис. 3.

**Висновки.** Проведені дослідження показали, що в гідроекологічному відношенні для басейну р. Інгулець характерна чітка просторова неоднорідність. Це пов'язано, перш за все, з особливостями господарської діяльності. В межах території досліджень функціонує декілька водогосподарських систем, що докорінно змінила гідролого-гідрохімічний режим річок.

Таблиця 3. Результати кластерного аналізу параметрів територіальної структури басейну р. Інгулець

ГІДРОХІМІЧНИЙ ПОСТ	ПОСТ №	КЛАСТЕР	ВІДСТАНЬ
р.Інгулець - м.Кривий Ріг, 1 км. вище міста	1	3	0,00
р.Інгулець - м.Кривий Ріг, в межах міста	2	5	0,18
р.Інгулець - м.Кривий Ріг, 1 км. нижче міста	3	5	0,16
р.Інгулець - м.Кривий Ріг, 7 км. нижче міста	4	5	0,20
р.Інгулець - с.Садове, 1,2 км. нижче села	5	2	0,00
р.Жовта - с.Іскрівка	6	4	0,20
р.Бокова - с.Валове	7	1	0,16
р.Боковенька - с.Великофедорівка	8	1	0,11
р.Саксагань - м.Кривий Ріг	9	4	0,20
р.Вісунь - с.Березнегувате	10	1	0,13

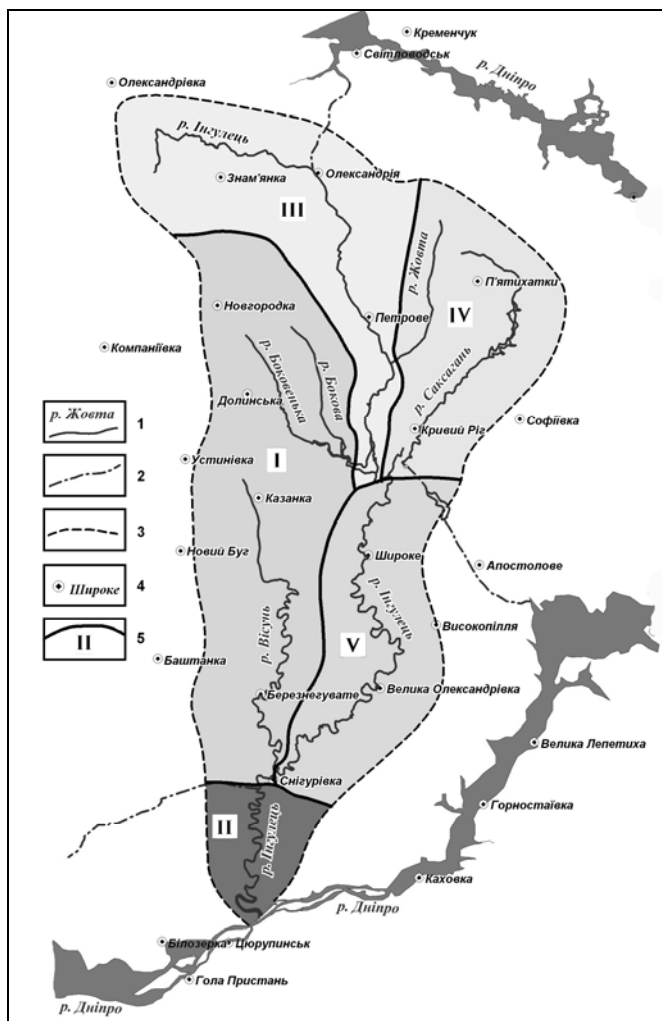


Рис. 3. Гідроекологічне районування басейну р. Інгулець:

1 – річка та її назва; 2 – канали; 3 – межі річкового басейну; 4 – населений пункт; 5 – межі гідроекологічних районів та їх номери: I – Правобережний; II – Нижньоінгулецький (Інгулецько-Дніпровський); III – Верхньоінгулецький; IV – Саксагань-жовтоводський; V – Середньоінгулецький.

За результатами математико-статистичного аналізу виділено два основні фактори формування гідроекологічного стану річкового басейну, один з яких пов'язаний з водовідведенням використаних господарсько-побутових та виробничих стічних вод.

На основі кластерного аналізу було визначено детальну ієрархічну структуру гідроекологічних систем в басейні р. Інгулець і виділено п'ять гідроекологічних районів.

Перший район охоплює основні праві притоки (річки Бокова, Боковенька та Вісунь), гідроекологічний стан яких формується під переважним впливом природних факторів.

Другий район розташований на відрізку від гирла р. Інгулець до м. Снігурівка (близько 80 км). Хімічний склад річкової води на даній ділянці залежить від дніпровської води, що «антирікою» надходить вверх по руслу Інгульця внаслідок функціонування Інгулецької зрошувальної системи.

Третій район займає верхів'я р. Інгулець. Гідроекологічний стан

ділянки визначається в основному обсягом подачі дніпровської води по каналу Дніпро-Інгулець.

Середня частина басейну знаходиться в межах Криворізького територіального-виробничого комплексу. Значна кількість промислових об'єктів та виробничих підприємств в районі м. Кривий Ріг, м. П'ятихатки, м. Жовті Води та відносно менша їх концентрація на решті території стали основою для виділення четвертого і п'ятого гідроекологічних районів – Середньоінгулецького та Саксагань-жовтоводського.

#### Список літератури

1. *Багрій І.Д.* Гідроекосистема Криворізького басейну – стан і напрямки поліпшення / [І.Д. Багрій, П.Ф. Гожик, Е.В. Самоткал та ін.]. – К. : Фенікс, 2005. – 213 с. 2. *Гребінь В.В.* гідролого-гідрохімічне районування: історія та сучасний стан / В.В. Гребінь // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т.2 – С. 83-93. 3. *Закревский Д.В.* Сток химических компонентов рек Украинской ССР / Д.В. Закревский, В.И. Пелешенко, В.К. Хильчевский // Водные ресурсы. – 1988. – Т. 15, № 6. – С. 63-73. 4. *Иванов В.А.* Морские устья рек Украины и устьевые процессы. Учебник в 2-х частях / В.А. Иванов, Р.Я. Миньковская. – Севастополь : НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2008. – С. 806. 5. *Кравчинський Р.Л.* Характеристика водогосподарської діяльності в басейні р. Інгулець / Р.Л. Кравчинський, В.К. Хильчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – № 16. – С. 72–82. 6. *Мурзина Т.А.* Экологическое состояние реки Ингулец / Т.А. Мурзина, А.И. Дворецкий // Вопросы химии и химической технологии. – 2002. – № 5. – С. 238-241. 7. *Самойленко В.М.* Основи системного гідроекологічного районування територій / В.М. Самойленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т.2. – С. 95-110.

#### **Про гідроекологічне районування басейну р. Інгулець**

***Кравчинський Р.Л., Хильчевський В.К.***

*На основі натурних спостережень і лабораторних досліджень встановлено особливості формування гідрохімічного режиму та якості поверхневих вод басейну р. Інгулець. Здійснено математико-статистичний аналіз основних параметрів територіальної структури річкового басейну (гідролого-гідрохімічні та водогосподарські умови) та здійснено гідроекологічне районування території досліджень.*

**Ключові слова:** *гідроекологічне районування; факторний аналіз; кластеризація; гідрохімічний режим; хімічні компоненти; водогосподарська діяльність.*

#### **О гидроэкологическом районировании бассейна р. Ингулец**

***Кравчинский Р.Л., Хильчевский В.К.***

*На основе натурных наблюдений и лабораторных исследований установлены особенности формирования гидрохимического режима и качества поверхностных вод бассейна р. Ингулец. Осуществлено математико-статистический анализ основных параметров территориальной структуры речного бассейна (гидролого-гидрохимические и водохозяйственные условия), осуществлено гидроэкологическое районирование территории исследований.*

**Ключевые слова:** *гидроэкологическое районирование; факторный анализ; кластеризация; гидрохимический режим; химические компоненты; водохозяйственная деятельность.*

#### **About the hydroecological districting of Ingulets river basin**

***Kravchinskiy R., Khilchevskiy V.***

*On the basis of model supervisions and laboratory researches set the features of forming the hydrochemical mode and quality of surface-water of the Ingulets river basin. It was made the mathematical-statistics analysis of basic parameters the territorial structure of the river basin (hydrology-hydrochemical and aquicultural terms) and carried out the hydroecological districting of territory researches.*

**Keywords:** *hydroecological districting; factor analysis; clusterization; hydrochemical mode; chemical components; aquacultural activity.*

*Надійшла до редколегії 03.12.10*

УДК (502.63+504.4) : 913 (477-25)

**Іванок Д.В., Самойленко В.М.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

## **КОМПЛЕКСНА ОЦІНКА ЯКОСТІ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД БАСЕЙНОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ ДЕСНИ ЗА КРИТЕРІЯМИ ВОДНО- ЯКІСНОЇ ПАРАМЕТРИЧНО-ІНТЕГРАЛЬНОЇ СТІЙКОСТІ**

**Ключові слова:** *якість поверхневих вод; оцінка; басейнова геосистема; Десна; параметрично-інтегральна стійкість*

**Постановка проблеми.** На сучасному етапі розвитку суспільства, коли у його відносинах з довкіллям переважає експлуатаційний принцип, на перший план виходить проблема збереження інваріантної структури басейнових геосистем для забезпечення виконання ними як суто природних, так і специфічних природно-соціально-економічних функцій. За таких умов особливого значення набуває дослідження стійкості басейнових геосистем як властивості, що, передусім, і характеризує їхню здатність зберігати при антропогенних і природних впливах власні природні властивості, структуру та типові (класифікаційні) особливості.

У цьому контексті за першочергове завдання править об'єктивна оцінка стійкості басейнових геосистем, яку, з огляду на їхню специфіку, чисельно можна визначити на основі методики комплексної оцінки за критеріями водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості.

Басейнова геосистема річки Десна, з її понад тисячокілометровою довжиною і значною площею водозбору, виконує ряд важливих природно-соціально-економічних функцій (зокрема, вода річки використовується для потреб питного та промислового водопостачання), тому оцінка її стану має на меті визначити можливі природоохоронні заходи, спрямовані на забезпечення стійкості цієї геосистеми.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** В основу дослідження покладено наукові розробки Самойленка В.М. у сфері гідроінвайронментології ([1]). При цьому бралися до уваги, по-перше, методики та результати оцінки якості води вітчизняних гідрохіміків і гідроекологів (Сніжка С.І., Осадчого В.І.,

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1(22)*



Хільчевського В.К., Романенка В.Д. і ін.) ([4]). По-друге, було враховано результати досліджень стійкості басейнових геосистем, якими в різний час займалися фізико-географи, ландшафтознавці та геоекологи (М.Д. Гродзинський, О.Д. Арманд, М.А. Глазовська, Л.Л. Малишева, В.М. Гуцуляк та ін. [2]). По-третє, було проаналізовано комплексний модельний інструментарій для визначення якості поверхневих вод басейнових геосистем малих урболандшафтних басейнових геосистем, запропонований та верифікований В.М. Самойленком та К.О. Верес [4].

**Невирішені раніше частини загальної проблеми.** Варто звернути увагу на те, що вищезазначені дослідження стосувалися лише окремих аспектів вирішення поставленої проблеми (геохімічної стійкості геосистем та їхньої стійкості до антропогенних навантажень, якості води, аналізу антропогенних впливів на басейнові геосистеми тощо) і не розглядали її комплексно та інтегрально для басейнової геосистеми у цілому. Навіть досить систематизований та науково обґрунтований модельний інструментарій, запропонований у [4], призначено для малих річок урбанізованих геосистем, яким властива своя специфіка, і тому цей інструментарій потребує певної адаптації та розвитку стосовно інших басейнових геосистем.

**Постановка завдання.** Таким чином, метою даного дослідження було формулювання методологічних основ комплексної оцінки якості води басейнової геосистеми в контексті загальної ідентифікації рівня її стану та реалізація методичних підходів до зазначеної оцінки за критеріями водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості на прикладі басейнової геосистеми Десни.

**Виклад основного матеріалу. Методологічні основи.** Як вже зазначалось, дослідження базувалися на методології гідроінвайронментології за [1, 3, 4], тому було застосовано такі поняття.

Рівень стану басейнової геосистеми та/або її певних складників (підсистем, елементів тощо) розглядався як сукупність її властивостей та/або властивостей її окремих елементів, які оцінюються за стійкістю та надійністю таких об'єктів або комбінацій чи наборів останніх.

Стійкість басейнової геосистеми (з її двома типами – фазовою і параметричною) розумілася як здатність цього об'єкта зберігати при антропогенних і природних впливах на нього, насамперед «суто» екологічних, власні природні властивості, структуру та типові (класифікаційні) особливості головним чином за рахунок саморегуляції, у т.ч. «за сприяння» останній вже діючих природоохоронних заходів (технологічних, законодавчих, організаційних тощо).

Параметрична стійкість басейнової геосистеми віддзеркалює міру поліваріантної відповідності обраних визначальних параметрів стану басейнових геосистем певним еталонним параметрам, заданим з огляду на «нормальність» природних властивостей, структури та типових особливостей цих об'єктів.

Різновидом параметричної стійкості є параметрично-інтегральна стійкість, зміст якої зумовлено специфічними рисами формування стану басейнової геосистеми, а саме такими рисами, як:

– істотна безпосередня детермінованість кількісно-якісних та «суто» якісних гідроекологічних показників головного водотоку структурами (підсистемами) та станом його водозбору, включаючи джерела екологічного антропогенного навантаження і т.ін.;

– наслідкова велика «вага» щойно зазначених показників як дійсно інтегральних характеристик рівня стану усієї басейнової геосистеми.

У цілому оцінка і класифікація якості води базується на системі контрольних показників, з якими порівнюється якість досліджуваної води. При цьому, по-перше, контрольна база повинна якомога повніше описувати стан басейнової геосистеми або основні вимоги до якості води при різних видах її використання. По-друге, найбільш інформативними є індекси забрудненості або якості води. Індекс якості води – це узагальнена чисельна оцінка якості води за сукупністю основних показників і видами водокористування, оскільки індекси – це формалізовані показники забрудненості води, що узагальнюють більш широкі групи вихідних показників та враховують специфіку басейнової геосистеми.

**Методичні аспекти та результати.** Для дослідження динаміки зміни рівня стану басейнової геосистеми Десни за ознакою якості води було обрано, як найбільш ефективну, методику визначення водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості басейнових геосистем, запропоновану В.М.Самойленко і К.О.Верес і детально розкрити у монографії [4], Саме ця методика враховує весь спектр параметрів стану басейнової геосистеми, корелюючи їх з поняттям стійкості цієї геосистеми.

Ураховуючи специфічність предмета вивчення та виходячи з поставленої мети дослідження, було обрано п'ятирічний період спостереження за хімічним складом води басейнової геосистеми Десни (2002-2006 рр.) та використано відповідні дані Центральної геофізичної обсерваторії України.

З огляду на специфіку досліджуваної геосистеми, власне для оцінки використовувалися три блоки показників рівня її стану, а саме: сольово-компонентний; трофо-сапробізаційний та екотоксифікаційний.

Згруповані в межах цих блоків вихідні дані аналізувалися за відповідно розрахованими ([4]) блоковими індексами рівня стану ( $I_{БЛ}$ ) (рис.1), оскільки вони є найбільш змістовними та вагомими для аналізу результатів, у т.ч. для прийняття природоохоронних.

Стислий аналіз отриманих результатів за обраний 5-річний період засвідчив наступне.

Рівень стану поверхневих вод басейнової геосистеми Десни за сольово-компонентним блоком ( $I_{СК}$ ) належав до I-го класу рівня стану, якому і відповідає 1-ша категорія (відмінний стан). А проте, варто зазначити, що стосовно річки Остер у 2002-му, 2003-му та 2004-му роках значення  $I_{СК}$  становили 1,50, тобто відповідали вже II класу та 2-й категорії (вельми добрий стан). Максимальне значення  $I_{СК}$  отримане: у 2004 р. для річки Снов і

викликане досить високим вмістом хлоридів у воді (127,9 мг/дм<sup>3</sup> – задовільний рівень стану за компонентним індексом методики [4]); та у 2005 р. для річки Сейм, причиною чого також є збільшений вміст хлоридів та

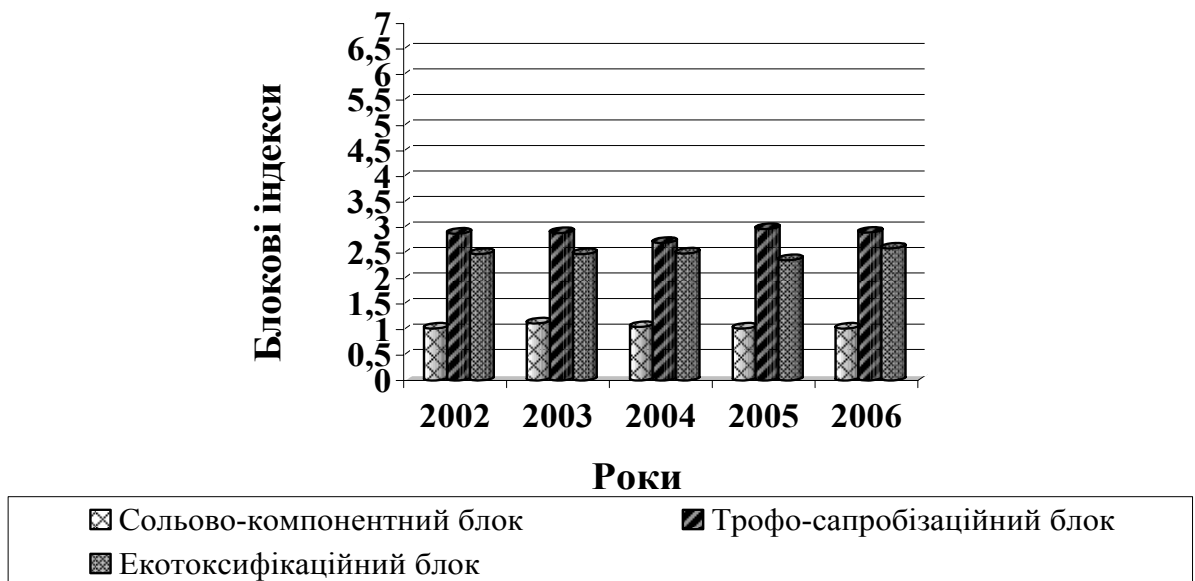


Рис.1. Динаміка зміни блокових індексів рівня стану (за [4]) басейнової геосистеми Десни

підвищена загальна мінералізація води. Її зміна для Десни та її приток значною мірою залежить від гідрологічного режиму: збільшення відбувається при зменшенні витрат і навпаки. Незначне зростання мінералізації зумовлене також тим, що річка на верхній ділянці басейну перетинає крейдиані відклади. У цілому коливання вмісту хлоридів і сульфатів у воді змінює співвідношення цих іонів, не змінюючи їхньої суми.

Важливим показником якісного стану річкових вод є кількість біогенних речовин у воді, зокрема сполук азоту (амонійного, нітритного та нітратного) і фосфору, які і визначають рівень стану басейнової геосистеми Десни за трофо-сапробізаційним блоком (блоковий індекс  $I_{TC}$ ). Основними джерелами надходження біогенних речовин у поверхневі води басейнової геосистеми Десни є скиди житлово-комунальних та промислових підприємств, поверхневий стік із водозбору, зокрема сільськогосподарських угідь, та атмосферні опади.

За течією Десни вміст біогенних речовин за період з 2002 по 2006 роки в цілому коливався у прийнятних межах. При цьому хімічний склад річкової води, що надходить із території Росії, за останні роки покращився і тому не має помітного впливу на якість води Десни в межах України.

Рівень стану Десни за концентрацією амонійного азоту (його компонентним індексом рівня стану за [4]) у цілому коливався в межах від відмінного до задовільного, тобто від 1-ї до 4-ї категорії. А проте, слід зазначити, що для окремих дат і підсистем басейнової геосистеми він істотно збільшувався та "засвідчував" 6-ту і 7-му категорію, тобто, відповідно,

незадовільний і поганий рівень стану. Зокрема, максимальний вміст азоту амонійного спостерігався у 2003 р. на річці Остер і становив  $1,88 \text{ мгN/дм}^3$ , що й відповідає 7-й категорії рівня стану за [4], тобто поганому рівню стану за класом.

Вміст нітратного азоту за течією Десни за досліджуваний період знаходився в межах від  $0,001$  до  $0,012 \text{ мгN/дм}^3$ , а отже відповідний компонентний індекс рівня стану був розрахований у межах від  $1,00$  (відмінний рівень стану) до  $4,00$  (задовільний рівень стану). Максимальне ж значення зазначеного індексу для Десни, відповідне незадовільному рівню стану (6-й категорії), було отримане у 2003 році (Чернігів,  $1 \text{ км}$  вище міста).

Концентрації нітратного азоту за течією Десни протягом всього періоду досліджень відповідали 1-й категорії за [4], тобто рівень стану за цим компонентним індексом можна ідентифікувати як відмінний.

Фосфати у воді Десни було виявлено у кількостях, що відповідають досить широкому спектру категоріального рівня стану (від відмінного, 1-а категорія, до задовільного, 4-а категорія). У певні дати спостерігалися критичні значення вмісту фосфатів у воді, які відповідають 6-й (незадовільний) і 7-й (поганий) категорії рівня стану та були характерними для створів, що розташовані в середній та нижній частині басейну: на річці Снов та Десні (Чернігів,  $1 \text{ км}$  вище міста та в межах міста та село Літки ( $0,5 \text{ км}$  нижче західної околиці)).

Слід зазначити, що незначна відмінність концентрацій сполук азоту та фосфору у воді між верхнім (на кордоні з Росією) та нижнім (на кордоні з Київською областю) створами свідчить про значний потенціал самоочищення Десни, зважаючи на істотне антропогенне навантаження на басейнову геосистему на зазначеній ділянці.

Серед 15 показників екотоксифікаційного блоку, які запропоновані за [4] як критеріальні до методики оцінки водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості, за останні роки Гідрометслужба України використовувала тільки вісім показників забруднення води, а саме: нафтопродукти, феноли, залізо загальне, хром, мідь, цинк і марганець та СПАР. Цього недостатньо для виконання ґрунтовної оцінки рівня стану за цим блоком показників. Тому можна вести мову лише щодо орієнтовної оцінки за екотоксифікаційним блоком для окремих ділянок і для Десни в цілому. Зокрема, з таких позицій вода Десни на всьому протязі відноситься до 1–3 категорій за блоковим екотоксифікаційним індексом (від відмінного до доброго рівня стану) і до 4-ї категорії за максимальними його значеннями (задовільний рівень стану). При цьому всі забруднювальні речовини, що є складниками зазначеного блоку, мають домінантне антропогенне походження.

### **Висновки та перспективи подальших досліджень.**

1. На основі положень гідроінвайронментології сформульовано методологічні основи комплексної оцінки якості води басейнової геосистеми в контексті загальної ідентифікації рівня її стану.

2. Реалізовано методичні підходи до зазначеної оцінки за критеріями водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості на прикладі басейнової геосистеми Десни та вихідних даних за 2002-2006 рр.

3. Результати реалізації засвідчили застосовність методики моделювання водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості басейнових геосистем середніх і великих річок, зважаючи і на необхідність обґрунтування подальших природоохоронних рішень.

4. У майбутньому передбачено удосконалення та розвиток використаних і початково перевірених методичних підходів за рахунок:

– розширення інформаційного базису для тестування методики на прикладі геосистеми Десни як у часовому, так і у просторовому аспекті;

– урахування при відпрацюванні методичних підходів диференціації басейнової геосистеми на субсистеми;

– проведення узгодження положень методики з підходами Водної Рамкової Директиви ЄС [5] з огляду, насамперед, на необхідність виокремлення «гарячих» та біфуркаційних точок і т.ін. при оцінюванні якості поверхневих вод;

– здійснення дослідження щодо створення повномірної методики моделювання рівня стану басейнових геосистем середніх і великих річок, яка дасть змогу враховувати всі відповідні складники фазової та параметричної стійкості таких геосистем, а також їхню надійність з метою забезпечення сталого розвитку.

#### **Список літератури**

1. *Самойленко В.М.* Гідроінвайронментологія: становлення і перспективи / В.М.Самойленко // Фізична географія та геоморфологія. – 2005. – Вип. 47. – С.69-78. 2. *Гродзинський М.Д.* Стійкість геосистем до антропогенних навантажень / М.Д.Гродзинський – К. : Лікей, 1995. – 223 с. 3. *Самойленко В.М.* Математичне моделювання в геоекології / В.М.Самойленко – К.: ВПЦ «Київський університет», 2003. – 199 с. 4. *Самойленко В.М.* Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем. В.М.Самойленко, К.О.Верес – К. : Ніка-Центр, 2007. – 296 с. 5. Водна Рамкова Директива 2000/60/ЄС. Основні терміни та їх визначення. – К., 2006. – 240 с.

**Комплексна оцінка якості поверхневих вод басейнової геосистеми Десни за критеріями водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості**

*Іванок Д.В., Самойленко В.М.*

*Проаналізовано результати комплексної оцінки якості поверхневих вод басейнової геосистеми річки Десна за період з 2002 по 2006 рік на основі вихідних даних щодо якості води. При цьому за основний методологічний критерій вправили підходи до моделювання водно-якісної параметрично-інтегральної стійкості геосистеми як найбільш доцільні для прийняття подальших природоохоронних рішень.*

*Ключові слова:* *якість поверхневих вод; оцінка; басейнова геосистема; Десна; параметрично-інтегральна стійкість.*

**Комплексная оценка качества поверхностных вод бассейновой геосистемы Десны по критериям водно-качественной параметрически-интегральной устойчивости**

*Иванок Д.В., Самойленко В.Н.*

*Проанализированы результаты комплексной оценки качества поверхностных вод бассейновой геосистемы реки Десна за период с 2002 по 2006 год на основе исходных данных по качеству воды. При этом основным методологическим критерием служили подходы к моделированию водно-качественной параметрически-интегральной устойчивости геосистемы как наиболее целесообразные для принятия дальнейших природоохранных решений.*

**Ключевые слова:** *качество поверхностных вод; оценка; бассейновая геосистема; Десна; параметрически-интегральная устойчивость.*

### **Integrated assessment for surface water quality of Desna River's basin geosystem by criteria of water-quality-parametric-integral stability**

**Ivanok D.V., Samoilenko V.M.**

*It were analyzed the results of integrated assessment for surface water quality of Desna River's basin geosystem between 2002 and 2006 based on initial data on water quality. In this case as the principal methodological criteria were applied approaches to simulation of water-quality-parametric-integral stability of geosystem as the most sensible to take further environmental decisions.*

**Keywords:** *quality of surface water; assessment; basin geosystem; Desna; water-quality-parametric-integral stability.*

*Надійшла до редколегії 13.12.10*

УДК[631.442.5:556.114](282.247.32)

**Линник П.М., Іванечко Я.С.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

**Линник Р.П., Запорожець О.А.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

### **МОЛЕКУЛЯРНО-МАСОВИЙ РОЗПОДІЛ ГУМУСОВИХ РЕЧОВИН ЗАЛЕЖНО ВІД рН ТА ЇХНЬОЇ КОНЦЕНТРАЦІЇ У ВОДІ**

**Ключові слова:** *гумусові речовини; гумінові кислоти; фульвокислоти; молекулярно-масовий розподіл; вплив рН та концентрації*

**Постановка та актуальність проблеми.** Гумусові речовини (ГР) – це специфічні природні органічні сполуки, що широко розповсюджені в різних об'єктах навколишнього середовища, зокрема в ґрунтах і торф'яниках, у вугіллі і сланцях, донних відкладах водних екосистем різного типу, у воді річок, озер і водосховищ [5, 6, 8]. Так, частка ГР в органічній складовій ґрунтів іноді досягає 80–90%, у бурому вугіллі – майже 60%, а у воді річок і озер – 60–85%. Насамперед, це стосується тих водних об'єктів, живлення яких відбувається за рахунок надходження до них вод з болотних масивів.

Дуже часто ГР відносять до складних органічних полімерних сполук, хімічні властивості та структура яких визначаються джерелом їхнього походження. Незважаючи на неоднорідність хімічного складу ГР, сучасними фізико-хімічними методами дослідження доведено їхню самостійність як

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

особливого класу високомолекулярних і гетерогенних азотвмісних органічних речовин, що характеризуються загальним принципом молекулярної структури і близькими властивостями.

На сучасному етапі досліджень встановлено ароматичну природу ГР, виявлено багаточисельні фрагменти їхніх молекул, вивчено елементний склад та з'ясовано наявність різноманітних функціональних груп у їхній структурі.

Загальноприйнята класифікація ГР базується на різній розчинності цих органічних сполук при їхньому вилученні з природних об'єктів. Найчастіше у складі ГР виділяють три групи: гумінові кислоти (ГК), що не розчиняються у кислому середовищі і при рН 1,0–2,0 та нагріванні осідають з розчину, фульвокислоти (ФК), які добре розчинні у всьому діапазоні рН, та гуміни, що нерозчинні як у кислому, так і в лужному середовищах [6]. ГК, на відміну від ФК, містять у своєму складі менше кисеньвмісних функціональних груп і значно більше ароматичних сполук, що підсилює їхню гідрофобність.

ГР характеризуються низкою важливих властивостей (рис. 1), зокрема високою комплексоутворювальною здатністю щодо іонів металів, у тому числі й тих, що мають виражені токсичні властивості, часто відіграють важливу протекторну роль.



Рис. 1. Роль гумусових речовин у водних екосистемах

Завдяки здатності до ГР зв'язування іонів металів у комплекси та утворення адуктів з органічними токсикантами відбувається істотне

зниження токсичності останніх для живих організмів [2, 3, 5]. Важливого значення набувають відновлювальні властивості ГР як редокс-полімерів. Вони здатні відновлювати іони полівалентних металів (V(V) до V(IV), Hg(II) до Hg(0), Fe(III) до Fe(II), Cr(VI) до Cr(III), Mo(VI) до Mo(V), U(VI) до U(IV)), що дуже важливо з екологічних позицій, оскільки токсичність більшості з них залежить значною мірою від ступеня їхнього окиснення (у вищому ступені окиснення токсичність, зазвичай, більша) [2–4, 6]. Не менш актуальною виявляється накопичувальна та транспортна роль ГР. Перша з них властива ГК як більш високомолекулярним сполукам, що активніше адсорбуються завислими частинками в поверхневих водах. Транспортна роль притаманна ФК, які меншою мірою здатні до адсорбції, але, завдяки високій комплексоутворювальній здатності, сприяють стабілізації багатьох металів у розчиненому стані та їхньому перенесенні на значні відстані.

**Матеріал і методика досліджень.** В експериментальних дослідженнях використовували препарати ГР, зокрема ГК, вилучених з торфу (Олайнський завод хімічних реактивів, Латвія) та ФК, вилучених з бурого вугілля “леонардит” (Угорщина). Розчини цих кислот з відомою концентрацією готували шляхом розчинення відповідних наважок препаратів у бідистильованій воді. Молекулярно-масовий розподіл ГР досліджували методом гель-хроматографії з використанням колонки, заповненої гелем HW-50F (Японія). Параметри колонки: діаметр – 2,8 см, висота геля – 55,0 см, вільний об’єм колонки – 160 см<sup>3</sup>. Попередньо колонку калібрували з допомогою речовин з відомою молекулярною масою. З цією метою використовували розчини поліетиленгліколів (молекулярна маса 20,0, 15,0, 2,0 і 1,0 кДа) та глюкози (молекулярна маса 0,18 кДа). Концентрація розчинів поліетиленгліколів становила 2,0 г/дм<sup>3</sup>, а розчину глюкози – 0,5 г/дм<sup>3</sup>. Для встановлення вільного об’єму колонки використовували блюдекстран (молекулярна маса 2000 кДа). Кожного разу на колонку пропускали 6,0 см<sup>3</sup> розчину речовини. Елюентом служив 0,025 моль/дм<sup>3</sup> фосфатний буферний розчин з необхідними значеннями рН (5,0, 6,0, 7,0 і 8,0). Швидкість елюювання становила 1,0 см<sup>3</sup>/хв. Такі ж значення рН задалегідь встановлювали в розчинах ГР перед їхнім пропусканням на колонку з гелем. За допомогою колектора DOMBIFRAC D-002 (Україна) збирали по 18 фракцій, об’єм кожної з яких становив 15 см<sup>3</sup>. Молекулярну масу окремих фракцій ГР знаходили за допомогою калібрувального графіка, побудованого в координатах “ $\frac{V_e}{V_0} - \lg M$ ”, де  $V_e$  – об’єм виходу речовини з колонки,  $V_0$  – вільний об’єм колонки,  $M$  – молекулярна маса речовин, що використовувалися для калібрування колонки.

При вивченні впливу рН використовували розчини ГК і ФК з концентрацією відповідно 0,5 і 1,0 г/дм<sup>3</sup>. Вплив концентрації ФК (0,2, 1,0, 2,0 і 5,0 г/дм<sup>3</sup>) на їхній молекулярно-масовий розподіл досліджували при постійному значенні рН 7,0. Концентрацію ГК і ФК у кожній з одержаних фракцій визначали спектрофотометричним та флуоресцентним методами відповідно за власними світлопоглинанням і флуоресценцією.



Використовували градуювальні графіки, побудовані у координатах „ $A_{254}$  або  $I_{450} - C_{ГК(ФК)}$ ”, де  $A_{254}$  – оптична густина розчинів при довжині хвилі 254 нм,  $I_{450}$  – інтенсивність флуоресценції при 450 нм,  $C_{ГК(ФК)}$  – концентрація ГК або ФК. Спектри поглинання розчинів ГК і ФК як нативних, так і після гель-хроматографічного розділення, реєстрували за допомогою спектрофотометра Unicо UV-2800 (США). Флуоресцентні дослідження ГР здійснювали за допомогою люмінесцентного спектрометра Perkin Elmer LS-55 з ксеноною лампою.

Частку фракцій ГК і ФК з різною молекулярною масою розраховували на підставі одержаних гель-хроматограм.

**Результати досліджень та їх обговорення.** Нижче (рис. 2) як приклад наведено спектри поглинання розчинів ГК і ФК в деяких фракціях, одержаних після гель-хроматографічного розділення препаратів цих кислот. В обох випадках спектри мають схожий вигляд. Так, зокрема, у спектрах як ГК, так і ФК можна виділити інтенсивний максимум у діапазоні 190–230 нм, що властиво для ГР незалежно від джерела їхнього походження. На ділянці від 270 до 290 нм спостерігається ще один максимум, який значно нижчий порівняно з першим. Більше виражений він у випадку високомолекулярних фракцій ФК. Деякі відмінності слід відзначити у спектрах поглинання високо- і низькомолекулярних фракцій (відповідно 2–4, 7, 8 та 11 і 12). Для низькомолекулярних фракцій, на відміну від високомолекулярних, спостерігаються високі значення оптичної густини у діапазоні 190–240 нм, і майже повна відсутність поглинання при довжині хвилі  $>240$  нм. Особливо яскраво ця відмінність виражена у випадку ГК.

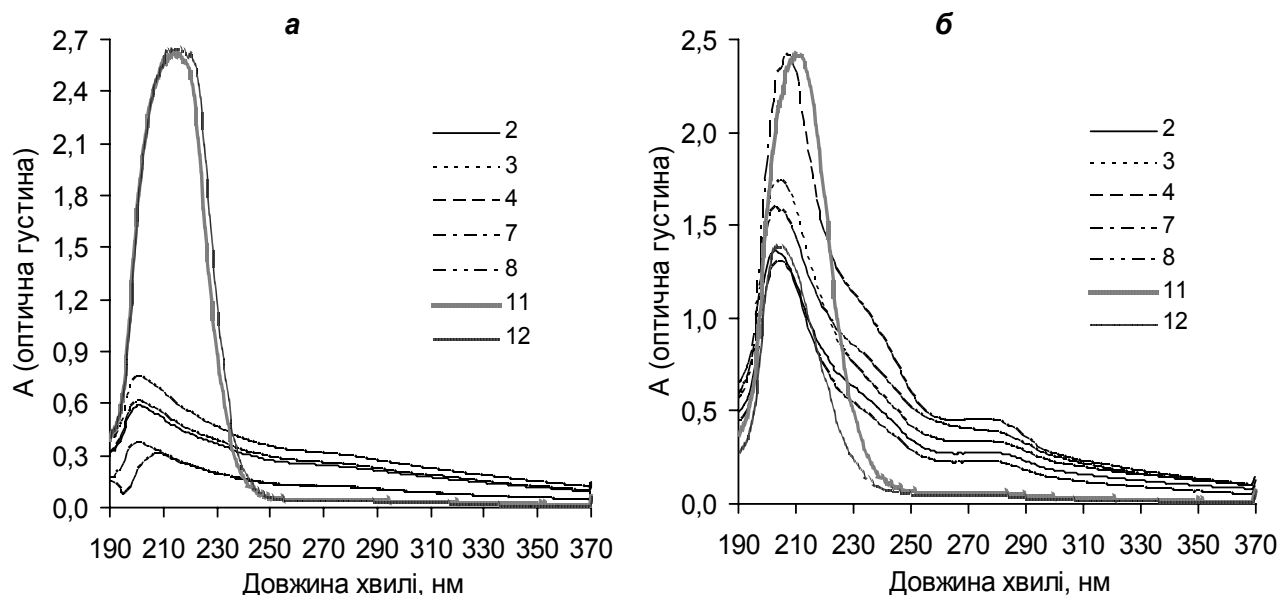
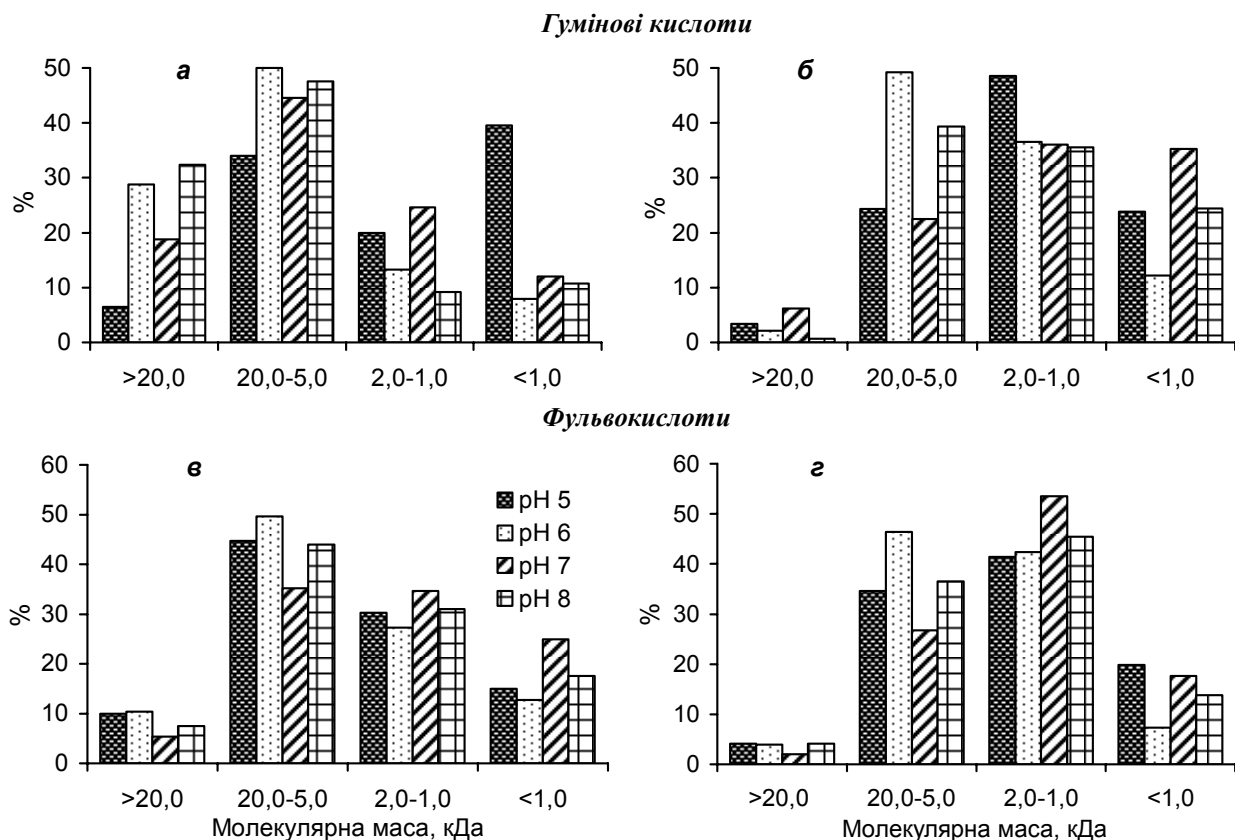


Рис. 2. Спектри поглинання розчинів ГК (а) і ФК (б) у фракціях після їхнього гель-хроматографічного розділення. В легенді зазначено порядкові номери фракцій.  
 $C_{ГК}=0,5$  г/дм<sup>3</sup>,  $C_{ФК}=1,0$  г/дм<sup>3</sup>; рН = 7,0.

Результати гель-хроматографічних досліджень показали, що значну частку у складі досліджуваних ГК і ФК становлять високомолекулярні фракції,

молекулярна маса яких перевищує 5,0 кДа (рис. 3). І це не дивно, оскільки їх вилучено з торф'яників та бурого вугілля, а такі ГР, за даними [5, 6], характеризуються значно більшими величинами молекулярної маси порівняно з водними. Водночас, співвідношення різних за молекулярною масою фракцій ГР, отримані за результатами спектрофотометричних і флуоресцентних досліджень, дещо відрізняються (див. рис. 3).



**Рис. 3. Молекулярно-масовий розподіл гумінових і фульвокислот залежно від рН розчину за даними спектрофотометричних (а, в) та флуоресцентних (б, г) досліджень.  $C_{ГК} = 0,5 \text{ г/дм}^3$ ,  $C_{ФК} = 1,0 \text{ г/дм}^3$ .**

Так, за даними спектрофотометричних досліджень у складі ГК переважають високомолекулярні фракції (>5,0 кДа), частка яких становить 40–80%. Якщо ж взяти до уваги результати флуоресцентних досліджень, то вони свідчать про домінування фракцій з меншою молекулярною масою, яка не перевищує 2,0 кДа. Їхня частка досягає 49–72%. Подібна ситуація спостерігається і у випадку з ФК. За спектрофотометричними даними переважають високомолекулярні фракції (40,5–60,0%), тоді як за флуоресцентними, навпаки, – низькомолекулярні (49,7–71,2%).

Чітко вираженого впливу рН розчину на молекулярно-масовий розподіл досліджуваних ГР не було виявлено (рис. 4). За результатами спектрофотометричних досліджень, підвищення рН призводить до зростання частки високомолекулярних фракцій ГК (5,0–20,0 і >20,0 кДа), що може бути зумовлено агрегацією їхніх молекул. Натомість, знижується частка фракції з невисокою молекулярною масою ( $\leq 2,0$  кДа). Помітний вплив рН розчинів на

молекулярно-масовий розподіл ФК спостерігається при значеннях 6,0 і 7,0 – частка високомолекулярних фракцій знижується, а фракцій з меншою молекулярною масою, навпаки, збільшується. Дані літератури стосовно впливу рН також суперечливі. Вважається, що рН в інтервалі 2,0–6,0 істотно впливає на молекулярну масу ФК. За низьких значень водневого показника домінують низькомолекулярні фракції ФК, а при його зростанні – високомолекулярні, що було показано на прикладі ФК, вилучених з витоку р. Москва [1, 7].

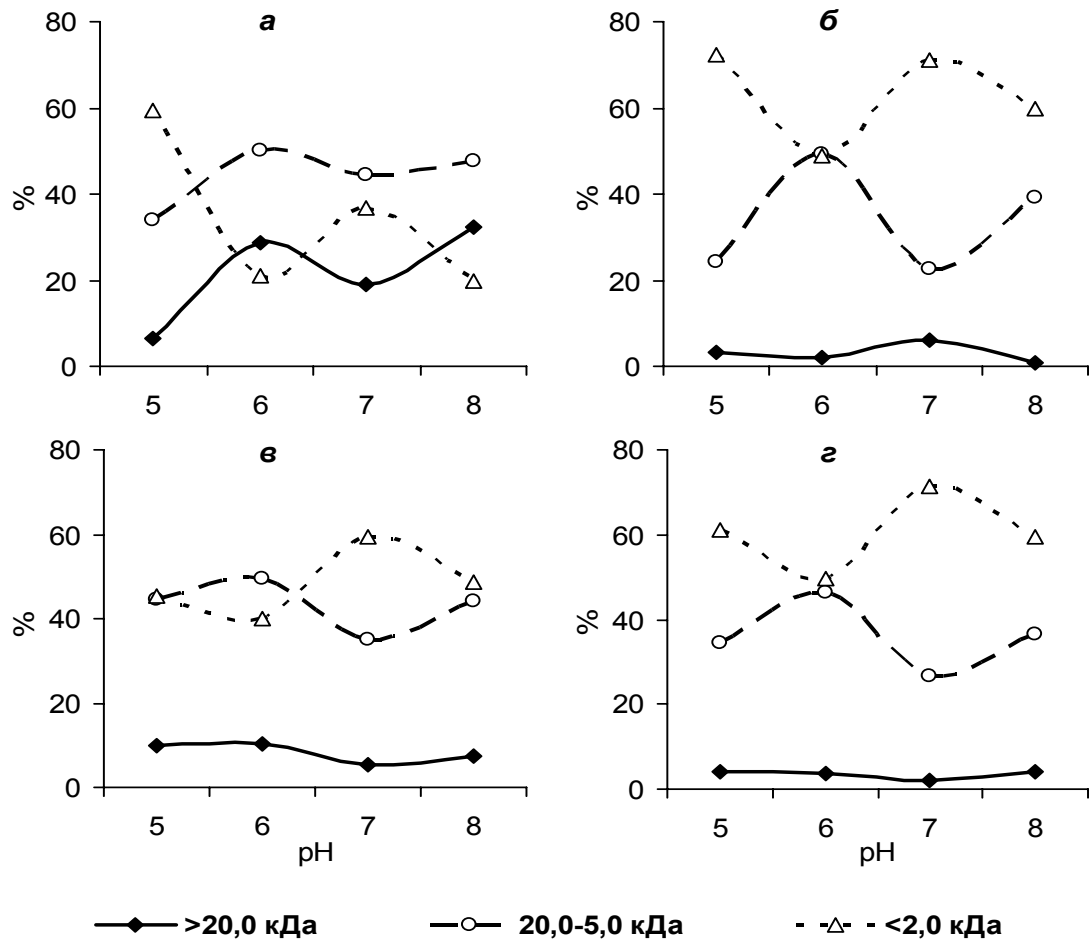
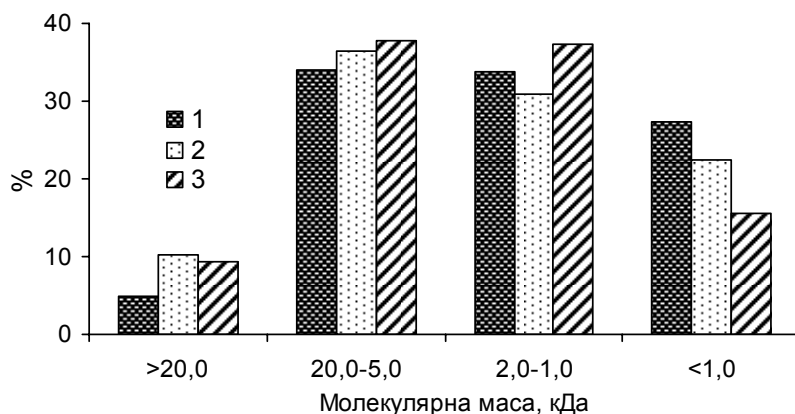


Рис. 4. Зміни молекулярної маси окремих фракцій гумінових і фульвокислот залежно від рН розчину за результатами спектрофотометричних (а, в) та флуоресцентних (б, г) досліджень.  $C_{ГК} 0,5 \text{ г/дм}^3$ ,  $C_{ФК} = 1,0 \text{ г/дм}^3$ .

Результати флуоресцентних досліджень свідчать про те, що вплив рН на молекулярно-масовий розподіл ГК і ФК найпомітніший при значеннях 5,0, 7,0 і 8,0. Але при цьому різко знижується частка високомолекулярних фракцій, зокрема з молекулярною масою 20,0–5,0 кДа, і зростає частка фракції з молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа. Отже, деяка розбіжність між результатами спектрофотометричних і флуоресцентних досліджень має місце і у даному випадку.

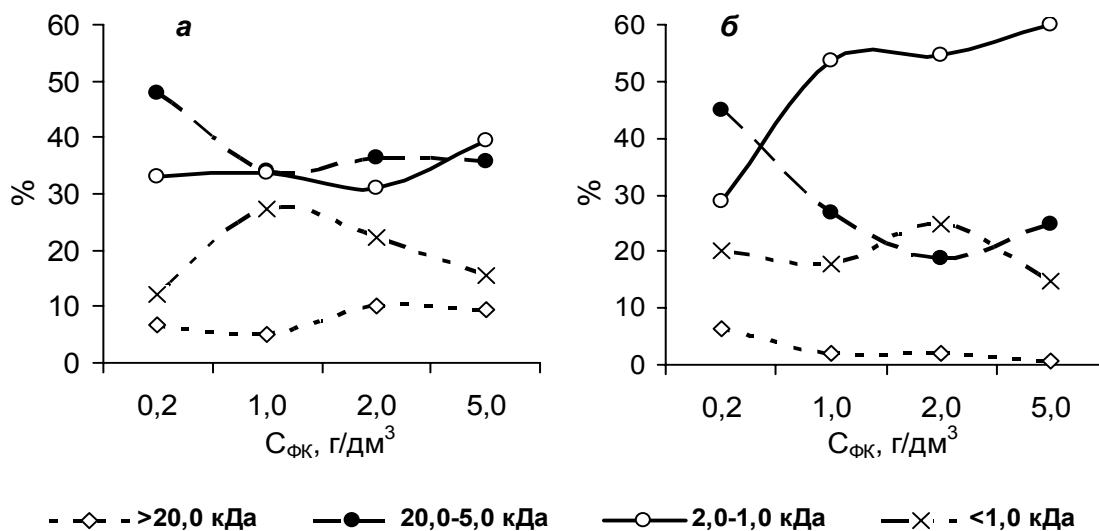
Існує й інша точка зору стосовно розчинів ФК, які, на відміну від ГК, є вільно дисперсними агрегативно-стійкими системами, що мало залежать від

концентрації, величини рН і іонної сили розчину [6]. Наші дослідження деякою мірою свідчать на користь зазначеного, оскільки зростання концентрації ФК у розчині не призводить до виражених змін в молекулярній масі фракцій, одержаних після гель-хроматографічного розділення (рис. 5).



**Рис. 5. Молекулярно-масовий розподіл фульвокислот залежно від їхньої концентрації у розчині (за даними спектрофотометричних досліджень): 1 – 1,0; 2 – 2,0; 3 – 5,0 г/дм<sup>3</sup>; рН 7,0.**

Можна лише констатувати, що із зростанням концентрації ФК частка найменшої за молекулярною масою фракції (<1,0 кДа) знижується, а високомолекулярних, навпаки, дещо підвищується (рис. 6). Але до такої оцінки спонукають результати спектрофотометричних досліджень.



**Рис. 6. Зміни в молекулярно-масовому розподілі фульвокислот залежно від їхньої концентрації у розчині за даними спектрофотометричних (а) та флуоресцентних (б) досліджень при рН 7,0.**

Дані флуоресцентного дослідження показують, що із зростанням концентрації ФК у розчині істотно збільшується частка фракції з невисокою молекулярною масою (2,0–1,0 кДа) і знижується частка високомолекулярних фракцій. Не виключено, що збільшення концентрації ФК у розчині призводить до зміни флуоресцентних властивостей саме цих їхніх фракцій.

Така поведінка досліджуваних ФК зумовлена, найвірогідніше, джерелом походження. Адже у складі ФК, вилучених з бурого вугілля, значну частку складають високомолекулярні фракції, які, напевно, стійкіші до змін рН середовища і концентрації у водному розчині порівняно з фракціями ФК, що знаходяться у поверхневих водах. Серед останніх домінують сполуки з невисокою молекулярною масою (<1,0 кДа) [9].

**Висновки.** У складі досліджуваних ГК та ФК наявні як високомолекулярні сполуки, так і речовини з меншою молекулярною масою, співвідношення між якими може відрізнитися залежно від використаних методів дослідження – спектрофотометричного чи флуоресцентного. В інтервалі рН 5,0–8,0 вплив цього показника на молекулярно-масовий розподіл ГР виявився помітнішим у випадку ГК. За даними спектрофотометричних досліджень, збільшення рН розчину супроводжувалось зростанням частки високомолекулярних фракцій і зниженням частки фракції з меншою молекулярною масою. Результати аналогічних досліджень ФК, як свідчать спектрофотометричні дані, не показали вираженого впливу рН на їхній молекулярно-масовий розподіл, що може бути зумовлено стійкістю самих ФК до таких змін рН. Водночас, результати флуоресцентних досліджень наводять на думку про залежність флуоресцентних властивостей високомолекулярних фракцій як ГК, так і ФК від рН та концентрації у воді. Хоча вплив згаданих чинників не завжди має закономірний характер. Тим не менше, важливо зазначити, що при дослідженні молекулярно-масового розподілу гумусових речовин у поверхневих водах зміна величини рН порівняно з природним значенням може істотно вплинути на сталість співвідношення різних за молекулярною масою фракцій. Певні зміни у зазначеному співвідношенні можливі і у випадку надмірного концентрування проб води, якого не завжди вдається уникнути при таких дослідженнях.

#### Список літератури

1. *Инцирвели Л.Н.* Исследование и определение форм железа в природных водах : автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. хим. наук / Л.Н. Инцирвели ; ГЕОХИ АН СССР – М., 1975. – 31 с.
2. *Линник П.Н.* Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор) / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук, Р.П. Линник // Гидробиол. журн. – 2004. – Т. 40, № 1. – С. 81–107.
3. *Линник П.Н.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с.
4. *Линник Р.П.* Сосуществующие формы ванадия в природных водах / Р.П. Линник, Т.А. Васильчук, О.А. Запорожец // Химия и технология воды. – 2003. – Т. 25, № 6. – С. 549–563.
5. *Перминова И.В.* Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот : автореф. дисс. на соиск. уч. степени д-ра хим. наук / И.В. Перминова. – М., 2000. – 50 с.
6. *Попов А.И.* Гуминовые вещества: свойства, строение, образование / А.И. Попов ; под ред. Е.И. Ермакова. – СПб.: Изд-во С.-Петербур. ун-та, 2004. – 248 с.
7. *Сироткина И.С.* Хроматографические методы в систематическом анализе природных растворенных органических веществ поверхностных вод : автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. хим. наук / И.С. Сироткина ; ГЕОХИ АН СССР. – М., 1974. – 25 с.
8. *Humic substances in soil, sediment and water* / Ed. by G.R.Aiken, D.M.McKnight, R.L.Wershaw and P. MacCarthy. – NY: John Wiley and Sons, Inc., 1985. – 692 p.
9. *Linnik P.N.* Role of humic substances in the complexation and detoxification of heavy

metals: case study of the Dnieper reservoirs / P.N. Linnik, T.A. Vasilchuk // Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice (I.V. Perminova, K. Hatfield, N. Hertkorn, Eds.).– NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series.– Printed in the Netherlands: Springer.– 2005.– Vol. 52.– P. 135–154.

### **Молекулярно-масовий розподіл гумусових речовин залежно від рН та їхньої концентрації у воді**

**Линник П.М., Іванечко Я.С., Линник Р.П., Запорожець О.А.**

*Розглянуто результати спектрофотометричних і флуоресцентних досліджень впливу рН та концентрації гумусових речовин на їхній молекулярно-масовий розподіл. Виявлено, що у складі досліджуваних гумінових і фульвокислот значну частку обіймають високомолекулярні сполуки. Однак співвідношення між високомолекулярними речовинами і сполуками з меншою молекулярною масою за даними обох методів дещо різняться. Зростання величини рН в одних випадках призводить до збільшення частки високомолекулярних фракцій (гумінові кислоти), а в інших вплив рН на молекулярно-масовий розподіл проявляється меншою мірою (фульвокислоти). Із збільшенням концентрації фульвокислот у воді знижується частка фракції з найменшою молекулярною масою (<1,0 кДа).*

**Ключові слова:** гумусові речовини; гумінові кислоти; фульвокислоти; молекулярно-масовий розподіл; вплив рН та концентрації.

### **Молекулярно-массовое распределение гумусовых веществ в зависимости от рН и их концентрации в воде**

**Линник П.Н., Иванечко Я.С., Линник Р.П., Запорожец О.А.**

*Рассмотрены результаты спектрофотометрических и флуоресцентных исследований влияния рН и концентрации гумусовых веществ на их молекулярно-массовое распределение. Обнаружено, что в составе исследованных гуминовых и фульвокислот значительную часть составляют высокомолекулярные соединения. Однако соотношения между высокомолекулярными веществами и соединениями с меньшей молекулярной массой, по данным обоих методов, имеют некоторые различия. Увеличение значения рН в одних случаях приводит к возрастанию доли высокомолекулярных фракций (гуминовые кислоты), а в других влияние рН на молекулярно-массовое распределение проявляется в меньшей степени (фульвокислоты). С увеличением концентрации фульвокислот в воде снижается доля фракции с наименьшей молекулярной массой (<1,0 кДа).*

**Ключевые слова:** гумусовые вещества; гуминовые кислоты; фульвокислоты; молекулярно-массовое распределение; влияние рН и концентрации.

### **Molecular weight distribution of humic substances depending on pH and their concentration in water**

**Linnik P.N., Ivanechko Ya.S., Linnik R.P., Zaporozhets O.A.**

*Results of spectrophotometric and fluorescent investigations of influence of pH and humic substances concentration on their molecular weight distribution are considered. It is revealed that in composition of investigated humic and fulvic acids the high-molecular weight fractions are formed the significant part. However the ratios between high-molecular substances and compounds with smaller molecular weight, according to both methods, have some distinctions. The increase in pH value in one cases leads to increase of a share of high-molecular fractions (humic acids), and in others pH influence on molecular-weight distribution is shown to a lesser degree (fulvic acids). With increase in concentration of fulvic acids in water the share of fraction with the least molecular weight (<1,0 kDa) decreases.*

**Keywords:** humic substances; humic acids; fulvic acids; molecular-weight distribution; influence of pH and concentration.

*Надійшла до редколегії 17.02.11*

*Шерстюк Н.П.*

*Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара*

## **ПРОГНОЗУВАННЯ МІНЕРАЛІЗАЦІЇ ТА ВМІСТУ ГОЛОВНИХ ІОНІВ У ВОДІ ВОДОЙМИ ХВОСТОСХОВИЩА ПІВНІЧНОГО ГІРНИЧО-ЗБАГАЧУВАЛЬНОГО КОМБІНАТУ (КРИВБАС)**

*Ключові слова:* хвостосховище; техногенні води; змішування; гідрохімічний баланс; мінералізація; головні іони

**Постановка проблеми.** Сучасна технологія збагачення залізних, марганцевих руд і руд кольорових металів передбачає складування відходів їхнього виробництва в спеціальних хвостосховищах [1].

Хвостосховище – комплекс спеціальних споруд і обладнання, призначений для зберігання або поховання радіоактивних, токсичних та інших відвальних відходів збагачення корисних копалин, які іменуються хвостами. На гірничо-збагачувальних комбінатах (ГЗК) із видобутої руди одержують концентрат, а відходи переробки переміщують у хвостосховище у вигляді пульпи, що складається на 4-6 мас. % з мінеральної речовини та 94-96 % – води. При відстоюванні відбувається поділ на осадову тверду фазу хвостів і воду. Вода вдруге використовується гірничо-збагачувальною фабрикою або очищується й скидається у водотоки.

Сьогодні лише в Придніпровському регіоні, що включає Дніпропетровську, Запорізьку й Кіровоградську області, за рахунок відходів залізородних гірничо-збагачувальних комбінатів у різноманітних хвостосховищах (яких близько 300) акумульовано більше 3,5 млрд. м<sup>3</sup> відходів, з них левова частка близько 2,7–3 млрд. м<sup>3</sup> – у Дніпропетровській області, з яких більше 2 млрд. м<sup>3</sup> - у Кривбасі.

У районах, де розташовані гірничо-збагачувальні комбінати, техногенний вплив на навколишнє середовище настільки значний, що природні механізми не здатні його компенсувати.

Функціонування хвостосховищ сьогодні стало однією з найважливіших економічних та екологічних проблем не тільки гірничо-збагачувальних комбінатів, а й усієї держави.

**Аналіз основних досліджень та публікацій.** Незважаючи на очевидну важливість кількісної оцінки процесів формування хімічного складу природно-техногенних та техногенних вод суші, на даний час ця проблема остаточно не вирішена. Особливості гідрохімічних процесів, що відбуваються у таких водоймах є очевидними [1,2], але складно вивчасимими внаслідок багатокомпонентності системи та різноманітності процесів, які там відбуваються. Найбільш повно гідрохімічні процеси, що відбуваються у хвостосховищі мідіплавильного комбінату відображені у роботі [3].

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

У звітах з наукових досліджень [4, 5] розглянуті особливості експлуатації хвостосховищ Кривбасу, а саме Північного гірничо-збагачувальонго комбінату. Найбільш наближені до вирішення подібних проблем роботи [6, 7], у яких викладено сучасне розуміння гідрохімічного балансу та вирішені задачі такого ж напрямку для водоймищ-охолоджувачів АЕС.

**Мета досліджень.** Формування потужної, як за об'ємом так і за хімічним складом, гідрохімічної аномалії – хвостосховища – неминучо впливає на усі елементи ландшафту. За умови скиду високомінералізованих вод із хвостосховищ у поверхневі водотоки цей вплив стає ще більш відчутним.

Метою досліджень є складання гідрохімічного балансу водойми хвостосховища Північного гірничо-збагачувального комбінату (ПівнГЗКа), на підставі якого надалі прогнозувати мінералізацію та вміст головних іонів у воді.

**Викладення основного матеріалу.** Хвостосховище, по аналогії з природними водоймищами, може бути віднесено до акваторіальних техногенних гідрохімічних систем [7]. Необхідно підкреслити, що загалом гідрохімічні системи такого типу суттєво вирізняються від гідрохімічних систем текучих вод, крім того, виникнення та функціонування хвостосховищ є специфікою гірничо-видобувної промисловості і формування хімічного складу води у ставку хвостосховища повністю залежить від техногенних чинників.

Всі хвостосховища Кривбасу відносять до комбінованих рівнинно-балкових. За способом спорудження вони спочатку мали характерні риси хвостосховищ гребельного типу, але останнім часом у зв'язку з переповненням і нарощуванням дамб мають ознаки хвостосховищ поступової надбудови. Виключенням є хвостосховище Інгулецького гірничо-збагачувального комбінату - рівнинного типу. Всі хвостосховища мають перший клас капітальності, тобто відносяться до особливо відповідальних гідротехнічних споруд [8].

У даній роботі розроблено прогноз мінералізації та вмісту головних іонів у водоймі хвостосховища Північного гірничо-збагачувальонго комбінату (ПівнГЗКу). Основна гребля хвостосховища ПівнГЗКа розташована на відстані 2,5 км від гирла балки Петрикова, що впадає в р. Саксагань. Також, в балці Петрикова за зовнішнім контуром правобережної огорожувальної дамби, хвостосховища було створено дві аварійні ємності: перша - в західній частині і друга - в північній частині хвостосховища (рис.1).

Площа хвостосховища складає 1295 га (з них на саме хвостосховище припадає 980,0 га, а на водойму оборотної води – 315,0 га). Довжина хвостосховища 17,3 км (хвостосховище – 11,0 км, водойма – 6,3 км). Замикає контур хвостосховища розділова гребля довжиною 1,2 км, що відокремлює водойму зворотного водопостачання від самого хвостосховища.

Контроль за хімічним складом води у водоймах хвостосховищ, як потужних забруднювачів довкілля, є пріоритетною задачею екологічних служб гірничо-збагачувальних комбінатів [9].



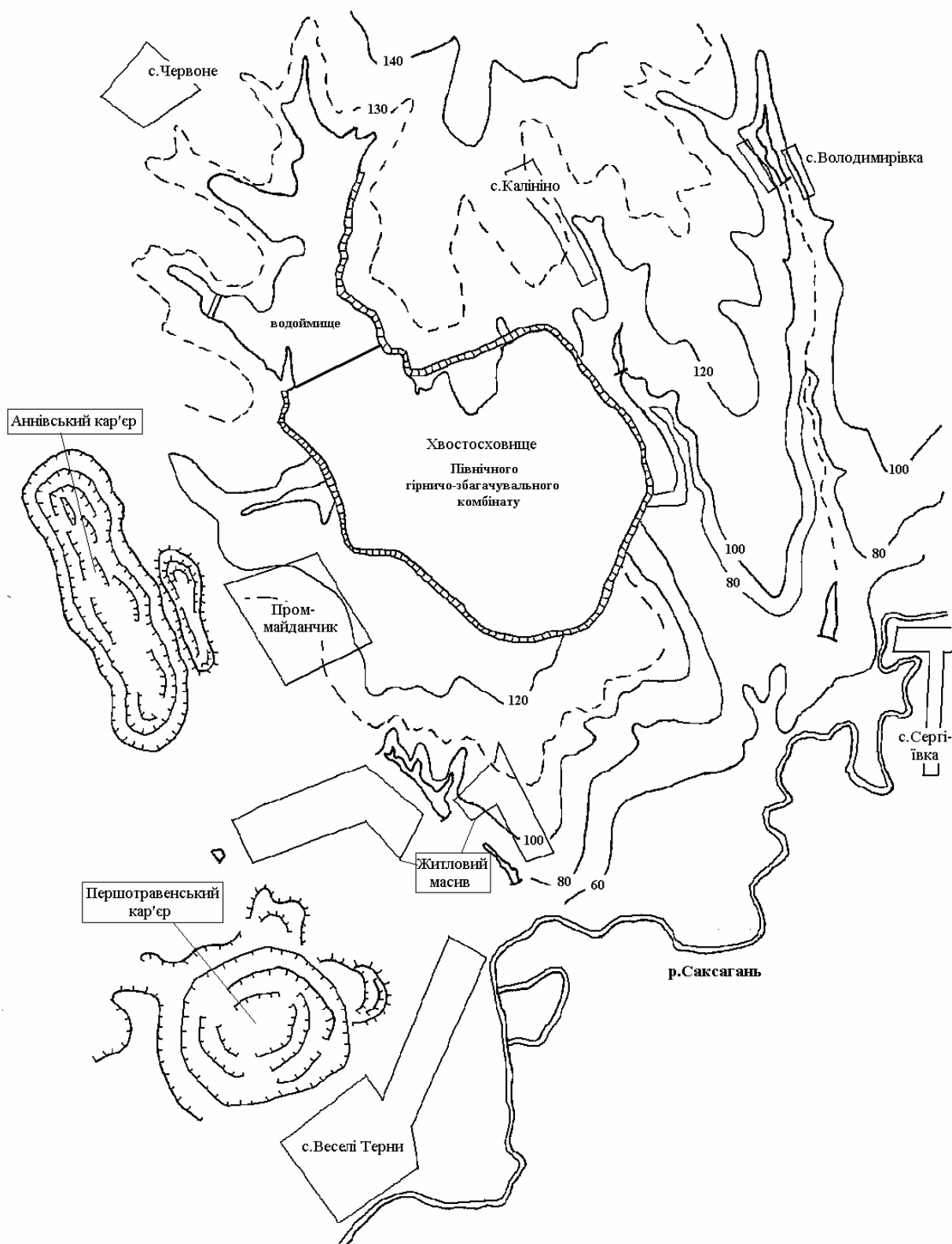


Рис. 1. Картохема території Північного гірничо-збагачувального комбінату

Прогнозування гідрохімічних умов таких об'єктів, як хвостосховища є складною задачею через багатомірність гідрохімічних процесів, які у ньому відбуваються та великою кількістю різноманітних компонентів та чинників.

Вміст хімічних речовин у воді водойми хвостосховища може бути прогнозовано методом аналогії або розрахунковим методом [6]. Метод аналогії є досить наближеним, якісним або напівкількісним, тому й рідко використовується. Найбільш вживаним є розрахунковий метод, який оснований на кількісній оцінці елементів прибуткової та видаткової частин гідрохімічного балансу. Цей метод дає найбільш достовірні результати для відносно консервативних речовин, як головні іони та мінералізація.

На основі рівнянь водного і сольового балансу для прогнозу мінералізації та вмісту головних іонів у воді водоймищ-охолоджувачів АЕС прийнята розрахункова формула Бочкова-Попова [6]:

$$M_k = \frac{M_{\text{п}} W_{\text{п}} + M_{\text{пр}} W_{\text{пр}} - 0,5M_{\text{п}} W_{\text{в}}}{W_{\text{п}} + W_{\text{пр}} - W_{\text{вип}} - 0,5W_{\text{в}}}, \quad (1)$$

де  $M_k$  – середня для водосховища очікувана мінералізація води у кінці розрахункового періоду;  $M_{\text{п}}$ ,  $M_{\text{пр}}$ ,  $M_{\text{в}}$  – середня для водосховища мінералізація води на початку розрахункового періоду, середньозважена за об'ємом мінералізація всіх видів припливу та витоків із нього;  $W_{\text{п}}$ ,  $W_{\text{пр}}$ ,  $W_{\text{в}}$  – об'єм води у водосховищі на початку розрахункового періоду, об'єм води припливу та витрати (крім випаровування);  $W_{\text{вип}}$  – об'єм води на випаровування з поверхні водного дзеркала за розрахунковий період.

У формулі (1) прийнято умовне припущення, що води припливу повністю перемішуються.

Аналіз речовинно-енергетичних «входів» та «виходів» гідрохімічної системи здійснюється на підставі виявлених джерел надходження та виведення речовин та енергії до(з) водного об'єкту. Кількісні та якісні характеристики виявлених джерел є підставою для складання рівняння гідрохімічного балансу.

Система технологічного водопостачання комбінату являє собою замкнутий оборотний цикл, роботу якого забезпечують стаціонарна насосна станція, що подає споживачам освітлену воду (700 млн. м<sup>3</sup>/рік), дві пульпонасосні станції, що відводять відходи збагачення у хвостосховище та система трубопроводів [4].

Для системи оборотного водопостачання комбінату подаються промислові стічні води котельні – до 0,5 млн. м<sup>3</sup>/рік; відкачується вода з Анівського та Першотравенського кар'єрів – 2,4 млн. м<sup>3</sup>/рік і 3,2 млн. м<sup>3</sup>/рік.

У силу неминучості втрат оборотної води у технологічному процесі на випаровування з водної поверхні хвостосховища і водойми, фільтрацію і т.і. виникає необхідність у підживленні систем водопостачання комбінату із зовнішніх джерел, якими служать суміш шахтних вод Північної групи рудників Кривбасу, що відводяться в прийомні резервуари-відстійники насосною станцією №8 ПП «Кривбаспромводопостачання». Крім цього, у

водно-господарському балансі хвостосховища враховують середньорічний приплив атмосферних опадів і поверхневий стік, що складає за даними метеобюро м. Кривий Ріг до 7 млн. м<sup>3</sup>/рік.

Руда, що видобувається у кар'єрах, доставляється на збагачувальні фабрики, де вона подрібнюється. Подрібнена руда збагачується методом мокрої магнітної сепарації з вилученням концентрату. Відходи збагачення, що утворилися, у вигляді хвостової пульпи системою самопливних лотків, пульпонасосних станцій і напірних трубопроводів подаються в хвостосховище (рис.2).

Баланс води у хвостосховищі складається з прибуткової частини (пульпи від гідротранспорту хвостів, шахтних і кар'єрних вод, промислових стічних вод водогрійної і парових котелень, господарсько-побутових стічних вод, опадів, повернення фільтраційних вод), а також витратної частини (втрат води у хвостосховищі і системи виробничого водопостачання комбінату тощо).

Розрахункова формула для визначення концентрацій будь-якого елемента у воді водойми хвостосховища з урахуванням повного перемішування та формули (1) має вигляд:

$$C_{\text{ХВ}}^{i+1} = \frac{C_{\text{ХВ}}^i V_{\text{ХВ}}^i + C_{\text{T}}^i \Phi^i + \sum C_{\text{пр.}}^i Q_{\text{пр.}}^i - 0,5(C_{\text{ХВ}}^i \sum Q_{\text{вит}})}{V_{\text{ХВ}}^{i+1} + \sum Q_{\text{пр.}}^i - V_{\text{вип}} - 0,5 \sum Q_{\text{вит}}}, \quad (2)$$

де  $C_{\text{ХВ}}^{i+1}$  - прогнозна концентрація вмісту будь-якого компонента у воді хвостосховища на кінець розрахункового періоду, мг/дм<sup>3</sup>;  $C_{\text{ХВ}}^i$  - концентрація вмісту будь-якого компонента у воді хвостосховища на початок розрахункового періоду, мг/дм<sup>3</sup>;  $V_{\text{ХВ}}^i$  - об'єм води в хвостосховищі (з урахуванням об'єму заповнення пор) на початок періоду, млн. м<sup>3</sup>;  $C_{\text{T}}^i$  - концентрація компонента, що вилуговується з руди в процесі збагачення, мг/т;  $\Phi^i$  - продуктивність комбінату по сирій руді (48,8 т/рік);  $\sum C_{\text{пр.}}^i Q_{\text{пр.}}^i$  - сума добутків об'ємів ( $Q_{\text{пр.}}^i$ ) води, що надходить у хвостосховище (в млн. м<sup>3</sup>) на концентрацію компонента в цих водах ( $C_{\text{пр.}}^i$  у мг/дм<sup>3</sup>) (табл. 1);  $V_{\text{вип}}$  - витрати на випаровування, (4,5 млн. м<sup>3</sup>);  $\sum Q_{\text{вит}}^i$  - загальна величина втрат, що складається з : загальної величина фільтраційних втрат - 9,83 млн. м<sup>3</sup>; об'єму, що втрачається на заповнення пор хвостів - 7,8 млн. м<sup>3</sup>; об'єму, що скидається із хвостосховища у поверхневі водотоки - 6,8 млн. м<sup>3</sup>.

Концентрації компонентів, що вилуговуються з руди в процесі збагачення ( $C_{\text{T}}^i$ ), мг/т : Ca<sup>2+</sup> - 49,2; Mg<sup>2+</sup> - 12,6; K<sup>+</sup>+Na<sup>+</sup> - 22,1; Cl<sup>-</sup> - 23,5; SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> - 180,0; мінералізація - 287,4.

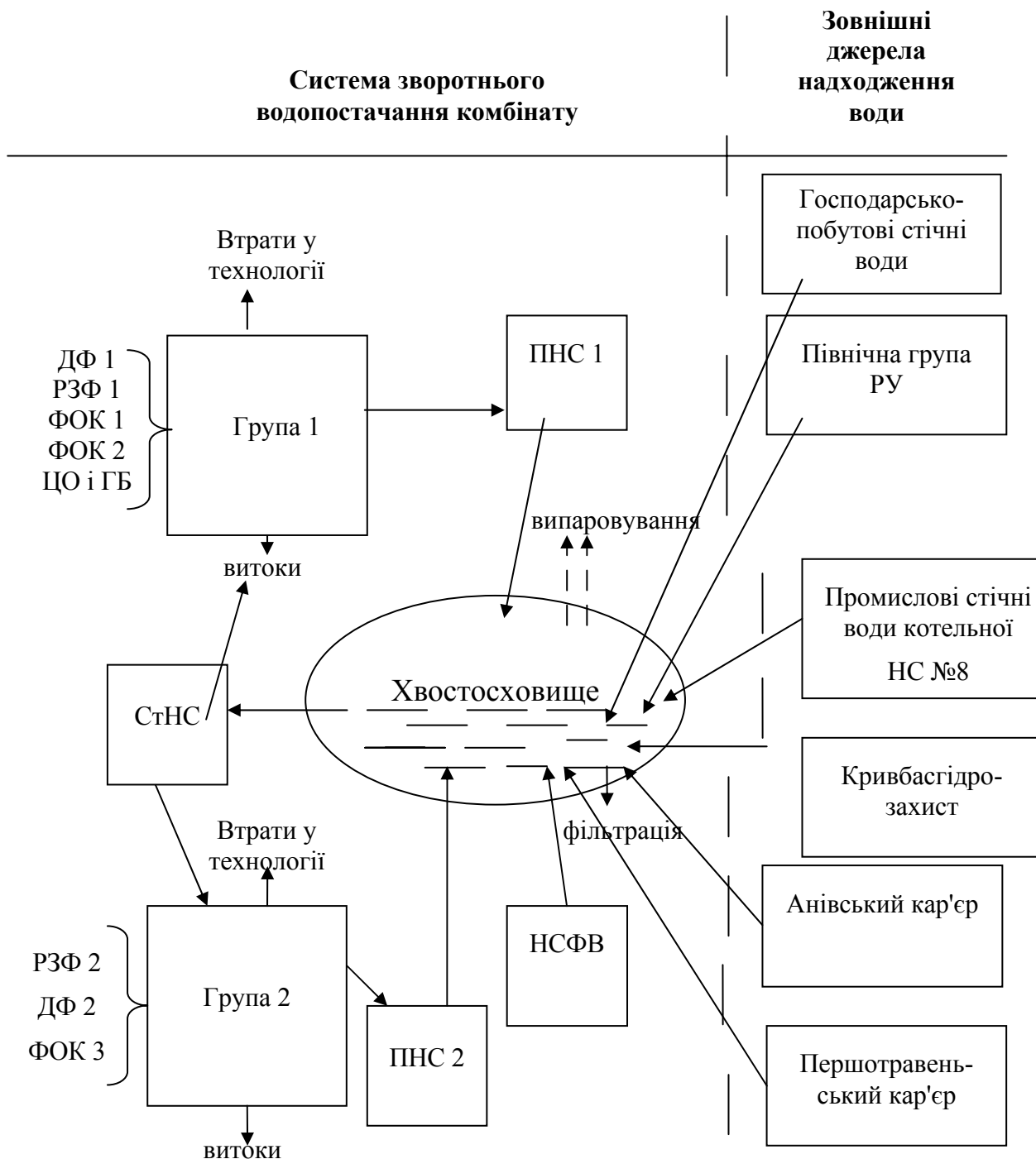


Рис.2. Принципова схема водопостачання ПівніГЗКа

**Примітка до рис. 2.** ДФ – дробильна фабрика; ФОК(1,2,3) – фабрика обпалювання концентрату; РЗФ(1,2) – рудозбагачувальні фабрики; ЦО і ГБ – цех обпалювання і гарячого брикетування; ПНС(1,2) – пульпонасосні станції; НСФВ – насосна станція фільтраційних вод; СтНС – стаціонарна насосна станція.

Прогноз хімічного складу води в хвостосховищі на 2010 р. наведено у табл. 2.

Як видно з порівняння таблиць 1 та 2, експлуатація хвостосховища у даному режимі призводить до збільшення вмісту усіх головних іонів та мінералізації. Найбільший внесок мають шахтні води.

Таблиця 1. Складові прибуткової частини гідрохімічного балансу, 2009 р.

Назва об'єкту	Об'єм, млн. м <sup>3</sup>	Концентрації, мг/дм <sup>3</sup> (C <sup>i</sup> )						
		Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Мінералізація
Хвостосховище (V <sub>хв</sub> <sup>i</sup> )	195,0	344,7	415,9	5329,9	5981,0	1063,0	177,0	13311
Води, що надходять у хвостосховище з різних джерел								
Шахта ім. Леніна	0,4	431,0	590,2	5490,0	9980,0	1232,5	189,2	17682,0
Шахта «Центральна»	0,55	635,2	752,3	9366,2	17170,2	1161,2	153,6	29125,6
Шахта «Гвардійська»	5,2	761,2	1192,5	13235,8	24111,0	15,4	122,5	40935,0
Промислові стічні води котельної	0,5	660,3	220,4	231,5	550,6	630,4	2210,7	4550,3
Кар'єр Першотравенський	2,4	170,2	126,3	861,1	913,5	1125,3	460,7	3655,1
Кар'єр Анівський	3,2	212,4	160,2	597,6	683,1	990,0	635,7	3277,4
Поверхневий стік	7,0	60,2	20,5	44,1	40,3	120,0	190,3	474,3
Господарсько- побутові стічні води	9,6	60,0	24,1	223,9	400,0	43,2	160,0	910,2

**Таблиця 2. Прогнозний хімічний склад води у водоймі хвостосховища на 2010 р.**

Компоненти	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Мінералізація
Вміст, мг/дм <sup>3</sup>	349,0	433,1	5420,9	5996,0	1022,2	194,4	13415,7

Негативний вплив хвостосховища на поверхневі води безупинно зростає, але прямий скид вод із хвостосховища у річку Саксагань чинить найбільш відчутний екологічний збиток. Тому, екологічною службою ПівніЗКа було запропоновано і впроваджено виведення господарсько-побутових стічних вод із системи водопостачання хвостосховища з метою припинення або зменшення скиду води у річку. Господарсько-побутові стічні води є лише одним із джерел розбавлення високомінералізованих шахтних вод та технічних вод зі збагачувальних фабрик, які скидаються у хвостосховище. Виведення господарсько-побутових стічних вод із системи водопостачання призвело до значної зміни хімічного складу води у водоймі хвостосховища (табл. 3).

**Таблиця 3. Прогнозний хімічний склад води у водоймі хвостосховища при виведенні із водопостачання господарсько-побутових стічних вод**

Компоненти	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>	K <sup>+</sup> +Na <sup>+</sup>	Cl <sup>-</sup>	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	Мінералізація
Вміст, мг/дм <sup>3</sup>	358,9	440,3	5515,7	6200,5	1053,9	194,2	13763,6

При впровадженні даної пропозиції збільшився вміст усіх головних іонів та мінералізація. Внаслідок цього гідрохімічні рівноваги у воді водойми порушилися і вона стала агресивною до матеріалів насосного устаткування та пульпопроводів.

**Висновки.** Хвостосховища є потужною гідрохімічною аномалією на території гірничо-збагачуваних комбінатів Кривбасу, зокрема Північного гірничо-збагачувального комбінату. Мінералізація води у водоймі хвостосховища та вміст головних іонів значно (у 5-7 разів) перевищує такий у природних поверхневих водотоках даної території [10]. Прогнозні розрахунки, виконані на основі аналізу гідрохімічного балансу, показують, що за умов даного режиму експлуатації хвостосховища, а саме кількісних та якісних характеристик «входів» та «виходів» гідрохімічної системи, відбувається поступове збільшення вмісту головних іонів та мінералізації, тобто гідрохімічна система не досягла рівноважного стану і на даний час продовжує свій розвиток.

Вилучення із системи водопостачання хвостосховища окремих елементів балансу повинно обґрунтовуватися докладними гідрохімічними розрахунками.

Як основний захід щодо запобігання забруднення води у р. Саксагань може бути рекомендовано відмову від скиду у неї вод із хвостосховища або попередня демінералізація цих вод.

У разі продовження скидання мінералізованих вод із хвостосховища, неминучі необоротні зміни гідрохімічного режиму р. Саксагань, усунення яких буде потребувати інженерних заходів із значними матеріальними вкладеннями.

#### Список літератури

1. *Торгоев И.А.* Экология горнопромышленного комплекса Кыргызстан / И.А. Торгоев, Ю.Г. Алешин. – Бишкек : Илим, 2001. – 182 с.
2. *Пузанов А.В.* Тяжелые металлы в компонентах техногенных озер Алтайского ГОКа / А.В.Пузанов, Рождественская Т.А., Горбачев И.В. // Мир науки, культуры, образования. – 2009. – №2 (14). – С.11–14.
3. *Бичукина И.А.* Методические основы системы комплексного экологического мониторинга промышленной площадки медеплавильного комбината (на примере ОАО «Святогор»): автореф. дисс. на соискание уч. степени канд. геол.-мин. наук : спец. 25.00.36. – Екатеринбург, 2008. – 20 с.
4. Прогноз влияния хвостохранилища СевГОКа на водные ресурсы, разработка технологического регламента по охране водного бассейна от загрязнения. Отчет о НИР / НовоТЭК–2, 1991 – 68 с.
5. *Євтушенко М.Ю.* Оцінка впливу техногенних навантажень на екологічний стан водогосподарської системи річок Інгулець і Саксагань з урахуванням щорічного скиду надлишків зворотних вод гірничорудних підприємств Кривбасу / М.Ю. Євтушенко, М.О. Захаренко, П.Г. Шевченко. – К.: ІГБ НАНУ, 2001. – 157 с.
6. *Ромась М.І.* Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики : монографія / М.І. Ромась. – К.: ВПЦ «Київський університет», 2002. – 532 с.
7. *Сніжко С.І.* Теорія і методи аналізу регіональних гідрохімічних систем : монографія / С.І. Сніжко. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 284 с.
8. *Недрига В.П.* Гидротехнические сооружения (справочник проектировщика) / В.П. Недрига. – М. : Стройиздат, 1983. – 543 с.
9. Заключение по годовому отчету геотехногенного контроля за эксплуатацией сооружений хвостового хозяйства и оборотного водоснабжения за 2009 год / Северный горно-обогатительный комбинат, 2010. – 35 с.
10. *Шерстюк Н.П.* Вплив гірничовидобувної промисловості на міграційні властивості головних іонів у поверхневих водах / Н.П.Шерстюк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. - №4(21). – С.92 – 105.

**Прогнозування мінералізації та вмісту головних іонів у воді водойми хвостосховища Північного гірничо-збагачувального комбінату (Кривбас)**

**Шерстюк Н.П.**

*Розглянуті основні принципи складання гідрохімічного прогнозу техногенних водойм на основі рівнянь водно-солевого балансу. Складений прогноз вмісту головних іонів та мінералізації у воді ставка хвостосховища Північного гірничо-збагачувального комбінату.*

**Ключові слова:** хвостосховище; техногенні води; змішування; гідрохімічний баланс; мінералізація; головні іони.

**Прогнозирование минерализации и содержания главных ионов в воде водоема хвостохранилища Северного горно-обогатительного комбината (Кривбас)**

**Шерстюк Н.П.**

*Рассмотрены основные принципы составления гидрохимического прогноза техногенных водоемов на основе уравнений водно-солевого баланса. Составлен прогноз содержания главных ионов и минерализации в воде пруда хвостохранилища Северного горно-обогатительного комбината.*

**Ключевые слова:** хвостохранилище; техногенные воды; смешивание; гидрохимический баланс; минерализация; главные ионы.

**Prognostication of mineralization and maintenance of main ions is in water of pond of repository of waste water of the North mining-concentration combine (Cryvbas)**

**Sherstyuk N.P.**

*Basic principles of drafting of hydrochemical prognosis of technogenic reservoirs are considered on the basis of equalizations of water-salt balance. The prognosis of maintenance of main ions and mineralization is made in water of pond of repository of waste water a of the North mining-concentration combine.*

**Keywords:** repository of waste water; technogenic waters; mixing; hydrochemical balance; mineralization; main ions.

*Надійшла до редколегії 17.01.11*

УДК [(574.64:556.114)+546.62](28)

**Жежеря В.А., Линник П.М.**

*Институт гидробиологии НАН Украины, м. Київ*

## **СПВІСНУЮЧІ ФОРМИ АЛЮМІНІУ У ВОДІ КИЛІЙСЬКОЇ ДЕЛЬТИ ДУНАЮ**

**Ключові слова:** Килійська дельта Дунаю; алюміній; форми знаходження; завись; органічні речовини

**Постановка та актуальність проблеми.** В поверхневих водах Al(III) знаходиться в розчиненій, колоїдній і завислій формах. Міграційна здатність цього металу, як і багатьох інших, залежить від форми знаходження у воді. Якщо переважає зависла форма, то можна стверджувати про незначну міграційну здатність алюмінію та практично повну відсутність його впливу

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

на різні водні організми. Знаходження Al(III) у розчиненій формі істотно збільшує його рухливість. До зазначеної форми відносять органічний мономерний, неорганічний мономерний і полімерний Al(III). До складу органічного мономерного Al(III) входять змішанолігандні гумат-фосфатні комплекси і комплексні сполуки з гумусовими речовинами (ГР), оксикарбоновими кислотами і іншими розчиненими органічними речовинами (РОР).

Неорганічний мономерний Al(III) включає аквакомплекси  $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$ , гідроксокомплекси  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ ,  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  і комплексні сполуки з фторид-, сульфат-, фосфат- і силікат-іонами. Полімерний алюміній може існувати лише за високих значень його вмісту у воді ( $n \cdot 10^{-3}$  г/дм<sup>3</sup>), в результаті чого утворюються сполуки з різним ступенем полімеризації  $\text{Al}_2(\text{OH})_2^{4+}$ ,  $\text{Al}_{13}(\text{OH})_{34}^{5+}$ ,  $\text{Al}_{13}\text{O}_4(\text{OH})_{24}(\text{H}_2\text{O})_{12}^{7+}$  і деякі інші [30, 31].

До поверхневих водойм алюміній надходить в результаті вилуговування гірських порід і глин, з атмосферними опадами і кислотними дощами, з ґрунтів водозбірної площі та з стічними водами підприємств гірничорудного, хіміко-фармацевтичного, лакофарбового, паперового, текстильного і інших виробництв [8, 14, 32]. Атмосферні опади здатні не лише закислювати поверхневі водойми, але й бути джерелом надходження до них різних металів [14]. В атмосферних опадах концентрація Al(III) знаходиться в широкому інтервалі значень – від 0,2 до 6250,0 мкг/дм<sup>3</sup>, причому переважну частку складає зависла форма, що свідчить про визначальну роль еолових переносів у його міграції [16, 19, 24, 27]. Доволі високі концентрації алюмінію в атмосферних і шахтних водах промислових регіонів [24]. В стічних водах підприємств кольорової металургії алюміній переважає в розчиненій формі, тоді як у стічних водах підприємств гірничо-видобувної та гірничо-переробної промисловості – у завислій [20, 22, 25]. Концентрація Al(III) в цих техногенно змінених водах досягає 990,0–1836,0 мкг/дм<sup>3</sup> [10, 25]. У дуже закислених шахтних водах вміст розчиненого алюмінію може досягати 90 мг/дм<sup>3</sup> [33]. У стічних водах алюмінієвих комбінатів і підприємств з виробництва спирту і фенолу вона становить 800–1000 мг/дм<sup>3</sup> [15]. Al(III) може потрапляти до водних об'єктів з стічними водами, що мають лужне середовище, бо в них він знаходиться у розчиненому стані у вигляді іонів  $\text{Al}(\text{OH})_4^-$  [6].

Токсичність Al(III) залежить від форми його знаходження у воді. До найтоксичніших сполук відносяться аквакомплекси  $\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6^{3+}$  і гідроксокомплекси  $\text{Al}(\text{OH})^{2+}$  і  $\text{Al}(\text{OH})_2^+$ , існування яких можливе при рН 4,5–5,5. Завдяки утворенню комплексних сполук з неорганічними (фторид-, фосфат-, сульфат- і силікат-іонами) і органічними (переважно з фульвокислотами (ФК) і гуміновими кислотами (ГК)) лігандами токсичний вплив алюмінію на живі організми істотно знижується. Серед водяних організмів найчутливіші до токсичного впливу Al(III) риби, у яких спостерігається порушення осморегуляторного балансу та дихання, зумовлене коагуляцією слизи і полімеризацією алюмінію на зябрах [33, 34]. У водних рослин через токсичність Al(III) спостерігається порушення поділу



клітин і надходження до них іонів  $\text{Ca}^{2+}$  і  $\text{Mg}^{2+}$ , а також обміну фосфору у їхніх тканинах. Найстійкіші до токсичного впливу  $\text{Al(III)}$  бактерії та гриби ґрунтів, оскільки здатні до нормального функціонування навіть за високих значень його концентрації (10 і 150  $\text{мг/дм}^3$  відповідно) [33]. Значне надходження  $\text{Al(III)}$  до організму людини, зокрема з питною водою, призводить до порушення функцій нервової системи і мінерального обміну речовин та анемії [8].

За санітарно-гігієнічними нормами концентрація  $\text{Al(III)}$  не повинна перевищувати 500  $\text{мкг/дм}^3$ , а за рибогосподарськими – 36  $\text{мкг/дм}^3$  (у перерахунку на вміст вільних іонів  $\text{Al}^{3+}$ ) [1]. Всесвітньою організацією охорони здоров'я вміст  $\text{Al(III)}$  у питній воді лімітується на рівні 200  $\text{мкг/дм}^3$ , а рекомендована концентрація становить 50  $\text{мкг/дм}^3$  [29].

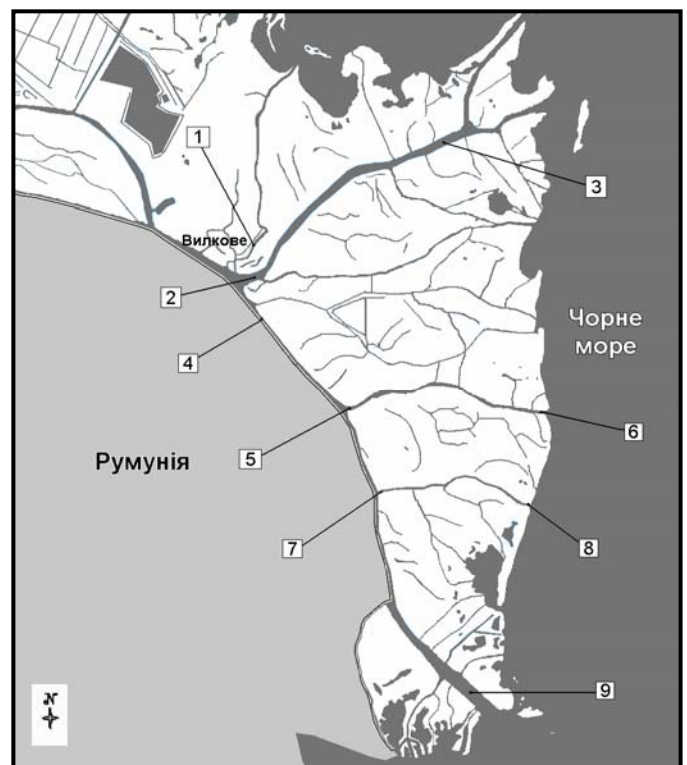
Тканини і органи риб по-різному накопичують алюміній. Нирки, кісткова тканина, печінка – це місця локалізації і найбільшої його акумуляції в тілі риб [22]. Раніше вважалось, що лише розчинений алюміній здатний до накопичення тканинами риб, але згодом було встановлено роль завислої форми цього металу в його акумуляції зябрами [21].

Оскільки різні форми  $\text{Al(III)}$  характеризуються різною токсичністю і міграційною здатністю, то їхнє вивчення у поверхневих водах допомагає з'ясувати потенційну токсичність цього металу для водних організмів та шляхи його міграції і розподілу між абіотичними компонентами водних об'єктів.

**Матеріали та методи досліджень.** Дослідження співіснуючих форм  $\text{Al(III)}$  у воді Килійської дельти Дунаю охоплювали переважно її рукави. Відбір проб води з поверхневого шару (~0,5 м) здійснювався восени 2009р. та протягом весняно-осіннього періоду 2010 р. на зазначених нижче станціях (рис. 1).

*Рис. 1. Карта-схема Килійської дельти Дунаю.*

- Станції відбору проб води:
- 1 – Білгородський рукав (м. Вилкове),
  - 2 – Очаківський рукав (17-й км),
  - 3 – Очаківський рукав (3-й км),
  - 4 – Старостамбульський рукав (витік),
  - 5 – рукав Бистрий (витік),
  - 6 – рукав Бистрий (гирло),
  - 7 – рукав Восточний (витік),
  - 8 – рукав Восточний (гирло),
  - 9 – Старостамбульський рукав (гирло).



Завислі речовини відокремлювали пропусканням проб води (0,5–1,0 дм<sup>3</sup>) через мембранні фільтри “Synpro” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Масу зависі визначали за різницею між масою фільтру із зависсю, висушеного при кімнатній температурі, та масою самого фільтра.

Концентрацію Al(III) визначали фотометрично з використанням реагента хромазурулу S [23]. Вміст алюмінію у складі зависі знаходили після “мокрого спалювання” фільтрів із зависсю в суміші концентрованих кислот градації “х. ч.” (відповідно 2,0 см<sup>3</sup> HNO<sub>3</sub> і 1,0 см<sup>3</sup> H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>) [2]. Концентрацію розчинного Al(III) визначали після фотохімічної деструкції POP. Для цього проби води об’ємом 20,0 см<sup>3</sup> у кварцових склянках підкислювали концентрованою H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> до рН 1,0–1,5, додавали до них по 2–3 краплі 30%-ного розчину H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> і опромінювали УФ-світлом (ртутно-кварцова лампа ДРТ-1000) протягом 2,5 год.

Розподіл Al(III) між комплексними сполуками з органічними речовинами різної хімічної природи вивчали методом іонообмінної хроматографії з використанням целюлозних іонітів [17]. Пробу фільтрованої води об’ємом 0,5–1,0 дм<sup>3</sup> послідовно пропускали через скляні колонки, одну з яких було заповнено діетиламіноетилцелюлозою (ДЕАЕ-целюлозою), а другу – карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлозою), зі швидкістю 1,0 см<sup>3</sup>/хв. Внаслідок такого розділення POP отримували кислотну або аніонну, оснóвну або катіонну і нейтральну фракції. Аніонна фракція містить у своєму складі переважно ГР, катіонна – головним чином білковоподібні речовини (БПР), а нейтральна – в основному вуглеводи. Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук алюмінію з POP аніонної фракції досліджували методом гель-хроматографії з використанням скляної колонки, заповненої TSK-гелем HW-50F (Японія) [17]. Концентрацію алюмінію у складі комплексних сполук з POP різної хімічної природи та у кожній фракції після гель-хроматографічного розділення POP аніонної групи визначали після фотохімічного окиснення POP, як зазначено вище.

**Результати досліджень та їх обговорення.** У рукавах Килійської дельти Дунаю загальна концентрація Al(III) коливалась в широких межах – від 137,0 до 5219,0 мкг/дм<sup>3</sup>. В усі досліджувані пори року домінувала зависла форма Al(III), концентрація якої становила 113,6–5208,0 мкг/дм<sup>3</sup>, тоді як вміст розчиненої форми Al(III), навпаки, був на один або два порядки величин нижчий і знаходився в межах 3,3–201,0 мкг/дм<sup>3</sup> (табл.).

Вода української ділянки Дунаю характеризується високими показниками каламутності і, відповідно, вмісту завислих речовин (в середньому 140–150 мг/дм<sup>3</sup>, але в окремі періоди може досягати 500–1500 мг/дм<sup>3</sup>) [26]. Через це значна частина важких металів переноситься у складі зависі, седиментація якої за умов уповільнення течії призводить до самоочищення дунайської води та зниження її токсичності що було встановлено шляхом біотестування [28]. В рукавах Килійської дельти Дунаю зниження каламутності води зумовлюється уповільненням течії порівняно з основним руслом та осіданням через це крупнозернистих завислих речовин. Водночас відомо, що дрібнозернисті частинки містять у своєму складі значно більше металів. Напевно це стосується й алюмінію.

Таблиця. Вміст завислих речовин і різних форм алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю

Сезон	m зависі, мг/дм <sup>3</sup>	Al <sub>заг</sub> , мкг/дм <sup>3</sup>	Al <sub>зав</sub>		Al <sub>роз</sub>	
			мкг/дм <sup>3</sup>	% Al <sub>заг</sub>	мкг/дм <sup>3</sup>	% Al <sub>заг</sub>
Весна	$\frac{3,3-66,9}{43,7}$	$\frac{451,0-5219,0}{2989,0}$	$\frac{435,0-5208,0}{2963,8}$	99,2	$\frac{11,0-44,0}{25,2}$	0,8
Літо	$\frac{35,1-204,1}{72,0}$	$\frac{691,0-3864,0}{1623,0}$	$\frac{679,0-3663,0}{1574,0}$	97,0	$\frac{3,3-201,0}{49,0}$	3,0
Осінь	$\frac{4,8-118,8}{25,3}$	$\frac{137,0-2816,5}{925,0}$	$\frac{113,6-2804,0}{892,0}$	96,4	$\frac{12,5-89,0}{33,0}$	3,6

**Примітка:** над рискою – граничні величини концентрації, під рискою – середні значення. Al<sub>заг</sub> – загальний алюміній, Al<sub>зав</sub> – завислий алюміній, Al<sub>роз</sub> – розчинний алюміній.

Високі концентрації Al(III) у завислій формі пояснюються превалюванням мінеральних речовин у складі зависі, частка яких досягає 95–98% [26]. Саме це і слід вважати важливим чинником його міграції в завислій формі. Під час досліджень маса завислих речовин в рукавах Килійської дельти Дунаю змінювалася в межах від 3,3 до 204,0 мг/дм<sup>3</sup> (див. табл.). Між масою зависі і вмістом Al(III) у її складі виявлено лінійну залежність. Величини кореляційного зв'язку при його значущості 0,01 навесні, влітку і восени становили відповідно 0,86, 0,97 і 0,95. Характерно, що Al(III) переноситься у складі зависі більшістю річкових вод [7, 11].

У розчинному стані Al(III) знаходився у вигляді комплексних сполук з РОР, серед яких домінували комплекси з аніонною фракцією, тобто з ГР. Частка цих комплексів змінювалася посезонно і коливалась в межах 52,2–93,5% (рис. 2). Відносний вміст комплексних сполук Al(III) з БПР і вуглеводами не перевищував відповідно 18,8 і 29,0%.

Концентрація ГР у воді Килійській дельти Дунаю, за даними [18] не висока (близько 8,6 мг/дм<sup>3</sup>), але, незважаючи на це, серед комплексних сполук Al(III) з РОР домінували його комплекси саме з цією групою РОР. У висококольорових водах річок басейну Прип'яті комплексні сполуки Al(III) з аніонною фракцією РОР також домінують. Їхня частка коливається в межах 71,0–86,0% за набагато вищих значень концентрацій ФК і ГК (відповідно 22,5–65,6 і 0,9–6,3 мг/дм<sup>3</sup>) [3–5]. Отже, можна стверджувати, що ГР навіть за порівняно низьких величин їхньої концентрації у воді відіграють основну роль у зв'язуванні Al(III) в комплекси. Цілком очевидно, що якби ці концентрації були більшими, то і розчинного алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю було б набагато більше. Можна також пересвідчитися у тому, що частка аніонних комплексів алюмінію найбільша влітку і значно знижується восени (див. рис. 2).

Опосередкований показник вмісту ГР у поверхневих водах – це значення кольоровості води, які для Килійської дельти Дунаю восени не перевищували 6–9° Сг-Со-шкали. Взагалі, значення кольоровості дунайської води змінюються в межах 2–53° [9], тоді як для річок басейну Прип'яті вони набагато вищі і досягають влітку і восени відповідно 143–213° і 24–159° Сг-

Со-шкали. Низькі значення кольоровості дунайської води – це вагоме підтвердження незначного вмісту в ній ГР, що характерне в цілому для водних об'єктів півдня України.

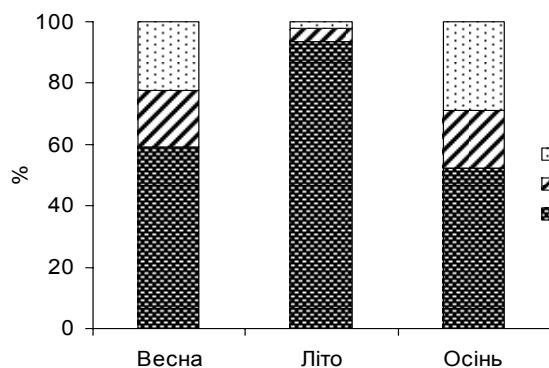


Рис. 2. Розподіл Al(III) серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи у воді Килійської дельти Дунаю: А – аніонні, К – катіонні, Н – нейтральні комплекси.

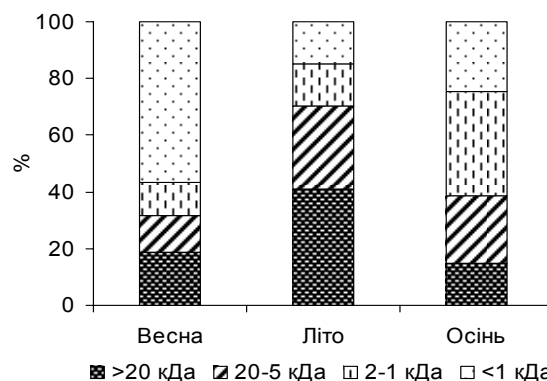


Рис. 3. Розподіл Al(III) серед комплексних сполук з РОР аніонної фракції, що мають різну молекулярну масу, у воді Килійської дельти Дунаю.

Серед комплексів Al(III) з РОР аніонної природи домінують сполуки з молекулярною масою, що не перевищує 2,0 кДа. Навесні і восени їхня частка становила відповідно 68,3 і 61,4%. Водночас, влітку вона не перевищувала 29,6% (рис. 3). Можливо, проявляються деякі сезонні зміни у складі ГР. Однак це лише припущення, оскільки ГР у воді Дунаю майже не досліджувалися і, відповідно, не вивчався їхній молекулярно-масовий розподіл. Не слід виключати й активізації розвитку біологічної складової у цей період, зокрема фітопланктону, та можливого споживання водоростями низькомолекулярних фракцій ГР. Домінування ж аніонних комплексних сполук Al(III) з молекулярною масою  $\leq 2,0$  кДа характерне і для багатьох інших водних об'єктів, що досліджувалися нами [12, 13, 17].

**Висновки.** У воді Килійської дельти Дунаю Al(III) мігрує переважно у завислій формі, частка якої становить 96,4–99,2%. Між масою зависі і вмістом Al(III) у її складі наявна лінійна залежність із значенням коефіцієнта кореляції 0,86–0,97. Розчинна форма Al(III) – це комплекси з РОР різної хімічної природи, серед яких домінують аніонні сполуки. Частка зазначених комплексів досягає 52,2–93,5%. Отже, це дає підставу стверджувати, що саме ГР відіграють основну роль у міграції Al(III) у розчиненому стані. Наявність токсичних форм Al(III) у воді Килійської дельти Дунаю маловірогідна, оскільки цей метал входить до кристалічних ґраток мінералів і міститься в органічних комплексних сполуках, завдяки чому його доступність для гідробіонтів знижується. Не сприяє появі токсичних гідроксокомплексів алюмінію і рН дунайської води. В той же час відомо, що дрібнозерниста завись негативно впливає на процес дихання у риб, а комплексні сполуки Al(III) з молекулярною масою  $< 2,0$  кДа здатні надходити до клітин живих організмів, зумовлюючи біоаккумуляцію алюмінію. Однак ці питання потребують проведення спеціальних досліджень за участю фахівців-гідробіологів.

## Список літератури

1. *Алтунин В.С.* Контроль качества воды: справочник / В.С. Алтунин, Т.М. Белавцева. – М. : Колос, 1993. – 367 с.
2. *Бок Р.* Методы разложения в аналитической химии / Под ред. А.И. Бусева и Н.В. Трофимова. – М. : Химия, 1984. – 432 с.
3. *Васильчук Т.А.* Компонентный состав растворенных органических веществ некоторых притоков р. Днепр и его взаимосвязь с развитием планктонных водорослей / Т.А. Васильчук, П.Д. Ключенко // Гидробиол. журн. – 2003. – Т. 39, № 5. – С. 101–114.
4. *Васильчук Т.А.* Компонентный состав растворенных органических веществ природных поверхностных вод с высокой цветностью / Т.А. Васильчук, В.П. Осипенко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 136–141.
5. *Васильчук Т.О.* Компонентний склад розчинених органічних речовин р. Прип'ять та його зв'язок з розвитком фітопланктону / Т.О. Васильчук, П.Д. Ключенко, О.В. Бусигіна // Наукові записки Тернопільського держ. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Серія: Біологія, № 3(14). Спеціальний випуск: Гідроекологія. – 2001. – С. 182–184.
6. Введение в химию окружающей среды / [Андруз Дж., Бримблекумб П., Джикелз Т., Лисс П.]; пер. с англ. А.Г. Заварзиной. – М. : Мир, 1999. – 271 с.
7. *Волков И.И.* Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) / И.И. Волков // Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд : Сб. науч. тр. – М.: Наука, 1975. – С. 85–113.
8. Вредные химические вещества. Неорганические соединения элементов I–IV групп: Справ. изд. / [Бандман А.Л., Гудзовский Г.А., Дубейковская и др.]; под ред. В.А. Филова и др. – Л. : Химия, 1988. – 512 с.
9. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В.І., Набиванець Б.Й., Осадча Н.М., Набиванець Ю.Б.]. – К.: Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
10. Влияние ГРЭС на концентрации металлов и кремния в воде малой Сибирской реки / [В.В. Головина, А.О. Еремина, М.Л. Щипко и др.] // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 4. – С. 442–449.
11. *Гордеев В.В.* Речной сток в океан и черты его геохимии / В.В. Гордеев. – М.: Наука, 1983. – 160 с.
12. *Жежеря В.А.* Співіснуючі форми та особливості міграції алюмінію у воді Канівського водосховища / В.А. Жежеря, П.М.Линник // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2009. – Вип. 258. – С. 114–127.
13. *Жежеря В.А.* Форми міграції алюмінію у воді Запорізького водосховища / В.А. Жежеря, П.М. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 103–111.
14. *Заиков Г.Е.* Кислотные дожди и окружающая среда / Г.Е. Заиков, С.А. Маслов, В.Л. Рубайло. – М.: Химия, 1991. – 144 с.
15. *Исидоров В.А.* Введение в химическую экотоксикологию: учеб. пособие / В.А.Исидоров. – СПб. : Химиздат, 1999. – 144 с.
16. *Коновалов Г.С.* Микроэлементы в атмосферных осадках района Отказненского водохранилища / Г.С. Коновалов, Т.Х. Колесникова // Гидрохим. мат-лы. – 1969. – Т. 49. – С. 74–79.
17. *Линник П.Н.* Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // Гидробиол. журн. – 2009. – Т. 45, № 6. – С. 92–109.
18. Оценка физико-химического состояния тяжелых металлов в воде Дуная на различных его участках / [П.Н. Линник, Н.Н. Осадчая, Ю.Б. Набиванец, Н.Ю. Євтушенко] // Водные ресурсы. – 1993. – Т. 20, № 4. – С. 449–454.
19. *Лозовик П.А.* Поступление химических веществ с атмосферными осадками на территорию Карелии / П.А. Лозовик, И.Ю. Потапова // Водные ресурсы. – 2006. – Т. 33, № 1. – С. 111–118.
20. *Моисеенко Т.И.* Механизмы круговорота природных и антропогенно привнесенных металлов в поверхностных водах Арктического бассейна / Т.И. Моисеенко, В.А. Даувальтер, И.В. Родюшкин // Водные ресурсы. – 1998. – Т. 25, № 2. – С. 231–243.
21. *Моисеенко Т.И.* Оценка геохимического фона и антропогенной нагрузки по биоаккумуляции микроэлементов в организме рыб / Т.И. Моисеенко, Л.П. Кудрявцева, Н.А. Гашкина // Водные ресурсы. – 2005. – Т. 32, № 6. – С. 700–711.
22. *Моисеенко Т.И.* Оценка экологической опасности в условиях загрязнения вод металлами / Т.И. Моисеенко // Водные ресурсы. – 1999. – Т. 26, № 2. – С. 186–197.
23. *Савранский Л.И.* Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуолом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л.И. Савранский, О.Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.
24. *Соколовский Л.Г.* Микроэлементы в природных водах Центрального Копетдага и

сопредельных территорий / Л.Г. Соколовский // Водные ресурсы. – 1997. – Т. 24, № 6. – С. 744–752. **25.** *Табаксблат Л.С.* Особенности формирования микроэлементного состава шахтных вод при разработке рудных месторождений / Л.С. Табаксблат // Водные ресурсы. – 2002. – Т. 29, № 3. – С. 364–376. **26.** *Тимченко В.М.* Экологическая гидрология водоемов Украины / В.М. Тимченко. – К.: Наук. думка, 2006. – 384 с. **27.** *Чудаева В.А.* Особенности химического состава атмосферных осадков на юге Дальнего Востока / В.А. Чудаева, О.В. Чудаев, С.Г. Юрченко // Водные ресурсы. – 2008. – Т. 35, № 1. – С. 60–71. **28.** *Щербань Э.П.* Экспериментальная оценка токсичности дунайской воды для *Daphnia magna* Straus / Э.П. Щербань // Гидробиол. журн. – 1982. – Т. 18, № 2. – С. 82–87. **29.** *Aluminium in drinking-water.* Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality / Guidelines for Drinking-water Quality, 2<sup>nd</sup> ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. – Geneva: World Health Organization, 1998. – 9 p. **30.** *Driscoll C.T.* Aluminum in the environment / C.T. Driscoll, W.D. Schecher // Metal ions in biological systems (H. Sigel, A. Sigel, Eds.). Vol. 24: Aluminum and its role in biology. NY : Marcel Dekker, 1988. – P. 59–122. **31.** *Furrer G.* The formation of polynuclear Al<sup>13</sup> under simulated natural conditions / G. Furrer, B. Trusch, C. Muller // Geochim. Cosmochim. Acta. – 1992. – Vol. 56. – P. 3831–3838. **32.** *Guibaud G.* Role of natural organic matter in the mobility of aluminium ions in rivers in the Limousin region (France) / G. Guibaud, C. Gauthier, J. Ayele // Agronomie. – 2000. – Vol. 20. – P. 577–590. **33.** *Howe P.D.* Environmental aspects of aluminium exposure / P.D. Howe, M. Wood, A. Ripton // Aluminium: report of an International meeting; 20–21 April 1995, Brisbane (P. Imray, M.R. Moore, P.W. Callan, W. Lock, Eds.). – Brisbane – Series: National Environmental Health Forum Monographs. Metal series N 1. – 1998. – P. 19–22. **34.** *Witters H.E.* Chemical speciation dynamics and toxicity assessment in aquatic systems / H.E. Witters // Ecotoxicol. Environ. Safety. – 1998. – Vol. 41. – P. 90–95.

### **Співіснуючі форми алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю**

**Жежеря В.А., Линник П.М.**

*Розглянуто результати досліджень співіснуючих форм алюмінію у воді Килійської дельти Дунаю. Встановлено, що алюміній мігрує переважно у складі завислих речовин (96,4–99,2%). Розчинний алюміній виявлено головним чином у вигляді комплексних сполук з розчиненими органічними речовинами різної хімічної природи, серед яких домінують комплекси з гумусовими речовинами. Частка зазначених комплексів досягає 52,2–93,5%. Наявність токсичних форм алюмінію маловірогідна через його знаходження у зв'язаному стані у складі завислих речовин і комплексних сполук з органічними речовинами.*

**Ключові слова:** Килійська дельта Дунаю; алюміній; форми знаходження; завись; розчинені органічні речовини.

### **Сосуществующие формы алюминия в воде Килийской дельты Дуная**

**Жежеря В.А., Линник П.Н.**

*Рассмотрены результаты исследований сосуществующих форм алюминия в воде Килийской дельты Дуная. Установлено, что алюминий мигрирует преимущественно в составе взвешенных веществ (96,4–99,2%). Растворенный алюминий обнаружен главным образом в виде комплексных соединений с растворенными органическими веществами различной химической природы, среди которых доминируют комплексы с гумусовыми веществами. Доля указанных комплексов достигает 52,2–93,5%. Наличие токсичных форм алюминия маловероятно из-за его нахождения в связанном состоянии в составе взвешенных веществ и комплексных соединений с органическими веществами.*

**Ключевые слова:** Килийская дельта Дуная; алюминий; формы нахождения; взвесь; растворенные органические вещества.

### *Speciation of aluminium in water of the Kiliya delta of the Danube River*

*Zhezherya V.A., Linnik P.N.*

*Results of investigations of aluminium coexisting forms in water of Kiliya delta of Danube River are considered. It is established, that aluminium migrates mainly in composition of the suspended substances (96,4-99,2 %). The dissolved aluminium is found out mainly in the form of complex compounds with dissolved organic matter of the various chemical nature among which complexes with humic substances are dominated. The share of these complexes reaches 52,2-93,5 %. Presence of aluminium toxic forms is improbable because of its finding in the bounded state in structure of the suspended substances and complex compounds with organic substances.*

*Keywords: Kiliya delta of Danube River; aluminium; species; suspension; dissolved organic matter.*

*Надійшла до редколегії 07.02.11*

УДК [556.531.5 : 627.8] (282.247.31)

**Гуляєва О.О.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

### **РОЛЬ ДНІСТРОВСЬКОГО ГІДРОВУЗЛА У ФОРМУВАННІ КИСНЕВОГО РЕЖИМУ РІЧКИ**

*Ключові слова: Дністровський гідровузел; кисневий режим; буферне водосховище*

**Вступ.** Кисневий режим – це інтегральний показник функціонування екосистеми водного об'єкту, оскільки він визначається балансом біологічних продукційно-деструкційних та окислювальних процесів. Вміст розчиненого кисню у воді є ключовим показником стану екосистеми та якості води будь-якої водойми.

Зарегулювання річки призводить до зміни в ній гідрофізичних, гідродинамічних та гідрохімічних процесів, в результаті чого з'являється загроза дефіциту розчиненого у воді кисню та порушуються умови функціонування гідробіонтів. Так, внаслідок будівництва в середній течії Дністра в районі м. Новодністровська крупного гідровузла, який включає три водосховища та три гідроспоруди, кисневий режим цієї частини річки зазнав істотних змін.

**Аналіз останніх досліджень і публікацій.** Перші гідрохімічні дослідження Дністровського водосховища проводилися у період його заповнення в 1983-1987 рр. В цей час активно проходили процеси, пов'язані з розкладанням рослинного та ґрунтового покриву затопленої території. При цьому спостерігалось утворення анаеробних зон в придонних шарах води, оскільки кисень витрачався на окислення органічних речовин [1]. Крім того, ситуацію значно загострив прорив у 1983 році шламонакопичувача Стебниківського калійного комбінату. В пригреблевій ділянці, куди потрапила і залягла основна маса солей, було зафіксовано відсутність кисню [2].

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

Подальші дослідження кисневого режиму водних об'єктів Дністровського гідровузла наведені у матеріалах багаторічного моніторингу та епізодичних натурних спостережень [3-5].

**Постановка завдання.** Метою роботи є оцінка та аналіз впливу функціонування Дністровського комплексного гідровузла (ГЕС-1, ГЕС-2, ГАЕС) на кисневий режим його водних об'єктів. ГЕС-1 та ГЕС-2 споруджено ще у 1983 і 1988 роках відповідно. ГАЕС на сьогодні знаходиться на стадії будівництва. В 2009 році введено в експлуатацію лише один з семи її гідроагрегатів. В літературі зазначено, що одним із висновків, щодо екологічних наслідків реалізації проекту її спорудження, є збільшення концентрації кисню у буферному водосховищі [6]. Нажаль, кількісні показники цього поліпшення не наводяться.

**Виклад основного матеріалу досліджень.** До водних об'єктів Дністровського гідровузла належать: Дністровське та буферне водосховища і верхня водойма ГАЕС (рис. 1).

Вміст розчиненого кисню у водних масах Дністровського водосховища має сезонні особливості. Він у поверхневих шарах змінюється в межах від

3,5 до 16 мг/дм<sup>3</sup> [3, 5]. Найбільші його значення впродовж року спостерігаються взимку та навесні. Найменші – в кінці вегетаційного періоду, коли активно відбуваються деструкційні процеси.

В літній період, який зазвичай характеризується підвищеною концентрацією розчиненого у воді кисню, також може виникати його дефіцит на ділянках впадіння приток та в місцях, де відбувається розвантаження річкового потоку від завислих наносів. Крім того, влітку низькі концентрації розчиненого у воді кисню притаманні й придонним шарам пригреблевої ділянки. Це пов'язано з розшаруванням водних мас та утворенням

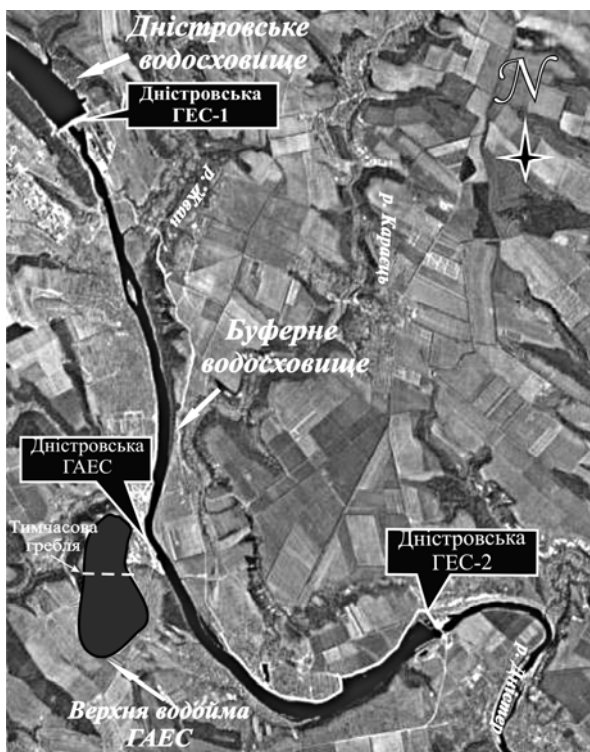


Рис. 1. Схема Дністровського гідровузла

термоклин. Наявність останньо-го може мати серйозні наслідки для водойми, оскільки термоклин знижує інтенсивність обміну речовинами між поверхневими та придонними шарами та зменшує надходження кисню в глибинні шари.



Значний вплив на вертикальний розподіл кисню та температури у Дністровському водосховищі в літній період мають стокові течії. При збільшенні швидкості течії порушується притаманна для даного періоду температурна стратифікація – змінюється розміщення та потужність термоклину. Відбувається також перерозподіл розчиненого кисню. Так, при проходженні катастрофічного паводку 2008 року, концентрація кисню в

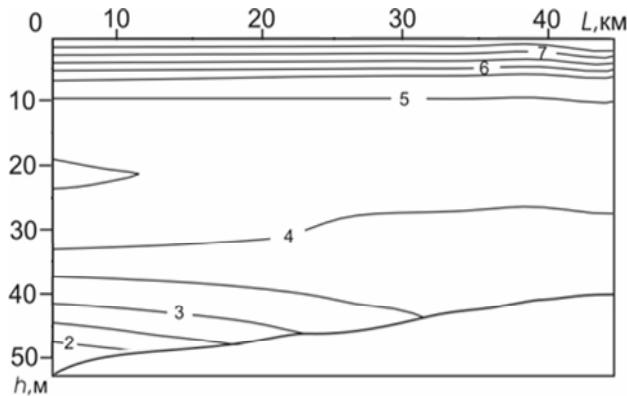


Рис. 2. Розподіл кисню у воді Дністровського водосховища під час паводку в липні 2008 р.:  $L$  – відстань від греблі, цифри біля ліній – концентрація кисню,  $\text{мг/дм}^3$

поверхневому шарі становила  $7,7 \text{ мг/дм}^3$ , а у придонному варіювала в межах  $1,8 - 3,6 \text{ мг/дм}^3$  (рис. 2) [7]. При тому, що за звичайних умов вміст розчиненого кисню в поверхневому шарі води сягає  $13 \text{ мг/дм}^3$ , а в придонному наближається до  $0 \text{ мг/дм}^3$  [3, 5]. Оскільки водозабірні отвори Дністровської ГЕС-1 знаходяться на глибині  $27 - 43 \text{ м}$ , у буферне водосховище в більшості випадків потрапляє вода з малим вмістом розчиненого кисню та низькою температурою.

Визначальну роль у формуванні кисневого режиму буферного водосховища відіграють гідродинамічні та теплові фактори, за рахунок яких відбувається атмосферна аерація водних мас. Останню оцінюють рівнянням, яке описує процес абсорбції газу без урахування хімічних реакцій та за відсутності інших джерел кисню [8]:

$$\Delta C = (C_s - C_0)(1 - 10^{-k_a t}). \quad (1)$$

В ньому:  $\Delta C$  – зміна концентрації кисню протягом заданого проміжку часу ( $t$ , доба) за рахунок атмосферної аерації,  $\text{мг/дм}^3 \cdot \text{доба}$ ;  $C_s$  – концентрація насичення води киснем,  $\text{мг/дм}^3$ ;  $C_0$  – вихідна концентрація кисню,  $\text{мг/дм}^3$ ;  $k_a$  – коефіцієнт аерації,  $\text{доба}^{-1}$ .

Коефіцієнт аерації  $k_a$  визначається емпіричним рівнянням [9]:

$$k_a = 1,024^{T-20} (0,067wh^{-1} + 1,6u^{0,5}h^{-1,5}), \quad (2)$$

яке враховує температуру водного середовища ( $T$ ,  $^{\circ}\text{C}$ ), швидкість вітру ( $w$ ,  $\text{м/с}$ ), глибину водойми ( $h$ ,  $\text{м}$ ) та швидкість течії ( $u$ ,  $\text{м/с}$ ).

Нами було визначено вплив об'єктів Дністровського гідровузла на кисневий режим буферного водосховища при чотирьох крайніх комбінаціях режимів їх роботи:

- 1) при роботі двох гідроелектростанцій (ГЕС-1, ГЕС-2);
- 2) в періоди зупинки гідроагрегатів ГЕС-1;

3) при роботі всіх трьох гідроелектростанцій (ГЕС-1, ГЕС-2, ГАЕС в турбінному режимі);

4) при зупинці ГЕС-1, роботі ГЕС-2 та ГАЕС у насосному режимі.

У перших двох варіантах було прийнято, що ГАЕС ще не введена в експлуатацію (глибина буферного водосховища становить 5,3 м). При цьому ГЕС-1 працює чотири години, а ГЕС-2 безперервно, забезпечуючи рівномірний скид у пониззя річки.

У **першому варіанті**, швидкість стокової течії в буферному водосховищі складає від 0,6 до 2,4 м/с. Найбільші значення спостерігаються біля греблі ГЕС-1 і поступово зменшуються у бік ГЕС-2. В таких умовах, коефіцієнт аерації по довжині водойми (при  $T=10\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) зменшується від 0,31 до 0,17. При збільшенні температури водної маси коефіцієнт аерації зростає: при  $T=15\text{ }^{\circ}\text{C}$  він становить  $0,19 < k_a < 0,34$ . За вихідної концентрації кисню  $C_0$  в нижньому б'єфі ГЕС-1 рівної  $1\text{ мг/дм}^3$  водні маси біля греблі ГЕС-2 насичуються до  $2\text{ мг/дм}^3$ . При більшому  $C_0$  насичення киснем на акваторії буферної водойми менш активне (рис. 3 а).

У **другому варіанті** внаслідок зупинки ГЕС-1, спостерігаються значно менші швидкості течії ( $0,03 < u < 0,29\text{ м/с}$ ). Це призводить до послаблення атмосферної аерації ( $0,05 < k_a < 0,09$ ). Але завдяки більшій тривалості даного процесу, за таких умов, концентрація кисню у воді біля ГЕС-2 може досягати  $4,7 - 6,2\text{ мг/дм}^3$  (рис. 3 б). Слід зазначити, що найбільше насичення киснем водних мас відбувається у верхній частині буферного водосховища.

Взагалі, чим більше об'єм попуску і відповідно швидкість потоку, тим відстань, яку проходить елементарний об'єм води до моменту повного насичення киснем також більша. Вищевказана залежність відмічалася й раніше [10]. Було відзначено, що на відстані 200 м від греблі ГЕС-2 найменший вміст кисню спостерігався під час високих рівнів та великих попусків.

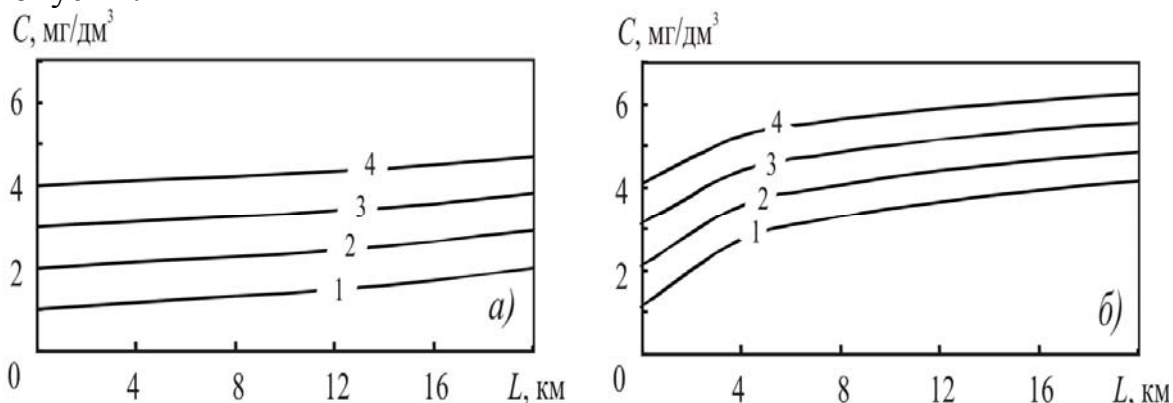


Рис. 3. Концентрація кисню у воді по довжині буферного водосховища при роботі двох гідроелектростанцій ГЕС-1 та ГЕС-2 (а) та однієї ГЕС-2 (б), при  $T=10\text{ }^{\circ}\text{C}$ . Тут і на рис. 4:  $L$  – відстань від греблі ГЕС-1; цифри біля ліній – вихідна концентрація  $C_0$

Експлуатація ГАЕС впливає на внутрішньоводоймову динаміку буферного водосховища, зокрема на інтенсивність течій. Так, при роботі

гідроакумулюючої станції у турбінному режимі синхронно з ГЕС-1 та ГЕС-2 відбувається активізація водних мас і зростання швидкості течії. Найбільші її значення спостерігаються в нижньому б'єфі греблі ГЕС-1 та на ділянці водойми біля ГАЕС і складають в середньому 1,5 та 2,1 м/с відповідно. Різке зниження швидкості до 0,2 м/с відбувається на відстані 6 км від греблі ГЕС-1. Це виникає в результаті одночасних скидів ГЕС-1 та ГАЕС, внаслідок яких в буферній водоймі спостерігаються прямі та зворотні течії. На цій ділянці відбувається помітне збільшення концентрації розчиненого кисню. Це проходить за рахунок надходження вод верхньої водойми ГАЕС, які мають вищі значення цього показника в порівнянні з водними масами Дністровського водосховища. Припустимо, що ця різниця концентрації кисню між ними складатиме  $\Delta C = 2$  мг/дм<sup>3</sup>. При таких вихідних умовах, в **третьому варіанті**, зміна значень вмісту кисню по довжині буферного водосховища матиме вигляд, зображений на графіку (рис. 4). У порівнянні з першим варіантом спостерігається покращення кисневого режиму в середній та нижній течіях водойми. Біля греблі ГЕС-2 концентрація кисню, навіть при екстремальних початкових умовах ( $C_0 = 1$  мг/дм<sup>3</sup>), досягне 3,4 мг/дм<sup>3</sup>. Отже експлуатація ГАЕС в турбінному режимі в системі гідровузла призводить до збільшення концентрації кисню в буферній водоймі.

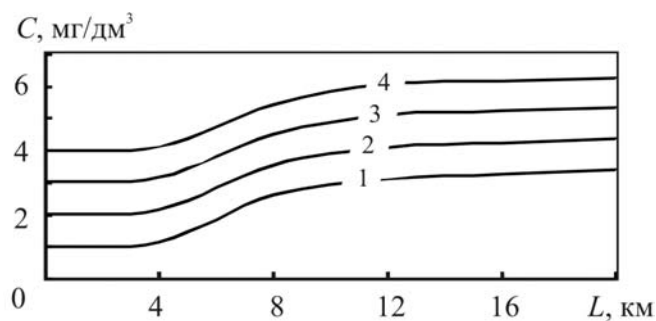


Рис. 4. Концентрації кисню у воді буферного водосховища при роботі ГЕС-1, ГЕС-2 та ГАЕС в турбінному режимі

Синхронна експлуатація ГЕС-2 та ГАЕС в насосному режимі (при **четвертому варіанті**) кардинально не змінює розподіл концентрації кисню по довжині буферного водосховища. Після того, як ГАЕС припиняє свою роботу, продовжує працювати ГЕС-2, яка сприяє насиченню киснем водних мас буферного водосховища,

аналогічно як в другому варіанті (див. рис. 3б).

ГЕС-2 активізує процеси аерації води на річковій ділянці нижче греблі. На відстані 20 км концентрація кисню може збільшитись на 2-3 мг/дм<sup>3</sup>. Це пояснюється тим, що ГЕС-2 скидає невеликі об'єми води і при менших глибинах, тут складаються більш сприятливі умови для процесу насичення води киснем.

Узагальнюючи вплив Дністровського гідровузла при різних умовах його експлуатації на кисневий режим водних мас, приведемо результати розрахунків середньої швидкості течії, коефіцієнту аерації та зміни концентрації кисню у буферному водосховищі при  $C_0 = 1$  мг/дм<sup>3</sup> (табл.).

**Таблиця. Коефіцієнт атмосферної аерації та збільшення концентрації кисню ( $\Delta C$ ) у буферному водосховищі при різних режимах роботи**

**Дністровського гідровузла**

Варіанти режимів роботи гідровузла	Середня швидкість течії, м/с	Коефіцієнт аерації (доба <sup>-1</sup> ) при різній температурі води		Збільшення концентрації кисню ( $\Delta C$ ), мг/дм <sup>3</sup>	
		10 °С	15 °С	10 °С	15 °С
1	1,49	0,24	0,28	1,0	0,9
2	0,16	0,07	0,08	3,0	2,6
3	1,41	0,12	0,13	1,1	0,9
4	1,09	0,17	0,19	3,0	2,5

З таблиці видно, що, незважаючи на значну швидкість течії та високий коефіцієнт аерації, при роботі ГЕС-1 та ГЕС-2 (перший варіант) і ГЕС-1, ГАЕС в турбінному режимі та ГЕС-2 (третій варіант) зміна концентрації кисню в три рази менша в порівнянні з варіантами, які включають роботу лише ГЕС-2 (другий) і ГЕС-2 та ГАЕС в насосному режимі (четвертий).

На основі отриманих результатів можна зробити **висновок**, що робота гідроелектростанцій відіграє важливу позитивну роль у процесах насичення води киснем. Внаслідок виникнення підвищених швидкостей течії відбувається активізація процесів аерації і концентрація кисню досягає рівня, який вже не представляє загрози для життя гідробіонтів та покращує самоочисну здатність потоку.

**Список літератури**

1. Гидробиологический режим Днестра и его водоемов / [Л.А.Сиренко, Н.Ю. Евтушенко, Ф.Я Комаровский и др.]; отв. ред. Л. П. Брагинский. – К. : Наук. думка, 1992. – 356 с.
2. Никаноров А.М. Восстановление пресноводных экосистем после сильного солевого загрязнения / А.М. Никаноров, В.А. Брызгалю, Л.С. Косменко и др. – Л. : Гидрометеиздат, 1988. – 96 с.
3. Экологическое состояние реки Днестр / [Л.В.Шевцова, А.К. Алиев, О.А. Кузько. и др.]. – К., 1998 – 148 с.
4. Ромась І. М. Дослідження гідрохімічної обстановки у поверхневих водах та вплив на неї водосховищ Дністровських ГЕС і ГАЕС / І.М. Ромась, О.Г. Лисиченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.10. – С. 81–88.
5. Гідрохімічний довідник : поверхневі води України, гідрохімічні розрахунки, методи аналізу / [В.І. Осадчий, Б.Й. Набиванець, Н.М. Осадча, Ю.Б. Набиванець]. – К. : Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
6. Шевцова Л.В. Гидробиологическая оценка по национальной и международной системам ОВОС влияния Днестровской гидроаккумулирующей электростанции на водные экосистемы реки / Л.В. Шевцова // Матеріали міжк. конф. «Управление бассейном трансграничной реки Днестр и Водная Рамочная Директива Европейского союза» (Кишинев, 2–3 окт. 2008 г.). – К. : Eco-Tiras, 2008. – С. 288–290.
7. Гуляева О.О. Деякі еколого-гідрологічні прояви паводка 2008 р. на Дністровському водосховищі / О.О.Гуляева, Н.С.Лукашенко // Матеріали ІІ Укр. еколог. конгресу «Пріоритети збалансованого (сталого) розвитку України» (Київ, 27–28 жовт. 2008 р.). – К. : ЦЕОІ, 2008. – Ч. 2. – С. 46–50.
8. Бреховских В.Ф. Гидрофизические факторы формирования кислородного режима водоемов / В.Ф. Бреховских. – М. : Наука, 1988. – 168 с.
9. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В.М. Тимченко. – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
10. Анализ изменчивости химического состава днестровских вод в створе с. Наславча / [Н. Горячева, В. Гладкий, Г. Дука и др.]. // Матеріали міжк. конф «Управление бассейном трансграничной реки Днестр и Водная Рамочная Директива Европейского союза» (Кишинев, 2–3 октября 2008 г.). – К. : Eco-Tiras, 2008. – С. 111–115.

### **Роль Дністровського гідровузла у формуванні кисневого режиму річки**

**Гуляєва О.О.**

*Розглянуто вплив створення Дністровського гідровузла на кисневий режим середньої течії річки. Встановлено, що режим його роботи позитивно впливає на якість води буферного водосховища і річкової ділянки нижче греблі ГЕС-2.*

**Ключові слова:** Дністровський гідровузел; кисневий режим; буферне водосховище.

### **Роль Днестровского гидроузла в формировании кислородного режима реки**

**Гуляева О.А.**

*Рассмотрено влияние создания Днестровского гидроузла на кислородный режим среднего течения реки. Было установлено, что режим его работы позитивно влияет на качество воды буферного водохранилища и речного участка ниже ГЭС-2.*

**Ключевые слова:** Днестровский гидроузел; кислородный режим; буферное водохранилище.

### **Role of the Dniester hydroelectric complex in oxygen regime formation of river**

**Huliaieva O.A.**

*Influence of the Dniester hydroelectric complex construction on oxygen regime of middle current has been considered. It has been established that its regime has positive influence on equalizing reservoir quality water and river part below HEPS-2.*

**Keywords:** the Dniester hydroelectric complex; oxygen regime; the equalizing reservoir.

**Надійшла до редколегії 04.02.11**

УДК 541.64

**Безугла Т.М., Куцевол Н.В., Савицький В.М., Безуглий М.Ю.,  
Грищенко Л.М.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

### **ВИДАЛЕННЯ ЙОНІВ МІДІ ПРИ ФЛОКУЛЯЦІЇ ВОДНИХ $\text{Cu}^{2+}$ - ВМІСНИХ МІНЕРАЛЬНИХ ДИСПЕРСІЙ В ПРИСУТНОСТІ РОЗГАЛУЖЕНИХ ПОЛІАКРИЛАМІДІВ**

**Ключові слова:** стічні води; іони важких металів; полімерні флокулянти; розгалужені поліакриламід.

**Актуальність проблеми.** Технологія очищення промислових стічних вод з високим вмістом зважених речовин включає стадії відстоювання і фільтрування [1]. В більшості випадків ці стадії ускладнені високою полідисперсністю твердої фази та значною кількістю малих за розміром часточок. Відомо, що час осідання зависей з часточками мікронного (та менше) розміру може сягати тижнів, місяців і, навіть, років. Щоб збільшити розмір часточок і тим самим прискорити осідання завислих речовин-забруднювачів або забезпечити можливість ефективної фільтрації і видалення твердої фази з водного середовища, використовують процеси коагуляції/флокуляції, при яких дрібні часточки утворюють агрегати.

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

Реальні водні дисперсні системи містять, крім часточок дисперсної фази, ще й різні розчинені речовини, зокрема електроліти. Присутність іонів електролітів в водних дисперсіях суттєво впливає на стабільність дисперсних систем. Цей вплив зумовлений природою іонів електроліту (їх зарядом, розміром, хімічними властивостями тощо), а також їх концентрацією.

Більшість водних мінеральних дисперсій стабілізовані електростатичним відштовхуванням подвійних електричних шарів (ПЕШ), що виникають на часточках дисперсної фази. Під впливом електролітів змінюються параметри ПЕШ, внаслідок чого може відбуватися порушення агрегативної стійкості дисперсії – коагуляція. При коагуляції дрібні часточки дисперсної фази злипаються, утворюючи більші за розміром агрегати, які легше осідають. Осад-коагулят має досить щільну структуру.

При флокуляції, яка відбувається під впливом речовин-флокулянтів, зокрема, високомолекулярних сполук природного та синтетичного походження, дрібні часточки завислих речовин теж утворюють агрегати, проте агрегати-флокули мають значно більші розміри. Осад, що утворюється при флокуляції, пухкий і об'ємний. Але цей осад, на відміну від осаду-коагуляту, не пептизується, тобто його утворення є незворотним процесом, а тому флокуляція є необхідною і ефективною стадією в технології очищення забруднених вод різного типу.

В процесах водоочистки та водопідготовки широко використовуються водорозчинні високомолекулярні флокулянти лінійної будови – поліакриламідни як в іонній, так і в неіонній формі [2,3]. Макромолекули лінійних неіонних поліакриламідів (ПАА) в водному розчині набувають конформації статистичного клубка. Відомо, що флокуляційна активність таких речовин знаходиться в прямій залежності від молекулярної маси ПАА, тобто від розміру статистичного клубка. Як було показано в наших попередніх роботах [4,5], неіонні поліамідні флокулянти розгалуженої будови, одержані шляхом прищеплення поліакриламідних ланцюгів на декстранову основу, проявляють вищу флокуляційну активність в порівнянні з їх лінійними аналогами.

Природні забруднені води та промислові та інші стічні води, що скидаються у різні водойми і водотоки, - це складні полідисперсні системи, що можуть містити, крім твердих часточок, ще й розчинені солі важких металів (міді, кадмію, нікелю, свинцю, марганцю, інш.), які в підвищених концентраціях є шкідливими для водних екосистем. Тому наступним етапом наших досліджень було вивчення можливостей вилучення із водних розчинів іонів таких металів при флокуляції мінеральних дисперсій синтезованими нами розгалуженими поліакриламідними флокулянтами.

**Матеріали та методи дослідження.** Розгалужені кополімери, що були отримані шляхом прищепленої кополімеризації поліакриламідних ланцюгів до макромолекул декстрану, відповідають теоретичній моделі сферичної полімерної щітки [5,6]. Для синтезу використовували декстран з різною молекулярною масою ( $M_w = 2 \times 10^4$  та  $M_w = 7 \times 10^4$ ), що позначатиметься далі

як Д20 та Д70. Кількість мономеру акриламід у всіх синтезах була однаковою, а співвідношення декстрану та ініціатора радикальної прищепленої кополімеризації ( $\text{Ce}^{(\text{IV})}/\text{HNO}_3$  редокс-система) варіювали, щоб одержати різну кількість прищеплених ПАА-ланцюгів. Для порівняльних досліджень були вибрані зразки з 5 та 20 щепленнями ПАА до декстрану. Отримані кополімери в подальшому позначені як Д20-ПАА5, Д20-ПАА20, Д70-ПАА5 та Д70-ПАА20. Синтез та очистка розгалужених кополімерів детально описано в [7].

Молекулярні характеристики синтезованих полімерних зразків (середньомасову молекулярну масу  $M_w$  та радіус інерції макромолекулярного клубка  $R_g$ ) визначали гель-проникною хроматографією в поєднанні з мультикутовим детектором розсіювання світла (LS).

Дослідження флокуляційної активності проводили на модельній мінеральній дисперсії - суспензії каоліну КОМ (Surmin-Kaolin, Польща) з високим вмістом (60 %) дрібнодисперсної фракції ( $r < 2$  мкм) за методикою, наведеною в роботі [8]. Для цього визначали наступні параметри:  $V$  – швидкість осідання суспензії, мм/с (характеризує кінетику процесу флокуляції);  $h$  – висота осаду в циліндрі через 1 хв. після початку процесу флокуляції, мл (надзвичайно важлива характеристика при утилізації осаду в процесі очищення води на водоочисних станціях);  $D$  – оптична густина ( $\lambda = 540$  нм) супернатанту через 20 хв. після початку процесу флокуляції (спектрофотометр СФ-46, ЛОМО, Росія). Останній параметр характеризує ступінь освітлення рідини над осадом, тобто звільнення системи від найдрібніших часточок.

Для дослідження можливості вилучення іонів важких металів в процесі флокуляції водних дисперсій було обрано мідь як метал, що має помітну біологічну активність. Цей метал у іонній та інших формах бере участь у процесах фотосинтезу як наземної, так і водної рослинності, в засвоєнні нею азоту, в синтезі білків, вітамінів, ферментів [9, 10]. Проте його вміст не повинен перевищувати певних величин [11]. Основним джерелом надходження міді у природні водні об'єкти є стічні води підприємств хімічної і металургійної промисловості, які часто містять також значну кількість зважених речовин, альгіцидні реагенти, тощо. У водному середовищі мідь може знаходитися у складі різних сполук як з мінеральними, так і органічними складовими. Так, у стічних водах збагачувальних фабрик, виробництва штучних волокон, гальванічних цехів більша частина цього металу міститься у вигляді комплексів типу  $[\text{Cu}(\text{NH}_3)_4]^{2+}$ ,  $[\text{Cu}(\text{CN})_4]^{2-}$  та інш. Високі концентрації міді (до декількох грамів в 1 дм<sup>3</sup>) характерні для кислих рудних вод [10], що контактують з породами з підвищеним вмістом цього елемента.

Відома висока активність іонів міді як центральних атомів комплексних сполук обумовлена наявністю та енергетичною доступністю незаповнених 4d-орбіталей, а також тим, що відповідно до класифікації ЖМКО [12] мідь відноситься до проміжних основ Льюїса, тобто здатна утворювати стабільні комплекси як з “жорсткими” ( $\text{H}_2\text{O}$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{F}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{NH}_3$ ,

RNH<sub>2</sub>, інш.), так і з “м’якими” (R<sub>2</sub>S, RSH, SCN<sup>-</sup>, PR<sub>3</sub>, I, CO, C<sub>2</sub>H<sub>4</sub>, інш.) лігандами [12]. До складу ПАА входять функціональні групи (амідні), які можуть бути лігандами в комплексних сполуках міді.

Для дослідження взаємодії іонів міді з функціональними групами синтезованих зразків розгалуженого поліакриламиду готували водні розчини полімеру та сульфату міді(II), змішували їх та витримували протягом 24 год. Потім розчин висушували та отриманий плівковий матеріал досліджували методом ІЧ-спектроскопії з перетворенням Фур’є на приладі Nicolet Nexus 470 (параметри приладу: робочий діапазон 8000-400 см<sup>-1</sup>, роздільна здатність – 0,5 см<sup>-1</sup>). Зразки перетирали в агатовій ступці з бромідом калію (1:10) та пресували у таблетки. З одержаних таблеток записували спектр в діапазоні 4000-400 см<sup>-1</sup> (кількість сканів – 128, роздільна здатність – 4 см<sup>-1</sup>, фон записували з таблетки чистого KBr в ідентичних умовах). Для порівняння в аналогічних умовах записували спектри полімерів.

Для дослідження ефективності вилучення іонів Cu<sup>2+</sup> з водного середовища (рН=6-7) в процесі флокуляції каолінової дисперсії до наважки 1,5 г каоліну додавали 5 мл водного розчину сульфату міді з концентрацією 850 мг/дм<sup>3</sup> та 45 мл розчину полімеру певної концентрації, та ретельно струшували дисперсію. Через 20 хв. після початку взаємодії відбирали 1 мл супернатанту з середини освітленого стовпа рідини над осадом, розводили до 10 мл дистильованою водою та досліджували методом атомно-абсорбційного аналізу на спектрофотометрі ААС-1N Carl Zeiss Jena (Німеччина), оснащеному ацетиленовим пальником. Джерело випромінювання – лампа з порожнистим катодом. Умови атомно-абсорбційного визначення міді: довжина хвилі 324,7 нм; спектральна щільність 0,2 нм; струм лампи 8,0 мА; потік ацетилену – 0,5 л/хв; потік повітря – 4,0 л/хв. Чутливість визначення складала 5 мкг/дм<sup>3</sup>. Паралельно проводили дослідження взаємодії каоліну з іонами міді за відсутності полімеру. Також було точно визначено концентрацію вихідного розчину міді.

**Результати і їх обговорення.** В табл. 1 наведено молекулярні характеристики синтезованих зразків полімерів, а також параметри процесу флокуляції дисперсії каоліну (с = 30 г/дм<sup>3</sup>), яка моделює реальну дисперсію промислових стічних або замулених природних вод.

Найкращі показники флокуляційної активності (ступінь освітлення супернатанту, швидкість осадження дисперсії та щільність осаду) має розгалужений поліакриламідний флокулянт Д70-ПАА5. Цей полімер характеризується найбільшою молекулярною масою та найменшою компактністю макромолекул. Компактність розгалужених макромолекул оцінювали за параметром  $R_g^2/M_w$  (табл. 1): чим більше значення  $R_g^2/M_w$ , тим менша компактність макромолекулярного клубка [13].

Використана в роботі суспензія каоліну є полідисперсною системою з високим вмістом дрібної фракції, в якій при додаванні полімеру можлива флокуляція за містковим механізмом [14] та адсорбція малих часточок на полімерній молекулі [15].



**Таблиця 1. Молекулярні характеристики синтезованих флокулянтів, визначені методом LS, та параметри процесу флокуляції водної дисперсії каоліну ( $c_{\text{каоліну}}=30 \text{ г/дм}^3$ ,  $c_{\text{полімеру}}=10^{-2} \text{ г/дм}^3$ )**

Зразок	$M_w \times 10^{-6}$	$R_g, \text{нм}$	$(R_g^2/M_w) \times 10^3$	$V, \text{мм/с}$	$h, \text{мм}$	$D$
ПАА	1,40	68	-	2,76	22	0,178
Д20-ПАА5	1,60	67	2,8	3,12	26	0,246
Д20-ПАА20	0,94	50	2,6	3,20	24	0,228
Д70-ПАА5	2,15	85	3,4	7,14	19	0,079
Д70-ПАА20	1,43	64	2,8	3,18	25	0,261

За теорією Ла Мера [14] для систем, в яких макромолекули і часточки дисперсної фази є співрозмірними, а між полімером-флокулянтом і дисперсними часточками існує взаємодія полімер-адсорбент, ефективність флокулянту зростає зі збільшенням молекулярної маси полімеру. Оскільки внаслідок адсорбції певних ділянок макромолекули одночасно на декількох різних часточках утворюються флокули з великою масою, то такі флокули легко осідають. Збільшення величини макромолекули забезпечує зв'язування з більшою кількістю дисперсних часточок, а значить, і збільшення швидкості седиментації.

Проте теорія Ла Мера була розроблена для лінійних полімерів, які в розчині знаходяться в конформації статистичного клубка. Для полімерів з розгалуженою будовою макромолекул збільшення молекулярної маси не завжди забезпечує пришвидшення осідання суспензії. Наприклад, для зразків Д20-ПАА5, Д20-ПАА20 та Д70-ПАА20 швидкість седиментації майже однакова, хоча молекулярна маса суттєво відрізняється (див. табл. 1). В той же час параметр  $R_g^2/M_w$ , який характеризує компактність макромолекул, для цих полімерів дуже близький. Таким чином, для розгалужених полімерів, на відміну від їх лінійних аналогів, швидкість осадження в значній мірі визначається компактністю структури макромолекул флокулянта.

Ступінь освітлення супернатанту залежить від вилучення при флокуляції найменших часточок дисперсії. В цьому випадку процес зв'язування розглядається як адсорбція маленьких часточок дисперсії на полімерному ланцюзі [15], а тому особливого значення набуває вихідна архітектура полімеру та доступність його функціональних груп. Логічно, що зразок Д70-ПАА5, що має найменш компактну структуру (найбільше значення параметру  $R_g^2/M_w$ ) серед розгалужених поліакриламідних флокулянтів, а значить і більшу доступність функціональних груп, забезпечує при флокуляції найвищу ступінь очищення системи від дрібних часточок каоліну. Цей зразок характеризується найнижчим значенням оптичної густини супернатанту. Крім того, для цього зразка і щільність осаду виявилась найвищою (див. табл. 1).

Дослідження можливості зв'язування функціональних груп синтезованих поліакриламідних флокулянтів з іонами металів, зокрема, з іонами  $\text{Cu}^{2+}$ , проводили шляхом порівняння ІЧ-спектрів вихідних зразків кополімерів та кополімерів після витримки в розчині сульфату міді (II). На рис. 1, як приклад, наведено ІЧ-спектри кополімеру Д70-ПАА5 до та після взаємодії з іонами  $\text{Cu}^{2+}$ .

В ІЧ-спектрах при переході від індивідуальних полімерів до продуктів їх взаємодії з сульфатом міді (II) спостерігається зсув комбінаційних смуг поглинання Амід I та Амід II. Такий зсув свідчить про зміну силової константи зв'язку  $\text{C}=\text{O}$  та інтенсивності валентних коливань  $\text{N-H}$ , що, очевидно, обумовлено утворенням донорно-акцепторного зв'язку між карбамідною групою полімеру у якості ліганда та центральним атомом міді [16].

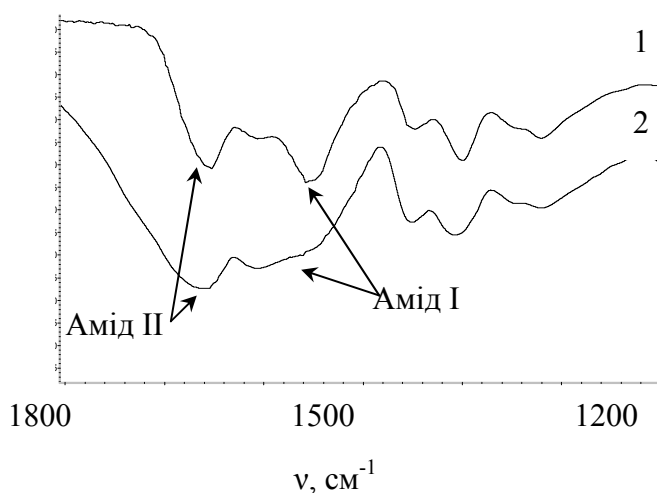


Рис.1. ІЧ-спектри кополімеру Д70-ПАА5 (1) та його комплексу з іонами  $\text{Cu}^{2+}$  (2).

Таким чином, синтезовані кополімери здатні зв'язувати йони міді(II) в розчині. Крім того, багатозарядні йони можуть вилучатися з розчину при адсорбції їх на поверхні дисперсних часточок. Суспензія каоліну, що була використана як модельна дисперсія для дослідження флокуляційної активності синтезованих розгалужених поліакриламідів, в водному середовищі має негативний заряд на часточках. При взаємодії позитивно заряджених іонів  $\text{Cu}^{2+}$  з негативно зарядженою поверхнею каолінової дисперсії можливе електростатичне зв'язування іонів металу і додаткове вилучення їх з розчину при осіданні дисперсії.

На рис. 2 наведено вміст іонів міді(II), визначений методом атомної абсорбції, у вихідному розчині та супернатанті (цифрами на діаграмі позначено концентрацію іонів міді(II) в розчині над осадом). При осадженні каолінової дисперсії, що містить сульфат міді(II), відбувається зниження концентрації іонів міді(II), очевидно, внаслідок адсорбції цих іонів на поверхні дисперсних часточок. "Залишкова" кількість міді може знаходитись у розчині у вигляді іонів міді або бути адсорбованою на дуже дрібних часточках дисперсії каоліну, що не осідають.

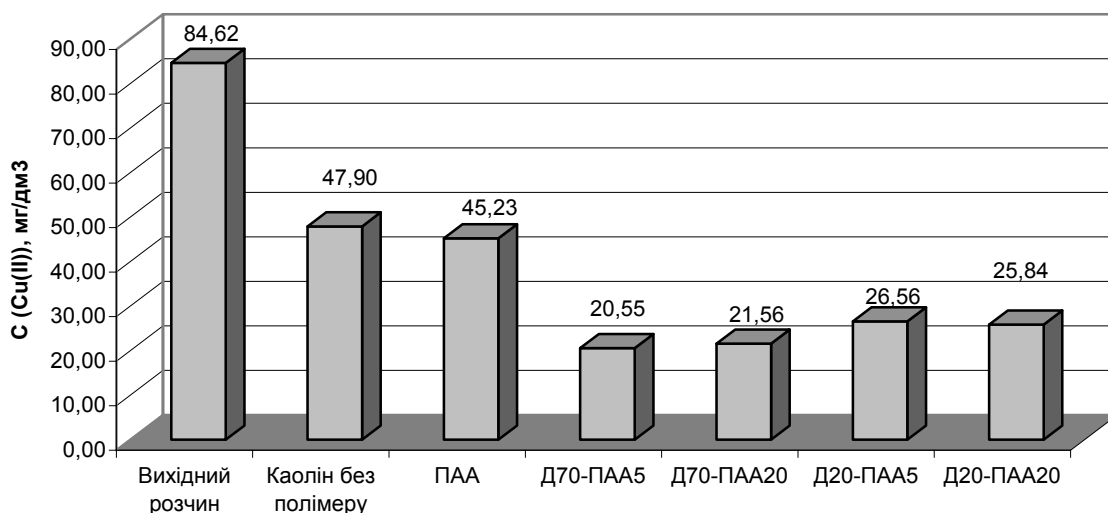


Рис.2. Вміст йонів міді(II) в вихідному розчині  $\text{CuSO}_4$  та в супернатанті після осадження  $\text{Cu}^{2+}$ -вмісної дисперсії каоліну під впливом флокулянтів ( $c_{\text{полімеру}}=1 \times 10^{-3}$  г/дм<sup>3</sup>)

При флокуляції дисперсії каоліну в присутності ПАА лінійної будови спостерігається деяке зменшення вмісту іонів міді в порівнянні з вмістом міді в розчині після звичайного осідання каоліну, що може бути зумовлене утворенням комплексних сполук іонів міді з функціональними групами ПАА. Використання розгалужених поліакриламідних флокулянтів дозволяє практично вдвічі зменшити вміст цих іонів в розчині при флокуляції в порівнянні з лінійним ПАА. Причому і в цьому випадку зразок Д70-ПАА5 має найкращі показники. Розгорнута конформація макромолекул Д70-ПАА5 забезпечує можливість взаємодії їх функціональних груп з іонами  $\text{Cu}^{2+}$ , а також з дрібними часточками каолінової дисперсії. Таким чином, ефективна флокуляція мінеральної дисперсії в цьому випадку супроводжується покращенням вилучення іонів міді з водної фази такої дисперсії.

Експериментально було встановлено, що використання розгалужених поліакриламідів при концентрації  $10^{-3}$  г/дм<sup>3</sup> дозволяє вилучити приблизно на 10% більше міді з розчину, ніж використання цих флокулянтів при більш високій концентрації ( $10^{-2}$  г/дм<sup>3</sup>). Це може бути пов'язано зі створенням перешкод для підходу іонів металів до функціональних груп полімеру в зв'язку зі зміною конформації макромолекули на менш розгорнуту при збільшенні концентрації полімеру.

**Висновки.** При очищенні забруднених вод з високим вмістом зважених глинистих мінералів та розчинених сполук важких металів доцільним є використання розгалужених поліакриламідів як флокулянтів. Вони забезпечують одночасно з осадженням твердої фази водної дисперсії повніше видалення іонів  $\text{Cu}^{2+}$  в порівнянні з їх лінійними аналогами. Більш висока ефективність розгалужених поліакриламідів зумовлена як їх хімічними властивостями, так і особливостями внутрішньомолекулярної

структури, яка забезпечує доступність функціональних груп в макромолекулі для зв'язування субстрату та переведення його в осад.

### Список літератури

1. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А., Астрелін І.М. [та ін.]. – К. : Лібра, 2000. – 552 с.
2. Полиакриламид / Под ред В.Ф.Куренкова. - М. : Химия, 1992. – 192 с.
3. Полиакриламидные флокулянты / Мягченков В.А., Барань Ш., Бектуров Е.А., Булидорова Г.В. - Казань, 1998. -228 с.
4. Безуглий М.Ю. Вплив компактності структури розгалужених полімерів на параметри процесу флокуляції / Безуглий М.Ю., Куцевол Н.В. // Полімерн. журн. – 2010. – Т.32, №3. – С. 271-276.
5. Куцевол Н.В. Флокуляційна активність розгалужених поліакриламідів / Куцевол Н.В., Безугла Т.М., Савицький В.М. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 2(19). – С. 138-147.
6. Бирштейн Т.М. Полимерные щетки / Т.М. Бирштейн, В.М. Амосков // Высокомолек. соед. - 2000. - Т42, №12. - С. 2286-2327.
7. Kutsevol N. Solution propertiers of dextran-polyacrylamide graft copolymers / N. Kutsevol, J.-M. Guenet, N. Melnik [and others] // Polymer. - 2006. - V.47. - P.2061-2068.
8. Пат.17242 Україна, Спосіб освітлення суспензії / Желтоножська Т.Б., Куцевол Н.В., Єременко Б.В., Сиромятніков В.Г. - 1997.
9. Микроэлементозы человека: этиология, классификация, органопатология / [Авцын А.П., Жаворонков А.А., Риш М.А., Строчкова Л.С.] – М.: Медицина, 1991. – 496 с.
10. Зенин А.А. Гидрохимический словарь / А.А. Зенин, Н.В. Белоусова. – Л.: Гидрометеиздат, 1988. – 239 с.
11. Горбовий П.М. Основи хімії елементів / Горбовий П.М., Загричук Г.Я., Фальфушинська Г.І. – Тернопіль: Вид-во Карп'юка, 2001. – 276 с.
12. Коттон Ф. Химия переходных элементов / Коттон Ф., Уилкинсон Ж. - М. : Мир; 1993. - Т.3. - 592 с.
13. Introduction to Physical Polymer Science / Fourth Editor L.H. Sperling.- Lehigh University Bethlehem, Pennsylvania: John Wiley & Sons, INC, 2006. – 845 p.
14. La Mer V.K. Filtration of colloidal dispersions flocculated by anionic and cationic polyelectrolites / V.K. La Mer // Disc. Farad. Soc. -1966. -V.42. - P. 248-254.
15. Бирштейн Т.М. Адсорбция полимерных цепей на малых частицах и комплексообразование / Т.М.Бирштейн, О.В.Борисов // Высокомолек. соед. - 1986. - А28, №11. - С. 2265-2271.
16. Infrared and Raman Spectra of Inorganic and Coordination Compounds. Part A. Theory and Applications in Inorganic Chemistry. 5th Edition / Nakamoto K. - New York: John Wiley & Sons, 1997. – 461 p.

**Видалення іонів міді при флокуляції водних  $\text{Cu}^{2+}$ -вмісних мінеральних дисперсій в присутності розгалужених поліакриламідів**

*Безугла Т.М., Куцевол Н.В., Савицький В.М., Безуглий М.Ю., Гріщенко Л.М.*

*Досліджено процес вилучення іонів міді при флокуляції полідисперсної суспензії каоліну розгалуженими поліакриламідними флокулянтами. Показано, що ефективність вилучення іонів міді при осадженні дисперсної фази залежить від внутрішньомолекулярної структури розгалуженого флокулянту.*

**Ключові слова:** *стічні води; іони важких металів; полімерні флокулянти; розгалужені поліакриламідні.*

**Удаление ионов меди при флокуляции водных  $\text{Cu}^{2+}$ -содержащих минеральных дисперсий в присутствии разветвленных полиакриламидов**

*Безуглая Т.Н., Куцевол Н.В., Савицкий В.Н., Безуглый Н.Ю., Грищенко Л.Н.*

*Исследован процесс удаления ионов меди при флокуляции полидисперсной суспензии каолина разветвленными полиакриламидными флокулянтами. Показано, что эффективность удаления ионов меди при осаждении дисперсной фазы зависит от внутримолекулярной структуры разветвленного флокулянта.*

**Ключевые слова:** *сточные воды; ионы тяжелых металлов; полимерные флокулянты; разветвленные полиакриламиды.*

## **Cu ions extraction at flocculation of aqueous Cu<sup>2+</sup>-containing mineral dispersion over branched polyacrylamides**

*Bezugla T.M. , Kutsevol N.V. , Savitsky V.M. , Bezuglyi M.Yu. , Grischenko L.M.*

*The process of Cu ions removing at flocculation of polydisperse suspension of kaolin by synthesized branched polyacrylamide flocculants was investigated. It was shown that efficiency of Cu ions extraction at disperse phase sedimentation depended upon branched flocculant macromolecules internal structures.*

**Keywords:** *wasted waters; heavy metals ions; polymer flocculants; branched polyacrilamides.*

*Надійшла до редколегії 03.03.11*

УДК 551.482

**Соловей Т.В.**

*Технологічно-природничий інститут, м. Варшава, Польща*

## **ЗАЛІЗО У ҐРУНТОВИХ ВОДАХ БОЛОТНИХ ЛАНДШАФТІВ**

**Ключові слова:** *болотні ландшафти; форми водної міграції заліза; мінерали болотних руд*

**Вступ.** Болотні ландшафти належать до інтразональних, особливих геосистем. Їх специфічною, атрибутивною ознакою є постійне або періодичне перезволоження і дефіцит кисню у водно-ґрунтовому середовищі. Це спричиняє повільний обмін речовин і формування глеєвої геохімічної обстановки.

Болотні ландшафти – це геосистеми зі складною структурною організацією, специфічними механізмами речовинно-енергетичних зв'язків і своєрідними режимами функціонування. Основною рисою є переважання акумуляції органічних речовин над процесом їх розкладу. Постійне, тривале, застійне або слабопротічне зволоження – визначають специфічний характер рослинності і особливий болотний тип ґрунтоутворення, що призводить до формування гідрогенних ґрунтів.

Геохімічна роль болотних ландшафтів своєрідна. Вона полягає у функціях таких комплексів як геохімічних бар'єрів або природних фільтрів для очистки поверхневих і підземних вод.

У статті йдеться про один з макроелементів хімічного складу абіотичних компонентів болотних ландшафтів – залізо, якому властива особливо активна міграція в болотному середовищі.

**Постановка проблеми.** У геокомпонентах болотних ландшафтів (вода-ґрунт-рослина) найбільша кількість заліза сконцентрована у ґрунтовому покриві. Доцільно виокремлювати специфічні групи залізистих органічних ґрунтів. Індикативною їх ознакою є поширення болотних руд.

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

Механізми утворення різновидів болотних руд подібні і регулюються передусім окисно-відновним потенціалом (Eh), активністю водневих іонів (pH), а також різноманітністю динаміки седиментації в цьому середовищі (Ratajczak, Skoczylas 1999).

У підземних водах залізо може мігрувати в іонній формі (передусім як  $Fe^{2+}$ ), у вигляді дрібнодисперсних нейтральних частинок мінеральних фаз заліза, у формі колоїдів (залізо (III)), неорганічних або органічних комплексних сполук. Перебіг і форми міграції заліза регулюються в основному умовами редокс і pH середовища, наявністю і формами поширення органічної субстанції та кількістю розчиненого  $CO_2$  і сполук сірки (Macioszczyk, Dobrzynski 2002).

Наявність кисню в середовищі зумовлює те, що залізо (0) і залізо (II) нестійкі і підлягають окисленню, тобто переходять у трьохвалентну форму. Оксиди заліза (III) малорозчинні і у водах поширені у формі завислих речовин і колоїдів. Відносна стабільність заліза (II і III) полягає в тому, що навіть невеликі зміни в умовах природного середовища можуть зумовити окислення заліза (II) у форму (III) або редукцію заліза (з III до II).

Особливістю водно-грунтового середовища болотних ландшафтів є періодичне або постійне панування анаеробних умов і поява від'ємних величин Eh. У таких умовах транспортування розчиненого заліза (II) відбувається інтенсивно, концентрації заліза зростають від  $10^{-7}$  моль/л до майже  $10^{-4}$  моль/л. Особливо висока міграційна активність заліза у сильно кислих і кислих глеєвих водах. Ці води добре вимивають залізо з мінерального середовища. Зокрема у ґрунтах при надмірному зволоженні і наявності органічної субстанції розвивається процес оглеєння. У ґрунтовому профілі глеєві горизонти характеризуються зеленуватим, голубуватим або сіруватим кольором (Kaczorek, Sommer i in. 2004).

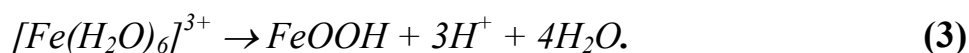
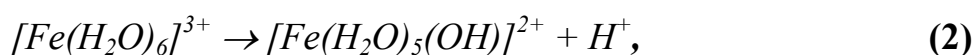
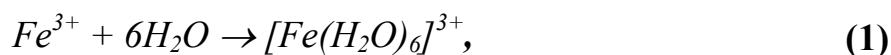
Водам болотних ландшафтів властиве багатство органічної субстанції, при цьому переважаючими формами міграції заліза є його органічні комплекси. Іони  $Fe^{2+}$  утворюють сильніші органічні комплекси порівняно з трьохвалентним залізом. Найвагоміше значення в процесі формування залізо-органічних комплексів мають фульво- і гумусові кислоти. Наявність органічної субстанції може також спричинити редукцію іонів  $Fe^{3+}$  до  $Fe^{2+}$  (Macioszczyk, Dobrzynski 2002).

Найбільш стабільними мінеральними фазами у типових болотних ландшафтах є гематит ( $Fe_2O_3$ ), гетит ( $\alpha-FeOOH$ ), сидерит ( $FeCO_3$ ), пірит ( $FeS_2$ ) і розчинні іони  $Fe^{2+}$ . Разом з тим, найпоширенішою формою заліза є іони  $Fe^{2+}$  у кислих редукційних умовах і гетит. Меншою мірою поширений гематит – у слабо кислих і слабо лужних умовах (при наявності кисню). Утворення гематиту у наших (помірно-континентальних) кліматичних умовах досить обмежене у зв'язку з невідповідною (низькою) температурою.

Атрибутивним осадом болотних ландшафтів є болотні руди, які залягають навколо торфів, намулів, а інколи – і озерної крейди та вапнякової гитії (Ratajczak, Skoczylas 1999). Для їх утворення необхідна сприятлива геоморфологічна будова, яка забезпечує близьке до поверхні залягання

підземних вод або заповнення водою мікроформ рельєфу. Другою умовою є постійний чи тимчасовий притік насичених киснем вод і вільний доступ атмосферного кисню й вуглекислого газу. Останньою умовою є наявність великої кількості органічної субстанції, яка мінералізується.

У болотних ландшафтах мінералізація органічної субстанції надає геохімічному середовищу глеєвих властивостей (Eh коливається від –200 до 0 мВ) і зумовлює збагачення приповерхневих вод вуглекислим газом. Сполуки заліза (II), які поширені у зоні аерації, зазнають редукції і набувають гідрокарбонатних форм (Fe(HCO<sub>3</sub>)<sub>2</sub>) (Stanton, 1972). Грунтові води болотних ландшафтів, насичені гідрокарбонатними або іншими легкорозчинними сполуками Fe (II), потрапляючи в окисне середовище відкладають осад у вигляді оксидо-гідрооксидів Fe (III). Гідроліз солей заліза (III) відбувається поступово з утворенням одно- [1] і двокомпонентних [2] гідрокомплексів, аж до формування суміші гідрооксидів заліза (III) [3] (Stumm, Morgan 1996).



Таким чином, формуються відклади болотних руд.

Вирішальне значення в цьому процесі має рН середовища. У кислому середовищі реакція окислення заліза (II) вимагає дуже високих величин Eh, більших ніж +300 мВ, що у болотному середовищі буває дуже рідко.

Вагому роль у міграції сполук заліза відіграють мікроорганізми боліт. Їх значення полягає у: 1) редукції сполук заліза в процесі функціонування бактерій; 2) модифікації умов середовища стосовно рН і Eh обстановки. В свою чергу, окислення заліза відбувається головню завдяки життєдіяльності мікроорганізмів: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Leptospirillum ferrooxidans*. Ці бактерії розвиваються у кислому середовищі. Натомість при нейтральному рН процеси окислення заліза використовують для свого розвитку бактерії *Gallionella* і *Sphaerotilus*.

Мінеральний склад болотних руд досить різноманітний. Стабільною їх фазою є гетит ( $\alpha$ -FeOOH). При швидкому темпі окислення сполук Fe (II), а також при наявності кременю і органічної субстанції формується аморфна фаза заліза (III) – головним чином, феррогідрит. У випадку дуже великої кількості органіки утворюються виключно залізо-органічні комплекси (Weronska, 2009).

З-поміж мінеральних фаз у болотних руд знаходяться також сполуки марганцю, сидерит (FeCO<sub>3</sub>), а також вівіаніт (Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub>·8H<sub>2</sub>O). Сидерит поширений у формі „трав’янистих” відкладів і найчастіше зустрічається навколо торфів. Наявність вівіаніту відображається у вигляді дрібних включень у порах болотних руд. Аналогічно до сидериту, вівіаніт є індикатором середовищ з низьким рівнем Eh (Weronska, 2009).

**Об'єкт дослідження.** Форми поширення заліза у ґрунтових водах були досліджені нами в межах гідрогенних ландшафтів Кампінського національного парку (КНП), Польща. У широкому розумінні гідрогенні ландшафти включають болотні, заболочені (підмоклі), вологі масиви. Загальна площа таких земель в КНП складає 38,5 тис. га (рис. 1).

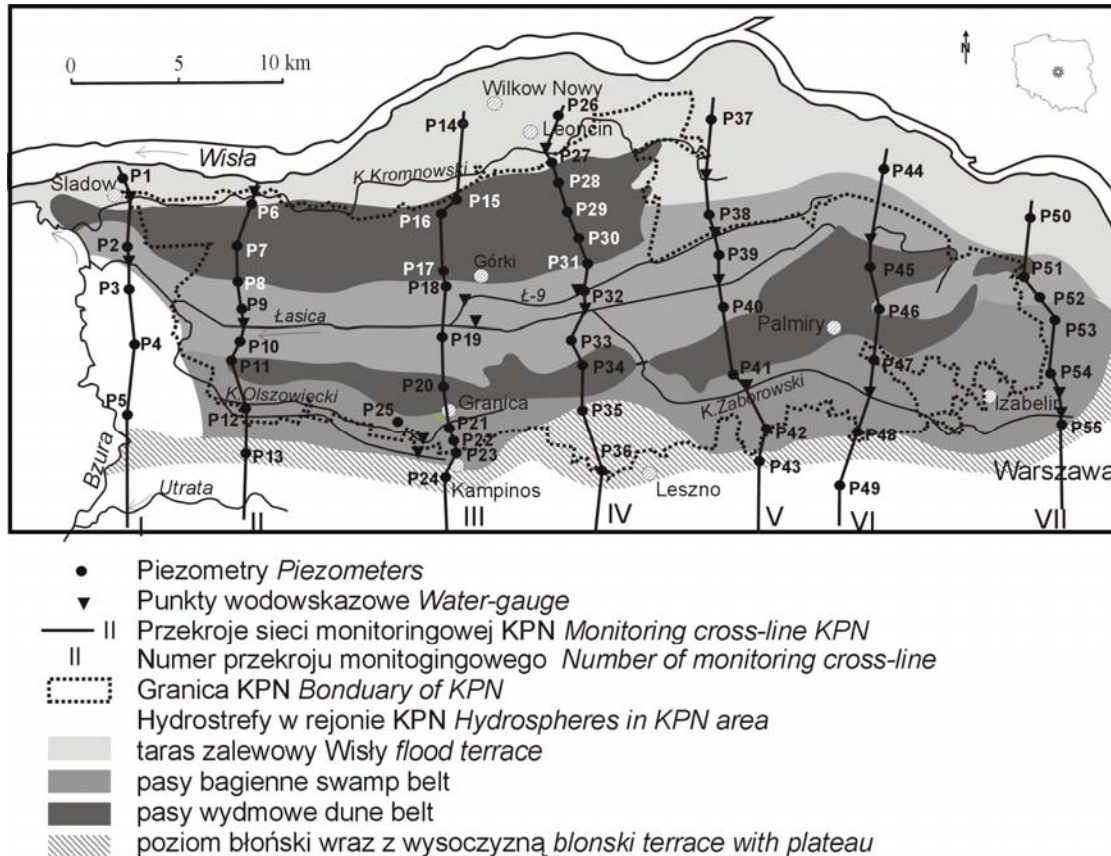


Рис. 1. Карта гідрорайонів із зазначенням мережі пунктів моніторингу підземних вод

Болотні ландшафти КНП, де вода покриває земну поверхню впродовж значної частини року, а в посушливий період не опускається на глибину нижче 20 см, загалом займають площу близько 2400 га. Вони поширені в пониженнях північної і південної частин болотної зони парку. Тут утворилися болотні і «постболотні» гідроморфні ґрунти (Конека-Бетлей, 2003). Останні є результатом меліоративного осушення. Для болотних ландшафтів характерні такі рослинні формації: вільха *Ribeso nigri-Alnetum*, болотний бір *Vaccinio uliginosi-pinetum*, очерет *Magnocaricion*, низькі і перехідні торфовища *Scheuchzerio-Caricetea fuscae*, зарослі лози *Salicetum pentandro-cinereae* (Kucharski, Michalska-Hejduk, 2003). Малочисельними на території КНП є високі торфовища. Найбільшим з них є Довге Болото, площею близько 6 га, частково покрите болотним бором.

Заболочені ландшафти (підмоклі масиви), де вода залягає на глибині до 50 см, з можливим виходом на поверхню весною, охоплюють загалом площу близько 8 700 га. Вони переважно знаходяться в болотних зонах парку, часто



поблизу потоків і меліораційних ровів. Тут поширені постболотні, заболочені і чорноземні ґрунти (Konecka-Betley, 2003). Ці масиви зайняті вологими вільхово-ясеновими лісами *Fraxino-Alnetum* (Kloss, 2003b), змінно-вологими луками *Molinion caureleae* і вологими луками типу *Calthion* (Kucharski, Michalska-Hejduk, 2003).

Підземні води болотних ландшафтів КНП (першого безнапірного водоносного горизонту) переважно гідрокарбонатно-сульфатно-кальцієві  $\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-Ca}$ . Вміст розчинених мінеральних субстанцій сягає від 100 до 500 мг/л.

Для досліджень вибрано заболочені ландшафти в долині р. Лашіца (рис. 1). Досліджувались ґрунтові води заболочених територій з відмінними умовами зволоження і ґрунтами. В залежності від типу ґрунтів пункти відбору проб води можна поділити на 2 групи: 1) пункти в межах дерново-глеєвих ґрунтів; 2) пункти на торф'янисто-глеєвих ґрунтах. Обидві вищезазначені групи заболочених ґрунтів на території КНП у 1970-х роках підлягали осушувальній меліорації. Упродовж останніх кількох років ведуться роботи по відновленню їх первинних умов.

Дерново-глеєві ґрунти в пунктах дослідження сформовані переважно на середньо- та (рідше) дрібнозернистих пісках. У цих ґрунтах органічна маса акумулюється у формі гумусу (середній вміст ОР становить 3-10%), який відкладається кореневою системою дерну і зазнає сильної гуміфікації і мінералізації. Дерново-глеєві ґрунти переважно приурочені до підмоклих масивів локальних понижень поверхні з динамічним режимом коливання рівня ґрунтових вод. Ґрунтовий профіль контрастний, верхня частина характеризується глеєво-оксидційними умовами, де залізо поширене у трьохвалетній формі, утворюючи іржаві плями. У нижче розміщеному шарі панують глеєво-редукційні умови, у зв'язку з чим залізо (II) надає йому зелено-сірого забарвлення.

Торф'янисто-глеєві ґрунти утворюються в більш зволжених умовах, ніж дерново-глеєві, подібним способом, тобто шляхом насичення мінеральної материнської породи органічною масою, яка походить із кореневої системи. У КНП це підмоклі території зі сталим високим рівнем залягання ґрунтових вод, де з причин більшого зволоження акумулюється більше ґрунтової органічної матерії, головню у формі гумусу при певній домішці рослинного волокна (негуміфікована частина рослин). Таким чином утворюються торф'янисті відклади, з вмістом органічної маси в межах 10-20%, які формують верхню частину ґрунтового профілю, переважно потужністю до 30 см. У верхній частині їх профілю (на досліджуваній території) спостерігаються тонкі прошарки (до 15 см) намулистих відкладів, що посилює утруднений водообмін і формування стагнаційних умов.

**Методика дослідження.** Для досліджень відібрано 20 проб води із вищезазначених типів ґрунтів (по 10 у кожному) з глибини 0,4-0,67 м. Критерієм відбору проб води було охоплення виключно верхньої частини зони сатурації. Проби відібрано в липні 2010 року під час стійкої посушливої погоди.

Польові гідрогеохімічні дослідження охоплювали вимірювання: [1] водневого показника - рН, [2] потенціалу редокс – Eh, [3] електролітичної провідності води –  $\gamma$ , [4] температури – T, [5] наявності розчиненого у воді кисню – O<sub>2</sub>.

Лабораторні дослідження включали: [1] фільтрацію проб через мембранні фільтри діаметром 0,45  $\mu\text{m}$ ; [2] колориметричне визначення вмісту N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, Fe<sub>заг</sub>, Fe<sup>2+</sup>, F<sup>-</sup>, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, Mn<sub>заг</sub>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, SiO<sub>2</sub> та S<sup>2-</sup>, [3] HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> і Cl<sup>-</sup> об'ємним методом, [4] визначення загального вмісту 72 елементів методом ICP-MS.

На підставі результатів рентгенографічного дослідження пісків КНП можна стверджувати, що в мінеральному середовищі домінують: кварц, польовий і натрієвий шпат, плагіоклази, смектити, каолінит, доломіт, кальцит, слюда. У породах зони аерації присутні окисли і гідрокиси заліза, марганцю, алюмінію, аморфних форм кремению. До потенціальних мінералів належать гетит ( $\alpha$ -FeOOH), феррогідрит, сидерит, вівіаніт.

Результати аналізу вод були опрацьовані з використанням програми для гідрогеохімічного моделювання *PHREEQC-2* версії 2.17.4.787. Для розрахунків застосовано модифіковану і пристосовану до середовища КНП базу даних wateq4f.dat.

Форми заліза у ґрунтових водах заболочених ландшафтів Кампіноського національного парку. Вміст Fe<sub>заг</sub> у ґрунтових водах при глибокому їх заляганні (0,4-0,5 м) під час вегетаційного періоду був досить низьким (як для умов заболочених ландшафтів) і складав переважно 0,1 мг/л на торф'янисто-глеєвих і 0,22 мг/л – на дерново-глеєвих ґрунтах. Загалом хімічний склад ґрунтових вод суттєво відрізнявся залежно від типу ґрунту. В таблиці 1 показано основні фізико-хімічні риси ґрунтових вод двох відмінних за умовами зволоженості і типу ґрунту середовищ.

Таблиця. 1. Результати досліджень фізико-хімічних рис ґрунтових вод (за даними типових проб) заболочених ландшафтів КНП

Показники	Торф'янисто-глеєві ґрунти	Дерново-глеєві ґрунти
pH [-]	7,145	6,186
Eh [мВ]	83,4	123,8
$\gamma$ [ $\mu\text{C}/\text{cm}$ ]	708,00	203,30
T [°C]	14,7	14,5
O <sub>2</sub> [мг/л]	1,26	2,75
N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [мг/л]	1,7	0,3
Fe <sub>заг</sub> [мг/л]	0,10	0,22
Fe <sup>2+</sup> [мг/л]	0,05	0,06
PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> [мг/л]	0,27	0,26
Mn <sub>заг</sub> [мг/л]	0,3	0,0
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> [мг/л]	1,0	17,0
SiO <sub>2</sub> [мг/л]	12,0	2,7
S <sup>2-</sup> [мг/л]	0,02	0,02
HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> [мг/л]	421,72	94,72
Cl [мг/л]	1,91	2,69

Як видно з даних таблиці 1, у хімічному складі ґрунтових вод позначилась відмінність ґрунтів за вмістом органічної субстанції і умовами водообміну. Ґрунтові води у торф'янисто-глеєвих ґрунтах, яким властиві більший вміст органічної субстанції (майже у 3 рази – в порівнянні з дерново-глеєвими) і гірші умови водообміну, характеризуються нижчими показниками Eh і  $O_2$ , а також значно вищими величинами таких показників як  $\gamma$ ,  $N-NO_3^-$  і  $HCO_3^-$ .

Вивчення форм поширення заліза у ґрунтових водах базувалося на аналізі результатів гідрогеохімічного моделювання. У таблиці 2 показано результати моделювання поширення заліза у ґрунтових водах заболочених ландшафтів КНП на прикладі двох типових проб.

Таблиця. 2. **Форми поширення заліза (II) і (III) у ґрунтових водах заболочених ландшафтів КНП (в молях і %)**

Форма заліза	Торф'янисто-глеєві ґрунти		Дерново-глеєві ґрунти	
	Моль/л	%	Моль/л	%
Fe(2)	7,36E-07	100	1,51E-06	100
Fe+2	5,17E-07	70,244565	1,42E-06	94,039735
FeHCO <sub>3</sub> <sup>+</sup>	1,95E-07	26,494565	6,66E-08	4,410596
FeCO <sub>3</sub>	2,17E-08	2,948370	8,53E-10	0,056490
FeHPO <sub>4</sub>	8,85E-10	0,120245	8,97E-10	0,059404
FeOH <sup>+</sup>	7,48E-10	0,101630	2,59E-10	0,017152
FeSO <sub>4</sub>	2,57E-10	0,034918	2,12E-08	1,403974
FeH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,52E-10	0,020652	1,33E-09	0,088079
FeCl <sup>+</sup>	1,31E-11	0,001780	8,87E-11	0,005874
Fe(HS) <sub>2</sub>	6,09E-13	0,000083	1,34E-13	0,000009
Fe(OH) <sub>2</sub>	3,15E-14	0,000004	1,24E-15	0,000000
FeHSO <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,32E-16	0,000000	9,43E-14	0,000006
Fe(OH) <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,64E-17	0,000000	6,73E-20	0,000000
Fe(HS) <sub>3</sub> <sup>-</sup>	3,33E-18	0,000000	1,76E-19	0,000000
Fe(3)	1,22E-06	100	3,23E-06	100
Fe(OH) <sub>3</sub>	6,10E-07	50,000000	3,36E-07	10,402477
Fe(OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup>	6,02E-07	49,344262	2,89E-06	89,473684
Fe(OH) <sub>4</sub> <sup>-</sup>	5,64E-09	0,462295	3,21E-10	0,009938
FeOH <sup>+</sup> <sub>2</sub>	2,68E-10	0,021967	1,01E-08	0,312693
Fe+3	9,50E-15	0,000001	2,56E-12	0,000079
FeH <sub>2</sub> PO <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>2</sub>	1,21E-15	0,000000	1,15E-12	0,000036
FeHPO <sub>4</sub> <sup>+</sup>	5,09E-16	0,000000	6,14E-14	0,000002
FeSO <sub>4</sub> <sup>+</sup>	1,83E-16	0,000000	1,81E-12	0,000056
Fe <sub>2</sub> (OH) <sub>2</sub> <sup>+</sup> <sub>4</sub>	7,06E-18	0,000000	6,76E-15	0,000000
FeCl <sup>+</sup> <sub>2</sub>	3,04E-18	0,000000	2,22E-15	0,000000
Fe(SO <sub>4</sub> ) <sub>2</sub> <sup>-</sup>	2,00E-20	0,000000	4,87E-15	0,000000
Fe <sub>3</sub> (OH) <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>5</sub>	5,56E-21	0,000000	1,73E-17	0,000000
FeCl <sub>2</sub> <sup>+</sup>	3,51E-22	0,000000	6,31E-19	0,000000
FeHSO <sub>4</sub> <sup>+</sup> <sub>2</sub>	4,94E-23	0,000000	3,82E-18	0,000000
FeCl <sub>3</sub>	7,97E-28	0,000000	3,18E-24	0,000000

Двовалентне залізо у торф'янисто-глеєвих ґрунтах поширене, головним чином, як іон  $Fe^{+2}$  – 70,29 – 79,14% (від  $1,01e-06$  до  $5,17e-07$  моль/л). На

нього припадає порівняно велика частка від загального вмісту заліза, яке мігрує в ґрунтовому профілі. Зазначимо, що проби вод були відібрані з верхньої частини зони сатурації, тобто із зони потенціального домінування мобільних форм хімічних елементів. Велика частка також припадає на кислі карбонати заліза – максимально до 26,49% і карбонати заліза – до 2,94%.

Ґрунтові води дерново-глеєвих ґрунтів характеризуються значно більшим вмістом мобільної іонної форми  $\text{Fe}^{+2}$ . На них припадає більше 94% вмісту двовалентного заліза. У цих водах значно менше карбонатних форм двовалентного заліза. На кислі карбонати заліза припадає тільки 3-6%, а на карбонати заліза ще менше – 0,05-0,1%.

Тривалентне залізо характеризується відмінними тенденціями у розподілі його форм, порівняно з двовалентним. З-поміж домінантів зникає проста іонна форма  $\text{Fe}^{+3}$ , натомість головними стають  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ,  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  і  $\text{Fe}(\text{OH})_4^-$ . З огляду на сильну залежність форм тривалентного заліза від рН водного розчину, можна стверджувати, що у слабколужних водах торф'янисто-глеєвих ґрунтів практично рівні частки припадають на  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  і  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  – по 49-50%. Сумарно ці дві форми становлять понад 99,4% заліза (III). У слабокисломому середовищі дерново-глеєвих ґрунтів розподіл між формами  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  і  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  абсолютно відмінний і непропорційний. Домінуючою формою тривалентного заліза є  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  (від 83,94 до 89,47%), другою –  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (від 10,40 до 15,92%).

Величина індексу SI (saturation index – показник насичення вод мінеральними речовинами і газами) свідчить, що в межах заболочених ландшафтів КНП ґрунтові води забезпечують потенціальні можливості формування віваніту, сидериту, феррогідриту і гетиту. В свою чергу, води верхньої частини зони сатурації у нечисленних випадках перебувають у рівновазі із сидеритом і віванітом. Загалом в них переважає можливість розчинення кристалічних мінералів заліза та випадання в осад вторинного гетиту.

**Висновки.** У болотних ландшафтах Кампіноського національного парку спостерігаються сприятливі умови для водної міграції заліза у зв'язку з переважанням слабокислого середовища, помірних умов редокс і значною кількістю органічної субстанції, з якою залізо утворює численні комплексні форми.

Заболочені ландшафти характеризуються гіршими умовами для водної міграції заліза у порівнянні з болотними. Форми поширення заліза у ґрунтових водах меліорованих торф'янисто-глеєвих і дерново-глеєвих ґрунтів істотно відрізнялися.

У водах торф'янисто-глеєвих ґрунтів, багатих органічною субстанцією, основними формами поширення заліза є  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  (31,19% від загального вмісту),  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$  (30,78%) і  $\text{Fe}^{+2}$  (26,4%). У водах дерново-глеєвих ґрунтів домінує тільки одна форма –  $\text{Fe}(\text{OH})_2^+$ , на яку припадає 60,97% загального вмісту заліза. До другої відноситься  $\text{Fe}^{+2}$  (29,96%).

Встановлені відмінності у формах поширення заліза у двох досліджених середовищах зумовлені, головним чином, умовами рН. У слабокислих водах

дерново-глеєвих ґрунтів зростає частка гідроксидних форм тривалентного заліза за рахунок зменшення  $Fe^{+2}$ .

У болотних ландшафтах у залежності від фізико-хімічних умов середовища і наявності бактерій можуть формуватися відклади заліза (III), тобто болотні руди. Головною їх складовою є гетит, який найчастіше утворюється внаслідок перетворення метастабільного феррогідриту. У середовищах болотних рудах з низьким рН і Eh спостерігається підвищений вміст сидериту і вівіаніту.

Спосіб міграції заліза у вертикальному профілі тісно залежить від локальних умов і геохімічного характеру середовища. Мінеральний або мінерально-органічний характер поширення заліза залежить виключно від локальних умов депозиції середовища.

### Список літератури

1. Kaczorek D., Sommer M., 2003 – Micromorphology, chemistry, and mineralogy of bog iron ores from Poland. Catena vol. 54, s. 393–402. 2. Kloss M., 2006 - Wczoraj i dziś torfowiska Długie Bagno w Kampinoskim Parku Narodowym. Parki Narodowe 4, 14-16. 3. Konecka-Betley, K., 2003 - Gleby. W: Andrzejewski R. (red.) Przyroda Kampinoskiego Parku Narodowego, Kampinoski Park Narodowy, 97-134. 4. Kucharski L., Michalska-Hejduk D. 2003. Zbiorowiska lakowe i murawowe. [W:] Kampinoski Park Narodowy. tom I: 339-360. 5. Macioszczyk A., Dobrzynski D., 2002 – Hydrogeochemia strefy aktywnej wymiany wod podziemnych. Wyd. PWN, Warszawa. 6. Ratajczak T., Skoczylas J., 1999 – Polskie darniowe rudy zelaza. Wydawnictwo Instytutu Gospodarki Surowcami Mineralnymi i Energią, PAN, Krakow. 7. Stanton R.L., 1972 – Ore Petrology, McGraw Hill, New York. 8. Stumm W., Morgan J.J., 1996 – Aquatic Chemistry. Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters. John Wiley & Sons, Inc., New York. 9. Weronka A., 2009 – Wpływ warunkow srodowiska na powstawanie holocenskich zloz zelaza. Gospodarka Surowcami Mineralnymi, 25, 2: 23-36.

### Залізо у ґрунтових водах болотних ландшафтів

**Соловей Т.В.**

У болотних ландшафтах спостерігається висока рухливість заліза у зв'язку з домінуванням кислого глеєвого середовища та значною кількістю органічної субстанції. В Кампиноском національному парку (Польща) досліджені форми міграції заліза у водах заболочених меліорованих ґрунтів – дерново-глеєвих і торф'янисто-глеєвих. Встановлено, що основними формами водної міграції заліза в торф'янисто-глеєвих ґрунтах є  $Fe(OH)_3$  (31%),  $Fe(OH)_2^+$  (31%) і  $Fe^{+2}$  (26%). У водах дерново-глеєвих ґрунтів домінує тільки одна форма -  $Fe(OH)_2^+$ , яка складає біля 61% загально вмісту заліза. На кисневих бар'єрах тривалентного заліза осаджується, формує болотні руди. На території дослідження головними мінералами болотних руд є гетит, феррогідрит і сидерит.

**Ключові слова:** болотні ландшафти; форми водної міграції заліза; мінерали болотних руд.

### Железо в ґрунтовых водах болотных ландшафтов

**Соловей Т.В.**

В болотных ландшафтах наблюдается высокая подвижность железа в связи с доминированием кислой глеевой обстановки и значительным количеством органической субстанции. В Кампиносском национальном парке (Польша) исследованы формы миграции железа в водах заболоченных мелиорированных почв – дерново-глеевой и торфянисто-глеевой. Установлено, что основными формами водной миграции железа в торфянисто-

глеевой почве есть  $Fe(OH)_3$  (31%),  $Fe(OH)_2^+$  (31%) и  $Fe^{+2}$  (26%). В водах дерново-глеевых почв доминирует только одна форма -  $Fe(OH)_2^+$ , которая составляет около 61% общего содержания железа. На кислородных барьерах трехвалентное железо осаждается, формируя болотные руды. На территории исследования главными минералами болотных руд есть гетит, феррогидрит и сидерит.

**Ключевые слова:** болотные ландшафты; формы водной миграции железа; минералы болотных руд.

### **Iron in unconfined ground waters of wetlands landscape**

**Solovey T.V.**

*In the wetlands landscap is observed high migration of the iron in connection with domination acid gley environmental and organic matter. Were research forms of the iron in the water of swamping soil in the agricultural drainage areas (muckous and muck-like (humic arenosol) soils) – in the Kampinoski National Park (Poland). Were observed of main forms of water migration iron in the muck-like (humic arenosol) soil is:  $Fe(OH)_3$  (31%),  $Fe(OH)_2^+$  (31%) and  $Fe^{+2}$  (26%). In the water from the muckous (humic arenosol) soil was dominated form  $Fe(OH)_2^+$ , there form to contain 61% all iron. Bogs iron ore are precipitation on the oxygen barrier. In the research areas main minerals is goethyt, ferrihydrite and syderithe.*

**Keywords:** wetlands landscapes; forms of the iron in the water of swamping soil; bogs iron ore.

*Надійшла до редколегії 10.03.11*

УДК 556.114 (282.247.322)

**Морозова А.А.**

*Институт гидробиологии НАН Украины, г. Киев*

### **ОСОБЕННОСТИ ФОРМИРОВАНИЯ ГИДРОХИМИЧЕСКОГО РЕЖИМА р. ПРИПЯТЬ И ЕЕ ОСНОВНЫХ ПРАВОБЕРЕЖНЫХ ПРИТОКОВ В ЛЕТНЕ-ОСЕННИЙ ПЕРИОД**

**Ключевые слова:** р. Припять; правобережные притоки; гидрохимический режим; минерализация; биогенные вещества

Формирование химического состава воды р. Припять и ее основных притоков происходит в достаточно сложных природных условиях. Для территории Полесья характерно понижение зеркала грунтовых вод к долине Припяти, которая является основной естественной дренажной системой.

С одной стороны, химический состав рек, протекающих по заболоченной территории этого бассейна, в первую очередь зависит от состава грунтовых и напорных вод водоносных горизонтов. С другой стороны, в значительной степени он обусловлен особенностями гидрометеорологической ситуации в регионе и, в первую очередь, зависит от количества выпадающих осадков и величины испарения. Немаловажную роль в формировании сезонной изменчивости химического состава Припяти и ее основных правобережных притоков играет и гидрологический режим.

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

Именно, водный режим водотоков бассейна Припяти характеризуется следующими фазами – половодье, паводки и межень. Половодье формируется в весенний период, и его продолжительность составляет 3 – 3,5 месяца. Паводки в исследуемом регионе могут наблюдаться на протяжении всего года, но чаще всего в летний и осенний периоды. Межень на реках также может возникать на протяжении всего года, за исключением весны. Внутригодовое распределение водного стока Припяти характеризуется максимальными величинами весной (60-65%), на летне-осенний период приходится около 20% и на зимний 15% годового стока. В многоводные годы характер внутригодового распределения стока несколько меняется. Отмечается увеличение величины стока в летне-осенний и зимний периоды и уменьшается в весенний. Немаловажную роль в формировании сезонной динамики многих компонентов химического состава воды играют гидробионты.

Действуя в совокупности, эти факторы в полной мере определяют режим и динамику главных ионов и минерализации воды, а также биогенных веществ в воде р. Припять и ее основных правобережных притоков.

**Материал и методика исследований.** Работы по изучению закономерностей формирования гидрохимического режима р. Припять и ее правобережных притоков проводились в летне-осенний период 2010 гг. В зависимости от глубины водотока пробы воды для анализа отбирали батометром Рутнера с двух горизонтов (поверхностного и придонного) на глубоководных станциях и с поверхностного горизонта на мелководных. В ходе наблюдений исследовалась временная и пространственная изменчивость основных абиотических компонентов водной среды (режим и динамика главных ионов, биогенных веществ и величины рН).

Определение компонентного состава природной воды р. Припять и ее правобережных притоков проводилось по общепринятым в гидрохимических исследованиях методикам О.А. Алекина [1].

**Результаты исследований и их обсуждение.** Формирование химического состава воды основных правобережных притоков Припяти происходит в различных физико-географических условиях, что позволило разделить их условно на две группы. К первой группе можно отнести притоки, расположенные в северо-западной части бассейна, а именно, Словечна, Уборть, Ствига и Льва. Ко второй – северо-восточные притоки Горынь, Стырь, Простырь, Стоход и сама река Припять. Предлагаемое разделение, как показали исследования, небезосновательно и подтверждается полученными результатами.

Так, физико-географические особенности районов, наряду с различиями гидрологического режима соответствующих водотоков, в полной мере выявили существенные отличия в режиме и динамике, как *минерализации воды*, так и главных ионов. Это отразилось не только на величине минерализации воды, но и на ее пространственно-временной изменчивости. А именно, реки первой группы характеризуются минимальной величиной минерализацией воды, тогда как притоки второй группы, наоборот,

максимальными значениями. Так, в летний период минерализация воды притоков первой группы изменялась от 61,63 до 122,24 мг/дм<sup>2</sup>, а притоков второй группы варьировала от 281,56 до 424,9 мг/дм<sup>3</sup>. Абсолютный минимум минерализации воды отмечен в реках Ствига и Льва, соответственно 61,63 и 81,69 мг/дм<sup>3</sup>, характеризующихся высокой цветностью. Максимальными величинами минерализации воды выделялись рр. Стырь и Простырь – 417,08 и 424,9 мг/дм<sup>3</sup>, соответственно (Табл.1). Установлены и различия в сезонной динамике минерализации воды, которые выразились в следующем. С наступлением осеннего периода отмечалось постепенное нарастание минерализации воды в притоках первой группы и, наоборот, снижение в притоках второй группы. Так, практически вдвое увеличилась минерализация воды в притоках Словечна и Уборть. Вместе с тем, неизменной на протяжении всего периода наблюдений оставалась минерализация воды р. Горынь.

Как правило, снижение минерализации воды обусловлено, уменьшением содержания **гидрокарбонатных ионов**, что, очевидно, определяется изменением природных условий. А именно, в верхнем течении река протекает в пределах Украинского кристаллического щита, далее по мере продвижения водного потока, заболоченность территории возрастает (до 12%), что приводит к снижению величины рН водной среды [2]. Известно, что соотношение форм карбонатного равновесия определяет значение рН. При величине рН=6 лишь 28,5 % приходится на ионы НСО<sub>3</sub><sup>-</sup>, тогда как при рН=7 их доля возрастает до 80% [3]. Наблюдениями установлено, что изменение рН в р. Припяти и ее притоков находилось в прямой зависимости от изменения цветности воды, что, в свою очередь, повлияло на режим и динамику главных ионов и минерализацию воды Припяти и ее основных правобережных притоков. Так, в реках, с повышенной цветностью, содержание гидрокарбонатных ионов было мало и не превышало 50,8 мг/дм<sup>3</sup>, тогда как в реках с меньшей цветностью их содержание достигало 255,0 мг/дм<sup>3</sup> (см. табл. 1). Сезонная динамика содержания гидрокарбонатных ионов также в значительной степени зависела от изменения цветности воды. Снижение цветности воды в реках Уборть, Ствига и Льва в осенний период года определили повышение содержания гидрокарбонатных ионов. Тогда, как в остальных реках сезонная динамика содержания гидрокарбонатных ионов имела противоположную направленность.

Еще одним фактором, влияющим на изменение минерализации воды, наблюдаемое от лета к осени, является изменение содержания **сульфатных ионов**. Если в период летней межени их содержание в воде притоков изменялось в пределах от 21,0 до 72,96 мг/дм<sup>3</sup>, то с наступлением осеннего периода концентрация сульфатных ионов в большинстве притоков повышалась практически вдвое. Осенний период характеризовался более равномерным распределением сульфатных ионов в воде притоков, содержание которых варьировало от 27,84 мг/дм<sup>3</sup> до 68,16 мг/дм<sup>3</sup>. Следует отметить, что в таких притоках как Льва, Горынь и Простырь концентрация сульфатных ионов оставалась практически неизменной на протяжении всего



периода наблюдений. Наибольшее повышение содержания сульфатных ионов отмечалось в реках Словечна, Стоход и Припять (табл.1).

Подобная тенденция временной изменчивости характерна и для величины *общей жесткости* воды. В притоках с более высоким <sup>0</sup> цветности и меньшей минерализацией отмечено увеличение общей жесткости воды, а в притоках менее окрашенных и с большей минерализацией воды, наоборот, величина общей жесткости уменьшалась от лета к осени. В целом за период наблюдений величина жесткости воды в воде притоков изменялась в пределах от 0,72 до 5,04 мг-экв/дм<sup>3</sup>. Максимальные величины жесткости воды отмечалась в р. Стырь, а минимальные – в р. Ствига (табл.1).

Формирование режима и динамики *биогенных веществ* в воде Припяти и ее притоков обусловлено их поступлением в составе поверхностного стока с прилегающих территорий, который в свою очередь, зависит от водности года. Значительная заболоченность территории определяет повышенное содержание органического вещества в воде рек, в особенности гумусовых соединений. Присутствие их в воде в значительном количестве в полной мере обуславливает цветность воды, а также повышенные концентрации биогенных веществ, особенно общего железа и аммонийного азота, что является отличительной особенностью бассейна рек Припяти. Так, концентрация аммонийного азота в воде р. Припять и ее притоков изменялась в широких пределах от 0,315 до 1,7 мг N/дм<sup>3</sup>. Пределы колебаний содержания общего железа были еще более значимы и составили 0,107 – 2,175 мг/дм<sup>3</sup>

Проведенные исследования показали, что максимальные концентрации *аммонийного азота* наблюдаются в реках бассейна, как правило, в летний период при изменении гидрологических условий. Снижение уровня воды, наблюдаемое в период летней межени, очевидно, приводит к ухудшению состояния газового режима, в первую очередь, растворенного в воде кислорода, тем самым, способствуя поступлению биогенных элементов из донных отложений в воду. С наступлением фазы осеннего паводка концентрация NH<sub>4</sub><sup>+</sup> несколько снижаются, но остаются все же достаточно высокими. В летний период максимальное содержание аммонийного азота составляло 1,7 мг N/дм<sup>3</sup>, а осенью не превышало 0,655 мг N/дм<sup>3</sup>. Сезонная динамика содержания аммонийного азота нарушалась лишь в воде р. Стырь и Припять и, вероятно, была обусловлена гидробиологическим фактором. Временная изменчивость его содержания выражается не только максимумом концентраций, но и в более широких пределах их колебаний. Так в период летней межени, содержание NH<sub>4</sub><sup>+</sup> в воде рек изменялось в достаточно широких пределах от 0,335 до 1,700 мгN/дм<sup>3</sup>, а с наступлением осеннего паводка пределы колебаний концентрации аммонийного азота сужались – от 0,235 до 0,655 мгN/дм<sup>3</sup> (табл.1).

Показателем изменения экологической ситуации от лета к осени может служить сезонная изменчивость и других соединений азота, а именно нитритного (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>) и нитратного (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>). Анализ полученных данных показал, что, вероятно, изменение гидрологических условий, несколько улучшает

Таблица 1. Пределные и средние концентрации некоторых компонентов химического состава воды р. Припять и ее основных правобережных притоков в летне-осенний период 2010 г.

№ п/п	Река	$\text{HCO}_3^-$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\text{SO}_4^{2-}$ , мг/дм <sup>3</sup>	жесткость, мг-экв/дм <sup>3</sup>	$\Sigma$ , мг/дм <sup>3</sup>	$\text{NO}_3^-$ , мг N/дм <sup>3</sup>	$\text{NH}_4^{2+}$ , мг N/дм <sup>3</sup>	Fe, мг/дм <sup>3</sup>
1	Словечна	<u>48,7 - 65,8</u> 57,2	<u>38,40 - 55,7</u> 47,0	<u>1,44 - 1,71</u> 1,58	<u>122,2 - 190,2</u> 156,2	<u>0,035 - 0,250</u> 0,142	<u>0,235 - 0,635</u> 0,435	<u>0,300 - 1,024</u> 0,662
2	Уборть	<u>37,1 - 50,8</u> 44,0	<u>34,6 - 68,2</u> 51,4	<u>1,35 - 2,17</u> 1,76	<u>100,4 - 183,3</u> 141,8	<u>0,043 - 0,055</u> 0,049	<u>0,400 - 1,270</u> 0,835	<u>0,890 - 1,580</u> 1,235
3	Ствига	<u>16,2 - 15,0</u> 15,38	<u>21,0 - 32,6</u> 29,8	<u>0,72 - 1,08</u> 0,99	<u>61,6 - 75,1</u> 71,8	<u>0,038 - 0,060</u> 0,050	<u>0,655 - 1,700</u> 0,997	<u>1,042 - 2,175</u> 1,456
4	Льва	<u>20,9 - 38,9</u> 29,9	<u>30,7 - 37,4</u> 34,1	<u>1,08 - 1,33</u> 1,21	<u>81,7 - 126,9</u> 104,3	<u>0,042 - 0,064</u> 0,053	<u>0,550 - 1,270</u> 0,910	<u>1,335 - 2,175</u> 1,755
5	Горинь	<u>149,5 - 169,2</u> 159,3	<u>34,6 - 37,4</u> 36,0	<u>3,25 - 3,78</u> 3,52	<u>270,9 - 281,6</u> 276,2	<u>0,021 - 0,043</u> 0,032	<u>0,380 - 0,400</u> 0,390	<u>0,137 - 0,267</u> 0,202
6	Стир	<u>176,3 - 236,4</u> 206,4	<u>53,8 - 73,0</u> 63,4	<u>3,96 - 5,04</u> 4,5	<u>343,4 - 417,1</u> 380,2	<u>0,036 - 0,054</u> 0,045	<u>0,335 - 0,435</u> 0,385	<u>0,090 - 0,107</u> 0,099
7	Простирь	<u>197,3 - 255,0</u> 226,1	<u>51,8 - 59,5</u> 55,7	<u>4,34 - 4,86</u> 4,6	<u>371,3 - 424,9</u> 398,1	<u>0,031 - 0,048</u> 0,039	<u>0,315 - 0,380</u> 0,348	<u>0,075</u> 0,075
8	Стоход	<u>122,6 - 194,7</u> 158,6	<u>26,9 - 53,8</u> 40,3	<u>3,09 - 3,69</u> 3,39	<u>260,6 - 304,8</u> 282,7	<u>0,021 - 0,044</u> 0,033	<u>0,400 - 0,425</u> 0,413	<u>0,075 - 0,090</u> 0,083
9	Припять	<u>122,6 - 190,1</u> 156,3	<u>21,1 - 40,3</u> 30,7	<u>2,75 - 3,69</u> 3,22	<u>255,8 - 297,6</u> 276,7	<u>0,039 - 0,048</u> 0,043	<u>0,460 - 0,550</u> 0,505	<u>0,170 - 0,185</u> 0,178
10	Канал Хабарище	<u>137,5 - 241,1</u> 189,3	<u>27,8 - 34,6</u> 31,2	<u>3,09 - 4,05</u> 3,57	<u>242,5 - 389,8</u> 316,2	<u>0,051 - 0,053</u> 0,052	<u>0,360 - 0,425</u> 0,393	<u>0,107 - 0,120</u> 0,114

Примечание: над чертой – предельные значения, под чертой – средние

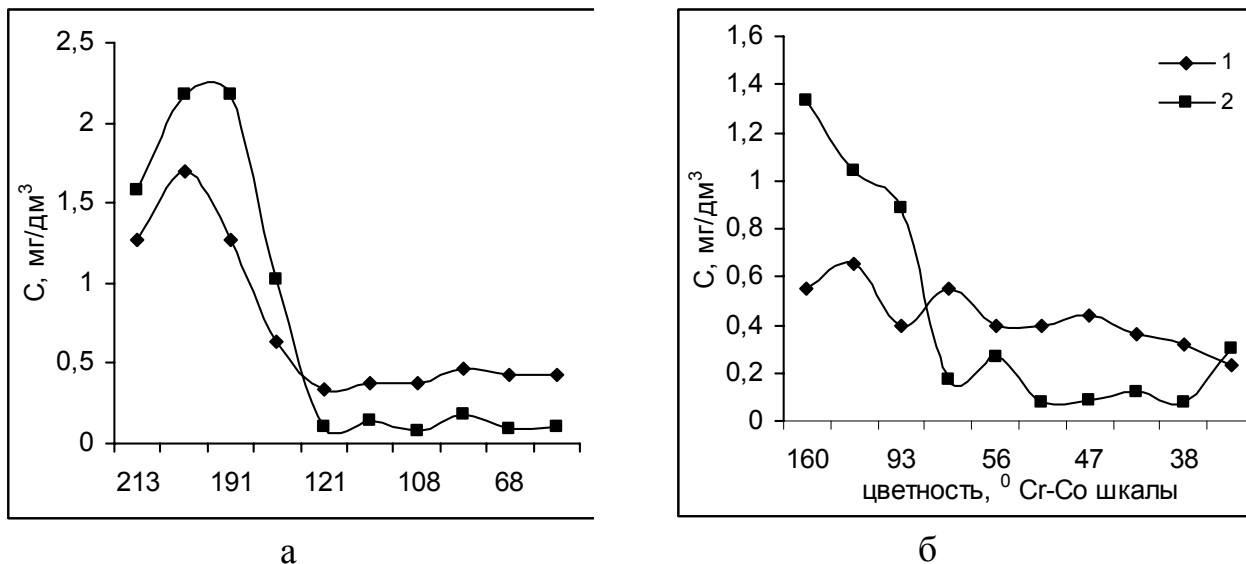
состояние газового режима в большинстве притоков Припяти. Известно, что ионы аммония усваиваются растениями при процессе фотосинтеза и при наличии кислорода в присутствии бактерий могут окисляться, переходя в нитритные и нитратные соединения азота. Наши наблюдения показали, что в большинстве притоков отмечается увеличение содержания нитратной и нитритной форм азота (см. табл.1). В то же время для экосистемы самой Припяти характерно достаточно равномерное временное распределение этих двух форм азота. Снижение от лета к осени концентрации нитратной формы отмечено лишь в воде реки Стоход.

**Железо** является еще одним биогенным элементом, содержание которого в реках бассейна высоко. Изменчивость содержания общего железа имела ту же направленность, что и динамика содержания аммонийного азота. Характерной особенностью сезонного распределения содержания общего железа являются максимальные концентрации в летний период с постепенным значительным снижением осенью. При этом летний максимум содержания общего железа за исследуемый период составил  $2,175 \text{ мг/дм}^3$ , а осенний не превышал  $1,042 \text{ мг/дм}^3$ . Лишь в воде р. Горынь наблюдалась противоположная картина (табл.1). Как правило, повышенные концентрации железа наблюдались в притоках с высокой цветностью воды – Льва, Ствига и Уборть. В воде остальных притоков Припяти содержание общего железа, как правило, не превышало  $0,635 \text{ мг/дм}^3$  в летний период и  $0,300 \text{ мг/дм}^3$  в осенний.

Проведенные исследования показали, что концентрация **фосфат-ионов** в меньшей степени зависит от содержания органического вещества, в частности от концентрации гумусовых веществ. Содержание фосфат-ионов в воде рек бассейна было невысоким и изменялось в незначительных пределах, варьируя от  $0,007$  до  $0,132 \text{ мг P/дм}^3$ . Характер сезонного распределения концентрации фосфат-ионов был аналогичен сезонной динамике аммонийного азота и общего железа с максимумом в летний период. Максимальное содержание фосфат-ионов наблюдалось в воде р. Горынь, для экосистемы которой характерно накопление фосфат-ионов от лета к осени (см. табл.1).

Анализ полученных данных показал наличие прямой зависимости содержания аммонийного азота и общего железа от  $^0$  цветности воды (по данным Жежери В.А.)

Как правило, повышенные концентрации этих биогенных элементов наблюдались в реках, цветность которых была более высокой (реки Уборть, Ствига, Льва). При этом установлено наличие четко выраженной широтной изменчивости не только цветности воды, но и концентрации биогенных веществ (рис. 1 а,б). Подобная зависимость сохранялась на протяжении всего периода наблюдений.



**Рис. 1. Пространственно-временная изменчивость содержания аммонийного азота (1) и общего железа (2) в реках бассейна Припяти в зависимости от цветности воды в летний (а) и осенний (б) периоды 2010 г.**

**Выводы.** Таким образом, формирование химического состава рек бассейна Припяти происходит в сложных условиях. Значительная заболоченность территории определяет повышенное содержание органического вещества в воде рек, в особенности гумусовых соединений. Присутствие их в воде в значительном количестве в полной мере обуславливает цветность воды.

Это в значительной степени определяет не только режим и динамику главных ионов и минерализации воды, но и, в значительной степени, определяет повышенные концентрации биогенных веществ, особенно общего железа и аммонийного азота, что является отличительной особенностью бассейна рек Припяти.

#### Список литературы

1. *Алекин О.А.* Руководство по химическому анализу вод суши / О.А. Алекин – Л. : Гидрометеоздат, 1973. – 270 с. 2. *Майстренко Ю.Г.* Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины (Бассейны Днестра и Дуная) / Ю.Г.Майстренко – К.: Наук. думка, 1965. – 240 с. 3. *Алекин О.А.* Основы гидрохимии / О.А.Алекин. – Л. : Гидрометеорологическое изд-во, 1970. – 444 с.

#### Особливості формування гідрохімічного режиму р. Прип'ять та її основних правобережних притоків в літньо-осінній період

*Морозова А.О.*

*В роботі наведено результати натурних досліджень гідрохімічного режиму р. Прип'ять та її головних правобережних притоків в літньо-осінній період 2010 р. Встановлено фактори формування та закономірності розподілу головних компонентів іонного складу, мінералізації води та біогенних речовин в просторово-часовому аспекті.*

**Ключові слова:** *р. Прип'ять; правобережні притоки; гідрохімічний режим; мінералізація; біогенні речовини.*

**Особенности формирования гидрохимического режима р. Припять и ее основных правобережных притоков в летне-осенний период**

**Морозова А.А.**

*В работе представлены результаты натурных исследований гидрохимического режима р. Припять и ее основных правобережных притоков в летне-осенний период 2010 г. Установлены факторы формирования и закономерности распределения главных компонентов ионного состава, минерализации воды и биогенных веществ в пространственно-временном аспекте.*

**Ключевые слова:** р. Припять; правобережные притоки; гидрохимический режим; минерализация; биогенные вещества.

**The features of forming of the hydrochemical regime Prip'yat' and it basic right-bank branch in a summer-autumn period**

**Morozova A.O.**

*The results of model researches of the hydrochemical regime river Prip'yat' and it main right-bank branch in the summer-autumn period in 2010 are presented. The factors of forming regime and conformity to law of distributing of main components of ionic composition, mineralization of water, and biogenic components, are set in a spatio-temporal aspect.*

**Keywords:** river Prip'yat; main right-bank branch; hydrochemical regime; mineralization; biogenic components.

**Надійшла до редколегії 25.02.11**

УДК 591.524.12 : 574.3 (285.33)

**Пашкова О.В.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

**ВНУТРІШНЬОСЕЗОННА ТА ВНУТРІШНЬОДОБОВА ДИНАМІКА  
ПЕЛАГІЧНОГО ЗООПЛАНКТОНУ У ВЕРХНІЙ ЧАСТИНІ  
КАНІВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

*Ключові слова:* зоопланктон; водосховище; видовий склад; кількісна структура; часова динаміка.

**Вступ.** Як відомо, дослідженням дрібномасштабної часової динаміки пелагічного зоопланктону завжди приділялось недостатньо уваги [1, 3, 4, 6, 7]. У той же час вивчення внутрішньосезонних коливань розвитку зоопланктону може пролити світло на механізми міжрічної динаміки, а внутрішньодобових змін – на стан угруповання в умовах техногенного добового регулювання режиму водойми.

**Матеріал і методика досліджень.** Одним з факторів водного режиму верхньої частини Канівського водосховища є регулярні, двічі на добу (зранку та ввечері), скиди води через греблю вищерозташованого Київського водосховища – так звані попуски. При цьому виникають прямі довгі попускові хвилі, які спричинюють коливання рівня води та зміну швидкості течії [5].

Матеріалом для дослідження часової динаміки пелагічного зоопланктону верхньої частини Канівського водосховища у внутрішньосезонному аспекті послуговували матеріали, які збирались кожні п'ятнадцять днів впродовж всього літа (червень–вересень) на станції русла поруч з Оболонською затокою (2002 р.) і в нижній частині цієї затоки (1999 р.). Для дослідження внутрішньодобової динаміки проби відбирались влітку 5 разів на добу на станції русла в районі Московського мосту (2003 і 2004 рр.) і 3 рази на добу – в нижній частині затоки Собаче гирло (2001 р.). Проби відбирались, зафіксувались і опрацьовувались за загальноприйнятими гідробіологічними методиками [2].

**Результати досліджень і їх обговорення.** На русловій станції поруч з Оболонською затокою загальна кількість видів зоопланктону водосховища на протязі літа змінювалась в досить великому інтервалі – від 19 до 32, серед яких кількість видів коловерток (*Rotatoria*) – від 8 до 15, гіллястовусих ракоподібних (*Cladocera*) – від 5 до 11 і веслоногих (*Copepoda*) від 3 до 9. Також тут постійно були в наявності личинки деяких двостулкових

молюсків, зокрема, велігери дрісен. Видова схожість (за Жакаром) між угрупованнями в різні відрізки (п'ятнадцятиденки) літа була невисокою – відповідний індекс дорівнював у середньому 40 (коливаючись від 28 до 56). На станції в нижній частині Оболонської затоки видове багатство також відчутно варіювало – від 19 до 39 видів, в тому числі коловертки було 6–19 видів, гіллястовусих ракоподібних – 3–10 і веслоногих – 6–11. Але на цій станції індекс Жакара був більшим, ніж на попередній, складаючи в середньому 51 (від 33 до 71), тобто в затоці якісні зміни видового складу угруповання в цілому протягом одного і того ж сезону року були меншими, ніж в руслі.

В складі домінуючих комплексів видів зоопланктону відбувались ще серйозніші зміни, і знову на руслі їх масштаб був набагато більшим, ніж у затоці. Так, на першій станції індекс Жакара був дуже малим – складав у середньому 18 (змінюючись дуже сильно – від 0 до 67, тобто в різні декади літа види-домінанти та види-субдомінанти були або одними і тими ж самими, або зовсім різними). Зате на другій станції фауністична подібність домінуючих видів була досить помітною (індекс схожості складав у середньому 42, варіюючи від 25 до 67) (табл. 1).

Крім того, видів-еdifікаторів, які утворюють першу пару домінантів, на руслі було 10 (тобто протягом короткого часу вони часто змінювались): *Euchlanis dilatata*, *Brachionus calyciflorus*, *Moina micrura*, *Chydorus sphaericus*, *Bosmina longirostris*, *Evadne trigona*, *Corniger maeoticus*, *Eurytemora velox*, *Heterocope caspia* і *Acanthocyclops americanus*, а в затоці – всього лише 6: *B. calyciflorus*, *Daphnia cucullata*, *Bosmina coregoni*, *Ch. sphaericus*, *A. americanus* і *Mesocyclops leuckarti*.

Загальні чисельність і біомаса пелагічного зоопланктону на обох станціях протягом розглядуваного сезону року коливались в дуже широких межах, складаючи на руслі в різні п'ятнадцятиденки літа 33,7–239,3 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,158–4,904 г/м<sup>3</sup> (різниця за першим параметром дорівнювала 7, за другим – 30 разів), а в затоці – 55,4–1146,5 тис. екз/м<sup>3</sup> і 0,587–13,216 г/м<sup>3</sup> (20 разів за обома характеристиками) (табл. 2).

Про це також свідчать великі значення коефіцієнту варіації та відносної похибки середньої арифметичної цих характеристик, які складали, зокрема за біомасою, 133 і 50 відповідно на першій і 80 і 30 – на другій станції. Відносно кількісної структури, то на русловій станції вона часто змінювалась – серед основних систематичних груп за біомасою панували або представники Cladocera (складаючи (47–72%) (4 рази за літо), або Rotatoria (74–87%) (2 рази), або Copepoda (80%) (1 раз) (рис. 1). На станції ж у затоці переважаючою таксономічною групою все літо незмінно були веслоногі ракоподібні (складаючи 62–94% біомаси).

Таким чином, протягом одного і того ж сезону року в пелагічному зоопланктоні верхньої частини Канівського водосховища всюди відбувались такі суттєві якісні та кількісні зміни (особливо різкі на русловій станції), які можна порівняти хіба що з такими в міжсезонному аспекті. Разом з тим, надто різких коливань температури води не відмічалось (в 1999 р. вона

складала 21,0–26,5, в 2002 р. – 20,0–24,0° С). До того ж кореляції між її величинами та рівнем розвитку зоопланктону не було зареєстровано.

Таблиця 1. Домінуючі комплекси видів зоопланктону на різних станціях верхньої частини Канівського водосховища в різні п'ятнадцятиденки літа

Русло (2002 р.)							
Види	12.06.	26.06.	10.07.	24.07.	7.08.	21.08.	11.09.
<i>Asplanchna priodonta</i>		+		+			
<i>Euchlanis dilatata</i>	+	+			+	+	+
<i>Brachionus quadridentatus</i>						+	
<i>B. calyciflorus</i>	+		+			+	
<i>B. angularis</i>					+		
<i>Daphnia cucullata</i>			+	+			
<i>Moina micrura</i>				+			
<i>Pleuroxus aduncus</i>					+		
<i>Chydorus sphaericus</i>			+		+		
<i>Bosmina longirostris</i>	+					+	+
<i>B. coregoni</i>			+	+			+
<i>Evadne trigona</i>							+
<i>Corniger maeoticus</i>		+					
<i>Eurytemora velox</i>	+	+				+	
<i>Heterocope caspia</i>		+	+	+			
<i>Acanthocyclops americanus</i>					+		+
<i>Thermocyclops oithonoides</i>	+						
Затока (1999 р.)							
Види	17.06.	1.07.	14.07.	28.07.	12.08.	26.08.	9.09.
<i>Synchaeta</i> sp.					+		
<i>B. calyciflorus</i>					+		
<i>Keratella quadrata</i>	+						
<i>Daphnia longispina</i>			+	+			
<i>D. cucullata</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Ch. sphaericus</i>				+			+
<i>B. coregoni</i>			+	+		+	+
<i>E. velox</i>		+			+	+	+
<i>Eucyclops serrulatus</i>	+						
<i>A. americanus</i>	+	+	+	+	+	+	+
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	+	+	+				
<i>Thermocyclops crassus</i>		+				+	



Таблиця 2. Кількісні характеристики зоопланкtonу на різних станціях в різні п'ятнадцятиденки літа (тут і в табл. 3: над ризикою – чисельність, тис. екз/м<sup>3</sup>, під ризикою – біомаса, г/м<sup>3</sup>)

П'ятнадцяти-денки літа	Rotatoria	Cladocera	Copepoda	Larvae Mol-lusca	Разом
	Русло (2002 г.)				
12.06.	<u>19,4</u> 0,065	<u>1,9</u> 0,020	<u>12,3</u> 0,342	<u>0,1</u> < 0,001	<u>33,7</u> 0,427
26.06.	<u>39,5</u> 0,179	<u>23,5</u> 1,117	<u>19,7</u> 0,422	<u>1,6</u> 0,005	<u>84,3</u> 1,723
10.07.	<u>24,8</u> 0,049	<u>4,1</u> 0,074	<u>4,0</u> 0,032	<u>1,0</u> 0,003	<u>33,9</u> 0,158
24.07.	<u>30,0</u> 0,104	<u>54,0</u> 3,0	<u>77,0</u> 1,790	<u>3,4</u> 0,010	<u>164,4</u> 4,904
7.08.	<u>228,2</u> 0,438	<u>0,9</u> 0,017	<u>4,2</u> 0,031	<u>6,0</u> 0,018	<u>239,3</u> 0,504
21.08.	<u>109,2</u> 0,228	<u>3,2</u> 0,035	<u>4,8</u> 0,046	<u>0,1</u> < 0,001	<u>117,3</u> 0,309
11.09.	<u>27,2</u> 0,040	<u>16,0</u> 0,232	<u>3,9</u> 0,045	<u>2,8</u> 0,008	<u>49,9</u> 0,325
	Загока (1999 р.)				
17.06.	<u>32,5</u> 0,013	<u>1,0</u> 0,029	<u>41,9</u> 0,419	<u>42,0</u> 0,126	<u>117,4</u> 0,587
1.07.	<u>22,0</u> 0,009	<u>13,9</u> 0,773	<u>384,9</u> 12,425	<u>3,0</u> 0,009	<u>423,8</u> 13,216
14.07.	<u>4,2</u> 0,003	<u>115,0</u> 3,724	<u>150,0</u> 7,244	<u>16,0</u> 0,048	<u>285,2</u> 11,019
28.07.	<u>55,5</u> 0,023	<u>111,8</u> 3,086	<u>193,6</u> 5,425	<u>54,0</u> 0,162	<u>414,9</u> 8,696
12.08.	<u>791,4</u> 0,596	<u>9,3</u> 0,410	<u>343,8</u> 2,556	<u>2,0</u> 0,006	<u>1146,5</u> 3,568
26.08.	<u>83,9</u> 0,021	<u>20,8</u> 0,648	<u>98,0</u> 1,666	<u>0</u> 0	<u>202,7</u> 2,335
9.09.	<u>0,8</u> < 0,001	<u>25,2</u> 0,482	<u>28,1</u> 1,097	<u>1,3</u> 0,004	<u>55,4</u> 1,583

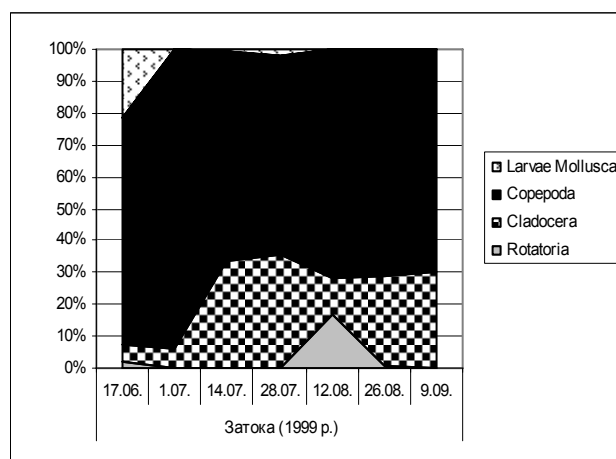
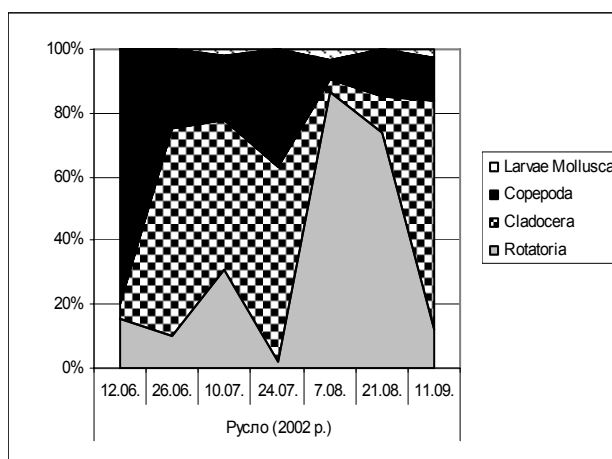


Рис. 1. Співвідношення (за біомасою) таксонів зоопланкtonу на руслі та в Оболонській затоці в різні п'ятнадцятиденки літа

На русловій станції в районі Московського мосту на протязі доби якісні та кількісні зміни в зоопланктоні водосховища в обидва роки проведення спостережень були майже відсутні. Видова спільність була дуже високою – індекс Жакара за загальним складом дорівнював в середньому 65 в перший і 66 – в другий рік (від 52 до 82) і 69 і 80 відповідно – за домінуючими видами (43–100). Зокрема, видами-ефікаторами в першому випадку були *Daphnia longispina*, *D. cucullata*, *B. coregoni* і *A. americanus*, в другому – *D. longispina* і *D. cucullata*.

Дуже подібними весь час були і загальні чисельність і біомаса зоопланктону, різниця між найбільшими та найменшими величинами яких складала лише 2–3,5 рази, що не принципово (табл. 3).

Таблиця 3. Кількісні характеристики зоопланктону на різних станціях влітку в різний час доби

Час доби	Rotatoria	Cladocera	Copepoda	Larvae Mol-lusca	Разом
<b>Русло (2003 г.)</b>					
10 год.	<u>35,8</u> 0,067	<u>62,2</u> 2,842	<u>26,8</u> 0,776	<u>656,0</u> 1,968	<u>780,8</u> 5,653
12 год.	<u>7,2</u> 0,013	<u>46,7</u> 1,648	<u>7,4</u> 0,121	<u>744,0</u> 2,232	<u>805,3</u> 4,014
14 год.	<u>98,8</u> 0,548	<u>53,8</u> 1,654	<u>30,0</u> 0,516	<u>100,0</u> 0,300	<u>282,6</u> 3,018
16 год.	<u>13,2</u> 0,047	<u>120,0</u> 6,166	<u>30,3</u> 0,755	<u>56,0</u> 0,168	<u>219,5</u> 7,136
18 год.	<u>22,2</u> 0,028	<u>128,8</u> 5,847	<u>1,5</u> 0,073	<u>388,0</u> 1,164	<u>540,5</u> 7,112
<b>Русло (2004 г.)</b>					
10 год.	<u>2,0</u> 0,004	<u>1583,2</u> 93,792	<u>7,2</u> 0,143	<u>2,2</u> 0,007	<u>1594,6</u> 93,946
12 год.	<u>38,0</u> 0,076	<u>1379,4</u> 79,484	<u>35,6</u> 3,066	<u>18,0</u> 0,054	<u>1471,0</u> 82,680
14 год.	<u>39,8</u> 0,073	<u>2794,8</u> 161,682	<u>117,6</u> 7,168	<u>100,0</u> 0,300	<u>3052,2</u> 169,223
16 год.	<u>20,2</u> 0,041	<u>1605,0</u> 92,824	<u>37,8</u> 3,172	<u>48,0</u> 0,144	<u>1711,0</u> 96,181
18 год.	<u>45,4</u> 0,091	<u>1527,0</u> 88,078	<u>26,4</u> 2,009	<u>12,0</u> 0,036	<u>1610,8</u> 90,214
<b>Затока (2001 р.)</b>					
9 год.	<u>30,5</u> 0,183	<u>6,4</u> 0,200	<u>25,0</u> 0,134	<u>0,9</u> 0,003	<u>62,8</u> 0,520
15 год.	<u>29,0</u> 0,103	<u>14,4</u> 0,530	<u>38,7</u> 0,220	<u>0</u> 0	<u>82,1</u> 0,853
17 год.	<u>100,0</u> 0,309	<u>17,8</u> 0,387	<u>23,1</u> 0,163	<u>0</u> 0	<u>140,9</u> 0,859

Відповідно малими були значення коефіцієнту варіації та відносної похибки цих показників, які складала за біомасою в перший рік 30 і 13 відповідно і 31 і 14 – в другий. Кількісна структура також була схожою,

особливо в другий, дуже багатий зоопланктоном, рік, – серед основних таксонів майже весь час за біомасою домінували гіллястовусі ракоподібні, складаючи 41–100%, і тільки один раз до них приєднались велігери дрісен (56%) (рис. 2).

На станції в нижній частині затоки Собаче гирло добові якісні та кількісні зміни в зоопланктоні були ще меншими, ніж на руслі. Індекси видової схожості і за загальним складом, і за домінуючими видами були досить великими, складаючи в середньому 46 (від 40 до 51) і 51 (43–67) відповідно. Видами-едифікаторами були *Asplanchna sieboldi* і *D. cucullata*.

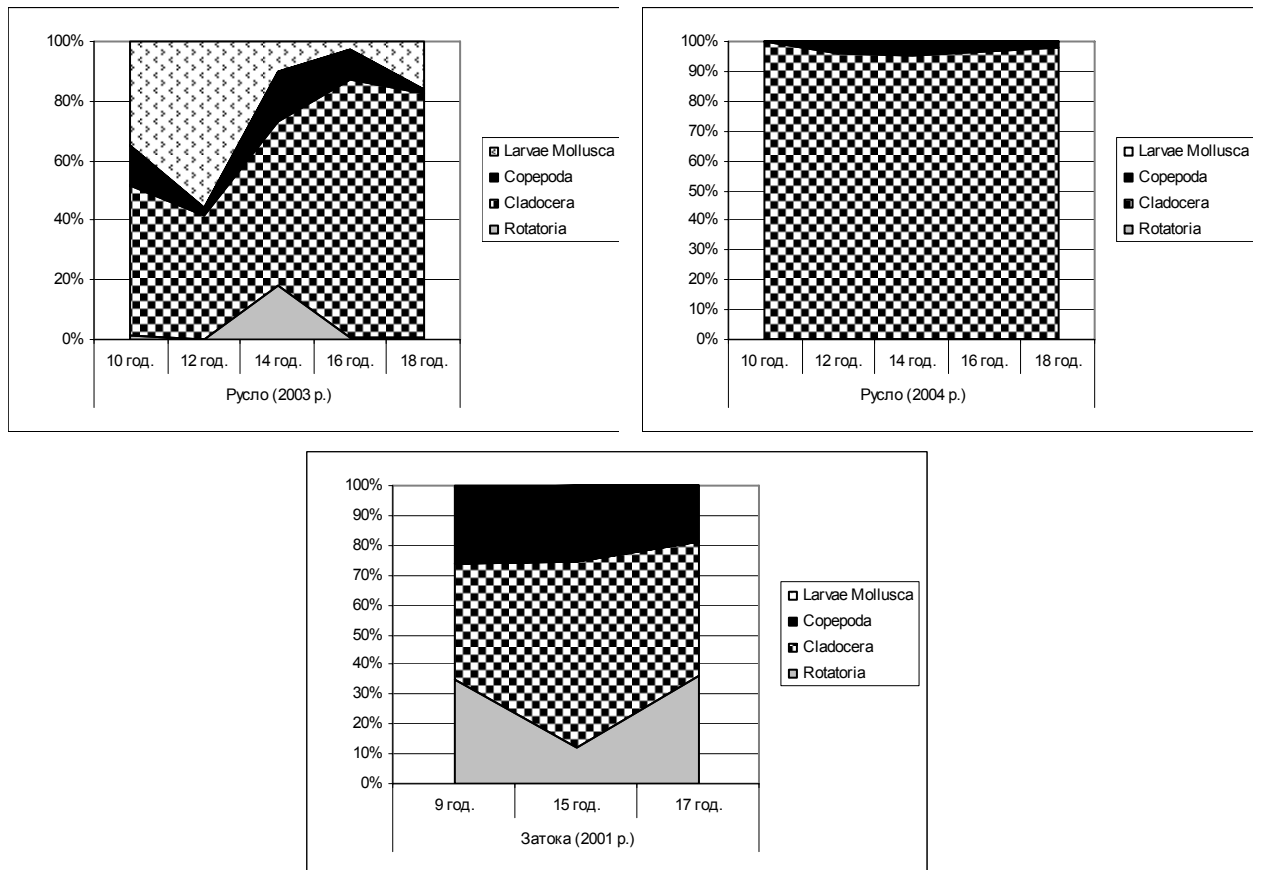


Рис. 2. Співвідношення (за біомасою) таксонів зоопланктону на руслі та в затоці Собаче гирло влітку в різний час доби

Різниця між максимальними та мінімальними величинами кількісних показників була мізерною – 1,5–2 рази. Значення коефіцієнту варіації та відносної похибки біомаси були дуже малі, складаючи 21 і 12 відповідно. За структурою угруповання весь час залишалось кладоцерно-ротаторним (ці таксони склали 38–62% і 12–36% біомаси відповідно).

Отже, незважаючи на спричинювані попусками коливання рівня води та зміну швидкості течії, якісні та кількісні зміни в пелагічному зоопланктоні верхньої частини Канівського водосховища протягом доби були незначними.

**Висновок.** Протягом літнього сезону в пелагічному зоопланктоні верхньої частини Канівського водосховища відбувались дуже суттєві якісні та кількісні зміни, які при цьому не корелювали з величинами температури

води. Виходячи з сучасних поглядів, це можна пояснити зумовленими виключно внутрішніми факторами нерегулярними осциляціями кількості окремих видів в планктонних угрупованнях. В той же час зміни в зоопланктоні протягом доби, незважаючи на спричинювані попусками коливання рівня води та швидкості течії, були незначними, що є наслідком того, що при цьому товща води як місцеперебування залишається порівняно сталою.

#### Список літератури

1. Лазарева В.И. Структура и динамика зоопланктона Рыбинского водохранилища / В.И. Лазарева. – М. : Тов-во науч. изд. КМК, 2010. – 184 с. 2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К. : ЛОГОС, 2006. – 408 с. 3. Пащикова О.В. Прибережний зоопланктон у верхній частині Канівського водосховища та його внутрішньодобова динаміка / О.В. Пащикова // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 191–196. 4. Столбунова В.Н. Характеристика зоопланктонного сообщества Волжского плеса Рыбинского водохранилища: сезонная динамика / В.Н. Столбунова // Биология внутр. вод. – 2003. – № 3. – С. 67–71. 5. Тимченко В.М. Экологические аспекты водного режима Киевского участка Каневского водохранилища / В.М. Тимченко, С.С. Дубняк // Гидробиол. журн. – 2000. – 36, № 3. – С. 57–67. 6. Avinski V. Seasonal succession of zooplankton of Lake Ladoga / V. Avinski, V. Rahkova-Sorsa, M. Viljanen // SIL: Book of Abstracts of 29 Congress, Lahti, Finland. – 2004. – P. 269. 7. Huisman J. Biodiversity of plankton by species oscillations and chaos / J. Huisman, F.J. Weissing // Nature (Gr. Brit.). – 1999. – 402, № 6760. – P. 407–410.

#### **Внутрішньосезонна та внутрішньодобова динаміка пелагічного зоопланктону у верхній частині Канівського водосховища**

**Пащикова О.В.**

*Встановлено, що на протязі літнього сезону в зоопланктоні Канівського водосховища відбуваються дуже суттєві якісні та кількісні зміни, які можна пояснити нерегулярними осциляціями кількості окремих видів. В той же час зміни в зоопланктоні протягом доби, незважаючи на спричинювані попусками коливання рівня води та швидкості течії, є незначними, що є наслідком порівняної сталості товщі води як місцеперебування.*

**Ключові слова:** зоопланктон; водосховище; видовий склад; кількісна структура; часова динаміка.

#### **Внутрисезонная и внутрисуточная динамика пелагического зоопланктона в верхней части Каневского водохранилища**

**Пащикова О.В.**

*Установлено, что на протяжении летнего сезона в зоопланктоне Каневского водохранилища происходят очень существенные качественные и количественные изменения, которые можно объяснить нерегулярными осцилляциями количества отдельных видов. В то же время изменения в зоопланктоне в течение суток, несмотря на вызываемые попусками колебания уровня воды и скорости течения, являются незначительными, что есть следствием сравнительной устойчивости толщи воды как местообитания.*

**Ключевые слова:** зоопланктон; водохранилище; видовой состав; количественная структура; временная динамика.

## **Inseasonal and indaily dynamics of pelagic zooplankton at the upper part of Kanev Reservoir**

*Pashkova O.V.*

*It is established, that during the summer season in zooplankton of the Kanev Reservoir very significant qualitative and quantitative changes, which may be explained by irregular oscillation of separate species abundance, are happening. At the same time zooplankton changes during the day, in spite of caused by flow shifting of water level and current speed, are slight. It is consequence of the comparative stability of water masses as location.*

**Keywords:** *zooplankton; Reservoir; species composition; quantitative structure; temporal dynamics.*

*Надійшла до редколегії 28.02.11*

УДК 554.114.2:551.553(285.33)

**Плігін Ю.В., Беляєв В.В., Каленіченко К.П., Матчинська С.Ф., Железняк Н.І., Короткевич Т.М.**

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

## **ВПЛИВ ГОСТРОЇ ГІПОКСІЇ НА СТАН МАКРОЗООБЕНТОСУ КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ВЗИМКУ 2009–2010 рр.**

**Ключові слова:** *Київське водосховище; гіпоксія; макрозообентос; дрейсена; понто-каспійська фауна.*

**Вступ.** Серед багатьох чинників абіотичної природи на якісний склад та кількісний розвиток різних компонентів біоти водойм впливають гідрометеорологічні фактори. Найбільший вплив на гідробіонтів, зокрема водних безхребетних, які є пойкилотермними організмами, справляє термічний режим водойм. Сезонний хід температури води визначає строки льодоставу, температурної стратифікації, або гомотермії, у водоймах, які, в свою чергу, обумовлюють гідрохімічний, зокрема газовий режим водних мас. Протягом суворих зим із стійким льодоставом майже припиняється фотосинтез малочисельним фітопланктоном, відсутня атмосферна інвазія кисню, притоки несуть у водосховища та озера збіднені на кисень води, сформовані переважно підземним стоком. У той же час розчинений кисень витрачається мікроорганізмами, тваринним населенням, поглинається донними відкладами. За таких умов у водоймах формується більш-менш значний дефіцит кисню, що періодично призводить до масової загибелі оксифільних риб та донних безхребетних.

**Актуальність проблеми.** Досить часто явище гострої гіпоксії спостерігається у верхньому водосховищі Дніпровського каскаду – Київському. Так, взимку 1986–1987 рр. протягом тривалого льодоставу розвився дефіцит кисню, через що на величезних площах загинули популяції

дрейсен і асоційованих з ними вищих ракоподібних, які частково відновилися лише у 1988 р. Взимку 2009–2010 рр. внаслідок довготривалого льодоставу також розвинулася гіпоксія, яка ускладнилася через безсистемне зниження рівня води.

Наслідком такої екстремальної ситуації могла бути загибель оксифільних безхребетних і риб, що завдає значної шкоди екосистемі водосховища щодо зниження рівня біорізноманіття, кількісного розвитку гідробіонтів, її самоочисної здатності.

**Метою** даної роботи є аналіз наслідків впливу гострої гіпоксії на макрозообентос Київського водосховища і верхньої частини Канівського на тлі динаміки кисневого режиму у 2010 р. та виклад рекомендацій щодо обмеження негативного впливу цього явища на біоту водосховищ.

**Матеріали та методи досліджень.** У 2010 р. дослідження макрозообентосу проводилися на акваторії Київського водосховища у березні (нижня частина) та вересні (за стандартною сіткою станцій); у верхній частині Канівського – в липні та вересні. У листопаді досліджувалося обростання залізобетонних блоків у нижній частині Київського водосховища. Збір обростання проводився із використанням гідробіологічного шкребка. Проби макрозообентосу відбиралися дночерпаком ДЧС-250, промивалися через млинове сито № 22 та фіксувалися 10% розчином формальдегіду (крім зимових). Камеральна обробка виконана згідно відповідних посібників. Визначення концентрації розчиненого кисню проводилося за методикою Вінклера [6]. Особлива увага приділялась аналізу стану популяцій моллюсків. У пробах знаходились як живі, так і численні черепашки відмерлих особин. Останні ми розділили на дві досить умовні групи: 1) *субфосильні* – черепашки і окремі стулки без періостракуму із значними слідами ерозії; 2) *рецентні* – моллюски із закритими стулками або кришечкою, природним кольором періостракуму [8]. До другої групи були віднесені особини, які могли загинути внаслідок зимово-весняної задухи 2010 р.

**Виклад результатів досліджень.** Однією з особливостей Київського водосховища є формування його водних мас Дніпром та Прип'яттю, стік яких відрізняється за деякими гідрохімічними показниками. Зокрема, у Дніпрі менше іонів  $\text{Ca}^{2+}$  і більше  $\text{Mg}^{2+}$  та  $\text{Na}^+ + \text{K}^+$ , ніж у Прип'яті [2]. Вміст гумусових речовин за кольоровістю води у Прип'ятському районі водосховища складає 110 град, а у Дніпровському – лише 52 град, і така різниця спостерігається вздовж усього водосховища від верхів'я до пригреблевої частини [5].

Взимку 2009–2010 рр. льодоутворення на Київському водосховищі розпочалося із середини грудня, і потужність крижаного покриву протягом наступних місяців неухильно збільшувалася завдяки дуже низькій температурі повітря, незважаючи на короткострокові відлиги. Це зумовило повну відсутність атмосферної аерації водної товщі. Рясний сніговий покрив на поверхні криги різко знизив можливість фотосинтетичної аерації води. Крім того, у водосховище почали надходити високогуміфіковані води

р. Прип'ять із дуже низьким ( $0,52\text{--}2,0\text{ мг/дм}^3$ ) вмістом кисню [4, 10]. Тобто сформувалися гідрометеорологічні умови, майже ідентичні тим, що спостерігалися взимку 1986–1987 рр., коли внаслідок тривалої задухи відбулася масова загибель оксифільних гідробіонтів.

З метою оцінки екологічної ситуації, що склалася, у нижній частині Київського водосховища 18 березня було проведено відбір проб деяких компонентів біоти, зокрема макрозообентосу. Як відомо з численних джерел ЗМІ, у Київському водосховищі наприкінці березня внаслідок нескоординованих маніпуляцій з рівнем води відбулося його різке зниження на 1,5 м від НПР, що призвело до осушення близько  $200\text{ км}^2$  акваторії, і крига завтовшки 40–45 см лягла на дно, розчавивши десятки тон риби. Особливо драматична ситуація склалася у середній та нижній частинах водосховища вздовж лівобережного мілководдя завширшки 300–500 м. Відбір проб у цій зоні проводився на Лебедівській ділянці в межах фактичної глибини 1,2–1,5 м ( $2,8\text{--}3,0$  від НПР) з ополонк, прорублених як природоохоронцями і небайдужими до екстремальної екологічної ситуації людьми з метою аерації води, так і рибалками, які вигрібали сачками й сітками рибу, що гинула від задухи. На цьому біотопі насиченість води киснем досягала всього 6% при температурі води  $0,2^\circ\text{C}$ , а повітря –  $-4^\circ\text{C}$ . Завдяки високій прозорості води можна було бачити дно, «срібне» від численних особин загиблих риб.

Для визначення впливу гіпоксії на донних безхребетних проби макрозообентосу оброблялися у нефіксованому стані. Результати виявились дещо несподіваними. Склад макрозообентосу за якісними характеристиками був типовим для піщаної літоралі [7]. Тут знайдено дрейсени, гамариди, олігохети, личинки хірономід. Причому всі особини були живі і дуже рухливі. Тобто за умов майже нульової температури води вкрай низька концентрація розчиненого кисню не спричинила загибелі оксифільних організмів у літоралі на час досліджень.

На правобережній глибоководній станції навпроти машинного залу ГЕС донні відклади сформовані потужним шаром чорного глинистого мулу. Зазвичай такі ґрунти мають якісно збіднений макрозообентос, представлений стійкими до несприятливого кисневого режиму організмами. Не стала виключенням і отримана тут проба, де знайдено живими поодинокі личинки мотиля *Chironomus plumosus*, *Procladius ferrugineus* та пелофільні олігохети *Limnodrilus hoffmeisteri*. Вміст кисню в придонному горизонті склав  $0,82\text{ мг/дм}^3$  (5,7% насичення) [4].

У верхній частині Канівського водосховища на точці багаторічного моніторингу кисневий режим був значно сприятливішим для гідробіонтів завдяки атмосферній аерації на періодично вільній від криги 10-км ділянці і стоку р. Десни. Найменший вміст кисню тут складав у період 11–24 березня 2010 р. близько  $3\text{ мг/дм}^3$  і надалі неухильно підвищувався (рис. 1).

Таким чином, масштабна задуха на Київському водосховищі не завдала істотного негативного впливу на екосистему нижчерозташованого Канівського.

З 23 березня температура повітря в районі Києва різко підвищилася до +10–12°C, що обумовило бурхливе танення снігу та стікання цих вод з берегів у водойми. Почалося руйнування крижаного покриву і в Київському водосховищі, що сприяло атмосферній аерації у цій водоймі. Вже 7 квітня на 10 км нижче греблі ГЕС вміст розчиненого кисню склав близько 5 мг/дм<sup>3</sup> (57% насичення), що можна вважати кінцем періоду гіпоксії.

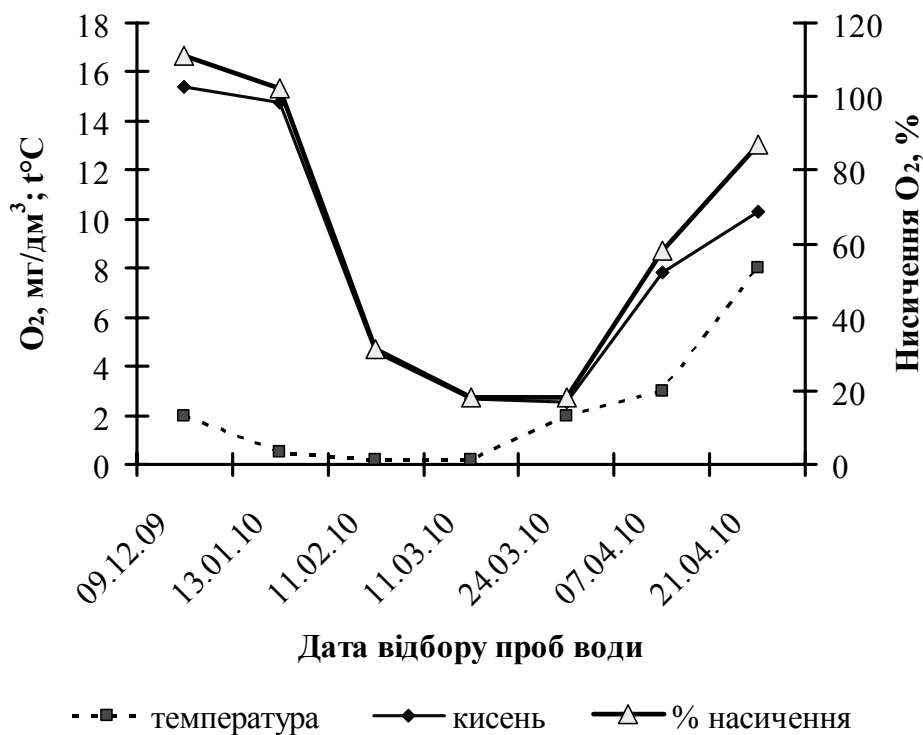


Рис.1. Вміст кисню та температура води у верхній частині Канівського водосховища (2009–2010 рр.)

Детальне обстеження стану макрозообентосу Київського водосховища було проведено наприкінці вересня 2010 р. Обробка зібраного матеріалу (у порівнянні з матеріалами за 2009 р.) засвідчила, що у бентосній підсистемі внаслідок зимової задухи відбулися кардинальні якісні та кількісні зміни, особливо у середній і нижній частинах водосховища (табл. 1).

Майже повністю зникли із складу макрозообентосу понто-каспійські поліхети. Більш оксифільні гамариди взагалі були відсутні у пробах. Дуже знизилася чисельність корофід у середній і нижній частинах водосховища, хоча у Прип'ятському і Дніпровському районах вона дещо підвищилась. У таксономічній групі хірономід помітних кількісних змін не відбулося. Надзвичайно різко явище зимової задухи вплинуло на популяції молюсків. На акваторіях усіх районів їхня чисельність впала, а в середній і нижній частинах – катастрофічно.

У Дніпровському, Прип'ятському і Домантовському районах водосховища за чисельністю протягом багатьох років домінує червононогий молюск *Viviparus viviparus*. У бентосі цих акваторій знайдено велику кількість субфосильних черепашок, що поступово накопичувалися упродовж



багатьох років. Тут зафіксовано значну кількість рецентних особин, що загинули внаслідок задухи, а також живих, що витримали дефіцит кисню (табл. 2).

Таблиця 1. Чисельність (екз/м<sup>2</sup>) безхребетних основних груп макрозообентосу по районах Київського водосховища (над рискою – 2009 р., під рискою – 2010 р.)

Група організмів	Район водосховища				
	Дніпровський	Прип'ятський	Домантовський	Озерний	Пригреблевий
Polychaeta	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{312}{0}$	$\frac{462}{13}$	$\frac{1300}{49}$
Oligochaeta	$\frac{2000}{600}$	$\frac{2100}{440}$	$\frac{1400}{700}$	$\frac{1275}{577}$	$\frac{183}{307}$
Hirudinea	$\frac{34}{0}$	$\frac{0}{40}$	$\frac{0}{300}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$
Mollusca	$\frac{850}{810}$	$\frac{700}{220}$	$\frac{1700}{580}$	$\frac{4125}{420}$	$\frac{7817}{160}$
Gammaridae	$\frac{150}{0}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{25}{0}$	$\frac{575}{0}$	$\frac{17}{0}$
Corophiidae	$\frac{17}{360}$	$\frac{50}{600}$	$\frac{8625}{640}$	$\frac{3488}{167}$	$\frac{0}{0}$
Chironomidae	$\frac{233}{80}$	$\frac{100}{280}$	$\frac{150}{40}$	$\frac{200}{340}$	$\frac{33}{169}$
Trichoptera	$\frac{50}{60}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{40}$	$\frac{0}{0}$	$\frac{0}{0}$
Без молюсків	$\frac{2484}{1100}$	$\frac{2250}{1360}$	$\frac{10512}{1720}$	$\frac{6000}{1097}$	$\frac{1533}{525}$
Всього	$\frac{3334}{1910}$	$\frac{2950}{1580}$	$\frac{12212}{2300}$	$\frac{10125}{1517}$	$\frac{9350}{685}$

Таблиця 2. Структура поселень молюска *Viviparus viviparus* (екз/м<sup>2</sup>) у верхній частині Київського водосховища восени 2010 р.

Висота черепашки, мм	Стан молюсків		
	субфосильні	рецентні	живі
0–5	0	0	0
6–10	0	50	50
11–15	0	150	70
16–20	630	340	280
21–25	640	90	90
26–30	30	30	0
Всього	1300	660	490

Зовсім інша ситуація склалася в озерному й пригреблевому районах водосховища, де протягом десятиліть існували ценози дрейсени з домінуванням *Dreissena bugensis*. У 2010 р., порівняно з даними за 2009 р., чисельність цих молюсків знизилась у десятки разів (див. табл. 1). У пробах, відібраних у районі с. Лютіж та в гирлі р. Ірпінь, причому на незначних (до

4 м) глибинах, знайдено поодинокі цьогорічні особини, здебільшого *Dreissena polymorpha* (табл. 3). Переважна більшість особин мала довжину до 10 мм, значно менше – до 15 мм. З огляду на те, що в Київському водосховищі за нормальних екологічних умов дрейсени починають розмножуватися в середині квітня, молюски, що першими осіли на субстрат, до кінця вересня–жовтня досягають довжини до 15 мм. Таким чином, можна констатувати, що сприятливі умови для розмноження дрейсен у Київському водосховищі сформувалися пізніше – лише в червні–липні 2010 р.

Таблиця 3. Структура популяцій *Dreissena polymorpha* та *Dreissena bugensis* (екз/м<sup>2</sup>) у середній і нижній частинах Київського водосховища восени 2010 р.

Довжина стулок, мм	<i>Dreissena polymorpha</i>	<i>Dreissena bugensis</i>
0–5	60	40
6–10	52	42
11–15	35	2
16–20	2	0
21–25	0	0
26–30	0	0
31–35	0	0
Всього	149	84

Аналіз обростань на бетонних конструкціях в аванпорту Київського водосховища засвідчив, що за станом на кінець листопада 2010 р. чисельність цьогорічних особин дрейсен складала 120–150 екз/дм<sup>2</sup>, причому частка *D. polymorpha* становила 62–86%. У бентосі протягом останніх років, навпаки, до 95% дрейсен припадало на *D. bugensis*. Слід відмітити, що популяція *D. bugensis* була сформована особинами довжиною до 8 мм, тоді як деякі екземпляри *D. polymorpha* досягали 14 мм. Тобто і в структурі обростань помітно, що особини *D. bugensis*, які уцілили від загибелі внаслідок задухи, почали розмножуватись значно пізніше, ніж *D. polymorpha*.

Така ситуація є підтвердженням більшої життєздатності *D. polymorpha*, ніж *D. bugensis*, завдяки найбільш повному переходу на анаеробний обмін за несприятливих екологічних умов [1].

Крім численних олігохет-наїдів і личинок хірономід у перифітоні зареєстровані молоді особини гамарид родів *Dikerogammarus* та *Pontogammarus*, які восени 2010 р. взагалі не зустрічалися у складі макрозообентосу.

**Обговорення результатів досліджень.** Внаслідок екстремальних кліматичних і гідроекологічних умов, що склалися взимку 2009–2010 рр. на Київському водосховищі, в структурі підсистеми макрозообентосу відбулися радикальні перебудови, спричинені, в першу чергу, тривалим дефіцитом кисню. Такий несприятливий кисневий режим вплинув на понто-каспійських гідробіонтів: поліхет, дрейсен, гамарид, які в більшості є оксифільними видами і їхні дефінітивні особини загинули через задуху майже по всій акваторії водосховища. Лише восени в деяких пробах, переважно на невеликих глибинах, у зоні піщанистих ґрунтів знайдено молоді особини цих

груп гідробіонтів. У той же час прісноводні організми європейсько-сибірського фауністичного комплексу (олігохети, хірономіди, молюски р. *Viviparus*) майже не змінили своєї чисельності. Важливою особливістю цих організмів є наявність у їхній гемолімфі дихальних пігментів гемоглобіну та гемоціаніну, які здатні зв'язувати кисень з водного середовища навіть за дуже низької його концентрації.

Як відмічалось вище, поява у бентосі молодих особин дрейсен була зафіксована на станціях з глибинами до 4 м, ближче до узбережжя водойми. Таку ситуацію ми вважаємо не випадковою. У пробах, відібраних на Лебедівському мілководді 18 березня 2010 р., ми знайшли всі організми у складі бентосу живими, у тому числі дрейсени та гамариди. 23 березня температура повітря різко підвищилася, що активізувало інтенсивне танення потужного снігового покриву. З похилих берегів до водосховища почали збігати численні струмки талої води, вміст кисню в якій становив 97,3–97,8% насичення. Тобто ще до того, як скресла крига на водосховищі (початок квітня), прибережне мілководдя почало отримувати значні обсяги талих вод із максимальним вмістом кисню, що, безумовно, сприяло покращанню кисневого режиму в літоралі. Тому не дивно, що найбільша кількість особин молоді дрейсени була зафіксована навпроти с. Лютіж, де у водосховище впадає сповнений талими водами струмок, та поблизу насосної станції, що перекачує також насичені киснем води р. Ірпінь. Таким чином, відродження оксифільних компонентів біоти Київського водосховища могло розпочатися саме з його літоралі по всьому периметру, куди надходили талі води, що й було підтверджено подальшими дослідженнями, проведеними восени 2010 р.

**Висовки.** Аналіз стану макрозообентосу водосховища у 2010 р. за умов розвитку гострої гіпоксії в зимово-весняний період свідчить, що в середній та нижній його частинах відбулася масова загибель популяцій таких оксифільних організмів, як поліхети, дрейсени та гамариди. Лише восени на ракушнякових відкладах деяких мілководних біотопів знайдені молоді особини дрейсен. У той же час на бетонних конструкціях відмічено поселення молодих особин дрейсен із високою щільністю (11–15 тис. екз/м<sup>2</sup>), де переважала *D. polymorpha*. Також тут знайдено поодинокі молоді особини гамарид родів *Pontogammarus* та *Dikerogammarus*. Таким чином, вже із середини літа 2010 р. у Київському водосховищі почалося відродження популяцій понто-каспійських безхребетних, які в масі загинули взимку внаслідок довготривалої гіпоксії. Явища гіпоксії і задухи характерні для Київського водосховища у суворі зими із тривалим льодоставом, коли води Дніпра, а особливо Прип'яті мають дуже низьку концентрацію кисню. Створення численних ополонки для запобігання задухи, за нашими спостереженнями, малоефективне, особливо при температурі повітря нижче -5–10°C, коли шар криги в ополонці починає відновлюватись у найближчі 20–30 хвилин. Завадити таким катастрофічним явищам певним чином може штучна аерація акваторії водосховища.

Досить ефективним для цієї мети є використання криголаму, який з початку зими повинен базуватися у верхньому б'єфі Київської ГЕС і у

випадку загрози виникнення гіпоксії та задухи для іхтіофауни й інших мешканців водойми зміг би виконувати рейси вздовж водосховища, від греблі до верхів'я розбиваючи кригу.

Враховуючи колосальні збитки від загибелі риби і значні витрати на заходи щодо її відновлення, які були проведені восени 2010 р., витрати з експлуатації криголаму протягом 2–3 місяців можна вважати мізерними. Крім того, існують методики насичення води повітрям за допомогою компресорного устаткування [3, 9], що слід використовувати як у стаціонарному, так і мобільному варіантах у зонах водосховищ, де неможлива експлуатація криголаму.

За нашим прогнозом, відродження високопродуктивних біоценозів із домінуванням безхребетних понто-каспійського комплексу в Київському водосховищі відбудеться впродовж 2011–2012 рр., починаючи з літоралі водосховища в напрямі глибоководних акваторій. Найбільш активно заселятимуться ракушнякові ґрунти середньої та нижньої частин водосховища, як це відбувалося після суворої зими 1986–1987 рр. І ці акваторії знову отримають статус надійної кормової бази бентосоїдних видів риб і потужного біофільтра – важливого компонента системи самоочищення водосховища.

#### Список літератури

1. *Биргер Т.И.* Физиологические аспекты адаптации моллюсков к абиотическим и биотическим факторам среды, обусловленным синезелеными водорослями / Т.И. Биргер, А.Я. Маляревская, О.М. Арсан [и др.] // Моллюски, их систематика и роль в природе: автореф. докл. – Л.: Наука, 1975. – Сб. 5. – С. 91–94.
2. *Денисова А.И.* Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А.И. Денисова. – К.: Наук. думка, 1979. – 292 с.
3. *Кистьяковский А.Б.* Применение компрессоров для борьбы с заморами на реках / А.Б. Кистьяковский // Гидробиол. журн. – 1965. – Т. 1, № 3. – С. 53–54.
4. *Линник П.М.* Гідроекологічна характеристика Київського водосховища в експериментальних умовах прояву дефіциту розчиненого кисню / П.М. Линник, А.О. Морозова, Г.О. Васильчук // Наукові записки Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер.: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2010. – № 2(43). – С. 331–334.
5. *Майстренко Ю.Г.* Органическое вещество воды и донных отложений водохранилища / Ю.Г. Майстренко, Г.А. Енаки // Киевское водохранилище. – К.: Наук. думка, 1972. – С. 64–109.
6. *Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод* / [О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.]; за ред. В.Д. Романеска; НАН України. Ін-т гідробіології. – К.: ЛОГОС, 2006. – 408 с.
7. *Плигин Ю.В.* Многолетние изменения состава и количественного развития макрозообентоса Киевского водохранилища / Ю.В. Плигин // Гидробиол. журн. – 2008. – Т. 44, № 5. – С. 17–35.
8. *Реймерс Н.Ф.* Основные биологические понятия и термины / Н.Ф. Реймерс. – М.: Просвещение, 1988. – 320 с.
9. *Рябов А.К.* Искусственная аэрация придонных вод / А.К. Рябов, Л.А. Сирено; отв. ред. М.А. Шевченко. – К.: Наук. думка, 1982. – 201 с.
10. *Оцінка стану біоти Київського водосховища в зимовий період 2010 року* / [В.М. Якушин, В.І. Щербак, Ю.В. Плігін, Н.В. Майстрова] // Наукові записки Тернопіль. нац. пед. ун-ту ім. Володимира Гнатюка. Сер.: Біологія. Спец. вип.: Гідроекологія. – 2010. – № 2(43). – С. 566–569.

**Вплив гострої гіпоксії на стан макрозообентосу Київського водосховища взимку 2009–2010 рр.**

*Плігін Ю.В., Беляєв В.В., Каленіченко К.П., Матчинська С.Ф., Железняк Н.І., Короткевич Т.М.*

*Внаслідок гострої гіпоксії у Київському водосховищі взимку 2009–2010 рр. відбулася масова загибель оксифільних понто-каспійських безхребетних: дрейсен, гамарид поліхет. Початок відновлення популяцій цих організмів відмічено тільки в літоралі восени 2010 р.*

**Ключові слова:** Київське водосховище; гіпоксія; макрозообентос; дрейсена; понто-каспійська фауна.

**Влияние острой гипоксии на состояние макрозообентоса Киевского водохранилища зимой 2009–2010 гг.**

*Плигин Ю.В., Беляев В.В., Калениченко К.П., Матчинская С.Ф., Железняк Н.И., Короткевич Т.Н.*

*В результате острой гипоксии в Киевском водохранилище зимой 2009–2010 гг. произошла массовая гибель оксифильных понто-каспийских беспозвоночных: дрейсен, гаммарид, полихет. Начало восстановления популяций этих организмов отмечено только в литорали осенью 2010 г.*

**Ключевые слова:** Киевское водохранилище; гипоксия; макрозообентос; дрейсена; понто-каспийская фауна.

**The impact of acute hypoxia upon the macrozoobenthos condition in the Kyiv water-reservoir in winter 2009–2010**

*Pligin Y.V., Belyaev V.V., Kalenichenko K.P., Matchinska S.F., Zheleznyak N.I., Korotkevych T.M.*

*The acute hypoxia in the Kyiv water reservoir in winter 2009–2010 caused mass death of the oxyphilic Ponto-Caspian invertebrates: dreissenas, gammarids, polychaetes. The recovery of their populations was noticed to begin only in the littoral zone in autumn 2010.*

**Keywords:** Kyiv water reservoir; hypoxia; macrozoobenthos; dreissena; ponto-caspian fauna.

*Надійшла до редколегії 28.02.11*

УДК [(551.52+546.21): 581.526.325] (282.247.325.2)

*Щербак В.І, Задорожна Г.М., Каленіченко К.П.*

*Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

## **ОСОБЛИВОСТІ РОЗВИТКУ ЛІТНЬОГО ФІТОПЛАНКТОНУ В УМОВАХ АНОМАЛЬНОГО ТЕМПЕРАТУРНОГО РЕЖИМУ**

**Ключові слова:** температура; вміст кисню; фітопланктон

**Вступ.** Актуальність роботи обумовлена тим, що температура води - важливий екологічний чинник, який формує гідроекологічні процеси, що визначають функціонування водних екосистем. Зокрема структура і функціональні особливості фітопланктону визначають його роль не тільки як

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*

первинної ланки в трофічному ланцюгові та основного продуцента органічної речовини, а її як індикатора екологічного стану водойми.

Всесвітня метеорологічна організація при ООН [6] визнала 2010 рік найтеплішим за всю історію спостережень.

Середньорічна температура в 2010 році становила 14,53 °С, що на 0,53 градуса вище середнього показника в період з 1960 по 1990 роки.

За даними порталу METEOPROG [5] середньорічна температура повітря за 60-річний період у Києві становить 7,7 °С, найвища вона у липні (19,3 °С). На відміну від багаторічних даних, початок літа 2010 року був аномально теплим, температура повітря сягала до +30,0 °С, а у липні її максимум становив 35,2 °С. За даними спостережень, фактична температура липня 2010 року була 24,5 °С. Відхилення від середньобагаторічної норми : +5,0 °С.

**Мета досліджень.** Встановити особливості розвитку фітопланктону в умовах аномально високого температурного режиму.

**Матеріал і методика.** Матеріалом роботи слугували результати досліджень температури, кисневого режиму, відносної прозорості води та якісного і кількісного розвитку фітопланктону різних горизонтів водної товщі Оболонської затоки верхньої частини Канівського водосховища у літній період (липень 2010 року). Глибина водойми на станції спостереження становила 15 м. Серії відборів проб проводились з 11 години ранку до 13 години дня .

Вертикальний розподіл температури вимірювався через кожних два метра по всій глибині за допомогою електричного термометра ГР 41М–1. Вміст розчиненого у воді кисню визначали з допомогою методу Вінклера [1], відносну прозорість води - здійснювалась за допомогою диску Секкі.

Проби фітопланктону відбиралися батометром Руттнера з поверхневого (5 – 10 см від поверхні), середнього (8 м) і придонного (14,8–15 м) горизонтів. Фіксація, седиментація, камеральне опрацювання проб, визначення видового різноманіття фітопланктону, чисельності проводилось згідно загальноприйнятих гідробіологічних методів [1]. Перелік таксонів було узагальнено за флористичним зведенням [2].

**Результати досліджень.** Відносна прозорість води по диску Секкі коливалася від 0,82 м до 1,30 м, що в основному відповідало багаторічним даним [3, 4].

За термічним режимом Канівське водосховище відноситься до помірно-теплих водойм. Згідно ретроспективного аналізу літературних даних, температура води поверхневого горизонту Оболонської затоки у липні коливається в межах 18,6–22,8 °С [3, 4]. Проведені дослідження показали зміну температури води на поверхні від середньобагаторічної (23,0 °С) до аномально високої (27,0 °С) для даної водойми, що безсумнівно було пов'язано із складними метеорологічними умовами, які склалися в даний період.

Вертикальний розподіл вмісту кисню у воді при 23,0 °С теж відповідав літературним даним [3, 4]. Так, в поверхневому горизонті він коливався в

межах 8,32–8,64 мг/дм<sup>3</sup>, а за аномально високої температури води вміст розчиненого у воді кисню становив 9,28–11,36 мг/дм<sup>3</sup>.

Незважаючи на різкий градієнт температурних змін, у водоймі спостерігалась чітка пряма вертикальна стратифікація (табл. 1) за досліджуваними показниками. Так, температура води та розчинений кисень на поверхні були значно вищі ніж на дні водойми. Це свідчить про наявність термоклин (на глибині 8–10 м), який розділяє водну товщу на більш насичену киснем поверхневу і приповерхневу та менш насичену – придонну. Показник розчиненого у воді кисню в придонному горизонті був низьким і коливався в межах 0,80 – 1,92 мг/дм<sup>3</sup>, спостерігалася киснева дихотомія.

Таблиця 1. Динаміка основних гідрологічних вимірів затоки Оболонь влітку 2010 року.

Глибина	Температура, °С			Вміст кисню, мг/дм <sup>3</sup>			Процент насичення, %		
	02.07	09.07	16.07	02.07	09.07	16.07	02.07	09.07	16.07
Пов.	23,0	23,0	27,0	8,64	8,32	11,36	102	98	144
2 м	23,0	22,8	26,0	8,00	8,24	9,28	94	96	116
4 м	22,5	22,7	24,8	7,52	8,24	7,12	88	96	87
6 м	22,1	22,1	23,7	5,92	5,44	5,92	68	63	71
8 м	21,5	21,4	22,1	4,16	3,36	2,80	48	38	32
10 м	19,4	19,4	21,2	2,24	1,36	1,44	25	15	16
12 м	17,8	16,7	20,8	2,08	1,12	0,96	21	12	11
15 м	16,4	15,4	20,3	1,92	0,80	0,90	20	8	10

За період досліджень у фітопланктоні Оболонської затоки було виявлено 94 види і внутрішньовидові таксони (в.в.т.), які належать до 8 відділів (табл. 2).

Таблиця 2. Кількість таксонів (N) і співвідношення (%) відділів водоростей у фітопланктоні Оболонської затоки

Відділи	Суанопфита	Euglenophyta	Dinophyta	Cryptophyta	Chrysoophyta	Bacillariophyta	Xanthophyta	Chlorophyta	ВСЬОГО
N	12	1	3	2	4	28	4	40	94
%	13	1	3	2	4	30	4	43	100

Найчастіше із зелених траплялися *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew., *Pediastrum duplex* Meyen, *P. boryanum* (Turp.) Menegh., *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory, *P. charkowiensis* Korsch., *Chlamydomonas reinhardtii* Dang., *Tetrastrum triangulare* (Chod.) Kom., *T. staurogeniaeforme* (Schröd.) Lemm., *Oocystis borgei* Snow, *Actinastrum hantzschii* Lagerh., *Coelastrum microporum* Näg. in A. Br.

Серед діатомових водоростей переважали *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim, *A. granulata f. curvata* Grun. in V.H., *A. distans* (Ehr.) Sim, *Melosira varians* Ag., *Cyclotella kuetzingiana* Thw., *Stephanodiscus hantzschii* Grun. in Cl. et Grun., *Fragilaria tenera* (W. Sm.) L.-B., *Asterionella formosa* Hass., *Fragilariforma virescens* (Ralfs) Will. et Round.

Синьозелені були представлені *Aphanizomenon flos-aque* (L.) Ralfs, *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb., *A. Scheremetievi* Elenk., *Microcystis pulvereae* (Wood) Forti emend. Elenk., *Oscillatoria geminata* (Menegh.) Gom.

Вертикальний розподіл різноманіття фітопланктону Оболонської затоки був наступним: максимальну кількість таксонів було відмічено у поверхневому горизонті (38 – 42 в.в.т.), із значним домінуванням представників *Chlorophyta* (18 – 21) та субдомінуванням *Bacillariophyta* (8 – 11), відділ *Cyanophyta* становив 4 – 8 в.в.т.

Кількість водоростей у середньому горизонті становила 12 – 32 в.в.т., домінуючий комплекс був представлений *Chlorophyta* (10 – 15), субдомінуючий – *Bacillariophyta* (7 – 11), частка *Cyanophyta* становила 3 – 5 в.в.т. відповідно.

Придонний горизонт складав 23 – 29 в.в.т., домінуючий комплекс формували *Bacillariophyta* (12 – 18), субдомінуючий – *Chlorophyta* (5 – 10), решта відділів представлені бідно або були відсутні.

За середньобагаторічними величинами температури, яка не перевищувала 23 °С, структуру чисельності фітопланктону на всіх горизонтах формували діатомові водорості (рис. 1). У поверхневому і середньому горизонтах найбільша чисельність була відмічена у *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim (3571–9600 тис.кл./дм<sup>3</sup>) та *A. granulata f. curvata* Grun. in V.H. (2131–8256 тис.кл./дм<sup>3</sup>), в придонному – *Cyclotella kuetzingiana* Thw. (3542 – 6800 тис.кл./дм<sup>3</sup>).

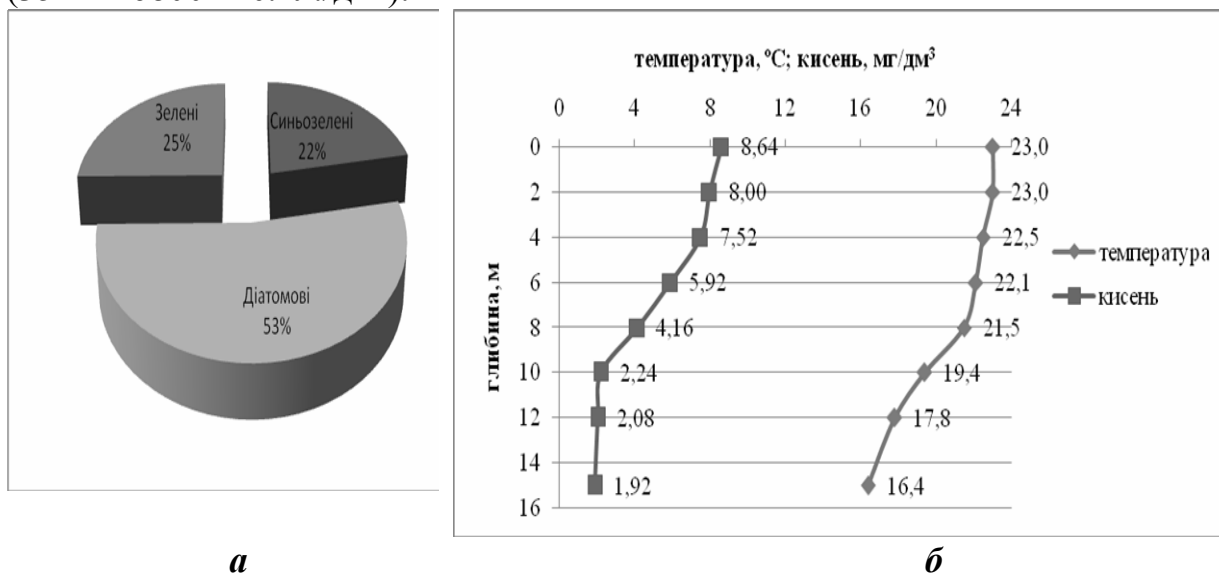


Рис. 1. Структура фітопланктону Оболонської затоки (а) та вертикальний розподіл температури і розчиненого у воді кисню (б) при середньобагаторічному температурному режимі



Зростання температури води до 27 °С (рис. 2), яка є аномально високою для даної водойми, обумовило суттєву перебудову домінуючого комплексу фітопланктону у поверхневому та середньому горизонтах представниками синьозелених водоростей, за рахунок вегетації *Aphanizomenon flos-aque* (L.) Ralfs (564–6848 тис.кл./дм<sup>3</sup>), *Anabaena flos-aquae* (Lyngb.) Bréb. (317–5664 тис.кл./дм<sup>3</sup>), *Microcystis pulverea* (Wood) Forti emend. Elenk. (2016–5440 тис.кл./дм<sup>3</sup>). В придонному продовжували переважати діатомові – *Aulacoseira granulata* (Ehr.) Sim (3000 тис.кл./дм<sup>3</sup>) та *Cyclotella kuetzingiana* Thw. (2360 тис.кл./дм<sup>3</sup>).

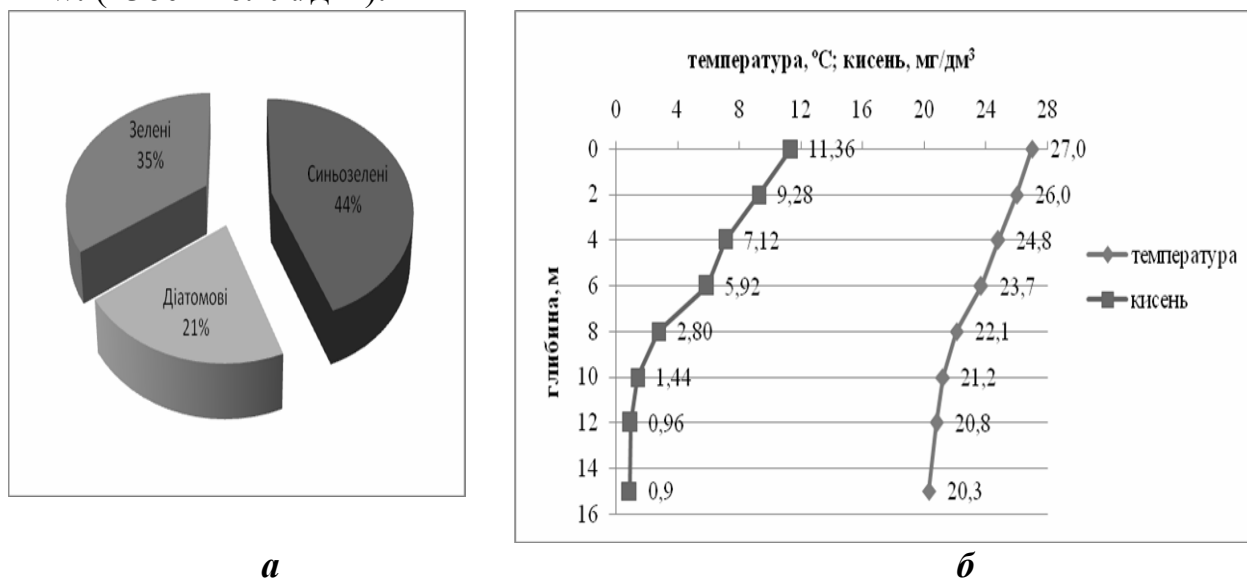


Рис. 2. Структура фітопланктону Оболонської затоки (а) та вертикальний розподіл температури і розчиненого у воді кисню (б) при аномально високому температурному режимі

Значну частку чисельності на всіх горизонтах склали представники зелених водоростей. В число постійних компонентів планктону входили види *Desmodesmus communis* (Hegew.) Hegew., *Pediastrum duplex* Meyen, *P. boryanum* (Turp.) Menegh., *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory, *P. charkowiensis* Korsch., *Chlamydomonas reinhardtii* Dang., *Tetrastrum triangulare* (Chod.) Kom., *Coelastrum microporum* Näg. in A. Br. Решта відділів водоростей були представлені невеликою кількістю видів.

**Висновки.** Таким чином, липень 2010 року характеризувався складними метеорологічними умовами, які призвели до підвищення температури водної товщі від середньобогаторічних 23,0 °С до аномально високих 27,0 °С. Вертикальна стратифікація вмісту кисню протягом цього періоду суттєво не змінилась: на поверхні спостерігалось перенасичення (9,28 – 11,36 мг/дм<sup>3</sup>), а на дні – глибокий дефіцит кисню (0,80 – 1,92 мг/дм<sup>3</sup>).

Формування даного кисневого режиму, який характеризується кисневою дихотомією при різних температурних режимах був обумовлений змінами в структурній організації фітопланктонних угруповань. Так, при температурі води, яка не перевищувала 23 °С і відповідала середньобогаторічним даним, домінуючий комплекс на всіх горизонтах був представлений діатомовими. Підвищення температури води до аномально високої (26,0 – 27,0 °С)

зумовило зміну діатомового комплексу на теплолюбіві синьозелені водорості.

Отже, можна стверджувати, що водоростеві угруповання характеризуються високою адаптивною здатністю до зміни температурного режиму. При коливанні температури води від 23,0 до 27,0 °С формується подібний кисневий режим, але у першому випадку він підтримується за рахунок діатомових, а в другому – за рахунок синьозелених водоростей.

#### Список літератури

1. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; За ред. В.Д. Романеска ; НАН України. Ін. гідробіології. – К. : ЛОГОС, 2006. – 408 с. 2. Царенко П.М., Дополнение к разнообразию водорослей Украины. / П.М.Царенко, О.А.Петлеванный. – К. : Ин-т ботаники им. Н.Г. Холодного НАНУ, 2001. – 130 с. 3. Щербак В.И. Фитопланктон Каневского водохранилища, приустьевых областей основных притоков и его роль в формировании качества воды / В.И. Щербак, Н.В.Майстрова // Гидробиологический журнал. – 1996. – 32, №3. – С. 16-26. 4. Щербак В.И. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В.И. Щербак, Н.В.Майстрова. – К. : Інститут гідробіології НАНУ, 2001. – 70 с. 5. <http://www.meteorprog.ua> 6. <http://www.wmo.int>

#### Особенности развития летнего фитопланктона в условиях аномального температурного режима

**Щербак В.И., Задорожна Г.М., Калениченко К.П.**

*Особенностями лета 2010 року були аномальні метеорологічні умови, які призвели до змін температурного режиму водної поверхні від середньобагаторічного (23,0 °С) до аномально високого (27,0 °С). Різниця у кисневих режимах не було відмічено, але у першому випадку він формувався за рахунок діатомових, а у другому – за рахунок синьозелених водоростей.*

**Ключові слова:** температура; вміст кисню; фітопланктон.

#### Особенности развития летнего фитопланктона в условиях аномального температурного режима

**Щербак В.И., Задорожная А.М., Калениченко К.П.**

*Особенностями лета 2010 года были аномальные метеорологические условия, которые привели к изменениям температурного режима водной поверхности от среднемноголетнего (23,0 °С) к аномально высокому (27,0 °С). Различий в кислородных режимах не было отмечено, но в первом случае он формировался за счет диатомовых, а во втором – за счет синезеленых водорослей.*

**Ключевые слова:** температура; содержание кислорода; фитопланктон.

#### Peculiarities of summer phytoplankton development in abnormal temperature conditions

**Shcherbak V.I., Zadorozhna G.M., Kalenichenko K.P.**

*The summer of 2010 was distinguished by abnormal meteorological conditions, bringing in the change of water surface temperature regime from average perennial (23,0°C) to abnormally high (27,0°C). No difference in oxygen regimes has been noticed, however in the first case it was formed by diatoms, and in the second – by blue-green algae.*

**Keywords:** temperature; oxygen regime; phytoplankton.

*Надійшла до редколегії 27.02.11*

*Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.  
Інститут гідробіології НАН України, м. Київ*

## **ПОРІВНЯННЯ ВМІСТУ ВУГЛЕВОДІВ І БІЛКОВОПОДІБНИХ РЕЧОВИН У ВОДІ РІЧОК БАСЕЙНУ р. ПРИП'ЯТІ ТА КИЇВСЬКОГО ВОДОСХОВИЩА ЗАЛЕЖНО ВІД КОНЦЕНТРАЦІЇ ГУМУСОВИХ РЕЧОВИН**

*Ключові слова:* вуглеводи; білковоподібні речовини; гумусові речовини; Прип'ять; Київське водосховище

**Постановка проблеми та мета досліджень.** Дослідження загального вмісту розчинених органічних речовин (РОР) у воді Київського водосховища проводили досить інтенсивно з часу його утворення [6]. Після аварії на Чорнобильській АЕС особливу увагу привернула р. Прип'ять та її притоки з точки зору надходження у Київське водосховище радіонуклідів, в т.ч. у складі органічної речовини [11]. У 90-х роках минулого століття почали вивчати компонентний склад РОР, в т. ч. гумусових речовин (ГР), у воді каскаду дніпровських водосховищ [4, 7, 8, 9], а також басейну р. Прип'яті у зв'язку з біологічними процесами, які відбуваються у водоймі в різні сезони року [3].

Як відомо, наявність у воді ГР впливає на величину багатьох гідрохімічних показників, таких як рН, вміст розчиненого кисню, окисність води тощо. Зв'язок між концентрацією у воді природних водойм ГР і вмістом в ній білків і вуглеводів досліджений недостатньо, тому такі природні водні системи, як р. Прип'ять з її притоками і Київське водосховище, дають можливість спостерігати у просторовому й сезонному аспектах особливості їхнього розподілу.

Оскільки водозбірні території Прип'яті вкриті листяними лісами та болотами, то ця ріка є потужним джерелом надходження ГР у Київське водосховище. Прип'ятський відріг є місцем виносу висококольорових вод, а Дніпровський відріг – слабозабарвлених вод р. Дніпра. При їх змішуванні відбувається формування водного режиму Київського водосховища, який, завдяки гідрологічним особливостям по всій його акваторії, дозволяє відстежити розподіл органічних речовин у взаємозв'язку з іншими гідрохімічними показниками.

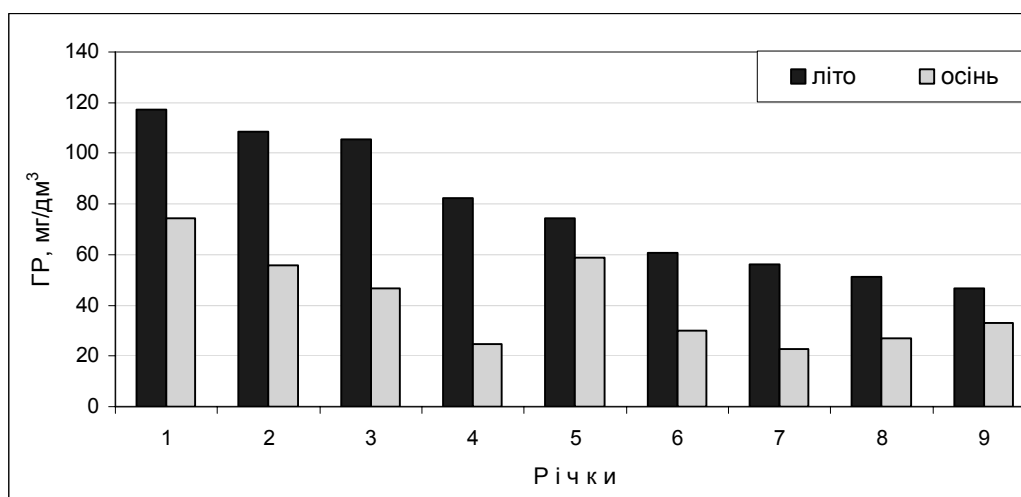
Метою наших досліджень було з'ясування вмісту вуглеводів (В) і білковоподібних речовин (БПР) залежно від концентрації ГР у воді річок басейну р. Прип'яті і Київського водосховища.

**Методика досліджень.** Вивчення вмісту РОР і їх компонентного складу у воді басейну р. Прип'яті і Київського водосховища проводили влітку та восени 2010 р. У відфільтрованій воді визначали рН, перманганатну

окисність (ПО) води з подальшим фракціонуванням матеріалу на хроматографічних колонках за загальноприйнятою схемою [12]. БПР визначали за методом Фоліна-Лоурі [7], В – за допомогою антрону [4], гумінові й фульвокислоти (ГК і ФК) – згідно методик [8].

**Результати досліджень та їх обговорення.** Як було зауважено, Київське водосховище, як перше в каскаді дніпровських водосховищ, є чудовою “природною лабораторією” з вивчення процесів формування органічної речовини під впливом підвищеного вмісту ГР, які надходять з водами басейну р. Прип’яті.

На рис. 1 представлені показники вмісту ГР у воді річок прип’ятського басейну влітку й восени 2010 року. Залежно від умов формування РОР (ступеня заболоченості, атмосферних опадів, поверхневого стоку, біопродуктивності водойми) річки басейну підрозділяються на дві групи: річки Західного Полісся (Стохід, Стир, Простир, Горинь) і Північного Полісся (Уборть, Льва, Ствига, Словечна). Перша група об’єднує річки з переважно ґрунтовим живленням і відносно невисоким вмістом ГР, друга – річки з торф’яним і болотним живленням та високим вмістом ГР [2].



**Рис. 1. Сезонні зміни вмісту гумусових речовин у воді басейну р. Прип’яті у 2010 р.:**  
 1 – р. Ствига, 2 – р. Льва, 3 – р. Уборть, 4 – р. Словечна, 5 – р. Прип’ять,  
 6 – р. Стохід, 7 – р. Стир, 8 – р. Горинь, 9 – р. Простир.

На діаграмах (рис. 1) для більш наочного сприйняття річки розташовані за ступенем зменшення вмісту ГР, який в даному випадку є показником суми концентрацій ГК і ФК. Як видно з рисунка, в річках Ствига, Уборть і Льва спостерігали найвищий вміст ГР як влітку, так і восени, при самому низькому рівні рН (6,3–6,5). Найнижчий вміст ГР відзначали в річках Простир і Горинь за найвищих показників рН (7,7–7,8). Слід зауважити, що восени концентрація ГР майже в усіх річках зменшилася в середньому у 2 рази.

В таблиці 1 представлені дані щодо вмісту РОР у воді р. Прип’яті та її приток. За результатами визначення ПО можна констатувати, що залежно від сезонної динаміки ГР найбільший вміст РОР спостерігали в річках з високою кольоровістю води – Уборть, Ствига і Льва (78,4 мг О/дм³ влітку і

43,2 мг О/дм<sup>3</sup> восени); найменший – в річках з низькою кольоровістю води – Стир, Простир, Горинь (40,0 мг О/дм<sup>3</sup> і 20,8 мг О/дм<sup>3</sup> влітку і восени відповідно). Як впливає з табл. 1 і рис. 1, чим вищий вміст ГР у воді відповідної річки, тим вищою є концентрація В. Така залежність може бути обумовлена сумарно великим надходженням насичених органічними речовинами ґрунтових і поверхневих вод із вкритої торф'яниками площі водозбору. Влітку, наприклад, вміст В у воді р. Уборть і р. Ствига становив 3,85 і 3,42 мг/дм<sup>3</sup> відповідно, що добре корелювало з найвищими концентраціями в них ГР (105,3 і 117,2 мг/дм<sup>3</sup> відповідно). Іншою складовою високих концентрацій В у цю пору року є інтенсивний розвиток фітопланктону [3].

Таблиця 1. Вміст розчинених органічних речовин у воді басейну р. Прип'яті у 2010 році

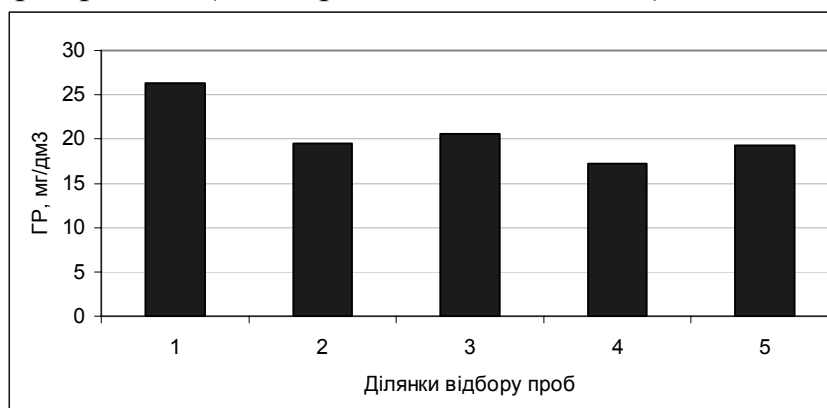
Об'єкт	ПО, мг О/дм <sup>3</sup>		рН		В, мг/дм <sup>3</sup>		БПР, мг/дм <sup>3</sup>	
	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь	літо	осінь
р. Уборть	78,4	32,0	6,7	7,3	3,85	1,82	0,28	0,18
р. Ствига	76,8	42,4	6,3	6,5	3,42	1,93	0,18	0,21
р. Льва	70,4	43,2	6,7	6,9	3,22	1,82	0,18	0,18
р. Словечна	56,0	16,0	7,0	7,2	3,22	1,42	0,26	0,30
р. Стохід	52,8	24,8	7,6	7,5	2,99	1,39	0,42	0,34
р. Прип'ять	52,8	32,8	7,7	7,5	2,92	1,49	0,38	0,33
р. Стир	44,8	23,2	7,7	7,6	2,36	1,39	0,42	0,30
р. Простир	40,0	20,8	7,7	7,8	2,68	1,71	0,50	0,28
р. Горинь	40,0	25,6	7,6	7,6	2,56	1,60	0,46	0,28

Відомо, що ГР і В є головними складовими торфу, який утворюється внаслідок розкладу рослинних компонентів у болотному середовищі. Під час повені ці РОР у певному співвідношенні надходять у басейн р. Прип'яті і далі в Київське водосховище [1]. Таким чином, у динаміці показників ПО і концентрацій В прослідковувались подібні закономірності: пропорційна залежність від кількості ГР, зменшення у 2 рази осінніх показників відносно літніх.

Концентрація БПР більшою мірою є результатом внутрішніх процесів у водоймах, тому менше корелює з динамікою вмісту ГР. Так, влітку при найвищих концентраціях ГР у воді річок Ствига і Льва, вміст БПР у них був найнижчим (0,18 мг/дм<sup>3</sup>). І навпаки, у воді річок Простир і Горинь з найменшою кольоровістю води вміст БПР був найбільшим ((0,50 і 0,46 мг/дм<sup>3</sup> відповідно). Така залежність є характерною для водойм з високою концентрацією ГР і низькими значеннями рН [5]. Вона може бути наслідком коагуляції й седиментації позитивно заряджених БПР із негативно зарядженими ГР [10]. Крім того, в річках Західного Полісся можуть відбуватися процеси висолювання білків внаслідок високої мінералізації води (до 600–700 мг/дм<sup>3</sup>) [2].

Влітку нами були обстежені лише центральні ділянки Київського водосховища біля с. Страхолісся та с. Глібовка. ПО у той час становила 28,8

мг О/дм<sup>3</sup>, вміст ГР – 36,2 мг/дм<sup>3</sup>. Показники, визначені у воді Київського водосховища восени, наведені у таблиці 2. У порівнянні з висококольоровими природними водами басейну Прип'яті концентрації ГР у воді різних його ділянок були в 3–4 рази нижчі (рис. 2). Звісно, така різниця вплинула і на інші гідрохімічні показники (табл. 2). Наприклад, значення ПО становили: у Прип'ятському відрозі – 15,4 мг О/дм<sup>3</sup>, у Дніпровському відрозі – 11,2 мг О/дм<sup>3</sup>, що у 2–4 рази нижче показників ПО у воді басейну р. Прип'яті (для порівняння див. табл. 1).



**Рис. 2. Просторовий розподіл гумусових речовин у воді різних ділянок Київського водосховища восени 2010 р.:**

1 – Прип'ятський відріг, 2 – Дніпровський відріг, 3 – с. Страхолісся, 4 – с. Ровжі, 5 – пригреблева ділянка.

**Таблиця 2. Розподіл розчинених органічних речовин у воді різних ділянок Київського водосховища восени 2010 року**

Об'єкт	ПО, мг О/дм <sup>3</sup>	В, мг/дм <sup>3</sup>	БПР, мг/дм <sup>3</sup>
Прип'ятський відріг	15,4	1,88	0,40
Дніпровський відріг	11,2	1,35	0,45
с. Страхолісся	12,2	1,46	0,40
с. Ровжі	13,1	1,51	0,48
Пригреблева ділянка	14,7	1,71	0,62

Співставляючи концентрації окремих компонентів РОР, слід зауважити, що за суттєвої різниці у вмісті ГР у воді цих двох водних систем однозначної сезонної залежності в розподілі В не виявлено. Влітку концентрації В у басейні Прип'яті дещо перевищували такі у Київському водосховищі і коливались в межах 2,36–3,85 та 1,82–2,70 мг/дм<sup>3</sup> відповідно. Восени вони були близькими за значеннями, що може свідчити про інші джерела надходження В у воду в цей період (перевага процесів деструкції над синтезом, збільшення посмертних виділень водоростей внаслідок руйнування клітин тощо).

Вміст БПР у воді Київського водосховища влітку становив 0,66–0,90 мг/дм<sup>3</sup>, а у воді басейну Прип'яті – 0,18–0,50 мг/дм<sup>3</sup>; восени – 0,40–0,62 та 0,18–0,34 мг/дм<sup>3</sup> відповідно. Як видно з наведених таблиць і рисунків, вміст БПР у воді різних ділянок Київського водосховища у 2–3 рази перевищував аналогічні показники у воді річок Уборть, Ствига і Льва, в той час як

концентрації ГР у Київському водосховищі були в 4 рази нижчі. Отже, не тільки влітку, але й восени вміст БПР був значно нижчим у воді з високою кольоровістю. Така залежність підтверджує припущення стосовно агрегації й седиментації компонентів БПР з ГР за їхніх високих концентрацій.

**Висновки.** Проведені дослідження показали, що високі концентрації ГР у воді басейну р. Прип'яті корелюють з великим вмістом В і малим вмістом БПР. Сезонна динаміка зазначених РОР свідчить про пропорційне зменшення у 2 рази осінніх концентрацій ГР і В відносно літніх, в той час як концентрації БПР змінилися несуттєво.

У порівнянні з природними водами Прип'яті концентрації ГР у воді різних ділянок Київського водосховища були у 3–4 рази нижчі. Суттєві відмінності спостерігалися також у розподілі БПР: восени їхні концентрації у 2–3, а влітку навіть у 4–5 разів перевищували такі у висококольорових притоках Прип'яті. Однозначної сезонної залежності в розподілі В у зазначених водоймах не встановлено, що потребує подальшого вивчення.

#### Список літератури

1. *Архипов В.С.* Состав и свойства типичных видов торфа Западной Сибири / В.С.Архипов, С.Г.Маслов // Химия растительного сырья. – 1998. – № 4. – С. 9–16.
2. Экологическое состояние трансграничных участков рек бассейна Днепра на территории Украины / [А.Г. Васенко, С.А.Афанасьев, О.Н. Петренко и др.] – К. : Академперіодика, 2002. – 355 с.
3. *Васильчук Т.О.* Компонентний склад розчинених органічних речовин р. Прип'ять та його зв'язок з розвитком фітопланктону / Т.О.Васильчук, П.Д.Клоченко, О.В.Бусигіна // Наук. запис. Тернопіль. держ. пед. у-ту ім. В. Гнатюка. Серія Біологія, № 3(14). Спец. випуск: Гідроекологія. – 2001. – С. 182–184.
4. *Васильчук Т.А.* Углеводы в воде днепровских водохранилищ / Т.А.Васильчук, П.Н.Линник // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, № 2. – С. 99–104.
5. *Васильчук Т.А.* Компонентный состав растворенных органических веществ природных поверхностных вод с высокой цветностью / Т.А.Васильчук, В.П.Осипенко. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 136–141.
6. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / [А.Н.Денисова, В.М.Тимченко, Е.П.Нахшина и др.] – К. : Наук. думка, 1989. – 213 с.
7. *Линник П.Н.*, Азотсодержащие органические вещества в воде днепровских водохранилищ / П.Н.Линник, Т.А.Васильчук. // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 5. – С. 88–94.
8. *Линник П.Н.* Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук, Н.В. Болелая // Гидробиол. журн. – 1995. – Т. 31, № 2. – С. 74–81.
9. *Осадчая Н.Н.* Гумусовые вещества в воде днепровских водохранилищ / Н.Н. Осадчая, В.И.Осадчий // Наук. праці Укр. НДГМІ. – 1999. – Вип. 247. – С. 189–201.
10. *Осипенко В.П.* Влияние гуминовых и фульвокислот на десорбцию белковоподобных веществ и углеводов из донных отложений / В.П. Осипенко, Т.А. Васильчук // Матер. III Междунар. науч. конф. «Озерные экосистемы: биологические процессы, антропогенная трансформация качества воды» (Минск–Нарочь, 17–22 сент. 2007 г.). – Минск–Нарочь, 2007. – С. 330–331.
11. Радиологическое и химическое загрязнение Днепра и его водохранилищ после аварии на ЧАЭС / [В.Д.Романенко, М.И.Кузьменко, Н.Ю.Евтушенко и др.] – К.: Наук. думка, 1992. – 196 с.
12. *Сироткина И.С.* Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / [И.С. Сироткина, Г.М. Варшал, Ю.Ю. Лурье, Н.П. Степанова] // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1632.

**Порівняння вмісту вуглеводів і білковоподібних речовин у воді річок басейну р. Прип'яті та Київського водосховища залежно від концентрації гумусових речовин**  
**Осипенко В.П., Васильчук Т.О., Євтух Т.В.**

*Представлені результати досліджень вмісту вуглеводів і білковоподібних речовин у воді р. Прип'яті та її приток, а також Київського водосховища. Наведені порівняльні концентрації гумусових речовин у цих двох водних системах та їхній вплив на динаміку вмісту вуглеводів і білковоподібних речовин у літній та осінній періоди 2010 р.*

**Ключові слова:** вуглеводи; білковоподібні речовини; гумусові речовини; Прип'ять; Київське водосховище.

**Сравнение содержания углеводов и белковоподобных веществ в воде рек бассейна р. Припяти и Киевского водохранилища в зависимости от концентрации гумусовых веществ**

**Осипенко В.П., Васильчук Т.А., Евтух Т.В.**

*Представлены результаты исследований содержания углеводов и белковоподобных веществ в воде р. Припяти и ее притоков, а также Киевского водохранилища. Приведены сравнительные концентрации гумусовых веществ в этих двух водных системах и их влияние на динамику содержания углеводов и белковоподобных веществ в летний и осенний периоды 2010 г.*

**Ключевые слова:** углеводы; белковоподобные вещества; гумусовые вещества; Припять; Киевское водохранилище.

**Comparison of the protein and carbohydrate contents in water of the Pripyat river basin and Kyiv water reservoir in dependence on the humic substances concentrations**

**Osyenko V.P., Vasylchuk T.O., Evtuch T.V.**

*The results of investigations of the protein and carbohydrate contents in water of the Pripyat river and its tributaries, and Kyiv water reservoir too are presented. The comparative concentrations of the humic substances in these two water systems and their influence on the dynamics of the protein and carbohydrate contents at summer and autumn seasons 2010 are analyzed.*

**Keywords:** carbohydrates; proteins; humic substances; Pripyat; Kyiv reservoir.

*Надійшла до редколегії 25.02.11*

УДК 597.554:639.3

**Федоненко О.В., Ананьєва Т.В.**

*Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара*

## **ЕКОЛОГО-БІОХІМІЧНІ ПОКАЗНИКИ ТКАНИН ТА ОРГАНІВ ОСНОВНИХ ВИДІВ ХИЖИХ РИБ ЗАПОРІЗЬКОГО ВОДОСХОВИЩА**

**Ключові слова:** Запорізьке водосховище; промислові види хижих риб; біохімічні показники; техногенне забруднення

Вирішення багатьох практичних завдань у сучасній іхтіології, рибництві, токсикології здебільшого залежить від створення й розробки інформативної, логічної, ємної, експериментально перевіреної системи біохімічної індикації

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*



й моніторингу стану риб. Такого роду дослідження важливі як для з'ясування механізмів розвитку пристосувальних реакцій у риб у відповідь на вплив різноманітних факторів середовища, так і для прогнозу можливих змін іхтіофауни у водоймі. Вони можуть дати корисну інформацію для наукового обґрунтування рибогосподарських заходів [5].

Популяції хижих риб привертають значний інтерес, оскільки вони належать до цінних промислових риб у Запорізькому водосховищі, давно й інтенсивно експлуатуються, проте дедалі зростаючий прес несприятливих антропогенних факторів негативно позначається на чисельності і структурі промислової іхтіофауни в цілому. Структура популяцій хижих риб Запорізького водосховища свідчить про їх критичний стан і невисоку щільність. Коливання чисельності залежать від різноманітних чинників, у першу чергу – від антропогенного навантаження на популяції риб, що виражається у неконтрольованому промисловому і аматорському вилові, скороченні нерестових площ, а також у погіршенні умов існування внаслідок техногенного забруднення водойм [2, 6, 12].

Для оцінки еколого-фізіологічного стану представників основних популяцій хижих риб проводилися моніторингові дослідження морфометричних і фізіолого-біохімічних характеристик щуки звичайної (*Exos lucilus L.*), судака звичайного (*Lucioperka lucioperka*) й окуня річкового (*Perca fluviatilis*), що являють промислові об'єкти у Запорізькому водосховищі.

Метою нашої роботи стало дослідження деяких еколого-фізіологічних і біохімічних показників тканин та органів основних представників хижих риб – щуки, судака, окуня, що належать до цінних промислових видів у Запорізькому водосховищі.

**Матеріали і методи досліджень.** Дослідження проводилися в двох районах Запорізького водосховища, які розрізняються за своїми екологічними умовами: в нижній ділянці водосховища і в Самарській затоці. Самарська затока, за багаторічними дослідженнями, є екологічно кризовою зоною. Гідрохімічний режим Самарської затоки через скиди в р. Самару відроблених вод вугільної промисловості і комунальних стічних вод м. Павлограда та Новомосковська характеризується підвищеним вмістом мінеральних речовин, пестицидів, нітратів, амонійного азоту, а також, у деякі періоди, дефіцитом розчиненого у воді кисню. Ці дві ділянки є найбільшими ділянками промислового лову [2].

Матеріал дослідження (статевозрілих особин риб видів: щука звичайна (*Exos lucilus L.*), судак звичайний (*Lucioperka lucioperka*) й окунь річковий (*Perca fluviatilis*)) відбирали у січні за стандартною методикою [7] з промислових виловів у двох районах Запорізького водосховища, що характеризувалися за екологічними умовами як «умовно чиста» і «забруднена» зони [2].

Вміст білка в тканинах визначали за методом Лоурі [13], вміст ліпідів – за методом Фолча [3], вміст глікогену – модифікованим методом Зейфтера [1].

Одержані цифрові дані піддавали статистичній обробці за загальноприйнятими методами варіаційної статистики [4]. Вірогідність розбіжностей між показниками оцінювали за допомогою t-критерія Ст'юдента при рівні значущості  $p < 0,05$ .

**Результати дослідження і їх обговорення.** Характеристика вмісту сухої речовини в тканинах і органах основних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища. Для оцінки еколого-фізіологічного стану хижих риб Запорізького водосховища використовували такі біохімічні показники, як відсотковий вміст сухої речовини, білка, ліпідів і глікогену в тканинах м'язів і печінки.

У результаті визначення вмісту сухої речовини у м'язовій тканині досліджуваних хижих риб Запорізького водосховища були отримані такі результати: у м'язах окуня містилось  $25,0 \pm 7,0\%$  сухої речовини, у щуки –  $24,0 \pm 5,1\%$ , у судака з нижньої ділянки водосховища –  $21,8 \pm 4,2\%$ , у судака з Самарської затоки –  $23,5 \pm 5,4\%$ . У тканині печінки досліджуваних риб Запорізького водосховища містилося  $29,0 \pm 6,2\%$  сухої речовини у окуня і  $30,2 \pm 5,6\%$  – у щуки, що відповідало узагальненим значенням фізіологічних показників сухої маси печінки хижих видів риб, отриманих іншими авторами [9].

За літературними даними вміст сухої маси в тканинах хижих риб визначається на максимальному рівні в осінній період, наприкінці нагулу, і на мінімальному рівні – у зимово-весняний період, напередодні нересту, коли відбувається повне визрівання статевих продуктів [8]. Таким чином, співвідношення вмісту сухої речовини і води у м'язах хижих промислових риб Запорізького водосховища відповідали фізіологічним показникам, характерним для обраного виду риб з урахуванням особливостей сезонної й вікової динаміки їх значень, наведеним у довідниковій і науковій літературі [9]. Деяке перебільшення вмісту сухої речовини у м'язовій тканині судака з Самарської затоки може бути зумовлено більшим накопиченням зольних елементів рибою з води екологічно забрудненої зони Запорізького водосховища.

Характеристика загального білкового вмісту в тканинах і органах основних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища. Результати дослідження білкового вмісту в органах і тканинах досліджуваних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища наведені у табл. 1.

*Таблиця 1. Вміст білка в органах і тканинах основних видів промислових хижих риб з центральної ділянки і Самарської затоки Запорізького водосховища (M±m, n=5)*

Вид тканини	Нижня ділянка Запорізького водосховища			Самарська затока
	Окунь	Щука	Судак	Судак
М'язи	$68,74 \pm 1,75$	$61,56 \pm 1,26$	$58,85 \pm 2,32$	$60,05 \pm 3,21$
Печінка	$45,4 \pm 1,32$	$54,07 \pm 1,42$	–	–

Наші дослідження показали, що серед досліджуваних видів хижих риб нижньої ділянки Запорізького водосховища найбільшу кількість білка містили м'язи окуня –  $68,74 \pm 1,75\%$ . У м'язовій тканині щуки вміст білка складав  $61,56 \pm 1,26$ , у м'язовій тканині судака –  $58,85 \pm 2,32\%$ . Порівнюючи дані щодо вмісту білка у м'язовій тканині судака з різних ділянок Запорізького водосховища, нам не вдалося знайти помітну різницю між цими показниками.

Визначення вмісту білка у печінці хижих риб з нижньої ділянки Запорізького водосховища показали, що в окуня він складав  $45,4 \pm 1,32\%$ , у щуки –  $54,07 \pm 1,42\%$ . Таким чином, вміст білка в печінці окуня і щуки був нижчим, ніж у м'язовій тканині цих риб у 1,5 і 2 рази відповідно.

За літературними даними вміст білка у тканині м'язів і печінки хижих риб характеризуються певною сезонною динамікою, відповідно якої найвищі значення білкового вмісту у м'язах відзначаються в зимовий період як у самців, так і у самиць, що, ймовірно, пов'язано з синтезом у них статевих продуктів і нерестом ранньою весною. Концентрація білка у тканині печінки хижих риб родини окуневих досягає максимальних значень у літньо-осінній період наприкінці нагулу, а мінімальне – у весняний період, після зимового голодування [11]. Причому, сезонні коливання абсолютних значень білкового вмісту в печінці встановлено у межах 5–7%.

Характеристика вмісту сумарних ліпідів у тканинах і органах основних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища. Жир, як запасна речовина, відкладається у певних місцях тушки риби, характерних для даного виду. Тканинний жир риб у хімічному відношенні переважно представлено запасними ліпідами – триацилгліцеридами (ТАГ) й ефірами холестерину. Причому, сумарні ліпіди більш давніх у філогенетичному відношенні риб (осетрових, лососевих) містять у багатьох органах більший відсоток ТАГ, ніж ліпіди менш давніх риб. Крім того, для філогенетично молодших риб (щукових, окуневих) характерна висока частка в сумарній ліпідній фракції ефірів холестерину. У розрахунку кількості ТАГ на суху масу тканин ця закономірність зберігається для мускулатури, плавального міхура, головного мозку й гонад, а у випадку ефірів холестерину – тільки для нирок і спинного мозку. Очевидно, існує певний антагонізм між ТАГ й ефірами холестерину, як запасними ліпідами. Логічним є те, що останні – більш універсальні запасні речовини, тому що в їх молекулах у нейтральній, нетоксичній для організму, формі зберігаються запаси як структурних, так і енергетичних елементів. Більше того, саме в тих тканинах, де роль холестерину особливо велика (нирки, печінка, спинний мозок) відмічається й більш висока його концентрація [10].

Отримані дані щодо вмісту жиру в органах і тканинах досліджуваних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища наведені в табл. 2. Досліджувані нами види хижих риб належать до «нежирних» і характеризуються рухливим способом існування, тому в їх тканинах міститься невелика кількість жиру, який досить швидко витрачається як енергетично значуща запасна речовина. Жирність м'язів і печінки окуневих

риб залежить від сезону року – в зимовий період вміст жиру мінімальний, весною жирність зростає, у літньо-осінній період завжди відмічається підвищення вмісту ліпідної складової.

**Таблиця 2. Вміст жиру в органах і тканинах основних видів промислових хижих риб з центральної ділянки і Самарської затоки Запорізького водосховища (M±m, n=5)**

Вид тканини	Нижня ділянка Запорізького водосховища			Самарська затока
	Окунь	Щука	Судак	Судак
М'язи	27,73±1,24	32,33±1,83	24,47±0,85	28,81±1,04*
Печінка	23,67±1,43	34,07±0,32	–	–

Дослідження жирності тканин і органів промислових хижих риб Запорізького водосховища дозволили встановити, що у м'язах окуня містилося 27,73±1,24% жиру, у м'язах щуки – 32,33±1,83, у м'язах судака – 24,47±0,85%.

Жирність м'язів судака з Самарської затоки становила 28,81±1,04%, тобто була в 1,6 рази нижчою, ніж у судака з нижньої ділянки Запорізького водосховища. Цей факт свідчить про менш інтенсивне накопичення запасних ліпідів у риб, розповсюджених у зоні антропогенного забруднення, порушення у них швидкості процесів пластичного й енергетичного обміну, які можуть негативно впливати на перебіг життєвого циклу (спричинювати несвоєчасне визрівання полових продуктів, затримку й пропуски нересту тощо).

У наших дослідженнях найбільшим відсотковим вмістом жиру характеризувалися м'язи щуки, причому, тканинний вміст ліпідів значно перевищував середній фізіологічний рівень і, вочевидь, свідчив про порушення ліпідного обміну у м'язовій тканині.

Кількісне співвідношення білково-ліпідного вмісту у м'язовій тканині, яка становить основну масу тіла риби, знаходилось у відповідності зі значеннями коефіцієнта вгодованості і, таким чином, також могло бути певною характеристикою функціонально-фізіологічного стану риб.

У печінці досліджуваних нами хижих риб Запорізького водосховища вміст жиру перевищував м'язову тканину в 1,3 рази у окуня, у щуки тканина м'язів і печінки містила порівняно однаковий відсоток жиру, який значно перевищував білковий відсоток. Білково-ліпідне співвідношення дорівнювало 0,32, що також могло вказувати на порушення пластичного й енергетичного обміну у тканині печінки.

Характеристика вмісту глікогену в тканинах і органах основних видів промислових хижих риб Запорізького водосховища. Глікоген є резервною формою вуглеводів й зустрічається практично в усіх клітинах організму у різній кількості. Глікоген слугує основним джерелом енергії у період ембріонального розвитку риб. У постембріональному періоді головним

джерелом ендogenous живлення стає жир, запаси якого у 2–3 рази вище у тканинах риби, ніж глікогену.

У малорухливих донних риби глікоген витрачається повільніше і рівень глюкози в крові нижчий, ніж у придонних і пелагічних риби. Найбільший рівень глікогену в тканинах та органах риби відмічається в осінній період. За його убуванням можна визначити такий ряд: печінка, серце, червоні м'язи, білі м'язи. Причому в червоних м'язах міститься глікогену на 60–70% більше, ніж у білих.

Результати дослідження вмісту глікогену в органах і тканинах досліджуваних видів промислових хижих риби Запорізького водосховища наведені в табл. 3.

*Таблиця 3. Вміст глікогену в органах і тканинах основних видів промислових хижих риби з центральної ділянки і Самарської затоки Запорізького водосховища (M±m, n=5)*

Вид тканини	Центральна ділянка Запорізького водосховища			Самарська затока
	Окунь	Щука	Судак	Судак
М'язи	1,16±0,71	2,51±1,43	4,15±0,65	3,02±0,23
Печінка	12,01±1,52	8,22±1,62	–	–

Дослідження вмісту глікогену в м'язовій тканині хижих риби нижньої ділянки Запорізького водосховища показали, що м'язи окуня містили 1,16±0,71% глікогену, м'язи щуки – 2,51±1,43, м'язи судака – 4,15±0,65%. Таким чином, у судака, як пелагічної риби з високим ступенем рухливості, і жвавим способом існування виявилася найбільша концентрація глікогену у білих м'язах.

У судака, виловленого в Самарській затоці, рівень глікогену у м'язовій тканині був дещо нижчим, хоча різниця не відзначалася статистичною достовірністю. Значно більша кількість глікогену була знайдена у печінці, оскільки цей орган у функціонально-фізіологічному відношенні є місцем депонування запасних речовин у хребетних, в тому числі риби. У печінці окуня було виявлено 12,01±1,52% глікогену, у печінці щуки – 8,22±1,62%. Статистично достовірної різниці не було між показниками накопичення глікогену в печінці цих видів риби, отже можна припустити, що відкладення запасів вуглеводної енергетично-значущої речовини відбувалося до максимального ступеня накопичення.

**Висновки.** Аналіз даних, отриманих у результаті проведених досліджень, дозволив зробити такі висновки.

За морфо-фізіологічними оцінками хижих промислових риби Запорізького водосховища можна відзначити окуня як найбільше пристосований вид до умов існування в водоймі, що перебуває під постійним антропогенним навантаженням.

Вміст загальних ліпідів у м'язах і печінці щуки значно перевищував середні значення фізіологічного рівня і, вочевидь, свідчив про наявність порушення ліпідного обміну.

Порівняно з судаком з нижньої ділянки Запорізького водосховища вміст жиру у м'язах судака з Самарської затоки був нижчим у 1,6 рази, вміст глікогену – на 8,7%, що свідчило про менш інтенсивне накопичення запасних речовин у риб в зоні антропогенного забруднення і порушення у них швидкості процесів пластичного і енергетичного обміну, які можуть негативно впливати на перебіг життєвого циклу.

Виявлено збільшення вмісту сухої речовини у м'язовій тканині судака з Самарської затоки, що може бути зумовлено більшим накопиченням мінеральних речовин рибою з води екологічно забрудненої зони Запорізького водосховища.

### Список літератури

1. *Асатиани В.С.* Определение гликогена по Зейфтеру: Биохимическая фотометрия / В.С. Асатиани. – М. : Изд-во АН СССР, 1957.– С.452–453.
2. *Запорожское водохранилище* / Дворецкий А.И., Рябов Ф.П., Цегельник Л.И. и др. [Под ред. А.И.Дворецкого, Ф.П.Рябова]. – Днепропетровск, 2000.– 169 с.
3. *Кейтс М.* Техника липидологии / М. Кейтс – М.: Мир, 1975.– 322 с.
4. *Лакин Г.Ф.* Биометрия / Г.Ф. Лакин. – М.: Высшая школа, 1990.– 352 с.
5. *Лукьяненко В.И.* Экологические аспекты ихтиотоксикологии / В.И.Лукьяненко. – М. : Агропромиздат, 1987. – 240 с.
6. *Попова О.А.* Реакция хищных рыб на изменение условий обитания под влиянием деятельности человека / О.А. Попова // Изменение структуры рыбного населения евтрофируемого водоема. – М.: Наука, 1982б. – С. 146–160.
7. *Правдин И.Ф.* Руководство по изучению рыб / И.Ф. Правдин. – М. : Пищ. пром-сть, 1966. – 376 с.
8. *Сидоров В.С.* Теоретические и практические аспекты экологической биохимии рыб / В.С. Сидоров, М.И. Шатуновский // Сравнительная биохимия водных животных. – Петрозаводск : Карел. фил. АН СССР, 1983. – С. 5–17.
9. *Справочник по физиологии рыб* / [Яржомбек А.А., Лиманский В.В., Щербина Т.В. и др.] – М. : Агропромиздат, 1986.– 192 с.
10. *Тканевый обмен у рыб* / [Беляев В.И., Николаев В.М., Шульман Г.Е., Юнева Т.В.] – К. : Наук. думка, 1983.– 144 с.
11. *Федоненко Е.В.* Экологическая характеристика рыб Запорожского водохранилища / Е.В. Федоненко, Т.С. Шарамок, Н.Б. Есипова // Матер. міжнар. наук.-практ. конф. «Актуальні проблеми аквакультури та раціонального використання водних біоресурсів» (26–30 вересня 2005 р., м. Київ).– К., 2005.– С. 277–278.
12. *Федоненко О.В.* Сучасний промисловий іхтіокомплекс Запорізького водосховища та його характеристика / О.В. Федоненко, Н.Б. Єсіпова // Рибе господарство. – 2004. – Вип. 63. – С. 242–245.
13. *Protein measurement with the Folin phenol reagent* / Lowry J.O.H., Rosenbrough N.J., Farr A.L. et al. // J. Biol. Chem. – 1951. – V.193, N 1.– P. 265–275.

### Еколого-біохімічні показники тканин та органів основних видів хижих риб Запорізького водосховища

**Федоненко О.В., Ананьєва Т.В.**

На підставі вивчення біохімічного складу тканин м'язів і печінки промислових хижих риб Запорізького водосховища встановлені ознаки порушення ліпідного й мінерального обміну у деяких видів в ділянці акваторії, що підлягає інтенсивному антропогенному забрудненню.

**Ключові слова:** Запорізьке водосховище; промислові види хижих риб; біохімічні показники; техногенне забруднення.

### Эколого-биохимические показатели тканей и органов основных видов хищных рыб Запорожского водохранилища

**Федоненко Е.В., Ананьева Т.В.**

*На основе изучения биохимического состава тканей мышц и печени промысловых хищных рыб Запорожского водохранилища установлены признаки нарушения липидного и минерального обмена у некоторых видов в участке акватории, подверженном интенсивному антропогенному загрязнению.*

**Ключевые слова:** *Запорожское водохранилище; промысловые виды хищных рыб; биохимические показатели; техногенное загрязнение.*

**Eco-biochemical indexes of tissues and organs of main species of predatory fishes in the Zaporozhian reservoir**

***Fedonenko E.V., Ananieva T.V.***

*On the basis of study of biochemical composition of muscles and liver tissues of industrial predatory fishes in the Zaporozhian reservoir it had been obtained data on the violation of lipid and mineral metabolism at some species in the area under intensive anthropogenic contamination.*

**Keywords:** *Zaporozhian reservoir; industrial species of predatory fishes; biochemical indexes; technogenous contamination.*

***Надійшла до редколегії 03.03.11***

УДК 911.3

**Уліганець С.І., Кулініч М.Т.**

*Київський національний університет імені Тараса Шевченка*

**ОСОБЛИВОСТІ, ПРОБЛЕМИ І ПЕРСПЕКТИВИ ВИКОРИСТАННЯ  
МІНЕРАЛЬНИХ ЛІКУВАЛЬНИХ ВОД ДНІПРОВСЬКО-  
ДОНЕЦЬКОГО АРТЕЗІАНСЬКОГО БАСЕЙНУ В МЕЖАХ УКРАЇНИ**

*Ключові слова: мінеральні води; Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн; бальнеологічні курорти*

**Постановка проблеми.** Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн – найбільший артезіанський басейн Європи. В даній роботі він досліджується лише в межах України. Простягається майже на всій Лівобережній Україні – знаходиться в межах Чернігівської, Черкаської, Київської, Сумської, Харківської, Полтавської, Дніпропетровської, Донецької і Луганської областей України. Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн має досить великі запаси мінеральних лікувальних вод, з яких сьогодні використовується лише 8%. Перспективи ж використання цих ресурсів обумовлюються дією широкого спектру чинників. А наявні особливості сучасного використання даного виду природних ресурсів обумовлюють необхідність їх подальшого дослідження.

**Метою** статті є дослідження особливостей, проблем і перспектив використання мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України.

**Виклад основного матеріалу.** Вагомий внесок у дослідження мінеральних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України, методику оцінки їх потенціалу, поширення та визначення соціально-економічної ефективності використання, зробили відомі вчені, такі як Бабинець А., Бабов К., Бурлак Г., Великий Г., Іщенко О., Ковальська В., Мойсеєва Н., Набока М., Нацик В., Негода Г., Огняник М., Овчиннікова Н., Решетов І., Сулейманов С., Шестопапов В., Янчев В. та інші. В свою чергу ми представили особливості, проблеми і перспективи використання мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України саме в туристсько-рекреаційних цілях.

Мінеральні води - це природні підземні води, які справляють на організм людини лікувальну дію, зумовлену підвищеним вмістом деяких компонентів (гідрокарбонатів, сульфатів, хлоридів, кальцію, магнію, натрію, калію),

*Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.1(22)*



специфічних компонентів (газового складу, мікрокомпонентного тощо), або специфічними фізичними властивостями (радіоактивність, температура, структура води, реакція води - рН тощо), які разом тією чи іншою мірою відрізняються від дії питної води [4].

Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн належить до гідрогеологічного мегарегіону Східноєвропейської плити. Поділяється він на дві гідрогеологічні області: Дніпровську і Донецьку. В межах Дніпровської гідрогеологічної області розмежовують наступні гідрогеологічні райони: північний, західний, центральний, південно-східний, східний; а в межах Донецької гідрогеологічної області – східний та західний гідрогеологічні райони (далі: східно-донецький та згідно-донецький).

Дніпровська гідрогеологічна область має особливі умови водообміну, які привели до формування підземних вод аномального складу, вони існують на ділянках розвитку солянокупольної тектоніки. У зонах порушень, утворених соляними штоками, виникає місцеве розвантаження підземних вод нижніх частин розрізу у верхні водоносні горизонти. В умовах відкритих структур це розвантаження досягає значних величин, що, відповідно, формує склад та підвищення мінералізації підземних вод юрських, крейдяних і бучацьких відкладів. Для підземних вод неглибокого залягання верхнього структурного поверху басейну характерна широтна гідрохімічна зональність, яка обумовлюється фізико-географічними факторами. Вона виявляється у зміні хімічного складу підземних вод, приурочених до четвертинних, неогенових і частково палеогенових відкладів, від гідрокарбонатних кальцієвих з мінералізацією 0,5—1,0 г/дм<sup>3</sup> у північно-західній частині басейну (смуга добре зволоженого Полісся), через сульфатно-гідрокарбонатні та сульфатні води (центральна частина басейну) до хлоридно-сульфатних натрієво-кальцієвих вод з мінералізацією до 3 г/дм<sup>3</sup> (південно-східна частина басейну, для якої характерні недостатнє зволоження і значна загіпсованість четвертинних порід).

У межах західно-донецького гідрогеологічного району поширені мінеральні води із вмістом кремнійорганічних речовин (Березовські мінеральні води). *Східно-донецький гідрогеологічний район.* Зона активного водообміну представлена водоносними горизонтами здебільшого крейдяної та четвертинної систем. Ці води зазвичай містять підвищену кількість бромю, клас вод хлоридно-натрієвий. Типовий приклад родовище Лиманське Старобільського району Луганської обл. Долина Сіверського Донця, яка є південною межею району, – найперспективніша ділянка пошуку родовищ мінеральних вод переважно хлоридного натрієвого складу, відносно високомінералізованих з підвищеним вмістом йоду та бромю, характерним для зон утрудненого водообміну території [5].

В межах Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну знаходяться наступні родовища мінеральних вод: Конча-Заспа (Київська обл.) – радонові води, Драбівське (Черкаська обл.) та Миргородське (Полтавська обл.) – хлоридні води, Полонське, Денишівське, Березівське (Харківська обл.) –

кременисто-залізисті води, Новомосковське (Дніпропетровська обл.) та Лиманське (Луганська обл.) – йодо-бромні води (рис.1) [1].

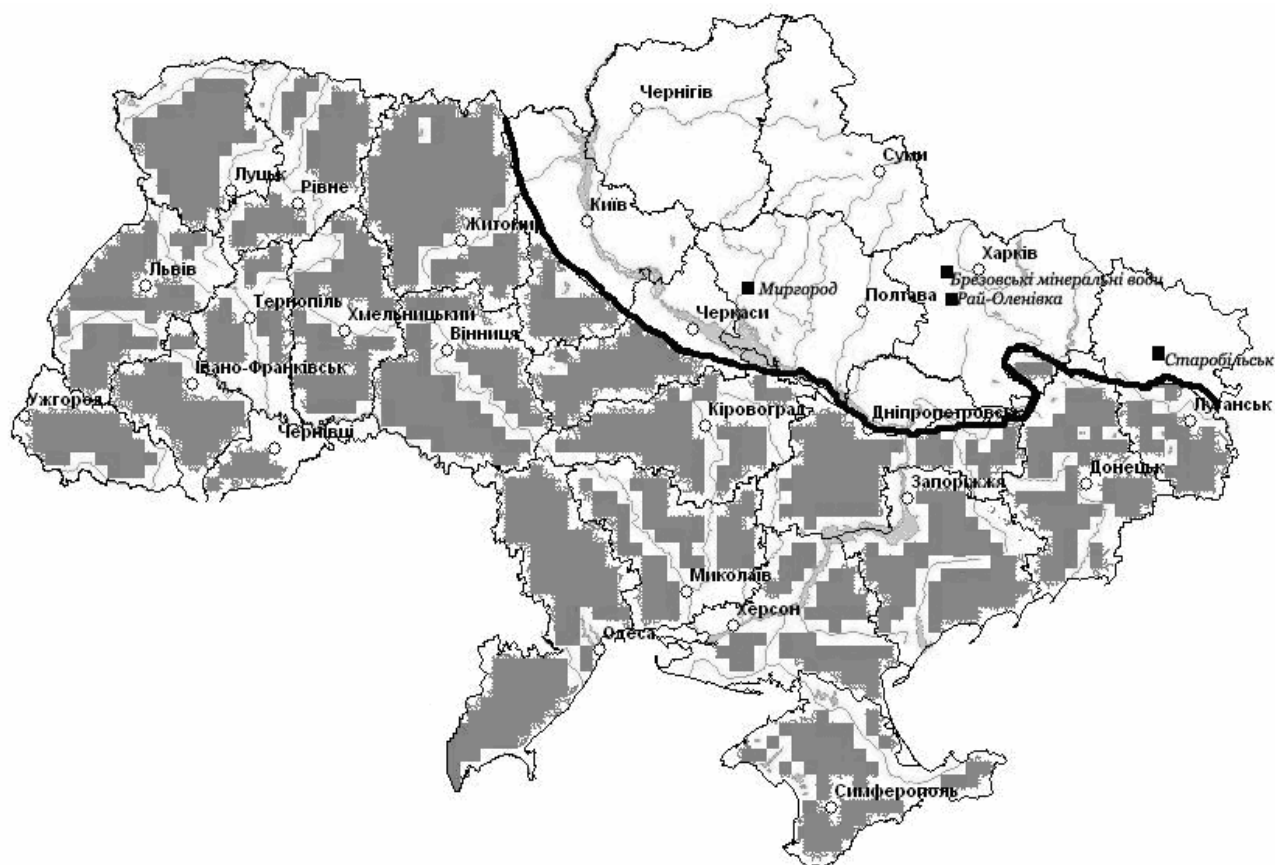


**Рис. 1. Родовища мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну у межах України**

На основі використання мінеральних лікувальних вод на території України в межах Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну сформувались бальнеологічні курорти (табл. 1, рис.2) [4].

**Таблиця 1. Курорти України, що сформувались на основі мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну [4]**

Назва курорту	Місткість, чол..	Лікувальні фактори	Медичні показання
Березовські мінеральні води	1108	Бромна, йодо-бромна, крем'яниста гідрокарбонатна кальцієво-натрієво-магнієва	Шлунок сечова ситема, печінка, кишечник,
Рай-Оленівка	505	Вуглекисла гідрокарбонатна натрієва	Органи травлення
Старобільськ	200	Хлоридна натрієва радонова	Опорно-рухова система, периферійна нервова система
Миргород	1837	Хлорид на натрієва	Органи травлення порушення обміну речовин



*Рис. 2. Курорти України, що сформувалися на основі мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну*

Курорт – це місцевість, яка має природні лікувальні фактори і необхідні умови для їх використання з лікувально-профілактичною метою [2].

*Курорт Березовські мінеральні води* знаходиться в с. Березове поблизу міста Харкова. Це одна з найстаріших та найвідоміших цілорічних здравниць України. Про цілющі властивості води місцевих джерел жителі довколишніх сіл знали давно. 22 грудня 1862 доктор Гурвич доповів на засіданні Харківського медичного товариства про відкриття в 20 верстах від Харкова джерела цілющої води в районі хутора Березового. У 1864 році, сюди, в хутір Березове, для вивчення цілющих властивостей води, прибула комісія. Було встановлено, що вода дивним чином схожа на води всесвітньо відомого бельгійського курорту Спа, і, отже, може бути призначена для тих же захворювань, які лікують у Спа. І вже в 1864 році курорт «Березовські залізні води» прийняв перших відпочиваючих. У 1881 році хутір переходить до нової власниці - поміщиці Гурової. Організовується лікування, групами приїжджають діти, ведуть прийом губернські лікарі, починається постачання води в аптечну мережу Харкова. Відлік сучасної історії курорту ведеться з 1920 року, коли органами радянської охорони здоров'я були розпочаті роботи з відновлення майже повністю зруйнованого в роки революції санаторію. У роки Великої Вітчизняної війни курорту було завдано значних матеріальних збитків. Інтенсивний його розвиток припадає на 70-ті роки ХХ століття. З 2008 року санаторій «Курорт Березовські мінеральні води» є

клінічною базою Харківської медичної академії післядипломної освіти Міністерства охорони здоров'я України.

Головне джерело курорту - природне джерело лікувальної мінеральної води типу Березовська, що піднімає на поверхню понад 750 тисяч літрів на добу, а це дозволяє уникнути проблеми багатьох питних курортів - дефіциту води, і як наслідок необхідність її нагнітання в резервуари бюветів. За сучасною класифікацією Березовська вода завдяки наявності лікувальної концентрації колоїдних сполук метакремнієвої кислоти відноситься до класу кремнієвих мінеральних вод і найбільш близька до Шаянської води Закарпаття. Ще однією особливістю Березовської мінеральної води є наявність у її складі лікувальної концентрації органічних речовин, що робить її близькою до Трускавецької Нафтусі. «Родзинкою» курорту є також і хлоридно-натрієво-йодо-бромна вода високої мінералізації (до 60 г/л), що видобувається із свердловини глибиною 1654м., порівняна по насиченості і лікувальному ефекту з водою Мертвого моря. Ця вода успішно застосовується у вигляді ванн для лікування захворювань опорно-рухового апарату. Ще одна мінеральна вода Березовського родовища, добувається з свердловини глибиною понад 840 метрів. Пройшла фільтрацію і збагачена мікроелементами підземних крейдяних пластів Юрського періоду. Вода використовується для гідромасажу, лікувальних душів, вихрових, перлинних ванн і для наповнення лікувально-плавального басейну. Курорт традиційно спеціалізується на санаторному лікуванні та ранньої реабілітації хворих захворюваннями: органів травлення, обміну речовин, нирок і сечовивідних шляхів. З 2008 року Міністерством охорони здоров'я України в санаторії дозволена реабілітація хворих із захворюваннями: опорно-рухового апарату, периферичної нервової системи, периферичних судин кінцівок, жіночих статевих органів з порушенням репродуктивної функції, органів дихання та алергічними станами, після перенесених опіків, онкологічною патологією, санаторне лікування хворих з кардіологічною патологією [7].

*Санаторій "Рай-Оленівка"* — це воістину "райський куточок" на Слобожанщині, що знаходиться в знаменитій дачно-курортній зоні "Пісочин" за 12 км від Харкова. Основним лікувальним фактором є мінеральна вода "Рай-Оленівка". Вода мінерального джерела "Рай-Оленівка" є близьким аналогом Березівських мінеральних вод і Трускавецької мінеральної води "Нафтуса". Її особливість — значний склад кременистих з'єднань і заліза. Також є мінеральні води слабомінералізовані гідрокарбонатні різного катіонного складу з підвищеним вмістом органічних речовин. Показання для направлення на курорт: хвороби шлунково-кишкового тракту, порушення обміну речовин, реабілітація хворих в поставарійному періоді Чорнобильської катастрофи [8].

*Курорт Старобільськ.* На початку 30-х років ХХ століття в районі села Підгорівки на базі джерела хлоридно-натрієвої йодо-борної води з домішкою радону було відкрито лазню. А вже в 1935 році тут почало працювати відділення окружної лікарні з лікування захворювань опорно-рухового апарату. В тому ж 1935 році відділення реорганізовано в

Старобільську лікарню, яка сьогодні розташовується у двох будівлях: колишній віллі князя Бойчевського та сучасній триповерховій будівлі з усіма зручностями. В 1972 році на базі піонерського табору "Сосновий" було відкрито санаторій-профілакторій "Сосновий" в якому застосовувались цілющі властивості мінеральної води [9].

*Санаторно-курортний комплекс Миргород* знаходиться в місті Миргород Полтавської області. В зв'язку з нестачею питної води в місті Миргород у 1912 році було пробурено артезіанську свердловину, з якої і почало бити потужне джерело, до 33 тисяч відер за добу. Користуючись водою, мешканці міста помітили, що після прийому декількох ванн, у них почала пропадати ломота в суглобах, покращувалось загальне самопочуття. 11 серпня 1915 року медична рада визнала мінеральну воду миргородської свердловини лікувальною і дозволила використовувати її для зовнішнього застосування (у вигляді ванн), а через кілька місяців у 1916 році було отримано дозвіл вживати воду з миргородської свердловини як внутрішній лікувальний засіб та розливати її для вивезення в інші місця. Дослідження показали, що вода миргородського джерела відноситься до слабомінеральних хлоридно-натрієвих вод і близька по складу до мінеральних вод відомих європейських курортів Соден, Баден-Баден, Аахен. Сьогодні на території курорту експлуатуються три свердловини. Глибина свердловин від 673 до 710 метрів. Державна комісія по запасах корисних копалин України у 2000 році зробила підрахунок запасів мінеральної води миргородського родовища. Доведено, що вона гарантовано забезпечить перспективний розвиток курорту ще на століття. Багатолітні дослідження фахівців Українського науково-дослідного інституту медичної реабілітації і курортології МОЗ України підтверджують, що властивості і фізико-хімічний склад миргородської мінеральної води не змінюються. Вживана безпосередньо з джерела «Миргородська» насичена найважливішими для здоров'я мікро- і макроелементами в ідеальному стані для засвоєння організмом. Іони хлору і натрію є основним матеріалом для шлункового соку і стимулюють секрецію шлунку. Окрім цього, іони натрію грають найважливішу роль у водному обміні організму. Іонам кальцію властива протизапальна дія, а іони магнію знижують рівень холестерину, мають жовчогінну і спазмолітичну дію, знижують збудливість центральної нервової системи. Кремнієва кислота має абсорбційну і протизапальну дію. Мікроелементи – мідь, йод, бром, фтор, залізо, які містяться в «Миргородській» грають найважливішу роль в життєдіяльності організму, оскільки входять до складу більшості ферментів, вітамінів і гормонів. «Миргородська» показана для внутрішнього вживання при захворюваннях органів травлення, цукровому діабеті і зовнішньо у вигляді ванн для ефективного лікування захворювань органів опори і руху, периферичної нервової системи, гінекологічних захворюваннях і, в цілому, хворобах сечостатевої системи, безплідді, а також у вигляді інгаляцій та промивань при лікуванні захворювань ротової порожнини і носоглотки [6].

Потрібно зауважити, що окрім розвитку курортної справи, особливо динамічно сьогодні розвивається промисловий розлив мінеральних вод. За останні 15 років він сформував в Україні окрему гілку індустрії. І саме «Миргородська» та «Березовські мінеральні води» підлягають сьогодні такому шляху використання. Миргородська лінія розливу мінеральної води розливає у пляшки 24 тисячі літрів за годину. Але це веде за собою ряд проблем. По-перше, внаслідок видобутку мінеральних вод з метою промислового розливу, досить швидко зменшується кількість запасів останньої, хоча й прогнози щодо її об'ємів є значно великими. По-друге, не дотримуються стандарти при розливі мінеральних вод: їх розлив у поліетиленові пляшки і транспортування на значні відстані тягне за собою зміну фізико-хімічного складу води, і втрату певного ряду лікувальних властивостей.

Система контролю за експлуатацією родовищ мінеральних вод має надзвичайно важливе значення для збереження цих родовищ, а, особливо, для забезпечення якості лікувальних вод, що споживаються хворими. На нашу думку, це є одним з обов'язків надрокористувача. Але по суті ці обов'язки реалізуються тільки на окремих курортах, таких як Миргород, де під патронажем ЗАТ «Укрпрофоздоровниця» функціонують гідрогеологічні режимно-експлуатаційні станції.

Сьогодні ми можемо спостерігати утворення широкої мережі максимально наближених до споживача лікувальних закладів санаторного типу невеликої потужності, будівництво яких здійснюється за кошти недержавних інвесторів. Для забезпечення діяльності таких закладів необхідні невеликі обсяги гідромінеральних ресурсів, які можуть бути розвідані при вкладенні незначних коштів, що робить можливим участь у цьому процесі дуже широкого кола інвесторів. Але тут знову постає проблема. При забудові територій, на яких знаходяться родовища мінеральних лікувальних вод не дотримуються стандартів, що спричинює забруднення вод, а це в свою чергу веде до неможливості використання мінеральної води з цього джерела.

Не виключена і доцільність переоцінки запасів діючих родовищ за умови, якщо мінеральна вода, що експлуатується, за наявності бальнеологічних компонентів може бути використана і в іншому, нетрадиційному напрямку лікування. Зокрема, можна навести приклад Березовського родовища мінеральних вод, запаси по якому в СРСР затвердили як запаси крем'янистих вод. При подальшому вивченні в цих водах були виявлені органічні речовини у кількості до 20 мг/дм<sup>3</sup>, що дозволило ідентифікувати цю воду як нафтусеподібну. Цей висновок, до речі, підтверджується позитивними результатами бальнеолікування на Березовському курорті.

Незатвержені і нерозвідані запаси мінеральних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну, що експлуатуються в переважній більшості заводами або цехами розливу. Слід зазначити, що інформація з цього питання дуже обмежена. Останнім часом кількість цехів по розливу

мінеральних вод збільшилась, але відомості про їхню продуктивність відсутні [3].

Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн має досить великі запаси мінеральних лікувальних вод, з яких сьогодні використовується лише 8% (табл. 3) [5].

Таблиця 2. Невикористаний потенціал мінеральних вод у межах адміністративних областей України згідно з даними ДГП «Геоінформ», м<sup>3</sup>/добу [5].

Різновид мінеральних вод	Експлуатаційні запаси			Усього невикористаний потенціал
	Видобуток	Невикористаний потенціал	Розвідані запаси	
Радонова	21,4	2695,2	1353,2	4048,0
Йодо-бромна	-	160,0	8923,0	8613,0
Бромна	55,0	2586,0	7885,5	10471,5
Залізиста	0,9	142,1	5,5	147,6
Крем'яниста			268,0	286,0

**Висновки.** Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн – найбільший артезіанський басейн Європи. Але, як ми можемо бачити з вище наведеного матеріалу, сьогодні в рекреаційних цілях використовується дуже мізерна частка його потенціалу. Нормально функціонують на такій великій території лише чотири курорти. Мінеральні води басейну різні за хімічним складом і лікувальними властивостями. Вони є високоефективними і цінними для лікування і профілактики захворювань органів травлення, опорно-рухового апарату, серцево-судинної та периферійної нервової системи. Вони також використовуються для розливу як столово-лікувальні. Варто зазначити, що води родовищ у Миргороді і Березове мають унікальні властивості, об'єднуючи в собі характеристики всесвітньовідомих мінеральних вод. Тобто проводячи подальші дослідження щодо закономірностей поширення вод по території Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України, аспектів їх використання в лікувальних цілях, характеристики цих типів вод, ми отримаємо неоціненний досвід для оцінки можливої перспективи в експлуатації мінеральних лікувальних вод даного басейну.

#### Список літератури

1. Геологія і корисні копалини України. Атлас / За ред. Л.С.Галицького. - К. : Такі справи, 2001. - С. 138-139.
2. Курорты: Энциклопедический словарь / Под ред. Е.И. Чазова. – М.: Советская энциклопедия, 1988. – 592 с.
3. Курортні ресурси України / За ред. М.В. Лободи. – К. : Тамед, 1999. – 340 с.
4. Любіцева О.О. Туристичні ресурси України / О.О. Любіцева, Є.В. Панкова., В.І. Стафійчук. – К. : Алтерпрес, 2007. – 369 с.
5. Формування мінеральних вод України / За ред.В.М. Шестопалова. – К. : Наукова думка, 2009. – 311 с.
6. [news.mirgorodkurort.com.ua](http://news.mirgorodkurort.com.ua) – Офіційний сайт курорту Миргород.
7. [www.berminvodu.com](http://www.berminvodu.com) – Офіційний сайт курорту Березовські мінеральні води.
8. [www.sankurort.ua](http://www.sankurort.ua) – курорти і санаторії України.
9. [www.starobelsk.info](http://www.starobelsk.info) – Офіційний сайт міста Старобільськ.

**Особливості, проблеми і перспективи використання мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України**

**Уліганець С.І., Кулініч М.Т.**

*У статті аналізується поширення мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в межах України, родовища цих вод та курорти, які на них сформувались. А також представлені проблеми і рекомендації по використанню мінеральних лікувальних вод Дніпровсько-Донецького артезіанського басейну в рекреаційних цілях.*

**Ключові слова:** мінеральні води; Дніпровсько-Донецький артезіанський басейн; бальнеологічні курорти.

**Особенности, проблемы и перспективы использования минеральных лечебных вод Днепровско-Донецкого артезианского бассейна в пределах Украины**

**Улиганец С.И., Кулинич М.Т.**

*В статье анализируются распространения минеральных лечебных вод Днепровско-Донецкого артезианского бассейна в пределах Украины, месторождения этих вод и курорты, которые на них сформировались. А также представлены проблемы и рекомендации по использованию минеральных лечебных вод Днепровско-Донецкого артезианского бассейна в рекреационных целях.*

**Ключевые слова:** минеральные воды; Днепровско-Донецкий артезианский бассейн; бальнеологические курорты.

**Features, problems and prospects use of mineral medicinal waters of Dnieper-Donets Artesian Basin in Ukraine**

**Uliganets S.I., Kulinich M.T.**

*The article analyzes the distribution of mineral medicinal waters of the Dnieper-Donets Artesian Basin in Ukraine, the deposits of these waters and resorts to which they are formed. And also presented problems and recommendations for the use of mineral medicinal waters of the Dnieper-Donets Artesian Basin for recreational purposes.*

**Keywords:** mineral waters; Dnieper-Donets Artesian Basin; balneological resorts.

**Надійшла до редколегії 17.03.11**



## УКРАЇНСЬКИЙ ВАРІАНТ УНІВЕРСАЛЬНОЇ ДЕСЯТКОВОЇ КЛАСИФІКАЦІЇ (УДК), 2010 р.

У 2010 році Державною науковою установою «Книжкова палата України імені Івана Федорова» вперше в історії України було підготовлено і видано український варіант Універсальної десяткової класифікації (УДК), який використовують з 2000 року. Це електронне видання на CD-ROM (у форматі PDF) Універсальної десяткової класифікації українською мовою, яке містить таблиці УДК та зведений алфавітно-предметний покажчик до них зі змінами та доповненнями станом на 2006 рік, що розроблені власником міжнародного еталона – некомерційної організації "Консорціум УДК" (УДКК) (UDC Consortium, UDCC) – (Гаага, Нідерланди) [<http://udcc.org/>].

Від 01 липня 2009 року набув чинності національний стандарт ДСТУ 6096:2009 "Система стандартів з інформації, бібліотечної та видавничої справи. Універсальна десяткова класифікація. Структура, правила ведення та індексування" (наказ Держспоживстандарту України від 16 лютого 2009 року), який відповідає міждержавному стандарту ГОСТ 7.90—2007 "Система стандартів по информации, библиотечному и издательскому делу. Универсальная десятичная классификация. Структура, правила ведения и индексирования". Стандарт уведено вперше.

Стандарт установлює правила ведення таблиць УДК та їхнього використання для індексування документів. Призначений для служб ведення національних видань таблиць УДК, бібліотекарів, бібліографів, систематизаторів, фахівців інформаційних центрів, авторів, перекладачів, укладачів та інших осіб, що несуть відповідальність за видання, працівників видавництв і поліграфічних підприємств.

Універсальна десяткова класифікація (УДК) є міжнародною системою класифікування документів. Вона відповідає найістотнішим вимогам до класифікації (міжнародність, універсальність, мнемонічність) та надає можливість відобразити новітні досягнення науки й техніки без будь-яких суттєвих змін в її структурі.

Наявність детально розробленої системи допоміжних таблиць визначників, здатність відобразити нові поняття за допомогою розподілу рубрик від загального до окремого також роблять систему УДК гнучкою. Це дає змогу багатоаспектно розкривати зміст матеріалів за допомогою комбінування індексів. Застосування визначників безмежно розширює можливості класифікації та відкриває нові для детального класифікування матеріалу.

УДК використовується для організації як вузькоспеціалізованих довідково-інформаційних, так і багатогалузевих фондів. Можливість єдиної систематизації інформаційних матеріалів робить систему УДК найзручнішою у процесі обміну інформацією між країнами.

УДК охоплює всі галузі людських знань. Її розділи органічно пов'язані між собою, і зміни одного розділу вимагають змін в інших розділах.

Всю інформацію про нове видання та з питань його придбання на сайті Державної наукової установи «Книжкова палата України імені Івана Федорова» – <http://www.ukrbook.net>.

Відповідальний секретар **О.І. Лук'янець**

## ПОРЯДОК ПОДАВАННЯ І ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ ДО ПЕРІОДИЧНОГО НАУКОВОГО ЗБІРНИКА “ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ”

з урахуванням вимог нормативних документів ВАК України: Постанови ВАК України за №7-05/1 від 15 січня 2003 р., Наказу ВАК України №63 від 26 січня 2008 р. та Наказу ВАК України № 30 від 24 січня 2009 р.

Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” запланований до чотирьох випусків на рік. Він є міжвідомчим, готується до видання на базі кафедри гідрології та гідроекології та науково-дослідної лабораторії гідроекології та гідрохімії географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, а також Комісії з гідрології та гідроекології Українського географічного товариства. Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. він включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.

Наукова тематика збірника визначена його назвою і є досить широкою. Вона охоплює насамперед такі питання: теоретичні та експериментальні гідрологічні, гідрохімічні та гідроекологічні дослідження водних об’єктів; оцінка впливу господарської діяльності на гідрологічний і гідрохімічний режим та якість природних вод; аналіз катастрофічних гідрологічних явищ на водних об’єктах, методи їх прогнозування та попередження; раціональне використання та охорона водних ресурсів, якість питної води; водні меліорації; моніторинг забруднення природних вод; методи спостережень, методи хімічного аналізу природних вод, гідробіологічні аспекти стану природних вод; географічні аспекти гідрологічних досліджень.

Редакційна колегія приймає матеріали та інформацію про діяльність відомих вчених в області гідрології, гідрохімії та гідроекології, які будуть присвячені їх ювілейним датам, матеріали про фахові конференції, що відбулися в Україні і за рубежом, анотації монографій і навчально-методичних видань.

Редакційна колегія просить звернути увагу авторів статей на Постанову ВАК України “Про підвищення вимог до фахових видань, внесених до переліків ВАК України” за №7-05/1 від 15 січня 2003 р. Зокрема, на пункти 3 і 4 цієї Постанови:

“3. Редакційним колегіям організувати належне рецензування та ретельний відбір статей до друку. Зобов’язати їх приймати до друку у виданнях, що виходитимуть у 2003 році та у подальші роки, лише наукові статті, які мають такі необхідні елементи: постановка проблеми у загальному вигляді та її зв’язок із важливими науковими чи практичними завданнями; аналіз останніх досліджень і публікацій, в яких започатковано розв’язання даної проблеми і на які спирається автор, виділення невирішених раніше частин загальної проблеми, котрим присвячується означена стаття; формулювання цілей статті (постановка завдання); виклад основного матеріалу дослідження з повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів; висновки з даного дослідження і перспективи подальших розвідок у даному напрямку.

4. Спеціалізованим ученим радам при прийомі до захисту дисертаційних робіт *зарахувати статті*, подані до друку, починаючи з лютого 2003 р., як фахові лише за умови дотримання вимог до них, викладених у п.3 даної постанови”.

**Відповідно до постанови ВАК України статті повинні мати такі чітко означені в тексті структурні елементи:**

Вступ (*постановка проблеми у загальному вигляді та її зв’язок із важливими науковими чи практичними завданнями*);

Вихідні передумови (*аналіз останніх досліджень і публікацій*);

Формулювання цілей статті, постановка завдання;

Виклад основного матеріалу дослідження з *повним обґрунтуванням отриманих наукових результатів*;

Висновки з даного дослідження і перспективи подальших розвідок у цьому науковому напрямі;

Список літератури (7-10 джерел, в т.ч. інтернет-джерел, оформлених згідно з ДСТУ 7.1:2006 «Система стандартів з інформації...»). Посилання на джерела у тексті подаються у квадратних дужках із зазначенням порядкового номера і використаних сторінок.

Мова публікацій – українська. Можуть бути статті російською та іншими іноземними мовами. Текст повинен бути відредагованим і оформленим без помилок.

Для одноосібних статей, поданих студентами, аспірантами, здобувачами обов'язковим є відгук наукового керівника.

Автори несуть повну відповідальність за зміст і достовірність викладених у статті матеріалів. Редколегія залишає за собою право відхилення статей, що не відповідають вимогам до наукових публікацій або у разі негативних рецензій.

Статті обсягом 5-10 сторінок (разом із резюме, таблицями, рисунками (рисунок чорно-білі) та списком літератури) необхідно надсилати на адресу редколегії на електронному носії (з назвою файлу – прізвище автора латинськими літерами), а також у роздрукованому вигляді у 2-х примірниках (для рецензування), один – із підписами авторів; другий – копія першого без підпису. Шрифт New Roman - 14, Word 6-8. Поля: верхнє, нижнє, ліве – 2 см; праве – 1 см, інтервал – 1, абзац – 3 знаки.

Подані до збірника рукописи, обсягом менше 5 сторінок, а також ті, що не мають відповідної рубрикації, будуть розміщуватись у розділі "Наукові повідомлення".

Необхідно мати на увазі, що одиниці вимірювання величин і характеристик у статтях треба наводити згідно системи СІ. Зокрема, концентрацію хімічних компонентів у воді – в мг/дм<sup>3</sup> (а не в мг/л).

До тексту статті додаються 3 анотації – українською, російською і англійською мовами за схемою: 1) назва статті, прізвище та ініціали автора; 2) короткий текст анотації; 3) ключові слова (до 5 слів, розділених крапкою з комою).

Крім того, до статті додаються відомості про авторів згідно зразка:

- Прізвище, ім'я, по батькові;
- Науковий ступінь та вчене звання;
- Місце роботи;
- Посада;
- Службова адреса;
- Контактний телефон, E-mail.

Зразок оформлення статті (обов'язково ставити УДК, дотримуватися виділення шрифту і абзаців):

УДК 551.49 (кегель 14)

**Петренко М.І. (кегель 14, напівжирний, нахилений)**

*Інститут гідробіології НАН України, м.Київ (кегель 14, нахилений)*

## **ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА**

(кегель 14, напівжирний)

Через інтервал – **Ключові слова:** не більше 5 слів (кегель 12, нахилений)

Далі через інтервал починається текст статті. Після нього через інтервал підзаголовок "Список літератури" (кегель 12, напівжирний), а потім власне список за його наявності. Список літератури має бути оформлений згідно вимог ДСТУ ГОСТ 7.1-2006 та вимог ВАК України («Бюлетень ВАК України», № 3 від 2008).

Після "Списку літератури" через інтервал – анотації українською, російською і англійською мовами: назва статті, прізвище та ініціали автора, короткий текст анотації, ключові слова.

**Редакційна колегія**

Наукове видання

**ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ**

**Науковий збірник**

**2011 рік**

**Том 1(22)**

*Збережено авторський стиль та орфографію*

Комп'ютерна верстка – **Є.Цвелих**

Підписано до друку 08.04.2011  
Формат 60x90/16 Папір офсетний.  
Гарнітура Times New Roman. Друк різнограф.  
Ум. др. арк. 11,9. Обл.-вид. арк. 12,1.  
Наклад 300 прим. Зам. № 22-011



**Видавництво географічної літератури “Обрії”**

Свідоцтво Держкомінформ України

ДК № 23 від 30.03.2000 р.

Київ, вул. Старокиївська, 10

Тел.: (096) 882-30-30

e-mail: vgl\_obrii@ukr.net

**~205~**