

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

Українське географічне товариство

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

**Періодичний науковий збірник
ТОМ 2(19)**

Київ
2010

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ: Наук. збірник / Відп. ред. В.К.Хільчевський. – К. : ВГЛ “Обрії”, 2010. – Т. 2 (19). – 230 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The managing editor V.K.Khilchevskiy. – Kyiv: Obrii, 2010. – Vol. 2(19). - 230 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 та Українське географічне товариство.
- Виходить чотири рази на рік.

Рекомендовано до друку Вченими радами географічного (31 травня 2010 р.) та біологічного (31 травня 2010 р.) факультетів 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: hilchevskiy@ukr.net

luko15_06@ukr.net

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

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

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

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

Кілючицький П.Я., доктор біологічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка;*

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, *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 АПН України, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка;*

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

Якушин В.М., доктор біологічних наук, *Інститут гідробіології НАН України;*

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

Гребінь В.В., кандидат географічних наук, *Київський національний університет імені Тараса Шевченка;*

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

З М І С Т

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Самойленко В.М.

Моделювання геоелементів стану і суходільних меж хвилеприбійного та прибережного мезогеотонів берегової зони водосховищ 8

Тімченко В.М., Тімченко О.В., Гуляєва О.О., Холодько О.П., Вандюк Н.С.

Еколого-гідродинамічне районування каскадних долинних водосховищ 23

Дубняк С.С.

Еколого-гідроморфологічні підходи до ідентифікації та розмежування мілководної і берегової зон великих рівнинних водосховищ 29

Корогода Н.П.

Критерії ідентифікації об'єктів моделювання екомережі в річкових басейнах 43

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Ярошевич О.Є.

Ідентифікація та типологія водних об'єктів Верхньої Тиси 56

Явкін В.Г., Мельник А.А.

Вплив антропогенної перетвореності басейнів подільських приток Дністра на криву спаду паводку 65

Гребінь В.В.

Сучасні зміни окремих характеристик дощових паводків на річках України 74

Настюк М. Г.

Вплив руслових деформацій на морфометричні та гідравлічні характеристики русла р.Прут-м.Чернівці за період 1969 по 2009 рр. 86

Чорноморець Ю.О., Фріндт К.Т.

Багаторічна динаміка термінів проходження весняного водопілля на річках басейну Десни. 94

Костенюк Л.В., Смирнова В.Г.

Формування гідрографічної мережі гірської частини басейну Верхнього Пруту 105

Манівчук В.М.

Проблема підтоплення гірських населених пунктів Закарпаття малими потоками 114

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Линник П.М., Зубко О.В.

Особливості міграцій різних форм металів з донних відкладів за дії деяких чинників середовища 122

Жежеря В.А., Линник П.М.

Експериментальне дослідження міграції алюмінію з донних відкладів залежно від концентрації розчиненого кисню і величини рН води 129

Куцевол Н.В., Безугла Т.М., Савицький В.М.	
Флокуляційна активність розгалужених поліакриламідів	138
Припула Л.М.	
Характеристика середньорічного іонного стоку річки Десна.....	147
Кравчинський Р.Л.	
Стік розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець	155

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.	
Особливості різноманіття альгофлори різнотипних водойм і водотоків Національного природного парку «Прип'ять–Стохід».....	162
Клоченко П.Д., Медведь В.О., Горбунова З.Н., Іванова І.Ю. Ліліцька Г.Г.	
Оцінка екологічного стану безстічних озер м. Києва	168
Пащикова О.В.	
Індикація екологічного стану водних об'єктів Південно-Українського енергокомплексу за зоопланктоном	174
Машина В.П.	
Мікро- і мезобентос як показник референтних умов у водоймах різного типу	179
Іванова Н.О.	
«Цвітіння» води в Сасикському водосховище.....	185
Кушнір Н.І.	
Екологічно-гідрологічна оцінка антропогенно створеної водойми	191

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Фесюк В. О., Полянський С.В.	
Екологічний стан осушувальних систем долини р. Прип'ять	199
Олексійчук Т.В.	
Аналіз природної схильності підземних вод басейну Прута до забруднення на тлі топографічної різноманітності території	209
Лахай Ю.О.	
Екологічне оцінювання природних умов басейну річки Турія	216

ІНФОРМАЦІЯ

Про четверту Всеукраїнську наукову конференцію «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія» (Луганськ, 29 вересня – 2 жовтня 2009 р.)	223
Вийшли з друку.....	226
Порядок падання і оформлення статей до періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія».....	228

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

Samoylenko V.M.

Simulation of status geo-elements and on-land boundaries for wave-cut and onshore meso-geotones of reservoirs coastal zone..... 8

Timchenko V.M., Timchenko O.V., Huliaieva O.A., Holod'ko O.P., Vandiuk N.S.

The ecological and hydrodynamic regionalization of the valley cascade..... 23

Dubnyak S.S.

Ecohydromorphological approaches to identification both delimitation of shallow and coastal zones of large flat reservoirs..... 29

Korogoda N.P.

The identification criteria of ecological network modeling objects in river basins..... 43

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

Obodovskiy A., Konovalenko O., Rozlach Z., Yaroshevich A.

Identification and typology of Upper Tisa water bodies..... 56

Yavkin V.G., Melnik A.A.

Influence of anthropogenic peretvorenosti pools Podolsk tributaries of the Dniester on flood recession curve..... 65

Grebin' V.V.

Modern changes of particular characteristics of floods resulting from rain at rivers in Ukraine..... 74

Nastyuk M.G.

The influence of river-bed deformations on hydraulic and morphometric characteristic of the Prut River - Chernivtsi city by the period of 1969-2009..... 86

Chornomorets Y.O., Frindt E.T.

Long-term dynamic of dates of spring flood at Desna Basin Rivers..... 94

Kostenyuk L., Smirnova V.

Forming of Drainage Network at the mountain area of Upper Prut Basin 105

Manivchuk V.M.

Flooding at mountain settlements in Zakarpattya by small streams..... 114

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

Linnik P.N., Zubko O.V.

Features of migration of metal various forms from the bottom sediments under influence of some factors of environment..... 122

Zhezherya V.A., Linnik P.N.

Speciation of aluminium in water of the Zaporozhye reservoir..... 129

Kutsevol N.V., Bezugla T.M., Savitsky V.M. Flocculation activity of branched polyacrylamides	138
Pritula L. N. The description of average annual ion flow of river is Desna	147
Kravchinskiy R.L. Transfer the chemical components with water flow of Ingulets river	155

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

Scherbak V.I., Maistrova N.V., Semeniuk N.Ye. Peculiarities of algal flora diversity in lakes and rivers of different types of the National Natural Park "Prypiat–Stokhid"	162
Klochenko P.D., Medved V.A., Gorbunova Z.N., Ivanova I.Yu., Lilitskaya G.G. Assessment of the ecological state of lakes of Kyiv.....	168
Pashkova O.V. Indication of ecological state of water objects of south Ukrainian energocomplex by zooplankton.....	174
Mashina V.P. Micro- and mezobenthos as a reference conditions indicator in water objects of different type.....	179
Ivanova N. O. Water «bloom» in Sasik reservoir.....	185
Kushnir N.I. Ecohydrological assessment of the antropogenically created water bodies.....	191

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

Fesiuk V.A., Polyanskiy S.V. Conditions of Melioration Systems in the Pripiat River Valley.....	199
Oleksiychuk T.V. Analysis of nature disposition's to groundwater of the drainage basin of the river Prut to pollute on the background of the topography's territory variety.....	209
Lakhaj J. O. Ecological estimation of natural river basin	216

INFORMATION

About IV All-Ukrainian scientific conference «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology» (Lugans'k, 29 September -2 October 2009)	223
Come of the press	226
The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology»	228

УДК 519.2:[911.2+504] (075.8)

Самойленко В.М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

**МОДЕЛЮВАННЯ ГЕОЕЛЕМЕНТІВ СТАНУ І СУХОДІЛЬНИХ МЕЖ
ХВИЛЕПРИБІЙНОГО ТА ПРИБЕРЕЖНОГО МЕЗОГЕОТОНІВ
БЕРЕГОВОЇ ЗОНИ ВОДОСХОВИЩ**

Ключові слова: берегова зона, водосховище, мезогеотон, берегові межі, геоелементи стану, моделювання

Стан проблеми. Дана стаття продовжує тематику низки наших публікацій [1–7, 13], в яких викладаються засади модельної ідентифікації геосистем берегової зони великих рівнинних водосховищ для оптимізації природокористування, водо- і берегоохоронних рішень в цій зоні та поліпшення її стану. При цьому, як зазначалось у [13], найбільш складним для моделювання компонентом берегової зони як макрогеотону є його мезополе еволюційного структуроутворення, яке реалізується передусім у хвилеприбійному та прибережному мезогеотонах. Важлива теоретично-прикладна задача моделювання акваторійної берегової каркасної межі хвилеприбійного мезогеотону була вирішена у [13]. А от у цій праці розглядається комплекс задач, який стосується вже моделювання репрезентативних геоелементів стану і суходільних меж хвилеприбійного та прибережного мезогеотонів, зважаючи і на їхню хоричну структуру та особливості динаміки та стійкості з урахуванням стадіальності розвитку берегової зони та її складників, чому і присвячене дане дослідження, основні побудови та модельні здобутки якого викладаються далі.

Основні результати. Вирішення комплексу задач моделювання репрезентативних геоелементів стану та суходільних меж хвилеприбійного та прибережного мезогеотонів було спрямоване насамперед на розрахунково-прогнозне моделювання таких геоелементів, як **основні морфометричні характеристики (елементи) профілю берега** у зазначених мезогеотонах озерної області водосховища, а саме (рис. 1–2):

1) *геоелементів стану забережного укусу*, який згідно з вже викладеними підходами [5–7] можна кваліфікувати як аква-теральний береговий ландшафтний ярус, що складається, як мінімум, з двох берегових ландшафтних смуг – надводно-укісної та підводно-укісної (у підводній частині укусу смуг може бути і більше, наприклад за рахунок наявності/відсутності макрофітів тощо). За таких умов визначальними є наступні характеристики:

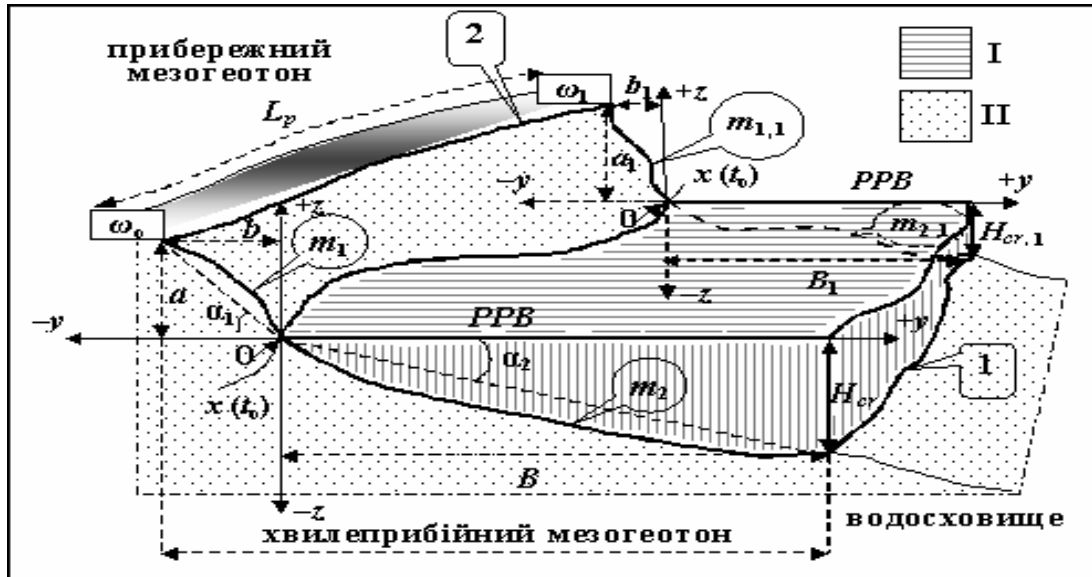


Рис.1. Геoeлементи стану забережного укусу (I – гідрогенний модуль; II – морфоседиментогенний модуль; 1 – квазілінійна внутрішня межа укусу та хвильеприбійного мезогеотону; 2 – квазілінійна зовнішня межа укусу та внутрішня межа прибережного мезогеотону; L_p – вздовжберегова довжина ділянки між профілями берега (ω_0, ω_1 – елементарні результати досліду, див. [2]); інші позначення – за текстом)

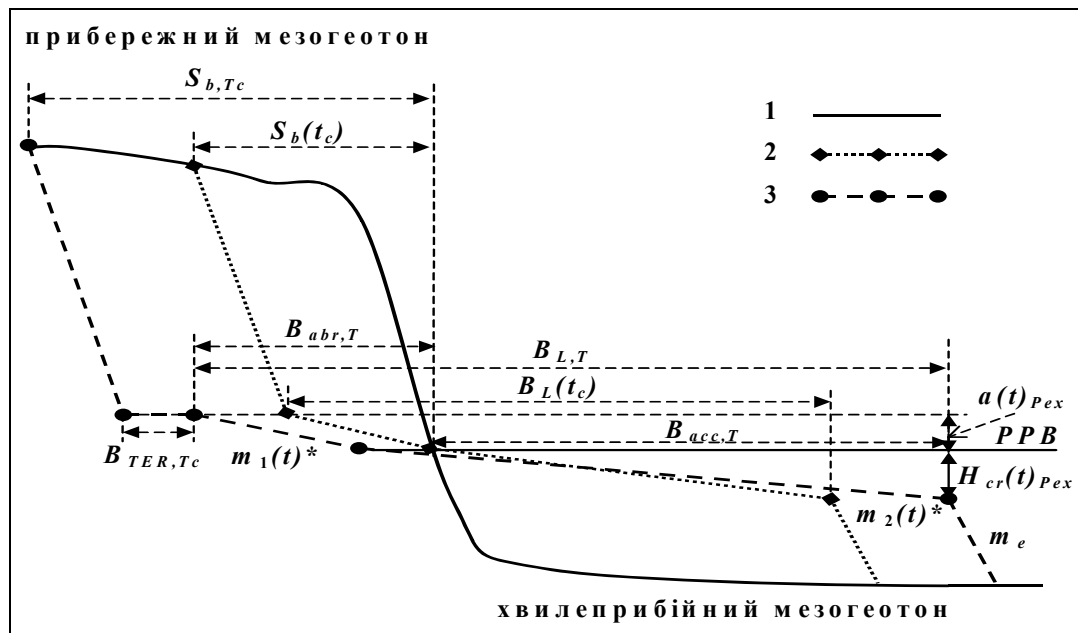


Рис.2. Геoeлементи стану забережного укусу та власне берега на розрахунково-прогнозованому середньому профілі їхнього формування (на прикладі абразійного незсувного приглубого берега) (1 – початковий профіль; 2 – профіль на момент часу t_c ; 3 – профіль на стадії, близькій до стадії динамічної рівноваги; інші позначення – за текстом)

– коефіцієнт підводного укусу (m_2) (як котангенс відповідного кута α_1 , див. рис.1) та глибина на зовнішньому краї укусу (H_{cr}) (адекватна критичній глибині першообрушувальних хвиль), про які вже йшла мова у [13], а також ширина підводної частини укусу (B) із загальним вихідним співвідношенням $m_2 = dB/dH_{cr}$;

– коефіцієнт підводного укосу (як котангенс відповідного кута α_2 , рис.1) (m_1), висота (a) та ширина (b) надводної частини укосу із загальним вихідним співвідношенням $m_1 = db/da$.

Крім того, оперують і з параметром загальної ширини забережного укосу (B_L) та іншими допоміжними та супутніми показниками, розкритими далі за текстом (зокрема із шириною абразійної, B_{abr} , та акумулятивної, B_{acc} , частин укосу);

2) *геоелемента стану прибережного мезогеотону*, а саме (передусім для берегів абразійної групи) т.зв. лінійний відступ бровки берегового уступу або власне берега, який скорочено як параметр будемо називати *лінійне руйнування берега* (S_b) (див. рис.2), певне змодельоване значення якого визначатиме загальну ширину прибережного мезогеотону [1, 7].

Щойно наведені геоеlementи стану, крім іншого, маркують положення, зважаючи на стадіальність формування складників мезополя еволюційного структуроутворення берегової зони [7] та просторово-часову варіабельність, і низки **берегових каркасних меж**, а саме позицію (рис.1-2):

– модельно-розрахункової квазілінійної внутрішньої межі забережного укосу (і досить часто хвилеприбійного мезогеотону у цілому) як квазілінійного компонента мікрогеотонної першообрушувальної укисної межі [13] – її усередненої чи модельно-розрахункової (енергетично-еквівалентної) межі (за геоеlementами H_{cr} , B і m_2);

– модельно-розрахункової квазілінійної зовнішньої (суходільної) межі забережного укосу, яка одночасно може правити за таку ж внутрішню (акваторійну) межу прибережного мезогеотону (за геоеlementами a , b і m_1);

– модельно-розрахункової квазілінійної зовнішньої (суходільної) межі прибережного мезогеотону, зважаючи на особливості його структуроутворення (за геоеlementом S_b).

За таких умов для подальших побудов скористаємось розробленим у наших працях (узагальнення у [2, 3] тощо) загальним розрахунковим виглядом екостохастичних моделей геоеlementів стану берегової зони, який стосовно досліджуваних тут геоеlementів передбачає застосування **двох** підрівнів екостохастичних моделей:

1) *режимного підрівня*, тобто моделей розрахункових елементів (геоеlementів стану) середнього профілю гідродинамічно (або морфостохастично) однорідної вздовж берега ділянки (див. далі) забережного укосу

$$EL_{oz,n}(t)_{Pex} = EL_{oz,n}(t) * \{ \{ \{ C_v(EL_{oz,n}(Reg)) \cdot \{ y_{el} \cdot \{ -lg P_{ex}(EL_{oz,n}(t)) \}^{1/Z_{el}} - D_{el} \} \} + +1 \} \} \} = EL_{oz,n}(t) * \{ C_v(EL_{oz,n}(Reg)) \cdot \Phi(EL_{oz,n}(t))_{Pex} + 1 \} , \quad (1)$$

де $EL_{oz,n}(t)_{Pex}$ – розрахункова величина елемента середнього профілю укосу розрахункової режимної ймовірності перевищення; $EL_{oz,n}(t)^*$ – середнє детерміноване значення елемента, визначення ймовірності перевищення якого має свої особливості для деяких елементів; $C_v(EL_{oz,n}(Reg))$ – значення функції коефіцієнта варіації елемента в режимі, визначається як середнє з часових коефіцієнтів варіації на профілях певної ділянки (ω_0 , ω_1 ...) або

приймається, виходячи з особливостей динаміки хвилеприбійного мезогеотону та граничних або середніх значень коефіцієнта варіації за розподілом певного елемента; $\Phi(EL_{03,n}(t))_{Pex}$ – розрахунковий унормований квантиль елемента, який визначається ймовірністю перевищення розрахункового шторму; y_{el} , Z_{el} та D_{el} – відповідні певному елементу коефіцієнти моделей;

2) *системного підрівня*, тобто моделей параметричних збурень досліджуваних геоелементів стану вже не тільки укусу, а й власне берега (берегового уступу) вздовж берегової лінії навколо розрахункових значень її середнього профілю

$$EL_{03,n}(R)_{Pex} = EL_{03,n}(t)_{Pex} \cdot \{ \{ C_v(EL_{03,n}(R,t)) \cdot \{ y_{el} \cdot \{-lg P_{ex}(EL_{03,n}(R))\}^{1/Z_{el}} - D_{el} \} \} + 1 \} \} = EL_{03,n}(t)_{Pex} \cdot \{ C_v(EL_{03,n}(R,t)) \cdot \Phi(EL_{03,n}(R))_{Pex} + 1 \}, \quad (2)$$

де $EL_{03,n}(R)_{Pex}$ – значення елемента профілю укусу чи власне берега вимогової ймовірності перевищення (у т.ч. ймовірності перевищення екстремальних стійких параметрів [3] "в системі" – вздовж берегової лінії); $C_v(EL_{03,n}(R,t))$ – розрахункове значення функції коефіцієнта варіації певного елемента вздовж берегової лінії; $\Phi(EL_{03,n}(R))_{Pex}$ – "системний" розрахунковий унормований квантиль елемента.

Коефіцієнти екстохастичних моделей (1)-(2) було отримано у [3] при дослідженні відповідних екстохастичних функцій (функцій розподілу) і такі коефіцієнти, а також максимальні значення відповідних функцій коефіцієнтів варіації, наводяться в табл.1.

Таблиця 1. Коефіцієнти екстохастичних моделей (1)-(2) для досліджуваних геоелементів стану хвилеприбійного і прибережного мезогеотонів та варіабельність цих геоелементів

Геоелемент стану	y_{el}	Z_{el}	D_{el}	$C_v(EL_{03,n}(Reg,R,t))_{max}$
a	5,63	5,00	4,37	0,23
b	3,68	2,50	2,34	0,43
m_1	2,68	1,(33)	1,32	0,77
H_{cr}	4,89	4,00	3,57	0,28
B	4,04	3,00	2,76	0,36
m_2	3,29	2,00	1,92	0,52
S_b	4,55	3,60	3,23	0,31

У залежності від складу модельних завдань загалом можна використовувати різні комбінації екстохастичних моделей досліджуваних елементів профілю хвилеприбійного та прибережного мезогеотонів. Для *рівновагового стану* зазначених мезогеотонів робочими є обидві моделі [(1) та (2)] і виникає потреба визначення середніх детермінованих ($EL_{03,n}(t)^*$) та розрахункових значень ($EL_{03,n}(t)_{Pex}$) середнього профілю гідродинамічно однорідної ділянки забережного укусу (розрахункового профілю його рівноваги, рис.3). Така **перша задача** має вирішуватися шляхом розробки т.зв. **гідроморфостохастичних моделей** [11, 3] забережного укусу. Для

періоду односпрямованої тенденції у динаміці укосу та власне берега робочою є модель (2), у яку $EL_{03,n}(t)_{Pex}$ вводяться як змінна величина часових прогнозувальних залежностей (досліджених, наприклад, у [3, 10, 11] і далі за текстом як **друга задача**), яка має межею значення $EL_{03,n}(t)_{Pex}$ рівновагового стану.

Таким чином, **вирішення першої задачі** – створення гідроморфостохастичних моделей забережного укосу – базувалося на таких **засновках**:

1) слід дотримуватися *принципу суперпозиції* [2, 7, 13], тобто одночасної паритетної взаємодії та взаємовпливу показників гідрогенного модуля хвилеприбійного мезогеотону та параметрів його морфоседиментогенного модуля, які відображають стан поверхні динамічної системи забережного укосу, її рельєф, шорсткість, мобільність переформування при русі наносопотоків та здатність до саморегуляції як умови дисипації енергії хвильових рухів і течій у контактному середовищі щойно зазначених модулів. При цьому в процесі такої саморегуляції, особливо у штормових періодах, параметри динаміки та мінливості форми поверхні укосу (його геоелементи стану) мають не меншу "вагу", ніж показники гідрогенного модуля, зміна яких у хвилеприбійному мезогеотоні являє собою єдиний процес із адекватною зміною рухомої укисної поверхні;

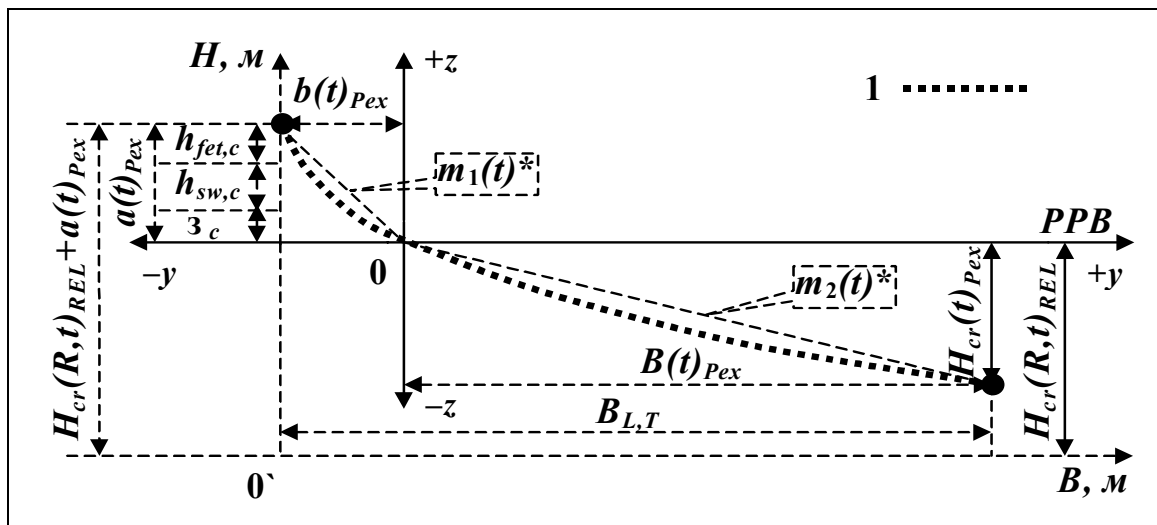


Рис.3. Схема визначення параметрів розрахункового профілю рівноваги забережного укосу (1 – профіль за моделлю (34); позначення – за текстом)

2) кожна змінна чи коефіцієнт гідроморфостохастичних моделей мають відповідати *основним показникам динаміки* гідрогенного і морфоседиментогенного модулів, у т.ч. стохастичним, і мати *визначений фізичний чи стохастичний зміст*, а не значення "суто" емпіричного показника, що досі було в основному загальноприйнятим [9];

3) необхідним є врахування ймовірностей перевищення власне $EL_{03,n}(t)^*$ та $EL_{03,n}(t)_{Pex}$ та ймовірностей їхнього спільного сполучення на усередненому профілі забережного укосу.

З огляду на таке, структуру гідроморфостохастичних моделей було приведено до *єдиних розрахункових параметрів*, а саме: функції середнього

коефіцієнта підводного укусу ($m_2(t)^*$); розрахункового значення критичної глибини $H_{cr,c} \equiv H_{cr}(t)_{Pex}$ заданої та обумовленої P_{ex} (капітальності) – $H_{cr}(R,t)_{REL}$; розрахункового значення висоти надводної частини укусу $a(t)_{Pex}$ та значень сукупності функцій різних коефіцієнтів варіації $C_v(EL_{03,n}(Reg,R,t)$ (див. рис.3).

1. Обґрунтування моделі середнього коефіцієнта підводного укусу як геоелемента стану хвилеприбійного мезогеотону (нагадаємо, що за [11] $m_2(t)^* \equiv m_2(t)_{Pex}$) проводилося на основі отриманого, виходячи з принципів розмірності та домінуючої факторної зумовленості, співвідношення

$$m_2(t)^* = f \{ (\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_{v,h_{dw}} \cdot C_v(m_2(t))}; (h_{cr,c} \cdot \cos \theta_{cr}^{\circ}/d^*)^{C_v(m_2(t))}; C_v(m_2/h_{dw}); m_e \}, \quad (3)$$

де: а) $(\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_{v,h_{dw}} \cdot C_v(m_2(t))}$ – комплексний параметр, що відображає періодичність надходження енергії хвиль з глибоководдя у хвилеприбійний мезогеотон та впливає також на довжину шляху руйнування (на поперечному до берегової лінії профілі) розрахункових глибоководних хвиль з середньою висотою h_{dw}^* (λ_{dw}^* – середня довжина h_{dw}^*) на укосі, що складений матеріалом з середньовиваженим діаметром d^* , з урахуванням мінливості глибоководних h_{dw} ($C_{v,h_{dw}}$ – коефіцієнт варіації h_{dw} в системі) та підводної поверхні укусу ($C_v(m_2(t))$ – функція коефіцієнта варіації m_2 на гідродинамічно однорідній ділянці забережного укусу, див. далі), які визначають інтенсивність процесу дисипації хвиле-енергетичного потоку;

б) $(h_{cr,c} \cdot \cos \theta_{cr}^{\circ}/d^*)^{C_v(m_2(t))}$ – комплексна характеристика величини надходження енергії хвиль на вхід системи морфоседиментогенного модуля укусу (акваторійну кордонну межу першообрушувальної межі, див. рис.1 у [13]) з урахуванням кута підходу цих хвиль ($\cos \theta_{cr}^{\circ}$), стану і рухливості седиментаційного матеріалу (d^*) і "підготовленості" його поверхні (тобто поверхні укусу) до дисипації хвильової енергії (показник степені $C_v(m_2(t))$ як параметр інтенсивності процесу дисипації: його збільшення, тобто більш велика різноманітність, "горбкуватість" підводної поверхні укусу, сприяє більш швидкій втраті енергії з боку акваторійного обрушування хвиль та загальному збільшенню положистості профілю укусу за рахунок більш інтенсивного поперечного до берега та вздовжберегового руху наносів у різному вигляді, у т.ч. у вигляді вторинних берегових акумулятивних форм тощо);

в) m_e – коефіцієнт природного похилу матеріалу морфоседиментогенного модуля у спокійній (без хвилювання) воді як традиційний параметр рухливості цього матеріалу при дії на нього хвиль, що обрушуються;

г) $C_v(m_2/h_{dw})$ – запроваджена нами *функція коефіцієнта гідроморфометричної мінливості*, який характеризує взаємовідношення та варіант домінування мінливості підводної поверхні забережного укусу (тобто параметрів морфоседиментогенного модуля) та мінливості хвиль, що надходять до нього з глибокої води (тобто параметрів гідрогенного модуля). Подальші експериментальні дослідження [11] дали змогу встановити, що $C_v(m_2/h_{dw})$ визначається в залежності від значень розробленого нами *гідроморфометричного критерію*

$$V_{m,h} = h_{cr,c} / \lambda_{dw}^{*C_v,hdw \cdot C_v(m_2(t))}. \quad (4)$$

При $V_{m,h} \geq C_{v,hdw}$ мінливості параметрів морфоседиментогенного та гідрогенного модулів мають рівну вагу і $C_v(m_2/h_{dw}) = C_v(m_2(t)/C_{v,hdw})$; при $V_{m,h} < C_{v,hdw}$ – домінує варіабельність параметрів поверхні укосу і $C_v(m_2/h_{dw}) = C_v(m_2(t))$. Гарною ілюстрацією щойно наведеного може бути також інша інтерпретація залежності (3), якщо розподілити її параметри згідно з їхнім "генезисом". Тоді у прямому зв'язку з $m_2(t)^*$ будуть параметри гідрогенного модуля, а у оберненому – інші параметри морфоседиментогенного модуля (з урахуванням в обох групах імовірнісних показників протилежної групи та значень критерію $V_{m,h}$), тобто

$$f \{ \lambda_{dw}^{*C_v,hdw \cdot C_v(m_2(t))}; m_e; d^{*C_v(m_2(t)) \cdot (C_v,hdw+1)}; (h_{cr,c} \cdot \cos \theta_{cr})^{C_v(m_2(t))}; C_{v,hdw} \} = \quad (5)$$

Згідно з проведенням вище аналізом та зазначеним принципом суперпозиції вресітї решт і було побудовано *гідроморфостохастичну розрахункову модель* детермінованого *середнього значення похилу підводної частини забережного укосу* як геоелемента стану $m_2(t)^*$ динамічно рівновагової ділянки цього укосу у вигляді

$$m_2(t)^* = \{ (\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_v,hdw} \cdot h_{cr,c} \cdot \cos \theta_{cr} / d^* \}^{C_v(m_2(t))} / \{ m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw}) \}. \quad (6)$$

2. За вихідні для створення моделі глибини на зовнішньому краї забережного укосу (критичної глибини) $H_{cr}(t)_{Pex}$ динамічно рівновагового його профілю правили складники та рівні розробленої нами схеми-моделі першообрушувальної укісної межі (див. [13]) та модель (6).

Згідно з позиціями перших двох рівнів щойно зазначеної схеми-моделі можна записати застосовні для практичних розрахунків (див. [13]) генералізован

і розрахункові співвідношення для $H_{cr}(t)_{Pex}$, а саме

$$H_{cr}(t)_{Pex} = 1,45 h_{cr,c} = 1,45 H_{cr}(t)^*, \quad (7)$$

$$H_{cr}(t)_{Pex} = \{ C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))_{5\%+1} \} \cdot h_{cr,c}, \quad (8)$$

$$H_{cr}(t)_{Pex} = \{ \Phi(H_{cr}(l))_{5\%} \cdot C_v(H_{cr}(l))_{\max} \cdot C_v(m_2(t))/C_v(m_2(t))^* + 1 \} \cdot h_{cr,c}. \quad (9)$$

Для більш детальних оцінок особливостей формування $H_{cr}(t)_{Pex}$ з урахуванням основних чинників гідрогенного та морфоседиментогенного модуля укосу, підставимо у (9) значення $h_{cr,c}$, отримане з моделі $m_2(t)^*$ (6) і, зважаючи на превалююче використання $C_v(m_2(t))^*$ та можливість заміни змінної $C_v(H_{cr}(t))^* \cdot H_{cr}(t)^* / (C_{v,hdw} \cdot H_{cr}(t)_{Mo}) \approx C_v(m_2(t))^*$, отримуємо наступний розрахунковий вигляд моделі

$$H_{cr}(t)_{Pex} = \{ \Phi(H_{cr}(l))_{5\%} \cdot C_v(H_{cr}(l))_{\max} \cdot C_v(m_2(t))/C_v(m_2(t))^* + 1 \} \times \\ \times \{ m_2(t)^* \cdot m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw}) \}^{C_v,hdw \cdot H_{cr}(t)_{Mo} / C_v(H_{cr}(t))^* \cdot H_{cr}(t)^*} / \\ / \{ (\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_v,hdw} \cdot h_{cr,c} \cdot \cos \theta_{cr} / d^* \}, \quad (10)$$

де $H_{cr}(t)_{Mo}$ – найбільш імовірне значення $H_{cr}(t)_{Pex}$.

Модель $H_{cr}(t)_{Pex}$ має і декілька інших модифікацій. Так, згідно з (8) та при надійно визначеному фактичному значенні $C_v(m_2(t))$ можна записати, що

$$H_{cr}(t)_{Pex} = \{C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))^{5\%+1}\} \cdot \{m_2(t)^* \cdot m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw})\}^{1/C_v(m_2(t))} / \{(\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_{v,hdw}} \cdot h_{cr,c} \cdot \cos\theta_{cr}/d^*\}. \quad (11)$$

А розкриваючи функціональний запис показника степені у (10), отримаємо (зважаючи на (8) у [13]), що

$$C_{v,hdw} \cdot H_{cr}(t)_{Mo} / \{C_v(H_{cr}(t)) \cdot H_{cr}(t)^*\} \approx h_c^{**} / \sigma(H_{cr}(t)) = h_c^* \cdot K_{cr,e} / \sigma(H_{cr}(t)). \quad (12)$$

Останнє перетворення уявляється досить вдалим, позаяк розрахункові h_c^* і $K_{cr,e}$ можна визначити за документами, що використовуються в практиці розрахунків [9, 12 тощо], при цьому розрахунковий індекс першообрушування – і за запропонованою нами методикою [13], а $\sigma(H_{cr}(t))$ як стандарт критичної глибини – згідно з положеннями [11, 2], як на основі натурних даних, так і аналітично. У цьому випадку модель $H_{cr}(t)_{Pex}$ запишеться

$$H_{cr}(t)_{Pex} = \{C_v(H_{cr}(l)) \cdot \Phi(H_{cr}(l))^{5\%+1}\} \times \{m_2(t)^* \cdot m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw})\}^{h_c^{**} \cdot K_{cr,e} / \sigma(H_{cr}(t))} / \{(\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_{v,hdw}} \cdot h_{cr,c} \cdot \cos\theta_{cr}/d^*\}. \quad (13)$$

З іншого боку, виходячи з (11) та (12),

$$1/C_v(m_2(t)) = h_c^* \cdot K_{cr,e} / \sigma(H_{cr}(t)), \quad (14)$$

або

$$\sigma(H_{cr}(t)) / C_v(m_2(t)) = h_c^* \cdot K_{cr,e} = h_c^{**}. \quad (15)$$

Продовжуючи ланцюжок залежностей (15) за будь-яким рівнем схеми-моделі, наведеній у нашій праці [13], можна визначати середні розрахункові (в т.ч. багаторічні) показники висот хвиль та їх систем у першообрушувальній укисній межі (тобто параметри гідрогенного модуля хвилеприбійного мезогеотону) за надійно визначеними (в т.ч. багаторічними) показниками мінливості морфоседиментогенного модуля цього мезогеотону.

Похідною від щойно наведених моделей $m_2(t)^*$ і $H_{cr}(t)_{Pex}$ виступає модель середньої ширини підводної частини укусу ($B(t)^*$), яку можна записати у вигляді

$$B(t)^* = \{(\lambda_{dw}^*/d^*)^{C_{v,hdw}} \cdot h_{cr,c}^{1/C_v(m_2(t))+1} \cdot \cos\theta_{cr}/d^*\}^{C_v(m_2(t))} / \{m_e \cdot C_v(m_2/h_{dw})\}. \quad (16)$$

3. Усі модельні рішення, що наводяться у цій статті, як правило (див. попередній текст), стосуються вже згаданої **однорідної (вздовж берега) ділянки забережного укусу**, як і хвилеприбійного мезогеотону у цілому. Критерії вирізнення цих однорідних ділянок були розроблені і перевірені нами на натурних даних із задовільним результатом (див. [11, 10, 3, 2] тощо) для **двох рівнів**:

1) *морфостохастичні критерії однорідності* ділянки забережного укусу (як морфоседиментогенного модуля хвилеприбійного мезогейотону), які характеризують відповідність ділянки укусу динамічній одиниці берега ([12, 3, 2]) з квазіоднорідним режимом деформації та визначаються за верхніми ($\Phi(EL_{03,n}(R))_{max,perm}$) і нижніми ($\Phi(EL_{03,n}(R))_{min,perm}$) межами структурної однорідності (див. [14]) екстремальних унормованих значень перетинів випадкових процесів певних геоелементів стану укусу "в системі" – вздовж берегової лінії ($\Phi(EL_{03,n}(R))_{max,e}$; $\Phi(EL_{03,n}(R))_{min,e}$), тобто за умовами

$$\Phi(EL_{03,n}(R))_{max,e} \leq \Phi(EL_{03,n}(R))_{max,perm}, \quad (17)$$

$$\Phi(EL_{03,n}(R))_{min,e} \geq \Phi(EL_{03,n}(R))_{min,perm}, \quad (18)$$

де допустимі межі значень відповідних квантилів визначаються за табл.2.

Таблиця 2. Допустимі межі значень екстремальних квантилів геоелементів стану забережного укусу при визначенні його морфостохастично однорідної вздовжберегової ділянки за (17)-(18)

Геоелемент стану	$\Phi(EL_{03,n}(R))_{max,perm}$	$\Phi(EL_{03,n}(R))_{min,perm}$
<i>a</i>	3,00	– 2,94
<i>b</i>	3,00	– 2,10
<i>m₁</i>	3,00	– 1,30
<i>H_{cr}</i>	3,00	– 2,50
<i>B</i>	3,00	– 2,35
<i>m₂</i>	3,00	– 1,81

2) *гідродинамічні критерії однорідності* ділянки хвилеприбійного мезогейотону (у т.ч. забережного укусу) (див. [3, 2]). Ця ділянка визначається відносно однаковими вздовж берега умовами хвильової дії на хвилеприбійний мезогейотон (розрахунковою критичною висотою хвилі $h_{cr,c}$) і повинна вирізнятися у межах "вздовжберегових" коливань відповідної $h_{cr,c}$ розрахункової режимної глибини води $H_{cr}(t)_{Pex}$, тобто в межах

$$H_{cr}(t)_{Pex} \pm n_{\sigma} \cdot \sigma(H_{cr}(t)) = H_{cr}(t)_{Pex} \cdot (1 \pm n_{\sigma} \cdot C_v(m_2(t)/K_{hcr,e}), \quad (19)$$

де $n_{\sigma}=1$ (I і II класи капітальності об'єктів берегової зони); $n_{\sigma}=2$ (III і IV класи капітальності) (див. докладніше у [11, 3] і далі); $K_{hcr,e}$ – модульний коефіцієнт $h_{cr,c}$ (див. [13]).

4. Подальшим етапом досліджень була розробка способу визначення розрахункової ймовірності перевищення і відповідного до неї розрахункового значення $H_{cr}(t)_{Pex}$ за однорідною ділянкою за багатоліття (в режимі), а отже якісно відмінного від інших **розрахункового просторово-часового параметра** $H_{cr}(R,t)_{REL}$, який відповідає $H_{cr}(R,t)_{Pex}$ (див. моделі (1)-(2)), тобто того параметра, що має розрахункову ймовірність перевищення, яка визначається одночасно і у режимі, і у системі (вздовж берега) з урахуванням також наступних умов.

Базуючись на прийнятому принципі суперпозиції атрибутів гідрогенного та морфоседиментогенного (укісного) модулів хвилеприбійного мезогейотону та розглядаючи однорідну ділянку останнього вздовж берега, ми прийняли параметри $m_2(t)^*$ і $H_{cr}(t)_{Pex}$ як середні для всієї такої ділянки (див. попередній

текст). А проте, у даному випадку зміст модельної задачі буде зводитися не тільки до обґрунтування відповідної $H_{cr}(t)_{Pex}$, що визначена за глибоководною хвилею у розрахунковому штормі, ймовірність перевищення якого відповідає класу капітальності об'єктів берегової зони. Додатковою умовою буде і необхідність урахування ймовірностей спільного сполучення $m_2(t)^*$ і режимної $H_{cr}(t)_{Pex}$, тобто ймовірності існування режимної $H_{cr}(t)_{Pex}$ на гідродинамічно однорідній ділянці хвилеприбійного мезогеотону, морфоседиментогенний модуль якого (забережний укіс) має середній похил підводної частини $m_2(t)^*$. Виходячи з прийнятої незалежності геоелементів стану H_{cr} і m_2 , спільної функції їх розподілу (див. [11, 3]) та використовуючи екстохастичну модель (2), відповідну їй функцію розподілу та інші стохастичні закономірності ([2]), шукану *просторово-режимну критичну глибину* $H_{cr}(R,t)_{REL}$ можна подати як

$$H_{cr}(R,t)_{REL} = H_{cr}(t)_{Pex} \cdot \{C_v(H_{cr}(Reg,R,t)) \cdot \Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) + 1\}, \quad (20)$$

$$\Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) = \{y_{Hcr} \cdot \{-\lg P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL})\}^{1/Z_{Hcr}} - D_{Hcr}\}, \quad (21)$$

$$P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL}) = P_{ex,REL}/P_{ex}(m_2(t)^*), \quad (22)$$

де y_{Hcr} , Z_{Hcr} , D_{Hcr} – коефіцієнти моделей за табл.1; $P_{ex,REL}$ – імовірність перевищення, що відповідає класу капітальності об'єктів берегової зони (для I і II класу $P_{ex,REL}=0,02$; для III і IV класу $P_{ex,REL}=0,04$, див. [11, 3]); $P_{ex}(m_2(t)^*) = 0,46$ (за [3]); при ускладненнях з визначенням капітальності берегового об'єкта і для інших спеціальних завдань можна приймати $P_{ex,REL}$, що дорівнює ймовірності перевищення еквівалентного шторму $P_{ex,e}=0,039$.

Під $P_{ex,e}$ розумілася ймовірність перевищення розрахункового шторму, $h_{cr,c}$ у якому енергетично еквівалентна спектру розподілу $h_{cr,c}$ за розрахунковий багаторічний період. Чисельне значення $P_{ex,e}$ було отримане за відповідною коливанням $h_{cr,c}$ характеристикою багаторічних коливань $H_{cr}(t)_{Pex}$ – функцією її часової унормованої спектральної щільності $s_{Hcr}(\omega_t)$ (див. [13]), максимум якої за розрахунковий період у 100 років відповідає ймовірності перевищення $P_{ex,e,Hcr} = P_{ex,e} = 0,039$ (або 3,9%).

Таким чином у моделях (20)-(22), наприклад при середньому значенні $C_v(H_{cr}(Reg,R,t))^*$: для $P_{ex,REL}=0,02$ $\Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 1,71$, а $P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 0,0437$; для $P_{ex,REL}=0,04$ $\Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 1,39$, а $P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 0,0873$; для $P_{ex,REL}=P_{ex,e}=0,039$ $\Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 1,40$, а $P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL}) = 0,0852$.

5. Структура моделі середньої висоти надводної частини $a(t)^*$ середнього профілю рівноваги динамічно однорідної ділянки забережного укосу (розрахункового профілю рівноваги) розроблялась з урахуванням співвідношення (див. рис.3)

$$a(t)_{Pex} = f(\eta_c; h_{sw,c}; h_{fet,c}) \quad (23)$$

де $a(t)_{Pex}$ – розрахункове значення геоелемента стану a ; η_c – величина зниження середнього рівня схвильованої поверхні на глибині першого обрушування $H_{cr}(t)_{Pex}$ розрахункової хвилі $h_{cr,c}$; $h_{sw,c}$ і $h_{fet,c}$ – відповідно, розрахункові значення хвильового нагону та нахату.

Виходячи з факторної зумовленості, розглянемо кожен із складників залежності (23).

У [11] наведений досить ґрунтовний вивід формул для визначення η_c і максимального нагону $h_{sw,c}$, які прийняті як розрахункові у рекомендаціях [9]. Використавши компоненти першого рівня схеми-моделі (31)-(33) у [13] та формулу розрахунку $h_{cr,c}$ за показниками хвилювання на глибоководді (за [9]), перетворимо складники параметра η_c , довівши їх через еквівалентні показники до параметрів $H_{cr}(t)_{Pex}$ і λ_{dw}^* , тобто

$$\begin{aligned} \eta_c &= -0,006 \cdot h_{dw}^{*2} \cdot \tau_{dw}^* \cdot (g/H_{cr}(t)_{Pex})^{0,5} = - \\ &= -0,006 \cdot h_{dw}^{*2} \cdot (2\pi)^{0,5} \cdot \lambda_{dw}^{*0,5} \cdot H_{cr}(t)_{Pex}^{-1,5} = \\ &= -0,015 \cdot h_{dw}^{*2} \cdot \lambda_{dw}^{*0,5} \cdot H_{cr}(t)_{Pex}^{-1,5} = \\ &= | h_{cr,c} = 0,3 \cdot K_{Khr,e} \cdot h_{dw}^{*-2/3} \cdot \lambda_{dw}^{*-1/3} \text{ (за [9]); } H_{cr}(t)_{Pex} = h_{cr,c}/K_{cr,e} \text{ (за (15) у [13])} | = \\ &= -0,015 \cdot 4,63 \cdot H_{cr}(t)_{Pex}^3 \cdot \lambda_{dw}^{*-1} \cdot \lambda_{dw}^{*0,5} \cdot H_{cr}(t)_{Pex}^{-1,5} = - \\ &= -0,069 \cdot H_{cr}(t)_{Pex}^{1,5} \cdot \lambda_{dw}^{*-0,5}. \end{aligned} \quad (24)$$

Позаяк $C_v(H_{cr}(t)) \cdot C_{v,hdw} \approx 0,069$, а ступінь мінливості критичної глибини вздовж однорідної ділянки хвилеприбійного мезогейотону дійсно знаходиться у прямому зв'язку з η (більшому $C_v(H_{cr}(t))$ відповідає більша дисипація енергії хвиль вже при першому їх обрешуванні, тобто на вході в систему зазначеного мезогейотону), використаємо параметри мінливості $H_{cr}(t)$, її розрахункове значення $H_{cr}(R,t)_{REL}$ і, дотримуючись умов розмірності, отримуємо

$$\eta_c = C_{v,hdw} \cdot C_v(H_{cr}(t)) \cdot H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot (H_{cr}(R,t)_{REL}/\lambda_{dw}^*)^{C_{v,hdw}}. \quad (25)$$

Робимо аналогічну заміну у формулі нагону за [9] на розрахункові показники, що використані раніше, тобто

$$h_{sw,c} = h_{cr,c} / \{K_{cr,e} \cdot (1+8/3K_{cr,e}^2)\} = H_{cr}(R,t)_{REL} / (1+8/3K_{cr,e}^2) = 0,15 \cdot H_{cr}(R,t)_{REL}. \quad (26)$$

Позаяк за моделлю (26) визначається максимальний нагін, правомірним буде запровадження змінної $C_v(H_{cr}(t))$, тому що $C_v(H_{cr}(t))_{max}$ близький до значення 0,15, а отже остаточно

$$h_{sw,c} = C_v(H_{cr}(t)) \cdot H_{cr}(R,t)_{REL}. \quad (27)$$

Використану у [12] формулу розрахунку максимального нахату приведемо до наших розрахункових показників згідно з складниками розробленої у [13] схеми-моделі (31)-(33), тобто

$$\begin{aligned} h_{fet,c} &= 0,155 \cdot \cos\theta_{cr} \cdot (h_{cr,1\%} \cdot \lambda_{dw,1\%})^{0,5} / \{0,014 \cdot (1+m_2(t)^2)\}^{0,5} = \\ &= | \text{за [12]} h_{cr,1\%} = 1,19 \cdot h_{cr,10\%}; \lambda_{dw,1\%} = 1,60 \cdot \lambda_{dw}^*; (1+m_2(t)^2)\}^{0,5} \approx m_2(t)^* | = \\ &= 0,215 \cdot \cos\theta_{cr} \cdot (h_{cr,c} \cdot \lambda_{dw}^*)^{0,5} / \{0,12 \cdot m_2(t)^*\} = \\ &= 0,16 \cdot \cos\theta_{cr} \cdot H_{cr}(R,t)_{REL}^{0,5} \cdot \lambda_{dw}^{*0,5} / \{0,12 \cdot m_2(t)^*\} = \\ &= C_v(H_{cr}(t)) \cdot H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot \lambda_{dw}^{*C_{v,hdw}} \cdot \cos\theta_c / \{m_2(t)^* \cdot H_{cr}(R,t)_{REL}^{C_{v,hdw}} \cdot C_v(a(t))\} = \\ &= C_v(H_{cr}(t)) \cdot H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot (\lambda_{dw}^*/H_{cr}(R,t)_{REL})^{C_{v,hdw}} \cdot \cos\theta_c / \{m_2(t)^* \cdot C_v(a(t))\}. \end{aligned} \quad (28)$$

Приймаючи наближення (див. рис. 3), що різниця рівня зниження водної поверхні на глибині першого обрушування та розрахункового рівня води (PPB) знаходиться в межах η_c , можна подати параметричний запис співвідношення (23) як суму його складників (25), (27) і (28), тобто, після відповідних перетворень,

$$a(t)_{Pex} = H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot C_v(H_{cr}(t)) \cdot \{ \{ (\lambda_{dw}^* / H_{cr}(R,t)_{REL})^{C_{v,hdw}} \cdot \cos \theta_c / \{ m_2(t)^* \cdot C_v(a(t)) \} + C_{v,hdw} \cdot (H_{cr}(R,t)_{REL} / \lambda_{dw}^*)^{C_{v,hdw}} + 1 \} \}. \quad (29)$$

Для переходу до моделі $a(t)^*$ використаємо

$$a(t)_{Pex} = a(t)^* \cdot \{ C_v(a(R,t)) \cdot \Phi(a(t)_{Pex}) + 1 \}. \quad (30)$$

Щоб визначити $\Phi(a(t)_{Pex})$, потрібно задатися способом розрахунку ймовірності перевищення $a(t)_{Pex} - P_{ex}(a(t)_{Pex})$. За аналогією із субзадачею для $H_{cr}(t)_{Pex}$ і $m_2(t)^*$, оцінюємо ймовірність спільного сполучення $a(t)_{Pex}$ і коефіцієнта надводного укусу $m_1(t)^*$, тобто ймовірність існування надводної частини забережного укусу з коефіцієнтом $m_1(t)^*$ і висотою $a(t)_{Pex}$ при заданому рівні хвильових навантажень, що визначаються прийнятим класом капітальності об'єкта. Тоді

$$P_{ex}(a(t)_{Pex}) = P_{ex,REL} / P_{ex}(m_1(t)^*). \quad (31)$$

Використовуючи екстохастичну функцію $a(t)_{Pex}$ (див. [3, 2]), отримуємо

$$\Phi(a(t)_{Pex}) = \{ \{ y_a \cdot \{ - \lg P_{ex}(a(t)_{Pex}) \}^{1/Z_a} - D_a \} \}, \quad (32)$$

де y_a , Z_a , D_a – коефіцієнти моделей за табл.1; $P_{ex}(m_1(t)^*) = 0,41$ (за [3, 11]).

Звідси у моделях (30)-(32), наприклад при середньому значенні $C_v(a(R,t))^*$: для $P_{ex,REL}=0,02$ $\Phi(a(t)_{Pex}) = 1,57$; для $P_{ex,REL}=0,04$ $\Phi(a(t)_{Pex}) = 1,27$; для $P_{ex,REL}=P_{ex,e}=0,039$ $\Phi(a(t)_{Pex}) = 1,28$.

Згідно з (29), (30) та (32) модель середньої висоти надводної частини динамічно рівновагової ділянки укусу має вигляд

$$a(t)^* = \{ \{ H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot C_v(H_{cr}(t)) / \{ C_v(a(R,t)) \cdot \Phi(a(t)_{Pex}) + 1 \} \} \times \{ \{ (\lambda_{dw}^* / H_{cr}(R,t)_{REL})^{C_{v,hdw}} \cdot \cos \theta_c / \{ m_2(t)^* \cdot C_v(a(t)) \} + C_{v,hdw} \cdot (H_{cr}(R,t)_{REL} / \lambda_{dw}^*)^{C_{v,hdw}} + 1 \} \}. \quad (33)$$

6. При розробці гідроморфостохастичних моделей забережного укусу також була вирішена (детальні викладки – у [11, 3]) **субзадача стохастичного прогнозу (оптимальної екстраполяції) висотних відміток усередненого за ділянкою розрахункового профілю рівноваги укусу з похилами $m_2(t)^*$ і $m_1(t)^*$ з урахуванням енергетичних показників хвилювання "на вході" системи хвилеприбійного мезогеотону (тобто тих, що відповідають $h_{cr,c}$, $H_{cr}(R,t)_{REL}$ і $H_{cr}(t)_{Pex}$), зумовленості форми (використовуючи тотожність відповідних автокореляційних функцій, див. [11, 3, 2]) та довжини (висотна відмітка $H_{cr}(R,t)_{REL} + a(t)_{Pex}$) шляху дисипації енергії $h_{cr,c}$ за поверхнею укісної ділянки, площинні коливання якої (тобто**

реалізації випадкових процесів та полів обраних геоелементів хвилеприбійного мезогеотону) для стійкого стану укусу будуть володіти властивістю умовної ергодичності (див. [2]). Модель ординат розрахункового профілю рівноваги забережного укусу ($H(\Delta B_{L,T})$, де $B_{L,T} = B(t)_{Pex} + b(t)_{Pex}$) запишеться як (див. рис.3 і [11])

$$H(\Delta B_{L,T}) = (H_{cr}(R,t)_{REL} + a(t)_{Pex}) \times \exp [\ln \{(H_{cr}(R,t)_{REL} - H_{cr}(t)_{Pex}) / (H_{cr}(R,t)_{REL} + a(t)_{Pex})\} \Delta B_{L,T} / B_{L,T}]. \quad (34)$$

Додатково використовуючи модель (34), можна також отримати гідроморфостохастичну модель середньої ширини надводної частини забережного укусу ($b(t)^*$, (35)) та похідну від (33) і (35) модель коефіцієнту надводної частини укусу (деталізуючи вираз $m_1(t)^* = b(t)^* / a(t)^*$)

$$b(t)^* = \{m_2(t)^* \cdot H_{cr}(R,t)_{REL} \cdot \ln(a(t)_{Pex} / H_{cr}(R,t)_{REL} + 1)\} / \{ \{ \{ C_v(a(R,t)) \cdot \Phi(a(t)_{Pex}) + 1 \} \cdot \{ \{ C_v(H_{cr}(Reg,R,t)) \cdot \Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) + 1 \} \} \times \{ \ln(1 + 1 / \{ C_v(H_{cr}(Reg,R,t)) \cdot \Phi(H_{cr}(R,t)_{REL}) \} \} \} \}. \quad (35)$$

7. Розрахунковими показниками профілю рівноваги забережного укусу, крім $m_2(t)^*$, $m_1(t)^*$, $H_{cr}(R,t)_{REL}$, і $H_{cr}(t)_{Pex}$, є також параметри $a(t)_{Pex}$, $b(t)_{Pex}$ та $B(t)_{Pex} = m_2(t)^* \cdot H_{cr}(t)_{Pex}$, які визначаються відповідно до вищевикладеного згідно з структурою загальної моделі (1) та зведеною табл.3 (де додатково наведені і значення відповідного квантиля моделі (2) для лінійного руйнування берега S_b), використовуючи для всіх $EL_{03,n}(t)_{Pex}$ їхні ймовірності перевищення у режимі, штормі та за простором (вздовж берегової лінії) (див. детальніше [11]). При цьому координати точки, що задаються $a(t)_{Pex}$ та $b(t)_{Pex}$ на модельно-розрахунковому профілі берега, маркують позицію (з урахуванням її "вздовжберегових" флуктуацій за моделлю (2)) зовнішньої (суходільної) межі хвилеприбійного мезогеотону та внутрішньої (у бік акваторії) межі прибережного мезогеотону для стадії динамічної рівноваги цих мезогеотонів (див. попередній текст і [7]).

Таблиця 3. Значення розрахункових квантилів та ймовірностей перевищення при заданих $P_{ex,REL}$ і $C_v(EL_{03,n}(Reg,R,t))^*$

Квантилі та ймовірності перевищення	$P_{ex,REL}$		
	0,02	0,04	$P_{ex,e}=0,039$
$\Phi(H_{cr}(R,t)_{REL})$	1,71	1,39	1,40
$\Phi(a(t)_{Pex})$	1,57	1,27	1,26
$\Phi(b(t)_{Pex})$	0,64	0,68	0,69
$\Phi(S_b(t)_{Pex})$	2,05	1,77	1,78
$P_{ex}(H_{cr}(R,t)_{REL})$	0,0437	0,0873	0,0852
$P_{ex}(b(t)_{Pex})$	0,205	0,248	0,246

Зміст вирішення другої задачі полягає у застосуванні моделі (2) як розрахунково-прогнозувальної для односпрямованої тенденції у формуванні забережного укусу та власне берега. При цьому у моделі (2) $EL_{03,n}(t)_{Pex}$ використовуються як змінні щодо таких геоелементів стану, як лінійне руйнування берега на заданий момент часу t_c – $S_b(t_c)$, що має межею за

розрахунковий період T_c середнє рівновагове значення $S_{b,Tc}$ (з урахуванням формування тераси, див. [7]), та загальна ширина забережного укосу на момент t_c – $B_L(t_c)$, що має межею рівновагове значення відповідного середнього профілю $B_{L,T}$ (див. попередній текст). Алгоритм вирішення щойно зазначеної другої задачі обґрунтований і детально розглянутий у [11] і необхідні уявлення про нього дає рис.2, а власне комплекс прогнозувальних моделей $S_b(t_c)$ і $B_L(t_c)$ має вигляд:

1) для зв'язних порід у зоні розмиву

$$S_b(t_c) = b_S \cdot t_c^{\xi_S} , \quad (36)$$

$$B_L(t_c) = b_B \cdot t_c^{\xi_B} , \quad (37)$$

$$b_S = b(t)_{Pex,PPB} , \quad (38)$$

$$\xi_S = (C_v(S_b(t)/C_{v,hdw} + C_v(b(t)) , \quad (39)$$

$$b_B = b_S \cdot K_{Hcz} , \quad (40)$$

$$K_{Hcz} = H_{coast} / H_{B(t)Pex} , \quad (41)$$

$$\xi_B = 1 - (C_v(B(t)/C_{v,hdw} + C_v(a(t)) , \quad (42)$$

де, крім вже наведених, K_{Hcz} – коефіцієнт перепаду висот у прибережному та хвилеприбійному мезогеотонах; H_{coast} і $H_{B(t)Pex}$ – відповідно, висота власне берега і глибина від розрахункового рівня води (PPB, див. [11, 3]) на відстані $B(t)_{Pex}$ від точки перетину PPB з вихідним профілем берега;

2) для незв'язних порід у зоні розмиву

$$S_b(t_c) = b_S \cdot \{1 + \lg(t_c^{1/\xi_S})\} , \quad (43)$$

$$B_L(t_c) = b_B \cdot \{1 + \lg(t_c^{1/\xi_B})\} . \quad (44)$$

Слід зауважити, що, по-перше, розрахункові параметри b_S , b_B , ξ_S і ξ_B моделей (36)-(37) та (43)-(44) коригуються в процесі формування інформаційного базису даних при експлуатації водосховищ. По-друге, координати точок, що задаються $S_b(t_c)$ на профілі берега визначають просторово-часове "еволюційне просування" у бік суходолу квазілінійної зовнішньої (суходільної) межі прибережного мезогеотону, а $B_L(t_c)$ – таке ж "просування" зовнішньої межі хвилеприбійного мезогеотону знову-таки з урахуванням коливань цих позицій вздовж берега за моделлю (2) [6, 7].

У цілому ж, верифікація усіх вищенаведених як гідроморфостохастичних, так і "суто" прогнозувальних моделей на репрезентативних натурних і лабораторних даних довела правомірність їхньої структури та засвідчила добру збіжність з цими даними та переваги над аналогічними моделями, що найбільше використовуються [11].

Висновки. 1. Запропоновано та задовільно верифіковано набір моделей для вирішення комплексу задач моделювання геоелементів стану (елементів профілю берега) та суходільних меж хвилеприбійного та прибережного мезогеотону берегової зони великих рівнинних водосховищ. Моделі враховують як просторово-часову зміну репрезентативних геоелементів в

процесі еволюційного формування та переформування структури берегової зони, так і рівноваговий стан зазначених мезогеотонів.

2. Отримані рішення є важливими у методично-прикладному аспекті для об'єктивної модельної ідентифікації берегових геосистем, що спрямована на удосконалення регламенту природокористування у береговій зоні водосховищ, її геоecологічно-оптимізаційне районування та збереження ресурсів і геоecологічну реабілітацію геосистем цієї зони.

Список літератури

1. *Самойленко В.М.* Тримірне районування геосистем великих водосховищ / В.М. Самойленко // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 230-237.
2. *Самойленко В.М.* Математичне моделювання в геоecології / В.М. Самойленко. – К. : ВПЦ "Київський університет", 2003. – 199 с.
3. *Самойленко В.М.* Кадастр радіоактивного забруднення водних об'єктів України місцевого водокористування. Том 1. Радіогідроecологічний стан і використання водойм та загальнометодологічні проблеми / В.М. Самойленко. – К.: Ніка-Центр, 1998. – 192 с.
4. *Самойленко В.М.* Систематизація сучасних фізико-географічних процесів у береговій зоні великих водосховищ / В.М. Самойленко, І.О. Діброва // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. – 2006. – Т. 9. – С. 30-38.
5. *Самойленко В.М.* Класифікація берегових ландшафтних ярусів і смуг / В.М. Самойленко, І.О. Діброва // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. – 2006. – Т. 11. – С. 318-325.
6. *Самойленко В.М.* Ландшафтні межі берегової зони водосховищ / В.М. Самойленко, І.О. Діброва // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. – 2007. – Т. 13. – С. 181-200.
7. *Самойленко В.М.* Складники ідентифікації берегових геосистем водосховищ / В.М. Самойленко, І.О. Діброва // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. – 2008. – Т. 14. – С. 9-41.
8. *Титов Л.Ф.* Ветровые волны / Л.Ф. Титов – Л. : Гидрометеиздат, 1969. – 294 с.
9. Рекомендации по расчету искусственных свободных пляжей. – М. : ВНИИТС, 1982. – 26 с.
10. *Samoylenko V.M.* The stochastic scheme/model for first-breaking waves in the surf zone coordinated with spectral regularities and superposition principle of beach/shore deformation agent & results / V.M. Samoylenko, O.V. Koulachinsky // Hydrological Forecasting and Hydrological Bases of Water Management. UNESCO/WMO. – 1994. – XVII, vol. II. – P. 637-642.
11. Розробити та впровадити технологію еколого-економічної оптимізації експлуатації дніпровських водосховищ. Звіт про НДР за проектом 1/92 (зведений) / Самойленко В.М. / "НПЦ ВЕМОВ". – № UA01011149p. – К., 1997. – 228 с.
12. *Максимчук В.Л.* Рациональное использование и охрана берегов водохранилищ / В.Л. Максимчук. – К. : Будівельник, 1981. – 112 с.
13. *Самойленко В.М.* Моделювання акваторійної межі хвильприбійного мезогеотону берегової зони водосховищ / В.М. Самойленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. – 2009. – Т. 16. – С. 7-21.
14. *Самойленко В.М.* Ймовірнісні математичні методи в геоecології / В.М. Самойленко. – К. : Ніка-Центр, 2002. – 404 с.

Моделювання геоелементів стану і суходільних меж хвильприбійного та прибережного мезогеотонів берегової зони водосховищ

Самойленко В.М.

Розроблено комплекс розрахунково-прогнозних моделей динаміки і стійкості хвильприбійного та прибережного мезогеотонів берегової зони водосховищ. Моделі можуть бути використані для вирішення задач з геоecологічної оптимізації природокористування.

Ключові слова: берегова зона, водосховище, мезогеотон, берегові межі, геоелементи стану, моделювання.

Моделирование геоэлементов состояния и суходольных границ волноприбойного и прибрежного мезогеотонів береговой зоны водохранилищ

Самойленко В.Н.

Разработан комплекс расчетно-прогнозных моделей динамики и устойчивости волноприбойного и прибрежного мезогеотонів береговой зоны водохранилищ. Модели могут быть использованы для решений задач по геоэкологической оптимизации природопользования.

Ключевые слова: береговая зона, водохранилище, мезогеотон, береговые границы, геоэлементы состояния, моделирование.

Simulation of status geo-elements and on-land boundaries for wave-cut and onshore meso-geotones of reservoirs coastal zone

Samoylenko V.M.

It was elaborated the complex of calculating-prognostic models for dynamics and stability of wave-cut and onshore meso-geotones of reservoirs coastal zone. Models can be used for solutions aimed to geo-ecological nature management optimization.

Keywords: coastal zone, water reservoir, meso-geoton, coastal boundaries, geo-elements of state, simulation

Надійшла до редколегії 14.01.10

УДК 556.53 (282.247.32)

**Тімченко В.М., Тімченко О.В., Гуляєва О.О., Холодцько О.П.,
Вандюк Н.С.**

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

**ЕКОЛОГО-ГІДРОДИНАМІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ КАСКАДНИХ
ДОЛИННИХ ВОДОСХОВИЩ**

Ключові слова: Дніпровські водосховища; еколого-гідродинамічне районування

Актуальність проблеми. Кожен водний об'єкт суші має власну гідрологічну структуру, тобто просторові комбінації різнорідних водних мас. Аналіз просторової структури водойм є предметом спеціальних досліджень. Визначено зокрема [8], що просторова структура водосховищ більш складна, ніж озерна. Особливо яскраво проявляється специфіка техногенних водних екосистем у водосховищах долинного класу. Як відомо, водосховища дніпровського каскаду ГЕС відносяться до долинних і слугують об'єктом багаторічних спроб розробки різноманітних схем районування.

Найбільш розповсюдженою до сьогодення є схема акваторіального розподілу, в основі якої лежить використання гідроморфологічних показників. Акваторії дніпровських водосховищ, наприклад, розподіляються на три ділянки – верхню, середню і нижню [2]. Для врахування місцевих умов (надходження генетично різних водних мас із приток, наявність крупних заток і т.п.) вказаний розподіл доповнюється підділянками.

Наші дослідження, проведені з метою розробки методології та методичної бази управління екосистемами річкових ділянок дніпровських

водосховищ [11], показали, що при оцінці процесу формування їх стану необхідно враховувати умови як в основному руслі, так і в придатковій мережі (заплавні озера, рукава, затоки, протоки тощо). Що стосується озерних ділянок водосховищ, то до цього часу при гідрологічних та гідроекологічних дослідженнях їх розділяють, як і озерні чаші, за морфологічними ознаками: на прибережну зону (літораль плюс сублітораль) та глибинну область – профундаль [7]. Призвичаїлись дослідники до такого районування і відносно водосховищ. При цьому, за межу прибережної зони приймається глибина 2–3 м, куди проникає вища водяна рослинність або промені світла. Можуть використовуватися і інші критерії.

Районування акваторії водойми за морфологічними ознаками правомірне і має суттєві можливості для використання. Однак з екологічної точки зору такий підхід відносно водосховищ не завжди є інформативним і об'єктивним. Перш за все, це стосується оцінки гідродинамічних умов функціонування екосистем – принципово важливого абіотичного фактора.

Натурними спостереженнями визначено, що в озерних ділянках кожного із каскадних водосховищ виділяються транзитні зони, через які відбувається основний стік води. Решта акваторії (нетранзитна зона) зайнята водними масами, динаміка котрих формується не стільки стоковими, скільки вітровими і компенсаційними течіями, а також вітровим хвилюванням, коливанням рівня води, довгими прямими і зворотними хвилями, сейшами та іншими внутрішньоводоймовими процесами.

Різниця генезису і показників гідродинаміки транзитних і нетранзитних зон озерних ділянок водосховищ формує в них принципово різні біотопічні умови функціонування гідробіонтів, їх популяцій та угруповань. Крім того, транзитні і нетранзитні зони взаємно впливають на умови формування якості водного середовища та біопродуктивності шляхом обміну між собою водними масами, розчиненими і завислими речовинами та гідробіонтами.

Практика еколого-гідрологічних досліджень показує, що суто натурними, як правило обмеженими, спостереженнями виділяти вказані зони на каскадних проточних водосховищах можна лише умовно. Тому до цього часу їх гідродинамічна оцінка виконувалась також умовно. За основу бралось те небезпідставне уявлення, що основний стік води по водосховищу здійснюється в межах затопленого русла. При цьому виникали деякі ускладнення при визначенні параметрів стокових течій на нижніх глибоководних ділянках водосховищ. І взагалі, кількісне визначення статистично обґрунтованих показників динаміки вод в окремих районах водосховищ практично унеможлиблювалось.

Методика дослідження. Широкі перспективи гідродинамічної характеристики озерних ділянок водосховищ відкриваються при використанні методів гідравлічного і математичного моделювання течій. В екологічній гідрології континентальних водойм моделювання циркуляцій вод використовується досить успішно з 80-90 років минулого століття. Нами для водойм України, у тому числі для дніпровських водосховищ [2–4, 9], застосовується гідродинамічна модель, в якій використано метод повних

потоків, адаптований для випадку малих глибин [1, 6, 10]. Нагадаємо, що при моделюванні в якості вихідної інформації можна одержати розподіл по акваторії функцій токів (витрат води) та вектори течій на будь-яких горизонтах або осереднені по вертикалі. При цьому враховуються практично всі фактори генерації течій та умови у водоймах (відтік і притік води ззовні, напрям та швидкість вітру, морфометрія, конфігурація і опірність ложа).

Для виділення транзитних і нетранзитних зон на водосховищах Дніпровського каскаду здійснено моделювання течій в кожному з них вказаним методом в штилеву погоду. Основним генератором переміщення водних мас у водосховищах в таких ситуаціях є попуски ГЕС і надходження води з притоку, тобто стокові течії. Саме при таких умовах на схемах можна виділити зони, де транзитний стік вкрай незначний.

В якості критерію при встановленні меж між транзитними і нетранзитними зонами нами прийнято умову – через останні транспортується не більше 1% стоку. Практично, межами зон при цьому стають ізолінії функцій токів, які складають 0,5 і 99,5% від загальної транзитної витрати води. Цей критерій умовний, але його правомірність підтверджується побічно результатами співставлення багатьох гідрофізичних, гіdroхімічних і гіdroбіологічних показників водних мас у вказаних зонах. У них дійсно відмічаються принципово різні умови формування якості водного середовища і функціонування біотичних компонентів екосистем.

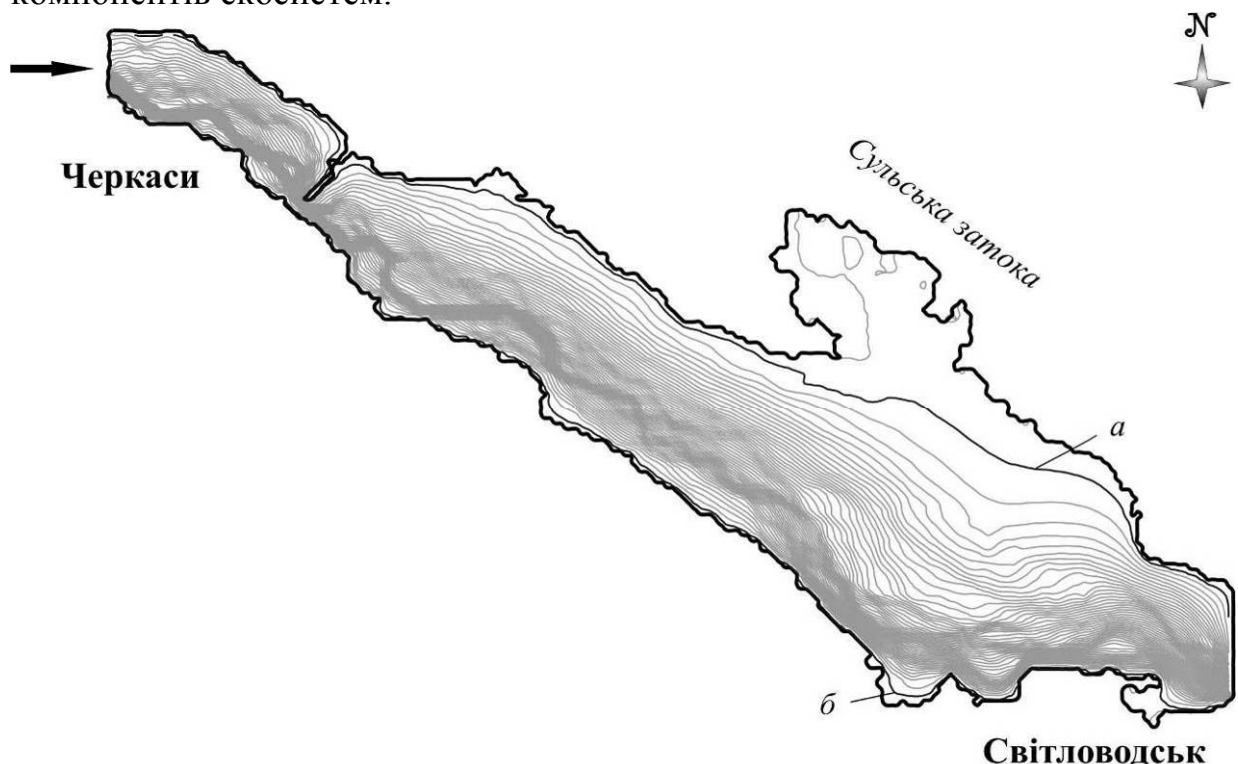


Рис. 1. Еколого-гідродинамічне районування озерної ділянки Кременчуцького водосховища: *a* – ліва межа транзитної зони (лінія току $3,5 \text{ м}^3/\text{с}$ – 0,5% транзитного стоку); *б* – права межа (лінія току $695,5 \text{ м}^3/\text{с}$ – 99,5% транзитного стоку)

Критерій 1%-ного стоку по нетранзитних зонах правомірний і для еколого-гідродинамічного районування річкових ділянок дніпровських водосховищ. На рис. 1 для ілюстрації технології визначення меж між транзитними і нетранзитними зонами озерних ділянок наведено схему течій в Кременчуцькому водосховищі в безвітряну погоду за транзитного стоку $700 \text{ м}^3/\text{с}$.

Потрібно відмітити, що межі між еколого-гідродинамічними зонами практично не переміщуються. Контрольні розрахунки показують, що на жодному з дніпровських водосховищ зміна площ нетранзитних зон при природному коливанні стоку не перевищує 1–3%. Це менше допустимих похибок самих спостережень і розрахунків.

Результати дослідження. Схеми здійсненого за вищевикладеними принципами еколого-гідродинамічного районування дніпровських водосховищ наведено на рис.2.

Таблиця. Морфометричні характеристики еколого-гідродинамічних (транзитних і нетранзитних) зон дніпровських водосховищ

Водосховище	Ділянка	Межі ділянки (км від верхів'я)	Площа водного дзеркала (F), км^2		Середня глибина (h), м		Об'єм (V), км^3		
			Т	Н	Т	Н	Т	Н	всього
Київське	в цілому	0-110	509	379	5,30	1,70	2,70	0,64	3,34
Канівське	річкова	0-43	30	23	6,20	3,30	0,19	0,08	0,27
	озерна	43-150	404	147	5,29	2,72	2,14	0,40	2,54
	в цілому	0-150	434	170	5,36	2,80	2,33	0,48	2,81
Кременчуцьке	річкова	0-46	37	88	4,50	2,30	0,17	0,20	0,37
	озерна	46-165	1471	571	6,56	6,08	9,66	3,48	13,14
	в цілому	0-165	1508	659	6,51	5,58	9,82	3,68	13,50
Дніпродзержинське	річкова	0-35	15	47	5,33	1,40	0,08	0,04	0,12
	озерна	35-122	128	377	9,16	3,05	1,17	1,15	2,32
	в цілому	0-122	143	424	8,76	2,80	1,25	1,19	2,44
Запорізьке	річкова	0-46	30	93	7,17	0,54	0,22	0,05	0,27
	озерна	46-129	116	171	22,28	2,75	2,58	0,47	3,05
	в цілому	0-129	146	264	19,10	1,97	2,80	0,52	3,32
Каховське	річкова	0-32	31	95	5,74	2,99	0,18	0,28	0,46
	озерна	32-213	1729	294	9,18	6,31	15,88	1,86	17,74
	в цілому	0-213	1760	389	9,12	5,50	16,06	2,14	18,20
Каскад	річкова	202*	143	346	5,87	1,88	0,84	0,65	1,49
	озерна	687*	4357	1939	7,83	4 13	34,13	8,00	42,13
	в цілому	0-889	4500	2285	7,78	3,78	34,97	8,65	43,62

Примітка: * – загальна довжина ділянок, км
Т – транзитна, Н – нетранзитна

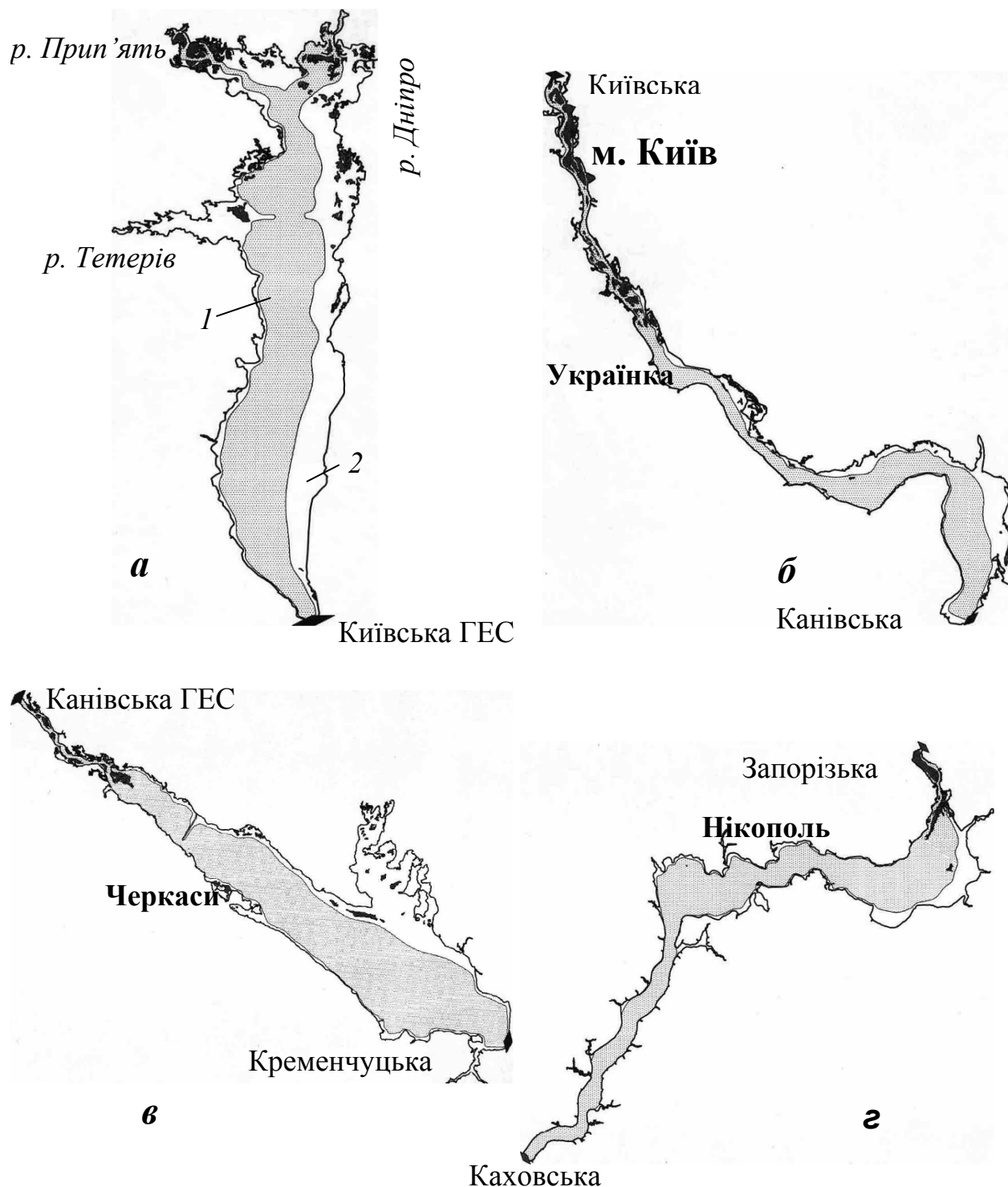


Рис.2. Еколого-гідродинамічне районування Київського (а), Канівського (б), Кременчуцького (в) та Каховського (г) водосховищ. 1 – транзитна зона, 2 – нетранзитна зона.

Основні морфометричні характеристики еколого-гідродинамічних зон річкових і озерних ділянок всіх шести дніпровських водосховищ наведено в таблиці. Згідно з її даними, транзит стоку Дніпра по каскаду водосховищ здійснюється по акваторії, що складає 4500 км². Нетранзитними є 2285 км² водного простору, що перевищує третину загальної площі водного дзеркала. В транзитних зонах міститься 34,8 км³ води (81% від загального об'єму водосховищ), в нетранзитних – 8,1 км³ (19%).

Відмічене вище дозволяє уточнити екологічно значущий гідрологічний показник каскаду Дніпровських водосховищ – його проточність. Раніше час добігання водних мас по каскаду при середній водності Дніпра оцінювався нами в 354 доби [3, 4]. За високої водності річки він міг зменшитись до 220 діб, за низької – збільшитись до 583 діб. Якщо ж урахувати розглянутий нами факт переважного стоку річки по транзитних зонах, середній час добігання по каскаду стає рівним 280–285 добам. За високої водності Дніпра водні маси переміщуються по каскаду всього за 175 діб, тобто менше, ніж за півроку. Лише за дуже низької водності основна маса дніпровської води, що надходить до каскаду водосховищ, досягає гирла річки через рік.

Моделювання циркуляцій вод дозволило визначити інтенсивність перетоку водних мас через границі еколого-гідродинамічних зон озерних ділянок дніпровських водосховищ за різних гідрометеорологічних і техногенних умов, а також оцінити водообмінні процеси у кожній зоні [5].

Висновок. Автори мають упевненість в тому, що еколого-гідродинамічне районування каскадних долинних водосховищ, ґрунтоване на використанні математичного моделювання динаміки вод, відкриє широкі можливості для оцінювання, прогнозування та управління екосистемами водойм і зокрема водосховищ долинного типу, до яких, як відмічалось, відносяться дніпровські.

Список літератури

1. Вольцингер Н.Е. Основные океанологические задачи теории мелкой воды / Н.Е. Вольцингер, Р.В. Пяковский. – Л. : Гидрометеоиздат, 1968. – 299 с.
2. Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / Денисова А.И., Тимченко В.М., Нахшина Е.П. и др. – К. : Наук. думка, 1989. – 216 с.
3. Тимченко В.М. Экологическая гидрология днепровских водохранилищ / В.М. Тимченко // ГБЖ. – 2006. – 42, №3. – С. 81–96.
4. Тимченко В.М. Экологическая гидрология водоёмов Украины / В.М. Тимченко. – К. : Наук. думка, 2006. – 384 с.
5. Тимченко В.М. Водообменные процессы как фактор формирования биотического баланса и потоков энергии в экосистемах днепровских водохранилищ / В.М. Тимченко // ГБЖ. – 2010. – 42, №3. – С. 81–96.
6. Фельзенбаум А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А.И. Фельзенбаум. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. – 234 с.
7. Чеботарёв А.И. Гидрологический словарь / А.И. Чеботарева. – Л. : Гидрометеоиздат, 1964. – 156 с.
8. Эдельштейн К.К. Структурная гидрология суши / К.К.Эдельштейн. – М. : ГЭОС, 2005. – 316 с.
9. Dubnyak S. Ecological role of hydrodynamic processes in the Dnieper reservoirs / Dubnyak S., Timchenko V. // Ecological Engineering. – 2000. – 16. – P. 181–188.
10. Lin Shino-Kung, Multidimensional numerical modeling of estuaries and coastal seas / Lin Shino-Kung, I.I. Leedertse // Adv. Hydrosci. – 1978. – 11. – P. 76–88.
11. Timchenko V. Ecosystem condition and water quality control at impounded sections of rivers by the regulated hydrological regime / V. Timchenko, O. Oksiyuk // Ecohydrology and Hydrobiology. – 2002. – (1-4) . – P. 259 – 264.

Еколого-гідродинамічне районування каскадних долинних водосховищ
Тімченко В.М., Тімченко О.В., Гуляєва О.А., Холодько О.П., Вандюк Н.С.

Запропоновано еколого-гідродинамічне районування водосховищ дніпровського каскаду, в основі якого лежить облік різниці генезису і показників динаміки водних мас.

Ключові слова: Дніпровські водосховища; еколого-гідродинамічне районування.

Эколого-гидродинамическое районирование каскадных долинных водохранилищ

Тимченко В.М., Тимченко О.В., Гуляева О.А., Холодько О.П., Вандюк Н.С.

Предложено эколого-гидродинамическое районирование водохранилищ днепровского каскада, в основе которого лежит учёт разницы генезиса и показателей динамики водных масс.

Ключевые слова: Днепровские водохранилища; эколого-гидродинамическое районирование.

The ecological and hydrodynamic regionalization of the valley cascade

Timchenko V.M., Timchenko O.V., Huliaieva O.A., Holod'ko O.P., Vandiuk N.S.

The ecological and hydrodynamic regionalization of the Dnieper cascade has been offered. It bases on taking difference of genesis and dynamic parameters of water masses.

Keywords: Dnieper reservoirs; ecological and hydrodynamic regionalization.

Надійшла до редколегії 05.02.10

УДК (556.55+574.5):627.8

Дубняк С.С.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

**ЕКОЛОГО-ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ ДО ІДЕНТИФІКАЦІЇ
ТА РОЗМЕЖУВАННЯ МІЛКОВОДНОЇ І БЕРЕГОВОЇ ЗОН ВЕЛИКИХ
РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩ**

Ключові слова: водна екосистема, екотон, гідроморфологічні залежності, водосховище, мілководдя, узбережжя, межі екосистем

Постановка проблеми. Кожне велике рівнинне водосховище можна розглядати як гетерогенну водну екосистему озерно-річкового типу [1, 2], що утворилась на місці річки чи озера внаслідок підпору води штучними спорудами (греблями, дамбами). Ця екосистема складається з власне водної екосистеми, що поділяється на озероподібну та річкоподібну області, та екотону – зони взаємовпливу водних мас водосховища і прилеглої суші – водоохоронної зони. Остання включає смуги ерозійної активності та підтоплення земель і берегову смугу (узбережжя). В межах озероподібної області водосховища пропонується [1, 2] виділяти зону мілководь, глибоководну і перехідну між ними зони, які аналогічні, з певними припущеннями, зонам літоралі, субліторалі і профундалі озер [1, 3].

Не вдаючись в подробиці еколого-гідроморфологічного аналізу структурно-функціональної будови водосховища, які розкриті в інших наших працях [2, 4 та ін.], слід відзначити, що найскладнішою при цьому є проблема ідентифікації зони мілководь і берегової зон водосховищ та визначення їх меж в умовах коливання рівнів води, що і є предметом даної статті.

Зазначимо також, що успішні спроби ідентифікації зони мілководь і берегової зони водосховища були виконані раніше з еколого-гідрологічних [1] та з геосистемних [5, 6] позицій. При цьому в [1] зона мілководь розглядається як складова екосистеми водосховища, яка межує з перехідною екосистемою – екотонном берегової зони. Навпаки, в [5, 6] мілководний мезогеотон включено до берегового макрогеотону (берегової зони), який розглядається як геотон (ландшафтний екотон). Водночас відомо, що берегову зону об'єднують „берегові денудаційно-аккумулятивні процеси” та препарований ними береговий схил, тоді як для зони мілководь характерні процеси заростання, замулення, заболочування, поступового перетворення у „водно-болотні угіддя”. Проблема співвідношення зони мілководь і берегової зони водосховища, встановлення їх меж має також велике науково-прикладне значення для планування і організації заходів з оздоровлення водосховищ.

Результати досліджень та їх обговорення.

Розмежування понять „зона мілководь” і „берегова зона” з еколого-гідроморфологічних позицій. Як показали наші дослідження на водосховищах долинного типу [1, 2], а саме до таких відноситься більшість великих рівнинних водосховищ, зона мілководь оконтурює берегову лінію нижче урізу води по всьому периметру водосховища, за винятком пригреблевої частини гідроспоруд, до яких безпосередньо прилягають глибоководдя.

В межах озероподібної області водосховища зона мілководь включає підводні берегові відмілини, які генетично відносяться до підводних берегових схилів. Ці берегові відмілини формуються в результаті препаратії хвилями і вздовжбереговими течіями затоплених елементів рельєфу річкової долини (схилів і терас). Натомість утворюються денудаційні (абразійні чи ерозійні) відмілини (бенчі). Останні в бік акваторії плавно переходять в аккумулятивні відмілини, складені матеріалами розмиву берегових схилів та денудаційних відмілин. До зовнішнього (акваторійного) краю берегових відмілин прилягають шлейфи із прибережних осадів, які утворилися внаслідок осадонагромадження розмитих відкладів, принесених сюди течіями води.

В нижній (за течією) частині озероподібної області водосховища підводні берегові відмілини в бік берега переходять у пляжі і далі – в берегові уступи, ускладнені обвалами, осовами, зсувами, або ж, навпаки, – у задерновані схили. Берегові відмілини в цій частині практично суцільними смугами тягнуться вздовж берегів. Уже в середній частині озероподібної області між береговою відмілиною і береговим схилом на місці затопленої заплави чи тераси з'являються мілководні утворення – мозаїка островів і затоплених понижень між ними. У верхній частині озероподібної області мілководдя охоплюють всю затоплену частину акваторії, за винятком колишнього русла річки та її приток, а також островів.

Але у всіх цих випадках з боку акваторії мілководдя оконтурюються береговими відмілинами, сформованими вітро-хвильовими процесами. Ці

берегові відмілини, як підводні частини берегових схилів, в умовах сезонних, річних та багаторічних коливань рівня води мають ступінчасту будову [7]. В бік суші вони переходять у берегові вали (підводні та надводні) та пляжі.

При тривалих підвищеннях рівня води у водосховищі (під час повеней, паводків) зона мілководь може затоплюватися до підніжжя берегових схилів. Це призводить до активізації формування надводної частини берегового схилу – прибережної захисної смуги.

Отже в нижній частині водосховища береговий процес в територіальному і часовому вимірі єдиний як в надводній, так і в підводній частинах берегового схилу. У верхній частині озероподібної області водосховища підводна і надводна частини берегового схилу розділяються зоною мілководь, ширина якої може досягати від сотень метрів до кількох кілометрів. Причому надводна частина берегового схилу виступає як така лише в періоди високого стояння рівнів води.

Враховуючи викладене, пропонуємо з гідроморфологічної точки зору (взаємодія рівнів, хвиль і течій води з затопленим і підтопленим рельєфом річкової долини) розглядати підводну частину берегового схилу як складову зони мілководь, а саме як крайову акваторійну смугу цієї зони [1]. Ця смуга суцільно облямовує зону мілководь з боку акваторії.

З боку суші зона мілководь з тих же еколого-гідроморфологічних позицій оконтурюється смугою пляжів і берегових схилів – прибережною смугою чи узбережжям, які утворюють надводний береговий схил берегової зони, що функціонально постійно пов'язаний з підводним береговим схилом – в нижній частині водосховища, або ж тимчасово пов'язаний (при підвищених рівнях води) у середній частині водосховища. У верхній частині озероподібної області водосховища підводна і надводна частини берегового схилу майже постійно розвиваються відокремлено одна від одної, за винятком періодів повного затоплення мілководь при значних повенях і паводках.

З позицій еколого-гідроморфологічних підходів надводний береговий схил доцільно віднести до екотону водоохоронної зони, що розділяє і зв'язує екосистеми водосховища і прилеглої суші [2], зазнає впливу цих двох екосистем і водночас відзначається притаманними тільки йому рисами.

Аналіз існуючих способів розрахунку меж мілководь водосховищ.
Коротко розглянемо основні підходи до визначення мілководь водосховищ та обґрунтування їх меж.

Водогосподарники та гідротехніки мілководдями вважають частини акваторії водосховищ, обмежені урізом води при нормальному підпірному рівні (НПР) та двометровою ізобатою. Цьому способу визначення акваторійної та берегової меж мілководь притаманні наступні недоліки:

- згідно критеріїв визначення акваторійної і берегової меж за водогосподарсько-гідротехнічним способом їх виділяють відповідно двометровою і нульовою ізобатами при наповненні чаші водосховища до

НПР, тому при спрацюванні робочих призм водосховищ водогосподарсько-гідротехнічний спосіб стає непридатним для застосування [1];

- на водосховищах середніх розмірів, а особливо каскадних, акваторійна межа знаходиться на глибинах більше двох метрів, що не відповідає критерію розташовування акваторійної межі за водогосподарсько-гідротехнічним способом;

- мілководдя водосховищ є об'ємними гідрологічними об'єктами, а водогосподарсько-гідротехнічний спосіб не дає можливості визначити розміри навіть поверхні дна мілководдя.

В гідробіології під мілководдям розуміють ділянки акваторій водосховищ, зайняті вищою водною рослинністю [8–10]. Згідно гідробіологічного критерію за акваторійну межу мілководдя приймають зовнішню межу розповсюдження від берега у бік акваторії водосховища вищої водної рослинності. Розташування цієї межі, як правило, поширюється до глибини від 2 до 3 м при наповненій чаші водосховища до НПР. Гідробіологічний спосіб визначення акваторійної межі мілководь водосховища має такі недоліки:

- мілководдя є просторовим об'єктом, тому визначити його фізичні розміри за допомогою лише одного параметру – межі поширення рослинності практично неможливо;

- згідно даних натурних досліджень розповсюдження рослинності на мілководдях водосховищ відомо [8–10], що на значних частинах їх площі рослинність відсутня. Це мілководдя, які формуються за абразійною моделлю, так звані „відкриті мілководдя” [1, 4]. Отже, гідробіологічний спосіб визначення акваторійної межі зони мілководь водосховищ для значної їх частини непридатний.

На підставі натурних досліджень умов розвитку і розповсюдження рослинності на мілководдях водосховищ встановлено, що критерієм є не лише дво- чи триметрова ізобата, а й наявність шару ґрунтів, у яких спроможна укорінюватися і розвиватися коренева система рослинності [8, 9].

У природних умовах шар ґрунту, що залягає на поверхні дна мілководь водосховища, у якому спроможна укорінюватися рослинність, зазвичай має не суцільне, а мозаїчне поширення. Йому реально і відповідає калейдоскопічна, а не вздовжізобатна картина розповсюдження рослинності у плані і за щільністю.

Акваторійна топографічна межа зони мілководь водосховища, на поверхні яких спроможна розвинути рослинність, практично віддалена від максимального критеріального положення (триметрова ізобата при НПР) на десятки метрів у бік відкритої акваторії водосховища, а тому реально відрізняється у відношенні її топографічного розташування від передбаченого критерієм гідробіологічного способу.

Найбільш близьким до суті є еколого-гідрологічний спосіб визначення акваторійної і верхньої – берегової (з боку суші) меж зони мілководь водосховища [1]. Еколого-гідрологічний спосіб ґрунтується на визначенні співвідношення довжини вітрової хвилі і глибини над профілем дна зони

мілководь, над яким ця хвиля розповсюджується. До мілководь при цьому відносять ділянки водойм, дно яких впливає на параметри хвильового потоку [11-13]. При цьому використовується поняття «глибина розмиваючої дії хвиль», що пов'язує параметри хвилювання з глибиною водойми. Нижня межа цієї зони при наповненні чаші водосховища до НПР співпадає з межею (зовнішнім краєм) акумулятивної призми тіла мілководдя, що формується протягом експлуатації водосховища за абразійно-акумулятивною моделлю.

При коливаннях рівня води у водосховищі акваторійна межа періодично мігрує в межах схилу дна мілководдя і поверхні підводного берегового схилу. На водосховищах багаторічного регулювання (коливання рівня води більше 2 м) виникає смуга міграції акваторійної межі зони мілководь. Вона розташовується між зовнішніми краями підводного берегового схилу, що формуються при високому і низькому рівнях води у водосховищі.

Верхню межу зони мілководь (з боку суші) визначають за висотою капілярного замочування ґрунтів. На водосховищах багаторічного регулювання верхня межа зони мілководь, так само, як і нижня, може мігрувати, періодично утворюючи зони осушки, які слід розглядати, як смуги міграції верхньої межі.

Межі зони мілководь можна встановлювати безпосередньо на місцевості за вимірами зовнішнього схилу та ареалів поширення водяної рослинності.

Еколого-гідрологічному способу визначення акваторійної і верхньої – берегової (з боку суші) меж зони мілководь притаманні такі недоліки:

1) Не акцентується принципова різниця між вживаними гідрологічними термінами „зона мілководь” і „мілководдя”. Зона мілководь – інтегральне поняття, воно об'єднує усю сукупність мілководь, що розташовані вздовж периметра узбережжя водосховища. В межах зони мілководь розташовані всі окремі мілководдя, кожному з яких притаманні індивідуальні моделі морфодинамічних і літодинамічних механізмів берегового процесу розвитку тіла і формування топографії дна.

2) Не акцентується принципова різниця між постійним фізичним об'ємом мілководдя і реально мінливим об'ємом його наповнення водою. Саме ступені наповнення фізичного об'єму мілководдя розглядаються як зміни його об'єму.

3) Розглядається лише абразійно-акумулятивна модель розвитку топографії тіла мілководдя. Водночас, тіла переважної більшості мілководь формуються за абразійною моделлю. В цьому разі акумулятивна частина тіла мілководдя не формується, бо продукти, що утворюються під час абразійного процесу у вигляді наносів хвильового поля виносяться на глибину за межі прибережної зони, де і акумулюються.

4) Неможливо визначити положення берегової межі мілководдя, коли в стінці берегового уступу має місце виклинювання ґрунтових вод, верхня межа рівня котрих перекидає висоту капілярного замочування ґрунтів.

5) Не визначено параметри висоти капілярного замочування ґрунтів в залежності від їх фізико-механічних властивостей.

6) Вказаним способом визначається формування біля підніжжя зовнішнього краю акумулятивної призми тіла мілководдя акумулятивної приступки. Ця акумулятивна форма розвивається під час стояння середньобагаторічних рівнів води у водосховищі у безльодоставний період, коли тіло мілководдя формується за абразійно-акумулятивною моделлю. Тіло приступки – вторинна акумулятивна форма, генетично пов'язана з акумулятивною призмою тіла мілководдя. Тому акваторійну межу мілководдя за цим способом слід було б зв'язувати із зовнішнім краєм приступки.

7) Мілководдя – це гідрологічний об'єкт, що має постійний об'єм, тому визначити його фізичні розміри за допомогою знаходження лише двох параметрів неможливо.

Методологія виділення мілководь водосховищ. Межі зони мілководь водосховищ являють собою лінії (смуги), що складаються з меж окремих мілководь. Тому далі обґрунтовано виділення мілководдя, як окремого, оригінального, еколого-гідроморфологічного об'єкту – складової зони мілководь водосховища та удосконалено способи визначення його лінійних акваторійної і берегової меж, а також довжини і ширини поверхні дна, шляхом обчислення критеріїв глибини і висоти розташування відповідно лінійних акваторної і берегової меж на поверхні дна мілководдя, а також способи визначення місця розташування лінійних бокових меж і відстані між ними як довжини дна мілководдя та площинних меж, що обмежують постійний фізичний простір мілководдя.

Кожне мілководдя розглядається при цьому, як самостійний еколого-гідроморфологічний об'єкт зони мілководь водосховища, наділений індивідуальними розміром займаного фізичного простору і морфодинамічними та літодинамічними механізмами берегового процесу розвитку свого тіла. При цьому глибину і висоту розташування відповідно акваторійної і берегової лінійної меж і довжину поверхні дна рекомендується обчислювати в залежності від абразійно-акумулятивної або абразійної моделей розвитку берегового процесу формування тіла мілководдя. Саме така зміна вихідних критеріїв обчислення глибини і висоти розташування відповідно акваторійної і берегової лінійних меж поверхні дна мілководдя дозволяє визначати місця їх розташування. Одночасно, такий принцип дозволяє удосконалити і уточнити вирішення згаданої задачі шляхом визначення ширини дна мілководдя, тобто відстані між його лінійними акваторійними і береговими межами, та довжини дна – відстані між лінійними боковими межами, що співпадають з межами підніж природних і штучних перепон, які розчленовують зону мілководь водосховища на окремі мілководдя, і, насамкінець, визначити площинні межі мілководдя, що обмежують постійний об'єм, зайнятого ним фізичного тіла. На протязі експлуатації водосховища цей об'єм наповнюється водою і звільняється від неї.

Зона мілководь, що оперізує узбережжя кожного водосховища, є інтегральним об'єктом, що об'єднує сукупність мілководь. При цьому,

кожному мілководдю притаманні власні неповторні, як вихідні топографічні, геологічні ознаки, так і морфодинамічні, літодинамічні і гідроморфологічні механізми берегового процесу на шляху досягнення тілом мілководдя стану динамічно стійкого розвитку.

При абразійно-акумулятивній моделі формування поверхні дна мілководдя під дією морфодинамічних, літодинамічних і гідроморфологічних механізмів берегового процесу в умовах коливання ступеня наповнення чаші водосховища відбувається східчате формування профілю поверхні дна тіла мілководдя. Верхня сходина розвивається під дією хвильових потоків при квазінаповненій чаші водосховища.

Тіло нижньої сходини розвивається під час стояння середніх багаторічних спрацювань робочої призми водосховища у безльодоставний період (рис.).

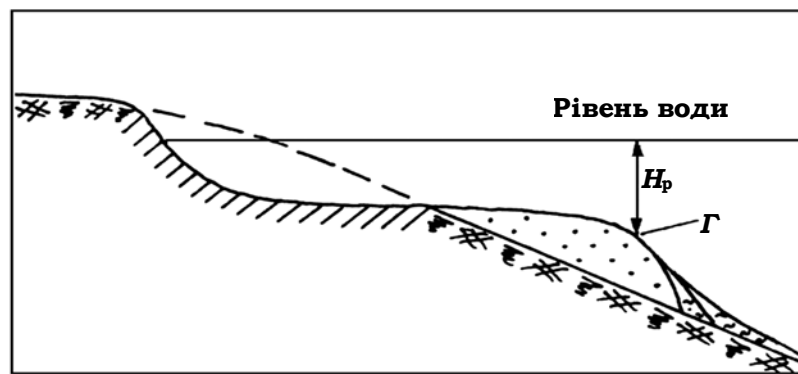


Рис. Схематичний профіль берегового схилу в зоні мілководдя:
 Γ – зовнішній край берегового схилу (акваторіальна межа зони мілководдя);
 H_p – глибина розмиваючої дії хвиль

Генетично тіло нижньої сходини належить тілу мілководдя. А тому глибину розташування акваторійної межі мілководдя пропонується визначати за глибиною знаходження точки перетину профілю схилу тіла нижньої сходини з корінним дном водосховища. Цю глибину пропонуємо розраховувати за формулою:

$$H_a = 0,28 \cdot \left(\frac{h^2 \lambda_0}{d^{0.5}} \right)^{2/3} + H_n \cdot m_0, \quad (1)$$

де: H_a – координата (глибина) розташування зовнішньої межі мілководдя при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої призми водосховища, м; h – розрахункова висота хвилі 15%-ї забезпеченості при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої призми водосховища, м; λ_0 – відносна довжина хвилі розрахункових параметрів, $\lambda_0 = h/\lambda$; λ – розрахункова довжина хвилі 15% забезпеченості при середньому багаторічному спрацюванні робочої призми водосховища за безльодоставний період, м; d – середньозважений діаметр незв'язних наносів, мм; H_n – висота тіла сходини над профілем поверхні дна водосховища, м; m_0 – коефіцієнт укосу зовнішнього схилу сходини в

залежності від гранулометричного складу незв'язних наносів, m_0 дорівнює від 1,5 до 3.

Таким чином, акваторійна межа поверхні дна мілководдя розміщується не на зовнішньому краї акумулятивної призми тіла мілководдя [1], а у точці перетину профілів поверхні дна водосховища і зовнішнього схилу тіла сходини, яка генетично належить до тіла мілководдя.

Берегова межа тіла мілководдя, що формується за абразійно-акумулятивною моделлю, розташовується на висоті знаходження гребеня акумулятивного пляжу з незв'язних ґрунтів біля підніжжя берегового уступу. Висоту розташування гребеня акумулятивного пляжу розраховують як сумарну висоту нахату і нагону хвиль розрахункових параметрів при наповненні чаші водосховища до НПР.

Висоту нагону – $h_{нз}$ визначають за емпіричною формулою А.В. Караушева [14]:

$$h_{нз} = 0,5 \cdot (3 + 10h) \cdot 10^{-5} \cdot \frac{D}{H} \cdot \omega^2 \cdot \cos \theta, \quad (2)$$

де: h – розрахункова висота хвилі при форсованому горизонті наповнення чаші водосховища, м; D – максимальна довжина розгону хвиль вздовж діючого променя, км; H – середня глибина водосховища вздовж діючого променя розгону хвиль, м; ω – розрахункова швидкість вітру на висоті 10 м над землею поверхнею вздовж діючого променя розгону хвиль, м; θ – кут проміж променем хвильового потоку розрахункових параметрів та нормаллю до лінійної берегової межі, градус.

Висоту нахату – h_n хвиль визначають за емпіричною формулою:

$$h_n = 3,2 \cdot k \cdot \frac{h}{m}, \quad (3)$$

де: k – коефіцієнт, що характеризує жорсткість поверхні, над якою розповсюджується хвильовий потік, для піщаної поверхні $k = 1$; h – висота розрахункової хвилі, трансформованої в межах профілю дна мілководдя, м; m – коефіцієнт профілю укусу дна мілководдя.

При гранулометричному складі наносів від дрібного піску до найкрупніших фракцій хвильового поля біля підніжжя акумулятивної призми тіла мілководдя при стоянні середнього багаторічного горизонту спрацьовування робочої призми чаші водосховища на протязі безьодоставного періоду формується акумулятивна форма не у вигляді сходини, а подібна до шлейфу.

У цих випадках глибину розташування лінійної акваторійної межі розраховують за формулою:

$$a_{зл} = 0,028 \cdot \left(\frac{h^2 \cdot \lambda_0}{d^{0,5}} \right)^{2/3} + H_{ш} \cdot m_{ош}, \quad (4)$$

де: h ; λ_0 ; d приймають за формулою (1); $H_{ш}$ – висота розташування над поверхнею дна водосховища точки перетину профілів поверхні похилу акумулятивної призми тіла мілководдя і поверхні шлейфу, м; $m_{ош}$ – коефіцієнт поверхні укусу шлейфу, залежно від гранулометричного складу наносів $m_{ош}$ приймають у діапазоні від 3 до 10.

У разі формування поверхні дна мілководь водосховища за абразійною моделлю, коли зовнішній край корінного тіла берегової території складений зв'язними ґрунтами, продукти абразії є наносами хвильового поля. Ці наноси під дією хвильового потоку знаходяться у завислому стані і вздовжбереговими хвильовими течіями транспортуються вглиб водосховища, де незворотно акумулюються. Тому у тіл таких мілководь акумулятивна призма відсутня.

Акваторійну межу мілководь, тіло яких формується за абразійною моделлю, призначають на глибині a'_2 , на якій розташовано нижню межу розмиваючої дії хвиль при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої призми водосховища на протязі безльодооставного періоду. При цьому a'_2 визначають за емпіричною формулою Інституту гідромеханіки НАН України:

$$a'_2 = 3,33 \cdot h \sqrt{\varepsilon}, \quad (5)$$

де: h – визначають за формулою (1); ε – коефіцієнт пористості зв'язного ґрунту, який визначають за формулою:

$$\varepsilon = \frac{n}{1-n} = \frac{\Delta - \gamma_z}{\gamma_z}, \quad (6)$$

де: n – пористість ґрунту; Δ – питома вага ґрунту; γ_z – об'ємна вага ґрунту.

Фізичні характеристики ґрунту n , Δ , γ_z визначають на підставі аналізу натурних проб ґрунту у спеціальній ґрунтовій лабораторії.

Берегову межу поверхні дна мілководдя, що формується за абразійною моделлю берегового процесу розвитку тіла мілководдя, розташовують на висоті капілярного замочування на екрані стіни берегового уступу при наповненій чаші водосховища до НПР. В залежності від гранулометричного складу ґрунтів на зовнішньому краї корінного тіла берегової території висоту капілярного замочування визначають на підставі даних, наведених у таблиці [15].

Принцип індивідуалізації мілководдя у самостійний гідрологічний об'єкт поставив задачу, крім удосконалення способу визначення його меж, знаходження розмірів площі дна мілководдя, яку не можна вирішити без визначення розмірів його довжини і ширини. За фактичну ширину дна мілководдя прийнято відстань між його акваторійною і береговою межами.

Таблиця. Значення граничної висоти капілярного підняття (H_k) для деяких гірських порід

Породи	Значення H_k , см
Пісок крупнозернистий	2,0-3,5
Пісок середньозернистий	12,0-35,0
Пісок дрібнозернистий	35,0-120,0
Супісок	120-350
Суглинок	350-650
Глина дрібна	650-1200

Принцип індивідуалізації мілководдя у самостійний гідрологічний об'єкт поставив задачу, крім удосконалення способу визначення його меж, знаходження розмірів площі дна мілководдя, яку не можна вирішити без визначення розмірів його довжини і ширини. За фактичну ширину дна мілководдя прийнято відстань між його акваторійною і береговою межами.

Прогнозну ширину поверхні дна мілководдя водосховища пропонується визначати, як відстань між лінійними береговими і акваторійними межами на час, коли під дією механізмів берегового процесу профіль дна мілководдя досягне динамічно стійкого ступеню розвитку.

Ширину поверхні дна мілководдя, тіло якого досягло динамічно стійкого розвитку і формується за абразійно-аккумулятивною моделлю, обчислюють за формулою:

$$B_{м.а.а.} = m_1 a_1 + m_2 a_2 + e_c + e_n, \quad (7)$$

де: m_1 – коефіцієнт укосу надводного пляжу, що формується біля підніжжя берегового уступу або надводного берегового схилу з незв'язних ґрунтів при НПР і розрахункових параметрах хвильового потоку обчислюють за формулою:

$$m_1 = 0,17 \cdot \left(\frac{h \cdot \sqrt[3]{\lambda_0}}{d} \right)^{0,5}; \quad (8)$$

a_1 – сумарна висота нахату і нагону хвиль розрахункових параметрів при НПР, яку обчислюють за формулами (2) і (3); h ; λ_0 ; d – приймають за формулою (1); m_2 – коефіцієнт укосу профілю дна мілководдя між підніжжям укосу надводного пляжу і зовнішнім краєм тіла аккумулятивної призми дна мілководдя при НПР і розрахункових параметрах хвильового потоку, який обчислюють за формулою:

$$m_2 = 0,37 \cdot \left(\frac{h \cdot \sqrt[3]{\lambda_0}}{d} \right)^{0,5}; \quad (9)$$

a_2 – глибина розмиваючої дії хвильового потоку розрахункових параметрів при НПР на зовнішньому краї тіла мілководдя, яку обчислюють за формулою:

$$a_2 = 0,028 \cdot \left(\frac{h^2 \cdot \lambda_0}{d^{0,5}} \right)^{2/3}, \quad (10)$$

де: h ; λ_0 ; d – приймають за формулою (1); e_c – ширина зовнішнього схилу аккумулятивної призми тіла мілководдя, яку обчислюють за формулою:

$$e_c = m_c \cdot a_c, \quad (11)$$

де: m_c – коефіцієнт профілю укосу схилу аккумулятивної призми тіла мілководдя визначають залежно від гранулометричного складу незв'язних ґрунтів, $m_c = 1,5 \div 3,0$; a_c – висота схилу зовнішнього краю тіла аккумулятивної призми над глибиною розмиваючої дії хвильового потоку 15%-ї забезпеченості при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої

призми водосховища у безьодоставний період, яку визначають за формулою:

$$a_c = a_{p.15\%} - h_{\Delta}, \quad (12)$$

де: $a_{p.15\%}$ – глибина розмиваючої дії хвильового потоку 15% забезпеченості при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої призми водосховища у безьодоставний період, яку визначають за формулою (10), м; h_{Δ} – товщина шару води між горизонтами середнього багаторічного рівня спрацювання робочої призми водосховища у безьодоставний період і положенням точки перетину профілю зовнішнього схилу акумулятивної призми тіла мілководдя (див. рис.); v_n – ширина тіла акумулятивної сходини, що формується біля підніжжя зовнішнього краю тіла акумулятивної призми мілководдя при стоянні середнього багаторічного рівня спрацювання робочої призми водосховища у безьодоставний період, яку обчислюють за формулою:

$$v_n = v_c + m_n \cdot a_n, \quad (13)$$

де: v_c – ширина гребеня тіла акумулятивної сходини, на підставі натурних досліджень $v_c = (1 \div 3) \cdot v_c$, м; m_n – коефіцієнт укосу схилу тіла акумулятивної сходини, $m_n = (1 \div 3)$; a_n – висота гребеня сходини над профілем природного дна водосховища за межами дії хвильових потоків, м.

Ширину поверхні дна мілководдя, що формується за абразійною моделлю з утворенням, так званого, бенчу – $B_{м.б.}$, обчислюють за формулою:

$$B_{м.б.} = m_a \cdot a_a + m_{ac.} \cdot a_{ac.} - H_{\Delta}, \quad (14)$$

де: m_a – коефіцієнт укосу профілю дна мілководдя, що формується при НПР при розрахункових параметрах хвильового потоку, розраховують за формулою:

$$m_a = 50 \cdot \varepsilon \cdot \sqrt{h}, \quad (15)$$

де: ε – коефіцієнт пористості, який обчислюється за формулою (6); a_a – глибина розмиваючої дії хвилі розрахункових параметрів, яку обчислюють за формулою (5); $m_{ac.}$ – коефіцієнт укосу профілю дна мілководдя, що формується при середньому багаторічному спрацьованому рівні водосховища при розрахунковій висоті хвилі 15% забезпеченості за безьодоставний період; $a_{ac.}$ – глибина розмиваючої дії хвилі розрахункових параметрів 15%-ї забезпеченості при середньому багаторічному рівні спрацювання робочої призми водосховища за безьодоставний період; H_{Δ} – товщина шару води між горизонтами середнього багаторічного спрацювання робочої призми водосховища та положенням точки перетину профілів мілководдя, що сформувалися при наповненні і спрацюванні робочої призми водосховища.

Другим елементом, без якого не можна визначити площу дна мілководдя, є його довжина. Цей параметр генетично пов'язаний з боковими межами мілководдя. Довжиною поверхні дна мілководдя є відстань між його боковими межами. Про існування цих реальних елементів просторового

об'єкту, яким є мілководдя, немає згадки в жодному з відомих способів визначення меж мілководдя. А тому бокові межі необхідні для удосконалення способу визначення меж мілководдя.

Виникнення бокових меж мілководдя пов'язано з реальним фактом розчленування зони мілководь водосховища на окремі мілководдя. Згадане розчленування практично пов'язане з існуванням природних і штучних перепон.

Природними перепонами, що розчленовують зону мілководь водосховища на окремі мілководдя найчастіше є русла впадаючих у водосховище річок. На другому місці є об'єкти останцевого походження. Наприклад, виходи на денну поверхню надводних селевих гребенів, скальпованих дією хвильових потоків.

Штучні перепони – це монолітні причали і пірси, оголовки водозаборів насосних станцій та водоскидів, русла водозабірних каналів тощо.

Лінійні бокові межі мілководь з'єднують з лінійними межами, що обмежують тіла розчленовуючих їх об'єктів, або з бровками природних чи штучних водотоків.

На підставі запропонованого принципу індивідуалізації мілководдя і вирішення задачі удосконалення обчислення і розташовування його лінійних меж і розмірів дна вирішено площинну частину задачі, бо вона обмежується пошуком габаритів поверхні. Але мілководдя є не площинним, а просторовим об'єктом з постійним об'ємом, це своєрідна посудина, якій притаманний фізичний об'єм, що під час експлуатації водосховища заповнюється водою до НПР (або частково при спрацюванні його робочої призми).

Мілководдя оконтурено, крім дна, ще чотирма площинними межами, а саме: береговими, акваторійними і двома боковими.

Роздільна берегова площинна межа відділяє фізичний простір, що займає мілководдя, від акваторії водосховища. Акваторійна площинна межа є фізичною поверхнею мілководдя. При наповненні фізичного об'єму мілководдя до НПР він співпадає з акваторією мілководдя. Бокові площинні межі мілководдя відокремлюють його фізичний простір від фізичних просторів суміжних мілководь.

Сукупність запропонованих підходів до виділення і визначення меж мілководь дозволяє визначати їх площі і об'єми, ареали поширення мілководних біотопів.

Висновки.

1. На відміну від морів і озер, де надводна і підводна частини берегової зони безпосередньо контактують між собою вздовж усього периметру урізу води, на водосховищах таке явище спостерігається лише в нижній частині озероподібної області на схилах частково затопленої річкової долини чи надзаплавних терас. Зона мілководь представлена тут береговими, часто відкритими, відмілинами.

2. У верхній частині озероподібної області між підводними відкритими відмілинами і надводними береговими схилами знаходяться мілководдя,

сформовані, як правило, на поверхні затопленої заплави. В цьому випадку зона мілководь також включає підводні берегові відмілини і простягається до лінії урізу води при максимальних рівнях. На водосховищах із значними коливаннями рівня води (понад 2 м) межами зони мілководь виступають не лінії, а смуги міграції цих ліній між мінімальними і максимальними рівнями;

3. Надводні берегові схили входять до складу узбережжя, тобто до екотону між екосистемами водосховища і прилеглої суші. Натомість підводні берегові схили (відмілини) разом з мілководдями пропонується відносити до зони мілководь (літоралі) водосховища. Отже, з позицій екосистемних гідроморфологічних підходів єдина берегова зона поділяється на дві складові (узбережжя і відмілина), що входять до різних екосистем.

4. Межі зони мілководь водосховищ являють собою лінії (смуги), що складаються з меж окремих мілководь. При цьому кожне мілководдя розглядається як самостійний, оригінальний гідроморфологічний об'єкт (біотоп), в межах якого лінійні акваторійні і берегові межі розраховують і розташовують, враховуючи принципові відмінності абразійно-аккумулятивної чи абразійної моделей морфодинамічного і літодинамічного механізмів берегового процесу у напрямку досягнення ним динамічно стійкого стану.

5. Згідно еколого-гідроморфологічного підходу акваторійна межа зони мілководь розраховується і розташовується на глибині розмиваючої дії хвиль 15%-ї забезпеченості, а лінійна берегова межа – на сумарній лінії накату і нагону хвиль розрахункових параметрів (або на лінії висоти максимального замочування ґрунтів, що складають береговий уступ) враховуючи відмінності, зазначені в п.4. Ширина зони мілководь розраховується як відстань між її лінійними береговими і акваторійними межами.

6. Акваторійна межа окремого мілководдя водосховища встановлюється на розрахованій глибині розмиваючої дії хвильового потоку з урахуванням особливостей берегового процесу.

7. На водосховищах багаторічного регулювання рівнів глибина розташування лінійної акваторійної межі мілководдя водосховища розраховується при середньому багаторічному рівні спрацьовування робочої призми водосховища протягом безльодоставного періоду і при розрахунковій висоті хвилі 15%-ї забезпеченості.

8. Лінійна берегова межа мілководдя при формуванні за абразійно-аккумулятивною моделлю з утворенням біля підніжжя берегового уступу аккумулятивного пляжу розташовується на лінії сумарної висоти накату і нагону хвиль розрахункових параметрів при наповненій чаші водосховища до НІР.

9. Лінійна берегова межа мілководдя при формуванні за абразійною моделлю визначається при наповненій чаші водосховища до НІР на висоті капілярного замочування ґрунтів, з яких складено тіло берега на зовнішньому краї берегової території, в залежності від їх гранулометричного складу.

10. Фізичний постійний об'єм окремого мілководдя обмежується (незалежно від ступеня його заповнення при наповненні і спрацьовуванні

робочої призми водосховища) п'ятьма площинними межами: поверхнею дна мілководдя, акваторійною площиною (співпадає з акваторією мілководдя при НПР), роздільною площиною (відокремлює фізичний об'єм мілководдя від акваторії водосховища), двома бічними площинами (розділяють сусідні мілководдя). Параметрами окремого мілководдя є також його ширина і довжина. Ширина дна мілководдя визначається так же, як і ширина зони мілководь (див. п. 5). Довжина встановлюється як відстань між лінійними боковими межами мілководдя (межами природних і штучних перепон, що розчленовують зону мілководь на окремі мілководдя).

Список літератури

1. Дубняк С.С. Эколого-гидрологический подход к определению границ мелководий на водохранилищах / С.С. Дубняк // ГБЖ. – 1996. – 32., №5. – С.102-107. 2. Дубняк С.С. Основні положення еколого-гідроморфологічного напрямку досліджень екосистем великих рівнинних водосховищ / С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т.14. – С.62-74. 3. Романенко В.Д. Основы гидроэкологии : Підручник. – К.: Обереги, 2001. – 728 с. 4. Дубняк С.С. Методологія дослідження структурно-функціональних особливостей рівнинних водосховищ / С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.10. – С. 20-35. 5. Мельник М.М. Структурування берегової зони великих рівнинних водосховищ для встановлення її водоохоронного режиму / М.М. Мельник, В.М. Самойленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т.5. – С.364-376. 6. Самойленко В.М. Складники ідентифікації берегових геосистем водосховищ / В.М. Самойленко, І.О. Діброва // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С.9-41. 7. Дубняк С.С. Аналіз існуючих підходів до районування водосховищ та пропозиції по його удосконаленню / С.С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2001. – Т.2. – С.295-302. 8. Зеров К.К. Формирование растительности и зарастание водохранилищ днепровского каскада / К.К. Зеров. – К. : Наук. думка, 1976. – 140 с. 9. Корелякова И.Л. Растительность Кременчугского водохранилища / И.Л. Корелякова. – К. : Наук. думка, 1977. – 198 с. 10. Растительность и бактериальное население Днепра и его водохранилищ / Сиренко Л.А., Корелякова И.Л., Михайленко Л.Е. и др. - К. : Наук. думка, 1989. – 232 с. 11. Вендров С.Л. О русловых процессах на больших водохранилищах / С.Л. Вендров // Русловые процессы. - М. : Изд-во АН СССР, 1958. – С. 228-247. 12. Буторин Н.В. Особенности гидрологических процессов в мелководных зонах равнинных водохранилищ / Н.В. Буторин // Вод. ресурсы. - 1986. – № 2. – С. 3-10. 13. Тимченко В.М. Эколого-гидрологические исследования водоемов Северо-Западного Причерноморья / В.М. Тимченко. – К. : Наук. думка, 1990. – 240 с. 14. Караушев А.В. Расчет ветрового нагона в водохранилищах / А.В. Караушев // ГГИ. – 1952. – № 35 (89). 15. Справочное руководство по гидрогеологии. – Л. : Недра, 1962. – 592 с.

Еколого-гідроморфологічні підходи до ідентифікації та розмежування мілководної і берегової зон великих рівнинних водосховищ

Дубняк С.С.

З еколого-гідроморфологічних позицій обґрунтована необхідність віднесення надводних частин (прибережних смуг, узбереж) берегової зони водосховищ до екотону між водною і наземною екосистемами, а підводних частин (берегових відмілин) до екосистеми зони мілководь водосховищ. Дана оцінка існуючих способів ідентифікації і розмежування зони мілководь і берегової зони. Запропоновані підходи і розрахункові схеми визначення меж мілководь для різних моделей і стадій їх розвитку.

Ключові слова: водна екосистема, екотон, гідроморфологічні залежності, водосховище, мілководдя, узбережжя, межі екосистем.

Эколого-гидроморфологические подходы к идентификации и размежеванию мелководной и береговой зон крупных равнинных водохранилищ

Дубняк С.С.

С эколого-гидроморфологических позиций обоснована необходимость отнесения надводных частей (прибрежных полос, побережий) береговой зоны водохранилищ к экотону между водной и наземной экосистемами, а подводных частей (береговых отмелей) к экосистеме зоны мелководий водохранилища. Дана оценка существующих способов идентификации и размежевания зоны мелководий и береговой зоны. Предложены подходы и расчетные схемы определения границ мелководий для различных моделей и стадий их развития.

Ключевые слова: водная экосистема, экотон, гидроморфологические зависимости, водохранилище, мелководья, побережье, границы экосистем.

Ecohydromorphological approaches to identification both delimitation of shallow and coastal zones of large flat reservoirs

Dubnyak S.S.

From ecohydromorphological positions the necessity of reference of surface parts (coastal strips, coasts) of reservoir coastal zone to ecoton between the water and ground ecosystem and underwater parts (coastal beach) to ecosystem of a shallow zone of reservoir is proved. The estimation of existing ways of identification both delimitation of a shallow and coastal zones is given. The approaches and settlement circuits of delimitation of shallow water bodies for various models and stages of their development are offered.

Keywords: aquatic ecosystem, ecoton, hydromorphological formulas, reservoir, shallow water bodies, coast, ecosystem border.

Надійшла до редколегії 05.02.10

УДК 911.9 [502.36 : 911.375]

Корогода Н.П.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

**КРИТЕРІЇ ІДЕНТИФІКАЦІЇ ОБ'ЄКТІВ МОДЕЛЮВАННЯ
ЕКОМЕРЕЖІ В РІЧКОВИХ БАСЕЙНАХ**

Ключові слова: екомережа, геоінформаційне моделювання, критерії ідентифікації

Стан проблеми. Одним з найголовніших питань моделювання екомереж на різних територіальних рівнях є питання вибору критеріїв ідентифікації елементів екомережі. Основні вимоги до вибору (за [3]) територій для екомережі висувуються таким чином, щоб вони задовольняли одному чи декільком критеріям. Зокрема, для вибору територій природних ядер застосовуються три групи критеріїв – біоекологічні, ландшафтні та територіальні, для вибору територій екокоридорів – критерії ефективної протяжності і ширини, територіальної зв'язаності, а також екотопічний та гідроекологічний критерії тощо.

Постановка завдання. Зазначені критерії, можуть використовуватись на всіх масштабних рівнях проектування, проте вони розроблялись і перевірялись головним чином для міжрегіональної екомережі, тому потребували певної трансформації і розвитку для регіонального і локального рівнів, зокрема, для ефективного вибору територій для регіональної екомережі необхідно було створити таку схему критеріїв, яка б не лише систематизувала і удосконалювала наявні, а також, за необхідності, містила нові за змістом критерії.

Основні результати. Для вирішення поставленої задачі нами в [2] було спочатку проведено тестування існуючих розрахункових показників ландшафтного різноманіття з метою оцінки їх ефективності та розробки, за необхідності, нових показників. Це завдання вирішувалося за допомогою як теоретичного аналізу, так і за допомогою тематичної перевірки певних розрахункових параметрів на фактичному матеріалі тестового об'єкта досліджень – території басейну Росі. При цьому використовувався вихідний набір показників ландшафтного різноманіття, систематизований у праці [3]. Тестування показників на фактичних значеннях здійснювалося для центрів правильних шестикутних ковзних неперетнутих вікон («стілників»), побудованих на регулярній сітці, що накладена на геосистеми генетикоморфологічної ЛТС басейну Росі [2].

Найбільш доцільними для перевірки ефективності тих, чи інших розрахункових показників за змістом вважалися параметри: для хоричного різноманіття – N , для типового – m , а інтегрально, для складності ЛТС, – добуток ($N m$). Тобто, зміна саме цих трьох параметрів має адекватно відображатися відповідними розрахунковими показниками, незалежно від конкретної структури останніх. До того ж, у інформаційному аспекті, добуток ($N m$) можна вважати однією з найбільш репрезентативних "стислих" комбінацій вихідних параметрів ландшафтного різноманіття у цілому.

Результати тестування і оцінки існуючих розрахункових показників наведено в нашій праці [2]. Аналіз цих результатів засвідчив, що протестовані розрахункові показники мали певні вади, що призвело до необхідності розробки нових за змістом і структурою симплексних і інтегральних показників ландшафтного різноманіття, які є ефективними, вельми зіставними та тими, що добре картографуються, у т.ч. засобами ГІС. Саме такими показниками, що початково за змістом наслідують структуру широко застосованих у ймовірнісних математичних методах в геоecології та інших природничих дисциплінах ([1]) безрозмірних параметрів розсіювання (варіабельності) значень випадкових величин і функцій – коефіцієнтів варіації та модульних коефіцієнтів (унормованих величин) – і став запропонований нами спільно з проф. Самойленко В.М. комплекс з безрозмірних 5 часткових (симплексних), 3 усереднених і 1 інтегрального (середньовиваженого) коефіцієнтів хорично-типової варіації (із загальним типом символу $C_{v,CH/TP}$), регіональних модульних коефіцієнтів ($K_{Nm,reg}$) та інтегральних індексів ($I_{CH/TP}$) хорично-типової мінливості генетико-

морфологічної ЛТС, в яких використані всі основні вихідні параметри ландшафтного різноманіття, і які диференціюються на 3 групи.

До першої з таких груп – набору коефіцієнтів хорично-типової варіації, що враховують "внутрішній" аспект зазначеної варіації у кожному k -му "стілнику", належать:

1) коефіцієнт хоричної варіації 1 ($C_{v,CH,1,k}$) за формулою

$$C_{v,CH,1,k} = \left\{ \left\{ 1 / (N - 1) \right\} \sum_{i=1}^N (s_i - s_N^*)^2 \right\}^{0,5} / s_N^* = \left\{ \left\{ 1 / (N - 1) \right\} \sum_{i=1}^N (K_{s,i} - 1)^2 \right\}^{0,5}, \quad (1)$$

де s_i – площа i -тої геосистеми у кожному "стілнику"; N – число всіх геосистем у кожному "стілнику"; s_N^* – середня площа геосистем у k -тому "стілнику", тобто

$$s_N^* = S / N, \quad (2)$$

S – площа всіх геосистем у кожному "стілнику" певного розміру; $K_{s,i}$ – відповідний модульний коефіцієнт за власною формулою

$$K_{s,i} = s_i / s_N^* = N s_i / S. \quad (3)$$

Як видно із структури показника за формулами (1)-(3), він відтворює варіабельність "питомих" (для кожного "стілника") площ геосистем, з додатковим урахуванням при цьому параметра їх кількості (формула (3));

2) коефіцієнт хоричної варіації 2 ($C_{v,CH,2,k}$) за формулою

$$C_{v,CH,2,k} = \left\{ \left\{ 1 / (N - 1) \right\} \sum_{i=1}^N (l_i - l_N^*)^2 \right\}^{0,5} / l_N^* = \left\{ \left\{ 1 / (N - 1) \right\} \sum_{i=1}^N (K_{l,i} - 1)^2 \right\}^{0,5}, \quad (4)$$

де l_i – периметр i -тої геосистеми у кожному "стілнику"; l_N^* – середній периметр геосистем у k -тому "стілнику", тобто

$$l_N^* = L / N, \quad (5)$$

L – загальний периметр всіх геосистем у кожному "стілнику"; $K_{l,i}$ – відповідний модульний коефіцієнт за власною формулою

$$K_{l,i} = l_i / l_N^* = N l_i / L. \quad (6)$$

Структура показника за формулами (4)-(6) свідчить про те, що він відтворює варіабельність "питомих" периметрів геосистем, до того ж з одночасним урахуванням кількості геосистем (формула (6)) як обов'язкового для застосування параметра хоричного різноманіття;

3) усереднений (за відповідною кількістю, площами і периметрами геосистем) коефіцієнт хоричної варіації ($C_{v,CH,k}^*$) за очевидною формулою

$$C_{v,CH,k}^* = (C_{v,CH,1,k} + C_{v,CH,2,k}) / 2, \quad (7)$$

4) коефіцієнт типової варіації 1 ($C_{v,TYP,1,k}$) за формулою

$$C_{v,TYP,1,k} = \left\{ \left\{ 1 / (m - 1) \right\} \sum_{j=1}^m (s_j - s_m^*)^2 \right\}^{0,5} / s_m^* = \left\{ \left\{ 1 / (m - 1) \right\} \sum_{j=1}^m (K_{s,j} - 1)^2 \right\}^{0,5}, \quad (8)$$

де s_j – площа геосистем j -го типу у кожному "стілнику"; m – число типів геосистем у кожному "стілнику"; s_m^* – середня площа типу геосистем у k -тому "стілнику", тобто

$$s_m^* = S / m. \quad (9)$$

$K_{s,j}$ – відповідний модульний коефіцієнт за власною формулою

$$K_{s,j} = s_j / s_m^* = m \cdot s_j / S. \quad (10)$$

Згідно із структурою показника за формулами (8)-(10), він відтворює варіабельність "питомих" площ геосистем певного типу, додатково одночасно зважаючи при цьому на "визначальний" параметр кількості типів (формула (10));

5) коефіцієнт типової варіації 2 ($C_{v,TYP,2,k}$) за формулою

$$C_{v,TYP,2,k} = \{ \{ 1 / (m - 1) \} \sum_{j=1}^m (l_j - l_m^*)^2 \}^{0,5} / l_m^* = \{ \{ 1 / (m - 1) \} \sum_{j=1}^m (K_{l,j} - 1)^2 \}^{0,5}, \quad (11)$$

де l_j – периметр геосистем j -го типу у кожному "стілнику"; l_m^* – середній периметр типу геосистем у k -тому "стілнику", тобто

$$l_m^* = L / m. \quad (12)$$

$K_{l,j}$ – відповідний модульний коефіцієнт за власною формулою

$$K_{l,j} = l_j / l_m^* = m \cdot l_j / L. \quad (13)$$

Структура показника за формулами (11)-(13) показує, що він віддзеркалює варіабельність "питомих" периметрів типів геосистем, з урахуванням кількості типів геосистем (формула (13)) як одного з основних параметрів типового різноманіття;

6) усереднений (за числом, площами і периметрами типів) коефіцієнт типової варіації ($C_{v,TYP,k}^*$), за формулою, що має очевидний вигляд

$$C_{v,TYP,k}^* = (C_{v,TYP,1,k} + C_{v,TYP,2,k}) / 2, \quad (14)$$

7) коефіцієнт типової варіації 3 ($C_{v,TYP,3,k}$) за формулою

$$C_{v,TYP,3,k} = \{ \{ 1 / (m - 1) \} \sum_{j=1}^m (n_j - n^*)^2 \}^{0,5} / n^* = \{ \{ 1 / (m - 1) \} \sum_{j=1}^m (K_{n,j} - 1)^2 \}^{0,5}, \quad (15)$$

де n_j – кількість геосистем j -го типу у кожному "стілнику"; n^* – унормована за кількістю типів ("середня для типу") кількість геосистем у k -тому "стілнику", тобто

$$n^* = N / m, \quad (16)$$

$K_{n,j}$ – відповідний модульний коефіцієнт за формулою

$$K_{n,j} = n_j / n^* = m \cdot n_j / N. \quad (17)$$

Дуже цікавий за структурою показник за формулами (15)-(17), поєднує у собі характеристику як типового, так і, частково, хоричного різноманіття, а проте через перевагу першого умовно кваліфікується як коефіцієнт саме типової варіації, хоча може бути застосований і як самостійний

квазіінтегральний параметр ландшафтного різноманіття (що обумовлює недоцільність його включення до складу усередненого $C_{v,TYP,k}^*$);

8) середній коефіцієнт хорично-типової варіації ($C_{v,CH/TYP,k}^*$) за формулою

$$C_{v,CH/TYP,k}^* = (C_{v,CH,1,k} + C_{v,CH,2,k} + C_{v,TYP,1,k} + C_{v,TYP,2,k} + C_{v,TYP,3,k}) / 5. \quad (18)$$

Структура такого усередненого показника досить повно поєднує за набором характеристики хоричного і типового різноманіття за певного переважання у врахуванні останнього за числом показників, що є достатньо логічним з огляду на зміст поняття складності ЛТС.

А проте, більш формалізована і доцільна перевірка взаємної пов'язаності показників за формулами (1)-(17) та їх відносного інформаційного внеску в середній $C_{v,CH/TYP,k}^*$ за формулою (18), виконана з метою визначення структури дійсно інтегрального коефіцієнта хорично-типової варіації та проведена за допустимого спрощення на рівні коефіцієнтів парної лінійної кореляції для "стільників" різного розміру засвідчила:

– по-перше, досить відчутний кореляційний зв'язок у змінах як 1 і 2 коефіцієнтів хоричної варіації, так і 1 і 2 коефіцієнтів типової варіації (в обох випадках – за площами і периметрами, див. [2]). Це говорить про недоцільність самотійного застосування зазначених коефіцієнтів у певній інтегральній характеристиці через дублювання інформації і про доцільність використання при такому застосуванні усереднених "за площами і периметрами" геосистем коефіцієнтів варіації ($C_{v,CH,k}^*$ і $C_{v,TYP,k}^*$) з певними зниженими "вагами". При цьому інформаційний внесок останніх у середній $C_{v,CH/TYP,k}^*$ максимально зберігається (див. [2]);

– у загальній структурі інформаційного внеску кожного з симплексних коефіцієнтів в усереднений коефіцієнт хорично-типової варіації (див. [2]) простежується відчутне загальне переважання внеску коефіцієнтів хоричної варіації, чому виникає потреба зміни такого балансу в інтегральному показнику у бік коефіцієнтів типової варіації;

– найменш кореляційно пов'язаним з середнім показником за формулою (18), а отже найбільш "інформаційно корисним" є коефіцієнт типової варіації 3 ($C_{v,TYP,3,k}$), який і повинен мати досить значну "вагу" у інтегральному показнику.

Зважання на щойно зазначені особливості і призвело до необхідності застосування інтегральної характеристики хорично-типової варіації у вигляді середньовиваженого (для $C_{v,CH,k}^*$, $C_{v,TYP,k}^*$ та $C_{v,TYP,3,k}$ за певним чином збалансованими основними вихідними параметрами різноманіття, N і m) коефіцієнта $C_{v,CH/TYP,k}^{**}$, який і враховує ці особливості і наведений далі як підсумковий у першій групі;

9) інтегральний (середньовиважений) коефіцієнт хорично-типової варіації ($C_{v,CH/TYP,k}^{**}$) за формулою

$$C_{v,CH/TYP,k}^{**} = \{a N C_{v,CH,k}^* + (b - 0,75) m C_{v,TYP,k}^* + (b - 0,25) m C_{v,TYP,3,k}\} / (a N + b m), \quad (19)$$

де a і b – балансові коефіцієнти, $a = 0,25$, $b = 1,00$.

Друга група показників представлена регіональними модульними коефіцієнтами хорично-типової мінливості ($K_{Nm,reg,k}$), що враховують вже варіабельність добутку основних (найбільш репрезентативних) вихідних параметрів ландшафтного різноманіття (складності ЛТС) кожного k -го "стільника" певного розміру у масштабі усього регіону проектування екомережі $\{(Nm)_k\}$, тобто визначаються за формулою

$$K_{Nm,reg,k} = (Nm)_k / (Nm)_{reg}^*, \quad (20)$$

де $(Nm)_{reg}^*$ – середнє для всього регіону значення добутку (Nm) (для "стільників", на який поділено регіон, загальною їх кількістю N_{cell}), тобто

$$(Nm)_{reg}^* = \sum_{k=1}^{N_{cell}} (Nm)_k / N_{cell}. \quad (21)$$

І, нарешті, третя група показників являє собою набір власне інтегральних індексів хорично-типової мінливості ЛТС ($I_{CH/TYP,k}$), які поєднують міру "внутрішньої" варіабельності хорично-типової ЛТС та регіональний аспект такої варіабельності для k -го "стільника", а отже визначаються за формулою

$$I_{CH/TYP,k} = C_{v,CH/TYP,k}^{**} K_{Nm,reg,k}. \quad (22)$$

У цілому очевидно, що вже власне за структурою, яка відображає об'єктивні способи їх побудови, запропоновані вище нові показники хоричного і типового ландшафтного різноманіття за формулами (1)-(22), що є застосовними в залежності від задач моделювання як кожний окремо, так і у вигляді усереднених або інтегральних характеристик, загалом не потребують спеціальної додаткової перевірки на натурних даних. А проте, для наочного підтвердження правомірності останньої тези, така перевірка була виконана шляхом графічного зіставлення розрахованих на прикладі території басейну Росі значень інтегральних індексів хорично-типової мінливості і відповідних значень домінантного тестового параметра (Nm) . Результати такого зіставлення, наведені в [2]), насамперед добра за достовірністю апроксимація зв'язку $I_{CH/TYP,k} = f(Nm)$ ($R^2 > 0,86$) степеневими трендами, і засвідчують наочно правомірність зроблених вище побудов, віддзеркалюючи органічне поєднання одночасного відтворення стійких регіональних тенденцій зміни зазначених індексів, урізноманітнених специфікою коливань їх складників всередині кожного ковзного вікна.

Обґрунтування виду і складу розрахункових показників вже біорізноманіття ґрунтувалося передусім на аналізі існуючих пропозицій з цієї проблеми [3] і структури Червоної та Зеленої книг України, насамперед у їх електронному варіанті, з урахуванням загальних підходів до моделювання, викладених у [2] і попереднього тексту стосовно вихідної фіксації показників у центрах стільників, що є цілком застосовним і для певних числових характеристик біорізноманіття при їх аналізі за допомогою інструментарію ГІС.

Таким чином, по-перше, акцентуючи увагу саме на популяційних та ценотичних показниках біорізноманіття ([3]), можна запропонувати такий загальний набір цих показників у розрахунковому вигляді, як:

1) $m_{a,k}$ – щільність кількості "червонокнижних" видів тварин у кожному k -тому "стілнику" або питома щільність "червонокнижних" видів тварин ($1/\text{км}^2$);

2) $m_{p,k}$ – щільність кількості "червонокнижних" видів рослин у кожному "стілнику" або питома щільність "червонокнижних" видів рослин ($1/\text{км}^2$);

3) $m_{a+p,k}$ – щільність кількості всіх "червонокнижних" біовидів у кожному "стілнику" або питома щільність "червонокнижних" біовидів ($1/\text{км}^2$);

4) $m_{g,p,k}$ – щільність кількості всіх "зеленокнижних" рослинних асоціацій у кожному "стілнику" або питома щільність "зеленокнижних" асоціацій ($1/\text{км}^2$);

5) $N_{a,k}$ – щільність місць розселення (мешкання) "червонокнижних" видів тварин у кожному "стілнику" або питома щільність ареалів "червонокнижних" видів тварин ($1/\text{км}^2$ при точковому подаванні всіх об'єктів та безрозмірна при площинному, що стосується і всіх наступних показників);

6) $N_{p,k}$ – щільність місць розселення (мешкання) "червонокнижних" видів рослин у кожному "стілнику" або питома щільність ареалів "червонокнижних" видів рослин;

7) $N_{a+p,k}$ – щільність місць розселення (мешкання) всіх "червонокнижних" біовидів у кожному "стілнику" або питома щільність ареалів "червонокнижних" біовидів;

8) $N_{g,p,k}$ – щільність місць розселення всіх "зеленокнижних" рослинних асоціацій у кожному "стілнику" або питома щільність ареалів "зеленокнижних" асоціацій.

Стосовно щойно наведеного загального набору при виборі розрахункових показників згідно із спрямованістю роботи слід зазначити, що через ряд причин, зокрема через формат електронного варіанту Червоної та Зеленої книг України, відповідні об'єкти подані як у точковому, так і у площинному вигляді, що при поєднанні їх з регіональним рівнем і масштабом проектування екомережі (у нашому випадку 1:200000) робить наразі практично неможливим коректне визначення 4 (з 5 по 8) перелічених вище показників, а тим більше розробку певного інтегрального показника, як це було зроблено стосовно ландшафтного різноманіття. Таке можливо або при зміні електронних форматів Червоної і Зеленої книг, або при залученні, за наявності, інших, електронних чи придатних для цифрування, джерел з масштабом, належним для моделювання регіональної екомережі [2]. Тому, для обраного нами регіонального рівня моделювання екомережі з використанням показників біорізноманіття, з огляду на критерій коректності їх фіксації, у т.ч. засобами ГІС, є сенс застосовувати вибіркового набір показників лише видового созо-популяційного біорізноманіття, а саме величини питомої щільності "червонокнижних" видів тварин і рослин і "зеленокнижних" асоціацій останніх, тобто $m_{a,k}$, $m_{p,k}$, $m_{a+p,k}$ і $m_{g,p,k}$, причім характеристики $m_{a+p,k}$ і $m_{g,p,k}$ за їх змістом можна вважати найбільш

репрезентативними (характерними як "квазіінтегральні") для специфіки наших досліджень.

До речі, правомірність останнього вибору підтверджується і чисельно. Так, проведене на прикладі басейну Росі (97 пар значень) оцінювання парного лінійного кореляційного зв'язку між щойно згаданими характеристиками (97 пар для всіх оцінювань) засвідчило:

- наявність доброго і задовільного (за [1]) кореляційного зв'язку, між, відповідно, $m_{a,k}$ і $m_{a+p,k}$ (коефіцієнт кореляції $r = 0,89$) та $m_{p,k}$ і $m_{a+p,k}$ ($r = 0,75$), що говорить про недоцільність дублювання однакового об'єму інформації шляхом одночасного застосування всіх трьох показників $m_{a,k}$, $m_{p,k}$ і $m_{a+p,k}$;

- практичну відсутність скорельованості показників $m_{a+p,k}$ і $m_{g,p,k}$ ($r = 0,03$).

Таким чином, вирішення всіх зазначених вище завдань дозволило провести розробку класифікаційної схеми критеріїв ідентифікації об'єктів моделювання проектної регіональної екомережі. В основу такої класифікаційної схеми було покладено спадний ієрархічний ланцюжок класифікаційних таксонів "клас – тип (підтип) – вид (підвид)" критеріїв. Результати розробки наведені у таблиці [2].

Загалом же при практичній реалізації моделювання екомережі на регіональному масштабному рівні за основні вихідні критерії було обрано такі достатньо репрезентативні типи (підтипи) критеріїв ідентифікації, як: а) інтегральний-2 підтип типу критеріїв ландшафтного різноманіття (з його параметричним видом у вигляді інтегрального індексу хорично-типової мінливості ЛТС, $I_{CH/TYP,k}$, за (22)); б) тип біопопуляційних критеріїв (з його параметричним видом у вигляді індексу питомої щільності "червонокнижних" біовидів, $m_{a+p,k}$); в) тип біоценотичних критеріїв (з його параметричним видом у вигляді індексу питомої щільності "зеленокнижних" асоціацій рослин, $m_{g,p,k}$); г) тип критеріїв ландшафтної репрезентативності (з його параметричним видом у вигляді індексу композиційної репрезентативності території, RC_k , за (23), який за [3], визначає ареали ("стільники") з найбільш типовою структурою ландшафту і відповідає запису

$$RC_k = 1 / \{ \{ 1 + \{ \sum_{j=1}^m (s_j / S - S_j / S_{reg}) \}^{0,5} \} \} , \quad (23)$$

де s_j – площа геосистем j -го типу у кожному k -тому "стільнику" певного розміру; S – площа всіх геосистем у кожному "стільнику"; S_j – загальна площа геосистем j -го типу у регіоні; S_{reg} – площа всіх геосистем у регіоні.

На інших територіальних рівнях моделювання екомережі вибір критеріїв ідентифікації територіальних одиниць, набуває своєї специфіки. Нагадаємо, що у наявних розробках відзначалася необхідність дотримання певної ієрархії масштабних рівнів проектування екомережі у басейнах річок, до якої відносяться: міжрегіональний рівень (наприклад весь басейн Дніпра), регіональний (притоки Дніпра вищого порядку), локальний (притоки

нижчого порядку), що дозволяє інтегрувати в єдину систему локальні екомережі і поєднувати їх із Всеєвропейською екомережею.

Так, для міжрегіонального рівня проектування, може застосовуватися узагальнений в [3] набір певних розрахункових показників, зокрема: для визначення природних ядер виділялись території, в межах яких сучасний рослинний покрив найменш змінено та фрагментовано, застосовуючи показник за формулою :

$$D = 1 - \sum_{i=1}^n \left(\frac{s_i}{S} \right)^2, \quad (24)$$

де s_i – площа i -го контуру з природною рослинністю; n – їх кількість; S – площа території, для якої проводяться розрахунки;

Для визначення репрезентативності певної ділянки екомережі використовувався індекс композиційної репрезентативності (RC) (23) території. До речі, застосування такого показника на регіональному і міжрегіональному рівнях дозволяє легко переносити обрані об'єкти з одного рівня на інший.

Що стосується розрахункових показників вже біорізноманіття – у наявних працях ([3]) використано систему переважно з 4 (з 5 по 8) вище перелічених розрахункових показників біорізноманіття, тобто показники питомої щільності ареалів "червонокнижних" видів або "зеленокнижних" асоціацій, причім у точковому подаванні об'єктів.

Критерії виділення територіальних одиниць локальної екомережі не повинні мати настільки формалізованого характеру, як при обґрунтуванні об'єктів регіональної чи міжрегіональної екомережі.

При проектуванні локальних екомереж необхідно враховувати такі фактори, як сучасний стан ділянки з природною рослинністю, його площа, типовість видового складу, загальна лісистість території тощо. Для регіонів де рослинний покрив майже зведено, будь-яка ділянка з рослинністю, близькою до природної, може розглядатися як природне ядро. І, навпаки, в межах територій зі слабо фрагментованим рослинним покривом лише найбільш цінні ділянки можуть розглядатися як природні ядра.

Ландшафтні критерії при проектуванні локальних екомереж також набувають своєї специфіки. Це зумовлено тим, що, з одного боку, не зовсім адекватним є оперування з терміном "ландшафтне різноманіття", позаяк на локальному масштабному рівні екомережа, як правило, розміщена в межах певного ландшафту. Проте, з іншого боку на території локальної екомережі можуть бути територіальні комплекси, які виділяються на фоні даного ландшафту своєю натуральністю, унікальністю, особливими естетичними якостями та іншими особливостями.

Висновки. Розроблена схема критеріїв ідентифікації об'єктів моделювання екомережі. При цьому, зокрема, обґрунтовані і подані у розрахунковому вигляді коефіцієнти і індекси хорично-типової мінливості ЛТС (формули (1)-(22)), що задовольняють поставлені завдання вибору опорних розрахункових характеристик ландшафтного різноманіття регіону.

Таблиця. Класифікаційна схема критеріїв ідентифікації об'єктів моделювання проєктної регіональної екомережі

Клас, тип (підтип) критеріїв	Вид (підвид) критеріїв		Основний результат вихідного застосування критеріїв
	Вербальні (змістовні)	Параметричні (метричні і/або топологічні)	
1	2	3	4
1.1. Клас біоекосистемних критеріїв:			
1.1.1. Біопопуляційні критерії	Наявність рідких, ендемічних та реліктових видів	Питоми щільності числа і місць (мешкання) "червонокнижних" біовидів	Місцезнаходження та атрибути біопопуляційних ядер і інших ареалів
1.1.2. Біоценологічні критерії	Наявність особливо цінних рослинних асоціацій, що потребують збереження	Питоми щільності числа і місць розселення "зеленокнижних" асоціацій рослинності	Місцезнаходження та атрибути біоценологічних ядер і інших ареалів
1.1.3. Загальні біоекосистемні критерії	Регіональна типовість і/або унікальність біоугруповань за складом домінантів і едіфікаторів тощо	Задані параметри біотопів тощо	Місцезнаходження та атрибути біоекосистемних ядер і інших ареалів
1.2. Клас геоекосистемних критеріїв:			
1.2.1. Критерії ландшафтно-унікальності	Зональна і/або регіональна унікальність геоекосистем, що збереглися у близькому до природного стані	Повторюваність типів ландшафтів і параметри обмежень на максимальну кількість та мінімальну площу геоекосистем	Місцезнаходження та атрибути ядер ландшафтно-унікальності ("унікальних" геоекосистем)
1.2.2. Критерії ландшафтного різноманіття:			
1.2.2.1. хоричного різноманіття ЛТС	Територіальне поєднання значного числа довільних за типом геоекосистем	Коефіцієнти хоричної варіації за (1)-(7)	Місцезнаходження та атрибути ядер і інших ареалів хоричного різноманіття ЛТС
1.2.2.2. типового різноманіття ЛТС	Територіальне поєднання значного числа різнотипових геоекосистем	Коефіцієнти типової варіації за (8)-(17)	Місцезнаходження та атрибути ядер і інших ареалів типового різноманіття ЛТС
1.2.2.3. складності (інтегральні-1) ЛТС	Значна "строкатість" ЛТС за числом геоекосистем і числом їх типів	Інтегральні (середньо-овиважені) коефіцієнти хорично-типової варіації за (19) та регіональні модульні коефіцієнти хорично-типової мінливості за (20)	Місцезнаходження та атрибути ядер і інших ареалів складності (хорично-типового різноманіття) ЛТС

Продовження таблиці

1	2	3	4
1.2.2.4. контрастності ЛТС	Значна несхожість генезису і стану сусідніх геосистем	Питоми загальні довжини меж геосистем, коефіцієнти контрастності	Місцезнаходження та атрибути ядер і інших ареалів контрастності ЛТС
1.2.2.5. інтегральні-2	Значна варіабельність хорично-типової ЛТС з урахуванням її конкретно-територіального і регіонального аспектів	Інтегральні індекси хорично-типової мінливості ЛТС	Місцезнаходження та атрибути інтегральних ядер і інших ареалів хорично-типового різноманіття ЛТС
1.2.3. Критерії ландшафтної репрезентативності	Найбільша регіональна типовість структури геосистем	Індекси композиційної репрезентативності територій за (23)	Місцезнаходження та атрибути ядер і інших ареалів ландшафтної репрезентативності
1.2.4. Критерії історико-культурної значущості ландшафтів	Історико-культурна, наукова та естетична значущість геосистем, які досі не віднесені до тих, що охороняються за актами про культурну спадщину	Параметр обмежень на мінімальну площу геосистем	Місцезнаходження та атрибути ареалів історико-культурної значущості ландшафтів
1.3. Клас комплексних критеріїв:			
1.3.1. Критерії біоландшафтної натуральності	Наявність геосистем (ділянок геосистем), що збереглися у близькому до природного стану, з екосистемами, що є репрезентативними для зони і/або регіону за типом біоугруповань	Площі і просторові розподіли ареалів природної рослинності (як індикатора)	Місцезнаходження та атрибути ареалів біоландшафтної натуральності
1.3.2. Природоохоронно-типові критерії:			
1.3.2.1. соціологічно-типові	Належність до об'єктів природно-заповідного фонду (ПЗФ) певного типу та елементів міжрегіональної екомережі	Категорії, площі і просторові розподіли об'єктів ПЗФ	Місцезнаходження та атрибути "нормативно існуючих" елементів екомережі
1.3.2.2. статусно-типові	Належність до інших природних і перетворених територій певного типу, що особливо (спеціально) охороняються (у лісовому господарстві, мисливстві тощо)	Категорії, площі і просторові розподіли територій спеціального статусу	Місцезнаходження та атрибути статусно-типових ареалів

Продовження таблиці

1	2	3	4
1.3.3. Територіально-типові критерії:			
1.3.3.1. достатньої розмірності	Достатність розмірів об'єктів для виконання ними ПСЕФ, властивих певним елементам екомережі та їх типам	Типово обумовлені (для ядер, екокоридорів, буферних зон) спеціальні співвідношення, обмеження тощо	Ступінь відповідності вимогам до можливих елементів екомережі
1.3.3.2. суцільності	Суцільність або допустимість для типу послідованих ядер міри фрагментованості та видів "розривів" екокоридорів, які не обмежують(ліквідують) їх необхідні біоміграційно-розселювальні і/або генофондно-обмінні функції	Типово обумовлені, допустимі відстані між фрагментами екокоридорів	Ступінь відповідності вимогам до можливих екокоридорів
1.3.3.3. типової відповідності	Подібність едафічних умов чи схожість біоугруповань ядер і екокоридорів, що їх поєднують	Коефіцієнти контрастності геосистем та коефіцієнти схожості угруповань ядер	Ступінь відповідності вимогам до можливих екокоридорів
1.3.4. Гідроінвайронментні критерії:			
1.3.4.1. гідроекосистемні	Значущість типовості, унікальності і натуральності ядер і інших ареалів та середовищ мешкання та міграції певних видів гідробіонтів	Морфометричні, видові і інші параметри	Місцезнаходження та атрибути гідроекосистемних ядер і інших ареалів
1.3.4.2. гідрогосистемні	Природно-каркасна значущість геосистем басейнової ЛПС або геотаксонів водних об'єктів	Морфометричні, типові і топологічні параметри та просторові розподіли геосистем або геотаксонів	Місцезнаходження та атрибути гідрогосистемних ядер і інших ареалів
1.3.5. Специфічні комплексні критерії	Доцільність віднесення певних можливих елементів екомережі лише до ядер, або екокоридорів, або зон потенційної ренатуралізації як результат комплексної персоналізації цих можливих елементів	Морфометричні, типові, видові і інші параметри можливих елементів	Персоніфіковані можливі елементи екомережі

Отримана класифікаційна схема критеріїв має можливості її подальшої модифікації і розвитку, проте вже у запропонованому наразі вигляді може бути використана для геоінформаційного моделювання екомережі в річкових басейнах на різних масштабних рівнях проектування.

Список літератури

1. *Самойленко В.М.* Ймовірнісні математичні методи в геоекології / В.М. Самойленко. – К. : Ніка-Центр, 2002. – 404 с. 2. *Самойленко В.М.* Геоінформаційне моделювання екомережі / В.М. Самойленко, Н.П. Корогода. – К.: Ніка-Центр, 2006. – 224 с. 3. *Шеляг-Сосонко Ю.Р.* Концепция, методы и критерии создания экосети Украины / Шеляг-Сосонко Ю.Р., Гродзинский М.Д., Романенко В.Д. – К. : Фитосоциоцентр, 2004. – 144 с.

Критерії ідентифікації об'єктів моделювання екомережі в річкових басейнах Корогода Н.П.

Розглянуті критерії ідентифікації об'єктів моделювання екологічної мережі в річкових басейнах для різних територіальних рівнів проектування.

Ключові слова: екомережа, геоінформаційне моделювання, критерії ідентифікації.

Критерии идентификации объектов моделирования экосети в речных бассейнах Корогода Н.П.

Рассмотрены критерии идентификации объектов моделирования экологической сети в речных бассейнах для разных территориальных уровней проектирования.

Ключевые слова: экосеть, геоинформационное моделирование, критерии идентификации.

The identification criteria of ecological network modeling objects in river basins Korogoda N.P.

The identification criteria of ecological network modeling objects in river basins were reviewed for different territorial levels of design.

Keywords: ecological network, geo-informative modeling, criteria of identification.

Надійшла до редколегії 03.02.10

УДК 528.94+551.482

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Ярошевич О.Є.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ІДЕНТИФІКАЦІЯ ТА ТИПОЛОГІЯ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ВЕРХНЬОЇ ТИСИ

Ключові слова: водний об'єкт, басейн Верхньої Тиси, ідентифікація, типологія, ВРД ЄС, дескриптор

Актуальність проблеми. Тракткування поняття «водний об'єкт» має неоднакову інтерпретацію в різних джерелах [1–5]. У Водному кодексі України водний об'єкт – це «природний або створений штучно елемент довкілля, в якому зосереджуються води (море, річка, озеро, водосховище, ставок, канал, водоносний горизонт)».

Глибокий аналіз понятійного трактування «водного об'єкту» наведено у Водній Рамковій Директиві Європейського Союзу (далі по тексту ВРД).

Головною метою ВРД є охорона, покращення та відтворення всіх поверхневих водних об'єктів з метою досягнення ними доброго стану до кінця 2015 року. Це стосується і всіх штучних та істотно змінених водних об'єктів, з тією різницею, що мова йде про досягнення доброго екологічного потенціалу та доброго поверхневого хімічного стану.

Визначення (або ідентифікація) водних об'єктів має дуже важливе значення. Кількість визначених водних об'єктів безпосередньо впливає на об'єм заходів з їх збереження чи відтворення. Збільшення їх кількості призведе до зростання витрат на встановлення стану і розроблення плану заходів та його впровадження. Зниження кількості водних об'єктів може призвести до необ'єктивної оцінки гідроекологічної ситуації в просторово-часовому вимірі.

ВРД визначає «поверхневий водний об'єкт» як окремий та значний елемент поверхневих вод (таких як озеро, водосховище, струмок, річка, канал), чи їхньої частини або гирлової ділянки, а також ділянки прибережних вод [2].

«Окремість» і «значущість» є головними і взаємодоповнюючими критеріями при ідентифікації водних об'єктів. Окремість або дискретність водного об'єкту означає, що він має бути цілісним, а не складатися з декількох частин, а також не може перетинатися (накладатися) з іншим. Значущість є критерієм, що має якісне значення і базується на географічних і гідрологічних факторах.

Існує ряд категорійних ознак, які визначають водний об'єкт. Наведемо найбільш поширені з них [2].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

ВРД визначає 5 категорій водних об'єктів: річки, озера, перехідні (транзитні води), прибережні води, а також штучні та істотно змінені водні об'єкти. Кожний водний об'єкт може відноситися тільки до однієї категорії. Таким чином, до водних об'єктів можна віднести річку, озеро, ставок, канал, водосховище, естуарій, акваторію моря, що прилягає до гирла річки або певну їхню частину. Головною причиною ідентифікації (виділення) того чи іншого водного об'єкту є його індивідуальність за рахунок географічних, гідроморфологічних та гідрологічних характеристик. Питання ідентифікації та типології річок басейну Верхньої Тиси є без перебільшення актуальним та важливим. Основна частина Верхньої Тиси є транскордонною. На даний час саме ця частина річкового басейну в межах всієї України викликає чи не найбільшу зацікавленість з боку країн ЄС, які розташовані у Дунайському басейні. Саме до цієї частини річкового басейну зараз прикута увага науковців та водогосподарників щодо визначення загального екологічного стану річкових водних об'єктів, який ґрунтується на трьох основних складових: гідробіології, гідроморфології та гідрохімії. Проте, оцінка будь-якої з вказаних складових розпочинається саме з ідентифікації та типології водних об'єктів.

Основні результати досліджень. В рамках досліджень розглядалась ділянка Верхньої Тиси від злиття Чорної та Білої Тиси до м. Тячів. Таке обмеження досліджуваної території пояснюється, перш за все, середніми висотами водозборів, які коливаються в межах від 1200-800 м БС. При проведенні ідентифікації водних об'єктів в межах українсько-румунської ділянки Тиси ми спиралися на положення ВРД та керівних документів її Спільної стратегії впровадження.

Перший водний об'єкт на Тисі має свій початок в місці злиття Чорної та Білої Тиси, а нижній кордон знаходиться в місці впадіння лівосторонньої румунської притоки Вішеу. Його довжина складає 28 км (від 916-го до 888-го кілометра річки від гирла). Не дивлячись на те, що Тиса після злиття з Вішеу не змінює свій тип (середня річка на низькогір'ї в породах вапнякового походження) її водність збільшується вдвічі. При цьому слід зазначити, що хоча гідрологічні режими двох річок є схожими, існують певні відмінності, які пов'язані з тим фактом, що Тиса до злиття з Вішеу тече в меридіанному напрямку з півночі на південь, а Вішеу навпаки - з півдня на північ. Ця особливість є суттєвою з біологічної точки зору.

Другий водний об'єкт на Тисі простягається від злиття Тиси та Вішеу до с. Яблунівка, що розташоване на 2 км нижче за течією від м. Тячів. В цьому місці змінюється середня висота водозбору і, відповідно, змінюється тип водотоку з «середньої річки на низькогір'ї в породах вапнякового походження» на «середню річку на рівнині в породах вапнякового походження». Нижній кордон водного об'єкту співпадає з нижньою межею спільної українсько-румунської ділянки р. Тиса. Його довжина складає 62 км (від 888-го до 826-го кілометра річки від гирла).

Таким чином ділянка Верхньої Тиси знаходиться в межах двох водних об'єктів (рис. 1):

1. Тиса – від злиття Чорної та Білої Тиси до гирла Вішеу, 28 км;
2. Тиса – від гирла Вішеу до с. Яблунівка, 62 км.



Рис. 1. Схема розташування водних об'єктів Верхньої Тиси

За результатами попередньої ідентифікації цієї ділянки Тиси, яка була виконана в Румунії за національною методологією, вона, як єдиний водний об'єкт довжиною 64 км, була віднесена до категорії «кандидат до істотно змінених водних об'єктів». Нажаль, оцінка була виконана з використанням даних лише по лівому румунському берегу і не може вважатися об'єктивною.

В Україні національної методики ідентифікації істотно змінених водних об'єктів наразі не існує. При її створенні можна спиратися на досвід деяких країн, насамперед, басейну Дунаю, там де використовується так званий комбінований підхід. Він полягає в тому, що використовуються данні гідроморфологічної оцінки за 5-ма або 3-ма класами та оцінки чинників впливу.

В подальшому, необхідно визначити кількісні критерії чинників впливу для трьох категорій (істотно змінений водний об'єкт (ІЗВО) або річка в природному стані, можливий кандидат та кандидат до ІЗВО).

При оцінці українсько-румунської ділянки Тиси ми розглядали її як один водний об'єкт (а не два) задля гармонізації з румунськими підходами. Оцінка виконана за румунською методикою, але за даними для двох берегів, показала, що цей водний об'єкт слід віднести до «кандидата до ІЗВО», насамперед, за показником «регулювання та укріплення берега, перекриття меандр та рукавів». Загальна протяжність берегоукріплень на лівому румунському березі складає 28 130 м, на правому українському – 15 250 м, а в середньому – 21 690 м або 34 % від довжини водного об'єкту. Оцінка, яка виконана за нашим підходом на базі гідроморфологічної оцінки за 5-ма класами континуальним методом дозволяє вважати, що цей водний об'єкт знаходиться в природному стані та, відповідно, відноситься до категорії «річки». Після ряду консультацій з представниками компетентних органів, що відповідають за впровадження ВРД в Румунії, зважаючи на більш об'єктивний підхід при ідентифікації спільного водного об'єкту румунською стороною, також було прийнято рішення про визначення його як природного – «річка». Цей факт було закріплено на 13-му засіданні Експертної групи по Тисі МКЗРД 12 листопада 2009 р.

Об'єктивна ідентифікація водного об'єкту, а саме визначення ІЗВО, не є «розвагою для вчених», а має дуже важливе значення, яке в кінцевому вигляді відображається в об'ємі необхідних заходів і робіт та, відповідно, в конкретних коштах.

Для ІЗВО та штучних водних об'єктів висуваються вимоги, щодо досягнення доброго екологічного потенціалу, фактичні витрати на який значно менші ніж ті, які потрібні для досягнення доброго екологічного стану водних об'єктів природних категорій. Екологічний стан водного об'єкту, який ідентифікований як природний, не може погіршуватися через реалізацію будь-яких проєктів, навіть, якщо переваги від його реалізації можуть бути вищими ніж екологічні, якщо це не буде обґрунтовано, доведено та затверджено в Плані управління річковим басейном.

Типологія річок. На період сьогодення існує узагальнюючий підхід до типології річок, як окремої категорії водних об'єктів, який розроблений у ВРД [2]. Цей документ вимагає проведення характеристики кожного водного об'єкту з метою встановлення його екологічного стану. Типологія є одним із першочергових і обов'язкових етапів при впровадженні ВРД. Тип водного об'єкту по суті є його «ідентифікаційним кодом», що включає в себе чіткий набір біотичних та абіотичних параметрів, які характерні саме для нього.

Крім самої ВРД існує ще Керівний документ № 10 «Річки і озера – типологія. Референційні умови і система класифікації» [5], який розкриває суть та механізм проведення типології.

Першим кроком при проведенні типології є визначення категорії поверхневого водного об'єкту. Це означає, що водні об'єкти різних категорій не можуть бути об'єднані в один тип в жодному разі. Далі всі водні об'єкти кожної категорії мають бути розподілені на типи згідно системи А або В, що наведені в ВРД [2].

Річковий басейн Верхньої Тиси розташований в межах екорегіону Карпати (табл. 1).

Таблиця 1. Екорегіон річкового басейну Верхньої Тиси

Екорегіон	Країни, які розташовані в межах екорегіону
10 – Карпати	Україна, Румунія, Словаччина

В двох країнах (Україна, Румунія) екорегіон було розділено на менші фізико-географічні області. Ця диференціація дозволяє відобразити характерні риси різних ландшафтів.

Румунія запровадила новий суб-екорегіон «Трансильванське плато» в межах екорегіону 10 (Карпати). Цей суб-екорегіон представляє територію між гірськими хребтами і суттєво відрізняється висотами, геоморфологічними та гідробіологічними характеристиками. Фізико-географічне районування частини басейну Верхньої Тиси представлено в табл. 2.

Таблиця 2. Суб-екорегіони в межах річкового басейну Тиси

Екорегіони	Країна	Суб-екорегіони або біо-екорегіони
10 Карпати	Україна	Українські Карпати, області: 1. Вододільно-Верховинська (західна частина) 2. Полонинсько- Чорногірська 3. Рахівсько- Чивчинська (західна частина) 4. Вулканічно-міжгірноюлоговинна
	Румунія	5. Карпатська міжгірська територія

Таким чином для всього річкового басейну було виділено 5 суб-екорегіонів або біо-екорегіонів в межах екорегіону Карпати. Такий підхід вже на перших етапах типології дає можливість деталізувати певним чином в просторовому контексті частини басейнів річок з огляду на їх природні умови.

Кожна з країн басейну виконала свою типологію р. Тиса. Від витoku до гирла річка розділяється на вісім типів. На верхню течію припадає три типи, решта - на середню і нижню течію (табл.3).

Таблиця 3. Типологія Верхньої Тиси

Країна	Кількість типів	Назва типу
Україна	2	Великі річки у вапнякових породах на низькогір'ї
		Великі річки у вапнякових породах на середньогір'ї
Румунія	1	Річки на рівнині або гористій місцевості з часто затоплюваною заплавою

Типологія річок української частини басейну Верхньої Тиси виконувалася нами за системою В з використанням чотирьох дескрипторів, з числа трьох обов'язкових та одного додаткового, а саме: площі водозбору, середньої висоти водозбору, геології, середнього діаметру наносів. Щодо обов'язкових дескрипторів, то ми дотримувалися тих меж класів, які запропоновані ВРД при використанні системи А.

До малих річок згідно з положеннями ВРД було віднесено річки з площею водозбору від 10 до 100 км², середніх - 100-1000 км², великих - 1000-10000 км², дуже великих - більше 10000 км².

При проведенні типології за геологією, виходили з того, що іонний склад поверхневих вод багато в чому залежить від складу порід, в яких протікає та чи інша річка. В басейні Верхньої Тиси в основному зустрічаються два геологічні елементи: флішові пласти (вапнякові породи), флішове вікно на кристалічній основі, розташоване на південному сході Мармароського масиву (вулканічні породи).

Більшу частину басейну можна віднести до першої складової. Значна частина Карпат складена флішовими утвореннями вапняку палеогену або, рідше, олігоцену [6]. Флішова зона складається з пластів сланців, мергелів або піщаників, що чергуються в різних пропорціях. При достатній кількості опадів вони легко вивітрюються до глинистих та висячих детритів. Частково це приводить до утворення лужних багатих поживними речовинами буроземів. Але часто трапляються й перезволожені ґрунти (глеї).

Мармароський гірський масив, а саме його північна частина, яку називають Рахівськими горами або Рахівськими чи Гуцульськими Альпами, є особливим, тому що це єдине місце в Карпатах, фундамент якого у вигляді кристалічного масиву виведений на денну поверхню. В цьому місці відкривається вікно у шарах флішу і оголюється автохтонний основний масив [6]. Крім кристалічних порід (кристалічні сланці, кварцити), які переважають на цій території, також зустрічаються відклади гірського флішу, мармуру і вапняку.

Зважаючи на це, ми віднесли породи Мармароського гірського масиву до тих, що мають вулканічне та кристалічне походження.

За середньою висотою над рівнем моря річкові басейни були розподілені на чотири типи. Перші – це ті, що розташовані на низині, тобто середня висота басейну нижче 200 метрів. Це рівнинні річки. Другий тип – це річкові басейни, що мають середню висоту від 200 до 500 метрів над рівнем моря. Назва цього типу – «річки, що розташовані на передгір'ї». Цей тип відноситься до екорегіону Карпати, він є найбільш поширений в басейні Тиси. До третього типу відносяться річки, що мають середню висоту водозборів 500-800 метрів над рівнем моря. І мають назву «річки, що розташовані на низькогір'ї». І річки, що мають висоту водозборів вище 800 м і мають назву «річки, що розташовані на середньогір'ї». Приймаючи до уваги, що витoki більшості річок басейну розташовані на висоті не вище 1700 метрів над рівнем моря (а рахується середня висота басейну), то кількість річок, що відносяться до цього типу є невеликою. Більшість з них є малими і розташовані вони в басейнах Чорної і Білої Тиси, Косівської, Шопурки, Тересви.

Додатковим, із числа необов'язкових дескрипторів, було обрано середній розмір руслових донних наносів. Цей параметр є дуже важливим з екологічної (гідробіологічної) точки зору. Задля того, аби штучно не збільшувати кількість типів, було запропоновано підібрати межі цього дескриптора таким чином, щоб вони відповідали класам середньої висоти річкового басейну. Було запропоновано три класи: глинисто-гальковий (середній розмір наносів менше 50 мм), що відповідає низовині, гальково-валунний (50 - 150 мм), що відповідає низькогір'ю та передгір'ю та валунний (більше 150 мм), що відповідає середньогір'ю. Такий розподіл класів наносів базується на наступних положеннях. По-перше, на загальноприйнятій класифікації наносів (за середнім діаметром) [7] глинисто-галькові – менше середніх розмірів гальки, гальково-валунні – відповідають розмірам середньої гальки – дрібним валунам і валунний – це розміри здебільшого середніх і зрідка великих валунів. По-друге, достатньо широкий оціночний спектр гранулометричного складу наносів дозволяє оцінювати річку на протяжних ділянках одним класом.

Після проведення типології за зазначеними чотирма дескрипторами можна виділити 12 типів річок української частини басейну Тиси. З них 7 відносяться до тієї частини басейну Верхньої Тиси, що обмежена від витoku Чорної Тиси до нижньої межі спільної українсько-румунської ділянки р. Тиса. Для зручності великі та дуже великі річки розподілено на підтипи (табл. 4, рис. 2).

Таблиця 4. Типологія річок басейну Тиси в межах України

Код типу	Тип	Екорегіон	Руслові донні наноси	Підтип	Приклад (річка)
А. Малі річки					
6А	Малі річки у вапнякових породах на низкогір'ї	Карпати	Гальково-валунні	-	Глибокий потік
4А	Малі річки у вапнякових породах на середньогір'ї	Карпати	Валунні	-	Лазещина
5А	Малі річки у вулканічних породах на середньогір'ї	Карпати	Гальково-валунні	-	Білий
В. Середні річки					
6В	Середні річки у вапнякових породах на низкогір'ї	Карпати	Гальково-валунні	-	Апшиця
5В	Середні річки у вапнякових породах на середньогір'ї	Карпати	Валунні	-	Шопурка
С. Великі річки					
1С	Великі річки у вапнякових породах на середньогір'ї	Карпати	Гальково-валунні	Тиса1 ¹ , Тиса2	Тиса
2С	Великі річки у вапнякових породах на низькогір'ї	Карпати	Гальково-валунні		Тиса, Тересва

¹ Для водного об'єкту р.Тиса від с. Розтоки (злиття Чорної і Білої Тиси) до м. Тячів було прийнято, що його стік сформовано переважно у породах вапнякового походження. Ліві українські і румунські притоки Тиси (Білий, Великий, Вішеу, Іза, Сипинце) та ліві притоки Білої Тиси (Базальтул, Шаул, Кваси) протікають переважно в породах вулканічного походження. Але їхня доля в загальному стоку Тиси в створі м. Тячів менша від долі правих притоків і складає біля 45%.

Два водних об'єкти, які розташовані на прикордонній ділянці Тиси відносяться до типу 1С «Великі річки у вапнякових породах на середньогір'ї». Гирлові ділянки головних правосторонніх приток Тиси відносяться до:

- Косівська, Шопурка – тип 5В «Середні річки у вапнякових породах на середньогір'ї»;
- Апшиця – тип 6В «Середні річки у вапнякових породах на низькогір'ї»;
- Тересва – тип 2С «Великі річки у вапнякових породах на низькогір'ї».

В Румунії типологія виконувалася з використанням дескрипторів, які застосовували і ми, але додатково були використані 6 інших. Згідно румунської типології ця ділянка (водний об'єкт) Тиси має назву типу «ділянка річки з водно – болотними угіддями на височині або плато». Незважаючи на відмінності у назві типів, українську та румунську типологію можна вважати узгодженою (гармонізованою), оскільки було використано однакові дескриптори з числа обов'язкових та одного додаткового та однакові межі між класами цих дескрипторів.

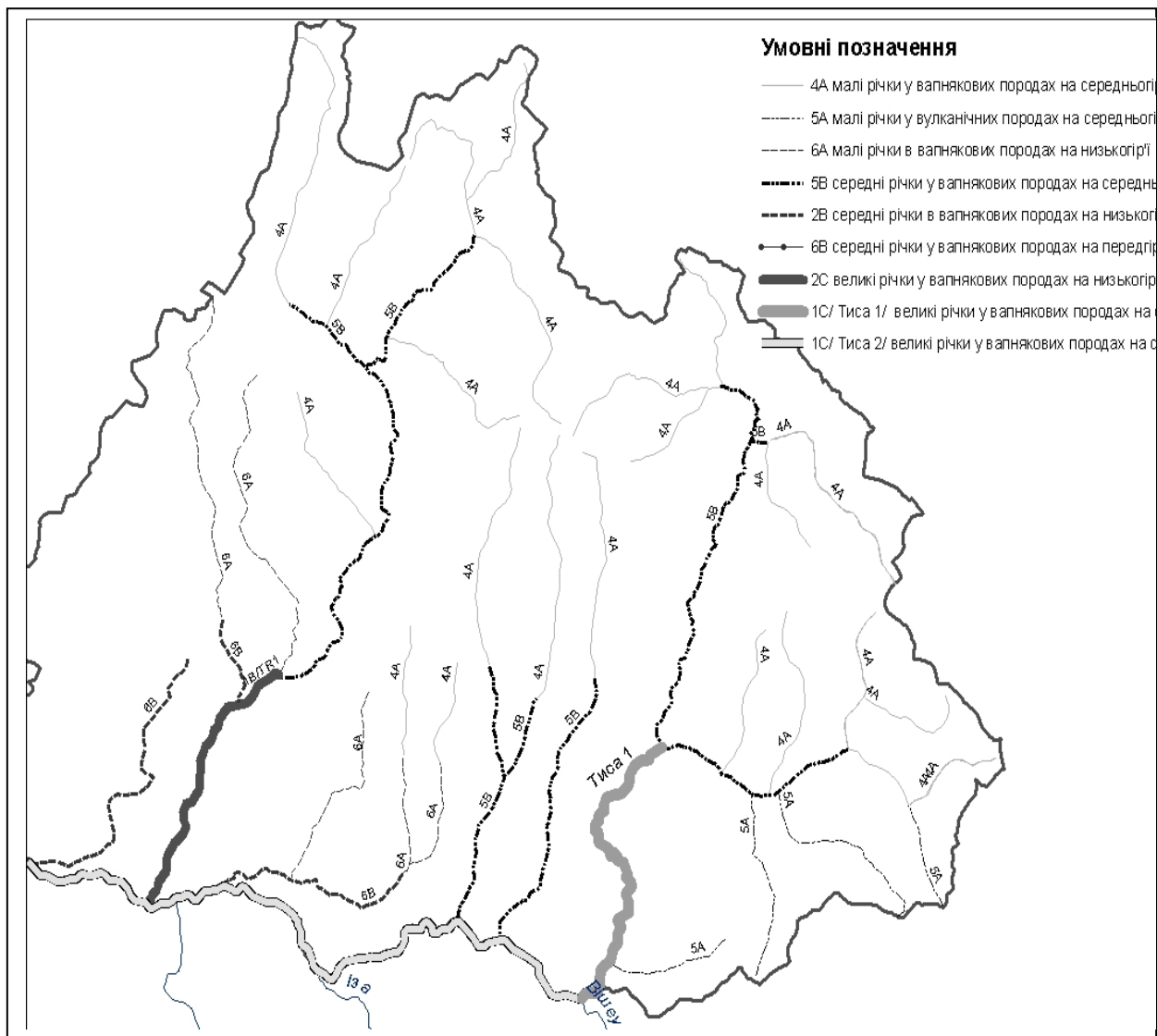


Рис. 2. Типологія річок Верхньої Тиси (в межах України)

Висновки. Проведена ідентифікація верхньої Тиси від м. Рахів (злиття Чорної та Білої Тиси) до м. Тячів, за допомогою якої виділені у межах вказаної річки два водних об'єкти. До першого відноситься частина р. Тиса від м. Рахова до впадіння лівобережної притоки Вішеу з румунського боку. Загальна протяжність об'єкту 28 км. Другий водний об'єкт на Тисі розташований від злиття Тиси з Вішеу до с. Яблунівка, що знаходиться на 2 км нижче за течією від м. Тячів. Довжина другого водного об'єкту складає 62 км.

Типологія річок української частини басейну Верхньої Тиси виконувалася за системою В з використанням чотирьох дескрипторів, з числа трьох обов'язкових та одного додаткового, а саме площа водозбору, середня висота водозбору, геологія, середній діаметр наносів. Виконана типологія транскордонної частини басейну Тиси виділяє 7 типів річок на українській частині водозбору.

Список літератури

1. Водний кодекс України : офіц. текст із змінами станом на 21 верес. 2000 р. №1990-III// ВВР України.- 2001.- №2/3.-ст.10. 2. Водна Рамкова Директива ЄС 2000/60/ЄС : основ.

терміни та їх визначення / [підгот.: Алієв К. та ін.]. - Вид. офіц. - К.: [б. в.], 2006. - 240 с. 3. Identification of water bodies: CIS Guidance document [Електронний ресурс]. - Режим доступу: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents. 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies [Електронний ресурс]: CIS Guidance document. - Режим доступу: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents. 5. Rivers and Lakes: typology, reference conditions and classification systems [Електронний ресурс]: CIS Guidance document. - Режим доступу: http://circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library?l=/framework_directive/guidance_documents. 6. Атлас природных условий и естественных ресурсов Украинской ССР / АН УССР, М-во высш. и сред. спец. образования УССР. - М. : ГУГК СССР, 1978. — 184 с. 7. Ободовський О.Г. Руслові процеси : навч. посіб. / О. Г. Ободовський. - К. : РВЦ "Київ. ун-т", 1998. - 132, [2] с.

Ідентифікація і типологія водних об'єктів Верхньої Тиси

Ободовський О.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Ярошевич О.Є.

Проведено ідентифікацію верхньої частини р. Тиса, на основі якої виділені два водних об'єкта. Крім того, виконана типологія річок басейна Верхньої Тиси від витоків р. Чорна Тиси до нижньої ділянки україно-румунського державного кордону в межах якого виявлені 7 типів річок.

Ключові слова: водний об'єкт, басейн Верхньої Тиси, ідентифікація, типологія, ВРД ЄС, дескриптор.

Идентификация и типология водных объектов Верхней Тисы

Ободовский А.Г., Коноваленко О.С., Розлач З.В., Ярошевич А.Е.

Проведена идентификация верхней части р. Тиса, на основе которой определено два водных объекта. Кроме того, выполнена типология рек бассейна Верхней Тисы от истоков р. Чёрной Тисы до нижнего участка украинско-румынской государственной границы, в пределах которого выявлено 7 типов рек.

Ключевые слова: водный объект, бассейн Верхней Тисы, идентификация, типология, ВРД ЕС, дескриптор.

Identification and typology of Upper Tisa water bodies

Obodovskiy O., Konovalenko O., Rozlach Z., Yaroshevich O.

Identification of Upper Tisa river is done. Two water bodies are determined. Besides that, typology of Upper Tisa basin rivers from the source of Chorna Tisa till lower point of Ukrainian-Romanian border is done. Within Ukrainian part of Upper Tisa basin 7 types of rivers are determined.

Keywords: water body, Upper Tisa Basin, identification, typology, WFD EU, descriptor.

Надійшла до редколегії 29.01.10

Явкін В.Г., Мельник А.А.

Чернівецький національний університет імені Ю.Федьковича

ВПЛИВ АНТРОПОГЕННОЇ ПЕРЕТВОРЕНОСТІ БАСЕЙНІВ ПОДІЛЬСЬКИХ ПРИТОК ДНІСТРА НА КРИВУ СПАДУ ПАВОДКУ

Ключові слова : антропогенний вплив, гідрограф паводку, крива спаду, одиничний гідрограф, коефіцієнт витрати, гідропости

Вступ. Охорона навколишнього середовища і раціональне використання природних ресурсів – невід’ємна умова створення екологічної безпеки, здорового способу життя і підвищення добробуту. Але інтенсивний розвиток промисловості і сільського господарства, широке впровадження у виробництво комплексної механізації та хімізації, зростання рекреаційного впливу на природні комплекси із року в рік призводить до ускладнення екологічної обстановки. [1].

Господарська діяльність в басейнах рік виявляє значний і різносторонній вплив на їх системи. Особливого впливу завдається на водно-земельні ресурси, результатом чого є зміни, які приводять до перетворення зовнішнього вигляду ландшафтів. Природні комплекси, що утворились на протязі багатьох років, трансформуються і в них або встановлюється новий склад, що відповідає новій ситуації, або спостерігається інтенсивна деградація, якщо антропогенний вплив перевищує всі допустимі норми [14].

Різноманітна антропогенна діяльність в басейнах рік безумовно впливає на гідрологічний режим. В результаті чого, дослідження окремих фаз гідрологічного режиму з метою встановлення залежності змін від інтенсивності антропогенних навантажень є досить актуальним.

Попередні дослідження. Паводки відносяться до категорії найбільш складних для використання і узагальнення гідрологічних явищ. Вони проходять нерегулярно і швидкоплинно. Є неочікуваними і поширюються по території дискретно чи безперервно. Вивчення умов формування паводків в залежності від природних чи антропогенних факторів визначення їх характеристик (як для вивчених так і для невивчених річок) має для басейну, що розглядається, першочергове значення. Тому в багатьох дослідженнях велика увага приділялась вирішенню цих питань.

Основи теорії загального антропогенного ландшафтознавства започатковані Ф.М.Мільковим [9]. Сьогодні, особливу увагу, щодо оцінки динамічних процесів антропогенізації ландшафтів, в тому числі за басейновим принципом, приділяють багато науковців (М.Д.Грозинський, Г.І.Денисик, І.П.Ковальчук, В.М.Пашенко, та ін) [5]. В Карпато-Подільському регіоні практикують пошуки оцінок рівня антропогенного перетворення ландшафтів (наприклад [7]). Серед досліджень проектування

гідрографів слід виділити М.Роше, А.М.Бефані, М.А.Великанова, Канінгама А.В., Кучмента Л.С., Гопченка Є.Д., Знаменську Н.С., Іваненко О.Г., та інші [2, 6, 15]. Наразі існують оцінки реакції параметрів гідрографів на поведінку водозбору [16].

Постановка завдання. Мета дослідження полягає у виявленні інтегральних ознак антропогенного навантаження на річкові басейни лівобережних приток Дністра та виявлення тенденцій зміни часових характеристик кривої спаду паводкового гідрографа.

Для побудови блок-схеми гідрографа важливе те, що розроблена модель гідрографа стоку не потребує розподілу стоку на поверхневу та підземну складову, перерозподіл яких враховує загальну тривалість стоку в паводок. Загальна тривалість дощового стоку визначається сумою тривалості водоподачі та часу добігання і для розглянутої моделі із концентрованими параметрами ми вимушені знехтувати нерівномірністю розподілу опадів по площі.

Для виявлення впливу господарського освоєння в басейні на зміну паводкових параметрів річок була використана наступна позиція. Після проходження максимальної витрати в замикаючому водозбір створі настає фаза спаду паводку. Форма кривої та період самого спаду детермінується виключно ландшафтно-гідрологічними характеристиками басейну: гідравлічними параметрами схилу, водно-фізичними властивостями ґрунтів (водоутримуюча здатність, скважність за продуктивною вологістю, коефіцієнт фільтрації діючого шару), комплексом геоморфологічних ознак басейну, тощо. Попередні позиції методики викладені та запропоновані, наприклад, в роботі [6].

Коефіцієнт виснаження стоку k , як основа для пошуку узагальнених зв'язків, розраховується за формулою:

$$k = Q_2 / Q_1 = Q_3 / Q_2 = Q_n / Q_{n-1}, \quad (1)$$

де $Q_1, \dots, Q_n$ – витрати води, що послідовно зменшуються та відповідають прийнятому розрахунковому інтервалу часу Δt .

Найбільший період - з 1940р. по 1998р. [13]. Річки: Золота Липа, Гнила Липа, Коропець (рис.1.). Проте, для решти рік час, за який здійснювались дослідження, охоплює 1936-1980рр. Це зумовлено тим, що, саме для цього часу, характерні досить високі показники інтенсивності антропогенної зміни ландшафтів. Останнє відображається в працях багатьох науковців (наприклад [7]).

Саме в межах багатолітніх циклів розвитку сільськогосподарського виробництва особливо інтенсивна частина гілки передостаннього підйому охоплює 50-ті-80-ті роки [8].

Проте, для решти річок час, за який здійснювались дослідження, охоплює 1936-1980рр. Це зумовлено тим, що, саме для цього часу, характерні досить високі показники інтенсивності антропогенної зміни ландшафтів. Останнє відображається в працях багатьох науковців [7]. Саме в межах багатолітніх циклів розвитку сільськогосподарського виробництва

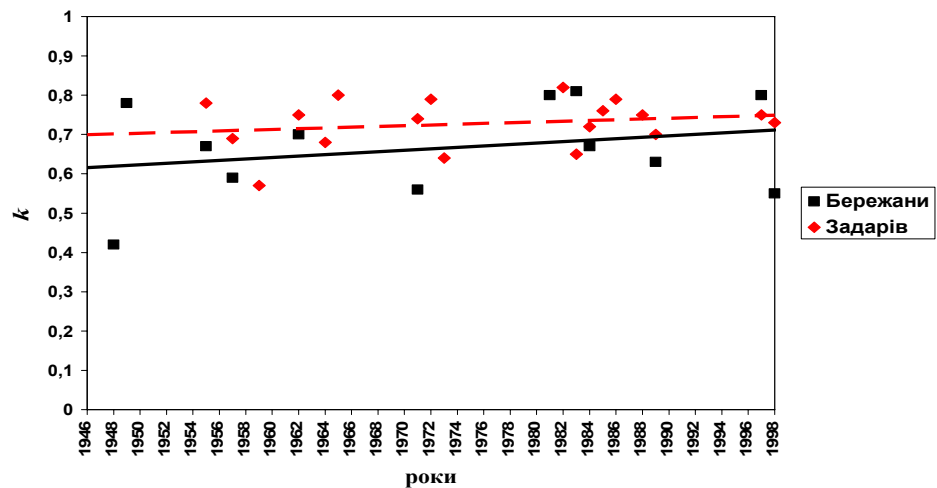


Рис. 1. Коефіцієнт виснаження кривої спаду k липневих паводків
р.Золота Липа [12]
— — — ♦—Золота Липа-с.Задарів
————■—Золота Липа-м.Бережани

особливо інтенсивна частина гілки передостаннього підйому охоплює 50-ті-80-ті роки [8].

За останні 120 років найвищі річні витрати води в басейні Дністра у 80% випадках були зумовлені літніми дощами. Саме тому, під час досліджень використовувався уніфікований для всіх гідростворів місяць—липень.

При розширенні площ орних земель прискорюється водовіддача схилового стоку. Ефект сповільнення водоподачі схилових вод в руслові майже зникає; тоді гілка спаду гідрографа в руслі, при інших рівних умовах, стає крутішою. Відносна витрата цього умовно одиничного гідрографа збільшується.

Одиничного гідрограф замикаючого створу в роботі трактується, як розподіл витрат у часі при надходженні води на поверхню басейна від ізольованого дощу, який випадає на протязі певного інтервалу часу. Останній має період менше максимального часу добігання поверхневого стоку. В свою чергу, під цим значенням ми розуміємо, що одиничний паводок не є досконалим. Фактично спостережувані паводки в рідкісних випадках відносяться до групи одиничних або елементарних, і можуть розглядатися як утворені шляхом накладання в певній послідовності кількох одиничних паводків. Так, якщо складний паводок сформований трьома одиничними порціями добових опадів, то його можна розглядати як суму трьох одиничних паводків, кожний сформований однодобовим дощем [11].

Останні проблеми підсилюються самим розміром басейну. Відхилення точок на графіку спричинене також проявом серійності дощів, що приводять, природно, до формування бі- чи полімодальних паводків (не еталонних), тому коефіцієнт кореляції в дослідженні знижується до інтервалу 0,45-0,60.

У свою чергу, оцінюючи вплив таких характеристик як інтенсивність зливових дощів та форми басейну виділяють 8 можливих типів вищевикладеної невідповідності [3]. Так, першій групі характерні випадання опадів безпосередньо на водну поверхню, за рахунок яких, інколи, можливий невеликий підйом чи зменшення швидкості спаду стоку. Другій - досягнення водоємності ґрунту, третій-поверхневий стік зі схилів, а також приповерхневий та ґрунтовий стік як такий, що рівний нулю. Наступній групі притаманні сильні зливи, коли інтенсивність дощу перевищує інтенсивність інфільтрації та утворюються всі чотири складові гідрографа. Для решти чотирьох груп форма гідрографа трансформується під впливом зміни водозбору та зміни опадів і їх інтенсивності по площі [3].

Результати досліджень. Загалом досліджено 206 випадків формування паводків на Подільських притоках Дністра та оцінено зміни коефіцієнта витрат кривої спаду паводку за багаторічний період.

Діапазон кількості днів існування умовно одиничного гідрографа, в залежності від місця знаходження та площі басейнів, а також характеру засвоєності території сягає 5 днів. Середня величина коефіцієнту кривої виснаження в межах 0,67-0,77.

Тенденція зростання коефіцієнта виснаження кривої спаду k простежується для всіх басейнів лівобережних приток Дністра. Разом з тим, для річок, що мають два і більше гідроствори, багатолітні збільшення коефіцієнтів виснаження кривої спаду k інтенсивніше проявляються у верхній течії, що зумовлено прямом редукції за площею, як, наприклад, на Збручі (рис.2) чи Ушиці (рис. 3).

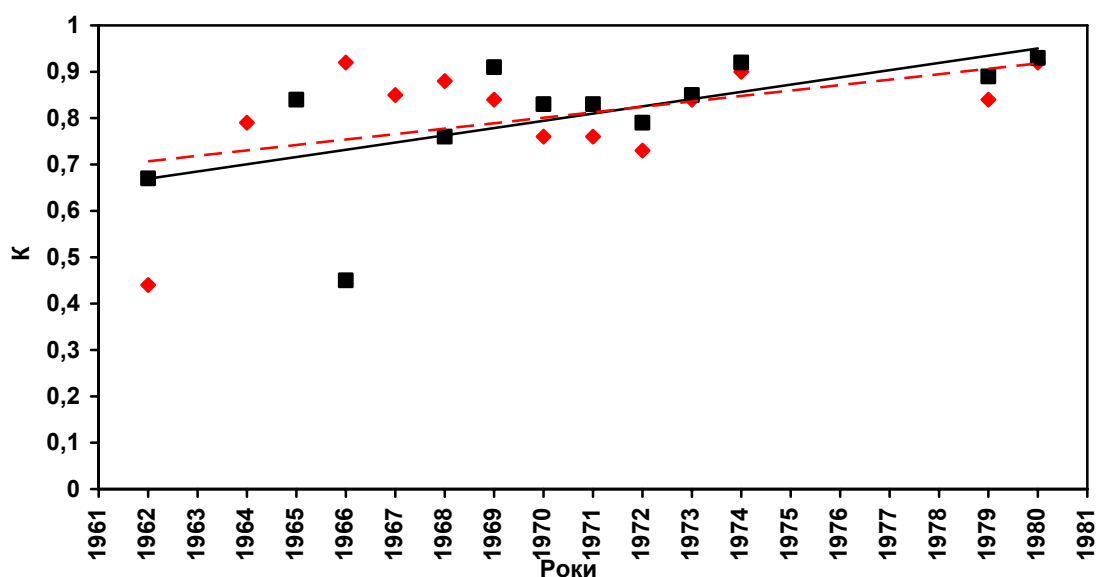


Рис.2. Коефіцієнт виснаження кривої спаду k липневих паводків р.Збруч.
 ■-Збруч-м.Волочийськ; ◆- Збруч-с.Завалля

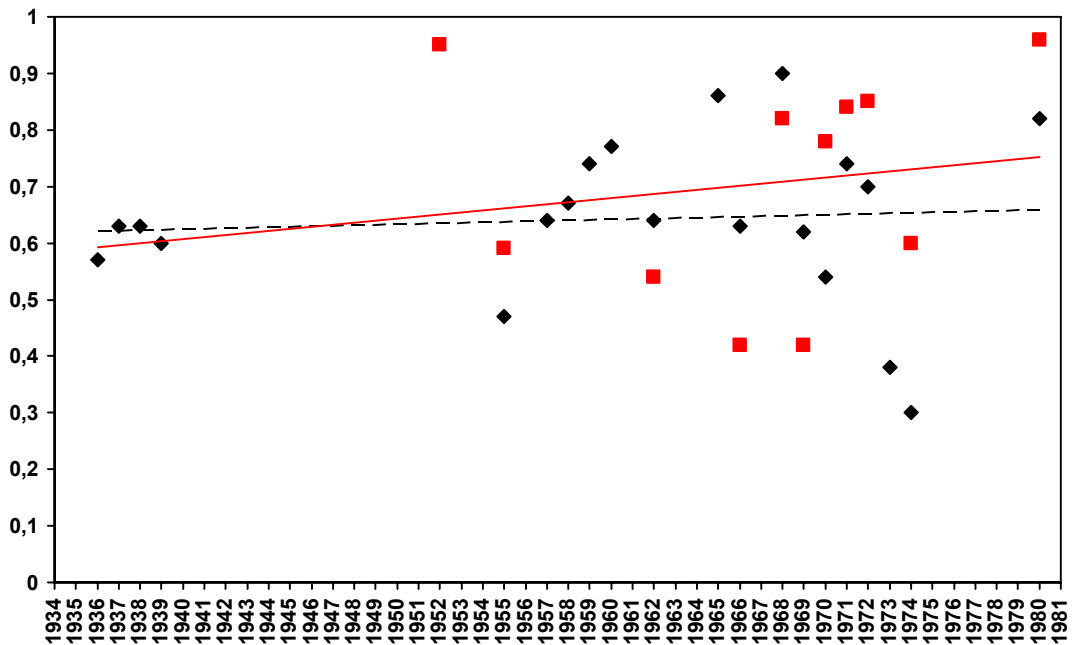


Рис.3. Коефіцієнт виснаження кривої спаду k липневих паводків р.Ушиця.
 —■— Ушиця-с.Зіньків; —◆— Ушиця-с.Кривчани

Прослідковуються періоди як спаду середніх значень коефіцієнта виснаження кривої спаду так і різке їх збільшення. Для більшості річок час найбільш різкого зростання значень ($k_{сер}$) охоплює 1965-1975рр. Згідно природно-сільськогосподарського районування України, досліджувана територія входить до зони Лісостепу (Лісостепова Західна провінція – лівобережні притоки верхньої течії р.Дністер до р.Збруч та Лісостепова Правобережна провінція – лівобережні притоки р.Дністер, що охоплює річки розміщені на схід від р.Збруч) [14]. В цей час для першої території лісистість-16 %, розораність-57,5 %, що, згідно класифікації стану використання земельних ресурсів в басейнах малих рік України [14], характеризує оцінку для обох показників «нижче норми». Для другої ділянки-10,5 % та 70,7 % відповідно, оцінка «незадовільна». З 1937 по 1947 роки площа лісу на Поділлі зменшилась з 60% до 49%. В деяких районах лісові масиви практично відсутні. Найбільше їх спостерігається в південній частині Поділля, де домінують вторинні за походженням, невеликі за площею (0,1-1,0 км²), лісопаркові та лісокверові лісогосподарські ландшафти [7]. В свою чергу, досить добре простежується зменшення лісистості та збільшення розораності із заходу південного макросхилу на схід, тобто збільшення антропогенного навантаження.

Проте, нормована величина коефіцієнту кривої виснаження в межах всієї гілки спаду кожного гідрографа зберігає велику кількість відмін від синтетичного гідрографа. Розсіювання точок на графіку відповідає помірним чи навіть слабким кореляційним значенням. Набагато продуктивнішими стають часові залежності при використанні не середнього, а мінімального значення коефіцієнта виснаження (рис.4):

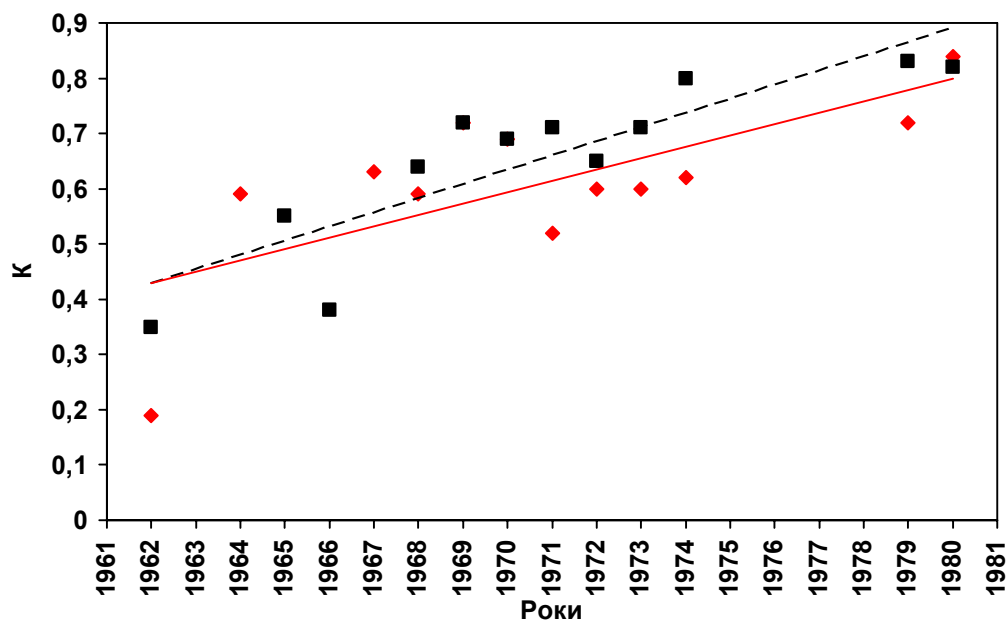


Рис.4. Мінімальні значення коефіцієнтів виснаження кривої спаду k липневих паводків р.Збруч. — — — — ■ – Збруч-Волочиськ; — — — — ♦ - Збруч-Завалля

Порівняння з попередніми дослідженнями [12,13] виявляє збільшення середнього коефіцієнта кривої виснаження з заходу та сходу до центральної частини південного макросхилу Поділля (Табл.).

На території Поділля в середині 50-х років площі сільськогосподарських угідь коливалися від 80 до 90 тис.га (Хмельницька та Вінницька області) [7]. Починаючи з 1975 вони практично не змінювались і встановились на рівні 85-86 тис.га. У Тернопільській області з 1975 до 1985рр. площі с/г угідь на рівні 88-90 тис.га.

Показники площі ріллі на Поділлі зберігаються на рівні 0,9 га/особу (по Україні - 0,7 га/особу). В середині 50-х років у Вінницькій області територія під орними землями складала близько 70 тис.га, а починаючи з 1970 по 1980рр. зросла до 75 тис.га. У Хмельницькій області- 1955р. - 65 тис.га, 1970-1980рр. - 73 тис.га. Схожа ситуація і в Тернопільській області: 1955р.-69 тис.га, 1970-1980рр. - 77 тис.га. Після 1980р. зайнятість території під орними землями зменшилась (близько 70 тис.га). Основними природоохоронними формами, що урівноважують сільськогосподарське природокористування є певні допустимі норми відносних площ сільськогосподарських чи просто орних земель. У відповідності до них виділяються сприятливі, умовно сприятливі та несприятливі території. Сприятливою вважається територія, на якій розорані землі складають 25 і менше відсотків, умовно сприятливою – 25-60%, несприятливою – 60-80% від загальної площі [7]. Саме до останніх територій належить територія південного Поділля.

Сукупність цих факторів пояснює попередні результати щодо збільшення середнього коефіцієнта кривої виснаження.

**Таблиця. Нормований коефіцієнт виснаження гідрографа паводка
подільських приток Дністра**

№ п/п	Гідроствор	Період різкого зростання k	Лісистість (%)	Розораність (%)	$k_{\text{сер}}$
1.	Гнила Липа-м.Рогатин	1962-1975рр.	31	50	0,74
2.	Гнила Липа-с.мт.Більшівці	1962-1972рр.	21	50	0,71
3.	Золота Липа-м.Бережани	1971-1980рр.	33	40	0,69
4.	Золота Липа-с.Задарів	1973-1980рр.	27	45	0,71
5.	Коропець-м.Підгайці	1974-1980рр.	2	50	0,71
6.	Коропець-с.мт.Коропець	1970-1986рр.	21	50	0,73
7.	Стрипа-х.Каплинці	1973-1974рр.	2	70	0,70
8.	Стрипа-м.Бучач	1969-1972рр.	2	65	0,83
9.	Серет-с.мт.Вел. Березовиця	1969-1974рр.	16	60	0,85
10.	Серет-м.Чортків	1971-1973рр.	11	-	0,83
11.	Гнізна-с.Плебанівка	1966-1969рр.	7	70	0,76
12.	Нічлава-с.Стрілківці	1964-1969рр.	14	65	0,66
13.	Збруч-м.Волочиськ	1972-1974рр.	<1	75	0,81
14.	Збруч-с.Завалля	1972-1973рр.	20	-	0,81
15.	Гнила-с.Лучківці	1971-1973рр.	10	85	0,79
16.	Жванчик-с.Кугаївці	1974-1980рр.	11	70	0,57
17.	Жванчик-с.Ластівці	1965-1973рр.	10	70	0,67
18.	Смотрич-с.Купин	1965-1968рр.	7	70	0,67
19.	Смотрич-с.Цибулівка	1971-1973рр.	8	70	0,77
20.	Мукша-с.Мала Слобідка	1973-1974рр.	16	65	0,65
21.	Ушиця-с.Зіньків	1969-1970рр.	11	70	0,71
22.	Ушиця-с.Кривчани	1974-1980рр.	19	70	0,64
23.	Лядова-с.Жеребилівка	1972-1973рр.	8	75	0,76
24.	Немия-с.Озаринці	1969-1971рр.	8	85	0,60
25.	Мурафа-ГЕС Белянська	1966-1967рр.	8	70	0,71
26.	Марківка-с.Підлісівка	1972-1974рр.	3	65	0,67
27.	Камянка-с.мт.Камянка	1970-1971рр.	13	65	0,59

Дуже опосередкованою причиною збільшення середнього коефіцієнту кривої виснаження є штучні підсилення крутизни схилу, тому клас ерозійної небезпеки сільськогосподарських угідь в басейні Дністра – сильний та катастрофічний [5]. Річища усіх приток Дністра мають значний нахил, який коливається від 0,005 м/км (верхів'я найдовших приток) до 4 м/км. В межах Середнього Придністров'я притоки Дністра протікають в каньйонах, що, інколи, є однією з провокацій виникнення несприятливих урбогеоморфологічних процесів. Загалом, долини лівих подільських приток Дністра у верхів'ях подібні до широких і неглибоких балок з покатами схилами і заболоченим дном. Далі на південь долини глибшають стають трапецієподібними шириною 1-4 км. Поступово, особливо у нижніх частинах річок долини переходять у каньйони. Вся система є дуже чутливою до деформацій під дією антропогенних чинників. Саме тому крутизна схилів та нахилу басейну, очевидно, виступає додатковим чинником залежності :

$$K = f(n), \quad F(I, T, M), \quad (2)$$

де: n -кількість часових інтервалів (Δt), нормована за площею басейну (можливо сама процедура нормування вимагає додаткової уваги), I - інтенсивність, T – час, M -мозаїчність зрошення дощових злив відповідно. Це, в свою чергу, підтверджує попередні пошуки [12]. Так, для більшості річок схили долин круті, берега круті, інколи обривисті.

Протягом періоду досліджень в басейнах усіх рік спостерігається активна господарська діяльність – будівництво та сільськогосподарська освоєність схилів рік.

Висновки. Проблема використання робочого (реального) гідрографа в якості еталонного є складнішою чим це пропонується в деяких роботах.

Аналіз часового розподілу коефіцієнта кривої виснаження паводку показує не стаціонарність часу існування спадаючої гілки гідрографа. Виникає певний тренд, який за певними ознаками пов'язаний із інтенсифікацією господарської діяльності в межах басейну. Прояв тенденції виділяє умовний період 1965-1975рр. Ґрунтовні дослідження характеру природокористування підтверджують це припущення.

Охоплена дослідженням вся правобережна подільська частина Дністра фіксує суттєву нерівномірність інтенсивності спадання паводкової витрати. Максимальні значення $k_{сер}$ спостерігаються в центральній частині південного макросхилу, зменшуючись на захід та схід території.

Збільшення $k_{сер}$ може бути основане на зміні впливу господарської діяльності на даній території впродовж часу, що пояснюється високими значеннями розораності та низькими показниками лісистості. Разом з тим, результати досліджень підтверджують попередні висновки [12,13] щодо тенденції збільшення коефіцієнта виснаження кривої спаду k для річок Подільського регіону.

Проаналізувавши вище викладене, можна дійти висновку, що не лише загальна тенденція зміни кліматичних умов впливає на зміну гідрографа та його складових, а й антропогенний вплив відіграє не менш важливе значення в межах річкових басейнів та впливає на зміну складових гідрографа.

Список літератури

1. Берг Л.С. Предмет и задачи географии / Л.С.Берг // Избранные труды. - М. : Недра, 1958. - Т.2. Физическая география. – С. 116.
2. Бефани А.Н. Теория формирования дождевых паводков и методы их расчета / А.Н.Бефани // Международный симпозиум по паводкам и их расчетам. – 1969. – Т.1.– С. 44-58.
3. Виссмен У. Введение в гидрологию / У. Виссмен, Т.И. Харбаф, Д.У. Кнэпп. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 471 с.
4. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В.І.Вишневський, О.О.Косовець.- К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с.
5. Денисик Г.І. Антропогенні ландшафти Правобережної України / Г.І.Денисик. – Вінниця, 1998. – 289 с.
6. Знаменская Н.С. Гидравлическое моделирование русловых процессов / Н.С.Знаменская. – СПб : Гидрометеиздат, 1992. – 240 с.
7. Кілінська К.Й. Еколого-прогнозна оцінка природно-господарської різноманітності Карпато-Подільського регіону України / К.Й. Кілінська. – Чернівці : Рута, 2007. – 492 с.
8. Куниця М.М. Циклічність процесу розвитку системи розселення Поділля / М.М. Куниця // Українська історична географія та історія географії в Україні : Матеріали міжнародної наукової конференції. – Чернівці : Чернівецький нац.ун-т, 2009. – С. 80
9. Мильков Ф.Н. Человек и ландшафты / Ф.Н.Мильков. –М. : Мысль, 1973. – 222 с.
10. Ресурсы поверхностных вод СССР. Украина и Молдавия./ [науч.

ред. Каганера М.С.]. – Л. : Гидрометеиздат, 1969. – Т.6, вып. 1. – 884 с. **11.** Чеботарев А.И. Гидрологический словарь / А.И.Чеботарев. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – 308 с. **12.** Явкін В.Г. Параметри одиничного гідрографу як інтегральні ознаки комплексу басейну / В.Г.Явкін // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету. Серія: Географія, 2008.–№1.–с.36-45. **13.** Явкін В.Г. Вплив господарської освоєності території на водний режим річок західного Поділля (на прикладі р.Золота Липа) / В.Г. Явкін, Н.В. Полюга // Наукові записки Тернопільського національного педагогічного університету.Серія: Географія. – 2008. – №. 13. – С. 29–35. **14.** Яцык А.В. Экологические основы рационального водопользования / А.В.Яцык. – К. : Генеза, 1997. – 640 с. **15.** Cunningham A.B. Synthesis of snowmelt runoff hydrographs/ A.B. Cunningham // J. of the Hydraulic Division. – 1977. – HY1. – P.51-67. **16.** Yu Z. Modeling the river-basin response to singl-storm event simulated by a mesoscale meteorological model at various resolutions/ Z .Yu., M.N. Lakhtakia., E.J.Barron //J. Geophys.Res.D.-1999.-104,#16.-c/19.675-19.689.

Вплив антропогенної перетвореності басейнів подільських притоків Дністра на криву спаду паводку

Явкін В.Г., Мельник А.А.

Метою даного дослідження полягає в оцінці антропогенного навантаження на басейни подільських притоків Дністра шляхом виявлення тенденцій тимчасової зміни вказаних характеристик паводкового гідрографа.

Ключові слова : антропогенний вплив, гідрограф паводку, крива спаду, одиничний гідрограф, коефіцієнт витрати, гідро пости.

Влияние антропогенной перетворености бассейнов подольских притоков Днестра на кривую спада паводка

Явкин В.Г., Мельник А.А.

Цель данного исследования заключается в оценке антропогенной нагрузки на бассейны подольских притоков Днестра путем выявления тенденций временного изменения определенных характеристик паводкового гидрографа.

Ключевые слова: антропогенное влияние, гидрограф паводка, коэффициент расхода, гидросты.

Influence of anthropogenic peretvorenosti pools Podolsk tributaries of the Dniester on flood recession curve

Yavkin V.G., .Melnik A.A.

The purpose of this study was to assess the anthropogenic impact on the tributaries of the Dniester River basins Podilskiy by identifying trends temporarily change certain characteristics of the flood hydrograph.

Keywords: anthropogenic impact, the flood hydrograph, the discharge coefficient, gauging.

Надійшла до редколегії 15.01.10

Гребінь В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

СУЧАСНІ ЗМІНИ ОКРЕМИХ ХАРАКТЕРИСТИК ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ НА РІЧКАХ УКРАЇНИ

Ключові слова: *зміни клімату, паводки теплового періоду, характеристики*

Постановка проблеми. Оцінка характеристик дощових паводків має велике наукове та практичне значення. В науковому відношенні паводки визначають загальні риси режиму стоку річок даного регіону, особливо гірських. Визначення максимальних витрат води паводків є необхідним для розрахунку різних гідротехнічних споруд, зокрема: мостів, гребель, дамб та ін. Точне визначення величин максимальних витрат гарантує нормальну експлуатацію даних споруд [1].

Кліматичні зміни, що найбільш інтенсивно відбуваються на території України впродовж останніх двадцяти років, спричинили зміни гідрологічного режиму річок, зокрема, і характеристик дощових паводків. Особливо актуальним є аналіз цих змін для річок гірських регіонів України, оскільки характерною особливістю водного режиму останніх є проходження частих паводків як дощового, так і змішаного походження.

На жаль, дослідження сучасних змін гідрологічного режиму річок України під впливом кліматичних змін не отримали необхідного розвитку. Вони є досить розрізненими та безсистемними.

Аналіз попередніх досліджень. Перші закордонні публікації стосовно змін гідрологічного режиму водних об'єктів під впливом змін клімату з'явилися у 80-х роках минулого сторіччя. Звичайно, зміни клімату на території України вплинули на гідрологічний режим річок нашої держави. Ще у 1998 році А.І. Шерешевським та Л.К.Синицькою здійснена оцінка впливу можливих змін клімату на водність Дніпра. Оцінка можливих змін водних ресурсів України в умовах глобального потепління була виконана вченими Одеського державного екологічного університету. Зокрема, Н.С.Лободою розглянуто закономірності коливань річного стоку річок України при змінах клімату на початку ХХІ століття. Аналізу сучасних змін клімату та їх впливу на стік річок України присвячені дослідження В.І. Вишневського.

Впродовж останніх років значна увага щодо досліджень сучасних змін гідрологічного режиму річок України, обумовлених змінами клімату, приділяється вченими кафедри гідрології та гідроекології Київського національного університету імені Тараса Шевченка під керівництвом автора статті [2].

Методика досліджень. Вивчаючи сучасні закономірності водного режиму річок на фоні фази потепління, що відбувається, та оцінюючи ці зміни на перспективу, більшість дослідників роблять узагальнення для великих річкових басейнів, не враховуючи полізональність формування їх водного режиму. Але, саме природна зона є критерієм подібності умов формування стоку. На нашу думку, висвітлену у кількох попередніх публікаціях, зокрема [3], аналіз регіональних особливостей реакції гідрологічного режиму річок на сучасні кліматичні умови є можливим лише із застосуванням ландшафтно-гідрологічного методу досліджень. Ландшафтно-гідрологічний підхід передбачає перехід від розгляду басейну як єдиного індикативного об'єкту до басейну як сукупності різних типів ландшафтів, кожен з яких робить свій якісний і кількісний внесок у формування і трансформацію гідрологічних явищ і процесів.

У відповідності з поставленими завданнями виникають різні методи оцінки гідрологічних функцій ландшафту та ролі окремих ландшафтних показників. Звідси логічно виникає необхідність аналізу системи ландшафтно-гідрологічних показників та виявлення інформативних ознак у відповідності із поставленою метою для виділення ландшафтно-гідрологічних систем різного просторового рівня.

Структура та ієрархія таких систем була розроблена вченими Сибірського відділення Інституту географії РАН. Використовуючи даний підхід та існуючу схему фізико-географічного районування території України, нами був складений попередній перелік ландшафтно-гідрологічних систем регіонального рівня в межах України, наведений у роботі [4]. Виділено два рівні ландшафтно-гідрологічної диференціації – зональний та провінційний, що відображують найважливіші риси регіональної гідрологічної організації території країни.

Вузловим таксономічним рівнем ландшафтно-гідрологічного районування є *ландшафтно-гідрологічні провінції (ЛГП)*, розташовані на межі кліматообумовлених ландшафтно-гідрологічних систем. Для менших за площею одиниць районування кліматичні умови є слабо диференційованими і на провідне місце виходять азональні фактори стокоформування. Ландшафтно-гідрологічна провінція є системою регіональної розмірності, що відображує модифікацію зонального типу ландшафтно-гідрологічних закономірностей, визначених просторово-часовим поєднанням кліматичного фону (тепло- та вологозабезпеченості) і крупних орографічних елементів рельєфу або морфоструктурних утворень різного знаку.

Значно складнішою є задача вибору репрезентативних часових інтервалів досліджень. Важливо виділити початок періоду сучасних змін гідрологічного режиму, викликаних змінами клімату. Аналіз результатів досліджень свідчить про те, що додатні відхилення температури повітря від кліматичної норми в цілому для України почали проявлятися з 80-х років минулого століття. Але для окремих одиниць ландшафтно-гідрологічного районування межа цього переходу є іншою. Якщо у північних, західних та центральних областях України він відбувся наприкінці 70-х, на початку 80-х

років минулого століття, то у південних та східних областях – із запізненням на 5–10 років. Це, на нашу думку, обумовлено поступовою трансформацією синоптичних процесів над територією країни.

Дані попередніх досліджень [5] надають підставу виділити конкретний рік, від якого можна вести початок періоду сучасного потепління в межах України. Таким є 1989 рік, що завершив п'ятирічку з від'ємними відхиленнями середньої річної температури повітря в Україні від кліматичної норми (1984–1988 рр.), яка включала досить холодні 1985 та 1987 рр.

Починаючи з 1989 р. і до сьогодні тільки три роки - 1993, 1996 та 1997 рр. на території України характеризувались від'ємним відхиленням середньої річної температури повітря від кліматичної норми, яке не перевищувало 0,6 градуса. Важливим аргументом щодо вибору початку періоду сучасного потепління є те, що він чітко проявляється для всієї території країни.

Отже, вибір репрезентативних часових періодів досліджень (до 1988 рр. та 1989-2008 рр.) не є випадковим.

Виклад основного матеріалу. Фактори дощового стоку діляться на дві основні групи:

- фактори метеорологічні;
- фактори підстильної поверхні.

Із *метеорологічних* факторів головними є опади. Найбільше значення має площа поширення та загальний хід дощів, їх тривалість, сумарний шар опадів, їх середня та максимальна інтенсивність, повторюваність значних дощів. Фактори *підстильної поверхні* визначають інфільтрацію (втрати опадів, що випали) та швидкість добігання води по схилах і русловій мережі (час формування паводків).

В Україні найчастіше (60%) сильні дощі (кількість опадів 30 мм і більше за 12 годин і менше) випадають під час переміщення південних та південно-західних циклонів з Чорного моря і Середньодунайської низовини, а також внаслідок блокуючих синоптичних процесів, що є одним з головних факторів формування сильних опадів. Вони утворюються також під час переміщення холодних фронтів із заходу (15%) у глибоких улоговинах, де створюються умови для розвитку хвильового збурення. Рідше (10%) сильні опади спостерігаються під час активізації малорухомих фронтів у районі Чорноморської депресії і під час формування над територією України малорухомих циклонів (5%). Сильні опади випадають також (10%) при переміщенні циклонів з північного заходу та на стаціонарних фронтах [6].

В кінці XX і на початку XXI століття в помірних широтах Європи помічено зростання меридіональної і послаблення зональної циркуляції. На території України деформація циркуляційних процесів зумовила зміну районів формування циклонів, траєкторій їх переміщення та інтенсивності. По всій Україні спостерігається значне зменшення швидкості циклонів, особливо на півдні. Крім того, в останні два десятиліття циклони стали більш глибокими. Зміна районів формування, траєкторії переміщення,

швидкості та глибини циклонів призводить до певного перерозподілу кількості опадів по території, у тому числі збільшення ймовірності зливових опадів.

За даними українських кліматологів [6], впродовж останніх десятиліть відмічено зменшення амплітуди коливань річних та сезонних сум опадів. Але в межах місяця мінливість опадів є значною, що не зменшило існуючу ймовірність випадіння сильних дощів за окрему добу. Частота випадіння опадів 30 мм та більше за півдобу впродовж останніх десятиліть не змінилася, за винятком прибережних районів Чорного та Азовського морів та району Гірського Криму, де вона зросла. Це зумовлено певною активізацією в останні десятиліття південних циклонів з Чорного моря та Середньодунайської низовини.

У середньому за рік в Україні фіксується 50-60 випадків дощу з кількістю опадів 30 мм і більше за період 12 годин та менше. За кількістю сильних дощів переважають гірські регіони України, зокрема Гірський Крим (на нього припадає близько 30% випадків випадіння сильних дощів) та Українські Карпати (45%).

Дуже сильні дощі мають чітко виражений річний хід. На території всієї України найбільша їх повторюваність (60,8%) характерна для літнього сезону - табл.1. У літні місяці повітряні маси, які надходять з моря, більш насичені водяною парою і на цей період припадає максимум парціального тиску. Максимум сильних дощів припадає на червень (19,5%) та липень (24,2%), дещо менше – на серпень (17,1%). У вересні ймовірність випадіння сильних дощів зменшується (до 12,8%) через зниження температури повітря. Вцілому за теплий період року (травень-жовтень місяці) в Україні випадає майже 87% дуже сильних дощів.

Таблиця 1. Повторюваність (%) дуже сильних дощів (30 мм і більше за 12 год та менше) в окремі сезони та періоди

Ландшафтно-гідрологічна провінція	Сезон року				Період року	
	Весна III-V	Літо VI-VIII	Осінь IX-XI	Зима XII-II	Теплий V-X	Холодний XI-IV
Тисо-Латорицька	21,1	43,6	30,1	5,2	76,0	24,0
Прут-Дністровська	21,1	62,6	16,3	0,0	93,4	6,6
Гірсько-Кримська	6,4	51,8	28,4	13,4	77,0	23,0
Україна вцілому	12,8	60,8	21,2	5,2	86,4	13,6

У холодний період року, коли загальний вологовміст повітря незначний, такі дощі випадають, переважно, на південно-західних схилах Українських Карпат та у Кримських горах. Якщо вцілому по Україні за холодний період року дуже сильних дощів випадає 13,6% від річної кількості, то в межах Тисо-Латорицької та Гірсько-Кримської ЛГП, відповідно, 24,0 та 23,0%.

В таблиці 2 наведено дані про зміну місячних сум опадів в межах окремих ландшафтно-гідрологічних провінцій України протягом останніх двох десятиліть (1989-2008 рр.) по відношенню до попереднього періоду.

Таблиця 2. Відношення середніх місячних сум опадів сучасного (1989-2008 рр.) та попереднього (до 1989 р.) періодів спостережень в межах окремих одиниць ландшафтно-гідрологічного районування

Ландшафтно-гідрологічна провінція	місяці												Рік
	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
Прип'ятська	0,82	1,13	1,25	1,09	1,02	0,98	1,14	1,03	1,18	1,05	1,00	0,85	1,04
Деснянська	0,84	1,15	1,09	1,19	1,32	0,95	0,96	0,90	1,38	1,26	1,04	0,79	1,05
Бузько-Дністровська	0,80	1,00	1,05	1,04	0,98	1,02	1,04	0,97	1,20	1,06	1,04	0,78	1,00
Дністровсько-Дніпровська	0,75	0,97	1,04	1,02	0,92	1,08	0,96	1,10	1,47	1,09	0,99	0,82	1,02
Лівобережно-Дніпровська	0,83	1,03	1,24	1,13	1,19	1,17	0,92	0,88	1,49	1,31	1,02	0,72	1,05
Нижньобузько-Дніпровська	0,87	0,86	1,17	0,88	1,06	1,05	0,88	1,11	1,53	1,29	1,04	0,83	1,03
Дніпровсько-Сіверськодонецька	0,80	1,04	1,30	1,07	0,99	1,25	0,96	1,03	1,29	1,37	1,09	0,82	1,06
Причорноморсько-Приазовська	0,80	0,96	1,24	1,09	0,89	0,96	0,80	1,30	1,28	1,24	1,10	0,91	1,03
Прут-Дністровська	0,77	1,02	1,04	0,95	0,98	0,94	0,96	1,02	1,22	1,29	0,98	0,91	1,00
Тисо-Латорицька	0,81	1,13	0,93	1,12	0,93	0,73	0,93	0,86	1,38	1,44	1,05	0,92	0,99
Гірсько-Кримська	0,77	0,99	1,09	1,12	0,90	1,07	0,88	1,43	1,41	1,70	1,06	0,85	1,05
Рівнинна частина України	0,81	1,01	1,17	1,06	1,03	1,06	0,95	1,05	1,35	1,21	1,04	0,82	1,03
Українські Карпати	0,79	1,08	0,98	1,05	0,95	0,81	0,94	0,93	1,31	1,38	1,02	0,92	0,99
Гірський Крим	0,77	0,99	1,09	1,12	0,90	1,07	0,88	1,43	1,41	1,70	1,06	0,85	1,05

Аналіз таблиці свідчить про те, що при несуттєвих змінах річних сум опадів впродовж другого періоду (відхилення в межах окремих ЛГП становлять 0-5%) відбувся перерозподіл сезонних та місячних значень.

В межах *рівнинної частини* території України кількість опадів впродовж другого розрахункового періоду зросла в усі сезони (крім зимового), але найбільш суттєво – у перехідні – навесні та восени (відповідно, на 9 та 18%). Навесні найбільшим приростом кількості опадів відзначається березень місяць (в середньому, 17%; в межах лівобережних ландшафтно-гідрологічних провінцій – до 24–30%). Суттєве зростання кількості опадів осіннього сезону обумовлюють вересень та жовтень місяці (зростання, відповідно, на 35 та 21%). Більшим значенням відхилення впродовж обох сезонів характеризується лівобережна частина території України.

Суми опадів літнього сезону змінилися несуттєво (в цілому для рівнинної частини України на 1%). Прослідковується тенденція збільшення відхилення у напрямку з півночі та північного заходу на південь та південний схід. Зимовий сезон характеризується суттєвим (до 12%) зменшенням кількості опадів, особливо значним впродовж грудня-січня місяців. В межах окремих провінцій суми опадів за вказані місяці зменшилися на 25–28%.

Ці зміни є однією з причин зменшення величини вологозапасів впродовж зимового сезону та, відповідно, зменшення об'єму весняного водопілля на річках України в останні десятиліття. Звертає на себе увагу зростання сум опадів саме тих місяців року, для яких ці суми були найменшими (за багаторічний період). Це підтверджує висновки кліматологів про зменшення варіювання річних та місячних полів опадів в межах України.

Гірські регіони України характеризуються певними відмінностями у змінах сезонних та місячних сум опадів впродовж останніх двох десятиліть. Якщо осінній та зимовий сезони і в Українських Карпатах, і в Гірському Криму характеризується спільною тенденцією щодо змін кількості опадів: зменшенням кількості опадів (аналогічно рівнинній території України) взимку та зростанням восени, то зміни впродовж інших сезонів суттєво відрізняються. Протилежний характер цих змін особливо проявляється протягом літнього сезону року – при зменшенні суми опадів даного сезону в межах Українських Карпат на 9% впродовж 1989-2008 рр., відбулося зростання відповідної величини для Гірсько-Кримської ЛГП на 13%. Незначне зростання кількості опадів в межах останньої провінції (на 4%) зафіксоване і навесні.

Звичайно, зазначені зміни внутрішньорічного розподілу атмосферних опадів не можуть не позначитися на характеристиках паводків теплового періоду року, як фази гідрологічного режиму, властивої всім, без винятку, річкам України.

Випадіння значних опадів у поєднанні із сприятливими орографічними умовами обумовлює те, що Українські Карпати є найбільш паводконебезпечним регіоном країни. Ефективні опади (ті, що утворюють

стік) випадають у Закарпатті до 25 разів на рік, у Передкарпатті - 15-20 разів на рік. Характерними для цієї території є дуже різкі коливання інтенсивності дощів за короткі відрізки часу. Максимальна зареєстрована інтенсивність злив у Карпатах становить 9,5 мм/хв. Тут широко поширені зливові дощі тривалістю до 3 годин і більше, але з перервами. Площі зрошення при таких дощах досягають десятків тисяч квадратних кілометрів. Площі зрошення окремими зливами є значно меншими і становлять сотні квадратних кілометрів. Окрім звичайних серійних злив та інтенсивних дощів, для Українських Карпат є характерними зливи, що чергуються із тривалими обложними дощами, які зрошують значні площі.

Паводковий режим є, також, характерною особливістю річок Гірського Криму. Після випадіння злизових опадів місцеві річки перетворюються на бурхливі потоки з витратами води, що у багато разів перевищують середньорічні значення. Формування найбільших паводків на річках гірської частини Криму відбувається переважно за рахунок рідких опадів, часто нетривалих, але досить інтенсивних. Літньо-осінні максимуми формуються за рахунок злизових опадів і спостерігаються найчастіше в період з травня по серпень. Максимальні річні витрати спостерігаються, найчастіше, у зимово-весняний (холодний) період, але найбільші з них (в більшості випадків) припадають на літньо-осінній час. Абсолютна величина максимальних витрат на виході з гір у передгір'я часто зменшується, що пояснюється природньою трансформацією на безприточних ділянках та втратами води у карстових породах.

В межах рівнинної частини території України найбільш сприятливі умови для формування дощових паводків відмічаються на правих притоках р. Прип'ять в межах Волинської та Подільської височин внаслідок поєднання кліматичних та орографічних умов. Ефективні опади випадають в межах Волинської і Подільської височин та в Поліссі 15-20 разів на рік.

Відносно сприятливі умови для утворення дощових паводків спостерігаються у басейні Західного Бугу, верхів'ях Південного Бугу та в басейнах верхніх лівих приток Дністра, де вони щорічно формуються на річках.

У середній частині басейну Південного Бугу і на лівих притоках середньої частини басейну Дністра умови формування дощового стоку є менш сприятливими. В окремі роки величини дощового стоку суттєво відрізняються.

В басейнах правих і лівих приток Дніпра в межах лісостепової зони на умови формування дощового стоку впливає нестійкий режим зволоження території опадами.

Східна частина України також розташована в зоні розвинутої злизової діяльності. Тут щорічно, у тій чи іншій частині, спостерігається одноразове короткочасне випадіння великої кількості злизових опадів (100 мм та більше за дощ), що формують паводки на річках та тимчасових водотоках. Особо виділяються Приазовська височина та Донецький кряж, де найчастіше випадають зливові опади. Тому характерними для території є дуже різкі

коливання інтенсивності дощів за короткі проміжки часу. Максимальна інтенсивність злив досягає 7,0 мм/хв.

Практично по всій рівнинній частині території України максимальні витрати води дощових паводків менші, ніж максимальні витрати води весняного водопілля. Лише на малих водотоках (при площах водозбору до 50-150 км²) максимальні витрати дощових паводків перевищують витрати від талих вод. В межах басейнів рр. Західного Бугу, Прип'яті, річок Причорномор'я дощові витрати води можуть перевищувати снігові при площах водозборів порядку 1000-1500 км². Максимальні витрати води дощових паводків перевищують витрати талих вод на річках басейну Сіверського Дінця при площах водозборів до 350-400 км² і лише в межах Донецького кряжа біля 500-600 км². У Приазов'ї – при площах водозборів до 3500-4000 км² [7].

У Прикарпатті, на правих притоках Дністра та в басейні Прута максимальні дощові витрати перевищують максимальні витрати від талих вод незалежно від площі водозбору. В басейні Тиси (Закарпаття) максимальні витрати спостерігаються при сніготаненні з одночасним випадінням дощів в холодний період року (паводки змішаного походження).

Кліматичні зміни, що відбуваються впродовж останніх десятиліть, суттєво вплинули на характеристики дощових паводків річок України. Передусім, це стосується термінів проходження паводків та величини їх максимуму. В табл.3 наведений сезонний розподіл максимумів паводків теплої періоду року (у відсотках) за два виділених характерних періоди в межах окремих ландшафтно-гідрологічних провінцій України.

Таблиця 3. Сезонний розподіл (%) дощових максимумів за два характерні періоди

Ландшафтно-гідрологічна провінція	Сезон		
	весна	літо	осінь
Прип'ятська	36/41	46/46	18/13
Деснянська	19/56	49/10	32/34
Бузько-Дністровська	30/33	50/44	20/23
Дністровсько-Дніпровська	27/20	60/63	13/17
Лівобережно-Дніпровська	24/34	45/41	31/25
Нижньобузько-Дніпровська	20/32	63/43	17/25
Дніпровсько-Сіверськодонецька	30/45	55/39	15/16
Причорноморсько-Приазовська	34/45	57/43	9/12
Рівнинна частина України	28/38	53/41	19/21
Прут-Дністровська	24/15	61/63	15/22
Тисо-Латорицька	25/18	48/40	27/42
Українські Карпати	24/16	55/52	21/32
Гірсько-Кримська	43/31	37/45	20/24

Аналіз отриманих результатів свідчить про те, що впродовж останніх двадцяти років практично по всій рівнинній території України відбулося зміщення літніх дощових максимумів на більш ранні терміни. Найбільш суттєвими є дані зміни у лівобережній частині території України, де

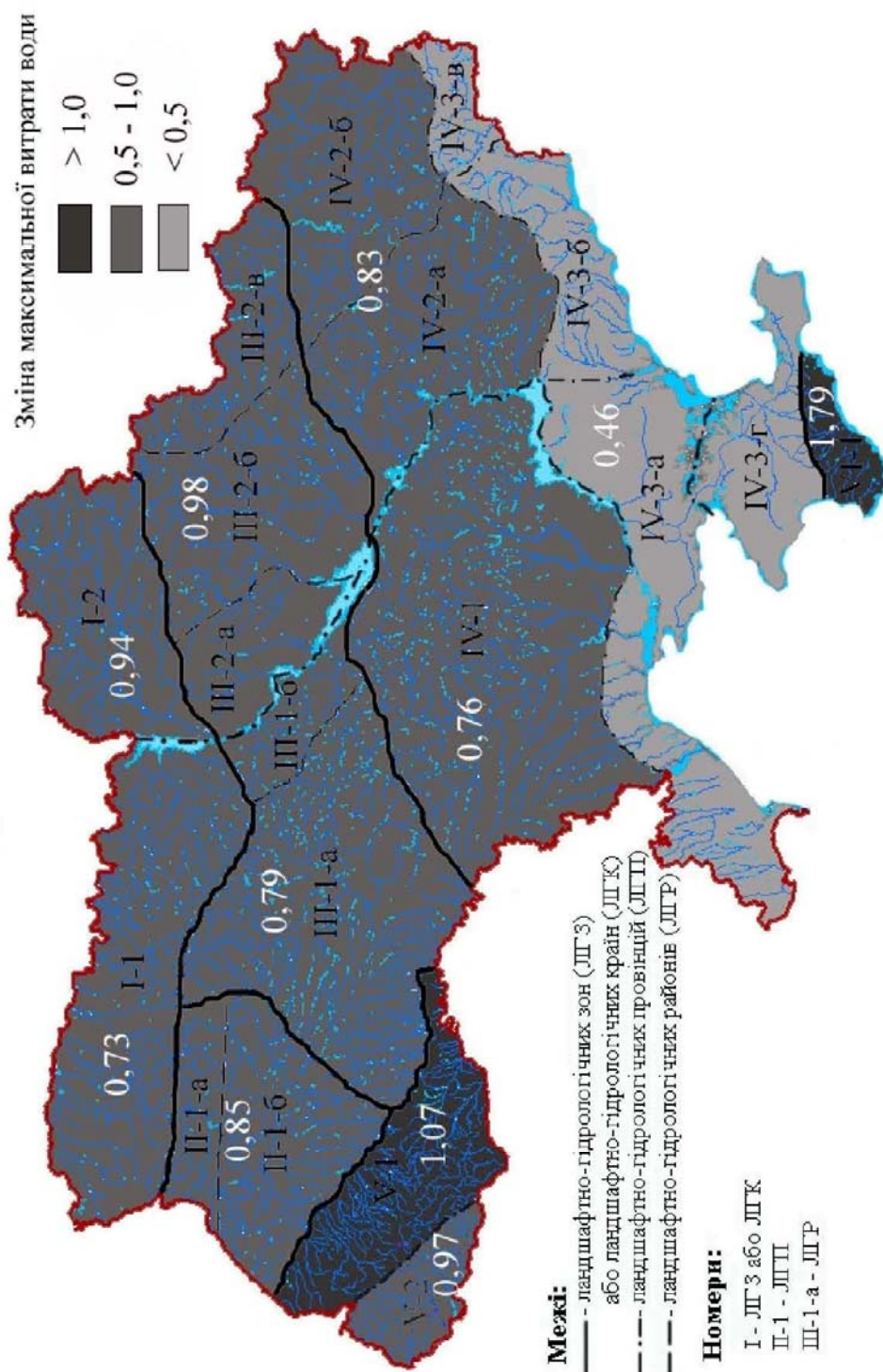


Рис. 1. Величина максимальних витрат літніх дощових наводів в межах окремих ЛГП за період 1989-2008 рр. по відношенню до попереднього періоду

впродовж останніх двох десятиліть на квітень-травень місяці припадає 45% річних максимумів дощового походження (приріст порівняно із попереднім періодом на 21%). В цілому по рівнинній частині України частка літнього сезону скоротилася на 12%. Якщо до 1989 р. вона становила 53% (коливаючись в межах окремих провінцій від 45 до 63%), то тепер становить 41% (з амплітудою коливань від 10 до 63%). Частка осіннього періоду залишилась практично незмінною (+2%). Незважаючи на те, що частка літнього сезону скоротилася, вона залишається найбільшою.

Дещо інші тенденції спостерігаються впродовж останніх десятиліть в межах Українських Карпат. В цілому для цієї ландшафтно-гідрологічної країни спостерігається перерозподіл часток весняного та осіннього періодів. Частка першого за останні двадцять років скоротилася на 8% при одночасному зростанні частки осіннього сезону на 11%. І якщо у Прикарпатті (Прут-Дністровська ЛГП) частка літнього періоду не зменшилась і залишається найбільшою (63%), то в межах Закарпаття (Тисо-Латорицька ЛГП) вона зменшилась до 40%, поступаючись осінньому сезону (42%).

Активізація синоптичних процесів над Чорним морем в літній період року впродовж останніх десятиліть, згадана нами вище, сприяла зміщенню максимальної частки паводків теплого періоду року з весняного на літній сезон. Частка першого в межах Гірсько-Кримської ЛГП скоротилася на 12%, другого – зросла на 8%.

Окрім термінів проходження, суттєвих змін зазнали, власне, самі величини максимальних витрат води паводків теплого періоду року. В середньому, для рівнинної частини України, величина їх зменшення впродовж останніх двадцяти років становить 20%. Це значно менше, ніж величина зменшення весняних максимумів за той же період, яка становила 57%. Просторовий розподіл змін величини дощових максимумів характеризується зростанням цієї величини з півночі (6% - Деснянська ЛГП) на південь (54% - Причорноморсько-Приазовська ЛГП) – рис.1.

Гірські регіони України характеризуються дещо іншою тенденцією щодо змін максимумів теплого періоду року. Якщо в межах південно-західного макросхилу Українських Карпат (Тисо-Латорицька ЛГП) впродовж останніх двадцяти років відмічається тенденція до незначного зменшення дощових максимумів (на 3%), то на протилежному – північно-східному макросхилі (Прут-Дністровська ЛГП) спостерігається зворотня ситуація. Величина максимумів теплого періоду року зросла тут (у порівнянні з попереднім періодом) на 7%. Ще більш суттєві зміни відбулися в межах Гірсько-Кримської ЛГП, де зазначена характеристика зросла на 79%. Головну роль в цьому зростанні відіграють атмосферні опади, кількість яких в межах згаданих провінцій суттєво зросла (табл. 2).

Вище було зазначено, що практично по всій рівнинній частині території України максимальні витрати дощових паводків менші, ніж максимальні витрати весняного водопілля. Виключенням є малі водотоки з площами водозборів до 1000-1500 км². Було досліджено співвідношення між

максимумами холодного і теплого періодів року за два характерні періоди в межах окремих ландшафтно-гідрологічних провінцій – табл.4. Дослідження проводились для середніх річок, що найбільш повно відображують зональні умови формування стоку.

Таблиця 4. Співвідношення максимумів холодного і теплого періодів року за два характерні періоди

Ландшафтно-гідрологічна провінція	До 1989 р.	1989-2008 рр.
Прип'ятська	2,60	1,88
Деснянська	7,32	3,04
Бузько-Дністровська	2,25	1,42
Дністровсько-Дніпровська	2,54	1,38
Лівобережно-Дніпровська	10,6	3,86
Нижньобузько-Дніпровська	5,32	2,80
Дніпровсько-Сіверськодонецька	8,18	5,02
Причорноморсько-Приазовська	4,56	3,35
Рівнинна частина України	5,42	2,84
Прут-Дністровська	0,37	0,39
Тисо-Латорицька	1,33	1,07
Гірсько-Кримська	0,79	0,65

Аналіз таблиці свідчить про те, що, незважаючи на суттєві зміни складових водного балансу та відповідних змін гідрологічного режиму річок України впродовж останніх двох десятиліть, співвідношення між обома максимумами на протилежне не змінилося. І протягом першого розрахункового періоду, і впродовж останніх двадцяти років, відношення лишається (для більшості ЛГП) на користь максимумів холодного періоду року. Виключенням є дві гірські провінції: Прут-Дністровська та Гірсько-Кримська, де найбільшими є максимуми теплого періоду року. В межах останньої провінції воно, навіть, збільшилось внаслідок дії факторів, зазначених вище. В межах рівнинної частини території країни відмічається тенденція до зменшення величини співвідношення, що пояснюється вирівнюванням внутрішньорічного розподілу стоку та відповідним зменшенням амплітуди коливань витрат води. На фоні одночасного зменшення максимумів як холодного, так і теплого періодів року, зміни перших є більш суттєвими. Особливо яскраво це проявляється у лівобережній частині території України в межах Деснянської, Лівобережно-Дніпровської та Дніпровсько-Сіверськодонецької провінцій.

Висновки. Кліматичні зміни, що найбільш інтенсивно відбуваються на території України впродовж останніх двадцяти років, спричинили зміни багатьох характеристик гідрологічного режиму річок, зокрема, і характеристик дощових паводків. Особливо актуальним є аналіз цих змін для річок гірських регіонів України, оскільки характерною особливістю водного режиму останніх є проходження частих паводків як дощового, так і змішаного походження.

Впродовж останніх двадцяти років практично по всій рівнинній території України відбулося зміщення літніх дощових максимумів на більш ранні терміни, особливо у лівобережній частині території України.

Окрім термінів проходження, суттєвих змін зазнали величини максимальних витрат паводків теплового періоду року. В середньому, для рівнинної частини України, величина їх зменшення впродовж останніх двадцяти років становить 20%. Це значно менше, ніж величина зменшення весняних максимумів за той же період, яка становила 57%. Гірські регіони України характеризуються тенденцією щодо зростання максимумів теплового періоду року, особливо Гірський Крим. Головну роль в цьому зростанні відіграють атмосферні опади, кількість яких в межах згаданих регіонів суттєво зросла.

Незважаючи на зміни складових водного балансу та відповідних змін гідрологічного режиму річок України впродовж останніх двох десятиліть, співвідношення між максимумами холодного і теплового періодів року на протилежне не змінилося. І протягом першого розрахункового періоду, і впродовж останніх двадцяти років, відношення лишається (для більшості ЛГП) на користь максимумів холодного періоду року. Виключенням є дві гірські провінції: Прут-Дністровська та Гірсько-Кримська, де відношення є оберненим.

Список літератури

1. *Владимиров А.М.* Гидрологические расчеты / А.М.Владимиров. – Л. : Гидрометеиздат, 1990. – 366 с.; 2. *Гребінь В.В.* Оцінка сучасних змін стоку річок басейну Дніпра (в межах України) / В.В.Гребінь // Метеорологія, кліматологія та гідрологія.- 2008. - Вип.50, ч. II. - С. 108-113; 3. *Гребінь В.В.* Ландшафтно-гідрологічний аналіз та його застосування для досліджень території України / В.В.Гребінь // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т.14. – С. 46-55; 4. *Гребінь В.В.* Пропозиції щодо схеми ландшафтно-гідрологічного районування території України / В.В.Гребінь // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2009. – Т.17. – С. 26-39; 5. *Струтинська В.М.* Термічний та льодовий режим річок басейну Дніпра з другої половини ХХ століття / В.Струтинська, В.Гребінь - К.: Ніка-Центр, 2010. – 196 с.; 6. Стихійні метеорологічні явища на території України за останнє двадцятиріччя (1986-2005 рр.) / За ред. В.М. Ліпінського, В.І. Осадчого, В.М. Бабіченко. – К. : Ніка-Центр, 2006. – 312 с.; 7. Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б.И.Стрельца. – К. : Урожай, 1987. – 304 с.

Сучасні зміни окремих характеристик дощових паводків на річках України

Гребень В.В.

На основі ландшафтно-гідрологічного методу досліджень проведено аналіз змін умов формування і окремих характеристик дощових паводків на річках України. Визначені зміни строків проходження паводків, величини їх максимальних витрат протягом двох останніх десятиліть.

Ключові слова: *зміни клімату, паводки теплового періоду, характеристики.*

Современные изменения отдельных характеристик дождевых паводков на реках Украины

Гребень В.В.

На основе ландшафтно-гидрологического метода исследований проведен анализ изменений условий формирования и отдельных характеристик дождевых паводков на реках Украины. Определены изменения сроков прохождения паводков, величины их максимальных расходов в течении последних двух десятилетий.

Ключевые слова: *изменения климата, паводки теплового периода, характеристики.*

Modern changes of particular characteristics of floods resulting from rain at rivers in Ukraine

Grebin' V.V.

Based on the landscape-hydrological methodic of research the analysis of changes of forming conditions and particular characteristics of floods resulting from rain at rivers in Ukraine is done. Changes of terms of flood appearance as well as its maximum discharges during last two decades are determined.

Keywords: *climate change, warm period floods, characteristics.*

Надійшла до редколегії 25.01.10

УДК 556.53 + 556.536 + 556.537

Настюк М. Г.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

ВПЛИВ РУСЛОВИХ ДЕФОРМАЦІЙ НА МОРФОМЕТРИЧНІ ТА ГІДРАВЛІЧНІ ХАРАКТЕРИСТИКИ РУСЛА Р. ПРУТ В М. ЧЕРНІВЦІ ЗА ПЕРІОД 1969 - 2009 рр.

Ключові слова: *річка, гідравлічні та морфометричні показники, поперечний профіль, крива витрат води*

Постановка проблеми. Паводки в Карпатах спостерігаються протягом всього року. Видатні з них мають катастрофічний характер: затоплюють значні території сільськогосподарських угідь, руйнують будинки, промислові підприємства, дороги та залізниці, мости, лінії електрозв'язку.

Негативні наслідки паводків в руслах річок посилюються при розвитку руслових деформацій після виконання берегоукріплюючих заходів; при горизонтальних та вертикальних деформаціях русла, які викликані забором піщано-гравійної суміші із заплав та русел річок, особливо якщо це відбувається необґрунтовано, без урахування умов розвитку та динаміки проходження паводкових хвиль.

Провівши аналіз багаторічних спостережень Гідрометеослужби, можна стверджувати, що паводки на р. Прут формуються щороку, дуже високі паводки з катастрофічними наслідками – один раз на 10–20 років [2].

Проектування та будівництво гідротехнічних, протипаводкових берегозахисних споруд автодорожніх шляхів сполучення вимагає визначення максимальної витрати води, гідравлічних та морфометричних характеристик потоку.

Проте більшість паводків, що пройшли, не освітлено вимірами витрат води, так як під час їх проходження були зруйновані гідрометеорологічні споруди та пристрої. В зв'язку з цим велику роль у визначенні максимальних паводкових витрат води набувають спеціалізовані морфометричні дослідження по мітках рівнів високих вод (РВВ) паводків.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

Аналіз попередніх досліджень. Дослідженню впливу руслових процесів на умови проходження паводку у липня 2008 року на р. Прут не приділялася значна увага. Автором статті проаналізовано сучасні наукові праці по дослідженню русел річок та заплав даного регіону [10], а також паводкового стоку річок Українських Карпат, визначенню основних параметрів та умов формування паводків, методичні рекомендації до визначення максимальних витрат води [2, 9]. Також було проведено аналіз досліджень Costa J.E., Jarrett R.D., що присвячені проблемам оцінки надзвичайних повеней [11]. При дослідженні значна увага зверталася на розроблені підсистеми короткотермінового прогнозування стоку на річках у басейнах Пруту, Сірету Сусідко М.М., Лук'янець О.І.

Постановка завдання. Основним завданням дослідження є розрахунок максимальної витрати води, гідравлічних та морфометричних показників на р.Прут – м.Чернівці 26 липня 2008 року, для порівняння із попередніми значеннями цих показників.

Виклад результатів дослідження. Розрахунок максимальної витрати проводився на основі рекомендацій УкрНДГМІ “Визначення максимальних витрат води річок Карпат по міткам рівня високих вод” [8]. Основними методами були натурні спостереження протягом 2006–2009 рр., а також статистична обробка даних багаторічних спостережень Гідрометеослужби України та результатів розрахунків.

Для розрахунку максимальної витрати води було взято гідроствор №7 1490 м нижче гідрологічного поста (ГП), оскільки в цьому створі проводиться вимірювання витрат води і це найбільш віддалений створ від мостових переходів в районі м. Чернівці. Дана ділянка характеризується прямолінійним, врізаним руслом із паралельною течією на заплаві та руслі річки. Для визначення площі живого перерізу та інших морфометричних, гідравлічних показників використано профіль 27.07.2009 року (рис.1).

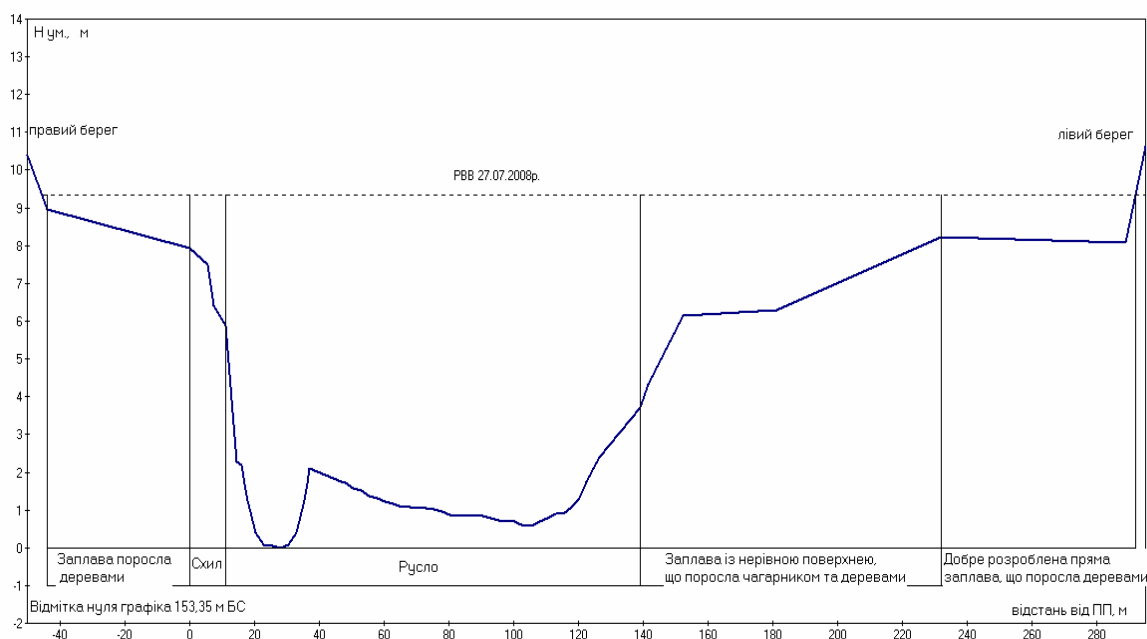


Рис. 1. Поперечний профіль р. Прут - м. Чернівці (гідроствор №7, 1,49 км нижче ГП), нівелювання та проміри 27.07.2009 року

Вимірювання похилів водної поверхні проводилося за мітками рівня високих вод. Оскільки рівень води на основному гідрологічному посту м. Чернівці є підпірним (пост розташований 10 м нижче нового автодорожнього моста та у створі старого румунського моста, що спричиняє підпір від мостових опор на 0,4 м (рис. 2)), для визначення похилу вільної водної поверхні при рівні високих вод було взято мітки РВВ 60 м нижче ГП Чернівці із значенням 164,46 м БС та мітки РВВ у гідростворі №7 із значенням 162,70 м БС.

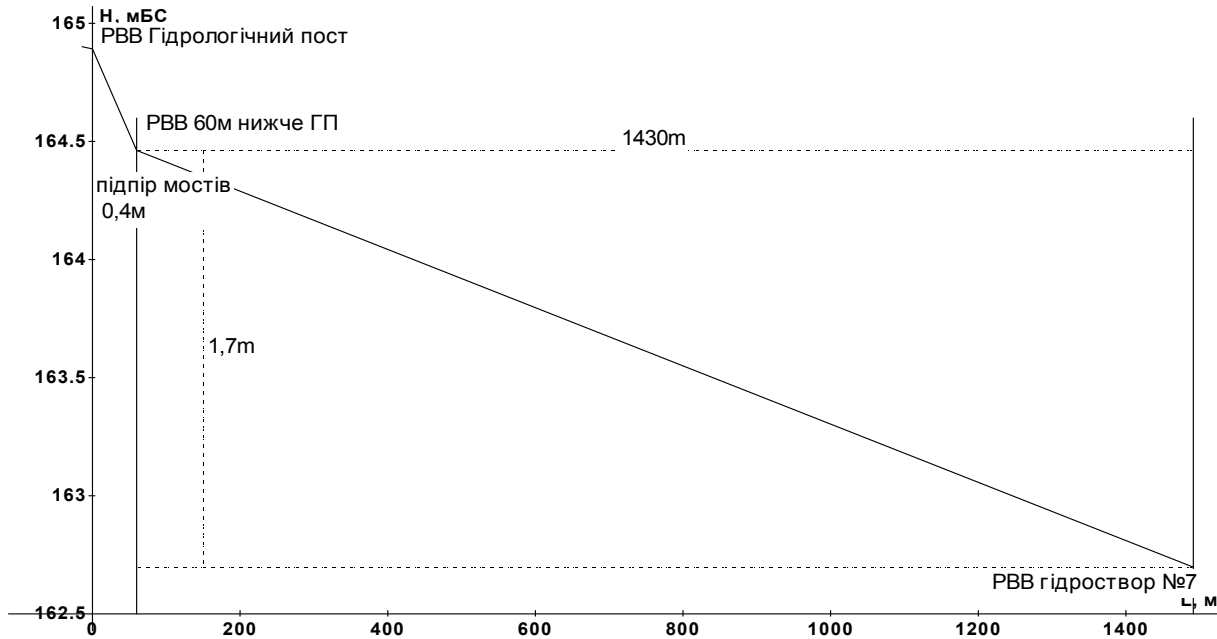


Рис. 2. Схема похилу вільної водної поверхні 26.07.2008 року, р. Прут – м. Чернівці

При розрахунку максимальної витрати води використано формулу Шезі – Павловського:

$$Q = \omega \cdot v = \omega \cdot \frac{1}{n} \cdot h_{cp}^x \cdot \sqrt{h_{cp} \cdot I} \quad (1)$$

де ω - площа живого перерізу, m^2 ; v - середня швидкість потоку, m/s ; n - коефіцієнт шорсткості за шкалою М.Ф. Срібного; h_{cp} - середня глибина живого перерізу, m ; x - показник ступеня при середній глибині, який визначається в залежності від коефіцієнта шорсткості; I - середній похил лінії вільної водної поверхні водотоку при рівні високих вод.

Визначення зворотних коефіцієнтів шорсткості $\frac{1}{n}$ для русла р. Прут гідроствор №7 проводилося зворотними розрахунками $\frac{1}{n} = \frac{v}{h^{2/3} \cdot I^{1/2}}$ [1] та

$C = \frac{v}{\sqrt{h_{cp} \cdot I}}$ при вимірюванні витрат води. [7] Враховуючи наявність

перемінного додаткового гідравлічного опору при рівнях води в межах 75 – 105 см над нулем поста деякі значення коефіцієнтів шорсткості не мають стабільності (табл.1, рис.3). На цьому рисунку зворотні коефіцієнти шорсткості в період підвищеного стоку знаходяться в межах від 35-38.

Оскільки постійного значення коефіцієнти шорсткості набувають, починаючи з певної глибини, яку можна назвати глибиною вирівнювання і вона більше на 1–2 м більше середніх меженних глибин [8].

Таблиця 1. Гідравлічні та морфометричні показники
р. Прут - м. Чернівці, гідроствор №7

Характерна ділянка	Площа поперечного перерізу (F, м ²)	Ширина річки (B, м)	Середня глибина Н _{ср} , м	Похил (I)	1/n	χ	Середня швидкість, (V _{ср} , м/с)	Витрата води, (Q, м ³ /с)
Права заплава поросла деревами (сад)	40,2	46	0,87	0,0011	12,5	0,33	0,37	14,9
Права заплава поросла деревами (схил)	26,3	11,3	2,33	0,0011	15,0	0,33	1,00	26,3
Русло	1012	127,8	7,92	0,0011	38,0	0,17	5,03	5090
Заплава із нерівною поверхнею, що поросла чагарником та деревами	253	92,8	2,74	0,0011	15,0	0,31	1,13	286
Пряма заплава, що поросла деревами	69,7	60,1	1,16	0,0011	15,0	0,33	0,56	39,0
Всього (паводкового потоку):	1401	338	4,14	0,0011			3,89	(5456)

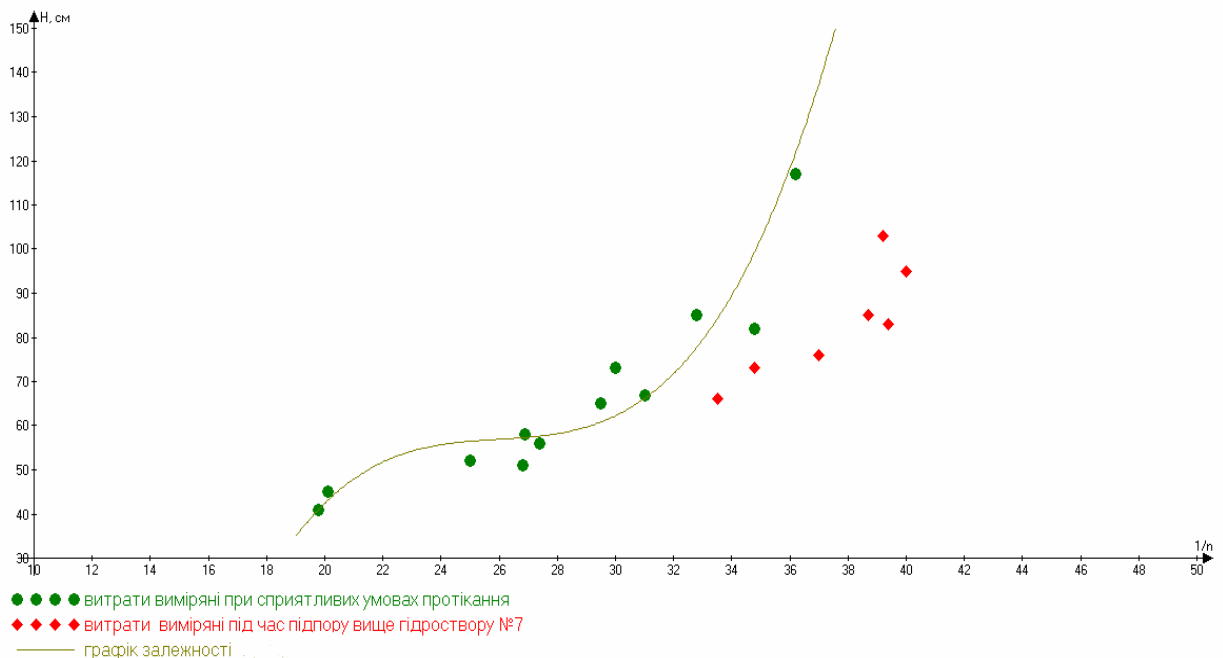


Рис. 3. Графік залежності $\frac{1}{n} = f(H)$ р. Прут – м. Чернівці, гідроствор №7

На наступному етапі дослідження для визначення коефіцієнтів шорсткості, враховуючи погані умови при вимірюванні витрат (додатковий гідравлічний опір при рівнях води в межах 75–105 см над нулем поста (рис.3) і наявність мертвого простору, а також руслові роботи, що

проводилися на р. Прут в межах м. Чернівці в 2009 р.), було вирішено перевірити отримані їх значення, скориставшись шкалою шорсткості русел за І.Ф.Карасьовим, та значеннями коефіцієнта Шезі по формулі Г.В.Железнякова [5] та шкалою М.Ф.Срібного [9], а також попередніми дослідженнями П.М.Лютіка [4]. Після аналізу коефіцієнта шорсткості русла під час вимірювання витрат води, а також цього коефіцієнту взятого із шкали шорсткості І.Ф.Карасьова та М.Ф.Срібного, прийнято зворотній коефіцієнт шорсткості русла 38. Коефіцієнти шорсткості для русла і заплав відповідають рекомендаціям УкрНДГМІ [9].

Під час дослідження було проведено порівняння морфометричних, гідравлічних показників паводків 1969 та 2008 років, що дало змогу проаналізувати процеси які відбуваються в руслі р. Прут (табл. 2).

Таблиця 2. Деякі гідравлічні та морфометричні показники паводкових потоків 1969 та 2008 років

Дата	Рівень води, м БС водпост	Рівень води, м БС гідроствор №7	Витрата води (Q, м ³ /с)	Площа поперечного перерізу (F, м ²)	Середня швидкість (V _{ср} , м/с)	Середня глибина (H _{ср} , м)
09.06.1969.	166,27	163,90	(5200)	2876	1,81	1,64
26.07.2008.	164,89	162,70	(5456)	1401	3,89	4,14

Після паводків 1969, 1970, 1974 років на річці Прут відбулося будівництво берегозахисних споруд, при якому використовувався русловий алювій. Це, а також неконтрольований забір руслового алювію на річках басейну Пруту, призвело до врізання русла та звуження паводкового потоку. Порівняння поперечних перерізів гідроствору №7, аналіз технічної документації, журналів нівелювання КГ-64 по р. Прут – м. Чернівці, гідроствор №7, доводить припущення про врізання русла р. Прут за останні 40 років на 2,5 м (рис. 4).

Провівши аналіз морфометричних показників при максимальних рівнях паводків 1969 та 2008 років можна дійти висновку, що зміни русла та заплави р.Прут призвели до збільшення гідравлічного радіусу паводкового потоку (рис. 5).

Внаслідок цих процесів русло річки Прут в межах м. Чернівці перетворилося на врізане, каналізоване. На рис.6. помітно, що за останні 50 років відбулися суттєві зміни, що призвели до зростання швидкостей течії. Русловий потік отримав більшу руйнівну силу, що може призвести до руйнування гідротехнічних, берегоукріплюючих споруд.

Після проведення аналізу книжок вимірювання витрат води КГ-3М та обрахунку максимальної витрати можна запропонувати нову теоретичну криву $Q = f(H)$, для р.Прут – м.Чернівці.

Нижня частина теоретичної кривої проведена на основі вимірюваних витрат води із 01.01.2009 по 01.09.2009 року в період чистого русла, до проведення руслових робіт в районі гідропоста, а верхня частина проведена на максимальну, розраховану витрату води 5450 м³/с (рис.7).

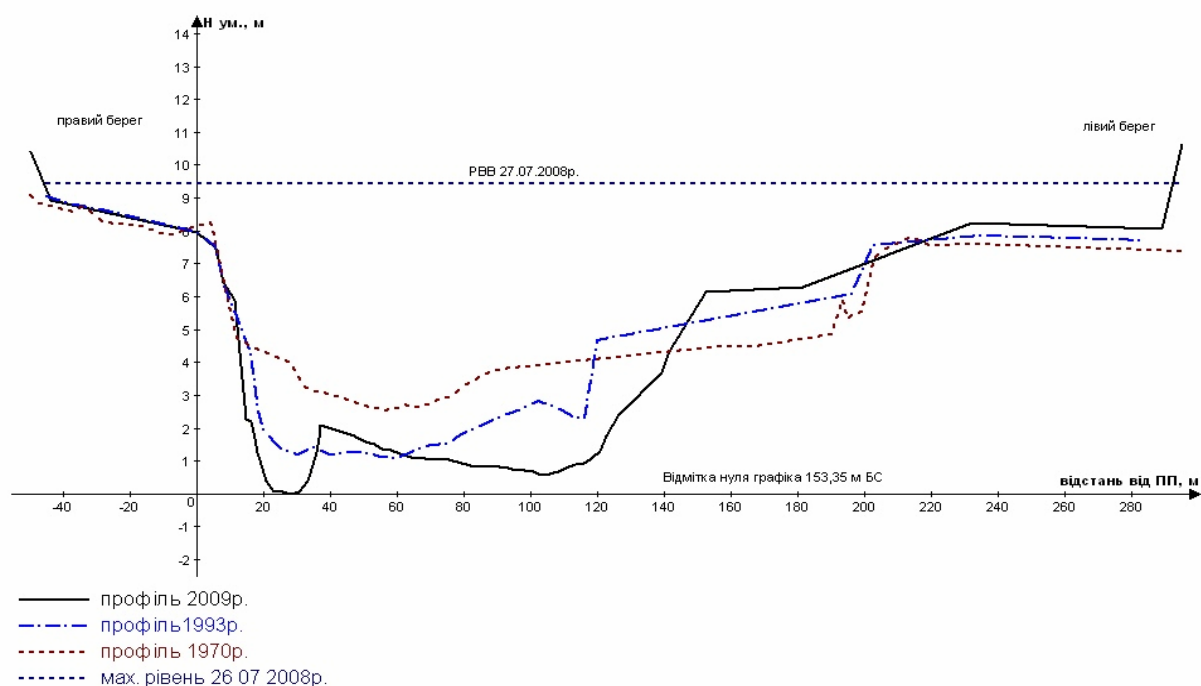


Рис. 4. Суміщені профілі р. Прут – м. Чернівці, гідроствор №7

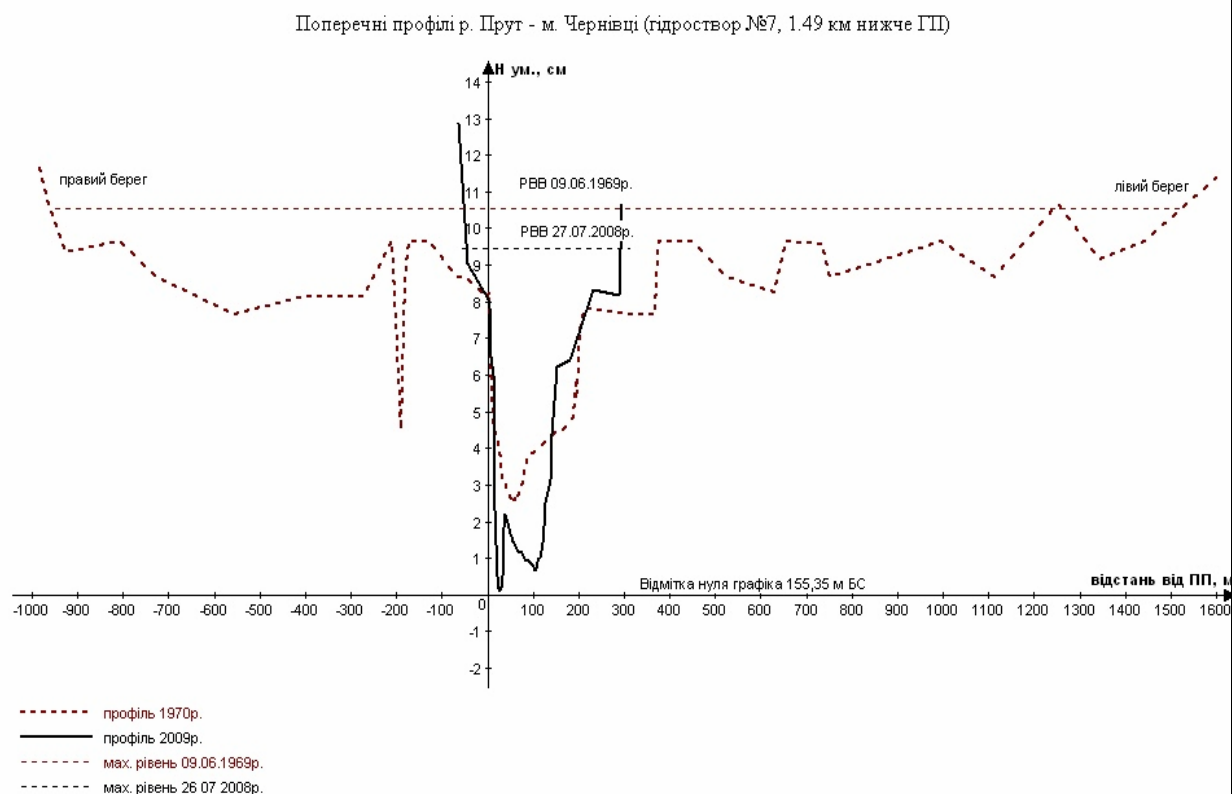


Рис. 5. Поперечні перерізи паводкових потоків 1969 та 2008 рр., гідроствор №7

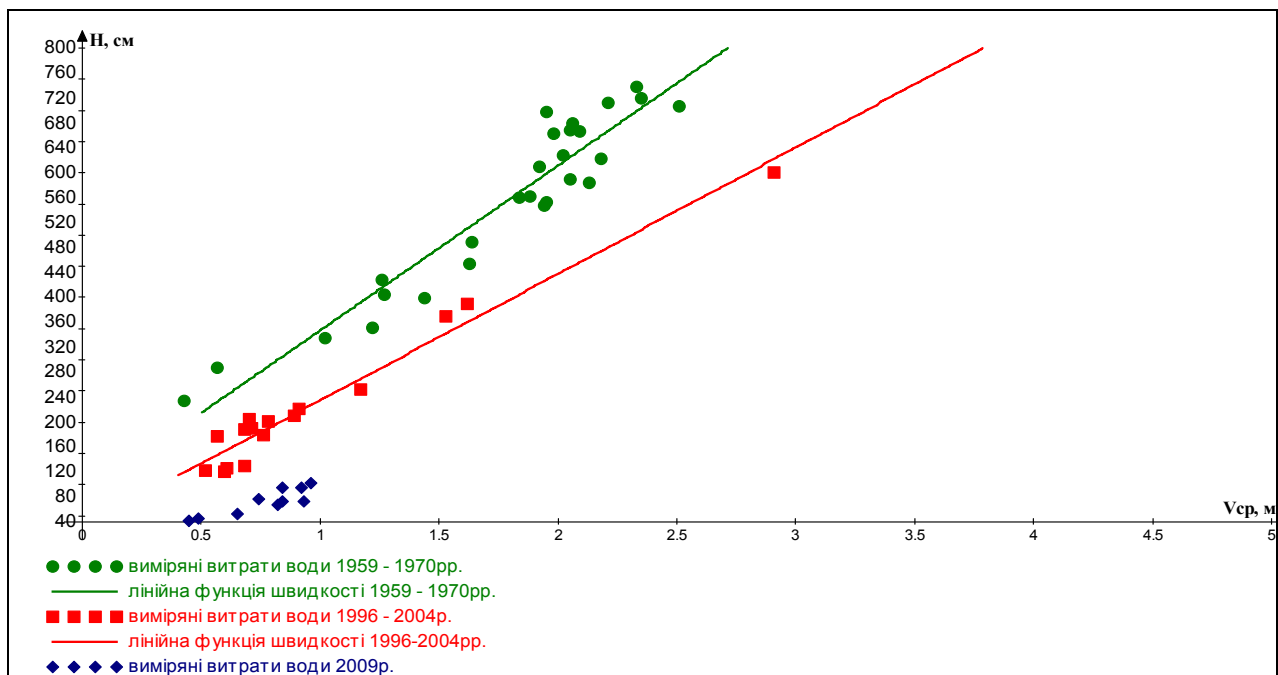


Рис.6. Лінійні функції залежностей $V_{cp}=f(H)$, р.Прут – м. Чернівці, гідроствор №7

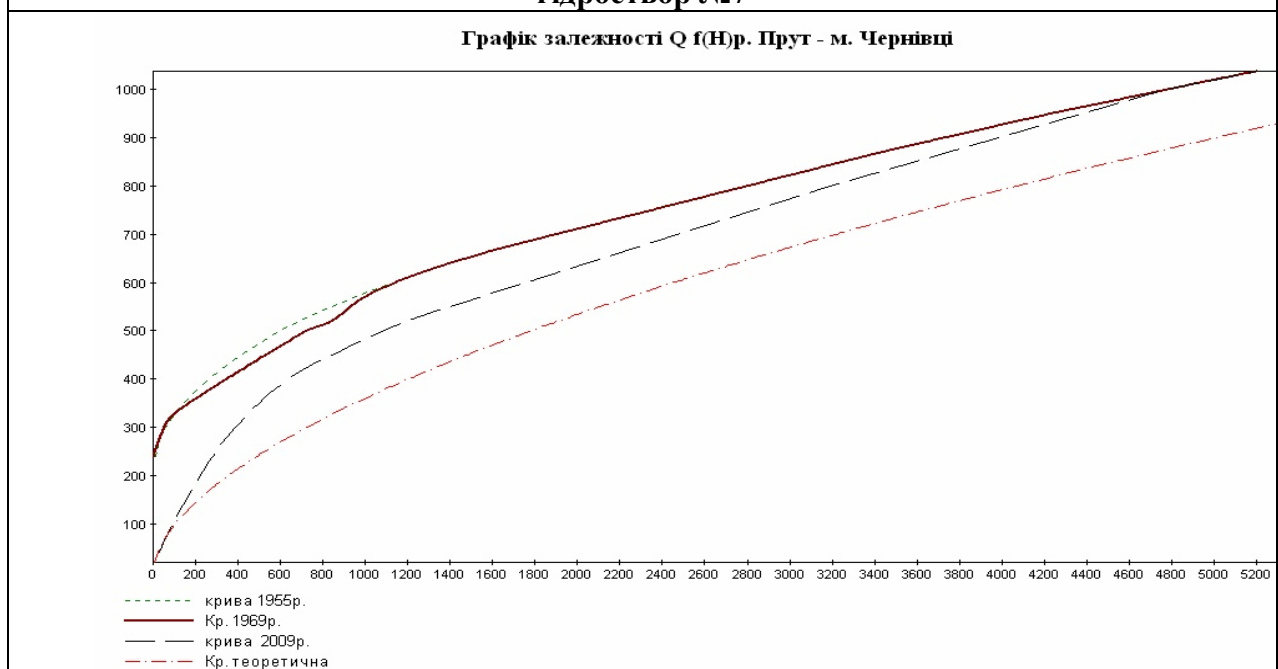


Рис. 7. Графіки залежностей $Q = f(H)$ 1955, 1969, 2009 років та теоретична крива 2009 року

Висновки. Всі вище перераховані зміни в руслі та заплаві р. Прут – м. Чернівці дозволяють припустити, що крива $Q = f(H)$ із 26.07. 2008 р. не має ніякого зв'язку із кривою 1955, 1969 років. Тому для покращення моніторингу проходження паводків, обліку паводкового стоку, проектування гідротехнічних, берегоукріплюючих споруд, необхідно більше уваги приділяти гідрологічним, гідрометричним дослідженням, особливо після проходження високих паводків із достатніми витратами води.

Список літератури

1. Горшков И.Ф. Гидрологические расчеты / И.Ф. Горшков. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 430 с. 2. Кирилук М.І. Водний баланс та якісний стан водних ресурсів Українських Карпат / М.І. Кирилук. – Чернівці : Рута, 2001. – 264 с. 3. Лютик П.М. Условия формирования и прохождения паводков на реках Карпат в июне 1969 г. / П.М. Лютик. – К. : Урожай, 1970. – 180 с. 4. Лучшева А.А. Практическая гидрометрия / А.А. Лучшева. – Л. : Гидрометеиздат, 1983. – 423 с. 5. Маслов А.В. Геодезия . учеб. пособие для вузов / А.В. Маслов. – М. : Недра, 1980. – 616 с. 6. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам: Вып. 6, Часть III. – Л. : Гидрометгиз, 1958. – 290 с. 7. Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. Вып. 6, Ч. I. – Л. : Гидрометеиздат, 1978. – 382 с. 8. Рекомендації по визначенню максимальних витрат води річок Карпат по мітках рівня високих вод. – К. : УкрНДГМІ, 1999 – 9 с. 9. Ющенко Ю.С. Геогідроморфологічні закономірності розвитку русел / Ю.С. Ющенко. – Чернівці : Рута, 2005. – 320 с. 10. Costa, J.E. An evaluation of selected extraordinary floods in the United States reported by the U.S. Geological Survey and implications for future advancement of flood science: Geological Survey Scientific Investigations Report 2008-5164. – 232 p.

Вплив руслових деформацій на морфометричні і гідравлічні характеристики русла р. Прут – м. Чернівці за період 1969 -2009 рр.

Настюк М.Г.

Розраховано максимальні витрати води, гідравлічні та морфометричні показники на р.Прут - м.Чернівці 26.07. 2008 р. Проведено порівняння морфометричних і гідравлічних показників паводків 1969 і 2008 рр., що дало можливість проаналізувати процеси, що відбуваються в руслі р. Прут. Виявлено ряд закономірностей у змінах гідравлічних і морфометричних показників, що привело до збільшення швидкості течії паводкового потоку. Запропоновано нову теоретичну криву залежності витрат і рівня води.

Ключові слова: річка, гідравлічні та морфометричні показники ,поперечний профіль, крива витрат води.

Влияние русловых деформаций на морфометрические и гидравлические характеристики русла р. Прут у г. Черновцы за период 1969 -2009 гг.

Настюк М.Г.

Рассчитано максимальный расход воды, гидравлические и морфометрические показатели на р.Прут - г.Черновцы 26 июля 2008. Проведено сравнение морфометрических и гидравлических показателей паводков 1969 и 2008 годов, что дало возможность проанализировать процессы происходящие в русле р.Прут. После проведенного анализа выявлен ряд закономерностей в изменении гидравлических и морфометрических показателей, приведших к увеличению скорости течения паводкового потока. Предложено новую теоретическую кривую зависимостей расхода и уровня воды.

Ключевые слова: река, гидравлические и морфометрические показатели, поперечный профиль, кривая расходов воды.

The influence of river-bed deformations on hydraulic and morphometric characteristic of the Prut River - Chernivtsi city by the period of 1969-2009

Mykola Nastyuk

Maximum water expense, hydraulic and morphometric characteristic of the Prut River were calculated—Chernivtsi, 26 July 2008. Conducted comparisons of the hydraulic and morphometric characteristic of freshet of 1969 and 2008 were used to analyse the processes occurring in the river bed of the Prut River. After the analysis, an array of patterns in the changes of the hydraulic and morphometric characteristic was established and a new theoretic curve of the relationship between water expense and water level was suggested.

Keywords: river; morphometric characteristic; hydraulic; water expense; curve.

Надійшла до редколегії 12.01.10

Чорноморець Ю.О., Фріндт К.Т.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ТЕРМІНІВ ПРОХОДЖЕННЯ ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ НА РІЧКАХ БАСЕЙНУ ДЕСНИ

Ключові слова: *весняне водопілля, максимальні витрати води, тривалість, терміни проходження водопілля*

Актуальність проблеми. Водний режим р.Десна характеризується чітко вираженим та тривалим весняним водопіллям зі значними максимальними витратами та, порівняно, низькими витратами води в періоди літньо-осінньої і зимової межени. Середня багаторічна частка стоку води за водопілля річки Десна в районі м. Чернігів становить 58%, а річки Сейм в районі с. Мутин - 59%, тобто понад половина річного стоку визначається саме цією фазою гідрологічного режиму.

З практичної точки зору, дослідження весняного водопілля є актуальним, оскільки даний процес, у критичних своїх проявах, здатен спричинити негативні наслідки, зокрема, повне або часткове руйнування мостових переходів, підтоплення населених пунктів та окремих суб'єктів господарювання. За дослідженнями основних параметрів весняного водопілля можна прослідкувати напрямки багаторічних змін у його проходженні, що дозволить більш детально вивчати як, власне, весняне водопілля, так і коливання водності річки в цілому.

Аналіз попередніх досліджень. Перші відомості про водопілля на Десні систематизовано у праці Г.І. Швеця [11], де наводяться максимальні рівні води в районі м. Новгород-Сіверський, починаючи з 1840 року. Максимальна, за цей період, витрата води в районі Чернігова, відновлена в роботі [11], пройшла 1845 року і становила 9000 м³/сек. У праці [4] приводиться висновок про те, що можливі антропогенні зміни сезонних, зокрема, і весняних, величин стоку Десни впродовж ХХ ст. знаходяться у межах точності гідрологічних розрахунків і тому їх можна опускати. Оцінка максимальних рівнів р.Десни проведена у роботі [2]. Відносно термінів проходження весняного водопілля, однією з останніх є робота [10], де розглядаються вказані характеристики для всієї території України. В межах басейну р. Десни автором проводиться три ізолінії дат початку водопілля: 20.03, 15.03, 10.03 з північного сходу на південний захід водозбору. Окремо варто виділити групу наукових праць по вивченню водопілля в басейні р. Десни з метою моделювання та наступного прогнозування процесу стікання талих весняних вод в межах басейну [1, 6, 7].

Метою дослідження є аналіз багаторічних коливань термінів проходження та тривалості весняного водопілля річок української частини басейну Десни.

Основні результати досліджень. Для басейну річки Десна проаналізовано максимальні витрати води, терміни настання та закінчення водопілля, його тривалість, дату проходження строкових максимумів. Зазначені характеристики оцінювалися відповідно до двох періодів: з 1957 до 1988 року та з 1989 до 2007 року (табл. 1).

Таблиця 1. Багаторічні характеристики максимального стоку весняного водопілля на річках басейну Десни

Річка – пост	Площа водозбору, км ²	Період спостережень	Макс. витрата води, середня за період, $\bar{Q}_{\max}$, м ³ /с	Макс. витрата води, $Q_{\max}$, м ³ /с	Дата	c_v	c_s	c_s/c_v
Десна - с.Розльоти	36300	1954-2007	852	3470	17.04.1970	0,66	1,59	2,4
		I*	1004	3470	17.04.1970	0,64	1,89	2,9
		II**	584	1430	20.04.1994	0,51	1,26	2,5
Десна – м. Чернігів	81400	1884-2007	1856	8090	18.04.1917	0,85	2,2	2,6
		I	1560	8000	20.04.1970	0,86	3,4	3,9
		II	942	2040	26.04.1994	0,34	2,0	5,9
Десна – с.Літки	88500	1973-2007	1003	2400	19.04.1979	0,44	0,89	2,0
		I	-	-	-	-	-	-
		II	879	1880	02.05.1994	0,40	0,71	1,8
Івотка - с.Івот	1260	1952-2007	78,2	192	02.04.1954	0,61	0,46	0,75
		I	87,8	175	13.04.1973	0,52	-0,01	-0,02
		II	45,4	110	11.04.1998	0,61	0,88	1,4
Убідь – с. Кудрівка	970	1957-2007	49,9	166	05.04.1970	0,78	0,91	1,17
		I	66,2	166	05.04.1970	0,60	0,38	0,63
		II	22,3	78,4	28.03.1994	0,66	2,8	4,2
Сейм – с. Мутин	25600	1926-2007	851	3580	25.04.1942	0,89	1,56	1,75
		I	799	3380	14.04.1970	0,80	2,0	2,5
		II	241	845	18.04.1994	0,68	2,6	3,8
Клевень – с.Шарпівка	2440	1956-2007	81,5	360	06.04.1970	0,82	1,82	1,49
		I	104	360	06.04.1970	0,72	1,32	1,8
		II	40,8	76,5	31.03.1994	0,42	0,95	2,3
Снов – с. Щорс	7140	1956-2007	251	764	10.04.1958	0,77	0,78	1,01
		I	316	764	10.04.1958	0,64	0,23	0,36
		II	125	220	28.03.2004	0,55	1,25	2,3

*Примітка. * період спостережень 1957-1988 рр. ** період спостережень 1989-2007 рр.*

Вибір 1989 року у якості переломного, обумовлений коливаннями середньої річної температури повітря, обчисленої за даними основних метеорологічних постів в межах басейну[9]. Для коректного співставлення результатів спостережень на різних гідрологічних постах, в межах басейну, до розрахунків прийнято спільний період з 1957 по 2007 рік. Така тривалість часового відрізка, з одного боку, обмежена роками початку спостережень на постах: р.Убідь - с.Кудрівка, р.Клевень – с.Шарпівка та р.Снов – с.Щорс. З

іншого боку, якщо розглядати коливання середніх річних витрат води р.Десни в районі м.Чернігів від початку спостережень[8], можна зробити висновок про те, що вказаний період охоплює фазовий перехід циклів, порядку 89-річних, що супроводжується виведенням системи зі стану динамічної рівноваги. Для цього періоду характерним є закінчення попередньої маловодної фази та початок наступної багатоводної, тобто, разом, багаторічні коливання обраного інтервалу відповідають одному структурному рівневі.

Площі водозбору річок, відповідно до прийнятих гідрологічних постів, коливаються від 970 км² (р.Убідь - с.Кудрівка) до 88,5 тис. км² (р.Десна - с.Літки). Період спостережень на більшості постів становить понад 50 років. Найбільш тривалим, він є на посту р. Десна – м. Чернігів: 124 роки.

Найбільше варіювання максимальних витрат спостерігається на р.Сейм – с.Мутин та р. Десна – м.Чернігів, а найменше: на р.Десна – с.Літки, що визначається різною тривалістю спостережень. В середньому, коефіцієнт варіації для першого періоду перевищує відповідну характеристику другого. З одного боку, це обумовлено різною тривалістю періодів спостережень, а з іншого, якщо приймати до уваги багаторічні коливання водності, - віднесенням до першого періоду самого фазового переходу, з відповідною для нього значною амплітудою коливань між сусідніми роками. Для періоду 1957-1988 рр. найбільший коефіцієнт варіації становить 0,86 на гідрологічному посту р. Десна – м. Чернігів, а найменший – на р. Івотка – с. Івот і становить 0,52. Найменша варіація максимальних витрат водопілля для періоду 1989-2007 рр. спостерігається на р. Десна – м. Чернігів і становить 0,34. Найбільша варіація для даного періоду становить 0,68 на посту р. Сейм – с. Мутин.

Найбільш асиметричними коливання максимальних витрат води є на р. Десна – м. Чернігів – 2,2. Менші значення коефіцієнту асиметрії спостерігається на річках з меншою площею водозбору і коливаються в межах 0,46-0,91. Найбільше значення коефіцієнту асиметрії для періоду 1957-1988 рр. становить 3,4 на р. Десна – м. Чернігів; найменше: -0,01 на р.Івотка – с. Івот. Для періоду 1989-2007 рр. найбільший коефіцієнт асиметрії - 2,8 на посту р. Убідь – с. Кудрівка, найменший – 0,88 на р. Івотка – с. Івот.

Відношення коефіцієнту асиметрії до коефіцієнту варіації на різних досліджуваних пунктах значно відрізняється. Найбільші значення даного співвідношення спостерігаються на річках з більшою площею водозбору 2,4 – 2,5. Найменше значення – на р. Івотка – с. Івот із значенням 0,75. Для періоду 1957-1988 рр. це значення в середньому становить 1,7. Найбільше значення співвідношення для даного періоду становить 3,9 на р.Десна – м. Чернігів, найменше: -0,02 на р. Івотка – с. Івот. Для періоду 1989-2007 рр. відношення коефіцієнту асиметрії до коефіцієнту варіації в середньому становить 2,9. Найбільше це значення відмічено на р. Десна – м. Чернігів – 5,9, а найменше – 1,4 на р. Івотка – с. Івот.

Аналізуючи коливання максимальних витрат водопілля річок басейну Десни, нами проранжовано вихідні ряди та виділено окремі багатоводні і маловодні роки, забезпеченість емпіричних значень максимальних витрат яких коливається в межах 1-5% та 95-99%, відповідно. У виділені роки проаналізовано особливості проходження весняних водопіль.

Найбільші, за період спостережень, витрати води в районі гідрологічного поста р. Десна – с.Розльоти спостерігалися в таких роках: 1970, 1963, 1967 та 1958. Терміни проходження вказаних водопіль зміщені на більш пізні, порівняно із середніми багаторічними їх значеннями, особливо це стосується початку водопілля. Найнижчі витрати водопілля відмічено в 1997, 1974, 1993 та 1975 роках. Їх характерною особливістю були досить ранні терміни початку (07.02.74, 28.02.97) та закінчення (12.05.74, 25.05.97).

Найбільші витрати водопілля на Десні в районі Чернігова спостерігалися в 1908, 1917, 1931, 1942, 1970 роках. При цьому максимуми двох найвищих з них (1917 та 1970) пройшли 18 та 19 квітня, а водопілля 1917 року до того ж характеризувався і пізнім початком (23 березня). Серед вказаних значних водопіль більшості відповідали пізні термінами початку (6.04.1908, 27.03.1917), виключенням є 1970 рік, коли початок водопілля зафіксовано ще 25 лютого. Найменші витрати водопілля відмічалися в 1925, 1950, 1972, 1975, 1997 роках. Серед вказаних років найнижчими вони були в 1925 та 1997 роках, тоді ж спостерігалися і найбільш ранні терміни його початку: 15.02 та 18.02, відповідно.

Максимальні витрати води р. Сейм в районі с. Мутин спостерігалися в 1942, 1970, 1932, 1931, 1929 та 1955 роках. Терміни проходження водопіль спостерігалися із запізненням, особливо це стосується дат його початку. Зокрема, найбільше водопілля на р.Сейм 1942 року розпочалося із запізненням майже на місяць по відношенню до середніх багаторічних відповідних термінів (11.04) і розвивалося досить стрімко, оскільки максимум було зафіксовано вже 25.04. Серед решти водопіль можна виділити більш пізні і короткі – 1932, 1929, які розпочалися 01.04 та 31.03 і тривали 69 і 77 днів, відповідно. А також, порівняно, більш ранні і тривалі – 1970, 1931, 1955; початок водопіль вказаних років: 22.03, 14.03 та 23.03, тривалістю 83, 105 та 81 день, відповідно. Найнижчі витрати весняного водопілля спостерігалися в 1975, 1997, 2000, 2002, 1992 роках. Одразу можна відмітити, що серед перерахованих років має місце значна кількість низьких витрат з початку 90-х рр., що свідчить про планомірне виведення системи «атмосферні опади-річковий стік» зі стану динамічної рівноваги. Відносно термінів проходження названих водопіль варто відмітити, що вони зміщені на більш ранні дати. Для початку водопілля це третя декада лютого - перша декада березня, а для його закінчення – це друга або третя декада травня. Окремо можна назвати дуже раннє водопілля 2002 року, що розпочалося 29 лютого і закінчилося 4 травня.

Найбільші водопілля р. Снов в районі с. Щорс зафіксовано в 1958, 1963, 1962, 1964 та 1956 роках, їх початок відбувся у терміни більш пізні,

порівняно з середніми багаторічними. Винятком є найбільш високе водопілля 1958 року, початок і закінчення якого знаходяться в межах середніх багаторічних дат, а строковий максимум відмічено із запізненням на 10 днів. Найнижчі максимуми водопілля відмічено в 1984, 1972, 1969 та в 1997 роках. Початок водопілля вказаних років зафіксовано у більш ранні дати, їх максимуми зміщені, навпаки, на більш пізні терміни, а їх закінчення знаходиться в межах середніх багаторічних дат.

Найвищі витрати води в період весняного водопілля на р.Клевень спостерігалися в 1956, 1970 та 1980 роках, а найнижчі – 1961, 2000, 1972 роках. Початок водопілля у багатоводні роки проходить із запізненням біля 10 днів, це ж стосується і строкових максимумів, а закінчення водопілля відмічається у терміни, близькі до середніх багаторічних. У роки з найнижчими витратами водопілля дати його початку та найвищих значень зміщуються на більш ранні терміни, особливо останні роки, наприклад, водопілля 2000 року розпочалося на місяць раніше середньої багаторічної дати.

На річках Убідь та Івотка максимальні водопілля відмічено у 1970, 1978, 1985 та 1954, 1963, 1988 роках; а найнижчі – 1972, 1992, 1984 та 1974, 1992, 1972 роках, відповідно. При цьому зберігається закономірність запізнення дат при проходженні високих витрат води та випередження, по відношенню до середніх багаторічних термінів, при низьких витратах водопілля. Характерною особливістю р.Убідь є те, що високі водопілля мають значно меншу тривалість, порівняно з низькими. Така відмінність, більшою мірою, притаманна для річок з площею водозбору менше 1000 км².

Для кількісного аналізу термінів проходження водопілля визначалася середня за два періоди дата його початку та закінчення, а також середня дата проходження максимальної витрати води.

Середня за багаторічний період дата початку водопілля, його закінчення або строкового максимуму обчислювалася як середнє арифметичне із кількості днів, що пройшли до настання вказаної дати від 01.01 відповідного року спостережень. Для отримання середнього за багаторічний період терміну, вказана кількість днів додавалася до 01.01. не високосного року. Результати представлено в таблиці 2, де зазначено осереднені дати початку та закінчення водопілля, а також його тривалості на відповідних пунктах спостережень за два характерні періоди: з 1957 до 1988 року та з 1989 року до 2007 року і їх різниця.

Початок водопілля. За період з 1957-1988 рр., в середньому, початок водопілля на досліджуваних постах припадає на 14 березня, а за період 1989-2007 рр. - на 4 березня, тобто його зміщення відбулося у бік більш ранніх строків на 10 днів. Тут варто відмітити, що середня багаторічна дата початку водопілля по різних постах басейну відрізняється лише на декілька днів для обох періодів і найбільш рання вона на Десні в районі Чернігова, а найбільш пізня – в районі с.Розльоти. При цьому різниця між найбільш раннім та пізнім початками водопілля по басейну становила 6 днів у першому періоді та 3 дні - у другому, тобто відбулося вирівнювання дати

початку водопілля. Якщо спів ставити осередненні за два періоди дати початку весняного водопілля, можна відмітити спільну для всіх гідрологічних постів, прийнятих до розрахунку, тенденцію до випередження термінів його початку на 6-10 днів, порівняно з попереднім періодом.

Для того щоб прослідкувати багаторічну динаміку термінів початку весняного водопілля побудовано різницеві інтегральні криві відхилень кількості днів від 01.01 поточного року від відповідного середнього багаторічного значення(рис. 1).

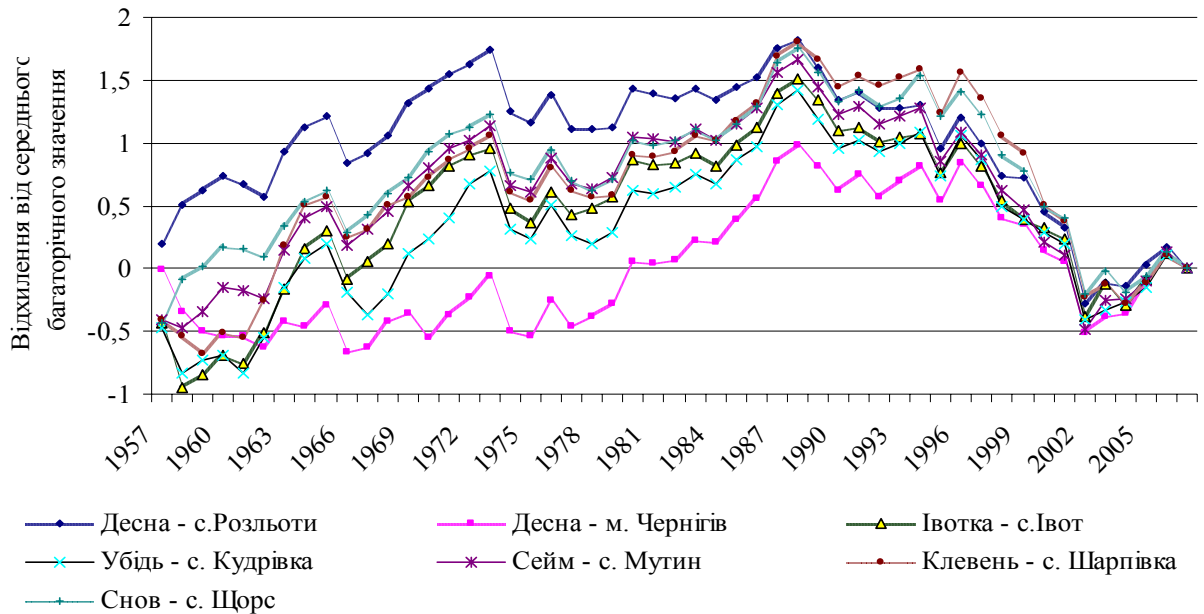


Рис. 1. Різницеві інтегральні криві коливань термінів початку весняного водопілля за даними окремих гідрологічних постів української частини басейну Десни

Характерною особливістю багаторічних коливань початку водопілля на річках басейну Десни, в межах України, є їх практично повна синхронність між собою. Відповідно до конфігурації різницевої інтегральної кривої з 2003 року намітилася не значна, але тенденція до зростання кількості днів до початку водопілля від початку року. Іншими словами, намітилася тенденція до запізнення початку весняного водопілля. Якщо така тенденція збережеться, відповідно до наведеного вище аналізу закономірностей у змінах термінів проходження водопіль у багатоводні і маловодні роки, практично для кожного з розглянутих гідрологічних постів, пізніше водопілля є певною передумовою до досягнення високих його відміток.

Найбільша строкова витрата води. Середня дата проходження максимальної строкової витрати за перший період припадає на 5 квітня та на 1 квітня за другий період. Тобто відбулося певне випередження у багаторічній динаміці вказаних термінів за рахунок досить теплих зим останніх років, прийнятих до розрахунку. Особливо чітко це проявилось на річках Убідь, Сейм та Клевень, менш яскраво на річках Івотка та Снов. Відносно самої Десни випередження термінів проходження максимумів водопілля не відмічено, а в районі поста с.Розльоти має місце зворотна тенденція до запізнення максимумів, в середньому на 4 дні. Найбільш ранні

відповідні терміни спостерігаються на річках з меншою площею водозбору: Івотка, Убідь та Клевень (табл. 2).

Таблиця 2. Тривалість та терміни проходження весняного водопілля на річках басейну Десни за два характерні періоди

Пости	1957 - 1988 р.				1989-2007 рр.				Різниця			
	Дата			Тривалість, діб	Дата			Тривалість, діб	Дата			Тривалість, діб
	Початок водопілля	Найбільша строкова витрата	Закінчення водопілля		Початок водопілля	Найбільша строкова витрата	Закінчення водопілля		Початок водопілля	Найбільша строкова витрата	Закінчення водопілля	
р. Десна – с. Розльоти	18.03	14.04	11.06	85	07.03	18.04	08.06	93	-11	4	-3	8
р. Десна – м. Чернігів	12.03	24.04	05.07	115	06.03	23.04	15.06	101	-6	-1	-20	-14
р. Івотка – с. Івот	14.03	28.03	29.04	46	06.03	22.03	16.04	42	-9	-6	-13	-4
р. Убідь – с. Кудрівка	13.03	27.03	27.04	46	05.03	15.03	12.04	40	-8	-11	-15	-7
р. Сейм – с. Мути	15.03	14.04	04.06	82	05.03	06.04	25.05	81	-10	-8	-10	-1
р. Клевень Шарпівка	14.03	28.03	01.05	49	04.03	19.03	17.04	45	-10	-9	-14	-4
р. Снов – с. Щорс	14.03	30.03	14.05	62	04.03	28.03	04.05	62	-10	-3	-10	0

Найпізніше вони проходять на р. Десна – м. Чернігів (23-24 квітня), причому для обох періодів середня дата проходження строкового максимум тут залишилася сталою. Для характеристики багаторічних коливань термінів строкових максимумів побудовано різницеві інтегральні криві (рис. 2).

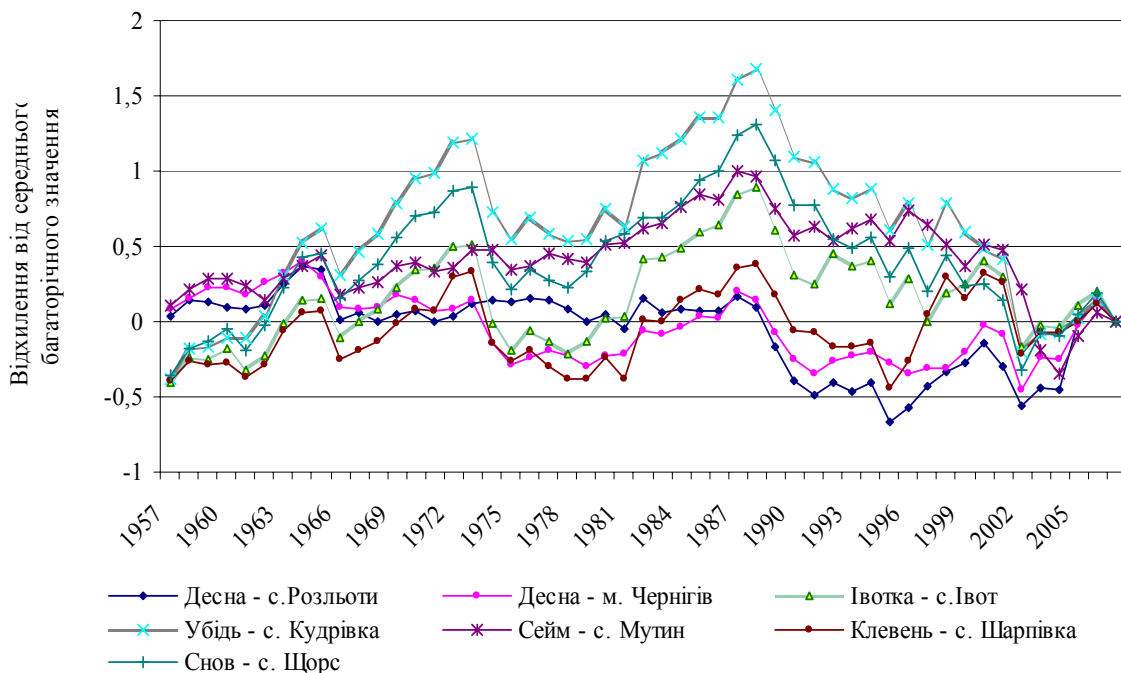


Рис. 2. Різницеві інтегральні криві коливань термінів проходження максимумів водопілля за даними окремих гідрологічних постів української частини басейну Десни

Відповідно до рис. 2 у коливаннях термінів проходження строкових максимумів весняного водопілля можна виділити декілька завершених циклів різних структурних рівнів. Зокрема 5-річний цикл 1961-1965 рр., 13-річний 1966-1978 рр., 24-річний 1979-2002. Починаючи з 2003 року, подібно до багаторічних коливань початку водопілля, відмічається певна тенденція до запізнення термінів проходження строкових максимумів.

Коливання термінів проходження строкових максимумів, певною мірою, подібні до багаторічних змін річної суми опадів[9], особливо у першому розрахунковому періоді. Якщо у багаторічних змінах опадів виділяється цикл 1965-1976 рр., то у коливаннях дат проходження максимумів водопілля: 1966-1978 рр.; не приймаючи до розгляду зміни термінів самої Десни та Сейму, що ускладнюються розтягненим добіганням піку водопілля з різних частин водозбору. Запізнення на один рік початку циклу можна віднести до формування значної частки снігозапасів у попередній календарний рік.

Закінчення водопілля. Закінчення водопілля першого періоду, в середньому, припадає на 22 травня, а другого – на 12 травня. Найбільш рання дата закінчення водопілля спостерігається на р.Убідь – с.Кудрівка 27 квітня у першому періоді та 12 квітня - у другому. Найпізніше водопілля закінчується на р.Десна – м.Чернігів в середньому 5 липня для першого періоду та 15 червня для другого. Закінчення водопілля змістилося на більш ранні строки в другому періоді. Особливо це проявилось на річках з меншою площею водозбору Івотка, Убідь та Клевень, а сама величина зміщення досягає 13-15 днів (табл. 2). Багаторічну динаміку термінів закінчення весняного водопілля зображено на рис.3.

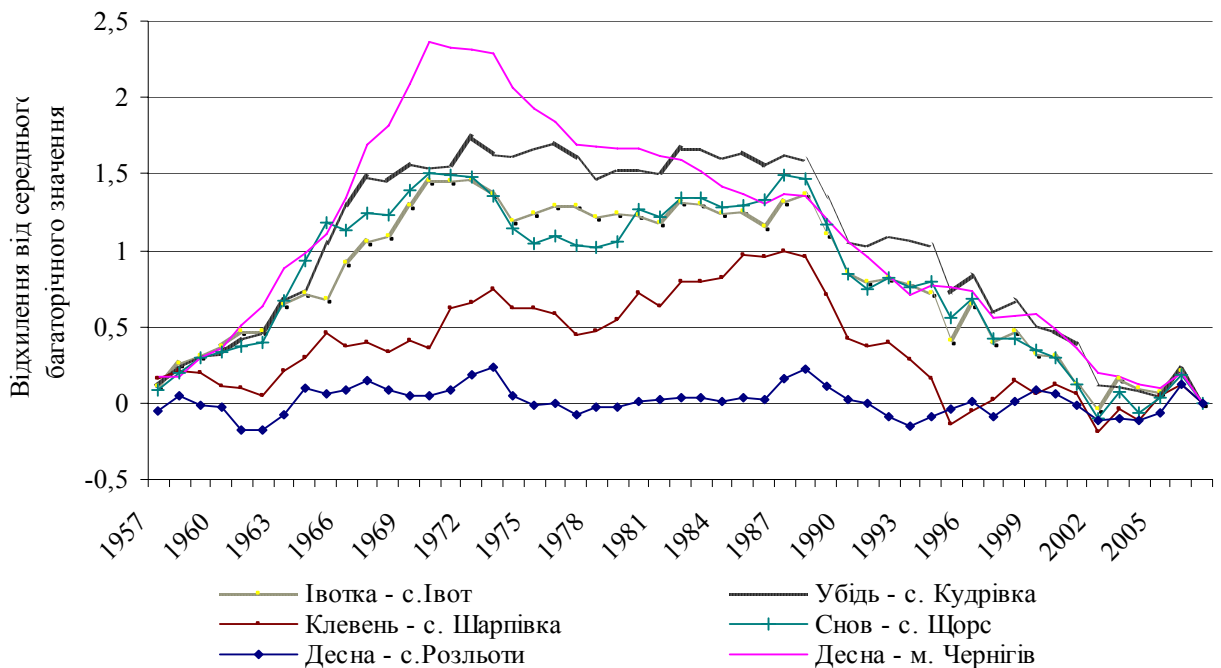


Рис. 3. Різницеві інтегральні криві коливань термінів закінчення весняного водопілля за даними окремих гідрологічних постів української частини басейну Десни

Коливання термінів закінчення водопілля, на більшості постів, характеризуються тенденцією до зростання від початку спостережень до 1970 року та тенденцією до зниження, починаючи з 1989 року. У період 1971-1988 рр. відмічається певна стабілізація через відсутність чітко вираженої тенденції до спрямованих змін.

Багаторічні зміни термінів закінчення водопілля відповідають багаторічним коливанням максимальної витрати води [9] за виключенням постів р.Десна – с.Розльоти та м.Чернігів і р.Сейм – с. Мутин, закінчення водопілля на яких більш розтягнуте. Однак, різницеві інтегральні криві багаторічних коливань максимальної витрати води зазначених постів мають таку ж конфігурацію [9], як і криві термінів закінчення водопілля на річка Івотка, Убідь, Клевень та Снов та Десні в районі м. Чернігів. Таким чином, у період 1989-2002 рр. на річках басейну Десни відмічається випередження термінів закінчення весняного водопілля, що відповідає висновкам з табл.2.

Тривалість водопілля найбільша на р. Десна – с.Розльоти, м.Чернігів, та на р.Сейм – с.Мутин в першому характерному періоді становить 85, 115 та 82 дні, відповідно, а у другому періоді – 92, 101, 81 день. Зростання тривалості водопілля відмічене на р.Десні поблизу с.Розльоти. Найбільше зниження тривалості водопілля за два періоди відмічено на р.Десна - м.Чернігів р. Убідь – с.Кудрівка і становить 14 та 7 діб, відповідно. На р.Сейм – с.Мутин тривалість водопілля не змінилася. Динаміка багаторічних коливань тривалості весняного водопілля представлена на рис.4.

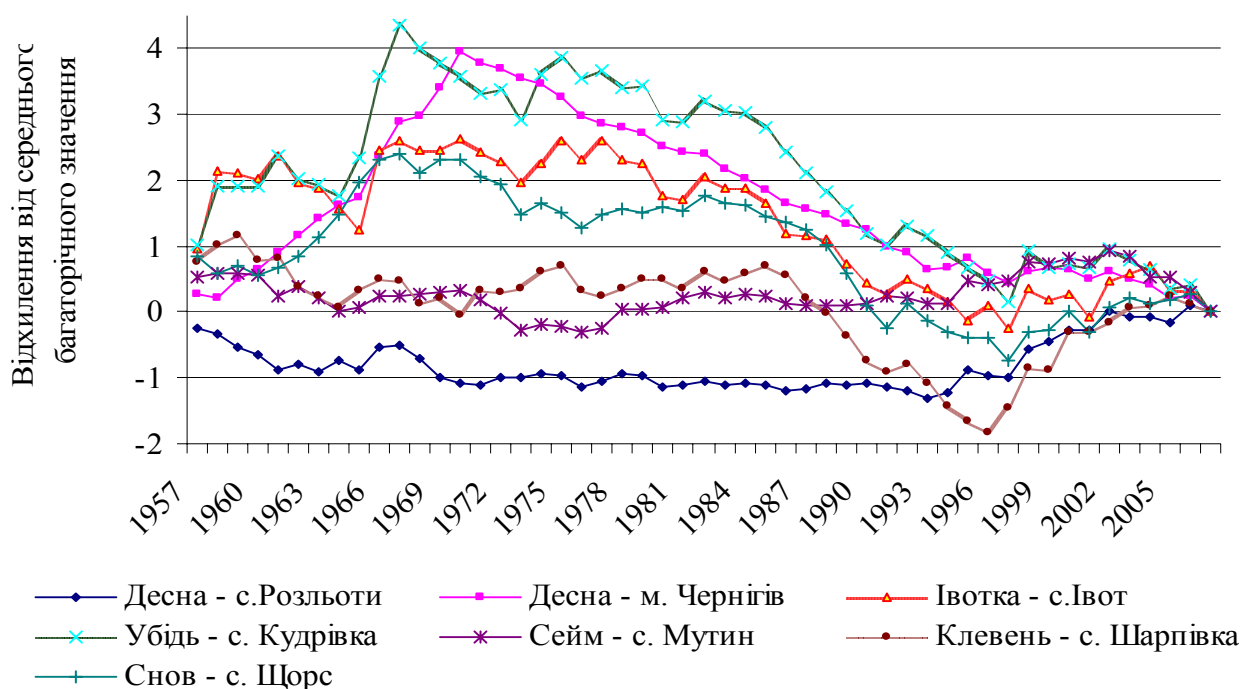


Рис. 4. Різницьові інтегральні криві коливань термінів тривалості водопілля за даними окремих гідрологічних постів української частини басейну Десни

У багаторічних коливаннях тривалості весняного водопілля на річках басейну Десни відмічається тенденція до зниження з 1971 до 1997 року та певна стабілізація у період 1998 -2007 рр.

З метою спільного аналізу багаторічних коливань основних параметрів весняного водопілля та групування вихідних характеристик, виконано факторний аналіз у рамках програмного пакету STATISTICA. Для унормування вихідних послідовностей, кількість днів від 01.01. кожного року до відповідної дати у розвитку весняного водопілля подавалася у вигляді модульного коефіцієнту, по відношенню до середнього багаторічного значення. Аналогічним чином подано модульний коефіцієнт максимальної строкової витрати води, яку теж залучено до аналізу. Тип обертання вісі координат залишився неповернутий. Процедура проводилася окремо для кожного гідрологічного поста і можна відмітити, що в усіх випадках виділено два фактори.

На постах р.Десна - с.Розльоти та р.Убідь - с.Кудрівка до першого фактору відносяться початок водопілля і його строковий максимум, а до другого – закінчення водопілля і його тривалість. Частка у загальній дисперсії, що припадає на перший фактор становить 44%, 46%, а на другий – 28%, 33%, відповідно. Для вказаних гідрологічних постів до першого фактору відноситься і величина максимальної витрати води, але вона не є визначальною. Тобто, максимум водопілля тут, певною мірою, визначається його початком і датою проходження найбільшої строкової витрати. На річках Івотка, Клевень та Сейм до першого фактору відносяться всі терміни проходження водопілля, які досить чітко узгоджуються з багаторічними коливаннями максимальної витрати води; а до другого – його тривалість. Відсоток дисперсії, що описується першим фактором - 49%, 54% та 46%, другим – 33%, 27% та 28% відповідно. При цьому визначальним є початок водопілля. Для річки Снов до першого фактору відносяться терміни проходження водопілля, але на відміну від попередніх річок із коливаннями максимальної витрати води достатнім чином вони не узгоджуються. До другого фактору належить тривалість водопілля. Відсотки дисперсії, що описується вказаними факторами: 44% та 32%. На р.Десна в районі м.Чернігів до першого фактору відноситься кінець і тривалість водопілля, які змінюють разом з коливаннями максимальної витрати водопілля (45%), а до другого - початок водопілля та дата його строкового максимуму (32%).

За результатами факторного аналізу можна зробити висновок про відповідність багаторічних коливань основних параметрів весняного водопілля коливанням дати його початку, факторні навантаження якої змінюються від 0,84 для р Івотка – с.Івот до 0,93 для р. Десна – с.Розльоти. Виключенням є лише гідрологічний пост р.Десна -м.Чернігів, де максимальна витрата води більшою мірою залежить від дати закінчення водопілля та, відповідно, від його тривалості.

Висновки. Для річок басейну Десни, в межах України, в більшості випадків, характерними є високі водопілля у пізні терміни, порівняно із середніми багаторічними та низькі водопілля, що проходять із випередженням відповідних середніх дат. Дослідивши зміну дат початку та кінця водопілля й дати настання максимальних витрат води за два характерні періоди варто відмітити, що дані характеристики у другому

періоді, переважно, змістились на більш ранні строки. Багаторічні коливання термінів початку водопілля характеризуються повною синхронністю на усіх гідрологічних постах, прийнятих до аналізу. У останні роки (починаючи з 2003р.) для даних характеристик у конфігурації різницевої інтегральної кривої намітилася незначна тенденція до зміщення у бік більш пізніх дат. Коливання строкових максимумів, особливо на початку інтервалу, подібні до коливань річної суми атмосферних опадів і це питання потребує подальшого, більш детального, розгляду. Багаторічні зміни термінів закінчення водопілля, певною мірою, відповідають багаторічним коливанням максимальної витрати води. Відповідно до результатів факторного аналізу у багаторічних коливаннях параметрів весняного водопілля визначальними є дата його початку та тривалість. Вплив тривалості переважає із зростанням площі водозбору (р.Десна – м.Чернігів).

Список літератури

1. Гопченко Є.Д., Розрахункова схема максимального весняного стоку в басейні р.Сейм / Є.Д. Гопченко, В.М. Бойко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002. – Т.5. – С. 137-141. 2. Вишневский В.И. О максимальных уровнях на р. Десне, определяющих затопление ее поймы / В.И. Вишневський // Труды УкрНИГМИ. - 1993. – Вып. 245. – С. 64-72. 3. Вишневський В.І. Гідрологічні характеристики річок України / В.І. Вишневський, О.О. Косовець. – К. : Ніка-Центр, 2003. – 324 с. 4. Кутовий С.С. Оцінка впливу господарської діяльності на річний і сезонний стік р.Десни / С.С. Кутовий // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002. – Т.4. – С.101-102. 5. Ресурсы поверхностных вод СССР. Основные гидрологические характеристики. - Т.6. Украина и Молдавия. - Вып. 2.Среднее и нижнее Поднепровье. - Л. : ГМИ, 1971. - 656 с. 6. Рудометов М.В. Об учете дружности развития половодья в расчетах и прогнозах весеннего максимума (на примере р.Десны) / М.В. Рудометов // Труды УкрНИГМИ. - 1969. - Вып.76. - С. 23-33. 7. Фоменко Я.А. Особенности формирования и характеристики выдающегося половодья в бассейне Десны / Я.А.Фоменко, В.И. Николаев // Труды УкрНИГМИ. - 1976. - Вып. 143. - С. 56-72. 8. Чорноморець Ю.О. Багаторічна динаміка основних елементів водного режиму р. Десна / Ю.О.Чорноморець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. - 2009. - Т. 17. – С. 80–93. 9. Чорноморець Ю.О. Внутрішньорічний розподіл окремих елементів водного балансу річок басейну Десни (в межах України) та їх багаторічні коливання / Чорноморець Ю.О., Гребінь В.В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. - Т.18. - С. 98-106. 10. Шакірзанова Ж.Р. Аналіз та просторове узагальнення строків проходження весняних водопіль на рівнинних річках України / Ж.Р. Шакірзанова // Вісник ОДЕУ. – 2008. - Вип.6. - С. 157-164. 11. Швець Г.І. Характеристики водності річок України / Г.І.Швець. - К. : Наук. думка.-1964.-192 с.

Багаторічна динаміка строків проходження весняного водопілля на річках басейну Десни

Чорноморець Ю.О., Фріндт К.Т.

Проаналізовані строки проходження весняного водопілля на річках української частини басейну р. Десни за два періоди 1957-1988 рр. і 1989-2007 рр., а також зроблено висновки про випередження проходження відповідних дат у другому періоді.

Ключові слова: весняне водопілля, максимальні витрати води, тривалість, терміни проходження водопілля.

Многолетняя динамика сроков прохождения весеннего половодья на реках бассейна Десны

Чорноморець Ю.А., Фриндт Е.Т.

В работе представлен анализ сроков прохождения весеннего половодья на реках украинской части бассейна р.Десны за два периода 1957-1988 гг. и 1989-2007 гг., а также делается вывод об опережении прохождения соответствующих дат во втором периоде.

Ключевые слова: *весеннее половодье, максимальный расход воды, продолжительность, сроки прохождения половодья.*

Long-term dynamic of dates of spring flood at Desna Basin Rivers

Chornomorets Y.O., Frindt E.T.

Long-term dynamic of dates of spring flood passing at Desna Basin Rivers within Ukraine for two periods 1957-1988 years and 1989-2007 years is given. The conclusion concerning advance of passing of related dates at the second period is made.

Keywords: *spring flood, maximum water discharge, duration, dates of flood passing.*

Надійшла до редколегії 02.02.10

УДК 556.166

Костенюк Л.В.

Чернівецький національний університет ім Ю.Федьковича

Смирнова В.Г.

Полтавський університет споживчої кооперації України

ФОРМУВАННЯ ГІДРОГРАФІЧНОЇ МЕРЕЖІ ГІРСЬКОЇ ЧАСТИНИ БАСЕЙНУ ВЕРХНЬОГО ПРУТУ

Ключові слова: *річка, гідрографічна мережа, річкова долина, Верхній Прут, порядок річки, притока*

Постановка проблеми. Басейн Верхнього Пруту, особливо його гірська частина, має складну будову та історію формування гідрографічної мережі. З гідрологічної та руслознавчої точок зору дослідження гідрографічної мережі є дуже важливим, оскільки зміни в кількості, довжині приток обумовлює зміну величини основних чинників руслоформування: стоку води та наносів, а наявність даних про давні долини стоку визначатиме характер і граничні умови утворення річкових русел. Закономірності будови гідрографічної мережі річок Українських Карпат для цілей прогнозування максимального стоку води річок в останні роки добре вивчені Б.В.Кіндюком [1, 2] та іншими вченими. У даній роботі на основі аналізу картографічних матеріалів (карт масштабу 1:100000, космознімків), наукових досліджень геологів, геоморфологів детально розглянуто історію формування та структуру руслової мережі гірської частини Верхнього Пруту для руслознавчих цілей.

Виклад основного матеріалу. *Будова гідрографічної мережі.* Текучі води в певних природних умовах створюють особливу структуру гідрографічної мережі, яка є саморегулюючою системою. Гідрографічна

мережа басейну будь-якої ріки формується під впливом великої кількості чинників, основними з яких є кліматичний та геоморфологічний. Зміни в часі кожного з цих чинників сприяють певним перебудовам гідрографічної мережі. Зростання чи зменшення кількості опадів, зміни у режимі та інтенсивності їх випадання на поверхню землі можуть призвести до появи чи зникнення (пересихання) річкових допливів. Рухи земної кори, ерозійна діяльність водотоків (зсуви, явище перехвату тощо) можуть значно змінити конфігурацію гідрографічної мережі. Протягом останнього сторіччя значні зміни в будову мережі вносить господарська діяльність людини.

Сучасна гідрографічна мережа Верхнього Пруту має багато спільного з мережею інших річок Карпат. Як виявилось, порядок річок за Хортоном закономірно зростає від першого в гірських районах до сьомого при злитті річок Черемошу і Пруту. Густота гідрографічної мережі зменшується від витоків до передгір'я і знову дещо зростає в пригірловій зоні. Певні закономірності відмічено у структурі гідрографічної мережі та розташуванні річкових долин басейну відносно переважаючих гірських форм (рис. 1).

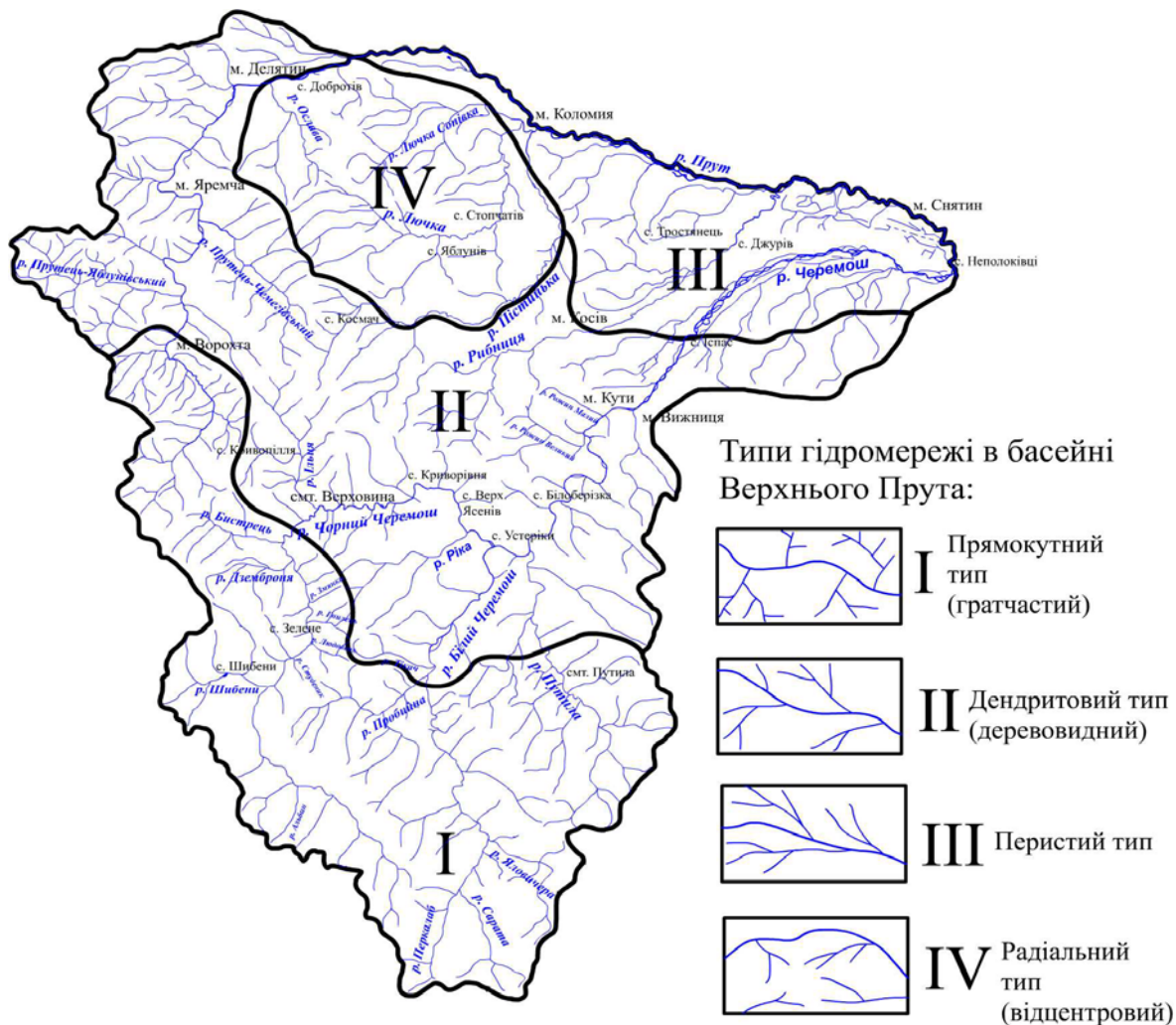


Рис.1 Гідрографічна мережа гірської частини басейну Верхнього Пруту

Зона I відповідає гірській частині басейну, де відбувається зародження річок Пруту, Білого та Чорного Черемошу. Рисунок гідрографічної мережі

переважно прямокутний, або гратчастий. Основні річки у межах зони протікають в долинах, що розташовані паралельно головним орографічним структурам Карпат, тобто вздовж гірських хребтів. Притоки цих річок короткі і мають переважно 1–2 порядок. Густота мережі складає $0,93 \text{ км/км}^2$.

Зона II відповідає центральній низько- і середньогірній частині басейну і характеризується переважанням поперечного (обсеквентного) розташування найбільших річок (Прут, Білий Черемош, Чорний Черемош, Черемош, Пістинька, Рибниця). Часто, перетинаючи, або огинаючи гірські масиви річкові долини відхиляються від перпендикулярного напрямку, утворюючи великі і малі орографічні звивини та макрозвивини. Рисунок гідрографічної мережі цієї зони переважно дендритовий (деревовидний) та субдендритовий. Кути злиття водотоків при впадінні приток змінюються від 60° до 80° . Виключенням є прямокутний рисунок мережі в басейні р.Прутець. Основні ріки мають тут 3-4 порядок. Густота гідрографічної мережі зменшується до $0,62\text{--}0,65 \text{ км/ км}^2$.

Зона III охоплює територію передгірних алювіальних рівнин та низькогір'я. Для зони характерне субсеквентне розташування долини Прута і поперечне примикання до цієї долини основних приток. Рисунок гідрографічної мережі нагадує систему плавно вигнутих, майже паралельних ліній (приток), що підходять до центральної осі (головної річки Прут) під гострим кутом ($30^\circ\text{--}50^\circ$). Такий рисунок можна охарактеризувати як перистий. Сам Прут в межах цієї зони робить плавний поворот і змінює напрям своєї течії з північно-східного на південно-східний. Майже усі невеликі притоки Прута на відстані 4 – 8 км від свого гирла роблять крутий поворот і течуть паралельно головній ріці. Річка Черемош за 22 км до злиття з Прутом теж робить поворот і далі тече майже паралельно до нього. Густота гідрографічної мережі тут складає $0,65 \text{ км/ км}^2$. Порядок річок цієї зони змінюється від 1 до 7 (р. Прут – нижче злиття з Черемошем). Своєрідний рисунок мережі цієї зони пов'язаний з розташуванням її в межах великої алювіальної рівнини, так званої «внутрішньої дельти». На думку В.Г. Пазинича [3] у формування гідрографічної мережі цієї зони вагомий внесок зробили потужні селеві потоки, що виносили на рівнину значну кількість пухкого (галькового, глинистого) матеріалу. Великий радіус розвороту долини Пруту та інших річок північно-східного схилу Карпат свідчить про високу кінетичну енергію потоків, що сформували ці долини.

На нашу думку, скруглено-паралельна форма пригирлової частини (особливо малих) приток цієї зони є результатом різкої зміни місцевого базису ерозії – пониження рівня води в основному руслі. Ймовірно, що інтенсивне врізання русла Пруту, що відбулося на рівні нижніх надзаплавних терас, спричинило переміщення вузлів злиття приток вниз за течією. Притоки не змогли слідувати за основним руслом так само швидко врізаючись, тому почали займати покинуті староріччя головної ріки, що і стало причиною утворення перистого рисунку мережі.

Невелика за розмірами зона IV характеризується своєрідним кільцевим, або радіальним рисунком мережі. Такий рисунок обумовлюють орографічні

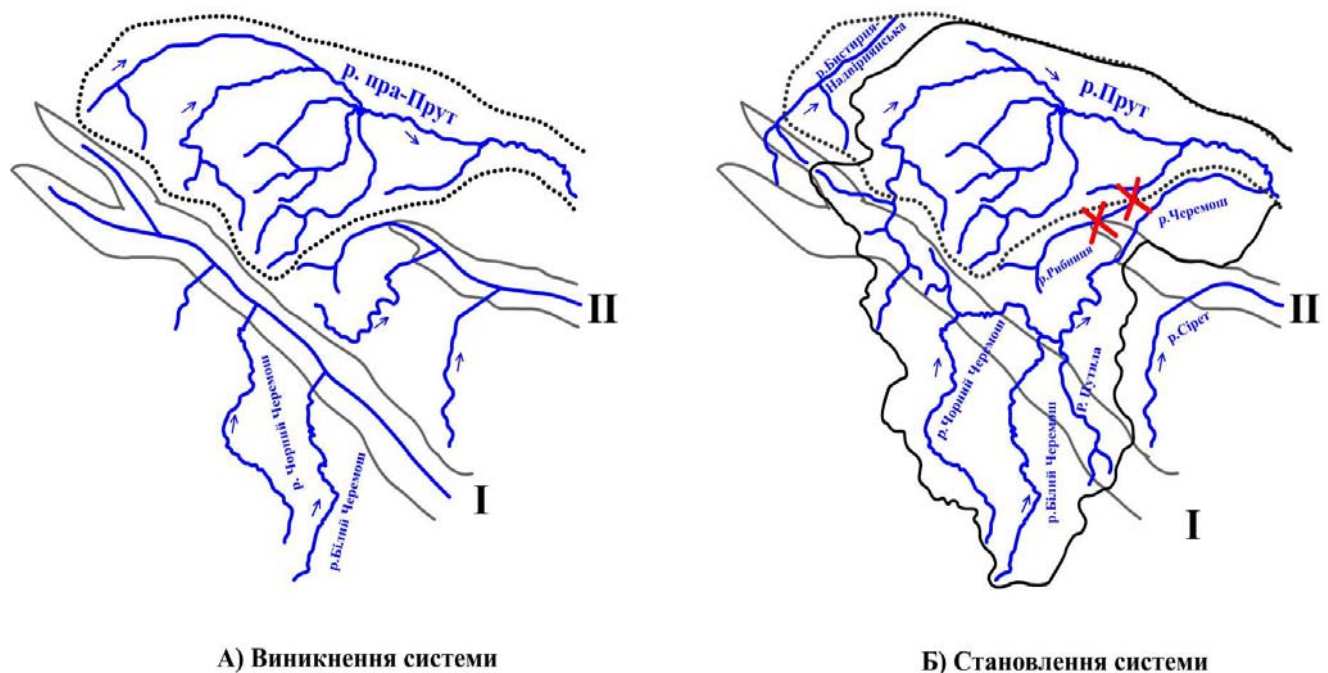
структури Рунгурської Слободи. У межах цих низькогірних масивів беруть початок і радіально розтікаються невеликі ріки Ослава, Лючка-Сопівка, Лючка та їх притоки. Густота гідрографічної мережі 0,68 км/ км.кв. Порядок річок змінюється від 1 до 3 (р.Лючка).

Розвиток гідрографічної мережі басейну, як і будь-якої системи, слід розглядати як просторово-часову зміну певних її якісних параметрів (структури, організації). Вважається, що у процесі свого буття усі системи проходять п'ять основних стадій розвитку: виникнення, становлення, зрілості, спаду, перетворення. Розглянувши розвиток системи гідрографічної мережі Верхнього Пруту за даними вчених геоморфологів [4-6], ми встановили, що вона пройшла дві стадії: виникнення і становлення. Стадії зрілості система ще не досягла, оскільки для неї не характерний найбільший рівень стійкості та упорядкованості.

Першу стадію – *стадію формування (виникнення)* системи сучасної гідрографічної мережі Верхнього Пруту більшість дослідників пов'язують із сарматом. В середньому і верхньому сарматі відбувся відступ морського басейну, його поступове висихання в передгір'ї і зародження гідромережі вслід за відступаючим морем. Первинні розміри водозбірної басейну Вехнього Пруту були невеликі й включали басейни річок Бистриця–Надвірнянська, Лючка, Пістинька [4,5] (рис.2А). Останні можна вважати найдавнішими притоками Пруту. Ерозійна діяльність пра-Пістиньки, наприклад, фіксується ще в час існування сарматського моря, коли формувалась її древня долина, відкладались потужні дельтові відклади пістинських конгломератів. Упродовж пліоцену висхідні рухи Карпат і Передкарпаття змінювались низхідними. Внаслідок цього карпатські річки зазнавали періодичної зміни періодів врізання в корінні породи, бокового розмиву та періодів акумуляції алювію. Сухість клімату, значна кількість продуктів ерозії сприяли тому, що при виході з гір ріки блукали серед своїх відкладів, іноді не маючи сформованої, «усталеної» долини [7]. Це був період формування денудаційно-акумулятивних поверхонь, що спостерігаються нині на межиріччях Пруту–Бистриці–Надвірнянської, Пістиньки–Лючки, Пістиньки–Рибниці, Рибниці–Черемошу тощо.

Водозбірний басейн пра-Пруту на півночі і північному-заході межував з басейном пра-Дністра, на півдні і південному сході – з басейнами великих давніх долин стоку. На території сучасного водозбору Верхнього Пруту існувало щонайменше дві великі долини стоку, які називають поздовжніми, враховуючи характер їх розташування відносно сучасних гірських хребтів. Тоді ж на фоні відносно рівнинного рельєфу ці долини були направлені у відповідності до загального нахилу поверхні суходолу: з північного заходу на південний схід. Саме цей нахил Геренчук К.І. [4] вважав первинним, найдавнішим. По давнім долинам здійснювався стік води, рух селевих потоків в напрямку до Чорного моря. Переважаючий склад наносів долин – алювіальні та алювіально-гляціальні галечники різного ступеню окатаності [5, 6]. На рисунку 2А схематично позначено місцеположення давніх долин, існування яких має підтвердження в науковій літературі. Найбільша за

розмірами Ясіня-Черемошська долина стоку (І) відповідає смузі сучасного низкогір'я простягається від с.Ясіня до верхів'я р.Молдови. [4, 5] Верхів'я цієї долини прослідковуються також в басейнах річок Чорна Тиса та Бистриця Надвірнянська. Беззаперечним доказом протікання по давній долині водних, водно-кам'яних потоків є існування тут вздовж бортів чітко виражених терасових сходинок (VIII і VII), які спостерігаються в долинах сучасних річок Ільця, Путила тощо. Походження Ясіня-Черемошської долини може бути і водно-льодовиковим, оскільки загальноприйнятим є факт декількох періодів зледеніння Українських Карпат і масиву Чорногора зокрема.



- Умовні позначення:
- межі водозбірного басейну гірської частини Верхнього Пруту на стадії виникнення
 - межі водозбірного басейну гірської частини Верхнього Пруту на стадії становлення
 - положення давніх долин стоку
 - ✕ перехвати

Рис. 2. Стадії формування водозбірного басейну Верхнього Пруту

Долина II (Багненська) брала початок в районі сучасної р.Рибниці і проходила через мертву долину «Багна» до сучасної долини Сірету. Про те, що долина «Багна» між Черемошом і Сіретом дійсно річкового походження свідчить геологічна і морфологічна її будова. Над широким плоским дном її ліворуч і праворуч піднімаються тераси. Дно долини і ці тераси складаються з алювіальних гальковиків[5, 6].

Стадія становлення гідрографічної системи Верхнього Прута бере початок з середини плейстоценового періоду, коли відбувалися нові активні підняття гірських масивів Карпат, що супроводжувались зледеніннями (масив Чорногора), посиленням ерозійної діяльності. Для цієї стадії

характерне значне приростання площі водозбору Верхнього Пруту за рахунок приєднання басейнів річок сусідніх водозборів (давніх долин стоку), а також невелике скорочення площі через втрату водозбору р.Бистриці-Надвірнянської (рис.2Б). В цей часовий період у межах Карпат і Передкарпаття формуються добре виражені поперечні річкові долини, а їх бокові притоки зазнають глибокого врізання.

На думку деяких вчених збільшення площі водозбору Верхнього Пруту відбулось внаслідок вершинної регресивної ерозії деяких поперечних річок (Прут, Черемош, Білий Черемош), які верхів'ями досягли днища поздовжніх долин і перехопили їх [4,5]. На нашу думку, річкових перехватів на межі давніх долин стоку не було. Пояснень цього може бути декілька:

1. Необхідною умовою для такого перехоплення є більш високе положення верхів'я однієї ріки по відношенню до іншої. У нашому випадку вершини «річок-агресорів» знаходились майже на одній висоті з дном древніх долин стоку.

2. Активна зворотна ерозія може відбутись тільки тоді, коли у верхню частину русла буде надходити достатня кількість поверхневих вод, що забезпечить руслове врізання, а «річки-агресори» мали у верхів'ях дуже малий стік води, через обмежену площу водозбору. Для більшості річок у верхів'ях спостерігається так звана «зона затухання руслової ерозії» [8].

3. Якщо уявити локальне зростання опадів і стоку води в зоні можливого перехоплення, то враховуючи значно більші розміри давньої долини стоку, глибинно-руслова ерозія її водотоку повинна проходити швидше, ніж регресивне перепилування вододілу верхів'ям «річки-агресора», тим самим віддаляючи їх одна від одної.

4. Після перехвату стоку «річкою-агресором», допливи перехопленої основної ріки, які розташовані нижче за течією від місця перехвату, повинні текти далі у відповідності до похилу долини. У нашому випадку картина дещо інша: річка Путила, наприклад, тече по давній Ясіня-Черемошській долині у зворотньому напрямку.

5. Річки ніколи не перетинаються, а лише зливаються. Перетинання притоками Білий Черемош, Чорний Черемош, Ріка днища древньої долини стоку означає, що стік води по руслу цієї долини у період прориву води через водорозділ був відсутній.

Отже зростання площі водозбору Верхнього Пруту відбулось не за рахунок річкових перехоплень, а внаслідок переливання води, що відбувся під впливом неотектонічної зміни рельєфу, загального похилу території. Слід зазначити, що відомий дослідник Карпат П.Цись на певному етапі свого життя теж заперечував наявність в горах великих та повсюдних перехоплень стоку поздовжніх річкових долин [9].

На прикладі Черемошу розглянемо можливу схему розширення водозбірної басейну (рис.3).

У пізньому плейстоцені (рисс-вюрмський час) відбулось значне підняття гірської частини Карпат, що сприяло створенню загального похилу поверхні землі з півдня на північ. Річки, що мали такий напрям течії отримали

додаткову енергію, а поздовжні річки, навпаки, втратили свій потенціал. Поглиблення рельєфу, створене давньою поздовжньою Ясіня-Черемошською долиною стоку, утворювало незначну перешкоду на такому схилі. Постійного стоку по долині вже не було, оскільки затухання процесу зледеніння в Карпатах сприяло зменшенню стоку води головної ріки і заповненню долини відкладами. Слідуючи основному похилу території, річки-притоки давньої долини стоку (Чорний, Білий Черемош, Ріка, Путиля) перетнули дно цієї долини і здійснили «переливання» в басейн Черемошу. Ймовірно, що цей перелив відбувався шляхом утворення невеликих водойм, розташованих біля лівого борту давньої долини. Такі водойми забезпечували підйом рівня води до висоти, необхідної для перетікання води. Від того як швидко відбувся «перелив» стоку бокових приток в інший басейн, як швидко зруйнувався водороздільний поріг залежить зовнішній вигляд нової річкової долини. Наприклад, долина Білого Черемошу в межах днища древньої долини відносно прямолінійна, вузька і сильно врізана, що свідчить про швидке «перепилювання» порогу. Долина Чорного Черемошу в межах тієї ж давньої долини – широка, звивиста, висота уступу від V до IV тераси поблизу смт. Верховина досягає 40 м. На нашу думку це є наслідком достатньо довгого існування водойми. Затримка процесу «переливання» води Чорного Черемошу в районі смт. Верховина могла бути пов'язана з тим, що тут відносна висота днища давньої долини найменша: 613 м проти 800-900 м в районі р.Путилі. Дно сучасних річок, що врізані в долину, знаходяться на 150 – 300 м нижче її рівня.

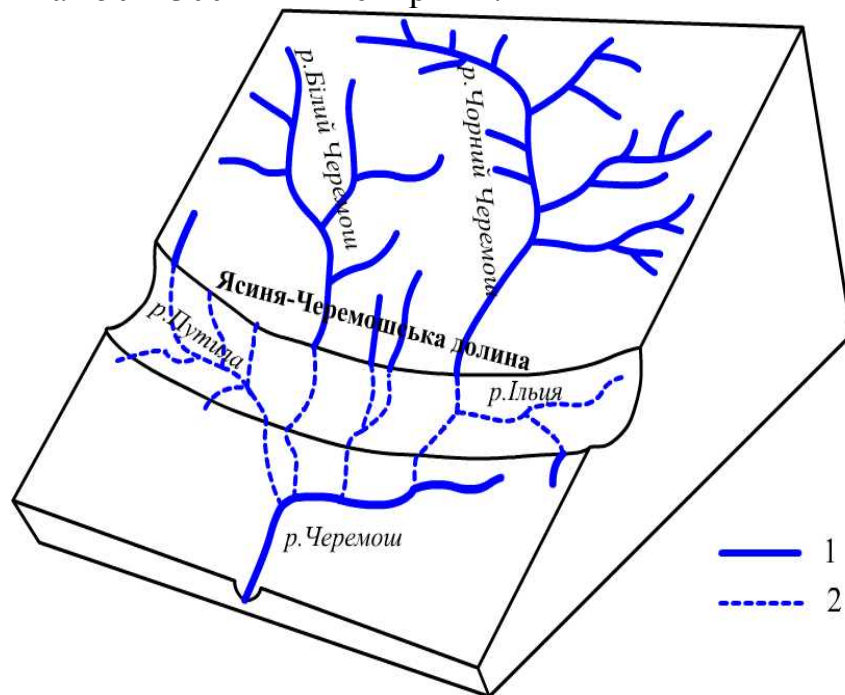


Рис.3. Схематичне зображення фрагмента гідрографічної мережі в районі давньої Ясіня-Черемошської долини стоку: 1- давні річки; 2- молоді річки, утворені на стадії становлення.

Аналогічний процес «переливання» відбувався і зі стоком давньої Багненської долини. Спочатку відбулася зміна напрямку протікання

р.Рибниці в районі м.Косова. Значне зростання стоку води і наносів в р.Черемош внаслідок приєднання водозбору Ясіня-Черемошської долини сприяло активному виносу і відкладенню наносів в межах Багненської долини. Існують беззаперечні докази наявності гірських порід з верхів'їв Білого Черемошу в товщах відкладів цієї давньої долини стоку. Деякий час Черемош протікав по давній виробленій долині, роблячи крутий поворот в місці свого колишнього гирла. Під час одного з високих паводків при активній дії ерозійно-акумулятивних процесів, р.Черемош в районі м. Вижниці перетнув дно давньої долини і здійснив «переливання» своїх вод в басейн р.Рибниці. Це відбулося 45–23 тис. р.н., коли формувався уступ від V до IV тераси. На рівні IV тераси Черемош уже впадав в Прут [5]. Така активна перебудова гідромережі викликала сильне врізання усієї ріки Черемош.

Пізніше р. Рибниця була перехоплена невеликою притокою Пруту і відділившись від Черемошу отримала самостійний стік в Прут. Це було дійсно «перехоплення», що здійснилося внаслідок бокового переміщення русла і прориву води під час великих паводків. Перехват цей молодий, оскільки відбувся під час формування заплави. Це перехоплення надало гідромережі Верхнього Пруту сучасного вигляду (рис. 2Б).

Значні зміни гідрографічної мережі відбуваються і в наш час. Порівняння топографічних карт (польських за 1931-1933 рр. та радянських за 1978, 1992 рр.) дало змогу встановити, що за 50-60 років загальна кількість річок зменшилась приблизно на 20 %. Переважна більшість річок, що зникли, мають 1 порядок. У залежності від місцеположення ріки і типу гідрографічної мережі кількість приток, що зникли, або з'явилися значно змінюється (табл.). Найбільше приток зникло у високогірній зоні. У середньо- та низькогірній зоні кількість приток що зникли всього на 6-10% перевищує кількість приток, що з'явилась. Проте в зоні II відмічено найактивніший процес зникнення і утворення приток II порядку. На нашу думку причиною таких змін є антропогенний чинник: безпосередній чи опосередкований вплив господарської діяльності людини на водозборі. Ймовірно також, що певну роль відіграє і зміна клімату регіону.

Таблиця. Динаміка кількості приток гірської частини басейну Верхнього Пруту за період з 1931-1933 рр по 1978, 1992 рр.

Номер зони (див.рис.1)	Кількість приток I порядку		Кількість приток II порядку	
	що зникли, %	що з'явилися, %	що зникли, шт.	що з'явилися, шт.
I	38,24	9,4	1	-
II	31,5	25,5	6	8
III	30,0	21,2	-	-
IV	47,67	12,62	1	2

Висновки. При дослідженні процесів і закономірностей руслоформування річок Українських Карпат необхідно враховувати особливості розвитку їх гідрографічної мережі. Переважаючим рисунком мережі в басейні Верхнього Пруту є прямокутний і дендритовий.

Особливістю цього басейну є наявність перистого рисунку мережі на пригірлових ділянках приток Верхнього Пруту в передгірній зоні. Формування такого типу мережі пов'язано з інтенсивним врізанням Прута.

Сучасна система гідрографічної мережі гірської частини басейну Верхнього Пруту пройшла дві стадії розвитку: виникнення і становлення. Одні ріки мають давні долини, інші – сформували свої долини відносно недавно, про що свідчить незначний ерозійний вріз. Гідромережа представляє собою полісинтетичне утворення, сформоване на основі численних змін її конфігурації внаслідок приєднання чи відокремлення сусідніх басейнів, активної ерозійно-аккумулятивної діяльності річок та господарської діяльності людини. Вирішальним чинником формування і розвитку гідрографічної мережі є неотектоніка. Саме нерівномірність підняття земної кори сприяла розширенню водозбірної площі, формуванню серії цокольних терас і епігенетичних долин, утворенню своєрідного рисунку мережі.

Приєднання водозбірних територій давніх долин стоку (Ясіня-Черемошської, Багненської) відбувалось не за рахунок великих перехоплення, а внаслідок переливу вод бокових приток через лівий (північний) борт цих долин в систему Верхнього Пруту. При цьому на притоках деякий час існували невеликі водойми, які створювали необхідні умови для переливу води. Річкові перехоплення теж відігравали певну роль у формуванні гідрографічної мережі, але не як наслідок розвитку регресивної ерозії у витоках річок, а переважно, як результат бокового переміщення русла і прориву в сусідню річкову систему під час проходження високих паводків.

Кліматичний чинник та вплив господарської діяльності відображається переважно на річках I, рідше II порядку. За період 1932 – 1978 (92) роки загальна кількість приток I порядку зменшилась майже на 20 %. В зоні низькогір'я зафіксовано також зміна кількості річок II порядку.

Список літератури

1. Кіндюк Б.В. Исследование происхождения и развития речной сети Украинских Карпат / Б.В. Кіндюк // Культура народов Причерноморья, – 2003. - №43. - С.26-30.
2. Кіндюк Б.В. Дослідження параметрів гідрографічної мережі ріки Черемош / Б.В. Кіндюк // Географія і сучасність. Сер. 4. Географія. – 2003. – Вип. 1(10). – С. 122-134.
3. Пазинич В.Г. Геоморфологічний літопис Великого Дніпра / В.Г.Пазинич. – Ніжин : Гідромакс, 2007. - 372 с.
4. Геренчук К.И. О речных перехватах в Прикарпатье / К.И.Геренчук // Изв. ВГО. – 1947. - Вып. 3.
5. Цись П.Н. Геоморфологія УРСР /П.М.Цись. – Львів : Вид-во Львів. ун-ту, 1962. - 224 с.
6. Кожуріна М.С. Деякі питання геоморфології долини ріки Черемош. / М.С. Кожуріна // Наук. записки Чернівецького держ. ун-ту. Серія географічна. – 1955. – Т. XIII, вип. 1.. – С.60-69.
7. Кандічанський Д. Морфогенетичний аналіз поверхонь вирівнювання Українського Передкарпаття / Д. Кандічанський // Вісник Львів. ун-ту. Сер. Геогр. – 2008. – Вип.35. – С. 118-129.
8. Жандаев М.Ж. Регрессивная эрозия и перехват верховья реки (на примере рек Заилийского Алатау) / М.Ж. Жандаев // Геоморфология. – 1975. – Вып. 1.– С. 73–77.
9. Ковальчук І. Професор Петро Цись : внесок у розвиток української геоморфології / Іван Ковальчук //Історія української географії. – 2004. – Вип. 2/10. - С. 7-12.

Формування гідрографічної мережі гірської частини басейну Верхнього Пруту
Костенюк Л.В, Смирнова В.Г.

Установлено, що збільшення розмірів площі водозбору Верхнього Прута відбулося в результаті «переливу» стоку води сусідніх давніх долин в басейн Пруту. Вирішальним фактором формування гідромережі є неотектоніка. Господарська діяльність і зміни клімату сприяли скороченню на 20% кількості річок I порядку.

Ключові слова: річка, гідрографічна мережа, річкова долина, Верхній Прут, порядок річки, притока.

Формирование гидрографической сети горной части бассейна Верхнего Прута
Костенюк Л.В, Смирнова В.Г.

Установлено, что увеличение размеров площади водозбора Верхнего Прута произошло в результате «перелива» стока воды соседних древних долин в бассейн Прута. Решающим фактором формирования гидросети является неотектоника. Хозяйственная деятельность и изменения климата способствовали сокращению на 20% количества рек I порядка.

Ключевые слова: река, гидрографическая сеть, речная долина, Верхний Прут, порядок реки, притоки.

Forming of Drainage Network at the mountain area of Upper Prut Basin
Kostenyuk L., Smirnova V.

It is determined that catchment area increasing of Upper Prut happened due to overflow from adjacent ancient valleys. Main factor of drainage network forming is neotectonic. Economic activity and climate changes caused the reduction of a quantity of I order rivers on 20%.

Keywords: river, drainage network, river valley, Upper Prut, stream order, tributary.

Надійшла до редколегії 05.02.10

УДК 556.482

Манівчук В.М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ПРОБЛЕМА ПІДТОПЛЕННЯ ГІРСЬКИХ НАСЕЛЕНИХ ПУНКТІВ
ЗАКАРПАТТЯ МАЛИМИ ВОДОТОКАМИ

Ключові слова: паводки, підтоплення, гідрологічний режим, опади, водозбір, максимальна витрата

Актуальність теми. Проблема паводків на Закарпатті вже стала невід'ємною частиною, самої назви „Закарпаття”. Якщо раніше про Закарпаття згадували, як про чудовий край чистих річок, гірських полонин та нескінченних лісових масивів, зараз все більше згадують про паводкову небезпеку цього регіону. Що ж сталося з райськими землями „Срібної землі”? Відповідь на це запитання, не може бути однозначною, через його складність та багатofакторність. Але актуалізація проблеми підтоплення

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

населених пунктів місцевим стоком малих водотоків – стала найбільш актуальною саме через боротьбу з паводками на основних річках Закарпаття.

Метою дослідження є вивчення причин та умов підтоплення східної частини смт Великий Бичків від безіменного водотоку по вулиці Духновича та струмка Млинівка, а також розробка рекомендацій, щодо зменшення збитків від підтоплення адміністративних та жилих будівель в цьому населеному пункті.

Аналіз попередніх досліджень. Вивчення гідрологічного режиму малих водотоків на Закарпатті проводиться Державною гідрометеорологічною службою, в Міжгірському районі Закарпатської області, на базі Закарпатської воднобалансової станції, але нажаль ці дослідження, не можуть бути використані для вибраної території, через особливості антропогенного втручання в гідрологічний режим та морфологічні зміни русла цього потоку. Детальні дослідження характеристики дощових паводків цього потоку, проведено протягом 2009-2010 рр., в рамках реалізації міжнародного демонстраційного проекту ПРООН ГЕФ «Комплекс заходів з інтегрованого управління земельними і водними ресурсами у Верхній Тисі, Україна – Румунія» (на прикладі смт Великий Бичків, с. Бочкою-Маре), науковцями Київського університету Тараса Шевченка (Ободовський О., Онищук В.) та Білоруським Центральним НДІ комплексного використання водних ресурсів, м. Мінськ (Корнеєв В. Титов К.) [1].

Методика досліджень. З метою вивчення фактичних причин підтоплення адміністративних та жилих будівель східної частини смт Великий Бичків, проведено польові дослідження гідрографічного басейну водотоку по вулиці Духновича, зібрано архівні матеріали, щодо фактів підтоплення цього села місцевим стоком. Проведено детальний аналіз та розрахунок формування місцевого стоку, а також досліджено частоту накладання піків проходження паводків на річці Тисі та водотоку по вулиці Духновича.

Загальна характеристика питання. Запроваджена на території Закарпаття Схема комплексного протипаводкового захисту в басейні р. Тиса у Закарпатській області на 2002-2006 роки та прогноз до 2015 року (затверджена постановами КМУ № 1388 від 24.10.2001 та № 130 від 13.02.2006 р.), вже сьогодні принесла свої позитивні результати для населених пунктів басейну річки Тиси. Першочерговими заходами програми проведено реконструкції існуючих та будівництво нових дамб в басейні річки Тиса. Протягом 2006-2009 років в рамках комплексної протипаводкової програми в басейні р. Тиса у Закарпатській області на 2002-2006 роки та прогноз до 2015 року в області реконструйовано та побудовано 105,9 км. дамб [2]. Встановлено берегоукріплення та реконструйовано існуючі гідротехнічні споруди на 43,6 км. Такі кардинальні заходи, дозволили додатково захистити 87 населених пунктів Закарпаття від шкідливої дії високої води вже у 2008 році (табл.1), при проходження катастрофічного липневого паводка, який для Великого Бичкова був вищим за історичний на 19 см. Та чи все так добре, як би нам хотілося. Чи

захистилися ми від паводків, чи можливо просто виграли у природи трішки часу?

Таблиця 1. Відомості підтоплення селища Великий Бичків паводками 1998 та 2001 років [3]

Рівень над "0" графіка поста	Рівень в м абс.	Загроза для об'єкта	Якого шкідливого впливу було завдано	Інші негативні наслідки	Дата підтоплення
520	299.98	підтоплення	<i>Розмито:</i> - у смт В.Бичків берегоукріплення на протязі 100 м, в результаті чого було підтоплено 139 будинків, консервний завод, лісокомбінат, велику к-сть присадибних ділянок, магазин; - берегоукріплення погранзони п 304 та 305 на протязі 250 м; - берегоукріплення автодороги В.Бичків-Рахів. <i>Зруйновано:</i> - вимірювальні гідрометричні споруди ГП.	Великої шкоди завдано річкою Шопурка, яка була в підпорі від Тиси	5.11.98 5-6.03.01

Будівництво дамб по всій довжині р. Тиса, сьогодні діє як „міжнародна гідротехнічна гонка озброєнь”, активну участь в якій одночасно приймають Україна, Румунія та Угорщина. Хоча і проводяться ці роботи по узгодженню з суміжними прикордонними країнами, та без цілісного (басейнового) екологічного висновку, щодо можливих наслідків такого господарювання. Вимушене прируслове будівництво дамб, звуження русел річки шляхом розширення кріплення берегів та локального захисту населених пунктів призводить до зменшення пропускної здатності потоку, і вимушеного збільшення рівня води та швидкості течії річки. Що ж в цьому поганого, адже головне, досягнення вже сьогодні позитивного результату у питанні захисту від підтоплення р. Тисою. Це дійсно так і водогосподарські служби добре виконали свою місію на цьому етапі. Але основним негативом, що відійшов на другий план, є збільшення на порядок ступеня небезпеки, який потенційно несе в собі аварійний прорив водозахисної споруди. Штучне збільшення висоти паводку та швидкості потоку при тій самій витраті, зменшує шанси водогосподарських служб країн басейну Верхньої Тиси, оперативно та якісно відреагувати на можливі прориви дамб. Теоретично, річка протягом декількох десятиліть врівноважить похили своєї водної поверхні на ділянках, де відбулися морфологічні зміни русла, шляхом відкладання донних наносів. Це може призвести до значних вертикальних врізань у верхів'ї Тиси, та інтенсифікації процесу відкладання наносів в середній частині Верхньої Тиси. Це тягне за собою ряд екологічних та соціально-економічних проблем для населених пунктів Верхньої Тиси.

Але найбільш вираженою проблемою, яка виникла в результаті будівництва дамб вздовж річки, стала проблема обмеження природного стоку малих потоків, в межах населених пунктів. Якщо в нижній частині річок, населені пункти знаходяться на безпечній відстані від річки, то у верхній (гірській) частині, через особливості місцевого рельєфу, такої можливості просто не існує. Для їх захисту, дамби збудовані по всій довжині населеного пункту, звужуючи при цьому гирла малих водотоків. З метою пропуску місцевого стоку при одночасному захисті населеного пункту від проходження паводку на основній річці, запроектовано та збудовано регулюючі гідротехнічні споруди (шлюзи та водовипуски). А відведення місцевого стоку заплановано проводити штучним шляхом, за допомогою потужних водяних насосів. Така схема захисту є ідеальною, якщо враховано всі фактори та ризики локального захисту населеного пункту. Насамперед це стан та готовність водогосподарських споруд та засобів, для захисту населеного пункту від підтоплення. Що мається на увазі. Перш за все, це справність механізму запірних гідротехнічних споруд і водяного насосу. Наявність людських, енергетичних та технічних ресурсів для проведення протипаводкового захисту населеного пункту. По друге, повинно бути чітко розраховано та забезпечено акумуляцію та відведення об'єму локального стоку з розрахунку на певну ймовірну забезпеченість, а для інших сценаріїв повинні бути розроблені рекомендації плану дій локального захисту адміністративних та житлових будівель. Іншим пріоритетним фактором – є постійний контроль за пропускною здатністю русла потоку та його підмостових переходів через засмічення та замулення донними наносами. Саме такі, основні проблеми захисту населеного пункту Великий Бичків, виявлено при вивченні питання, протипаводкового захисту від місцевого стоку.

Струмок Млинівка та безіменний водотік по вулиці Духновича протікають через східну частину смт Великий Бичків Рахівського району Закарпатської області і злившись в нижній частині течії, впадають в річку Тису, як одна правобережна притока. Стік цих водотоків формується з водозбірної площі 3,096 км² і має досить значні похили, як русла так і басейну (табл. 2 та рис. 1). Загальна протяжність водотоку Млинівка та безіменного водотоку по вулиці Духновича складає 3,5 км, з яких майже три кілометра це довжина безіменного потоку по вулиці Духновича. Саме стік, що формується в цьому суббасейні і наносить найбільшу шкоду східній частині Великого Бичкова. Це пов'язано не тільки з його розмірами, але і характерністю розміщення русла відносно водозбірної площі.

Таблиця 2. Морфологічні характеристики водотоків Млинівки та по вулиці Духновича

№ п/п	Морфологічні характеристики	Басейн потоку	
		Млинівка	Духновича
1	Площа водозбору, км ²	2,49	2,85
2	Довжина водотоку, км	0,60	2,92
3	Середній похил водозбору, ‰	57,5	103,2
4	Середній похил русла, ‰	1,5	94,8
5	Лісистість водозбору, %	2,0	40,7



Рис. 1. Водозбірна площа безіменного потоку по вул.. Духновича в смт. В.Бичків

Натомість, струмок Млинівка є штучно створеним водним об'єктом, який побудований для підживлення ґрунтових вод невеликого мікрорайону смт Великий Бичків. Забираючи воду з річки Шопурка, струмок Млинівка, перерізає схил що відноситься до басейну річки Шопурка і перехопивши частину її стоку зливається з водотоком по вулиці Духновича вже біля впадіння в річку Тиса. Враховуючи нехарактерність напрямку русла по відношенню до вектора схилового стоку та незначні похили, вплив даного водного об'єкту на паводковий гідрологічний режим є незначним. Станом на сьогодні, струмок Млинівка вже не виконує покладених на нього функцій по

підживленню водного горизонту. Це пов'язано з значним вертикальним врізанням русла річки Шопурка. На сьогодні вказаний струмок є тимчасово діючим водним об'єктом, який функціонує тільки при випадінні сильних дощів.

Згідно детальної оцінки рядів спостережень за опадами по смт Великий Бичків з врахуванням басейнових та руслових характеристик отримано максимальний розрахунковий шар опадів безперервного дощу та максимальну інтенсивність опадів за добу різних ймовірностей (табл. 3).

Таблиця 3. Характеристики шару та інтенсивності опадів дощових паводків в смт Великий Бичків

Характеристика	Ймовірність перевищення (забезпеченість) по відношенню до 15 річного періоду			
	1% (1 раз в 15 років)	5% (1 раз в 3 роки)	10% (1 раз в 1-1,5 роки)	25% (2 рази на рік)
Шар опадів H_T , мм	94,1	56,6	41,3	22,0
Максимальна інтенсивність H' , мм/доб.	51,6	31,8	23,5	14,6

Примітка. H_T – шар опадів безперервного дощу, а H' - максимальна інтенсивність опадів за добу.

З метою оцінки розрахункових показників, проведено аналіз 530 випадків формування дощових паводків тривалістю від 1 до 14 днів. На основі отриманих показників інтенсивності опадів та шару стоку, проведено розрахунок максимальних витрат води та об'єму стоку дощових паводків, що становить $= 7,39 \text{ м}^3/\text{с}$ при об'ємі стоку 134 тис. м^3 .

На основі даних максимального добового шару опадів для аномального дощового паводку виконано розрахунки величини максимальної витрати води 1% забезпеченості, яка становить $= 10,0 \text{ м}^3/\text{с}$ при об'ємі стоку 383,2 тис. м^3 . Для розрахунку максимальних витрат води використано формулу Д.Л. Соколовського [3].

Такий критичний об'єм води формується в нижній частині потоку за дуже короткий час (від 16 до 30 годин) створюючи при цьому, підтоплення жилих та адміністративних будинків.

За розрахунками, наведеними в [1], стік який формується на водозбірній площі надходить до русла протягом 40-50 хв. зі швидкістю добігання хвилі паводку – від 7 до 10 хв., що виключає можливість прийняття тривалих рішень. Саме за цієї особливості, найбільш прийнятним є рішення встановлення біля водовипускного шлюзу стаціонарних водяних насосів.

Водозахисна дамба в смт Великий Бичків була споруджена після катастрофічних паводків 1998 та 2001 року, тому складно оцінити вплив існуючої дамби і роботи шлюзу саме для цих випадків. Але розглянувши теоретичні розрахунки [1], співставивши їх з даними державної гідрометеорологічної служби про кількість та інтенсивність опадів, а також

рівень води на р. Тиса в районі смт Великий Бичків, можна зробити висновок, що при листопадовому паводку 1998 року було можливим підтоплення господарств і від локального паводку на безіменному водотоці по вулиці Духновича (рис. 2.)

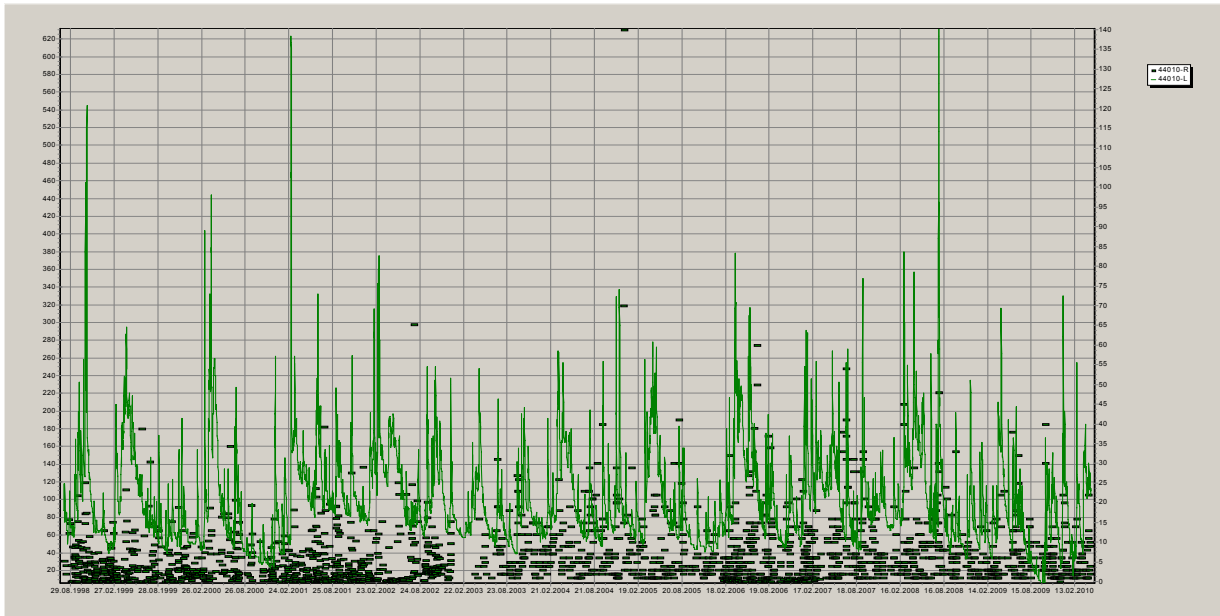


Рис. 2. Суміщений графік ходу рівня води та кількості опадів по гідрологічному посту Великий Бичків, розташованому на р. Тиса

У 2001 році, співпадіння формування локального паводку на водотоці по вул.Духновича та паводку на річці Тиса не відбулося. Натомість споруди смт В.Бичків було сильно підтоплені водами р.Тиса.

Вже у 2008 році, в басейні Верхньої Тиси пройшов катастрофічний липневий паводок. На цей раз смт Великий Бичків було повністю захищене від високих рівнів води на річці Тиса, та за рахунок спів падіння піку паводку на річці Тиса та безіменному потоці по вул. Духновича відбулося підтоплення 29 приватних господарств та споруд селища.

Висновки. Наведений перебіг подій, свідчить, що робота по захисту населених пунктів від підтоплення паводками не повинна закінчуватися захистом від основних річок. А справа розпочата Держводгоспом України по захисту населених пунктів, розташованих на малих річках, повинна бути продовжена і для локального захисту населених пунктів від підтоплення місцевим стоком. Для цього необхідно якнайперше провести ряд першочергових заходів:

- З метою покращення оперативності прийняття рішень на водовипускному шлюзі повинні бути встановлені гідрологічні водомірні рейки з позначками максимального критичного рівня підтоплення будівель та споруд селища.

- Для оперативного зниження рівня води в потоці Духновича, необхідно передбачити електричні механізми закриття або відкриття водорегулюючого шлюзу (швидкість закриття чи відкриття шлюзу збільшується в десяток разів).

- Для примусового відкачування надлишкової води локального стоку необхідно передбачити пересувні, або стаціонарні насоси, потужністю 1,0-1,5 м³.

- Термінове розроблення регламенту роботи водовипускного шлюзу та методики прогнозу швидкості підняття води в р. Тисі та на безіменному потоці по вул. Духновича;

- Протипаводковою комісією смт В.Бичків повинні систематично проводитися обстеження пропускної здатності підмостових переходів та відсутності побутового сміття в руслі та на берегах потоку Духновича.

Такий комплекс заходів, може значно знизити ймовірність підтоплення будівель та споруд смт Великий Бичків при формуванні дощових паводків на водотоках Млинівка та по вул. Духновича.

Список літератури

1. Рабочий отчет. «Количественные характеристики дождей паводков ручья по ул. Духновича (н.п. Великий Бычков) и предварительные рекомендации по снижению их негативных последствий» / В.Н. Корнеев, К.С. Титов, А.Г. Ободовский, В.В. Онищук. – В. Бычков, 2010. 2. Схема комплексного протипаводкового захисту в басейні р.Тиси у Закарпатській області на 2002-2006 роки та прогноз до 2015 року (затверджена постановами КМУ № 1388 від 24.10.2001 та № 130 від 13.02.2006 р.). 3. Аналітичні матеріали Закарпатського ЦГМ «Відомості про небезпечні позначки рівнів води по постах Закарпатської області», м.Ужгород, 2009р. 4. *Горошков И.Ф.* Гидрологические расчёты / И.Ф. Горошков. – Л. : Гидрометеиздат, 1979. – 432с. 5. Вихідні матеріали Закарпатського ЦГМ. – Ужгород, 1998, 2001, 2008.

Проблема підтоплення гірських населених пунктів Закарпаття малими водотоками

Манівчук В.М.

Проаналізовані причини підтоплення смт Великий Бичків дощовими паводками малих водотоків і проведено оцінку економічної доцільності заходів по покращенню протипаводкового захисту будівель та споруд.

Ключові слова: паводки, підтоплення, гідрологічний режим, опади, водозбір, максимальна витрата.

Проблема подтопления горных населенных пунктов Закарпатья малыми водотоками

Манивчук В.М.

Проведен анализ причин подтопления пгт Великий Бычков дождевыми паводками малых водотоков и выполнена оценка экономически целесообразных мероприятий по улучшению противопаводковой защиты строений и сооружений.

Ключевые слова: паводки, подтопление, гидрологический режим, осадки, водосбор, максимальный расход.

Flooding at mountain settlements in Zakarpattya by small streams

Manivchuk V.M.

The analysis of the reasons of flooding at settlements Velykyi Bychkiv caused by rain floods at small streams is done. The assessment of economy expediency of improvement of flood protection measurements of that settlement is done.

Keywords: floods, flooding, hydrological regime, precipitation, catchment, maximum discharge.

Надійшла до редколегії 01.02.10

УДК [556.531.4:546.3] (282.247.32)

Линник П.М., Зубко О.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ МІГРАЦІЇ РІЗНИХ ФОРМ МЕТАЛІВ З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ЗА ДІЇ ДЕЯКИХ ЧИННИКІВ СЕРЕДОВИЩА

Ключові слова: донні відклади; вода; метали; форми міграції; фактори середовища; вторинне забруднення.

Вступ. Значна частина металів при надходженні у поверхневі водойми здатна накопичуватися у донних відкладах, що часто розглядається як позитивне явище, оскільки відбувається самоочищення водного середовища [1, 2]. Найбільшою накопичувальною здатністю характеризуються, зазвичай, мулисті донні відклади. Однак це не слід розглядати як самоочищення водної екосистеми в цілому, бо донні відклади дуже часто залишаються забрудненими. Накопичення металів у донних відкладах не сприяє їхньому незворотному вилученню з водного середовища, а це означає, що за дії певних чинників цілком вірогідне їхнє повторне надходження у воду, що контактує з донними відкладами [1, 2]. До найважливіших чинників, що сприяють зростанню міграційної рухливості металів у системі “донні відклади – вода”, належать, насамперед, погіршення кисневого режиму у водоймі, наявність у воді підвищеного вмісту органічних речовин та мінеральних солей, зниження рН водного середовища та деякі інші, прояв яких може відбуватися як сукупний.

Повторне надходження сполук металів із донних відкладів призводить до істотного зростання їхньої концентрації у придонній воді, а це неминуче супроводжується погіршенням її якості як за формальними, так і за фактичними ознаками [3].

З екологічних позицій надзвичайно важливо знати, наскільки це небезпечно для життєздатності і розвитку гідробіонтів, оскільки відомо, що деякі метали характеризуються не лише певними токсичними, але і канцерогенними властивостями [4–6]. Переконливу відповідь на це питання можна отримати лише у тому випадку, коли відомо, у вигляді яких форм домінує той чи інший метал у водному середовищі. На сучасному етапі досліджень відомо, що токсичність води, забрудненої сполуками металів, зокрема тих, що належать до групи важких, визначається значною мірою домінуванням у ній так званих вільних (гідратованих) іонів або аквакомплексів металів. Комплексоутворення за участю неорганічних і особливо природних органічних лігандів призводить до істотного зниження

або повного зникнення токсичності металів [7–9]. Це наводить на думку, що у процесі дослідження рівня вторинного забруднення води сполуками металів важливо звертати увагу не лише на загальну їхню концентрацію, але і на вміст і співвідношення різних форм, зокрема вільних іонів і комплексних сполук з розчиненими органічними речовинами (РОР). Зазначене набуває особливої актуальності як з екологічної точки зору, так і з позицій розшифровки надходження окремих форм металів у загальному балансі їхньої міграції з донних відкладів.

Мета досліджень полягала у встановленні форм металів, у вигляді яких вони мігрують з донних відкладів за дії анаеробних умов, підвищеного вмісту у воді органічних речовин і мінеральних солей та зниження рН.

Матеріал і методи досліджень. У процесі досліджень використано низку ізольованих скляних акваріумів місткістю 12 або 18 дм³, заповнених природною водою і свіжовидібраним мулом з верхньої ділянки Канівського водосховища у співвідношенні 10:1. Дефіцит розчиненого кисню з одночасним зниженням рН води до 6,0 досягалися шляхом додавання до природної води з мулом розчинів сульфиту натрію (Na₂SO₃) та оцтової кислоти (CH₃COOH) в кількостях відповідно до проведених розрахунків. Підвищений вміст у воді органічних речовин створювали додаванням до природної води гумінових або фульвокислот (ГК, ФК). Для цього використовували ГК фірми “Fluka” з початковою концентрацією 500,0 мг/дм³ та ФК, попередньо вилучені з води верхньої ділянки Канівського водосховища. Концентрація доданих ГК і ФК у воді акваріумів становила відповідно 4,0, 10,0 і 20,0 мг/дм³ та 8,0, 16,0 і 32,0 мг/дм³. Підвищена мінералізація природної води створювалася розчиненням у ній відповідних солей у пропорції, близькій до складу води східної ділянки Дніпровсько-Бузького лиману [10]. Загальна мінералізація води в акваріумах з мулистими донними відкладами дорівнювала відповідно 0,3 г/дм³ (початкова природна вода без додавання солей), 2,3 та 4,9 г/дм³. Для зниження величини рН природної води з 8,3 до 7,0 і 6,0 та підтримання її на рівні цих значень у процесі експерименту використовувався розчин CH₃COOH.

Концентрацію металів у воді, що контактувала з донними відкладами за дії різних чинників, визначали за допомогою високочутливих хемілюмінесцентних методів (Mn, Cu) та методу анодної інверсійної вольтамперометрії (Zn, Pb) [11]. Характерною особливістю цих методів є не лише їхня висока чутливість (аналіз ведеться безпосередньо у воді без попереднього її концентрування), але і можливість визначення концентрації різних форм металів, зокрема вільних іонів і комплексних сполук з РОР. Загальний вміст розчинених у воді металів знаходять після повного фотолізу (фотохімічного розкладу) РОР за дії УФ-світла, а концентрацію комплексів – за різницею між загальним вмістом і концентрацією вільних іонів.

Хімічну природу комплексів металів і їхній молекулярно-масовий розподіл досліджували методами іонообмінної та гель-хроматографії. У першому випадку використовували скляні колонки, заповнені іонообмінними целюлозами ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ

(карбоксиметилцелюлоза). У другому – скляну колонку з TSK-гелем HW-50F (Японія).

Результати досліджень та їх обговорення. Серед досліджених нами металів (Mn, Cu, Zn, Pb) Mn(II) мігрував в найбільших кількостях, що зумовлено, з одного боку, високим його вмістом у поровому розчині порівняно з іншими металами, а з іншого – домінуванням у вигляді вільних іонів Mn^{2+} , що характеризуються найбільшою рухливістю порівняно з іншими формами знаходження. Нижче (рис. 1) для співставлення наведено відповідні дані щодо максимального вмісту розчинених форм металів у воді після їхнього надходження з донних відкладів.

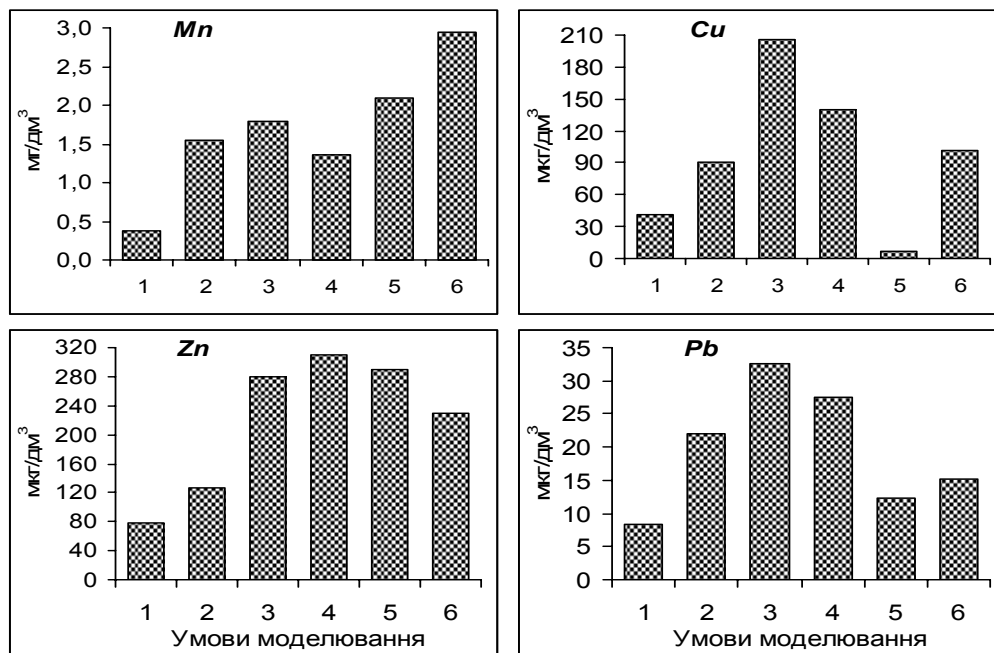


Рис. 1. Максимальні концентрації розчинених металів у природній воді, що контактувала з мулистими донними відкладами за дії різних чинників середовища. Тут і на рис. 2: 1–6 – донні відклади і природна вода у співвідношенні 1:10 відповідно в аеробних (1) і анаеробних (2) умовах, з добавками 20,0 мг/дм³ ГК (3), 32,0 мг/дм³ ФК (4), 4,9 г/дм³ солей (5) і рН води 6,0 (6)

Можна пересвідчитися у тому, що концентрація розчинених металів після надходження з донних відкладів істотно зростала в анаеробних умовах, тобто за повного дефіциту O_2 . Однак найбільша міграція металів, крім Mn(II), спостерігалася за підвищеного вмісту у воді гумусових речовин (ГР). Це пояснюється тим, що іони Cu^{2+} , Zn^{2+} і Pb^{2+} активно зв'язуються в комплексні сполуки з цими природними органічними речовинами, на відміну від іонів Mn^{2+} , які утворюють, зазвичай, слабкі комплексні сполуки із зазначеними лігандами [7]. Крім того, підвищений вміст ГР у воді спричинив формування анаеробних умов у експериментальних системах, оскільки ці органічні кислоти характеризуються певними відновлювальними властивостями [12], а тому витрати розчиненого кисню на їхнє окиснення істотно зростали. За таких умов у досліджуваних системах відбувався сукупний прояв дефіциту кисню і комплексоутворення, що і зумовило активне надходження металів з донних відкладів.

Підвищена мінералізація води по-різному впливає на міграцію металів з донних відкладів [13]. Надходження Mn(II) і Zn(II) було досить активним, тоді як Pb(II) і особливо Cu(II) істотно знизилося. Найвірогідніше, це пояснюється зростанням коагуляції ГР внаслідок нейтралізації їхнього заряду через збільшення у воді солей (катіонів металів), агрегації частинок та подальшої їхньої седиментації. З ними осідали також метали, що були зв'язані у комплексні сполуки. Однак це стосується меншою мірою мангану і цинку, бо їхнє надходження з донних відкладів могло відбуватися також шляхом іонного обміну при збільшенні у воді мінеральних солей. Це знайшло своє підтвердження при дослідженні співвідношення між часткою вільних іонів металів і часткою їхніх комплексних сполук з РОР, про що йтиметься нижче. Зниження величини рН найбільше вплинуло на надходження Mn(II) з донних відкладів. Це зумовлено тим, що міграція мангану зростає за умов дефіциту кисню, але вона стає набагато істотнішою при одночасному зниженні концентрації O₂ та значення рН води, що контактує з донними відкладами.

Частка вільних іонів металів відрізнялася не лише для різних металів, досліджуваних нами, але й істотно змінювалася за дії окремих чинників, у чому можна пересвідчитися на прикладі даних, наведених на рис. 2.

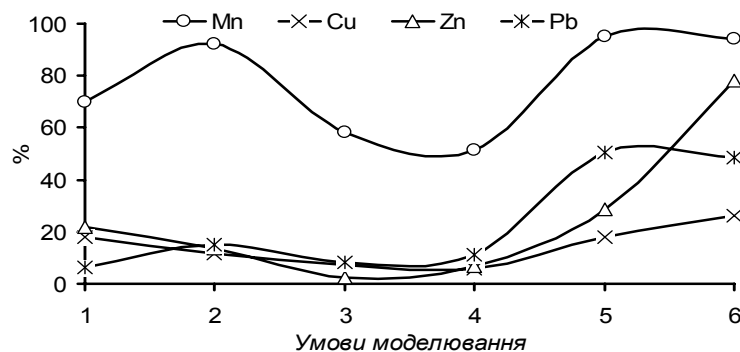


Рис. 2. Частка вільних іонів у загальній концентрації розчинних металів у природній воді після її взаємодії з донними відкладами за дії різних чинників середовища

Манган мігрує з донних відкладів переважно у вигляді вільних іонів Mn²⁺, частка яких становить 70–98%. Відносний вміст цієї його форми істотно знижується (до 50–60%) лише за наявності у воді підвищеного вмісту ГР, що пов'язано з комплексоутворенням. Надходження інших металів з донних відкладів відбувається головним чином у вигляді комплексних сполук з РОР. Частка таких комплексів у воді досягала для Cu(II) 82–95%, Zn(II) – 78–98%, Pb(II) – 86–95%. Це свідчить про домінування останніх у поровому розчині мулистих донних відкладів. Здатність до обміну комплексних сполук металів з РОР залежить від величини їхньої молекулярної маси. Комплекси з меншою молекулярною масою характеризуються, зазвичай, більшою рухливістю і здатністю до обміну між донними відкладами і водою, що контактує з ними. Однак за впливу підвищеної мінералізації води або зниження значення її рН відносний вміст вільних іонів металів зростає. Особливо помітним це було для Zn(II) і Pb(II) (див. рис. 2). За підвищеного вмісту солей у воді певна

частина металів внаслідок іонного обміну надходить з донних відкладів спочатку до порового розчину, а потім потрапляє шляхом дифузії у воду, що взаємодіє з ними. Тому і збільшується частка вільних іонів серед розчинних форм металів. Підкислення води та подальше істотне зниження концентрації розчиненого кисню як наслідок цього призводять до розчинення твердих субстратів і вивільнення із їхнього складу адсорбованих ними металів, що також супроводжується підвищенням частки вільних іонів серед розчинених форм.

За хімічною природою більша частина комплексних сполук металів належить до аніонної фракції РОР, тобто зв'язування іонів металів у комплекси відбувається головним чином за участю ГР, які складають основу цієї фракції як у поровому розчині донних відкладів, так і у воді після її взаємодії з останніми. Частка аніонних комплексів металів досягає 50–80%. Решту складають катіонні (переважно з білковоподібними речовинами) та нейтральні (в основному з вуглеводами) комплексні сполуки. Співвідношення комплексних сполук металів з РОР різної хімічної природи може змінюватися залежно від впливу того чи іншого чинника середовища. Наприклад, при взаємодії з донними відкладами води з підвищеною мінералізацією частка аніонних комплексів металів, зокрема $Zn(II)$ і $Pb(II)$, дещо знижується (рис. 3), оскільки відбувається нейтралізація заряду ГР, їхня агрегація та седиментація. Певна частина металів у такому випадку також седиментує, оскільки зв'язана з ГР.

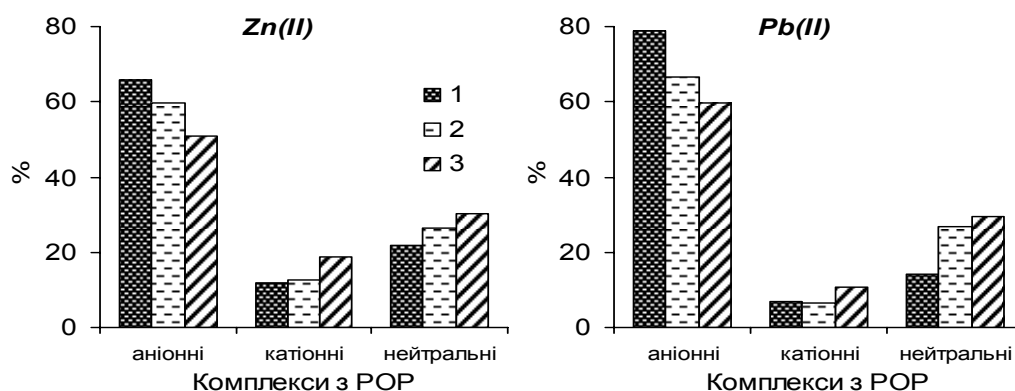


Рис. 3. Розподіл $Zn(II)$ і $Pb(II)$ серед комплексних сполук з РОР різної хімічної природи у природній воді з різними величинами мінералізації після її взаємодії з мулистими донними відкладами. 1, 2, 3 – мінералізація води відповідно 0,3, 2,3 і 4,9 г/дм³

Результати дослідження молекулярно-масового розподілу комплексів металів з РОР аніонної фракції як найпоширенішої показали, що переважна частина металів мігрує з донних відкладів у вигляді сполук, молекулярна маса яких не перевищує 2,0 кДа. У природній воді після її взаємодії з донними відкладами частка таких комплексів у загальній сумі аніонних комплексних сполук (переважно з ГР) досягала 75–87% для $Zn(II)$ і 68–85% для $Pb(II)$, про що свідчать відповідні дані, наведені на рис. 4.

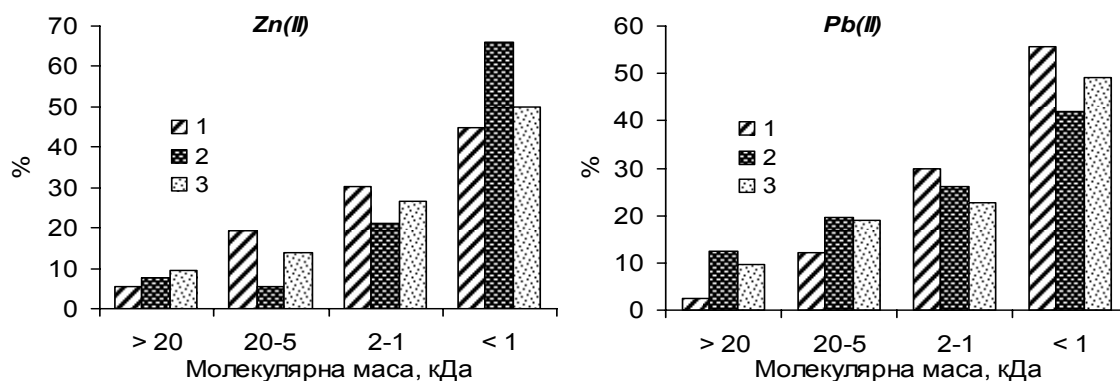


Рис. 4. Розподіл Zn(II) і Pb(II) серед комплексних сполук з РОР аніонної фракції у природній воді після її взаємодії з мулистими донними відкладами за дії різних чинників. 1 – анаеробні умови, 2 – концентрація ФК, доданих до природної води, 32,0 мг/дм³, 3 – мінералізація води 4,9 г/дм³

Одержані результати є вагомою підставою вважати, що міграція металів з донних відкладів відбувається переважно за рахунок або їхніх вільних іонів (Mn^{2+}), або комплексних сполук з РОР з відносно невисокими значеннями молекулярної маси (Cu^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} , Al^{3+} , Cr^{3+} та інші).

Висновки. Таким чином, сукупний прояв низки чинників, а саме дефіциту розчиненого у воді кисню, збільшення в ній концентрації органічних речовин та мінеральних солей і зниження величини рН, призводить до зростання міграційної рухливості металів у донних відкладах та їхньої здатності до обміну і переходу у водне середовище. Вторинне забруднення природної води сполуками металів веде до погіршення її якості через істотне зростання їхніх концентрацій. Однак з екологічних позицій важливо знати про співвідношення вільних іонів металів і їхніх комплексних сполук з РОР, що відрізняються за ступенем своєї токсичності для живих організмів. Наявність у воді високих концентрацій вільних іонів Mn^{2+} небажана, оскільки сприяє посиленню дефіциту O_2 внаслідок зростання його витрат на їхнє окиснення. Формування анаеробних зон сприяє накопиченню у воді елементів у відновленій формі (NH_4^+ , H_2S тощо), що також поглиблює токсичність водного середовища. Водночас, переважне знаходження більшості металів у воді у складі комплексних сполук з РОР варто оцінювати як позитивне явище, бо саме за рахунок комплексоутворення знижується ступінь їхньої токсичності для гідробіоти. Зниження величини рН води та підвищення в ній вмісту мінеральних солей можуть бути одними з чинників, що зумовлюють деяке зростання концентрації вільних іонів металів, а заодно і підсилення токсичності води.

Список літератури

1. Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков, А.К. Рябов. – К. : Наук. думка, 1987. – 164 с.
2. Линник П.Н. Донные отложения водоемов как потенциальный источник вторичного загрязнения водной среды соединениями тяжелых металлов / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. – 1999. – Т. 35, № 2. – С. 97–109.
3. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський, О.П. Оксіюк та ін. – К. :

Символ-Т, 1998. – 28 с. 4. *Dirilgen N.* Speciation of chromium in the presence of copper and zinc and their combined toxicity / *Dirilgen N., Dogan F.* // *Ecotoxicol. and Environ. Safety.* – 2002. – Vol. 53. – P. 397–403. 5. *Pickering W.F.* General strategies for speciation // *Chemical speciation in the environment* / Ed. A.M. Ure, C.M. Davidson. – L.: Blackwell, 1995. – P. 9–31. 6. *Chemistry of the Environment (Second Edition)* / *Bailey R.A., Clark H.M., Ferris J.P., Krause S., Strong R.L.* – Academic Press, 2002. – 835 p. 7. *Линник П.Н.* Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец. – Л. : Гидрометеиздат, 1986. – 270 с. 8. *Мур Дж.В.* Тяжелые металлы в природных водах: контроль и оценка влияния / Дж.В. Мур, С. Рамамурти. – М. : Мир, 1987. – 288 с. 9. *Моисеенко Т.И.* Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. – М. : Наука, 2006. – 261 с. 10. Днепроовско-Бугская эстуарная экосистема / Жукинский В.Н., Журавлева Л.А., Иванов А.И. и др. – К. : Наук. думка, 1989. – 240 с. 11. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка. – К. : Логос, 2006. – 408 с. 12. Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции / П.Н. Линник, Т.А. Васильчук, Р.П. Линник, И.И. Игнатенко // Методы и объекты химического анализа. – 2007. – Т. 2, № 2. – С. 130–145. 13. *Линник П.М.* Вплив мінералізації на міграцію Zn(II) і Pb(II) в системі “донні відклади – вода” / П.М. Линник, О.В. Зубко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т. 13. – С. 146–152.

Особливості міграції різних форм металів з донних відкладів під впливом деяких чинників середовища

Линник П.М., Зубко О.В.

Розглянуті особливості міграції різних форм металів з донних відкладів у воду під впливом дефіциту розчиненого кисня, підвищеного вмісту розчинених органічних речовин та мінеральних солей і зниження рН. Виявилося, що дефіцит O_2 і зниження рН у переважно впливають на міграцію марганця. Вплив дефіциту кисня і підвищений вміст у воді гумусових речовин сприяють максимальному переходу з донних відкладів інших металів (Si^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}). При взаємодії води з підвищеною мінералізацією і донних відкладів міграція одних металів (Mn^{2+} , Zn^{2+}) посилюється, а інших (Si^{2+} , Pb^{2+}), навпаки, уповільнюється. Міграція металів відбувається переважно за рахунок або вільних іонів (Mn^{2+}), або комплексних сполук з РОВ (Si^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}) невисокої молекулярної маси до 2,0 кДа. Це сприяє зростанню долі вільних іонів металів в загальному вмісті розчинених форм, що мігрують з донних відкладів.

Ключові слова: донні відклади; вода; метали; форми міграції; фактори середовища; вторинне забруднення.

Особенности миграции различных форм металлов из донных отложений под влиянием некоторых факторов среды

Линник П.Н., Зубко А.В.

Рассмотрены особенности миграции различных форм металлов из донных отложений в контактирующую с ними воду под влиянием дефицита растворенного кислорода, повышенного содержания в ней растворенных органических веществ и минеральных солей и снижения величины рН. Обнаружено, что дефицит O_2 и снижение рН в наибольшей степени влияют на миграцию марганца. Воздействие дефицита кислорода и повышенное содержание в воде гумусовых веществ способствуют максимальному переходу из донных отложений других исследованных металлов (Si^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}). При взаимодействии воды с повышенной минерализацией и донных отложений миграция одних металлов (Mn^{2+} , Zn^{2+}) усиливается, тогда как других (Si^{2+} , Pb^{2+}), наоборот, замедляется. Миграция металлов из донных отложений происходит преимущественно за счет либо свободных ионов (Mn^{2+}), либо комплексных соединений с РОВ (Si^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+}) относительно невысокой молекулярной массы, не превышающей

2,0 кДа. Повышенное содержание в воде солей или снижение ее величины pH способствуют возрастанию доли свободных ионов металлов в общем содержании растворенных форм, мигрирующих из донных отложений.

Ключевые слова: донные отложения; вода; металлы; формы миграции; факторы среды; вторичное загрязнение.

Features of migration of metal various forms from the bottom sediments under influence of some factors of environment

Linnik P.N., Zubko O.V.

Features of migration of various metal forms from the bottom sediments to contacting water under influence of deficiency of the dissolved oxygen, the increased concentration in water of the dissolved organic substances and mineral salts and decrease in pH value are considered. It is revealed, that deficiency O₂ and decrease in pH to the greatest degree influence on migration of manganese. Influence of oxygen deficiency and the increased concentration of humic substances in water promote the maximal transition of other investigated metals (Cu²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺) from the bottom sediments. At interaction of water with the increased mineralization and bottom sediments migration of one metals (Mn²⁺, Zn²⁺) amplifies, whereas others (Cu²⁺, Pb²⁺), on the contrary, is slowed down. Migration of metals from the bottom sediments occurs mainly due to or free ions (Mn²⁺), or complex compounds with DOM (Cu²⁺, Zn²⁺, Pb²⁺) concerning the low molecular weight which is not exceeding 2,0 kDa. The increased concentration of salts in water or decrease in its pH value promote increase of a share of metal free ions in the total content of their dissolved forms migrating from the bottom sediments.

Keywords: bottom sediments; water; metals; migration forms; environment factors; second pollution

Надійшла до редколегії 20.01.10

УДК [(574.64: 556.531.4):502.51]:001.891

ЕКСПЕРИМЕНТАЛЬНЕ ДОСЛІДЖЕННЯ МІГРАЦІЇ АЛЮМІНІЮ З ДОННИХ ВІДКЛАДІВ ЗАЛЕЖНО ВІД КОНЦЕНТРАЦІЇ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ І ВЕЛИЧИНИ pH ВОДИ

Жежеря В.А., Линник П.М.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Ключові слова: алюміній; донні відклади; кисень; pH; форми міграції

Постановка та актуальність проблеми. До 60-х років 20 ст. Al(III) вважали інертним та нетоксичним металом, але згодом було з'ясовано, що цей метал може негативно впливати на фізіологічні процеси в живих організмах як на клітинному, так і на більш високому рівні організації живої матерії. При вживанні питної води з підвищеним вмістом Al(III) виникають проблеми з функціями нервової системи та, в кінцевому рахунку, виникає хвороба Альцгеймера. До інших порушень функціонування організму людини слід віднести анемію, остеомаліцію, зниження вмісту гормону парашитовидної залози у крові. Токсичний вплив Al(III) на водяних тварин

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

проявляється, насамперед, у порушенні осморегуляторного балансу та дихання у риб внаслідок адсорбції цього металу на зябрах. Алюміній не менш токсичний і для фітопланктону, оскільки він викликає порушення в діленні клітин та надходженні до них іонів Ca^{2+} та Mg^{2+} . У тканинах вищих водяних рослин виникають проблеми з обміном фосфору [6].

За санітарно-токсикологічними нормами концентрація Al(III) у водних об'єктах господарсько-питного і культурно-побутового водокористування не повинна перевищувати 500 мкг/дм^3 . ГДК алюмінію для водойм рибогосподарського призначення становить $36,0 \text{ мкг/дм}^3$ [1]. У питній воді його концентрація допускається на рівні 200 мкг/дм^3 , а ВОЗ рекомендує 50 мкг/дм^3 [8].

До найтоксичніших сполук цього металу відносять його іонні форми, зокрема Al^{3+} та гідросокомплекси Al(OH)^{2+} і Al(OH)_2^+ . Токсичність цих форм істотно знижується за рахунок утворення комплексних сполук з фторид-, сульфат-, силікат-, фосфат-іонами і природними органічними лігандами. До останніх слід віднести гумусові речовини (ГР), серед яких важливу роль у зв'язуванні Al(III) в комплексні сполуки відіграють фульвокислоти (ФК) і гумінові кислоти (ГК) [9]. Низькомолекулярні сполуки цього металу з розчиненими органічними речовинами (РОР) також відносять до небезпечних для живих організмів, оскільки вони можуть потрапляти до клітин та зумовлювати його біоаккумуляцію [10].

Надходження Al(III) у вигляді токсичних форм може відбуватися за рахунок локального закислення поверхневих водойм. Це явище спостерігається у країнах північного регіону, зокрема в Канаді, Великобританії, Норвегії, Швеції, Данії, що пов'язано з випаданням кислотних дощів. Надмірне закислення водозбірної площі призводить до вимивання Al(III) з різних горизонтів ґрунтів та надходження до поверхневих водойм. Саме за рахунок цього багато водних об'єктів цих країн зазнали токсичного впливу Al(III) [2].

Донні відклади містять у своєму складі різні метали, концентрація яких у фракціях за ступенем рухливості може бути різною. Від цього залежить інтенсивність їхнього надходження до водної товщі за різних умов водного середовища. Метали, що містяться у складі органічної та залишкової фракцій, характеризуються найменшою рухливістю і практично не надходять до водного середовища у розчиненому стані.

У поверхневих водах залежно від пори року, гідрологічного режиму та інших чинників навколишнього середовища можливі локальні зміни кисневого режиму та значень рН. Оскільки ці показники, як було встановлено раніше іншими дослідниками [4], впливають на міграцію важких металів з донних відкладів, тому наші зусилля були спрямовані на з'ясування ролі саме цих чинників у міграційній здатності Al(III) в системі "донні відклади – вода".

Матеріали і методи досліджень. Вивчення міграційної здатності Al(III) з донних відкладів відбувалось шляхом експериментальних досліджень впливу різних умов кисневого насичення води та значень рН у скляних

акваріумах об'ємом 12 дм³. В першому з них містилася лише природна вода, що була відібрана з верхньої ділянки Канівського водосховища (Оболонська затока). У наступних трьох акваріумах знаходились свіжовідібрані донні відклади і вода у співвідношенні 1:10. За даними гранулометричного аналізу склад донних відкладів був таким: пісок – 55,6%, мул крупний – 27,2%, мул середній – 11,4%, мул дрібний – 3,8%, глина – 2,0%. Вологість донних відкладів становила 29%, а вміст у їхньому складі органічних речовин, за даними втрат при прожарюванні, – 11,7%. Другий акваріум був контрольним за вмістом Al(III) у воді відносно до третього акваріума, в якому штучно створювали дефіцит кисню, та четвертого акваріума, де знижували значення рН. Зниження концентрації кисню до аналітичного нуля досягалося внесенням необхідної кількості насиченого розчину Na₂SO₃. Її розраховували після отримання даних щодо вмісту кисню у природній воді після першої доби її контакту з донними відкладами. Підкислення води до рН 5,6–6,0 відбувалося додаванням до неї розчину CH₃COOH. Дефіцит O₂ на рівні 0,5–1,0 мг/дм³ у воді третього акваріума та зазначену величину рН у четвертому акваріумі підтримували аж до 9-ої доби експерименту. Для відокремлення завислої форми алюмінію від розчиненої використовували метод мембранного фільтрування (мембранні фільтри “Synpor” з розміром пор 0,40 мкм). Розподіл комплексних сполук Al(III) з РОР за хімічною природою останніх досліджували послідовним пропусканням фільтрованої води через колонки з іонообмінними целюлозами. Молекулярно-масовий розподіл комплексів Al(III) з РОР аніонної фракції вивчали з використанням гель-хроматографії [3]. Вміст Al(III) у складі зависі та різних фракцій, вилучених з води, визначали фотометрично [7]. Для визначення металу у складі завислих речовин мембранні фільтри із зависсю “спалювали” у суміші концентрованих H₂SO₄ і HNO₃ кислот (х. ч.). Для руйнування комплексних сполук Al(III) з РОР використовували фотохімічне окиснення [3]. Концентрацію кисню визначали методом Вінклера. Значення рН води вимірювали за допомогою рН-метра рН 150 МИ (РФ). Гранулометричний склад донних відкладів досліджували за допомогою вагового седиментометра [5], а концентрацію Al(III) у складі різних фракцій донних відкладів, одержаних методом постадійного екстрагування [11], визначали після їхнього фотохімічного окиснення, а у складі залишкової фракції – після її гідротермальної обробки у розчині КОН (8,0 моль/дм³) при 150°C протягом 5 годин. Після цього отриманий розчин підкислювали концентрованою HCl (х. ч.) до рН 1,0.

Результати дослідження і їх обговорення. У природній воді першого акваріума концентрація кисню протягом усього експерименту знаходилася в інтервалі значень 11,4–8,2 мг/дм³ та не зазнавала істотних змін, оскільки насичення води киснем у цьому акваріумі, порівняно з іншими, знизилося лише до 89% (рис. 1 а, б, г). Зміни кисневого режиму у воді другого акваріуму характеризувалися помітним зниженням концентрації кисню (до 6,3 мг/дм³) вже на 3-ю добу експерименту (див. рис. 1 б).

Надалі вміст кисню у воді цього акваріума майже не змінювався і знаходився в межах 5,5–6,9 мг/дм³ протягом усієї тривалості експерименту. Насичення води киснем не перевищувало 60%. В третьому акваріумі, незважаючи на те, що протягом 2–9 доби підтримувався штучний дефіцит кисню в межах 0,5–1,0 мг/дм³, спостерігалось деяке підвищення його концентрації (до 3,1 мг/дм³) відразу на наступну, 10-у добу після припинення додавання розчину Na₂SO₃ (див. рис. 1 в). Деяко інший характер змін вмісту кисню спостерігався у воді четвертого акваріума. Як і в другому акваріумі, його концентрація на 3-ю добу експерименту знизилася (до 5,9 мг/дм³), але, на відміну від другого акваріума, на 7-у добу було відмічено різке падіння його концентрації (до 1,1 мг/дм³) з подальшим зниження майже до нульових значень (див. рис. 1 б, г).

Величини рН води другого та третього акваріумів, порівняно з першим акваріумом, знизилися приблизно до 7,8 (див. рис. 1, а–в). Кисневий дефіцит, який штучно створювався у третьому акваріумі, не сприяв істотному зменшенню величини рН.

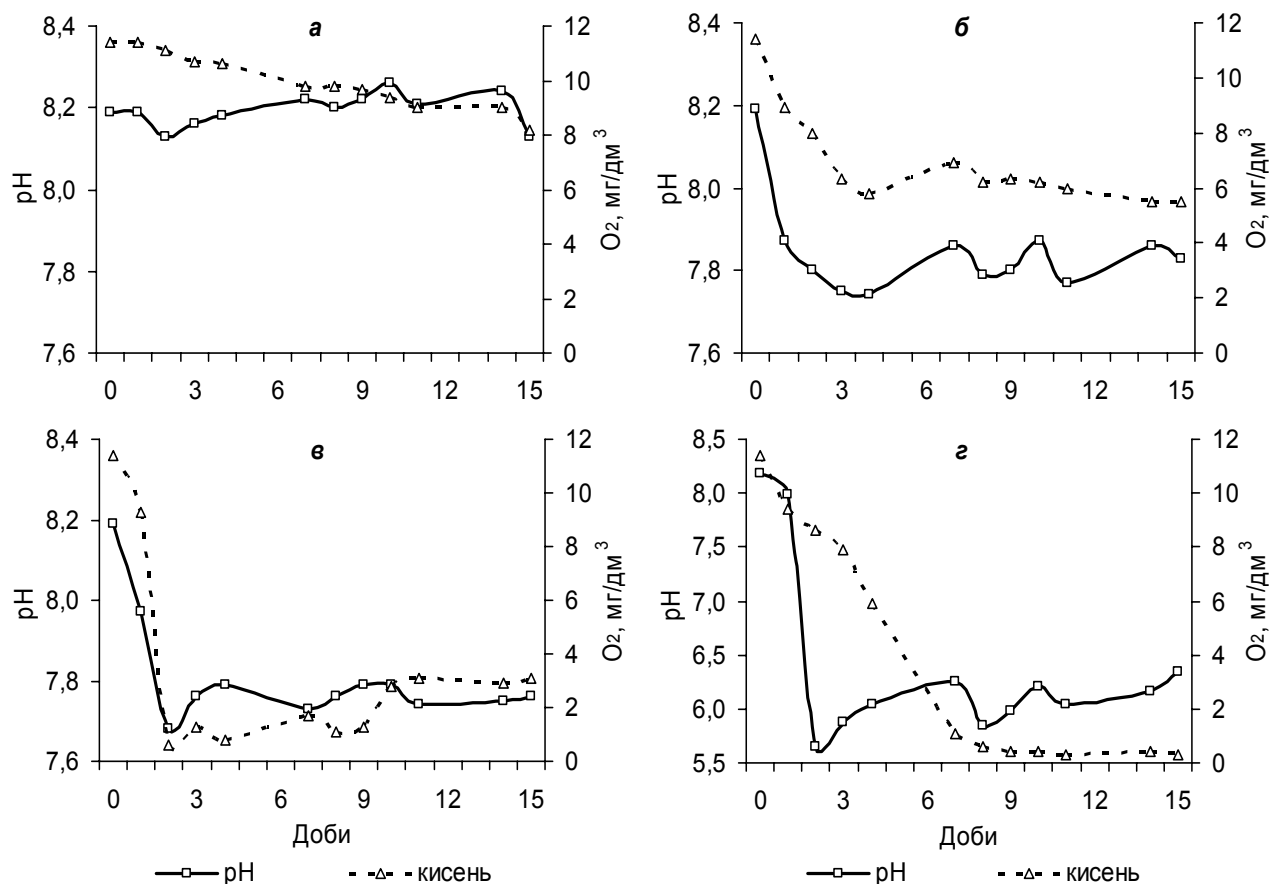


Рис. 1. Динаміка вмісту кисню та значень рН у воді експериментальних систем. Тут і на рис. 2: а – природна вода без донних відкладів; б, в і г – донні відклади і природна вода (1:10) без додаткового впливу на вміст O₂ і величину рН (б) та з додаванням насиченого розчину Na₂SO₃ (в) і CH₃COOH (г)

Наявність донних відкладів у експериментальних системах 2–4 акваріумів спонукало до надходження Al(III) протягом перших 7 діб переважно у складі зависі. Перший пік завислої форми в цих акваріумах

(рис. 2, б–г), можна пояснити деяким скаламучуванням донних відкладів під час заповнення акваріумів.

У природній воді першого акваріума, навпаки, спочатку превалювала розчинена форма алюмінію, а у подальшому, починаючи з 10 доби експерименту, відбувалося зростання вмісту Al(III) у складі зависі (див. рис. 2 а), можливо через поступову агрегацію і адсорбцію ГР на завислих частинках. У акваріумах з донними відкладами концентрація розчиненої форми Al(III) протягом перших 7 днів експерименту майже не змінювалася і знаходилася на рівні вмісту цієї форми металу у природній воді першого акваріума (приблизно $55\text{--}60\text{ мкг/дм}^3$). Надалі, протягом наступних 3-х діб, спостерігалася збільшення вмісту розчиненої форми Al(III) до $110,4\text{ мкг/дм}^3$, $85,6$ та $140,8\text{ мкг/дм}^3$ відповідно у другому, третьому і четвертому акваріумах (див. рис. 2, а–г). Слід зазначити, що зниження вмісту завислої форми Al(III) у трьох останніх акваріумах відбувалося, починаючи з 7-ої доби, а розчиненої форми – з 11-ої доби експерименту. Окрім цього, у 4 акваріумі спостерігалися доволі високі величини концентрації Al(III) у складі оксидної плівки ($185,6\text{ мкг/дм}^3$), яка утворилася на 7-у добу дослідження, саме тоді, коли у воді вміст кисню різко знизився (див. рис. 1г, 2г). Ця плівка зумовлена, насамперед, окисненням Mn^{2+} , що активно надходив з донних відкладів в анаеробних умовах, а також, можливо, і Fe^{2+} .

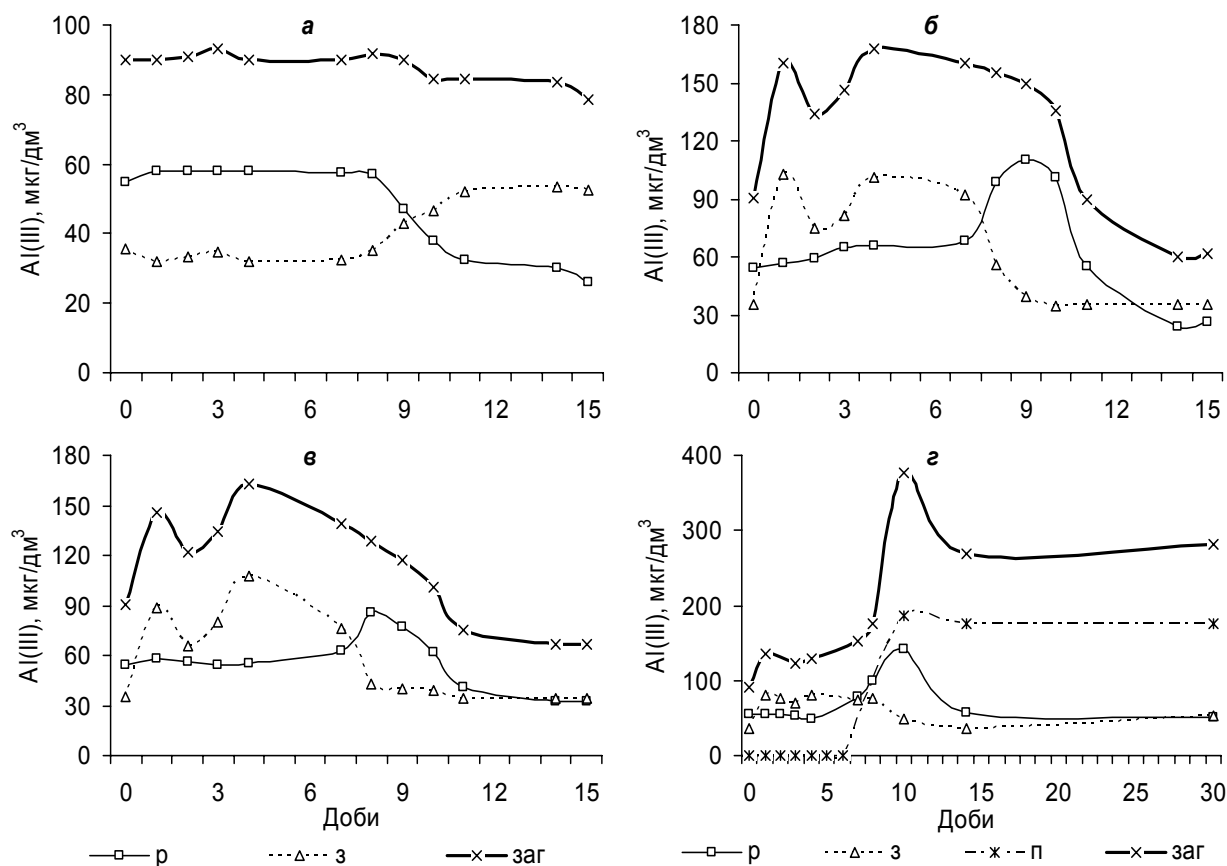


Рис. 2. Динаміка вмісту співіснуючих форм Al(III) у воді експериментальних систем: р – розчинена форма, з – зависла форма, п – вміст Al(III) у складі оксидної плівки, заг – загальна концентрація Al(III)

Домінування розчиненої форми $Al(III)$ свідчить про зростання його міграційної здатності у воді. Водночас, зниження рН води може бути причиною появи токсичних форм алюмінію, про які йшлося на початку роботи. Тому з екологічних позицій надзвичайно важливо, як впливає зниження вмісту кисню та рН води на міграційну здатність $Al(III)$ в системі “донні відклади – вода”. Отримані нами експериментальні дані свідчать про те, що анаеробні умови не сприяли інтенсивному надходженню $Al(III)$ у вигляді розчиненої та завислої форм, хоча концентрація $Al(III)$ у складі зазначених форм була більшою за його вміст у цих же фракціях у природній воді до початку експерименту. Навіть в аеробних умовах концентрація розчиненої форми $Al(III)$ була дещо вищою, ніж в анаеробних умовах (див. рис. 2 б, в).

При зниженні рН води, навпаки, відбувалося інтенсивніше надходження $Al(III)$ як у складі зависі та оксидної плівки, яку можна також віднести до завислої форми металу, так і у вигляді розчиненої форми (див. рис. 2. г). За загальним вмістом $Al(III)$ його концентрація у воді при зниженні рН виявилася більшою приблизно у 2,3 рази порівняно з його вмістом у воді за дії аеробних і анаеробних умов та у 4,2 рази порівняно з його концентрацією у природній воді до початку експерименту.

За допомогою іонообмінної хроматографії було встановлено, що розчинена форма $Al(III)$ була представлена комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи (рис. 3 а), тобто $Al(III)$ був повністю зв'язаний і не знаходився в іонній формі.

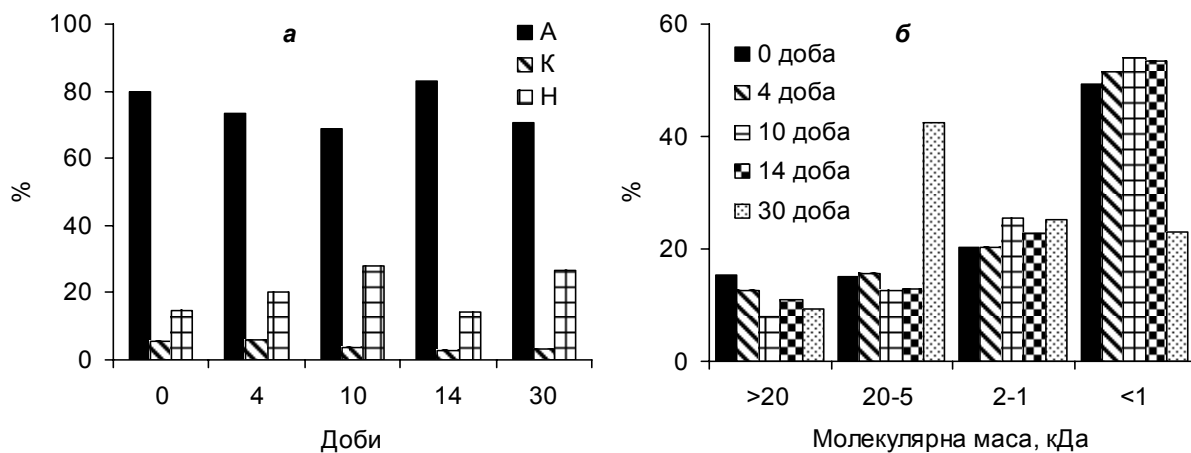


Рис. 3. Розподіл комплексів $Al(III)$ з РОР різної хімічної природи (а), та молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук $Al(III)$ з аніонною фракцією РОР (б) у природній воді за умов зниження рН.

А, К і Н – відповідно аніонні, катіонні і нейтральні комплекси $Al(III)$

Комплекси $Al(III)$ з аніонною фракцією РОР, що містить у своєму складі головним чином ГР, домінували серед комплексних сполук металу з іншими органічними речовинами. Відносний вміст аніонних комплексів становив 69–83%. Комплексні сполуки $Al(III)$ з нейтральною фракцією РОР, тобто переважно з вуглеводами, не перевищували 28%, а з білковоподібними речовинами (катіонні комплекси) – відповідно 6% від загальної концентрації

розчиненої форми Al(III) (див. рис. 3 а). Дані стосовно молекулярно-масового розподілу комплексних сполук Al(III) з аніонною фракцією РОР показали, що серед них домінували комплекси з невисокою молекулярною масою ($\leq 2,0$ кДа), частка яких досягала 69,7–79,4%. Лише через 30 діб експерименту вона знизилася до 48% (див. рис. 3 б).

У поровій воді Al(III) також був представлений переважно комплексними сполуками аніонної природи, частка яких становила 94,6% (рис. 4 а), що свідчить про його надходження з донних відкладів до водної товщі саме у вигляді комплексів, а не іонної форми металу. Серед цих комплексів домінували сполуки з молекулярною масою $\leq 2,0$ кДа (67,5%). Ці дані збігаються з результатами фракціонування природної води, що контактувала з донними відкладами в умовах закислення. А це є додатковим підтвердженням того, що надходження Al(III) до водної товщі відбувається саме за рахунок дифузії зазначених комплексів з порової води (див. рис. 4 б).

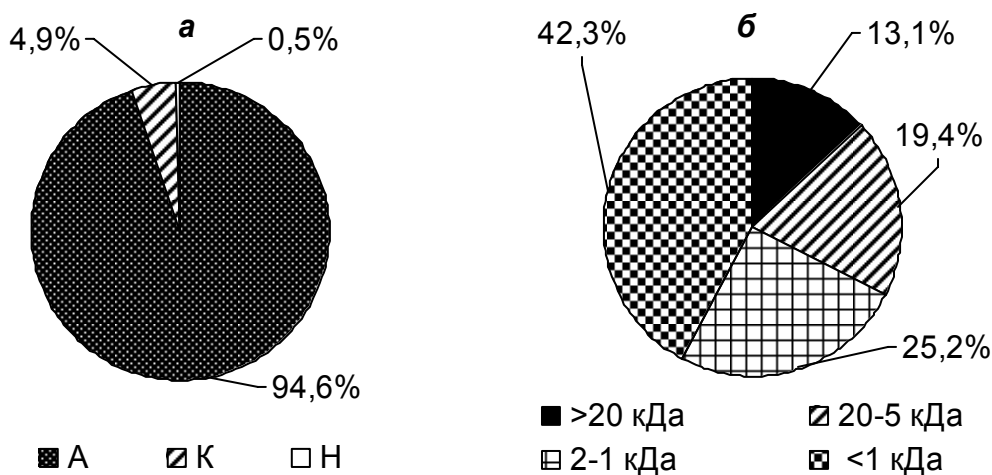


Рис. 4. Розподіл комплексів Al(III) з РОР різної хімічної природи (а) та молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук Al(III) з аніонною фракцією РОР (б) у поровій воді. А, К і Н – відповідно аніонні, катіонні і нейтральні комплекси Al(III)

Для з'ясування розподілу алюмінію між твердими субстратами донних відкладів та оцінки рухливості Al(III) нами проведено постадійне екстрагування донних відкладів відповідно до схеми [11]. Насамперед, важливо було оцінити вміст Al(III) у складі рухливих і малорухливих його фракцій. До перших відносять обмінну, карбонатну та оксидну фракції, до малорухливих – органічну та залишкову фракції. Виявлено, що у складі мулистих донних відкладів Al(III) лише на 5,66% знаходився у складі рухливих фракцій і на 15,46% та 78,88% – відповідно у органічній та залишковій фракціях. Незважаючи на те, що частка Al(III) у складі рухливих фракцій не перевищувала 5,66%, його концентрація в них була доволі високою порівняно з вмістом у воді. Так, у обмінній фракції донних відкладів концентрація Al(III) становила 2,34 мкг/г, а в карбонатній та оксидній – відповідно 234 та 1012 мкг/г, що підтверджує можливість вивільнення Al(III) із цих фракцій при зниженні рН води. Вивільнення Al(III) із цих фракцій донних відкладів за умови зниження рН і концентрації O₂,

відбувається внаслідок їхнього розчинення. У процесі вивільнення $Al(III)$ порова вода збагачується його вмістом і у подальшому він надходить до водної товщі, що контактує з донними відкладами. Наявність $Al(III)$ у складі оксидної плівки зумовлене, вірогідно, адсорбцією його комплексних сполук на частинках зависі, що утворювалася у процесі окиснення $Mn(II)$ до $Mn(IV)$ і, можливо, $Fe(II)$ до $Fe(III)$.

Висновки. Донним відкладам властиве накопичення значних кількостей металів, що забезпечує самоочищення водного середовища. Проте, за певних умов, вони стають джерелом їхнього надходження до водної товщі. Наші дослідження показали, що інтенсивне надходження $Al(III)$ з донних відкладів відбувається за умов закислення природної води. Анаеробні умови, що формувалися у водному середовищі, не сприяли істотному надходженню $Al(III)$ до водної товщі, оскільки його концентрація була навіть дещо нижчою порівняно з вмістом металу в аеробних умовах. Зниження рН води зумовило значне надходження $Al(III)$ з донних відкладів, причому переважно за рахунок комплексів з аніонною фракцією РОР, частка яких у поровій та досліджуваній природній воді складала відповідно 94,6% та 69–83%. Зазначені комплекси характеризувалися домінуванням сполук з молекулярною масою $\leq 2,0$ кДа. Їхня частка у поровій воді становила 67,5%, а у природній – відповідно 69,7–79,4%. Частка $Al(III)$ у складі рухливих фракцій донних відкладів становила 5,66% від загального його вмісту, що складає 1248 мкг/г. Це свідчить про можливість надходження $Al(III)$ з донних відкладів до водної товщі внаслідок зниження рН води та концентрації O_2 , оскільки за таких умов відбувається розчинення іонообмінної, карбонатної і оксидної фракції донних відкладів, вивільнення алюмінію і перехід його в розчинений стан (збагачення порової води). У подальшому шляхом дифузії $Al(III)$ здатний надходити до водної товщі, що контактує з донними відкладами.

Список літератури

1. Алтунин В.С. Контроль качества воды: Справ очник / В.С. Алтунин, Т.М. Белавцева. – М.: Колос, 1993. – 367 с.
2. Заиков Г.Е. Кислотные дожди и окружающая среда / Заиков Г.Е., Маслов С.А., Рубайло В.Л. – М. : Химия, 1991. – 144 с.
3. Линник П.Н. Особенности распределения алюминия среди сосуществующих форм в поверхностных водоемах разного типа / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // ГБЖ. – 2009. – Т. 45, № 6. – С. 92–109.
4. Влияние рН на миграцию различных форм металлов в системе “донные отложения – вода” в экспериментальных условиях / Линник П.Н., Зубко А.В., Зубенко И.Б. и др. // ГБЖ. – 2009. – Т. 45, № 1. – С. 99–109.
5. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / О.М. Арсан, О.А. Давидов, Т.М. Дьяченко та ін.; За ред. В.Д. Романенка. – К.: Логос, 2006. – 408 с.
6. Моисеенко Т.И. Рассеянные элементы в поверхностных водах суши: Технофильность, биоаккумуляция и экотоксикология / Моисеенко Т.И., Кудрявцева Л.П., Гашкина Н.А. – М. : Наука, 2006. – 261 с.
7. Савранский Л.И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu , Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л.И. Савранский, О.Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617.
8. *Aluminium in drinking-water*. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality // Guidelines for Drinking-water Quality, 2nd ed. Addendum to Vol. 2. Health criteria and other supporting information. – World Health

Organization, Geneva. – 1998. – 9 p. **9.** Driscoll C.T., Schecher W.D. The chemistry of aluminum in the environment // Environ. Geochem. Health. – 1990. – Vol. 12. – P. 28–48. **10.** Rubini P., Lakatos A., Champmartin D., Kiss T. Speciation and structural aspects of interactions of Al(III) with small biomolecules // Coordination Chemistry Reviews – 2002. – Vol. 228. – P. 137–152. **11.** Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M. Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals // Analyt. Chem. – 1979. – Vol. 51. – P. 844–851.

Експериментальне дослідження міграції алюмінію з донних відкладів в залежності від концентрації розчиненого кисню і величини рН води

Жежеря В.А., Линник П.М.

Розглянуті результати експериментального дослідження міграції алюмінію в системі “донні відклади – вода” під дією дефіциту розчиненого кисню і зниження величини рН. Показано, що в анаеробних умовах надходження Al(III) з донних відкладів у воду виявилося приблизно таким, як і в анаеробних умовах. Зниження рН води з 8,25 до 5,60–6,00 сприяє істотному збільшенню міграції алюмінію з донних відкладів. Результати хроматографічних досліджень показали, що основну роль у зв'язуванні Al(III) відіграють гумусні речовини. При цьому більша частина алюмінію виявлена в складі комплексів з невисокою молекулярною масою ($\leq 2,0$ кДа), що свідчить про переважаючу міграцію Al(III) у вигляді цих сполук.

Ключові слова: алюміній; донні відклади; кисень; рН; форми міграції.

Экспериментальное исследование миграции алюминия из донных отложений в зависимости от концентрации растворенного кислорода и величины рН воды

Жежеря В.А., Линник П.Н.

Рассмотрены результаты экспериментального исследования миграции алюминия в системе “донные отложения – вода” под воздействием дефицита растворенного кислорода и снижения величины рН. Показано, что в анаэробных условиях поступление Al(III) из донных отложений в контактирующую с ними воду оказалось примерно таким же, как и в анаэробных условиях. Снижение рН воды с 8,25 до 5,60–6,00 способствует существенному увеличению миграции алюминия из донных отложений. Результаты хроматографических исследований показали, что основную роль в связывании Al(III) как в природной воде, так и в поровом растворе донных отложений играют гумусовые вещества. При этом большая часть алюминия была обнаружена в составе комплексов с относительно невысокой молекулярной массой ($\leq 2,0$ кДа), что свидетельствует о преимущественной миграции Al(III) в виде этих соединений.

Ключевые слова: алюминий; донные отложения; кислород; рН; формы миграции.

Experimental research of aluminium migration from the bottom sediments depending on the dissolved oxygen concentration and pH value of water

Zhezherya V.A., Linnik P.N.

Results of an experimental research of aluminium migration in the system “bottom sediments – water” under influence of deficiency of the dissolved oxygen and decrease in pH value are considered. It is shown that Al (III) migration from the bottom sediments to contacting water in anaerobic conditions has appeared approximately same, as well as in aerobic conditions. Decrease of water pH from 8,25 up to 5,60 – 6,00 promotes essential increase in aluminium migration from the bottom sediments. Results of chromatographic researches have shown that humic substances play the principal role in binding of Al (III) both in natural water and in interstitial solution of the bottom sediments. The most part of aluminium has been found out in structure of complexes with relatively low molecular weight ($\leq 2,0$ кДа), that testifies to primary migration of Al (III) in the form of these compounds. Mobility of aluminium depending on forms of its finding in solid substrata of the bottom sediments is considered also.

Keywords: aluminium; bottom sediments; oxygen; pH; speciation.

Надійшла до редколегії 20.01.10

Куцевол Н.В., Безугла Т. М., Савицький В.М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ФЛОКУЛЯЦІЙНА АКТИВНІСТЬ РОЗГАЛУЖЕНИХ ПОЛІАКРИЛАМІДІВ

Ключові слова: *стічні води, очищення, флокуляція, полімерні флокулянти, розгалужені поліакриламід*

Актуальність проблеми. Незважаючи на тенденцію до зменшення загального антропогенного тиску на довкілля, яка спостерігається останнім часом, рівень техногенного впливу на поверхневі і підземні природні води України залишається високим, а їх екологічний стан у багатьох випадках наближається до критичного. Це, зокрема, пов'язано з тим, що понад чверть скидів стічних вод різного походження в річки, водосховища, інші водні об'єкти залишаються забрудненими і брудними [1,2]. Тому надзвичайно актуальним є очищення зазначених вод від цілої низки небажаних речовин. Одним із етапів цього процесу є звільнення води від механічних домішок, тобто її освітлення.

Технологічні процеси освітлення води (як основний або попередній етап її очищення) особливо важливі у гірничодобувній промисловості, оскільки шахтні та кар'єрні води, що утворюються при добуванні корисних копалин, а потім відкачуються і скидаються у поверхневі природні чи штучні водні об'єкти, як правило, відчутно забруднені зваженими речовинами (90-100 мг/дм³). Це призводить до замулення, засмічення і забруднення водних об'єктів – приймачів зазначених вод, погіршення умов їх повторного використання як теплоносіїв, при збагаченні руд флотаційними методами, пилоподавленні в шахтах тощо.

Найбільша екологічна напруга внаслідок утворення і скидання шахтних і кар'єрних вод, а також стічних вод промислового і господарсько-побутового походження з високим вмістом дрібнодисперсних зважених речовин спостерігається на Донбасі, Криворіжжі, Волині, у Придніпров'ї (басейні Нижнього Дніпра), де тільки з гірничих виробок відкачується і скидається у поверхневі водні об'єкти щорічно до 1 млрд.м³ зазначених вод. Особливо відчутним є їх вплив на екологічний стан довкілля у Донецькому регіоні, де їх об'єми співрозмірні з об'ємами щорічного стоку всіх річок, що вкрай негативно впливає на водогосподарську ситуацію в його межах.

Освітлення стічних вод з високим вмістом зважених речовин (зависей) здійснюється шляхом їх відстоювання і фільтрування [3]. При цьому серйозною проблемою є видалення з водного середовища твердої фази, що складається з дрібних часточок забруднюючих речовин. Часто дисперсії з

часточками малих розмірів (декілька мікрометрів і менше) є дуже стійкими і не руйнуються протягом тривалого часу.

Промислові суспензії, міські стічні води, природні замулені води – все це дисперсії з часточками різної природи і різного розміру. За теорією Дерягіна-Ландау-Фервея-Овербека агрегативна стійкість дисперсних систем визначається співвідношенням молекулярних сил притягання та електростатичних сил відштовхування між часточками. Порушення агрегативної стійкості таких систем зумовлює злипання часточок. Процес злипання часточок дисперсії з утворенням агрегатів, який називають коагуляцією, перебігає під впливом коагулянтів – низькомолекулярних неорганічних та органічних електролітів. При утворенні агрегатів достатньої маси порушується седиментаційна стійкість системи і відбувається осідання забруднюючих речовин під дією сили земного тяжіння.

При очищенні природної води та промислових скидних і стічних вод як коагулянти використовують сірчанокислений алюміній або хлорид заліза, які при гідролізі утворюють позитивно заряджені золі гідроксидів. Часточки гідроксидів реагують з негативно зарядженими часточками забруднюючих речовин, відбувається гетерокоагуляція, порушення седиментаційної стійкості і осадження твердої дисперсної фази. При коагуляції утворюється досить щільний осад, проте агрегати можуть бути досить дрібними і процес осадження йти повільно. Для забезпечення формування великих агломератів, прискорення процесів осадження та підвищення ступеня освітлення води до дисперсій додають флокулянти [4].

Флокулянти – це водорозчинні високомолекулярні сполуки, які здатні адсорбуватися або хімічно зв'язуватись з поверхнею дисперсних часточок і утворювати агломерати (флокули), які досить швидко осідають під дією сили тяжіння. Незважаючи на те, що використання природних високомолекулярних сполук (крохмалю, желатини, яєчного білку) для очищення різних рідин (води, вина тощо) має давню історію, практичне використання флокуляції в промислових процесах почалось тільки в 30-х роках минулого століття. Флокулянти почали використовувати для очищення шахтних вод від диспергованого вугілля та глини, для виділення фосфоритних шлаків при одержанні уранових солей, для інтенсифікації очистки промислових стоків. Модернізація технологічних процесів, при яких відбувається розділення твердої та рідкої фаз, зумовила пошук нових флокулянтів, які б мали вищу флокуляційну активність та задовольняли інші вимоги, що висуваються до таких речовин. Серед нових матеріалів були штучні флокулянти (похідні сполуки крохмалю або целюлози) та синтетичні, зокрема поліакриламідні флокулянти [5, 6].

Поліакриламід лінійної будови є одним з найпоширеніших водорозчинних полімерів, який поряд з комплексом надзвичайно корисних властивостей має досить невисоку вартість [6]. На даний час це один з найважливіших флокулянтів, що використовується в неіоногенній, катіонній та аніонній формах. Цілеспрямовані зміни його внутрішньомолекулярної

структури є перспективним шляхом одержання нових полімерних матеріалів, в тому числі, високоефективних флокулянтів.

Останнім часом особливу увагу дослідників привертають полімери нелінійної будови, а серед них прищеплені кополімери складної молекулярної архітектури. Прищеплені кополімери – це полімерні системи, в яких до основного полімерного ланцюга, що складається з одного типу мономерних ланок, приєднані блоки ланок іншого типу. Структура макромолекул таких кополімерів є розгалуженою.

Значний прогрес останнього десятиріччя в теорії розгалужених систем [7] робить актуальним експериментальне дослідження реальних полімерних об'єктів складної структури, що можуть застосовуватись для вирішення конкретних технологічних задач, в тому числі екологічного спрямування.

Відомо, що в хорошому розчиннику лінійний полімер з гнучким ланцюгом набуває конформації статистичного клубка. При прищепленні такого ланцюга на деяку поверхню об'єм, який приходить на один прищеплений ланцюг, стає набагато меншим, ніж для вільного ланцюга. Внаслідок цього прищеплені ланцюги взаємодіють один з одним тим сильніше, чим більша густина щеплень. Крім того вони стають все більш витягнутими. Такі взаємодії надають додаткової жорсткості макромолекулі, що може мати як позитивний, так і негативний вплив на функціональні властивості полімерної системи.

Дана робота присвячена дослідженню впливу внутрішньомолекулярної структури молекули розгалуженого поліакриламідру на параметри процесу флокуляції полідисперсної суспензії (на прикладі каоліну).

Матеріали та методи дослідження. Як флокулянти використовували синтезовані нами розгалужені полімери, які відповідають теоретичній моделі сферичної полімерної щітки [7], тобто моделі, в якій полімерні ланцюги прищеплені до деякої поверхні, функцію якої в нашому випадку виконує полісахаридний макромолекулярний клубок (декстран). Поліакриламід (ПАА) прищеплювали на 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. Для ініціювання радикальної прищепленої кополімеризації була вибрана $\text{Ce}^{(\text{IV})}/\text{HNO}_3$ редокс-система, тому що при її використанні радикали виникають виключно на полісахаридному ланцюзі, тобто щеплення проходить на декстрані, і не відбувається гомополімеризації акриламідру (АА) [8]. Оскільки вміст декстранової компоненти не перевищує 5 %, властивості отриманого кополімеру повинні визначатися властивостями поліакриамідної компоненти та структурними особливостями синтезованої системи. Фактично такі системи є розгалуженими поліакриламидами.

Кількість прищеплених поліакриламідних ланцюгів (n) варіювали в процесі синтезу. В представленій роботі $n=5; 10; 15$ та 20 . Отримані кополімери в подальшому позначені як Д20-ПАА n та Д70-ПАА n . Синтез, очистка та визначення молекулярних параметрів розгалужених кополімерів детально описано в [8].

В табл.1 представлені молекулярні параметри синтезованих полімерних зразків, визначені гель-проникною хроматографією в поєднанні з мультикутовим детектором розсіювання світла (LS) Down HELEOS від WYATT TECHNOLOGY та диференційного рефрактометра R410 від WATERS (Rf). Як елюент використовували 0,1М розчин NaNO₃. Відомо, що методом LS визначають середньомасову молекулярну масу та радіус інерції макромолекулярного клубка, M_w та R_g відповідно, а методом Rf – середньочислову молекулярну масу (M_n). Також за даними SEC-LS-Rf оцінювали полідисперсність зразків (M_w/M_n), яка виявилась невисокою.

Дослідження флокуляційної активності проводили на полідисперсній суспензії каоліну КОМ (Surmin-Kaolin, Польща) з високим вмістом (60 %) дрібнодисперсної фракції з розміром часточок, менших 2 мкм, за методикою, наведеною в роботі [9].

Таблиця 1. Молекулярні параметри синтезованих зразків флокулянтів, визначені методом SEC-LS-Rf

Зразок	$M_w \times 10^{-6}$	$R_{g, \text{нм}}$	$(R_g^2/M_w) \times 10^3$	M_w/M_n
Д70-ПАА5	2,15	85	3,4	1,72
Д70-ПАА10	1,70	71	3,0	1,66
Д70-ПАА15	1,57	67	2,9	1,81
Д70-ПАА20	1,43	64	2,8	1,98
Д20-ПАА5	1,60	67	2,8	1,63
Д20-ПАА10	0,95	51	2,7	1,62
Д20-ПАА15	0,77	46	2,7	1,81
Д20-ПАА20	0,94	50	2,6	1,67

Тест на флокуляційну активність проводили в циліндрі на 50 мл, ціна поділки циліндра складала 2,5 мм. До суспензії каоліну ($C=30 \text{ г/дм}^3$) додавали розраховану кількість флокулянта, систему перемішували за стандартизованою процедурою і оцінювали флокуляційну здатність за наступними параметрами: V – швидкість осідання суспензії, мм/с; h – висота осаду в циліндрі через 1 хв після початку процесу флокуляції, мм; D – оптична густина супернатанту (рідини над осадом) через 20 хв після початку процесу флокуляції ($\lambda=540 \text{ нм}$, спектрофотометр СФ-46 (ЛОМО, Росія).

Таким чином, перший параметр (V) характеризує кінетику процесу флокуляції, другий (h) – щільність осаду, що є надзвичайно важливою характеристикою при його утилізації в процесі очищення води на водоочисних станціях, а останній (D) – ступінь освітлення супернатанту. На рис.1 наведено приклад визначення швидкості осідання суспензії (V) та щільності осаду (h).

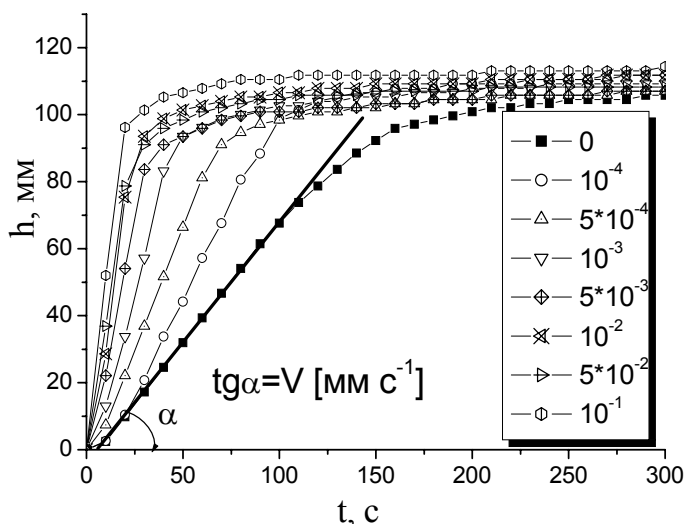


Рис.1. Кінетичні криві осадження чистої суспензії каоліну ($C=30\text{г/дм}^3$) та суспензії в присутності Д70-ПАА5

систем від завислих часточок є необхідною стадією технологічного процесу.

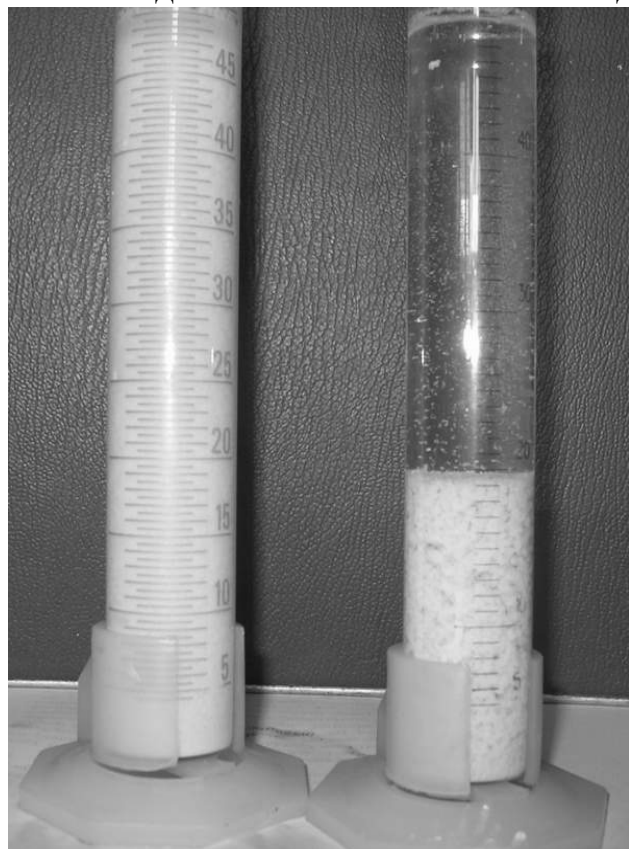


Рис.2. Типовий приклад: осадження суспензії каоліну під дією Д70-ПАА5 ($C=1 \times 10^{-2} \text{ г/дм}^3$, $\tau=1 \text{ хв.}$)

Результати і їх обговорення. В процесі флокуляції при дії на дисперсію високомолекулярних сполук утворюються великі флокули, що осідають і утворюють осад (рис. 2). На відміну від коагуляції, коли можлива дезагрегація (пептизація) осаду при зменшенні вмісту

низькомолекулярного електроліту в розчині, флокуляція є незворотнім процесом.

Тому додавання флокулянтів при очищенні водних

Існує декілька визнаних механізмів флокуляції для неіоногенних полімерів. Флокуляція за механізмом витискання базується на частковому або повному витісненні макромолекул з простору між часточками дисперсії [10]. Такий процес спостерігається у випадку, коли полімер не взаємодіє з адсорбентом. У випадку, коли в системі існує взаємодія полімер-адсорбент, часточки зв'язуються у флокули через полімерні містки, що виникають внаслідок адсорбції певних ділянок макромолекули одночасно на декількох різних часточках (теорія Ла Мера) [11]. Такі флокули мають велику масу і тому легко седиментують. Згідно цієї теорії, зі збільшенням молекулярної маси з'являється можливість для зв'язування більшого числа часточок дисперсної фази, а отже, ефективність

флокулянта має зростати. Ця теорія розроблялась для систем, в яких макромолекули і часточки дисперсної фази є співрозмірними.

У випадку, коли часточки дисперсної фази значно менші за розміром від макромолекули флокулянту, процес флокуляції набуває певних особливостей. У роботах [12, 10] показано, що визначальну роль при взаємодії макромолекул та малих часточок дисперсії відіграють саме властивості макромолекул, а не поверхня дисперсної фази. Зв'язування багатьох часточок з полімерною матрицею здійснюється одночасно, тобто відбувається взаємодія макромолекули з декількома дисперсними часточками. Цей процес можна розглядати, як адсорбцію маленької часточки на полімерному ланцюзі. Очевидно, що в даному випадку особливе значення має вихідна архітектура полімеру та доступність його функціональних груп. Найбільш перспективними в даному аспекті є розгалужені полімери, оскільки локальна концентрація функціональних груп в них є значно вищою, ніж у лінійного полімеру. Крім того, конформація полімерних ланцюгів може бути керованою в залежності, зокрема, від відстані між щепленнями.

В більшості теоретичних і практичних робіт розглядаються стабілізаційні та флокуляційні процеси в монодисперсних системах, а дисперсіям з часточками різного розміру практично не приділяється належної уваги. Проте всі реальні суспензії (стічні води, технологічні та промислові стоки і т.д.) є полідисперсними системами. Тому в даній роботі використовувалась суспензія каоліну, що є природним матеріалом, без фракціонування. Така суспензія є модельною полідисперсною системою з високим вмістом дрібної фракції, в якій при додаванні полімеру можлива флокуляція за містковим механізмом та адсорбція малих часточок на полімерній молекулі.

Флокуляційна здатність полімерів залежить від багатьох чинників: хімічної природи та молекулярної маси полімеру, його концентрації, наявності заряду на ланцюгах тощо [4, 11, 12]. Перевагою синтетичних флокулянтів над іншими є можливість цілеспрямованого регулювання їх будови, варіювання молекулярної маси, природи і кількості функціональних груп на полімерному ланцюзі.

Дослідження флокуляційної активності синтезованих кополімерів проводили в широкому концентраційному інтервалі полімерного реагенту ($C=1 \times 10^{-4} \div 1 \times 10^{-1}$ г/дм³). На рис.1, як приклад, представлені кінетичні залежності процесу осадження каолінової дисперсії без додавання та при додаванні полімеру-флокулянту. Аналогічна залежність є характерною для всіх досліджених зразків: з підвищенням концентрації полімеру швидкість осадження каолінової дисперсії зростає, причому при $C=1 \times 10^{-1}$ г/дм³ процес стає настільки швидким, що фактично неможливим стає його коректний аналіз. Тому для визначення впливу внутрішньомолекулярної структури полімеру на його флокуляційну активність проводили аналіз параметрів флокуляції для зразків полімерів при $C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³ (рис.3-5), оскільки при даній концентрації ще спостерігається чітка межа між супернатантом та дисперсією, яка осідає (рис.2).

Аналіз кінетичних кривих осадження каолінової суспензії (рис.1, рис.3) показує, що всі представлені полімерні зразки проявляють високу

флокуляційну активність, проте найбільш ефективним є зразок Д70-ПАА5, що має 5 прищеплених ПАА-ланцюгів.

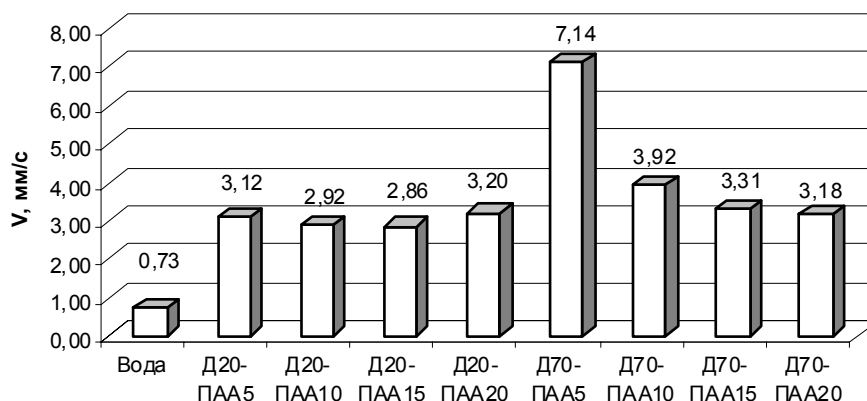


Рис.3. Швидкість осадження суспензії каоліну під дією Д20-ПАА та Д70-ПАА ($C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³)

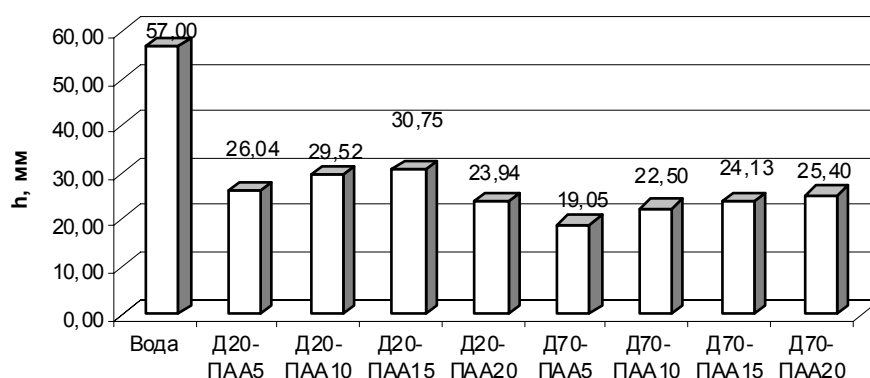


Рис.4. Щільність осаду в циліндрі через 1 хв. після початку флокуляції в присутності Д20-ПАА та Д70-ПАА ($C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³)

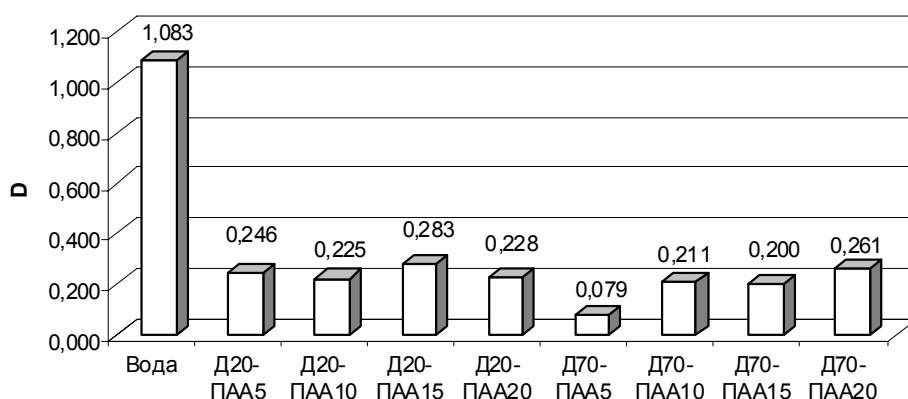


Рис.5. Оптична густина супернатанту через 20 хв після початку флокуляції в присутності Д20-ПАА та Д70-ПАА ($C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³)

Для характеристики розгалужених полімерів використовують параметр R_g^2/M_w [13], який можна визначити з експериментальних даних по світлорозсіюванню (табл.1). Чим більше значення R_g^2/M_w , тим менша компактність макромолекулярного клубка.

Параметр компактності макромолекул (R_g^2/M_w) для кополімерів Д70-ПАА15 та Д70-ПАА20, а також для всіх зразків серії Д20-ПАА є практично однаковим за величиною, незважаючи на значну відмінність у молекулярній масі (табл.1). Для цих зразків швидкість осадження дисперсії є досить близькою за значенням (рис.3). В присутності кополімеру Д70-ПАА5 швидкість осадження суспензії зростає більше, ніж в 2,5 рази, причому розмір макромолекули збільшується в порівнянні з іншими зразками лише приблизно в 1,2 рази. Але саме для цього полімеру компактність макромолекули є найменшою.

Треба зазначити, що для зразків лінійних поліакриламідів з молекулярною масою $1,49 \times 10^6$ та $2,6 \times 10^6$ і, відповідно, гідродинамічним радіусом макромолекулярного клубка 63 нм та 134 нм, при концентрації флокулянту $C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³ швидкість флокуляції складає 2,21 та 3,03 мм/с. За цими показниками лінійний ПАА поступається зразкам з розгалуженою будовою.

Таким чином, порівняльний аналіз швидкості осадження каолінової дисперсії для зразків поліакриламідів різної архітектури дозволяє зробити висновок, що на кінетичні параметри впливає не лише розмір макромолекули, але і її внутрішньомолекулярна структура.

При порівнянні щільності осаду при флокуляції в присутності синтезованих полімерів (рис. 4) виявилось, що всередині серії (Д20-ПАА або Д70-ПАА) збільшення молекулярної маси (або розміру макромолекулярного клубка) практично завжди супроводжується збільшенням щільності осаду. Проте для зразка Д20-ПАА5 щільність осаду менша, ніж для Д70-ПАА15, хоча розмір макромолекули у них однаковий (табл.1). Це свідчить про те, що щільність осаду також залежить не лише від розміру макромолекули флокулянта, але і від її структури.

На рис. 5 наведені значення оптичної густини супернатанту для двох серій кополімерів. Аналіз даних показує, що найбільш ефективним щодо освітлення супернатанту є зразок Д70-ПАА5, у якого найбільший радіус і найменша компактність макромолекулярного клубка (табл.1). Для зразків Д70-ПАА15 та Д70-ПАА20, а також для серії Д20-ПАА, для яких значення параметр компактності є близьким (див. табл.1), оптична густина супернатанту є також близькою за величиною (рис.5). Тобто, при збільшенні компактності макромолекули нівелюється вплив розміру макромолекули на ступінь освітлення супернатанту.

Освітлення супернатанту при флокуляції каоліну в присутності лінійних зразків ПАА, співрозмірних за молекулярною масою з розгалуженими полімерами Д-ПАА, гірше. Наприклад, оптична густина супернатанту після флокуляції суспензії каоліну лінійним поліакриламідом з $M_w = 1,49 \times 10^6$ ($C=1 \times 10^{-2}$ г/дм³) дорівнює 0,34.

Оптична густина супернатанту визначається ступенем зв'язування найдрібніших часточок полідисперсної каолінової суспензії полімером-флокулянтом, тобто доступністю функціональних груп в макромолекулі для такого зв'язування. В розгалужених зразках серії Д70-ПАА при збільшенні

кількості прищеплених ланцюгів їх конформація змінюється від грибоподібної до чев'якоподібної, а в полімерах серії Д20-ПАА – конформація прищеплених ПАА-ланцюгів є чер'якоподібною для всієї серії полімерів [13]. Очевидно, що при максимально витягнутій конформації прищеплених ПАА-ланцюгів доступ найменших часточок каолінової дисперсії буде однаковим для зразків з однаковою компактністю макромолекулярного клубка і не буде залежати від розміру макромолекули.

Висновки. Аналіз параметрів процесу флокуляції полідисперсної суспензії каоліну розгалуженими поліакриламидами показав, що на кінетику процесу флокуляції (а саме на швидкість осадження дисперсії та на щільність осаду), а також на параметри освітлення супернатанту впливає не лише розмір макромолекули полімеру-флокулянту, але і його внутрішньомолекулярна структура. Найбільшою флокуляційною активністю за всіма параметрами характеризуються розгалужені полімери з найменш компактною структурою макромолекули.

Застосування таких речовин при очищенні різних вод (за типом і походженням) з підвищеним вмістом дрібнодисперсних зависей може значно підвищити ефективність цього процесу без суттєвого збільшення матеріальних та фінансових витрат на його реалізацію.

Список літератури

1. Національна доповідь України про гармонізацію життєдіяльності суспільства у навколишньому природному середовищі / Спеціальне видання до 5-ї Всеєвропейської конференції міністрів навколишнього середовища “Довкілля Європи”. - К. : Мінприроди України, 2003.
2. Національна доповідь про стан навколишнього природного середовища в Україні. - К.: Мінприроди України, 2007.
3. Фізико-хімічні основи технології очищення стічних вод / Запольський А.К., Мішкова-Клименко Н.А., Астрелін І.М. [та ін.]. – К.: Лібра, 2000. – 552 с.
4. Запольский А.К. Коагулянты и флокулянты в процессах очистки воды / А.К. Запольский, А.А. Баран. – Л. : Химия, 1987. – 204 с.
5. Полиакриламидные флокулянты / Мягченков В.А., Барань Ш., Бектуров Е.А., Булидорова Г.В. - Казань, 1998. - 228 с.
6. Полиакриламид / Под ред В.Ф.Куренкова. - М.: Химия, 1992. - 192 с.
7. Бирштейн Т.М. Полимерные щетки / Т.М. Бирштейн, В.М. Амосков // Высокомолек. соед. -2000.- Т42, №12. - С. 2286-2327.
8. Kutsevol N. Solution properties of dextran-polyacrylamide graft copolymers / N. Kutsevol, J.-M. Guenet, N. Melnik [and others] // Polymer.-2006. - V.47. - P.2061-2068.
9. Пат.17242 Україна, Спосіб освітлення суспензії / Желтоножська Т.Б., Куцевол Н.В., Єременко Б.В., Сиромятніков В.Г.-1997.
10. Баран А.А. Полимерсодержащие дисперсные системы / А.А. Баран. – К. : Наук. думка, 1986. - 204 с.
11. La Mer V.K. Filtration of colloidal dispersions flocculated by anionic and cationic polyelectrolytes / V.K. La Mer // Disc. Farad. Soc. -1966.-V.42.-P.248-254.
12. 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.
13. Introduction to Physical Polymer Science / Fourth Editor L.H. Sperling.- Lehigh University Bethlehem, Pennsylvania: John Wiley & Sons, INC, 2006.-845p.

Флокуляційна активність розгалужених поліакриламідів

Куцевол Н.В., Безуглая Т.Н., Савицкий В.М.

Досліджено процес флокуляції полідисперсної суспензії каоліну в присутності розгалужених поліамідів. Встановлено, що на швидкість осаду дисперсії, щільності осаду, а також на освітлення супернатанта впливає не тільки розмір макромолекули полімера-флокулянта, але і його внутрішньомолекулярна структура.

Ключові слова: стічні води, очищення, флокуляція, полімерні флокулянти, розгалужені поліакриламід.

Флокуляционная активность разветвленных полиакриламидов

Куцевол Н.В., Безуглая Т.Н., Савицкий В.Н.

Исследован процесс флокуляции полидисперсной суспензии каолина в присутствии разветвленных полиамидов. Установлено, что на скорость осаждения дисперсии, плотность осадка, а также на осветление супернатанта влияет не только размер макромолекулы полимера-флокулянта, но и его внутримолекулярная структура.

Ключевые слова: сточные воды, очистка, флокуляция, полимерные флокулянты, разветвленные полиакриламиды.

Flocculation activity of branched polyacrylamides

Kutsevol N.V., Bezugla T.M., Savitsky V.M.

The flocculation process of polydisperse kaolin suspension in presence of branched polyacrylamides was studied. The rate of sedimentation, sediment density and supernatant clarification are depended upon both the macromolecule size of polymer flocculant and its intermolecular structure.

Keywords: wasted waters, purification, polymer flocculant, branched polyacrylamides.

Надійшла до редколегії 05.02.10

УДК 551.482.1

Притула Л.М.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

**ХАРАКТЕРИСТИКА
СЕРЕДНЬОРІЧНОГО ІОННОГО СТОКУ РІЧКИ ДЕСНИ**

Ключові слова: річковий стік, середньорічний іонний стік, головні іони, біогенні речовини

Актуальність проблеми. Кругообіг води в природі зумовлює рух не лише величезних об'ємів води, а й великої кількості твердої та розчиненої речовини. Головна роль при цьому належить річковому стоку – найбільш рухомій частині гідросфери. Маса річкової води в руслі поповнюється, за М. І. Львовичем, приблизно 30 разів протягом року.

За означенням О.О. Альокіна, іонний стік являє собою сумарний стік головних іонів хімічного складу води (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), які стікають з водним стоком з водозбору водотоку чи водойми за певний проміжок часу (рік, сезон, місяць тощо). За формою в розчині і за походженням можна виділити стік як колоїдних, так і розчинених речовин, а також органічних і неорганічних речовин. Останній включає стік головних іонів (чи іонний стік), біогенних речовин та мікроелементів.

Стік розчинених речовин є своєрідним інтегральним відображенням природних і антропогенних процесів, що відбуваються в межах того чи

іншого річкового басейну. Його абсолютні обсяги, якісний склад характеризують особливості та інтенсивність процесів вивітрювання і вилуговування порід та ґрунтів на території річкового водозбору, винесення продуктів цих процесів за його межі, специфіку, напрямок та інтенсивність міграції різних хімічних елементів та їх сполук водними шляхами, загальний обмін речовин у гідроекосистемах та гідробіоценозах річкового басейну. Проте, протягом останніх десятиріч на зазначені процеси і, відповідно, формування та динаміку стоку розчинених речовин доволі часто почали впливати характер, інфраструктура та масштаби господарської діяльності людини на території, практично, кожного річкового басейну.

Величина іонного стоку, під якою розуміють кількість головних іонів, які стікають з водним стоком з водозбору річки за певний проміжок часу (рік, сезон, місяць тощо), є одним з найбільш важливіших геохімічних показників, що характеризує інтенсивність ерозійних та акумулятивних процесів у річковому басейні. Іонний стік кількісно характеризує процеси вивітрювання, ерозію порід і ґрунтів, утворення карсту, засолення або вилуговування території, тобто основні видаткові частини сольового балансу басейну річки. Іонний та твердий стік є основною зв'язуючою ланкою в обміні солей між континентами та океанами і основним чинником утворення товщ осадових та сольових морських порід.

Розраховується іонний стік (R_i) за формулою:

$$R_i = W \cdot C, \quad (1)$$

де W – об'єм водного стоку, м^3 , C - концентрація іонів або величина мінералізації, мг/дм^3 . Розмірність R_i – т/рік , т/місяць , т/доба , тощо.

Крім абсолютного значення іонного стоку, використовують відносну величину – показник іонного стоку, або стоку хімічного компонента (P_i), розмірність якого виражається в тоннах з одного квадратного кілометра площі водозбору, тобто у т/км^2 за відповідний період спостережень. Величина P_i пов'язана з іонним стоком з території наступним чином:

$$P_i = R_i / F, \quad (2)$$

де F – площа водозбору, км^2 .

Важливу роль у формуванні іонного стоку відіграють різні види господарської діяльності. Серед них можна виділити ті, що спричиняють безпосереднє надходження у річки стічних вод різного ступеня забрудненості, а також ті, що формують стік хімічних компонентів за певних умов їх змиву з території, які несуть на собі антропогенні навантаження. Слід відмітити, що головні іони антропогенного генезису досить консервативні і перебувають у річкових водах практично в тих кількостях, в яких надходять у воду. Щодо інших хімічних речовин - біогенних, органічних, важких металів, нафтопродуктів - цього не можна сказати. В результаті процесів самоочищення їх буде менше від кількості, яка безпосередньо потрапила у річку. Тобто антропогенна складова в концентраціях вказаних хімічних компонентів являє собою ту їх частину, яка формувалась у воді річки з забруднюючих надходжень антропогенного

генезису і була винесена з водним стоком з певної частини або з усього басейну річки.

Зважаючи на важливість такої геохімічної характеристики, як іонний стік, що враховує природні та антропогенні процеси на водозборі, його вивчення було і завжди залишатиметься вельми актуальним завданням.

Аналіз попередніх досліджень. Першим фундаментальним дослідженням стоку розчинених речовин з території колишнього СРСР є робота О. Альокіна та Л. Бражникової [2], де використаний матеріал по водному режиму та хімічному складу води річок, зібраний на мережі Держгідромету за 1938 - 1950 рр. За цими, досить обмеженими, даними, показник іонного стоку для басейну Десни складав $22,4 \text{ т/км}^2 \cdot \text{рік}$. Також цим питанням займалися співробітники Інституту гідробіології НАН України О.М. Алмазов та О.І. Денисова [2, 4]. Значний внесок у дослідження іонного стоку Десни зробили вчені Київського національного університету імені Тараса Шевченка. У роботі В.І. Пелешенка [7], з використанням даних Держгідромету за 1961-1970 рр., розрахований іонний стік великих річок України, розроблені методичні прийоми та виконана оцінка антропогенної складової іонного стоку з визначення відносного гідрохімічного стоку. Важливою з точки зору опрацьованих даних і задач, які при цьому вирішувалися, стала праця Д. В. Закревського, В.І. Пелешенка і В.К. Хільчевського [6]. Стік хімічних компонентів річок України вивчався по трьом групах показників: головні іони (HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Σi), біогенні речовини (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , $N_{\text{мін}}$, $P_{\text{мін}}$, Si , $\text{Fe}_{\text{заг}}$) і органічних речовин (ОР) за період 1971-1980 рр. з використанням даних Держгідромету. Дослідженням впливу окремих видів антропогенної діяльності на іонний стік присвячено праці вчених Київського університету [8-10].

В 1985 р. у проблемній науково-дослідній гідрохімічній лабораторії географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка було виконано роботу з оцінки хімічних характеристик стоку головних іонів, мінерального азоту, фосфору, заліза, кремнію, органічних речовин, міді, цинку та хрому з території України в Чорне та Азовське моря за сезонами року за 1960-1980 рр. Оцінено іонний стік великих річок та його антропогенну складову, показано вплив техногенезу на хімічний склад природних вод і формування іонного стоку.

Матеріали та методика дослідження. Робота виконана на основі результатів спостережень за хімічним складом поверхневих вод річки Десни в створі м. Чернігова, отриманих на мережі Гідрометслужби за багаторічний період. При цьому, основні методичні особливості досліджень полягали в їх логічному поєднанні з дослідженнями стоку хімічних речовин, які виконувалися раніше різним вченими.

Мета і завдання дослідження. Метою даної роботи є дослідження середньорічного стоку річки Десна за окремі періоди спостережень з використанням гідрохімічних даних.

Для досягнення даної мети вирішувалися наступні завдання: 1) кількісна оцінка іонного стоку р. Десна за окремі періоди; 2) визначення антропогенної складової іонного стоку під впливом природних і техногенних чинників.

Виклад основного матеріалу. Для дослідження іонного стоку р. Десни в створі м. Чернігова використані дані Гідрометслужби за період 1938-2007 рр. Основними вихідними матеріалами послужили результати розрахунку середньорічного іонного стоку р. Десни, одержані за періоди 1938 – 1950, 1951-1960, 1961-1970, 1971-1980, 1981-1990, 1991-2000 та 2001-2007 рр. За гідрохімічний фон приймалися результати розрахунку іонного стоку р. Десна – м. Чернігів за період 1938-1950 рр., які приведені у монографії О.А. Алекіна та Л.В. Бражникової [1]. Було розглянуто також основні тенденції змін величин іонного стоку за розрахункові періоди (табл. 1). Слід відмітити, що дані періоди спостережень характеризується різними формами господарювання в країні та певними змінами в інтенсивності антропогенного навантаження на навколишнє природне середовище.

Таблиця 1. Значення середньорічного іонного стоку р. Десна – м. Чернігів, 1938- 2007 рр., тис. т/рік

Періоди спостережень, роки	Стік іонів						Сума іонів
	HCO_3^-	SO_4^{2-}	Cl	Ca^{2+}	Mg^{2+}	$N^+ + K^+$	
1938-1950	978	114	32	563	79	51	1817
1951-1960	1020	147	37	621	80	69	1974
1961-1970	968	216	67	576	74	103	2008
1971-1980	1876	219	163	537	99	120	3014
1981-1990	2587	333	280	689	167	241	4297
1991-2000	2442	299	238	671	148	218	4016
2001-2007	2715	257	201	739	158	248	4354

За цими даними прослідковується тенденція до значного збільшення середньорічного іонного стоку, особливо сульфатів, хлоридів, магнію, натрію, калію в сучасний період (2001-2007рр.) порівняно з періодом 1938-1950 рр. (див. табл. 1). Так, іонний стік сульфатів збільшився майже у 2,3 рази, хлоридів у 6,3 рази, магнію у 2 рази, лужних металів - майже у п'ять разів. Сумарний середньорічний іонний стік змінювався у широких межах від 1817 до 4354 тис. т/рік у сучасний період. При цьому, спостерігається зменшення іонного стоку до 4016 тис. т/рік у період 1991-2000 рр., що можливо пов'язано, як зокрема для басейну Дніпра [11], із занепадом господарської діяльності, зумовленим економічними чинниками. У період 1951-1960 рр. іонний стік становив 1974 тис. т/рік і залишався практично на рівні фонового періоду. Починаючи з 1961-1970 рр. середньорічний іонний стік був на рівні 2008 тис. т/рік і збільшився до 3014 і 4297 тис. т/рік у 1971-1980 та 1981-1990 рр. У сучасний період, за 2001-2007 рр. середньорічний іонний стік збільшився до 4354 тис. т/рік, що пояснюється як збільшенням водного стоку, так і інтенсифікацією господарської діяльності у басейні.

Стік біогенних речовин. До біогенних речовин належать сполуки азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), фосфору ($\text{H}_2\text{PO}_4^{2-}$, HPO_4^{2-} , PO_4^{3-}), кремнію (HSiO_3^- , SiO_3^{2-}), заліза (Fe^{2+} , Fe^{3+}), деяких мікроелементів. Серед цих сполук за вмістом у природних водах, біологічною активністю, інтенсивністю впливу на біологічні процеси та якістю природних вод переважаючу роль відіграють мінеральні сполуки азоту. У водне середовище вони надходять при розкладанні відмерлих тваринних і рослинних організмів, з території водозбору, зі стічними водами, зокрема, господарсько-побутовими, сільськогосподарськими, зливовими.

Абсолютні величини стоку біогенних речовин з водами Десни значно менші, ніж головних іонів. Розраховувався стік біогенних речовин за 1971-2007 рр., (табл. 2). Стік Si збільшується за весь період спостережень з 36,44 тис. т/рік до 83,24 тис. т/рік у 2001-2007 рр. Серед мінеральних сполук азоту найбільшим є стік NH_4^+ та NO_3^- , найменшим – NO_2^- . Середньорічний стік іонів NH_4^+ зменшувався від 8,78 у 1971-1980 до 3,52 тис. т/рік у 1991-2000 рр., лише у 2001-2007 рр. спостерігається незначне підвищення до 4,26 тис. т/рік. Характерним є зростання середньорічного стоку для іонів NO_2^- від 0,08 до 0,75 тис. т/рік та 0,52 до 9,60 тис. т/рік для іонів NO_3^- . При цьому спостерігається зменшення середньорічного стоку у період 1991-2000 рр., що пов'язано, із занепадом господарської діяльності, пов'язаної з економічними чинниками. У сучасний період середньорічний стік збільшився, що пояснюється як збільшенням водного стоку, так і інтенсифікацією господарської діяльності у басейні. Кількість фосфатів, що виносяться з водами Десни значно поступається стоку азоту, спостерігається збільшення $P_{\text{мін}}$ протягом періоду спостережень від 0,63 тис. т/рік у 1971-1980 рр. до 5,70 тис. т/рік у сучасний період.

Таблиця 2. Середньорічний стік біогенних речовин р. Десна - м. Чернігів, 1971-2007 рр. (тис. т/рік)

Періоди спостережень, роки	NH_4^+	NO_2^-	NO_3^-	$P_{\text{мін}}$	Si
1971-1980	8,78	0,08	0,52	0,63	36,44
1981-1990	5,80	0,72	5,62	3,47	41,53
1991-2000	3,52	0,47	5,31	5,35	58,84
2001-2007	4,26	0,75	9,60	5,70	83,24

Вивчення стоку мікроелементів досліджуваної території є особливо актуальним, бо він формується внаслідок сукупної дії природних та антропогенних чинників і процесів.

Величини стоку $\text{Fe}_{\text{заг}}$ є достатньо високими, адже вихідні його концентрації у річкових водах басейну, порівняно з іншими досліджуваними мікроелементами, є значно більшими, що пояснюється високим вмістом заліза у земній корі. Спостерігається збільшення заліза у воді від 1,37 тис. т/рік до 4,25 тис. т/рік у сучасний період (табл. 3).

Абсолютні значення стоку таких мікроелементів, як Cu, Zn, Mn, Cr, порівняно з $\text{Fe}_{\text{заг}}$, значно менші і обраховувались в тис. кг. Прослідковується тенденція до збільшення середньорічного стоку в сучасний період. Стік міді збільшився у 1,6 рази, цинку – у 3 рази та хрому

– 2,5 рази. На фоні загального збільшення стоку мікроелементів стік мангану зменшився у 3,4 рази.

Таблиця 3. Середньорічний стік мікроелементів р. Десна - м. Чернігів, 1971-2007 рр. (тис. т/рік) *

Періоди спостережень	$Fe_{заг}$	Cu	Zn	Mn	Cr
1971-1980	1,37	61,0	154,9	251,4	-
1981-1990	1,96	64,6	160,3	51,9	250,3
1991-2000	4,25	87,2	603,6	109,0	783,4
2001-2007	3,31	96,9	458,4	74,1	636,3

Примітка: * для $Fe_{заг}$ – тис. т; для інших мікроелементів – тис. кг

Вплив людської діяльності на величину іонного стоку. У цілому до елементів антропогенного навантаження відносять скиди промислових та господарсько-побутових стічних вод, злизові води з урбанізованих територій, поверхнево-схильний сільськогосподарський стік та частку іонного стоку за рахунок збільшення мінералізації опадів через викиди в атмосферу підприємств промисловості та енергетики, збільшення мінералізації підземних вод, які розвантажуються у річкову мережу тощо [3].

Найбільш поширеною є методика розрахунку так званої “відносної” антропогенної складової іонного стоку. При цьому розраховується іонний стік за певний період з початку спостережень, який приймається за “відносно” фоновий і порівнюється з іонним стоком, одержаним за розрахунками стокових та гідрохімічних показників, одержаних в останній період спостережень [3].

$$R_{іантр} = R_i - aR_{фон}, \quad (3)$$

де $R_{іантр}$ – абсолютна чи відносна величина антропогенної складової іонного стоку; R_i – величина сучасного іонного стоку; $R_{фон}$ – величина іонного стоку, яку визначено за даними відносного гідрохімічного фону; a – поправка на різницю у водному стоці за два розрахункові періоди.

Антропогенна складова іонного стоку формується за рахунок SO_4^{2-} , Cl^- , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ . Іони HCO_3^- , Ca^{2+} , за незначним винятком, у її формуванні участі не беруть, оскільки їх концентрації у воді регулюються станом карбонатно-кальцієвої системи, і тому ці іони випадають в осад.

Величини антропогенної складової іонного стоку, за методикою порівняння величин іонного стоку за “фоновий” та сучасний періоди розраховані шляхом порівняння середньорічних величин іонного стоку за 1938-1950 рр. (відносний фоновий період) та за 2001-2007 рр. (табл. 4).

Результати визначення антропогенної складової сумарного іонного стоку р. Десна – м. Чернігів в 1951-1960 рр., показали, що приріст проходив за рахунок збільшення антропогенної складової всіх іонів.

*Таблиця 4. Середньорічні величини загальної антропогенної іонного стоку
р. Десна - м. Чернігів, за 1951 – 2007 % **

<i>Періоди спостережень, роки</i>	<i>Стік іонів</i>						<i>Сума іонів, Σi</i>
	<i>HCO_3^-</i>	<i>SO_4^{2-}</i>	<i>Cl</i>	<i>Ca^{2+}</i>	<i>Mg^{2+}</i>	<i>$N^+ + K^+$</i>	
1951-1960	4	29	16	10	1	35	9
1961-1970	0	90	109	2	0	102	10
1971-1980	92	92	409	0	25	135	66
1981-1990	165	192	775	22	112	373	137
1991-2000	150	162	644	19	87	327	121
2001-2007	178	125	528	31	100	386	140

*Примітка: * Величина іонного стоку за період 1938-1950 рр. умовно прийнята як фонові. Величина іонного стоку за два наступні періоди по деяких іонах зменшується, теоретичні величини їх антропогенних складових від'ємні і прийняті за нуль.*

У 1961-1970 рр. порівняно з попереднім приріст незначний, але помітно змінюється картина по окремих іонах. Відсутній антропогенний стік гідрокарбонатів і магнію, при одночасному збільшенні стоку іонів натрію, калію, хлоридів та сульфатів, що свідчить про значний ріст забруднення водних ресурсів басейну в даний період.

За період 1971-1980 рр. і наступні розрахункові періоди 1981-1990 рр. та 1991-2000 рр. у порівнянні з 1961-1970 рр. антропогенна складова сумарного іонного стоку значно збільшилася. Збільшення відбувалося за рахунок росту антропогенної складової в стоці всіх іонів, що свідчить про ріст забруднення у басейні. Даний період характеризується ростом концентрацій іонів внаслідок збільшення скидів забруднених промислових стічних вод, інтенсивного розвитку сільського господарства та його хімізації, росту міст, збільшення мінералізації опадів, осушувальних меліорацій [10].

У 2001-2007 рр. приріст антропогенної складової сумарного іонного стоку як уже відзначалося вище можна пояснити збільшенням водного стоку, так і інтенсифікацією господарської діяльності у басейні.

Висновки. Іонний стік Десни протягом досліджуваних періодів відзначається мінливістю і залежить від характеру та особливостей фізико-географічних умов, водного стоку річки та мінералізації води.

Характерною особливістю часової динаміки іонного стоку річки є тенденція до збільшення середньорічного іонного стоку, який збільшився у 2,4 рази, особливо сульфатів, хлоридів, магнію, натрію, калію в сучасний період (2001-2007рр.) порівняно з періодом 1938-1950 рр. Так іонний стік сульфатів збільшився майже у 2,3 рази, хлоридів у 6,3 рази, магнію у 2 рази, лужних металів - майже у п'ять разів. За внеском у загальний іонний стік річки переважали іони натрію і калію, сульфати та хлориди.

На величину і структуру іонного стоку протягом дослідженого періоду мав вплив антропогенний фактор. Найбільший приріст антропогенної складової іонного стоку спостерігався протягом 1960-90 рр. і характеризувався значним ростом антропогенної складової в стоці всіх іонів, що свідчить про значне забруднення у басейні.

Список літератури

1. *Алекин О.А.* Сток растворенных веществ с территории СССР / О.А. Алекин, А.В. Бражникова. – М. : Наука, 1964. – 144 с. 2. *Алмазов А.М.* Гидрохимия Днепра, его водохранилищ и притокою / Алмазов А.М., Денисова И.А., Майстренко Ю.Г. – К. : Наук. думка, 1967. – 217 с. 3. *Горев Л.М.* Гідрохімія України / Горев Л.М., Пелешенко В.І., Хільчевський В.К. – К. : Вища школа, 1995. – 307 с. 4. *Денисова А.И.* Сток и основные элементы баланса биогенных веществ и главных ионов в Киевском водохранилище / А.И. Денисова // ГБЖ. – 1974. – Т.10, № 6. – С. 5-13. 5. *Денисова А.И.* формирование гидрохимического режима водохранилищ Днепра и методы его прогнозирования / А.И. Денисова. – К.: Наук. думка, 1979. – 292 с. 6. *Закревський Д.В.* Сток химических компонентов рек УССР / Закревський Д.В., Пелешенко В.И., Хильчевський В.К. // Водные ресурсы. – 1988. – Т.15, № 6. – С.63–73. 7. *Пелешенко В.И.* Оценка взаимосвязи химического состава различных типов природных вод (на примере равнинной части Украины) / В.И. Пелешенко. – К. : Вища школа, 1975. – 168 с. 8. Гидрохимия поверхностных вод УРРС в условиях антропогенного воздействия / Пелешенко В.И., Закревський Д.В., Ромась Н.И. и др. // Современные проблемы региональной и прикладной гидрохимии. – Л. : Гидрометеиздат, 1987. – С.140–152. 9. *Пелешенко В.И.* Гідрохімічний режим річок Київського і Чернігівського Полісся в умовах антропогенного впливу / Пелешенко В.И., Хильчевський В.К., Гарасевич І.Г. // Вісник Київського університету. Сер. Географія. – 1982. – Вип. 24. – С.43–46. 10. Антропогенна складова іонного стоку річок Українського Полісся в період літньої та зимової межени / Ромась М.І., Шевчук І.О., Сілевич С.О. та ін // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т. 5. – С.103-111. 11. *Хильчевський В.К.* Характеристика іонного стоку річок басейну Дніпра / Хильчевський В.К., Маринич В.В., Савицький В.М. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т. 5. – С. 226-240. 12. *Хильчевський В.К.* Зміна концентрацій та стоку іонів у річкових водах Дніпра, Прип'яті, Десни під впливом антропогенних факторів / В.К. Хильчевський, В.І. Пелешенко // Вісник Київського університету. Сер. Географія. – 1987. – Вип. 29. – С. 50 – 53.

Характеристика середньорічного іонного стоку річки Десна

Питула Л.М.

Розраховано середньорічний стік головних іонів і біогенних речовин річки Десна за період 1938 – 2007 рр. Виконано порівняльну оцінку змін річкового стоку даних речовин за різні періоди. Оцінено антропогенну складову іонного стоку.

Ключові слова: річковий стік, середньорічний іонний стік, головні іони, біогенні речовини.

Характеристика среднегодового ионного стока реки Десна

Питула Л.Н.

Рассчитан среднегодовой сток главных ионов и биогенных веществ реки Десна за период 1938 – 2007 гг. Выполнена сравнительная оценка изменений речного стока данных веществ за разные периоды. Оценено антропогенную составляющую ионного стока.

Ключевые слова: речной сток, среднегодовой ионный сток, главные ионы, биогенные вещества.

The description of average annual ion flow of river is Desna

Pritula L. N.

The average annual flow of major ions and biogenic matters of river is expected of river Desna for period 1938 - 2007 years. The comparative valuing of the presents substances river flow for different periods. The anthropogenic compound of ionic flow is estimated.

Keywords: river flow, annual flow of major ions, biogenic matters.

Надійшла до редколегії 14.01.10

Кравчинський Р.Л.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

СТІК РОЗЧИНЕНИХ ХІМІЧНИХ РЕЧОВИН З ВОДАМИ р. ІНГУЛЕЦЬ

Ключові слова: іонний стік, біогенні речовини, мікроелементи, концентрація хімічних елементів, об'єм стоку, фази водного режиму

Актуальність питання. З точки зору класичних методологічних підходів, що використовуються при гідрохімічних дослідженнях цілісно-функціональних систем або окремих регіонів значний науковий і практичний інтерес має вивчення виносу розчинених хімічних речовин з річковими водами.

Під стоком розчинених речовин розуміють кількість неорганічних та органічних сполук в іонно-молекулярному і колоїдному стані, які виносяться водотоками з даної території за певний проміжок часу (рік, сезон, місяць тощо) [1, 6].

Величина стоку окремих елементів з водотоками є важливим показником функціонування природно-територіальних комплексів, що характеризують переміщення і трансформацію речовин та енергії в річковому басейні. Разом з тим, визначення умов формування стоку відіграє головну роль в процесі вивчення сучасного стану водного об'єкту і його зміни в майбутньому.

Річка Інгулець бере свій початок з джерел у балці біля с. Топила Знам'янського району Кіровоградської області, на висоті 180 м над рівнем моря. Довжина річки становить близько 549 км, площа водозбору - 13700 км². Тече вона переважно у південному напрямку і впадає у Дніпро з правого берега на 46 км від його гирла біля с. Садове Херсонської області. [2].

Таким чином кількість винесених розчинених хімічних елементів з інгулецькими водами може суттєво впливати, в першу чергу, на стан гідроекосистеми пригирлової ділянки Дніпра та Дніпровського лиману – місць нересту різних видів риби та зон відпочинку місцевих жителів і туристів.

Стік розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець носить досить складний характер і вивчений недостатньо. Досить ґрунтовною і цікавою в даному аспекті є робота В.А. Іванова [4], де приведено кількісну оцінку річного виносу біогенних та специфічних забруднюючих речовин з річковими водами (по гідроствору в с. Садове) за багаторічний період.

В праці вчених Київського національного університету імені Тараса Шевченка В.К. Хільчевського, В.В. Маринич, В.М. Савицького [8] показано особливості стоку головних іонів р. Інгулець по основних сезонах (весняна повінь, літньо-осіння і зимова межінь) для двох періодів 1981-1990 рр. та

1991-2000 рр. Загальні риси стоку хімічних речовин з річковими водами певною мірою охарактеризовано в роботі [3].

Мета роботи - на основі архівних даних та натурних спостережень на території басейну встановити особливості формування та сезонний розподіл стоку розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець.

Методика досліджень. Вивчення умов та кількісної оцінки стоку розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець ґрунтуються на результатах моніторингових спостережень Інституту геологічних наук НАН України (2002-2004 рр.) та Дніпровського БУВРу (2002-2007 рр.). Для дослідження був обраний гідрологічний пост, розташований в с. Андріївка. Вибір цього створу зумовлений, головним чином, розміщенням нижче основних об'єктів-забруднювачів басейну (замикаючий створ) і наявністю достатньої кількості гідролого-гідрохімічної інформації. Відстань від поста до гирла становить близько 272 км, площа водозбору – 9310 км².

Кількісні характеристики іонного стоку визначалися за HCO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , а також їх сумою (Σ_i); кількісні характеристики стоку біогенних речовин визначалися за такими показниками: NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , $N_{заг}$, $P_{мін}$; стік мікроелементів – за концентраціями $Fe_{заг}$, Cu , Zn , Mn .

Стік досліджених хімічних речовин протягом конкретного сезону певного року в абсолютних величинах **R** розраховувався за рівнянням:

$$R = W \cdot C, \quad (1)$$

де **W** – водний стік, м³; **C** – середня концентрація хімічного компонента, приведена у відповідності до вмісту в 1 м³ води.

Крім абсолютних значень стоку головних іонів та інших розчинених речовин обчислювалися також показники зазначеного стоку **P_i**, розмірність яких визначається в тоннах з 1 км² площі водозбору за визначений проміжок часу. Ці показники тісно пов'язані з величиною іонного стоку **R** з відповідної території:

$$P_i = \frac{R}{F}, \quad (2)$$

де **F** – площа водозбору, км² [6].

Результати досліджень та їх обговорення. Умови формування стоку хімічних речовин з водами р. Інгулець визначаються сукупністю природних та антропогенних факторів.

Однією із основних складових стоку розчинених хімічних елементів є стік води [4]. Річкова мережа басейну складається з р. Інгулець, 43 річок довжиною більше 10 км кожна, 142 річок меншої довжини, а також великої кількості балок, які не мають постійного стоку води.

Водний режим р. Інгулець типовий для рівнинних річок півдня України. Основна область живлення розташована у верхній частині басейну, що межує з Лісостеповою зоною. У весняний і, значною мірою, зимовий періоди річка та її притоки живляться за рахунок талих вод. В інший час річковий стік підтримується припливом підземних вод та частково опадами. Через

незначні об'єми підземного припливу багато малих річок влітку пересихають. Повеневий стік складає в середньому 70 % від річного, а підземний складає 10-20 % від поверхневого [2].

Регіональні відмінності фізико-географічних умов території досліджень визначають особливості хімічного складу води р. Інгулець та її приток. На склад та властивості поверхневих вод значний вплив здійснюють дренавані річкою засолені морські відклади багаті солями NaCl та CaSO_4 [7]. Згідно класифікації О.О. Алекіна за ступенем мінералізації [1] та відповідно до «Схематичної карти районування малих річок УРСР за ступенем мінералізації» [5] поверхневі води верхів'я басейну р. Інгулець відносяться до третього району (води з підвищеною мінералізацією – 500-1000 мг/дм³), решта території – до четвертого району (високомінералізовані води - понад 1000 мг/дм³). Тому річковий стік деяких приток (зокрема рр. Бокова та Боковенька), вода яких характеризується підвищеним природним вмістом окремих хімічних компонентів, помітно впливає на склад і властивості води основної річки.

Антропогенний вплив на формування стоку розчинених хімічних елементів з водами р. Інгулець визначається скидами неочищених господарсько-побутових стічних вод міст Знам'янка та Олександрія Кіровоградської області, м. Кривий Ріг, м. Жовті Води та м. П'ятихатки Дніпропетровської області. Крім того, до рр. Інгулець та Саксагань щорічно скидають близько 60 млн.м³ забруднених стічних вод понад 50 промислових підприємств Кривбасу [2].

Стоку річки Інгулець, зазвичай, недостатньо для розбавлення стічних вод до дозволених граничних концентрацій, тому періодично проводиться промивка її русла за рахунок подачі води по каналу Дніпро-Інгулець (60-65 млн.м³).

Як правило, відразу після закінчення промивки русла вводять в дію агрегати Снігурівської головної насосної станції (ГНС) і закачують воду до магістрального каналу Інгулецької зрошувальної системи. По штучно заглибленому руслу вода антирікою прямує з Дніпра вверх на 70 км по руслу р. Інгулець до водозабору ГНС. Тому у вегетаційний період (травень-жовтень) стан гідроекосистеми на даному відрізку річки формується під впливом дніпровських вод, а перенесення хімічних речовин з водами р. Інгулець до Дніпра практично відсутнє.

Іонний стік. Середньорічний іонний стік з водами р. Інгулець в створі с. Андріївка за період 2002-2007 рр. становив 1013,1 тис. т/рік (табл. 1). Розподіл іонного стоку за фазами водного режиму має свої особливості. Найбільша частка (близько 60%) в іонному річному стоці припадає на час проходження весняної повені. У цей період у виносі розчинених мінеральних речовин річковою водою переважають сульфатні іони. Їх частка у сумарному іонному стоці перевищує 40%.

Таблиця 1. Середньорічний та сезонний іонний стік р. Інгулець – с. Андріївка *

Період	Q, м ³ /с	W, км ³	Головні іони						Σ _i
			HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	
Весняна повінь	39,1	0,304	<u>37,1</u> 3,98	<u>262,1</u> 28,2	<u>100,3</u> 10,8	<u>40,1</u> 4,31	<u>28,9</u> 3,10	<u>128,9</u> 13,9	<u>600,5</u> 64,5
Літньо-осіння межень	6,3	0,049	<u>6,1</u> 0,66	<u>44,2</u> 4,74	<u>58,8</u> 6,32	<u>12,9</u> 1,39	<u>8,0</u> 0,86	<u>40,2</u> 4,32	<u>162,0</u> 17,4
Зимова межень	9,3	0,096	<u>8,4</u> 0,90	<u>52,1</u> 5,59	<u>93,7</u> 10,1	<u>17,1</u> 1,83	<u>10,3</u> 1,10	<u>62,5</u> 6,71	<u>250,6</u> 26,9
За рік	16,1	0,510	<u>51,6</u> 5,54	<u>358,3</u> 38,5	<u>252,9</u> 27,2	<u>70,1</u> 7,53	<u>47,1</u> 5,06	<u>231,6</u> 24,9	<u>1013,1</u> 108,8

Примітка: * над рискою – тис.т, під рискою – т/км²

У період літньо-осінньої та зимової межени спостерігалось зменшення виносу головних іонів (приблизно у 2,5-4,5 рази). Разом з тим, якщо порівнювати стабілізаційні періоди низьких рівнів, то частка зимового іонного стоку є більшою в порівнянні з літньо-осіннім періодом (табл. 2).

Під час межени основною складовою в іонному стоці є хлориди. Їх відносний вміст в період літньо-осінньої та зимової межени становить відповідно 23% та 37% від річного.

Таблиця 2. Сезонний іонний стік р. Інгулець – с. Андріївка, % від річного

Період	Головні іони						Σ _i
	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	Cl ⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Na ⁺ +K ⁺	
Весняна повінь	72	73	40	57	61	56	59
Літньо-осіння межень	12	12	23	18	17	17	16
Зимова межень	16	15	37	24	22	27	25

Сумарний внесок HCO₃⁻ та Mg²⁺ в річний іонний стік є найменшим і становить близько 5%.

Стік біогенних речовин (БР). Абсолютні значення величин стоку біогенних речовин з водами р. Інгулець (табл. 3) помітно менші, ніж головних іонів.

Таблиця 3. Середньорічний та сезонний стік біогенних речовин з водами р. Інгулець – с. Андріївка *

Період	Q, м ³ /с	W, км ³	N-NH ₄ ⁺	N-NO ₂ ⁻	N-NO ₃ ⁻	N _{заг}	P _{мін}
Весняна повінь	39,1	0,304	<u>0,085</u> 0,009	<u>0,030</u> 0,003	<u>0,730</u> 0,078	<u>0,845</u> 0,091	<u>0,091</u> 0,010
Літньо-осіння межень	6,3	0,049	<u>0,047</u> 0,005	<u>0,010</u> 0,001	<u>0,594</u> 0,064	<u>0,651</u> 0,07	<u>0,033</u> 0,004
Зимова межень	9,3	0,096	<u>0,038</u> 0,004	<u>0,029</u> 0,003	<u>1,012</u> 0,109	<u>1,080</u> 0,116	<u>0,036</u> 0,004
За рік	16,1	0,510	<u>0,171</u> 0,018	<u>0,069</u> 0,007	<u>2,34</u> 0,251	<u>2,576</u> 0,277	<u>0,160</u> 0,017

Примітка: * над рискою – тис.т, під рискою – т/км²

В середньому за рік разом з річковою водою через гідроствор в с. Андріївка виноситься близько 2-3 тис. т біогенних речовин. Максимальний їх виніс характерний, як і в попередньому випадку, для періоду весняної повені. В цей час з водами р. Інгулець переноситься близько 0,845 тис. т $N_{заг}$, що становить 33% від середньорічної величини (табл. 4). Під час весняної повені домінуючими у стоці біогенних речовин є нітрати (близько 730 тис. т), а найменші значення характерні для нітритів (0,030 тис. т). При цьому мінерального фосфору виноситься близько 0,091 тис. т, що становить 57% від річного стоку.

Таблиця 4. Сезонний стік біогенних речовин з водами р. Інгулець– с.Андріївка, % від річного

Період	$N-NH_4^+$	$N-NO_2^-$	$N-NO_3^-$	$N_{заг}$	$P_{мін}$
Весняна повінь	50	44	31	33	57
Літньо-осіння межень	28	14	25	25	20
Зимова межень	23	42	43	42	23

До періоду літньо-осінньої межені частка стоку біогенних речовин зменшується в 1,5-2,5 рази і, як правило, трохи збільшується в період зимового стабілізаційного періоду. На літньо-осінню та зимову межень припадає відповідно 25 та 42% від річного стоку $N_{заг}$.

Детальний аналіз середньорічного та сезонного стоку біогенних речовин з водами р. Інгулець дозволяє побачити близькість між величинами стоку амонійного азоту та мінерального фосфору.

Розподіл стоку біогенних речовин по фазам водного режиму в основному співпадає з розподілом водного стоку.

Стік мікроелементів. Валова частка стоку мікроелементів в басейні р. Інгулець формується під впливом скидів промислових стічних вод підприємств Кривбасу. Найбільшими величинами стоку характеризується залізо через його достатньо великі концентрації у воді р. Інгулець. Під час весняної повені через гідрологічний створ в с. Андріївка проходить близько 0,064 тис. т $Fe_{заг}$, що становить 57% від середньорічного (табл. 5 – табл. 6).

Таблиця 5. Середньорічний та сезонний стік мікроелементів з водами р. Інгулець– с.Андріївка *

Період	$Q, \text{м}^3/\text{с}$	$W, \text{км}^3$	$Fe_{заг}$	Cu	Zn	Mn
Весняна повінь	39,1	0,304	$\frac{0,064}{0,007}$	0	0	$\frac{0,027}{0,003}$
Літньо-осіння межень	6,3	0,049	$\frac{0,029}{0,003}$	0	0	$\frac{0,014}{0,002}$
Зимова межень	9,3	0,096	$\frac{0,019}{0,002}$	0	0	$\frac{0,007}{0,001}$
За рік	16,1	0,510	$\frac{0,111}{0,012}$	0	0	$\frac{0,048}{0,005}$

Примітка: * над рискою – тис.т, під рискою – т/км²

Частка літньо-осінньої межені у стоці $Fe_{заг.}$ становить 26%, а зимової – 17%. За даними гідрохімічних досліджень у воді р. Інгулець в створі гідрологічного поста біля с. Андріївка на період спостережень концентрація Cu та Zn була досить низькою (нижче рівня чутливості аналізу). Тому стік даних хімічних елементів можна вважати таким, що не впливає на споживчу якість води (тобто близьким 0).

Таблиця 6. Сезонний стік мікроелементів з водами р. Інгулець– с.Андріївка ,
% від річного

Період	$Fe_{заг.}$	Cu	Zn	Mn
Весняна повінь	57	0	0	57
Літньо-осіння межень	26	0	0	30
Зимова межень	17	0	0	13

Абсолютні значення стоку марганцю дещо менші порівняно з загальним залізом. Під час весняної повені з водами р. Інгулець виноситься близько 57% Mn , в період літньої та зимової межені – відповідно 30 та 13% від середньорічного значення.

Висновки. Стік розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець формується під комплексним впливом природних та антропогенних факторів. Найбільший вплив на формування стоку розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець здійснюють скиди промислових стічних вод підприємств залізорудної та переробної промисловості Кривбасу.

Найбільш суттєво впливають на стік розчинених речовин головної річки її притоки – р. Саксагань і р. Жовта, що розташовані в межах впливу Криворізького ТВК та канал Дніпро-Інгулець. Важливий внесок у формування стоку розчинених хімічних елементів здійснюють прр. Бокова та Боковенька, води яких характеризуються підвищеними природними фоновими значеннями окремих компонентів.

Враховуючи особливості господарської діяльності в нижній течії басейну, де річковий стік у вегетаційний період практично відсутній можна зробити висновок, що в середньому за рік виніс хімічних елементів до р. Дніпро розподілився наступним чином: загальний іонний стік становить близько 850 тис. т, біогенних речовин – 2 тис. т, мікроелементів – 0,12 тис. т. Решта розчинених хімічних речовин (а це біля 200 тис. т головних іонів, 0,68 тис. т біогенних речовин та 0,014 тис. т мікроелементів) під час поливного сезону надходить з водами р. Інгулець до Інгулецького магістрального каналу.

Список літератури

1. Алекин О.А. Общая гидрохимия (химия природных вод) / О.А. Алекин. – Л.: Гидрометеиздат, 1948. – 208 с.
2. 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.
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 : ННЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2008. – С. 806.
5. Никаноров А.М. Гидрохимия / А.М. Никаноров. – Л.:

Гидрометеиздат. 1989. – 351 с. **6.** *Пелешенко В.І.* Загальна гідрохімія / В.І. Пелешенко, В.К. Хільчевський. – К. : Либідь, 1997. – 384 с. **7.** *Руденко Р.В.* Про зміну хімічного складу води річки Інгулець / Р.В.Руденко, В.К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – № 8. – С. 47–61. **8.** *Хільчевський В.К.* Характеристика іонного стоку річок басейну Дніпра / В.К. Хільчевський, В.В. Маринич, В.М. Савицький // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т.5. – С.226-240.

Стік розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець

Кравчинський Р.Л.

На основі натурних спостережень і лабораторних досліджень встановлені особливості формування стоку розчинених хімічних речовин з водами р. Інгулець і його сезонний розподіл. Оцінено сумарний внесок кожного хімічного елементу по сезонам у середньорічний стік.

Ключові слова: іонний стік, біогенні речовини, мікроелементи, концентрація хімічних елементів, об'єм стоку, фази водного режиму.

Сток растворимых химических веществ с водами р. Ингулец

Кравчинский Р.Л.

На основе натурных наблюдений и лабораторных исследований установлены особенности формирования стока растворенных химических веществ с водами р. Ингулец и его сезонное распределение. Оценен суммарный вклад каждого химического элемента по сезонам в среднегодовой сток.

Ключевые слова: ионный сток, биогенные вещества, микроэлементы, концентрация химических элементов, объем стока, фазы водного режима.

Transfer the chemical components with water flow of Ingulets river

Kravchinskiy R.L.

On the basis of model supervisions and laboratory researches set the features of forming and seasonal division the flow of the dissolved chemical matters with waters of Ingulets river. It is also appraised the content of every chemical element on seasons in an average annual waters flow.

Keywords: ionic flow, biogenic matters, oligoelements, concentration of chemical elements, volume flow, seasonal water mode.

Надійшла до редколегії 27.01.10

УДК 502.72:581.526(477.81+82)

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ОСОБЛИВОСТІ РІЗНОМАНІТТЯ АЛЬГОФЛОРИ РІЗНОТИПНИХ ВОДОЙМ І ВОДОТОКІВ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ПРИП'ЯТЬ – СТОХІД»

Ключові слова: Національний природний парк «Прип'ять – Стохід»; фітопланктон; фітомікроеніфитон; таксономічне різноманіття; сапробність

Актуальність проблеми. Формування науково-практичних основ загальнодержавної концепції охорони, збереження, відтворення, раціонального та невиснажливого використання біорізноманіття водних екосистем є одним із перспективних напрямків охорони природи в Україні, що ґрунтується на сучасних світових наукових природоохоронних парадигмах.

Створення Національного природного парку (НПП) «Прип'ять – Стохід» у межах Західного Полісся на території Любешівського району Волинської області стало практичним втіленням природоохоронної політики України в цьому регіоні. Територія парку, яка уособлює більшість типових рис Українського Полісся, включає розгалужену гідрологічну мережу: р. Прип'ять із притоками та різнотипні озера (руслові, заплавні, карстові), серед яких найбільшими є Люб'язь та Біле.

НПП «Прип'ять – Стохід» – одне з небагатьох місць Східної Європи, де значною мірою збереглися природні річкові, струмкові, озерні й болотні ландшафти з відповідним різноманіттям водної флори. Високе біологічне різноманіття гідроекосистем та водно-болотних комплексів, їх низька антропогенізація формують на території парку неповторні для Полісся флористичні риси, які вже фактично втрачені в більшій частині Східної Європи. Природні комплекси території парку відзначаються високим ступенем збереженості, наявністю великої кількості рідкісних видів рослин і тварин міжнародного та національного рівнів охорони. Завдяки цим особливостям регіон отримав міжнародне визнання, а значна частина території парку має статус Рамсарських угідь.

Детальний аналіз комплексних досліджень сучасного екологічного стану та біорізноманіття водних об'єктів на прикладі НПП «Прип'ять–Стохід»

дав можливість визначити ще одну важливу роль парку – формування наукових засад сучасної державної екологічної політики щодо оцінки екологічного стану екосистем транскордонних територій України та Білорусі, які можуть слугувати природними полігонами для вибору еталонних ділянок водних екосистем, що відповідають європейським критеріям. [1, 5]

Результати проведених досліджень, крім природоохоронних теоретичних засад, також мають і практичне значення для охорони, збереження та відтворення природного середовища різнотипних водних об'єктів транскордонних водних та наземних екосистем.

Мета роботи: встановити особливості різноманіття водоростей планктону і фітообростань різнотипних водойм і водотоків НПП «Прип'ять – Стохід».

Методи і матеріали. Дослідження проводились протягом літнього сезону 2000, 2002–2004 рр. та весняно-літнього періоду 2009 р. на різних ділянках річок Прип'ять, Стохід, перетвореної в меліоративний канал р. Коростинка, заплавно-руслового озера Люб'язь за сіткою станцій і з використанням загальновідомих гідробіологічних методів, які були детально описані раніше [1, 5]. Проби планктону відбирали батометром, враховували всі екологічні групи водоростей, які знаходились у водній товщі. У 2009 також відбирались проби фітомікроепіфітону, який вегетує на вищих водних рослинах-едифікаторах різних екологічних груп (повітряно водні рослини й рослини з плаваючим листям).

Результати досліджень та їх обговорення. Дослідження водоростей основних водних екосистем НПП «Прип'ять – Стохід», зокрема річок Прип'ять, Стохід і Коростинка, унікального з гідроекологічної точки зору озера Люб'язь показали, що альгофлора парку представлена 277 видами і внутрішньовидовими таксонами (в. в. т.), враховуючи ті, що містять номенклатурний тип виду, які належать до 121 роду, 33 порядків, 13 класів і 8 відділів (табл.).

Таблиця. Таксономічне різноманіття водоростей водних екосистем НПП «Прип'ять–Стокід»

Відділ	Клас	Вид (в.в.т.)
CYANOPHYTA	Chroococcophyceae	13
	Hormogoniophyceae	22
EUGLENOPHYTA	Euglenophyceae	12 (14)
DINOPHYTA	Dinophyceae	6
CRYPTOPHYTA	Cryptomonadophyceae	6
CHRYSTOPHYTA	Chrysophyceae	20
BACILLARIOPHYTA	Coscinodiscophyceae	14 (15)
	Fragilariophyceae	17 (20)
	Bacillariophyceae	77 (81)
XANTHOPHYTA	Xanthophyceae	5
CHLOROPHYTA	Chlorophyceae	58 (59)
	Ulvophyceae	6
	Zygnematophyceae	10

Основною характеристикою альгофлори вважається розподіл видів за вищими систематичними таксонами – відділами. У флористичному відношенні найбагатшими виявилися відділи діатомових і зелених водоростей – 116 і 75 в. в. т., що складає 42 і 27% від загальної кількості таксонів рангом нижче роду. На третьому місці за видовим багатством синьозелені водорості – 35 видів (13%). Роль інших відділів незначна, їхня кількість коливається в межах 2–7%.

На рівні класів у всіх водоймах парку домінують Bacillariophyceae – 81 в. в. т. (29%) та Chlorophyceae – 59 (21%), істотну частку мають представники класів Hormogoniophyceae – 22 (8%), Fragilariophyceae і Chrysophyceae – по 20 в. в. т. (7%).

Флористичний аналіз дав можливість оцінити приуроченість водоростей за еколого-географічними характеристиками, а співвідношення у кожній із категорій індикаторних організмів – визначити специфічність локальних флор та умов їхнього середовища. Встановлено, що у водних екосистемах на території парку переважають види-космополіти – 87% від загальної кількості видів, для яких визначено поширення. Частка бореальних видів складає лише 6%, видів із північно-альпійським ареалом та маловивчених у географічному відношенні – всього 4%.

За біотопічною приуроченістю більше як половина знайдених водоростей належить до планктонних форм (51%), 21% – до літоральних, 12% – до бентосних і 7% – до форм обростань. Скоріш за все, це результат тривалого вивчення водоростей планктону, на відміну від фітомікроепіфітону, який досліджували лише один рік.

Порівняльний аналіз біотопічної приуроченості водоростей, знайдених у планктоні та обростаннях, показав значну відмінність цих угруповань. Так, у фітопланктоні переважають планктонні форми (61%), меншу частку складають літоральні (18%) і бентосні форми (8%). У фітомікроепіфітоні домінують літоральні форми (32%), а субдомінантами виступають бентосні (25%), планктонні (22%) і форми обростань (13%).

Як індикатори по відношенню до солоності в альгофлорі парку переважають види-індиференти (до 69–81%), а за показниками ацидифікації – види-індиференти та алкаліфіли (по 44%), тобто види, що віддають перевагу лужній реакції водного середовища.

Переважає більшість водоростей водойм парку (202 види) – це індикатори органічного забруднення; із них понад 40% припадає на α -олігосапробіонтів і α - β -олігобетамезосапробіонтів, які є представниками оліготрофних водойм, а 44% – на β -бетамезосапробіонтів, тобто на види, які достатньо стійкі до рівня органічного забруднення. Така висока частка олігосапробних організмів (рис.), як у досліджених водоймах парку, притаманна в Україні лише водоймам цього регіону в межах охоронних зон; кращий стан за цим показником зареєстровано для річкової екосистеми Прип'яті.

Отже, можна стверджувати, що для водних екосистем Національного природного парку (за сапробіологічними показниками водоростей-

індикаторів) істотне органічне забруднення не властиве. Порівняльний аналіз за сапробіологічною характеристикою водних об'єктів парку та водосховищ Дніпровського каскаду [4, 6], Дніпровсько-Бузької естуарної екосистеми [3], української ділянки р. Дунай [2], різнотипних водойм м. Києва [7] показав, що оз. Люб'язь, річки Прип'ять та Стохід у межах НПП – одні з найменш забруднених органічними речовинами водні екосистеми України.

Розподіл видів за класами частоти трапляння, яку використовують як оцінку значущості виду в альгоугрупованнях, показує, що на всіх станціях і досліджених біотопах переважають види (52%), які зустрічаються «нечасто», тобто від 5 до 20% проб. Взагалі не було відмічено водоростей, що належать до класу «дуже часто»; із частотою трапляння «досить часто» (51–80% проб) – лише 2 відсотки видів, а тих, що відносяться до класу «часто» (21–50% проб) – 14%. Все це свідчить про своєрідність водних екосистем різного типу та їхніх біотопів, яка обумовлена унікальністю локальних флор, що вегетують у річках Прип'ять і Стохід та заплавно-русловому озері Люб'язь. Тому кожна локальна флора відрізняється, таксономічний склад відтворює її індивідуальність та умови існування організмів, зокрема водоростей.

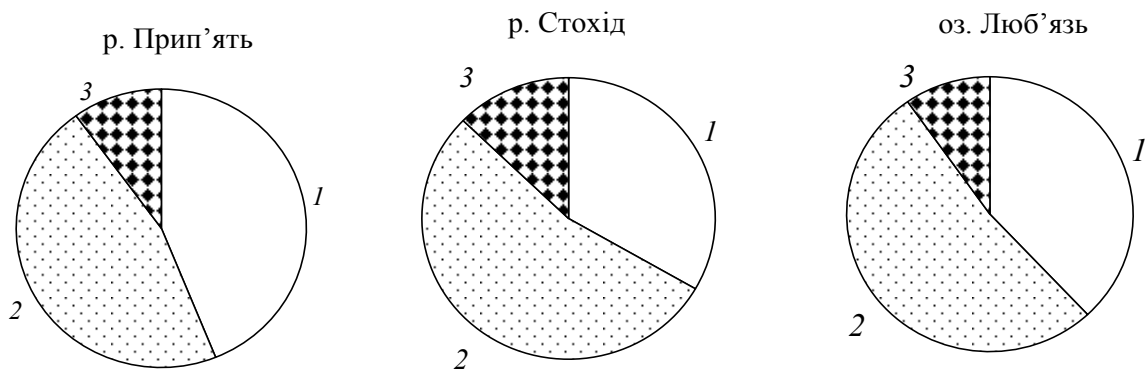


Рис. Співвідношення видів-індикаторів сапробності в альгофлорі водних об'єктів НПП «Прип'ять – Стохід»: 1 – χ - α -сапроби, 2 – β -сапроби, 3 – α - ρ -сапроби.

Як особливість видового різноманіття відмічаємо таксономічну гетерогенність альгофлори парку, в якій домінують планктонні форми. Це підтверджується спільними видами й різновидами для планктонних проб і фітообростань – їх було тільки 43 (16% від загальної кількості видів водоростей). На суттєву гетерогенність цих двох екологічних груп вказує і їхня якісна відмінність. Планктон традиційно полідомінантний за складом: відділ Chlorophyta налічує 65 в. в. т. (30%), Bacillariophyta – 71 в. в. т. (33%) і Cyanophyta – 34 в. в. т. (16%), а фітомікроефітон фактично однорідний – домінують представники Bacillariophyta – 81 в. в. т. (79%).

Аналіз частоти трапляння видів-домінантів водоростей дозволяє стверджувати, що широке розповсюдження притаманне порівняно невеликій кількості видів переважно діатомових, зелених та криптомонад, які можна назвати звичайними для літнього планктону досліджуваного регіону. Виявилося, що флористичне ядро водних екосистем парку складають

облігатнопланктонні із широкими ареалами поширення види водоростей, які чутливі до органічного забруднення, індиференти або стійкі до солоності і лужного рН води. Можна говорити про домінування видів-еврібіонтів, що можуть адаптуватися до різноманітних екологічних умов, які формуються в озерах і річках парку.

Отже, діалектичне поєднання значного багатства мікрowodоростей різних екологічних груп разом із численними різнотипними угрупованнями вищих водяних і навколоводних рослин створює унікальне для Українського Полісся біорізноманіття автотрофної ланки і є потужним компонентом біоти, який забезпечує потоки енергії і колообіг речовин для консументів вищих трофічних рівнів. Виділений завдяки фотосинтезу кисень бере активну участь у процесах самоочищення і виступає важливим чинником високої якості довкілля, що формує неповторну життєдіяльну ауру водного середовища даного регіону.

Таким чином, достатньо високе видове багатство водоростей водних екосистем парку обумовлено, насамперед, специфічністю та неоднорідністю геоморфологічних, гідрологічних і гідрохімічних умов, які формуються у цих водних об'єктах за відсутності істотного антропогенного впливу.

Висновки. Стратегічна роль НПП «Прип'ять – Стохід» у формуванні біологічного і ландшафтного різноманіття України визначається тим, що він знаходиться майже в центрі Європи і є одним із небагатьох куточків, де значною мірою збереглися природні, антропогенно мало перетворені водні, навколоводні і водно-болотні ландшафти. Крім цього, територія парку виступає своєрідним екологічним коридором для гідробіонтів різних трофічних рівнів та екологічних груп, а його природні комплекси служать важливою генетичною основою формування різноманіття водної флори та фауни басейну Прип'яті й Дніпра.

Проведеними дослідженнями показано, що в гідроекологічному відношенні високе біотопічне різноманіття НПП, яке формується водними екосистемами річок Прип'ять, Стохід, Коростинка, численними озерними екосистемами включно з найбільшим озером парку – Люб'язь, визначає неповторну альгофлору Українського Полісся.

Результати багаторічних комплексних досліджень сучасного екологічного стану та біорізноманіття водних об'єктів парку як транскордонної території підтверджують його істотну роль у формуванні екологічного стану водних та навколоводних природних комплексів між Україною та Білоруссю.

Отже, Українське Полісся служить унікальним природним резерватом, на прикладі водних екосистем якого необхідно формувати нові наукові засади природоохоронної політики, що базується на основних європейських підходах. Запровадження в Україні такої політики дозволить пришвидшити наукове обґрунтування охорони, збереження та відтворення ландшафтного та біологічного різноманіття флори і фауни Полісся.

Дослідження проводились за фінансової підтримки Франкфуртського зоологічного товариства (Німеччина).

Список літератури

1. Сучасний стан водно-болотних угідь регіонального ландшафтного парку «Прип'ять – Стохід» та їх біорізноманіття / Клєстов М.Л., Щербак В.І., Ковальчук І.П. та ін. – К. : Фітосоціоцентр, 2001. – 108 с. 2. *Иванов А.И.* Фитопланктон устьевых областей рек Северо-Западного Причерномор'я / А.И. Иванов. – К. : Наук. думка, 1982. – 212 с. 3. «Цветение» воды и зарастание Днепро-Бугского лимана в аспекте их влияния на качество воды / Оксенок О.П., Иванов А.И., Журавлева Л.А. и др. – К., 1983. – 66 с. 4. *Щербак В.І.* Гідроекологічні аспекти вирішення проблеми оцінки та зменшення загроз континентальних водойм України / В.І. Щербак // Оцінка і напрямки зменшення загроз біорізноманіттю України. – К.: Хімджест, 2003. – С. 273–348. 5. Екологічний стан та біорізноманіття водних екосистем регіонального ландшафтного парку «Прип'ять – Стохід» / Щербак В.І., Клєстов М.Л., Ковальчук І.П. та ін. // Наук. записки Тернопільського ДПУ ім. В. Гнатюка. Сер.: Біологія. Спец. вип. «Гідроекологія». – 2001. – №3 (14) – С. 105–106. 6. *Щербак В.І.* Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В.І. Щербак, Н.В. Майстрова. – К.: ІГБ НАНУ, 2001. – 70 с. 7. *Щербак В.И.* Использование фитопланктона для оценки экологического состояния водоемов мегаполиса согласно Водной Рамочной Директиве ЕС 2000/60 / В.И. Щербак, Н.Е. Семенюк // ГБЖ. – 2008. – Т. 44, № 6. – С. 29–40.

Особливості різноманіття альгофлори різнотипних водойм і водотоків Національного природного парку «Прип'ять–Стохід»

Щербак В.І., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Є.

Вивчене різноманіття водоростей планктону і епіфітону різнотипних водойм і водотоків НПП «Прип'ять – Стохід», яке нараховує 277 видів і внутривидових таксонів, що належать до 121 роду, 33 порядкам, 13 класам і 8 відділам. Домінують планктонні види з широкими ареалами поширення, чутливість до обмеженого забруднення, індиферентні чи стійкі до солоності до основної реакції води. Природні комплекси парку служать важливою генетичною основою формування різноманіття водної флори басейну Прип'яті і Дніпра.

Ключові слова: Національний природний парк «Прип'ять – Стохід»; фітопланктон; фітомікроепіфітон; таксономічне різноманіття; сапробність.

Особенности разнообразия альгофлоры разнотипных водоемов и водотоков Национального природного парка «Припять – Стоход»

Щербак В.И., Майстрова Н.В., Семенюк Н.Е.

Изучено разнообразие водорослей планктона и эпифитона разнотипных водоемов и водотоков НПП «Припять – Стоход», которое насчитывает 277 видов и внутривидовых таксонов, принадлежащих к 121 роду, 33 порядкам, 13 классам и 8 отделам. Доминируют планктонные виды с широкими ареалами распространения, чувствительные к органическому загрязнению, индифферентные или стойкие к солености к щелочной реакции воды. Природные комплексы парка служат важной генетической основой формирования разнообразия водной флоры бассейна Припяти и Днепра.

Ключевые слова: Национальный природный парк «Прип'ять – Стоход»; фитопланктон; фитомикроэпифитон; таксономическое разнообразие; сапробность.

Peculiarities of algal flora diversity in lakes and rivers of different types of the National Natural Park “Prypiat – Stokhid”

Scherbak V.I., Maistrova N.V., Semeniuk N. Ye.

The paper considers the diversity of plankton and epiphyton algae in lakes and rivers of different types of the NNP “Prypiat – Stokhid”, that includes 277 species and infraspecies taxa, belonging to 121 genera, 33 orders, 13 classes and 8 divisions. The algal flora is dominated by planktonic species with broad areas of distribution, sensitive to organic pollution and

indifferent to salinity and alkaline reaction of water. The park natural complexes serve as important genetic basis of water flora diversity formation in the Prypiat and Dnieper basin.

Keywords: *National Natural Park "Prypiat – Stokhid"; phytoplankton; phytomicroepiphyton; taxonomic diversity; saprobity*

Надійшла до редколегії 26.01.10

УДК [556.114:581.526.325] (285.3) (477-25)

Ключенко П.Д., Медведь В.О., Горбунова З.Н., Іванова І.Ю.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

Ліліцька Г.Г.

Інститут ботаніки ім. М.Г. Холодного НАН України, м. Київ

ОЦІНКА ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ БЕЗСТІЧНИХ ОЗЕР м. КИЄВА

Ключові слова: *безстічні озера м. Києва, динаміка вмісту, сполуки азоту і фосфору, планктонні водорості, хлорофіл"а"*

Вступ. Одним із практичних завдань сучасної екології є контроль за станом водойм, які розташовані на території великих міст. Такі водні об'єкти є досить чутливими до антропогенного навантаження і відповідають на нього негативними змінами, які погіршують або обмежують їх використання в рекреаційних цілях. Особливо нагальною є ця проблема для м. Києва, на території якого знаходиться велика кількість озер і ставків [2]. Як зазначає С.О. Афанасьєв [1], всі міські водойми поділяються на 4-и типи: 1) озера, які генетично пов'язані із заплавою Дніпра; 2) озера, які утворилися в руслах колишніх річок (р. Почайна); 3) ставки на водотоках; 4) безстічні озера. До останньої групи належать оз. Синє та оз. Голубе. Однак, незважаючи на безпосереднє розташування в межах міста (масив Виноградар), їх екологічний стан, зокрема, гідрохімічний режим, виявився мало дослідженим [6].

Загальновідомо, що різностороння діяльність людини призводить до зміни хімічного складу водного середовища. Найбільш повно характеризує гідрохімічний режим будь-якої водойми рівень біогенних речовин, в першу чергу, сполук азоту та фосфору. Збагачення води цими речовинами супроводжується значним погіршенням екологічного та санітарно-гігієнічного стану водного середовища.

На сьогодні хіміко-аналітичні методи контролю якості води досить часто застосовуються в поєднанні з вивченням біологічних показників, оскільки біота найбільш адекватно віддзеркалює якість водного середовища. Тонким реагентом на антропогенне навантаження є водорості, структурні і продукційні характеристики яких широко використовуються в якості індикаторів екологічного стану водних екосистем.

Враховуючи вищезазначене, метою нашої роботи було з'ясування особливостей гідробіологічного та гідрохімічного режиму двох безстічних озер м. Києва для екологічної оцінки стану їх вод.

Матеріали та методи дослідження. Озера Синє та Голубе – це безстічні водойми, які не мають гідравлічного зв'язку з Дніпром і використовуються в рекреаційних цілях. Їхня площа становить 2,8 і 0,7 га, відповідно.

Відбір проб води здійснювали протягом 2007 року. Вміст амонійного, нітратного та нітритного азоту, а також неорганічного фосфору визначали фотоколориметричним методом [4]. Кислотно-основні характеристики водного середовища оцінювали за допомогою іономіру ЭВ-74. Опрацювання альгологічного матеріалу здійснювали за традиційними методиками [7]. Вміст хлорофілу "а" визначали спектрофотометричним методом [5]. Екологічну оцінку якості озерної води здійснювали відповідно до методики [3].

Результати та їх обговорення. Під час проведення досліджень температура води в оз. Синьому та оз. Голубому коливалася, відповідно, від 0 до 23,8⁰С та від 0 до 23,5⁰С, а величина рН змінювалася в межах 8,34–9,74 і 7,73–9,38 (рис. 1, 2).

Спостереження за змінами вмісту неорганічних сполук в досліджених озерах показали, що динаміка амонійного азоту носила "стрибоподібний" характер. При цьому, в обох водоймах зафіксовано декілька підйомів вмісту іонів NH_4^+ . Так в оз. Синьому найбільший із них (0,31 мг N/дм³) спостерігався в серпні, тоді як в оз. Голубому їх було декілька – у березні (0,22 мг N/дм³), травні (0,24 мг N/дм³) і в серпні (0,19 мг N/дм³) (див. рис. 1, 2). В цілому, концентрації амонійного азоту складали: в оз. Синьому – 0,02–0,31 мг N/дм³, в оз. Голубому – 0,03–0,24 мг N/дм³.

Оцінка сезонної динаміки вмісту нітратного азоту в досліджених водоймах засвідчила, що його величини були найбільшими у весняний та осінньо-зимовий період. Так, в оз. Голубому відмічено один досить суттєвий «стрибок» вмісту іонів NO_3^- у березні (0,98 мг N/дм³). В подальшому, з настанням вегетаційного періоду, концентрації нітратного азоту знаходилися в межах 0,01–0,20 мг N/дм³, а в грудні знову підвищувалися і складали 0,42 мг N/дм³.

В оз. Синьому вміст нітратів характеризувався найбільшими значеннями (0,18 мг N/дм³) у травні, жовтні та грудні, а найменшими – у липні (0,01 мг N/дм³).

Коливання концентрації нітритів протягом року в оз. Голубому тісно корелювали з динамікою вмісту нітратів ($r = 0,94$), тоді як в оз. Синьому цей зв'язок був зворотнім ($r = -0,12$) з максимумом концентрації (0,022 мг N/дм³) в липні.

Вміст неорганічного фосфору у досліджених водоймах коливався в межах: 0–0,060 мг P/дм³ і 0–0,071 мг P/дм³, відповідно, в оз. Синьому та оз. Голубому. В останньому динаміка вмісту фосфатів була досить подібною до змін концентрації нітритів ($r = 0,62$). В оз. Синьому максимумами концентрації

іонів PO_4^{3-} і NO_2^- не співпадали: у першому випадку підйом вмісту спостерігався в червні, а в другому – в липні.

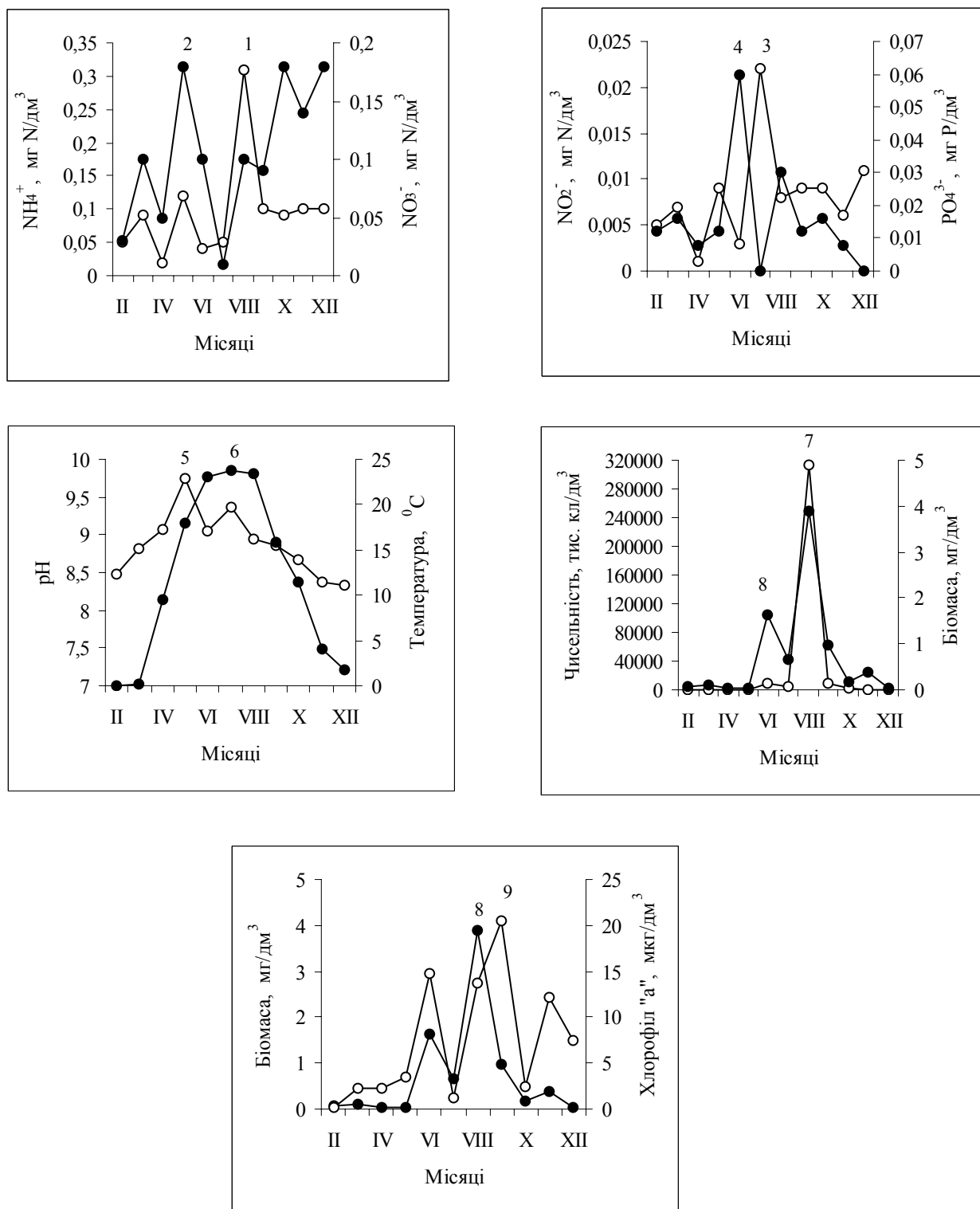


Рис. 1. Динаміка вмісту амонійного (1), нітратного (2) і нітритного (3) азоту, неорганічного фосфору (4), pH (5), температури води (6), чисельності (7) і біомаси (8) планктонних водоростей та хлорофілу "а" (9) в оз. Синьому.

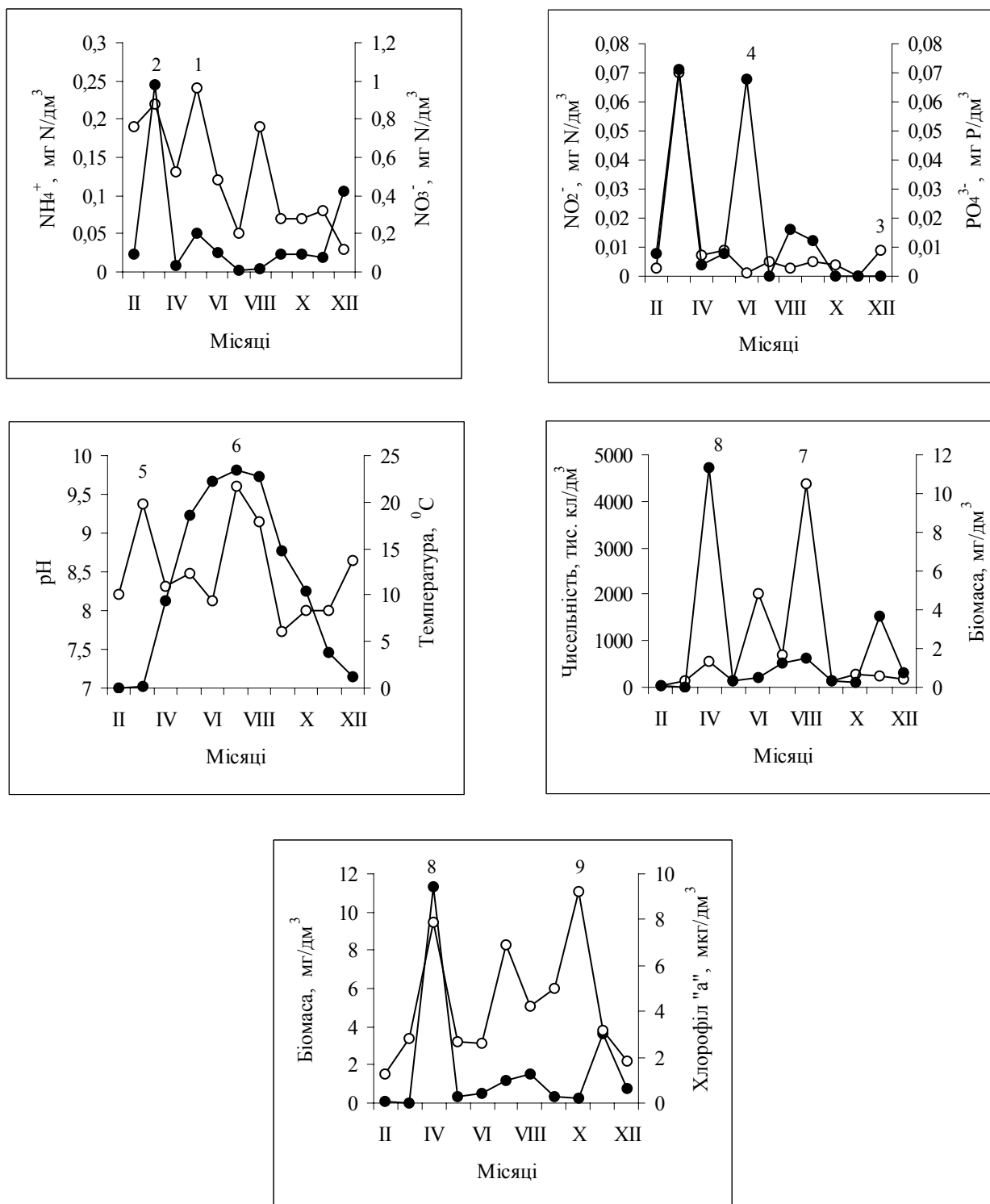


Рис. 2. Динаміка вмісту амонійного (1), нітратного (2) і нітритного (3) азоту, неорганічного фосфору (4), рН (5), температури води (6), чисельності (7) і біомаси (8) планктонних водоростей та хлорофілу "а" (9) в оз. Голубому.

Інтенсивність розвитку планктонних водоростей в оз. Синьому характеризувалася одним досить добре вираженим максимумом (313675 тис. кл/дм³ або 3,885 мг/дм³) у серпні завдяки посиленій вегетації синьо-зелених водоростей (99,6% від загальної чисельності клітин та 81,5% від загальної біомаси) (див. рис. 1). Домінуюче положення при цьому займала

Merismopedia minima Beck. Значна кількість цієї водорості спостерігалася також і у липні, тоді як в червні домінував *Chroococcus minor* (Kütz.) Näg. Переважання розвитку синьозелених водоростей у літній період свідчить про збагачення озерної води неорганічними сполуками азоту і фосфору. Так, співставлення динаміки вмісту зазначених біогенних речовин та розвитку планктонних водоростей у дослідженій водоймі засвідчило наявність прямої залежності між їхньою чисельністю і біомасою та вмістом амонійного азоту ($r = 0,91$ і $r = 0,78$), а також ортофосфатів ($r = 0,30$ і $r = 0,56$). В цілому, чисельність фітопланктону в оз. Синьому протягом періоду досліджень змінювалася від 74 до 313675 тис. кл/дм³, а біомаса – від 0,034 до 3,885 мг/дм³.

Різноманітним виявився і домінуючий комплекс рослинного планктону. Так, взимку до його складу входили *Dictyosphaerium pulchellum* Wood, *Epithemia turgida* (Ehr.) Kütz., *Chlamydomonas monadina* Stein і *Navicula radiosa* Kütz., навесні – *Westella botryoides* (W. West) De-Wild., *Desmodesmus armatus* (Chod.) Hegew., влітку – *Merismopedia minima*, *Chroococcus minor*, *Snowella lacustris* (Chod.) Kom. et Hind., *Coelastrum reticulatum* (Dang.) Senn, восени – *Aphanocapsa incerta* (Lemm.) Cronb. et Kom., *Merismopedia minima* G. Beck и *Cosmarium depressum* (Näg.) Lund.

Особливістю розвитку планктонних водоростей в оз. Голубому була наявність двох підйомів їх чисельності – в червні (2004 тис. кл/дм³) та в серпні (4386 тис. кл/дм³), а біомаси – у квітні (11,303 мг/дм³) (рис. 2). Весняний максимум у вегетації досліджуваних організмів був пов'язаний із переважанням розвитку у товщі води представників роду *Peridinium* Ehr. Це явище спостерігалось переважно у квітні, тоді як у травні їх замінили представники стрептофітових і зелених водоростей (*Cosmarium reniforme* (Ralfs) Arch., *Cosmarium turpinii*, *Pandorina morum* (O. Müll.) Bory і *Pandorina charkowiensis* Korsch.). Структуру домінуючого комплексу фітопланктону влітку визначали: у червні – *Snowella lacustris*, *Westella botryoides* і *Cosmarium formosulum* Hoff., у липні – *Westella botryoides* і *Dictyosphaerium pulchellum*, а у серпні – *Snowella lacustris*, *Microcystis pulverea* і *Peridinium cinctum* (O. Müll.) Ehr. За чисельністю клітин у вересні переважав *Microcystis pulverea*, а за біомасою – *Cosmarium turpinii* і *Cosmarium depressum* (Näg.) Lund. В пізньо-осінній період (листопад) структуру домінуючого комплексу визначали: за чисельністю – *Dictyosphaerium pulchellum*, а за біомасою – *Peridinium* sp. Представники роду *Peridinium* переважали також у зимньому планктоні. В цілому ж, чисельність клітин планктонних водоростей в оз. Голубому коливалася від 46 до 4386 тис./дм³, а біомаса знаходилася в межах 0,035–11,303 мг/дм³.

Досить важливим показником екологічного стану та трофічного статусу водойм є вміст хлорофілу "а" в одиниці об'єму води. Встановлено, що концентрація основного фотосинтетичного пігменту в оз. Синьому знаходилася в межах 0,19–20,53 мкг/дм³, а в оз. Голубому – 1,29–9,24 мкг/дм³. Співставлення динаміки вмісту хлорофілу "а" з біомасою планктонних водоростей в досліджених озерах показало існування між ними

прямого зв'язку ($r = 0,57$ і $r = 0,37$, відповідно, для оз. Синього та оз. Голубого). Виявлена відмінність ступеню взаємозв'язку між досліджуваними показниками, очевидно, обумовлена різним складом домінуючого комплексу фітопланктону, що вплинуло на вміст хлорофілу "а". Так, якщо його середня кількість в оз. Синьому складала $7,3 \text{ мкг/дм}^3$, то в оз. Голубому – $4,3 \text{ мкг/дм}^3$.

Висновки. Оцінка якості води двох безстічних озер м. Києва – оз. Синього та оз. Голубого, проведена згідно екологічної класифікації поверхневих вод суші, свідчить про те, що досліджувані водойми є "чистими" за вмістом неорганічних сполук азоту та фосфору. Таку ж якість води підтверджує і інтенсивність розвитку в них планктонних водоростей. Аналіз трофічного статусу досліджених озерних екосистем за гідробіологічними і гідрохімічними показниками дозволяє віднести їх до мезотрофного типу.

Список літератури

1. Афанасьев С.А. Характеристика гидробиологического состояния разнотипных водоемов города Киева / С.А. Афанасьев // Вестник экологии. – 1996. – № 1–2. – С. 112–118.
2. Київ як екологічна система: природа–людина–виробництво–екологія / Стецюк В.В., Шищенко П.Г., Олійник Я.Б. та ін. – К. : ЦЕОІ, 2001. – 259 с.
3. Методика встановлення і використання екологічних нормативів якості поверхневих вод суші та естуаріїв України / Романенко В.Д., Жукинський В.М., Оксіюк О.П. та ін. – К., 2001. – 48 с.
4. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. – Л.: Гидрометеиздат, 1977. – 542 с.
5. Сиренко Л.А. Определение содержания хлорофилла "а" в планктоне пресноводных водоемов / Л.А. Сиренко, А.В. Курейшевич. – К. : Наук. думка, 1982. – 51 с.
6. Гідрохімічний режим деяких водойм м. Києва взимку та навесні 2002 р. / Ситник Ю.М., Івашкевич К.О., Князева Є.С., Лапшова С.О. // Екологічний стан водойм м. Києва. – К., 2005. – С. 13–29.
7. Топачевский А.В. Пресноводные водоросли Украинской ССР / А.В. Топачевский, Н.П. Масюк. – К. : Вища школа, 1984. – 334 с.

Оцінка екологічного стану безстічних озер м. Києва

Клоченко П.Д., Медведь В.О., Горбунова З.Н., Иванова І.Ю., Лилицкая Г.Г.

Досліджено сезонну динаміку вмісту неорганічних сполук азоту і фосфору, а також розвиток планктонних водоростей і хлорофілу "а" в оз. Синьому і оз. Голубому (м. Києва). Вміст іонів NH_4^+ у воді перебуває у межах $0,02\text{--}0,31 \text{ мг N/дм}^3$ і $0,03\text{--}0,24 \text{ мг N/дм}^3$, NO_2^- – $0,001\text{--}0,022 \text{ мг N/дм}^3$ і $0\text{--}0,070 \text{ мг N/дм}^3$, NO_3^- – $0,01\text{--}0,18 \text{ мг N/дм}^3$ і $0,01\text{--}0,98 \text{ мг N/дм}^3$, PO_4^{3-} – $0\text{--}0,060 \text{ мг P/дм}^3$ і $0\text{--}0,071 \text{ P/дм}^3$. Чисельність і біомаса фітопланктону в оз. Синьому коливалася від 74 до 313675 тис. кл/дм³ і від 0,034 до 3,885 мг/дм³, в оз. Голубому – від 46 до 4386 тис. кл/дм³ і від 0,035 до 11,303 мг/дм³, а концентрація хлорофілу "а" складала відповідно $0,19\text{--}20,53 \text{ мкг/дм}^3$ і $1,29\text{--}9,24 \text{ мкг/дм}^3$. Вода безстічних озер є "чистою" за кількістю неорганічних сполук азоту і фосфору. Така якість води підтверджує ступінь розвитку в озерах планктонних водоростей.

Ключові слова: безстічні озера м. Києва, динаміка вмісту, сполуки азоту і фосфору, планктонні водорості, хлорофіл "а".

Оценка экологического состояния бессточных озер г. Киева

Клоченко П.Д., Медведь В.А., Горбунова З.Н., Иванова И.Ю., Лилицкая Г.Г.

Исследована сезонная динамика содержания неорганических соединений азота и фосфора, а также развития планктонных водорослей и хлорофилла "а" в оз. Синем и оз. Голубом (г. Киев). Содержание ионов NH_4^+ в воде находилось в пределах $0,02\text{--}0,31 \text{ мг N/дм}^3$ и $0,03\text{--}0,24 \text{ мг N/дм}^3$, NO_2^- – $0,001\text{--}0,022 \text{ мг N/дм}^3$ и $0\text{--}0,070 \text{ мг N/дм}^3$, NO_3^- – $0,01\text{--}0,18 \text{ мг N/дм}^3$ и $0,01\text{--}0,98 \text{ мг N/дм}^3$, PO_4^{3-} – $0\text{--}0,060 \text{ мг P/дм}^3$ и $0\text{--}0,071 \text{ P/дм}^3$,

соответственно. Численность и биомасса фитопланктона в оз. Синем колебалась от 74 до 313675 тис. кл/дм³ и от 0,034 до 3,885 мг/дм³, в оз. Голубом – от 46 до 4386 тис. кл/дм³ и от 0,035 до 11,303 мг/дм³, а концентрация хлорофилла "а" составляла, соответственно, 0,19–20,53 мкг/дм³ и 1,29–9,24 мкг/дм³. Вода бессточных озер является "чистой" по количеству исследованных неорганических соединений азота и фосфора. Такое качество воды подтверждает и степень развития в озерах планктонных водорослей.

Ключевые слова: бессточные озера г. Киева, динамика содержания, соединения азота и фосфора, планктонные водоросли, хлорофил "а".

Assessment of the ecological state of lakes of Kyiv

Klochenko P.D., Medved V.A., Gorbunova Z.N., Ivanova I.Yu., Lilitskaya G.G.

Seasonal dynamics of the development of plankton algae and of the content of chlorophyll "a" and of inorganic compounds of nitrogen and phosphorus were studied in the lakes Sineye and Goluboye (Kiev). The content of NH_4^+ in the water was 0.02–0.31 mg N/L and 0.03–0.24 mg N/L, NO_2^- – 0.001–0.022 mg N/L and 0–0.070 mg N/L, NO_3^- – 0.01–0.18 mg N/L and 0.01–0.98 mg N/L, whereas the content of PO_4^{3-} – 0–0.060 mg P/L and 0–0.071 mg P/L, respectively. In Lake Sineye, the numbers and biomass of phytoplankton accounted for 74–313675 thousand cells/L, whereas its biomass was 0.034–3.885 mg/L, in Lake Golyboye – 46–4386 thousand cells/L and biomass – 0.035–11.303 mg/L. The water of the studied lakes was characterized by a rather low content of inorganic compounds of nitrogen and phosphorus ("clean"). The intensity of plankton algae development of was appropriate to the above-mentioned categories of water quality.

Keywords: lakes of Kyiv, dynamics of the development, compounds of nitrogen and phosphorus, plankton algae, content of chlorophyll "a".

Надійшла до редколегії 22.01.10

УДК (591.524.12 : 621.311.212) : 574.63

Пашкова О.В.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ІНДИКАЦІЯ ЕКОЛОГІЧНОГО СТАНУ ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ ПІВДЕННО-УКРАЇНСЬКОГО ЕНЕРГОКОМПЛЕКСУ ЗА ЗООПЛАНКТНОМ

Ключові слова: зоопланктон, різноманіття, структура, індикація, екологічний стан

Вступ. Перспективним напрямком у розвитку енергетики є створення енергокомплексів, які на основі спільного використання пов'язаних між собою водних об'єктів технологічно об'єднують електростанції різних типів (АЕС, ГЕС і ГАЕС). Зрозуміло, що екосистеми водойм, які забезпечують роботу таких комплексів, зазнають інтенсивного багатofакторного антропогенного навантаження і тому потребують пильної уваги вчених. Характерними рисами гідрологічного та гідрохімічного режиму цих водойм є великі швидкості течії, посилене турбулентне перемішування, значні добові коливання рівня води, підвищена температура та висока насиченість

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

води киснем. При цьому слід зазначити, що вплив цих факторів здебільшого є позитивним, тому що спричинює збільшення швидкості хімічних реакцій і підвищення рівня метаболізму гідробіонтів, тим самим інтенсифікуючи процеси самоочищення та покращуючи якість води [5].

Одним з перших у колишньому СРСР у 80-х роках минулого століття був побудований Південно-Український енергокомплекс (ПУЕК). Оскільки в літературі є дані з зоопланктону лише окремих водойм комплексу [1, 3, 6], то нашою метою було одночасне дослідження цього угруповання в ряді водних об'єктів ПУЕК, а також оцінка їх екологічного стану за його показниками.

Матеріал і методика досліджень. Матеріалом для статті стали кількісні збори зоопланктону, проведені на прибережних станціях водойм, які знаходяться в зоні впливу ПУЕК, у пізньолітній період 2006 р. Були досліджені річка Південний Буг, розташоване на ньому Олександрівське водосховище з ГЕС, ручай Ташлик, Ташлицьке водосховище, яке наповнюється водами річки та є водоймою-охолоджувачем Південно-Української АЕС, і верхня водойма Ташлицької ГАЕС [4]. Крім цих водойм, що є основними, також були вивчені і додаткові: водозабірний і водоскидний канали, що ведуть до агрегатів АЕС, і нижня водойма ГАЕС. Проби відбирали, зафіксували та опрацьовували за допомогою загальноприйнятих

гідробіологічних методів [2]. Температура води варіювала в дуже великому інтервалі – від 13°C (у Ташлику) до 34°C (у водоскидному каналі).

Результати досліджень та їх обговорення. В період спостережень прибережний зоопланктон досліджуваного комплексу водних об'єктів характеризувався великим видовим багатством – в його складі було виявлено 77 таксонів видового та надвидового рангу, в тому числі 43 види коловерток (Rotatoria), 20 видів гіллястовусих (Cladocera) і 12 видів веслоногих (Copepoda) ракоподібних, а також черепашкові ракоподібні (Ostracoda) і личинки дрейсен. Як бачимо, провідну роль серед основних таксономічних груп за кількістю видів (57%) відігравали коловертки. Найбільша кількість видів (59) була зареєстрована в Олександрівському водосховищі ($t - 20^{\circ}\text{C}$), найменша (17) – в Південному Бузі ($t - 18^{\circ}\text{C}$). В решті водойм кількість видів варіювала від 21 до 47. На відміну від угруповання в цілому перше місце (45%) в домінуючому комплексі видів займали гіллястовусі ракоподібні (табл. 1).

Зоопланктон був різноманітним також і в екологічному аспекті, тобто до його складу входили не лише звичайні для водної товщі пелагічні організми, але і прибережно-фітофільні та придонно-фітофільні. Основну частину угруповання за кількістю видів складали представники перших двох груп (по 40%), решту (20%) – третя група. В той же час серед домінуючих видів мешканців відкритої води було більше (55%), а жителів прибережжя – менше (25%). Серед пелагічних форм з числа домінантів можна назвати *Brachionus calyciflorus*, *Moina micrura*, *Bosmina longirostris*, *Acanthocyclops americanus*, *Mesocyclops leuckarti*, прибережних – *Euchlanis dilatata*, *Brachionus quadridentatus*, *Scapholeberis mucronata*, *Pleuroxus aduncus*,

Chydorus sphaericus, а серед придонних – *Ilyocryptus sordidus*, *Rhynchotalona rostrata*, *Eucyclops serrulatus*. Присутність такої великої кількості факультативних зоопланктонів є типовою рисою прибережних зоопланктоценозів, особливо у водоймах з течією, турбулентним перемішуванням і коливаннями рівня.

Таблиця 1. Біомаса (мг/м³) домінуючих видів зоопланктону у водних об'єктах Південно-Українського енергокомплексу

Види	Водні об'єкти							
<i>Synchaeta</i> sp.	–	–	–	–	–	–	19,2	–
<i>Asplanchna priodonta</i>	–	18,7	–	–	–	–	–	–
<i>Lecane luna</i>	0,3	–	–	–	–	3,2	–	–
<i>Euchlanis dilatata</i>	–	–	–	–	–	–	–	4,80
<i>Brachionus quadridentatus</i>	–	182,7	–	–	20,0	4,4	–	28,0
<i>B. nilsoni</i>	0,2	–	–	–	–	–	–	–
<i>B. diversicornis</i>	0,2	–	–	–	–	–	–	–
<i>B. calyciflorus</i>	5,6	84,9	–	246,9	70,0	47,6	–	2,8
<i>Daphnia longispina</i>	–	–	48,0	–	–	–	84,0	–
<i>D. cucullata</i>	–	–	–	–	–	–	144,0	–
<i>Moina micrura</i>	4,8	33,2	720,0	2200,0	372,0	108,0	1680,0	6,0
<i>Scapholeberis mucronata</i>	–	5,0	10,0	33,4	–	–	40,0	–
<i>Macrothrix laticornis</i>	–	–	–	14,0	–	–	–	–
<i>Ilyocryptus sordidus</i>	–	–	48,0	–	–	–	–	–
<i>Pleuroxus aduncus</i>	–	–	–	–	–	–	–	3,0
<i>Chydorus sphaericus</i>	–	–	–	10,1	–	–	–	–
<i>Rhynchotalona rostrata</i>	–	–	–	–	–	–	–	2,8
<i>Alona rectangula</i>	0,2	–	4,0	–	–	–	–	–
<i>Bosmina longirostris</i>	0,6	–	–	–	–	32,0	–	–
<i>Eurytemora velox</i>	–	46,7	–	–	6,0	–	–	12,0
<i>Eucyclops serrulatus</i>	–	–	12,0	–	3,6	–	–	7,20
<i>Acanthocyclops americanus</i>	1,4	–	–	34,1	19,6	2,8	98,0	–
<i>Mesocyclops leuckarti</i>	–	6,4	30,0	81,0	–	–	70,0	–
<i>Thermocyclops crassus</i>	–	–	4,0	–	6,0	3,2	–	–

Примітка. Тут, в табл. 2 і 3 і на рис.: 1 – Південний Буг, 2 – Олександрівське водосховище, 3 – Ташлик, 4 – Ташлицьке водосховище, 5 – водозабірний і 6 – водоскидний канали АЕС, 7 – верхня та 8 – нижня водойми ГАЕС; «–» – відсутній серед домінантів.

Фауністична схожість зоопланктону в різних водних об'єктах за загальним видовим складом була невисокою – індекс Жакара складав у середньому 39 (варіюючи від 19 до 59), і ще меншою – за домінуючими видами (27, 7–56), тому що, хоча водообмін між водоймами і є достатньо великим, але належать вони до різних лімнологічних типів (річка, водосховище, струмок, канал, ставок), до того ж зазнають антропогенного впливу різного роду та інтенсивності, що і обумовлює якісну різницю між угрупованнями (табл. 2). Найбільш схожими були списки видів в Олександрівському та Ташлицькому водосховищах, найбільш відмінними – в Ташлику та водоскидному каналі.

Таблиця 2. Видова схожість (за Жакаром) зоопланктону у водних об'єктах ПУЕК

В. об.	Загальний видовий склад								Домінуючі види							
	1	2	3	4	5	6	7	8	1	2	3	4	5	6	7	8
1	–	27	27	26	28	34	34	29	–	15	14	25	25	50	15	14
2	27	–	33	59	49	37	41	44	15	–	25	40	40	27	27	36
3	27	33	–	40	31	19	46	33	14	25	–	25	25	15	36	14
4	26	59	40	–	58	46	49	44	25	40	25	–	27	27	40	15
5	28	49	31	58	–	45	45	40	25	40	25	27	–	56	17	17
6	34	37	19	46	45	–	46	29	50	27	15	27	56	–	50	25
7	34	41	46	49	45	46	–	51	15	27	36	40	17	50	–	7
8	29	44	33	44	40	29	51	–	14	36	14	15	17	25	7	–

Велике видове багатство зоопланктону досліджуваного водного комплексу супроводжувалось не надто високою кількісною численністю (ряснотою), до того ж такою, що суттєво розрізнялась в різних водоймах, (табл. 3). Так, найбільші загальні чисельність і біомаса, що дорівнювали 242,7 тис. екз/м³ і 3,515 г/м³, були відмічені в Ташлицькому водосховищі (t – 29°C), трохи менші – у верхній водоймі ГАЕС (t – 20°C) – 247,3 тис. екз/м³ і 2,536 г/м³, найменші – в Південному Бузі (9,8 тис. екз/м³ і 0,047 г/м³). Така велика різниця в кількісному розвитку зоопланктону в різних водних об'єктах у більшості випадків пояснюється тими ж причинами, що і якісні відмінності, тобто відповідністю угруповання умовам існування в межах певного місцезнаходження. Виняток складали тільки водоскидний канал, в якому концентрація зоопланктону порівняно з водозабірним каналом (t – 29°C) зменшилась приблизно вдвічі, і нижня водойма ГАЕС (t – 21°C), де чисельність порівняно з верхньою водоймою зменшилась в 7, а біомаса – в 14 разів. Таке збіднення було наслідком згубної теплової та механічної дії під час проходження гідробіонтами системи охолодження АЕС і водоводів при помповому та турбінному режимі роботи ГАЕС [3, 7]. Менша, ніж у водосховищі, щільність зоопланктону у водозабірному каналі була спричинена тим, що забір здійснювався з глибинних шарів води, де зоопланктонів небагато.

Таблиця 3. Кількісний розвиток (над рискою – чисельність, тис. екз/м³, під рискою – біомаса, г/м³) зоопланктону у водних об'єктах ПУЕК

Таксони	1	2	3	4	5	6	7	8
Rotatoria	<u>3,1</u> 0,007	<u>136,7</u> 0,302	<u>73,6</u> 0,012	<u>86,6</u> 0,257	<u>27,9</u> 0,096	<u>32,7</u> 0,061	<u>171,4</u> 0,052	<u>21,5</u> 0,037
Cladocera	<u>0,2</u> 0,006	<u>1,2</u> 0,048	<u>15,8</u> 0,830	<u>47,9</u> 2,308	<u>6,4</u> 0,382	<u>5,1</u> 0,145	<u>33,5</u> 1,966	<u>0,6</u> 0,017
Copepoda	<u>1,3</u> 0,014	<u>25,9</u> 0,246	<u>17,6</u> 0,152	<u>107,6</u> 0,890	<u>20,7</u> 0,158	<u>16,6</u> 0,134	<u>42,3</u> 0,516	<u>10,7</u> 0,114
Ostracoda	<u>< 0,1</u> 0,004	<u>< 0,1</u> 0,009	<u>3,4</u> 0,340	<u>0,6</u> 0,060	<u>0,1</u> 0,012	<u>0</u> 0	<u>< 0,1</u> 0,002	<u>0,1</u> 0,014
Larvae	<u>5,2</u>	<u>1,5</u>	<u>0</u>	<u>< 0,1</u>	<u>37,4</u>	<u>0</u>	<u>< 0,1</u>	<u>0,2</u>
Mollusca	0,016	0,004	0	< 0,001	0,112	0	< 0,001	0,001
Разом	<u>9,8</u> 0,047	<u>165,3</u> 0,609	<u>110,4</u> 1,334	<u>242,7</u> 3,515	<u>92,5</u> 0,760	<u>54,4</u> 0,340	<u>247,3</u> 2,536	<u>33,1</u> 0,183

Кількісна структура зоопланктону, так само як і розвиток, була різною в різних водоймах. Так, в річці серед основних систематичних груп за біомасою домінували представники *Copepoda* і личинки дрейсен, складаючи 30 і 34% відповідно, а в Олександрівському водосховищі – *Rotatoria* (50%) (рис.).

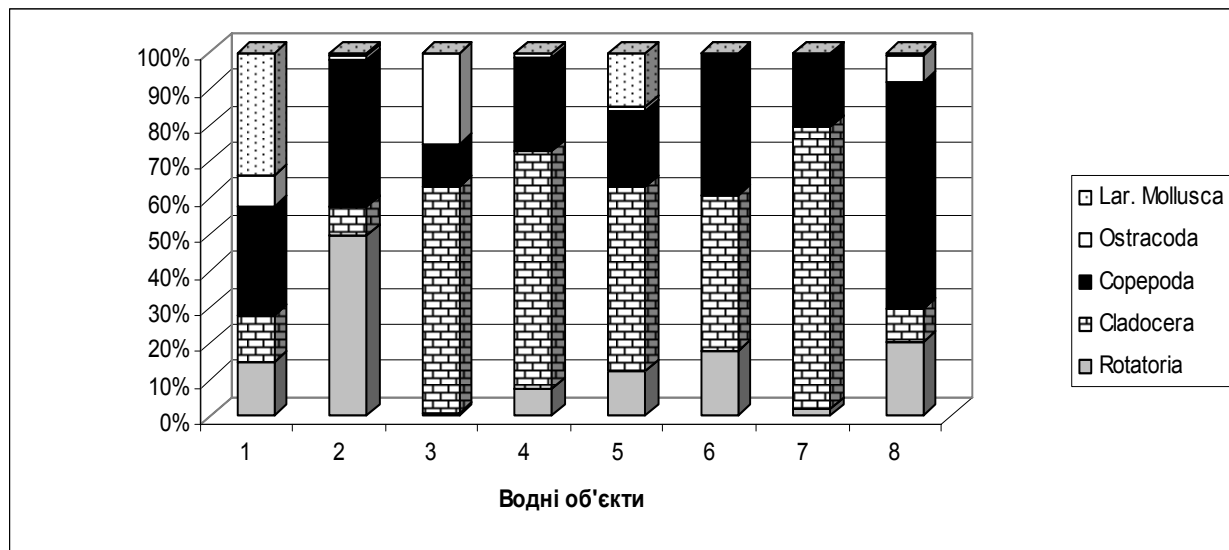


Рис. Співвідношення (за біомасою) таксонів зоопланктону у водних об'єктах Південно-Українського енергокомплексу.

В ручаї, Ташлицькому водосховищі, обох каналах і верхній водоймі ГАЕС угруповання були кладоцерними (ця група складала 62, 66, 50, 43 і 78% загальної біомаси), що притаманне цим типам водойм, і, нарешті, в нижній водоймі ГАЕС зоопланктон був копеподним (62%).

Інформаційне різноманіття (за Шеноном), що слугує інтегральною оцінкою екологічного стану ценозу або біоценозу, розраховане за чисельністю, складало по окремих водних об'єктах у середньому 2,17–3,48, за біомасою – 1,99–2,97. Ці значення індексу свідчать про стабільність і збалансованість зоопланктонних угруповань водойм комплексу.

Висновки. В період спостережень прибережний зоопланктон більшості водних об'єктів у зоні впливу Південно-Українського енергокомплексу характеризувався багатокомпонентністю, продуктивністю та збалансованістю, що свідчить про екологічне благополуччя. Тим самим застосування зоопланктону як індикаторного угруповання дозволило оцінити екологічний стан водойм як задовільний.

Список літератури

1. Про результати моніторингових досліджень стану гідробіонтів Олександрівського водосховища в 2007 році / Алексієнко В.Р., Безугла І.С., Грищенко Н.Ф. та ін.// Тез. доп І Міжнарод. іхтіол. наук.-практ. конф. «Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології»(Канів, 18–21 вер. 2008 р.). – Канів, 2008. – С. 9–11.
2. Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / За ред. В.Д. Романенка – К. : Логос, 2006. – 408 с.
3. Гидробиология водоемов-охладителей тепловых и атомных электростанций Украины / Протасов А.А., Сергеева О.А., Кошелева С.И. и др. – К. : Наук. думка, 1991. – 192 с.
4. Ромась М.І. Гідрохімія водних об'єктів атомної і теплової енергетики – К. : ВПЦ «Київ. ун-т», 2002. – 532 с.
5. Севастьянов В.И. Особенности формирования качества воды в

водохранилищах энергокомплексов / В.И. Севастьянов // Гидробиол. журн. – 1987. – 23, № 2. – С.10–15. 6. Химический состав воды и планктон водоема-охладителя Южно-Украинской АЭС / [Сергеева О.А., Калиниченко Р.А., Кошелева С.И., Ленчина Л.Г.] // Там же. – 1988. – 24, № 6. – С. 8–14. 7. Цееб Я.Я. Предварительное изучение влияния работы гидроаккумуляционной электростанции на зоопланктон / Цееб Я.Я., Жданова Г.А. // Там же. – 1980. – 16, № 4. – С. 40–45.

Індикація екологічного стану водних об'єктів Південно-Українського енергокомплексу по зоопланктону

Пащикова О.В.

Наведено результати дослідження різноманіття і структури зоопланктону в водних об'єктах в зоні впливу Південно-Українського енергокомплексу. При біоіндикації по його показникам екологічного стану водойм оцінено як задовільне.

Ключові слова: зоопланктон, різноманіття, структура, індикація, екологічний стан.

Индикация экологического состояния водных объектов Южно-Украинского энергокомплекса по зоопланктону

Пащикова О.В.

В работе приведены результаты исследования разнообразия и структуры зоопланктона в водных объектах в зоне влияния Южно-Украинского энергокомплекса. При биоиндикации по его показателям экологическое состояние водоемов оценено как удовлетворительное.

Ключевые слова: зоопланктон, разнообразие, структура, индикация, экологическое состояние.

Indication of ecological state of water objects of South Ukrainian energocomplex by zooplankton

Pashkova O.V.

The results of investigation of zooplankton diversity and structure in the water objects in zone of South-Ukrainian energocomplex influence are given. Under the bioindication by its characteristics the water-bodies ecological state is estimated as satisfactory.

Keywords: zooplankton, diversity, structure, indication, ecological state.

Надійшла до редколегії 01.02.10

УДК (591.524.11:574.5):602.64

Машина В.П.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

МІКРО-І МЕЗОБЕНТОС ЯК ПОКАЗНИК РЕФЕРЕНСНИХ УМОВ У ВОДОЙМАХ РІЗНОГО ТИПУ

Ключеві слова: мікро- і мезобентос; річкові екосистеми; водосховища

Вступ. В сучасний період доцільність використання біоіндикації як методу оцінки природних водойм широко обговорюється та дискутується в гідробіологічній літературі. На даний час спостерігається зміна критеріальних підходів в оцінці якості водного середовища еталонним або

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

референсним підходом, який успішно застосовується при визначенні загального екологічного стану водних об'єктів [1, 2].

Ідея використання еталонних екосистем була закладена в основі системи екологічного моніторингу поверхневих вод. В подальшому ця ідея була втілена у програму фонових моніторингу, як одного із елементів державного контролю за станом природного середовища [3].

Відомо, що для класифікації водних об'єктів необхідно оцінювати ступінь порушення гідроекосистем за біологічними, гідроморфологічними, фізико-хімічними та референсними умовами – що є базовими складовими Водно Рамкової Директиви [8]. Згідно цього документу оцінка екологічного стану водойм базується на концепції умовно природно непорушеного стану водного середовища для якого характерна структура біотичних угруповань та такі умови, які визначаються як «типоспецифічні», або «референсні». За літературними даними нормальним екологічним станом (фоновим, або первинним непорушеним для природних і типовим для штучних і сильно змінених водойм і водотоків) є такий, при якому водна екосистема має таку структуру, функціонування та відтворення біотичних компонентів, які забезпечують їй стан рівноваги, незважаючи на дію антропогенних і природних чинників [5,7].

Метою роботи було дослідження структурних показників мікро- і мезобентосу, які характерні для природних непорушених водних об'єктів різного типу.

Матеріал і методи досліджень. Дана робота присвячена дослідженню біоіндикаційних властивостей мікро- і мезобентосу у водоймах річкової екосистеми верхнього Дніпра та верхньої частини Київського водосховища. Для цього були використані ретроспективні матеріали проведених досліджень на ділянках верхнього Дніпра та сучасні результати досліджень Київського водосховища (1989 р. і 2009 р. відповідно). Проби мікро- і мезобентосу відбирали та опрацьовували згідно з загальноприйнятими гідробіологічними методиками [4].

Результати досліджень та їх обговорення. Загальновідомо, що найбільш інформативним та надійним біоіндикатором стану водного середовища та його антропогенних змін є зообентос, який прийнято розрізняти на мікро-, мезо- (мейо) і макробентос як невідємний компонент донних біоценозів, що сформувався під впливом спільного існування організмів в динамічному середовищі донних відкладів.

Як приклад непорушених типоспецифічних річкових екосистем, можна навести результати досліджень мікро- і мезобентоса проведених на окремих ділянках верхнього Дніпра. В якості біологічних показників розглядалася представленість різноманіття індикаторних груп мікро- і мезобентичних організмів, які є характерними для природних непорушених умов водного середовища. Характеристика еталонного стану мікро- і мезобентосу базується на еколого-таксономічній структурі цих донних ценозів та їх кількісних показників, а саме: видове багатство, чисельність та біомаса. Відомо, що головними чинниками, які обумовлюють склад та розвиток

мікро- і мезобентичних організмів водних екосистем є тип донних відкладів і його механічний склад, швидкість течії, глибина та забруднення різними речовинами.

В якості природної непорушеної ділянки розглядалася верхня частина транскордонної ділянки р. Дніпра в районі с. Дніпровське, яка характеризувалася типовими природними умовами (слабка проточність та стабільність донних відкладів) і розташована на порівняно благополучній в екологічному плані території з відсутністю антропогенних навантажень. Основними біотопами цієї ділянки були слабо замулені піски та глинисті піски.

В складі мікро-і мезофауни дослідженої річкової ділянки зареєстровано максимальне видове багатство – 41 вид бентосних організмів, які відносяться до 7 систематичних груп. Видове різноманіття мікробентосу визначалося, в основному, черепашковими корененіжками (Rhizopoda, Testacea), різноманіття мезобентосу – олігохетами (Oligochaeta) та личинками хирономід (Chironomidae).

В таблиці 1 наведено видове багатство, кількісний розвиток мікро- і мезобентичних організмів та індекси сапробності досліджених річкових ділянок верхнього Дніпра.

Таблиця 1. Видове різноманіття, кількісний розвиток та якість води на природних непорушених (еталонних) і антропогенно навантажених ділянках верхнього Дніпра

Річкові ділянки верхнього Дніпра	Кількість видів	Середня чисельність, (тис. екз/м ²)	Середня біомаса, (г/м ²)	Індекс сапробності
Дніпровське	41	124,0	2,0	0,8
Дорогобуж	35	3000,0	0,1	3,1
Смоленськ	17	62,0	0,6	2,8
Могильов	26	170,0	1,2	2,0
Бихов	15	283,0	0,8	1,9

Середні показники біомаси цієї ділянки перевищували в 20 разів (рис. 1) показники біомаси, які були зареєстровані на забруднених ділянках в районі м. Дорогобужа. Якість води непорушеної ділянки за біоіндикаційними показниками мікро- і мезобентосу, а також індексу сапробності, який був мінімальним (0,8), відповідала першому класу («дуже чиста») згідно [6]. Серед видів-індикаторів сапробності домінували оліго- та β-мезосапроби мікро- і мезобентичних організмів. Існування α-мезо- та полісапробів на цій річковій ділянці не встановлено.

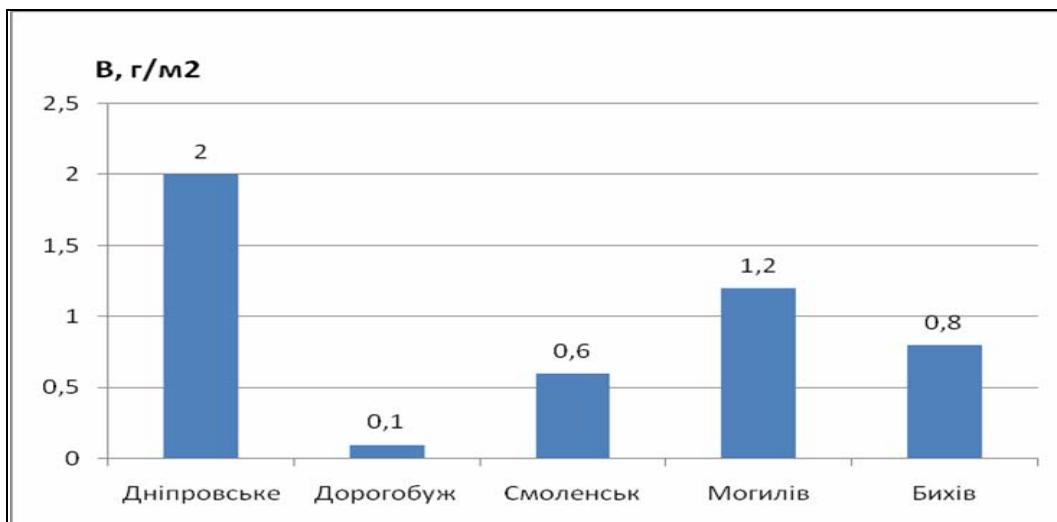


Рис. 1. Середня біомаса (В, г/м²) мікро- і мезобентосу досліджених ділянок річкової екосистеми верхнього Дніпра

Проведений порівняльний аналіз отриманих результатів констатує, що найбільш забрудненою ділянкою є антропогенно навантажена ділянка в районі м. Дорогобужа, яка характеризувалася досить суттєвими змінами структурних показників мікро-і мезобентосу. Тут різко зросла (до 3 млн. екз/м²) чисельність черепашкових корененіжок (*Rhizopoda*) - що є відповідною реакцією мікрозообентичних організмів на органічне забруднення водного об'єкту. Вільноіснуючі нематоди (*Nematoda*) представлені тільки одним видом – *Diplogaster rivalis* (*Leydig.*), чисельність і біомаса якого досить низькі (1,8 тис.екз/м²). Мезобентос представлений лише однією таксономічною групою – олігохетами (*Oligochaeta*), середня чисельність і біомаса яких складала лише 2,2 тис.екз/м² і 0,08 г/м² відповідно. Ні на мулах, ні на піщаних ґрунтах забруднених ділянок (крім олігохет) не знайдено ні одної мезобентичної групи організмів. Збільшення індексу сапробності до 3,1 свідчить про інтенсивне органічне забруднення річкової ділянки верхнього Дніпра.

Таким чином, можна стверджувати, що структурні показники мікро- і мезобентосу річкової екосистеми верхнього Дніпра можуть слугувати надійним індикатором екологічних умов водного середовища, зокрема референсних умов у досліджених водних об'єктах.

Улітку 2009 р. досліджувалася верхня частина Київського водосховища, яка знаходиться на значному віддаленні від промислових підприємств і яка може характеризуватися природним «умовно» непорушеним станом водного середовища. Умови існування мікро- мезобентичних організмів на цій частині водосховища є найбільш сприятливими для їх розвитку. Донні відклади цієї частини водосховища представлені замуленими пісками та глинистими мулами; швидкість течії характеризується сповільненням до 0,2 м/хв., що сприятливо відображається на видовому різноманітті та кількісному розвитку мікро-і мезобентичних організмів.

Угруповання мікро- і мезобентосу представлені максимальним видовим різноманіттям – 59 видів бентосних організмів, які входять до складу 7

таксономічних груп (табл. 2). Найбільшою різноманітністю характеризувалися черепашкові корененіжки (Rhizopoda) – 42 види та вільноіснуючі нематоди (Nematoda) – 12 видів; всі інші групи - олігохети (Oligochaeta), гіллястовусі і веслоноги ракоподібні (Cladocera, Cyclopoida) та личинки хирономід (Chironomidae) були представлені 2–3 видами. Основу поверхні дна займали черепашково-нематодні та олігохетно-хирономідні ценози. Серед черепашкових корененіжок (Rhizopoda) домінували *Diffugia corona* Wall., *Diffugia oblonga acuminata* Leidy, *D. o.oblonga* Ehr.; серед вільноіснуючих нематод домінантами виступали *Tobrilus gracilis* Bastian, 1865, *Dorylaimus stagnalis* Dujardin, 1848.

Таблиця 2. Структурні показники мікро- і мезобентосу досліджених водних об'єктів

Показники	Непорушені ділянки водних об'єктів		Забруднена ділянка (Київська ділянка Канівського водосховища р. Либідь)
	Верхня частина Київського водосховища	Верхній Дніпро (с. Діпровське)	
Кількість таксономічних груп	7	7	2
Кількість видів	59	41	6
Чисельність, тис. екз/м ²	258,9	124,8	75,6
Біомаса, г/м ²	1,8	2,0	0,3
Індекс Шеннона, біт/екз.	4,2	4,0	1,0

Найбільший кількісний розвиток мікробентосу (в основному за рахунок черепашкових корененіжок) – в середньому 258,9 тис. екз/м² було відмічено на глинистих мулах. Максимальний розвиток мезобентосу (в основному за рахунок олігохет та личинок хирономід) – в середньому (чисельність 45,3 тис. екз/м² та біомаса 1,8 г/м²) зафіксовано на замулених пісках дослідженої ділянки водосховища. Домінуючий комплекс формували види-індикатори чистих вод (олігосапроби), дуже рідко зустрічалися види-індикатори помірно забруднених вод (бета-мезосапроби).

Проведений порівняльний аналіз сучасного видового складу та кількісного розвитку мікро- і мезобентосу «умовно» непорушеної верхньої частини Київського водосховища та природної непорушеної річкової ділянки верхнього Дніпра (в районі с. Діпровське) свідчить, що на цих водних об'єктах характер мікро- і мезобентичних ценозів зберігся на протязі усього періоду досліджень. Найбільш розповсюджені були черепашково-нематодні та олігохетно-хирономідні ценози з максимальним видовим та кількісним різноманіттям. В угрупованнях мікро- і мезобентосу були широко представлені види, які характерні для чистих вод. На досліджених непорушених (еталонних) ділянках зафіксовані найвищі показники індексу видового різноманіття (H = 4,0 – 4,2 біт/екз).

Висновки. На основі отриманих результатів сучасних досліджень та використання ретроспективних матеріалів по вивченню індикаторної ролі мікро- і мезобентичних організмів у водних об'єктах різного типу можна зробити так висновки.

Мікро- і мезобентос є невід'ємною складовою частиною системного моніторингу екологічного стану різних типів водних екосистем.

В якості біологічних показників можна використовувати представленість індикаторних груп мікро- і мезобентосу (*Rhizopoda*, *Nematoda*, *Cladocera*, *Soropoda*, *Chironomidae*) які є характерними для природних непорушених водойм. Характеристика еталонного стану водних об'єктів, або їх ділянок базується на еколого-таксономічній структурі мікро- і мезобентосу та визначення їх якісних та кількісних показників, а саме: видове багатство, різноманіття таксономічних груп, чисельність та біомаса.

Проведений порівняльний аналіз сучасних та ретроспективних даних щодо особливостей розвитку мікро-і мезобентичних угруповань еталонних ділянок різних типів водних об'єктів свідчить, що їх структурованість відповідає стану біоценотичної рівноваги і цілком нормальному функціонуванню в непорушених ділянках водних екосистем. Мікро-і мезобентичні організми можуть бути надійним показником референсних умов в природних непорушених гідроекосистемах і типовим для штучних і сильно змінених водних об'єктів.

Цінність використання якісних та кількісних показників мікро- і мезобентосу заключається в можливості здійснювати екологічну оцінку стану водних екосистем та масштаби впливу різних чинників на водні об'єкти в умовах зростаючого антропогенного навантаження.

Список літератури

1. *Афанасьев С.О.* Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річкових басейнів Тиси / С.О. Афанасьев. – К. : Інтертехнодрук, 2006. – 101 с.
2. *Афанасьев С.О.* Донная фауна как показатель референсных условий в Днепроовско-Бугском лимане / С.А. Афанасьев, Е.Н. Летицкая // Материалы III Междунар. научной конф. «Озерные экосистемы: Биологические процессы, антропогенная трансформация, качество воды» (17–22 сентября, 2007 г.). – Минск-Нарочь. 2007. – С. 197–198.
3. *Израэль Ю.А.* Экология и контроль состояния природной среды / Ю.А. Израэль. – М.: Гидрометеиздат, 1984. – 435 с.
4. *Гурвич В.В.* Методика количественного изучения микро- и мезобентоса / В.В. Гурвич // Биол. ресурс. внутрен. вод. – 1969. – № 3. – С. 57–63.
5. *Максимов В.Н.* Экологические модификации и критерии экологического нормирования / В.Н. Максимов. – СПб. : Гидрометеиздат, 1991. – 329 с.
6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д.Романенко, В.М. Жукинський, О.П.Оксіюк та ін. – К. : Символ–Т, 1998. – 28 с.
7. *Семенченко В.П.* Принципы и системы биоиндикации текущих вод / В.П. Семенченко. – Минск : Орех, 2004. – 125 с.
8. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, of 23 October 2000, establishing a framework for Community action in the field of water policy // Official Journal of the European Communities. – EN. – 22.12. 2000, – L 327. – P. 1–72.

Мікро- і мезобентос як показник референсних умов у водоймах різного типу

Машина В.П.

Представлені структурні показники мікро- і мезобентоса, які характеризують природний, непорушений стан водойм різного типу. Зроблено висновки, що мікро- і

мезобентичні організми можуть служити надійним показником референсних умов водних об'єктів.

Ключеві слова: мікро- и мезобентос; річкові екосистеми; водосховища.

Микро- и мезобентос как показатель референсных условий в водоемах разного типа

Машина В.П.

В работе представлены структурные показатели микро- и мезобентоса, которые характеризуют природное, ненарушенное состояние водоемов различного типа. Сделан вывод, что микро- и мезобентические организмы могут служить надежным показателем референсных условий водных объектов.

Ключевые слова: микро- и мезобентос; речные экосистемы; водохранилища.

Micro- and mezobenthos as a reference conditions indicator in water objects of different type

Mashina V.P.

The paper considers the structural parameters of micro- and mezobenthic assemblages, being typical for the natural undisturbed status of different water objects. The conclusion has been made, that micro- and mezobenthos can serve a reliable indicator of reference conditions in water ecosystems.

Keywords: micro- and mezobenthos, river ecosystem, water reservoir.

Надійшла до редколегії 26.01.10

УДК 574.63 (28)

Іванова Н. О.

Національний авіаційний університет, м. Київ

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

«ЦВІТІННЯ» ВОДИ В САСИКСЬКОМУ ВОДОСХОВИЩІ

Ключові слова: Сасикське водосховище, «цвітіння» води, фітопланктон, антропогенна евтрофікація

Постановка проблеми. До одного з наглядних наслідків антропогенної евтрофікації водойми може бути віднесене «цвітіння» води, яке виникає через невірнорозумне розмноження та вихід на домінуюче положення в гідробіоценозі окремих представників альгофлори – синьозелених водоростей родів *Microcystis*, *Aphanizomenon* і *Anabaena* [5].

Інтенсивний розвиток синьозелених водоростей обумовлює насичення води сильнодіючими токсинами та погіршення її якості, що стає причиною деградації водних екосистем. «Цвітіння» води розглядається на прикладі Сасикського водосховища, стан якого наразі визначено як одну з найважливіших екологічних проблем місцевого значення в Одеській області.

Аналіз досліджень та публікацій. Розрізняють різні ступені «цвітіння» води в залежності від кількості утвореної біомаси. У межах 0,5 – 0,9 мг/дм³ –

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

слабке, $1,0\text{--}9,9 \text{ мг/дм}^3$ – помірне, $10\text{--}99,9 \text{ мг/дм}^3$ – інтенсивне і «гіперцвітіння», коли утворюється біомаси більше 100 мг/дм^3 [3].

Розвиток синьозелених водоростей до рівня «цвітіння» лімітується вмістом фосфатів, швидкістю течії та каламутністю води, тобто складною взаємодією природних та антропогенних факторів. До перших можна віднести процеси фотосинтезу та азотфіксації. Антропогенними факторами впливу є зарегулювання річкового стоку, перехід у воду великої кількості біогенних речовин, утворення мілководних застійних зон.

Тобто принциповою основою розробки методів попередження антропогенної евтрофікації та її наслідків є встановлення оптимального балансу між автохтонним відтворенням органічної речовини та її розпадом. Цього можна досягнути за рахунок збільшення водообміну, зменшення ступеню обертання біогенних елементів, збільшення масштабів використання первинної продукції [5].

Під час масового розвитку фітопланктону на поверхні водойм утворюється слизоподібні плівки, при зближенні яких формуються «плями цвітіння».

Збільшення біомаси фітопланктону має деякі позитивні наслідки для водних екосистем: зростання кормової бази для гідробіонтів наступних трофічних рівнів, збільшення маси гетеротрофів. Але з часом баланс між нарощуванням біомаси фітопланктону, утворенням органічної речовини та кількістю кисню, що витрачається на біологічне та хімічне окислення органічної речовини, порушується [3]. Тобто гіперрозвиток фітопланктону є як наслідком, так і причиною прискореної евтрофікації.

В евтрофікованих водоймах суттєво змінюються фізико-хімічні властивості середовища, погіршуються умови для існування більшості водних організмів.

Сасикське водосховище (рис. 1) розташоване в Татарбунарському та Кілійському районах Одеської області. До 1978 р. воно функціонувало як морський лиман. В даний час водосховище поєднане з р. Дунай каналом довжиною 13,5 км. При його наповненні до нормального підпірного рівня площа поверхні складає 215 км^2 ; об'єм води, що при цьому міститься, дорівнює $0,53 \text{ км}^3$.

Діапазон коливань рівня в цьому водосховищі за нормальних умов не перевищує 1 м. Глибини по акваторії розподілені рівномірно. Середня глибина складає 2,5 м. Дно плоске, більшою частиною мулисте. За морфометричними параметрами Сасикське водосховище поділяється на два райони – північний та південний. В цілому водойма вважається слабо проточною (річний коефіцієнт водообміну коливається у межах 1,5-2,5) [1].

Постановка завдання. Отже, основним завданням було проаналізувати сучасний стан фітопланктону у Сасикському водосховищі та визначити основні фактори, що обумовлюють його розвиток в даній водоймі.



Рис. 1. Схема Сасикського водосховища

Результати досліджень. За літературними даними [2] рівень розвитку фітопланктону водосховища Сасик сягає ступеню «гіперцвітіння», а домінування синьо-зелених водоростей у вегетаційний період року спостерігається по всій його площі. Їх відсотковий вклад у загальну кількість фітопланктону водойми – 98,96 % (2000 р.) та 82-99 % (2004 р.), хоча ще у 1987 р. складав 77%. Також інтенсивне «цвітіння» води на західній частині (біля с. Глибоке Татарбунарського району) та південно-східній частині Сасикського водосховища було зафіксоване автором у серпні 2008 р.

В липні-серпні 2009 р. на великій площі акваторії в південній та південно-західній частині (особливо біля впадіння каналу Дунай-Сасик) - поширення зелених та діатомових водоростей, а також «островків» «цвітіння» води, але за інтенсивністю воно було меншим ніж у 2008 р.

За масовістю та широтою поширення у водосховищі влітку одне з провідних місць у складі синьо-зелених водоростей належить видам роду *Anabaena* [1]. Також в періоди «цвітіння» води, які охоплюють за часом липень-жовтень, основу фітопланктону складають *Microcystis aeruginosa* та *Aphanizomenon flos-aquae*.

Основним джерелом надходження в водосховище прісноводних видів водоростей є річка Дунай, а солоноватоводних (галофілів, мезогалобів) – річки Когильник та Сарата.

Особливістю, яка відрізняє формування фітопланктону Сасику від, наприклад, водосховищ дніпровського каскаду, є те, що воно проходило в два етапи. Перший етап – відкачування лиманної води в море до мінімального об'єму. Другий пов'язаний з надходженням дунайського планктону та формуванням лімнофільного комплексу. Внаслідок цього за порівняно короткий час повністю змінився склад фітопланктону. Домінуюче положення в гідробіоценозах зайняли прісноводні організми. Але галофільні (існують при солоності води 0,4 – 0,5‰) та індиферентні (при солоності 0,2 – 0,3‰) види залишилися основними в складі діатомових водоростей, 22% видового складу яких на початку 1980-х років також займали мезогалобні види (існують при солоності 0,5-16‰). Це є одним з підтверджень наявності у водосховищі постійних джерел осолонення водного об'єкту. Інше – уповільнене освоєння акваторії прісноводною вищою рослинністю акваторії. При середній глибині водосховища в 2,5 м і великій площі мілководь мало б проходити інтенсивне заростання. Але внаслідок виходу солей з донних відкладів, що продовжувався, прісноводна рослинність не змогла швидко розвиватися, а морська ж зникла через прісну воду. Такий

стан водойми висунув водорості на провідну роль в первиннопродукційних процесах [1].

Навіть на сучасному етапі заростання водосховища макрофітами є незначним (рис.2). Найбільші площі, зайняті вищою водною рослинністю, знаходяться в нижній, приморській ділянці між місцем впадання каналу Дунай-Сасик та дамбою. Тут заростання ще в 1987 році складало 50 – 60%. В останні роки автором спостерігалось інтенсивне збільшення як площі заростання, так і частки в угрупованнях представників рогозу вузьколистого, айру, сусака зонтичного (*Butomus umbrellatus*).

Вздовж дамби розширилася територія заростів рдесту гребінчастого, які змінюються окремими ділянками вищої водної рослинності з домінуванням очерету звичайного (*Phragmites australis*). Центральна частина водосховища характеризується крутими абразійними берегами, найбільшими глибинами та активними донними відкладами. Все це склало несприятливі умови для розвитку рослинності західній частині верхів'я Сасику (біля с. Борисівка та с. Глибоке Татарбунарського району), на чорних, багатих сірководнем «лиманних грязях» рослинність майже відсутня. У верхів'ї водосховища на мілководних засолених ділянках внаслідок підвищеної мінералізації води, що надходить з водами рік Когильник та Сарата, існуюча раніше води гідрофільна рослинність зникла. Основну роль в формуванні фітоценозів відіграють види, які переносять значне засолення, зокрема очерет звичайний та клубнекамиш морський (*Bolboschoenus maritimus* L.). Крім цього під лівим берегом в зоні надходження прісної води на захищених від впливу хвиль ділянках поширилися індикаторні види опріснення – зарості рогозу вузьколистого (*Typha angustifolia*) та уруті колосистої (*Myriophyllum spicatum*). Але також збереглося групування урупії спіральної з нитчастими водоростями, яка свідчить про солоність ділянки.

У верхів'ї ділянка акваторії в 20 га в раньолітній період зайнята нитчастими водоростями з наступним масовим відмиранням. В кінці сезону спостерігається сильне локальне забруднення продуктами їх розпаду. Це можна вважати однією з причин наймасовішого поширення «цвітіння» води саме на даній ділянці водного об'єкту.

Взагалі, спостереження за заростанням макрофітами водосховища важливе для охарактеризування поширення «цвітіння» води. Саме вища водна рослинність виконує провідну роль в регуляції розвитку синьо-зелених водоростей. В основному, ділянки водойм, що заросли макрофітами, не «цвітуть». Це можна пояснити, по-перше, конкуренцією за біогенні речовини, які поглинаються ними в більшій кількості. По-друге, впливом метаболітів айру, рогозу, ряски, рдестів, сусака, що мають чітко виражену альгецидну активність на збудника «цвітіння» води *Anabaena* [4].

По-третє, макрофіти в процесі фотосинтезу насичують воду киснем, а також затіняють шари води, що створює некомфортні умови для життєдіяльності синьо-зелених водоростей. Але при їх розкладі може спостерігатися й зворотне явище через надходження у воду органічної речовини.

Органічна речовина помітним чином впливає на показники каламутності та склад завислих часток у водосховищі. В основному, джерелами надходження алохтонної органічної речовини є річки Кагульник та Сарата, а також канал Дунай-Сасик, по якому надходить дунайська вода. Також саме в канал надходять основні дренажні стоки та стоки з полів, збагачені мінеральними речовинами. Надходження дунайської води разом з процесом взмучування донних відкладів відповідним образом обмежує продукування органіки. Після наповнення водосховища та припинення надходження дунайської води, а з нею алохтонних мінеральних зависей, в водоймі створюються сприятливі умови для фотосинтезу. За рахунок цього також мають місце спалахи у розвитку фітопланктону. Надходження дунайської води впливає й на розподіл зважених часток по акваторії водосховища.

При роботі каналу в зоні, що прилягає до нього, спостерігається найбільше значення каламутності води – до 100 г/м^3 . На всій іншій акваторії воно зберігається на рівні $10\text{-}20 \text{ г/м}^3$ (при «цвітінні» води – $30\text{-}40 \text{ г/м}^3$). Ще одним джерелом їх надходження є абразійні процеси західних берегів водосховища.

Одним з природних факторів, що впливають на розвиток та поширення «цвітіння» водосховища є характер та інтенсивність внутрішніх гідродинамічних процесів, які поряд з зовнішнім водообміном приймають безпосередню участь у формуванні абіотичних умов функціонування екосистеми. Основним енергетичним джерелом внутрішньої динаміки Сасику є вітровий вплив на водну поверхню. Він формує системи дрейфових та компенсаційних течій, процеси хвилювання та посилене перемішування

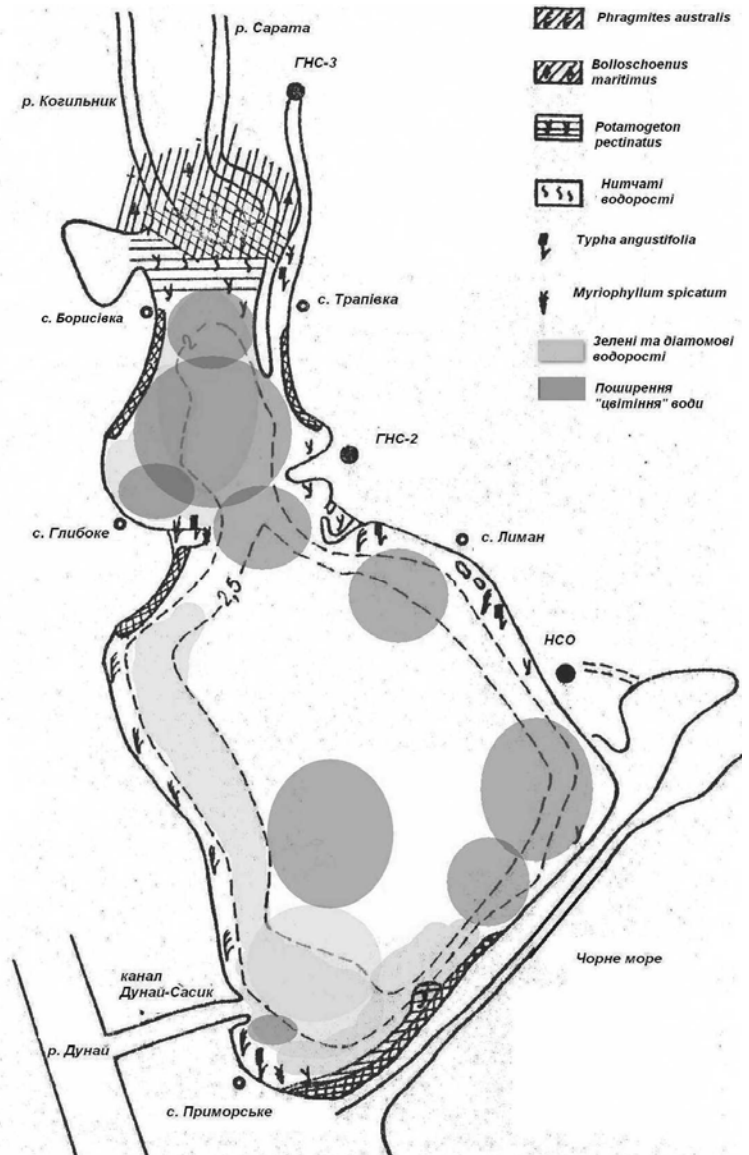


Рис.2 Схема заростання Сасикського водосховища та місця поширення «цвітіння»

водних мас. Та загальне переміщення водних мас по акваторії Сасикського водосховища проходить досить повільно [1].

Гідрологічний режим водойми обумовлює і нерівномірний розподіл у воді концентрації загального азоту (у західній частині – вище), що також є причиною поширення синьозелених водоростей, які викликають «цвітіння» води. Зі зростанням вмісту $N_{\text{заг}}$ в північній частині одночасно зростає і частка в ньому $N_{\text{орг}}$. Це може бути як наслідком, так і причиною (беручи до уваги підвищений вміст в літні місяці $P_{\text{заг}}$) підвищення її біопродуктивності, порівняно з південною ділянкою водосховища.

Циркуляція води є основним фактором нерівномірного розподілу температур по акваторії. Значний вплив на нього обумовлює і робота каналу Дунай-Сасик. Водойма також відзначається високим теплозабезпеченням взагалі та окремо гідробіологічних процесів. Дослідники [1] відмічають, що Сасикське водосховище в порівнянні з лиманом Сасик, на базі якого було створене, є більш теплозабезпеченим. Дане твердження також обґрунтовує підвищення інтенсивності розвитку збудників «цвітіння» води, створюючи для них більш комфортні умови.

Висновки. Отже, можна стверджувати, що на Сасикському водосховищі присутнє явище «цвітіння» води, яке викликане його основними збудниками – синьозеленими водоростями. Розподіл плям та інтенсивність «цвітіння» води у водоймі є нерівномірною. А його виникнення та поширення обумовлені як природними факторами (мілководна водойма, висока температура води, особливо в північній частині), так і антропогенним втручанням, що стало причиною значної зміни фітоценотичного складу угруповань вищої водної рослинності, гідрохімічного режиму водойми, та вплинуло на її гідрологічні показники.

Більш інтенсивне «цвітіння» води відбувається в північній, північно-західній та східній частині водосховища (основні причини – менша глибина, менша проточність, надходження аллохтонної органічної речовини з водами річок Когильник та Сарата, автохтонної – внаслідок розкладу нитчастих водоростей), значно менше – у центральній та південній.

Зараз ще не вирішеним є питання про можливість існування Сасикського водосховища чи приєднання його прораном до моря, що змінить основні параметри водойми та вплине на видовий склад та розвиток основних частин водної екосистеми. Але в будь-якому випадку подальший напрямок досліджень має містити аналіз стану фітопланктону водосховища та розгляд можливостей зменшення «цвітіння» води.

Список літератури

1. Биопродуктивность и качество воды Сасыкского водохранилища в условиях его опреснения / Т.А. Харченко, В.М. Тимченко, А.И. Иванов и др. – К. : Наук. думка, 1990. – 276 с.
2. Васенко О. Г. Сучасний екологічний стан водосховища Сасик / О.Г. Васенко // Вода і водоочисні технології. – 2005 – №1 (13). – С.11 – 15.
3. Романенко В.Д. Основи гідроекології : Підручник / В.Д. Романенко.. – К. : Обереги, 2001. – 728 с.
4. Сакевич О.Й. Алелопатія в гідроекосистемах / О.Й. Сакевич, О.М. Усенко. – К. : ІГБ НАНУ, 2008. – 342 с.
5. Сиренко Л.А. «Цветение» воды и евтрофирование / Л.А. Сиренко, М.Я. Гавриленко.. – К. : Наук. думка, 1978. – 232 с.

«Цвітіння» води в Сасикському водосховищі

Іванова Н. О.

Розглядаються еколого-гідрологічні аспекти виникнення явища «цвітіння» води в Сасикському водосховищі.

Ключові слова: Сасикське водосховище, «цвітіння» води, фітопланктон, антропогенна евтрофікація.

«Цветение» воды в Сасыкском водохранилище

Іванова Н. А.

Рассматриваются эколого-гидрологические аспекты возникновения явления «цветения» воды в Сасыкском водохранилище.

Ключевые слова: Сасыкское водохранилище, «цветение» воды, фитопланктон, антропогенная эвтрофикация.

Water «bloom» in Sasik reservoir

Ivanova N. O.

The ecology-hydrological aspects of occurrence of the phenomenon of water "bloom" are considered in the Sasik reservoir.

Keywords: Sasik reservoir, water "flowering", phytoplankton, anthropogenic eutrophication.

Надійшла до редколегії 02.02.10

УДК [581.526.3:556.53] (282.247.32)

Кушнір Н.І.

*Інститут новітніх технологій Національного авіаційного університету,
м. Київ*

ЕКОЛОГО-ГІДРОЛОГІЧНА ОЦІНКА АНТРОПОГЕННО СТВОРЕНОЇ ВОДОЙМИ

Ключові слова: еколого-гідрологічна оцінка, морфометричні показники, вітрова циркуляція, течії, фітопланктон, індекс сапробності

Вступ. Затока в районі водноспортивної бази Національного авіаційного університету розташована поблизу м.Українки Київської області. Вона належить до так званих антропогенно створених водойм, тобто водойм неприродного походження, оскільки була створена людиною для задоволення потреб рекреації. Її можна віднести до групи водойм додаткової водної мережі річкової ділянки Канівського водосховища. На берегах водойми розташовані водноспортивна база НАУ та яхтклуб "Стугна", які своїми штучними насипами відділяють затоку від прилеглої акваторії Канівського водосховища.

Для оцінки сучасного стану затоки поряд з аналізом та узагальненням літературних даних було здійснено експедиційний виїзд з відбором проб до затоки в районі спортивної бази НАУ 16.06.2009 р. Проведено уточнення

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

сновних морфометричних параметрів, дослідження гідрологічного режиму водойми, аналіз літературних даних про хімічний склад води, визначення вмісту розчиненого кисню у воді затоки та БСК₅, визначення складу фітопланктону та збір даних про інші складові біотичної компоненти екосистеми досліджуваної водойми.

Методи дослідження. Вимірювання основних морфометричних показників проходило за допомогою плану схеми затоки та планиметра полярного, за результатами проведення яких було визначено об'єм та площу водойми, а також побудовано криві площ та об'ємів.

Визначення характеру внутрішньоводоймної динаміки проходило з використанням гідродинамічної моделі розрахунку вітрової циркуляції при змінному значенні коефіцієнта вертикального турбулентного обміну, розробленої А. І. Фельзенбаумом і реалізованої в програмному забезпеченні Surfer 8 з використанням спеціально створених макросів для MS Excel.

Аналіз вмісту розчиненого у воді кисню відбувався за методом Вінклера, а БСК за різницею між вмістом кисню перед і після інкубації проб у темряві протягом 5 діб при 20°C без доступу повітря.

Проби для аналізу видового та кількісного складу фітопланктону затоки відібрані на водному об'єкті концентрувалися та аналізувалися за допомогою мікроскопа.

Сапробіологічна оцінка проводилася з використанням методу Пантле-Букка. Видове різноманіття визначали за індексом Шеннона.

Результати роботи. Після проведених замірів було визначено, що площа затоки складає 0,27 км², об'єм – 0,54 млн. м³. Середня глибина водойми дорівнює 2 м, максимальна – 9,5 м. На рис. 1 та рис. 2 показані карта розподілу глибин та криві площ і об'ємів затоки відповідно. За кривими було проведено підрахунок основних морфометричних параметрів.



Рис. 1. Схема затоки в районі водноспортивної бази НАУ з ізобатами

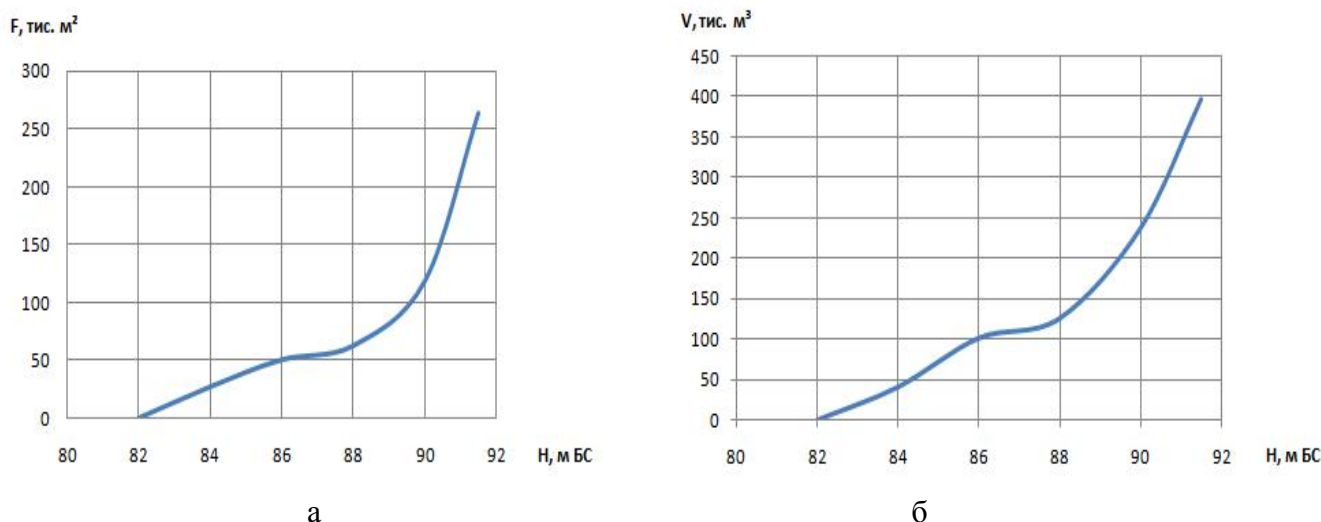


Рис. 2. Криві площ (а) та об'ємів (б) затоки в районі водноспортивної бази НАУ

Затока в районі водноспортивної бази НАУ не є глибоководною, оскільки мілководдя (глибиною до 2 м) займають майже 50% площі водойми і переважають в північній її частині.

Протока, яка з'єднує затоку Канівським водосховищем має ширину до 35 м, довжину 40-50 м і найбільшу глибину 2 м.

Прибуткову частину водного балансу затоки складає вода, яка перекачується насосною станцією з р. Козинки та вода, що поступає у водойму при коливанні рівня водосховища через протоку, яка сформувалась між наливними берегами водноспортивної бази НАУ та яхтклубу "Стугна". Видаткова частина практично одна – відтік через протоку.

Аналізуючи дані обліку перекачування води з р. Козинки насосною станцією за останні 30 років, можна сказати, що ця величина є нестабільною. Найменше значення об'єму перекачуваної води, зафіксоване в 2007 році, складало 2,3 млн. м³, найбільше (в 1978 році) дорівнювало 28,9 млн. м³. Середній об'єм перекачування води з р. Козинки в затоку складає 13,5 млн. м³ за рік, тобто середня витрата приблизно дорівнює 0,43 м³/с.

Притік води з водосховища в затоку генерується двома гідродинамічними факторами. Першим є короточасні коливання рівня води у водосховищі, зумовлені так званим попусковим режимом роботи Київської ГЕС. Покриваючи пікові навантаження в енергосистемі ГЕС більшу частину року здійснює протягом доби два (або один) попуски. Це призводить до формування в її нижньому б'єфі прямих довгих хвиль. При цьому коливання рівня біля ГЕС обмежені Правилами експлуатації водосховищ дніпровського каскаду [1, 2] величиною 1,25 м. Фактично середня амплітуда коливання рівня води в нижньому б'єфі Київської ГЕС складає 0,6–0,8 м. Переміщаючись по річковій (Київській) ділянці Канівського водосховища, хвилі внутрішньодобових попусків поступово розпластовуються. Ступінь цієї трансформації описується експонентним співвідношенням [2]:

$$\Delta H_L = \Delta H_{ГЕС} \cdot e^{-0,03L} \quad (1)$$

де: ΔH_L і $\Delta H_{ГЭС}$ – амплітуда коливання рівня води в заданому створі, що знаходиться на відстані L км від греблі, і в нижньому б'єфі ГЕС, відповідно; e – основа натурального логарифма.

На досліджуваній ділянці, тобто в 55 км від греблі ГЕС, амплітуда попускових коливань рівня води зменшується на 75%. У середньому вона складає 0,15 м. Такі коливання обумовлюють за добу знакоперемінний перетік води через протоку між насипами яхт-клубу і водноспортивної бази (ΔW_{non}), рівний приблизно 0,06 млн. м³ (21,9 млн. м/рік; 0,7 м³/с). Розрахунок здійснено за простим рівнянням:

$$\Delta W_{non} = 2 \cdot \Delta H_L \cdot F_{кови}, \quad (2)$$

де: $F_{кови}$ – площа водної поверхні затоки, множник 2 – враховує двохразовий попуск Київської ГЕС.

Короткочасні коливання рівня води в прилеглий акваторії Канівського водосховища можуть викликатися також згінно-нагінними і сейшевіми явищами, зворотними довгими хвилями, що генеруються нерівномірною роботою Канівської ГЕС і іншими причинами. Однак, в силу нерегулярності і незначності, вплив їх на об'єми перетоку води через досліджувану протоку малий.

Другим істотним фактором притоку води з водосховища в затоку є безпосередньо течії, що генеруються в основному вітровим впливом на водну поверхню, простіше вітрові течії.

Режим вітру тут має визначені закономірності. Протягом року в районі досліджень переважає вітер західного напрямку. Узимку ця тенденція в цілому зберігається. Навесні вітер різних напрямків має приблизно однакову ймовірність. Влітку відзначається деяка перевага північно-західних і західних вітрів. Восени частіше спостерігається вітер західних румбів. Швидкість вітру протягом року в районі Українки змінюється несуттєво. Середні місячні її величини коливаються від 2 (липень – вересень) до 2,8 (грудень – лютий) м/с.

В літні місяці швидкість вітру має добре виражений добовий хід. Максимальне її значення спостерігається в післяполуденний час. Мінімальна швидкість вітру відзначається в нічні години. Добова амплітуда швидкості вітру в липні коливається від 1 до 3 м/с, узимку – до 1 м/с. Найбільшу повторюваність (60–90%) має вітер помірний (2–5 м/с). Швидкість 6–10 м/с найчастіше спостерігається в холодний період року або в перехідні сезони. Вітер зі швидкістю більше 10 м/с буває рідко, у зимові місяці частота його складає 3–8%, у літні – 1–2%. Вітер зі швидкістю понад 15 м/с у середньому за рік відзначається від 5 до 30 днів.

Вітри широтних напрямків (західних і східних румбів) призводять до відчутного перетоку водних мас через протоку. За рахунок створюваного вітром дотичного напруження формується вітрова (дрейфова) течія. Верхні шари переміщуються в напрямку вітру зі швидкістю $U_{нов}$, що дорівнює:

$$U_{нов} = kw, \quad (3)$$

де: w – швидкість вітру, м/с; k – вітровий коефіцієнт, котрий для глибокої води приймають рівним 0,0125 [3]. У наших умовах, з урахуванням мілководості досліджуваної водойми вітровий коефіцієнт може бути прийнятий рівним 0,010. Потужність такої дрейфової течії у внутрішніх водоймах звичайно складає 0,3–0,5 глибини. Нижче формується компенсаційна течія зворотного напрямку.

При найбільш ймовірній швидкості вітру (3 м/с) широтного напрямку відбувається дрейфовий перетік води через протоку. Поверхнева швидкість такого потоку близько 0,03 м/с, середня по глибині дорівнює приблизно 0,015 м/с. З урахуванням параметрів протоки дрейфовою течією при зазначених умовах переноситься 0,45 м³/с. Компенсаційний потік повинен мати такі ж витрати. Звернемо увагу, що це найбільша інтенсивність вітрового перетоку води через протоку. У середньому ж, з урахуванням ймовірності різних напрямків вітрів, цей потік можна оцінити величиною 0,2–0,22 м³/с.

Зовнішній водообмін фактично формує внутрішньоводоймову динаміку як один з важливих абіотичних компонентів водних екосистем взагалі і досліджуваної нами, зокрема. Основними елементами динаміки вод є течії, різного роду перемішування (провідним з яких є турбулентне), коливання рівня води, хвильові процеси і т.п.

Для оцінки просторової структури течій виконано їхнє математичне моделювання. У якості розрахункової використовувалася гідродинамічна модель А.І. Фельзенбаума [3], яка успішно застосовувалася на різних внутрішніх водоймах (у тому числі й в Україні).

У затоці циркуляції вод залежать в основному від вітрового впливу на водну поверхню безпосередньо в самій водоймі. Деяке корегування загальної картини течій може справляти притока р. Козинка, а також перетік через протоку. При малоїмовірній односпрямованій сукупній дії цих факторів таке корегування до швидкості течії може досягати 0,02 м/с. Типовими для цієї ділянки є швидкості 0,005–0,05 м/с. Вид циркуляції вод у затоці визначається напрямком вітру (рис. 3).

При північному вітрі формується дві циклональні циркуляції в східній та західній частинах затоки. При посиленні вітру стає помітною буферна антициклональна течія між циркуляціями. Аналогічна ситуація формується при південному вітрі, коли у водоймі між двома антициклональними циркуляціями з'являється циклональна течія. При переважанні в даній місцевості вітру західного напрямку найбільш повторюваною є циркуляція, проілюстрована на рис. 4г. При ній в північній частині водойми формується циклональний потік з інтенсивністю переміщення вод до 13 м³/с, а в південній – антициклональний, з витратою лише 5 м³/с.

В 2005 р. вже було проведене комплексне екологічне обґрунтування проекту розширення водноспортивної бази НАУ [4], в якому вченими ІГБ НАНУ було проведено оцінку основних гідрологічних, гідрохімічних, токсикологічних, радіоекологічних, мікробіологічних та гідробіологічних характеристик затоки та прилеглих до неї водойм. Відповідно до цих даних в

затоці є місця, де потужність шару накопичених відкладів досягала 30–40 см. Так, за спостереженнями в 2005 р. біля насипу водноспортивної бази він сягав більше 20 см. Матеріал, що відклався, на 50% складався з мулу, на 20% – з піску і на 30% – з пелітової (глинистої) фракції. У протоці, що з'єднує затоку з водосховищем (по траверзу яхт-клубу «Стугна»), дно складене пісками і слабо замуленими пісками, тобто тут акумуляції зависів практично не відбувається.

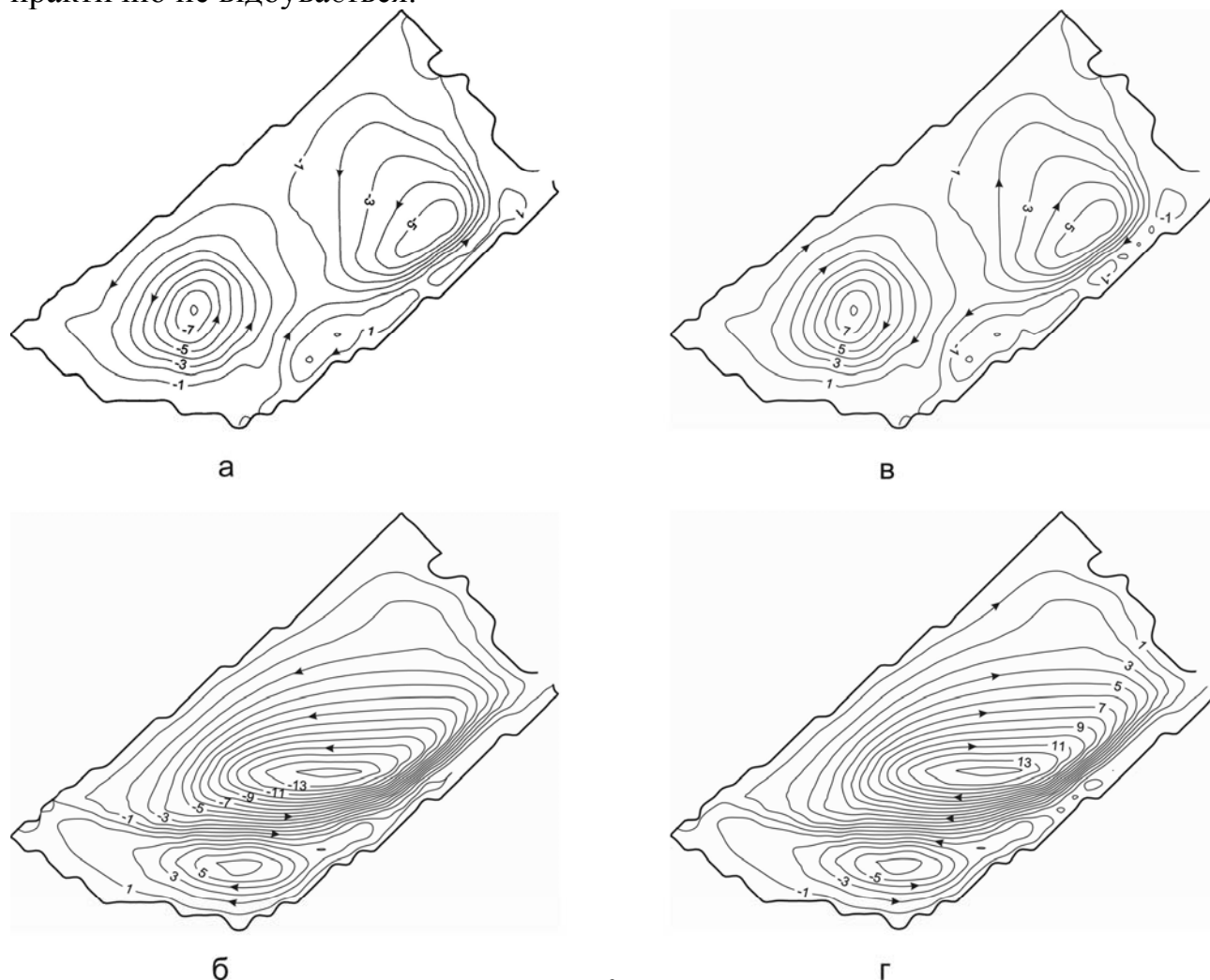


Рис. 3. Циркуляції вод (функції токів, м³/с) в затоці при вітрі 3 м/с північного (а), східного (б), південного (в) та західного (г) напрямів

За цими ж даними, у воді спостерігалися підвищені концентрації різних форм азоту (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) та фосфору (PO_4^{3-}) на правобережжі та лівобережжі водноспортивної бази НАУ.

Нами було досліджено вміст кисню у воді затоки, за яким можна оцінити просторову динаміку органічних речовин. В час відбору проб не спостерігалось значного коливання рівня води та інтенсивного протікання хвильових процесів, тому відмічалась значна стратифікація кисню - пересичення поверхневих шарів і значний дефіцит (до нуля) в придонних. Починаючи з глибини 3 м спостерігалось 50% насичення води киснем.

Під час наших досліджень було виявлено, насичення киснем води до 207 % в поверхневому шарі затоки. При цьому перепад температури води між поверхневим і придонним шаром сягав 5,5 °С (24,2 °С – в поверхневому,

18,7 °C – на глибині 9,5 м.) Зазвичай, попусковий режим роботи Київської ГЕС і як результат коливання рівня води, спричинені ним у ранкові і вечірні часи, призводять до вирівнювання розподілу фітопланктону і насичення водної товщі киснем.

Велика глибина, прозорість до 1 м, відсутність перемішування створили екологічну нішу придатну, для розвитку фітопланктону до 1,5-3,5-метрового поверхневого шару.

Відповідно до даних 2005 року [4], у поверхневих горизонтах водної акваторії затоки газовий режим, вміст HCO_3^- та жорсткість води знаходяться в межах, оптимальних для функціонування різних компонентів біоти (бактерій, водоростей, безхребетних). В просторовому розподілі аніонів (Cl^- , SO_4^{2-}), які є показниками антропогенного забруднення, спостерігається підвищення їх вмісту у воді в районі водноспортивної бази НАУ.

Проведене нами дослідження фітопланктону затоки показало, що за п'ять років відбулися зміни видового та внутрішньовидового різноманіття – з 44 видів до 58. Змінився розподіл таксонів за кількістю видів, що належать до різних систематичних відділів: Cyanophyta - 6 (10,3 %), Euglenophyta - 1 (12,2 %), Dinophyta - 4 (6,9 %), Bacillariophyta - 15 (26 %), Chlorophyta - 25 (43 %) Chrysophyta - 1 (1,7 %). Як бачимо структурна організація фітопланктону показує значну роль у формуванні чисельності угруповання фітопланктону відділу Cyanophyta, в той час як біомасу – Chlorophyta.

Рідкісні, зникаючі та ендемічні види водоростей, а також занесені до Червоної книги України в районі затоки відсутні.

За видовим, внутрішньовидовим, таксономічним та флористичним різноманіттям фітопланктон затоки є типовим для верхньої ділянки Канівського водосховища [5].

Індекс сапробності (за Пантле-Букком) затоки невеликий і складає 1,89, що відповідає β -мезосапробній зоні, що згідно [6] характеризує воду як «задовільно чисту».

Наявність значної кількості відмілин (близько 50% площі затоки) обумовлює значний розвиток вищої водної рослинності в затоці. Домінує очерет звичайний (*Phragmites australis* (Cav.) Trin ex Steud), який займає прибережні мілководдя. На більшій глибині за очеретом розташовується рогіз вузьколистий (*Typha angustifolia* L.). У невеликій кількості присутній також рогіз широколистий (*Typha latifolia* L.). У заростях очерету звичайного можна спостерігати серед вегетуючих рослин сухостій попередніх років.

Висновок. Відповідно до гідроекологічних розрахунків визначено характер внутрішньоводоймної динаміки та віднесено водойму до стратифікованих з повільним водообміном. Для таких водойм характерний ярусний розподіл температури та основних хімічних елементів, а також знижена швидкість протікання самоочисних процесів.

За результатами гідрохімічної оцінки якості води нашу водойму можна віднести до помірно забруднених вод 5 категорії. Характерною особливістю є нульовий процент насичення киснем на глибині 7-8 м, що може вказувати

на інтенсивний перебіг процесів розкладання органічної речовини на дні водойми.

У відповідності з сапробіологічною оцінкою якості водних об'єктів наша водойма належить до β -мезосапробних, де домінують окисні процеси, нерідко спостерігається перенасичення киснем, переважають такі продукти мінералізації білків, як амонійні з'єднання, нітрати й нітроти. У цих водах різноманітно представлені тваринні й рослинні організми, серед останніх - діатомові, синьо-зелені й зелені.

Порівняння отриманих результатів з нормативними [6] дало можливість охарактеризувати об'єкт дослідження відповідно до загальнодержавних стандартів класифікації водних об'єктів. Відповідно до якої вода в затоці НАУ належить до 5 категорії, тобто помірно забрудненої.

Список літератури

1. Правила експлуатації водосховищ дніпровського каскаду. – К. : Генеза, 2003. – 176 с. 2. 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. 3. Фельзенбаум А.И. Теоретические основы и методы расчета установившихся морских течений / А.И. Фельзенбаум. – М. : Изд-во АН СССР, 1960. 4. Звіт з науково-дослідної роботи за договором № 21/2005 від 24.12.2005 р. “Оцінка впливу будівництва водноспортивної бази НАУ на екологічний стан та формування якості води Канівського водосховища в районі м. Українка”/Під кер. В.І. Щербак/ НАН України. Ін-т гідробіології – К., 2005. 5. Щербак В.І. Фітопланктон київської ділянки Канівського водоймища та чинники, що його визначають / В.І. Щербак, Н.В. Майстрова. – К. : ІГБ НАНУ, 2001. – 70 с. 6. Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський та ін. – К.: Символ-Т, 1998. – 28 с.

Еколого-гідрологічна оцінка атропогенно створеної водойми

Кушнір Н.І.

На прикладі невеликого штучно створеної водойми, представлена методика комплексної оцінки водних об'єктів даного типу.

Ключові слова: еколого-гідрологічна оцінка, морфометричні показники, вітрова циркуляція, течії, фітопланктон, індекс сапробності.

Эколого-гидрологическая оценка атропогенно созданного водоема

Кушнір Н.І.

На примере небольшого штучно созданного водоема, представлена методика комплексной оценки водных объектов данного типа.

Ключевые слова: эколого-гидрологическая оценка, морфометрические показатели, ветровая циркуляция, течения, фитопланктон, индекс сапробности.

Ecohydrological assessment of the antropogenically created water bodies

Kushnir N.I.

On example of small artificially created water body, the technique of a complex assessment of water objects of the given type is presented.

Keywords: ekohydrological estimation, morphometric indicators, wind circulation, currents, phytoplankton, saprobic index.

Надійшла до редколегії 29.01.10

УДК 627.53 (477. 82)

Фесюк В. О.

Луцький національний технічний університет

Полянський С.В.

Волинський національний університет ім. Лесі Українки, м. Луцьк

ЕКОЛОГІЧНИЙ СТАН ОСУШУВАЛЬНИХ СИСТЕМ ДОЛИНИ р. ПРИП'ЯТІ

Ключові слова: долина р. Прип'ять, природні екосистеми, меліоративні об'єкти

Постановка проблеми. Аналіз і узагальнення багаторічних спостережень дозволили визначити фонові і критичні показники стану природного середовища, як точку для відрахування можливих змін на майбутнє за рахунок будівництва осушувальних систем. Тільки професійно-грамотна об'єктивна оцінка ситуації, що склалась на осушених землях, допомагає ґрунтовно розробляти і послідовно здійснювати цілеспрямовані заходи щодо створення сприятливої екологічної ситуації.

Аналіз останніх досліджень, у яких започатковано вирішення проблеми. Проблема висвітлюється у працях М.Д. Будза [1], С.А. Вендрова [2], О.З. Ревери [3], П.В. Климовича [6], І.Н. Коротуна [9], М.Й. Шевчука, П.Й. Зінчука, Л.К. Колошко [14]. Ними виконано роботи з дослідження меліорованих ландшафтів, трансформації природних комплексів, змін фізико-хімічних властивостей меліорованих ґрунтів, трансформаційних процесів у ґрунтах.

У результаті польових досліджень, аналізу фондових матеріалів, великомасштабних і середньо-масштабних карт ґрунтового покриття Волинської області нами запропоновано схему районування гідроморфних ґрунтів за особливостями їх поширення, властивостями та ступенем трансформації ґрунтових різновидів.

Цілі статті – вивчення зміни осушених ґрунтів, їх трансформації з одного виду в інший під впливом природних і антропогенних чинників.

Отже, актуальною потребою є детальне вивчення меліоративних систем водоприймачем яких є річка Прип'ять з метою збереження ґрунтового покриття, раціонального використання та виявлення впливу на довкілля.

Завданням дослідження є вивчення стану меліорованих ґрунтів осушувальних систем, водоприймачем яких є р. Прип'ять. Ці ґрунти формуються під впливом багатьох природних і антропогенних чинників: клімату, геологічної будови, гідрологічного режиму, рельєфу, осушення,

сільськогосподарського використання. Опис і узагальнення впливу здійснено на підставі польових досліджень, наукових публікацій, картографічних та фондових матеріалів.

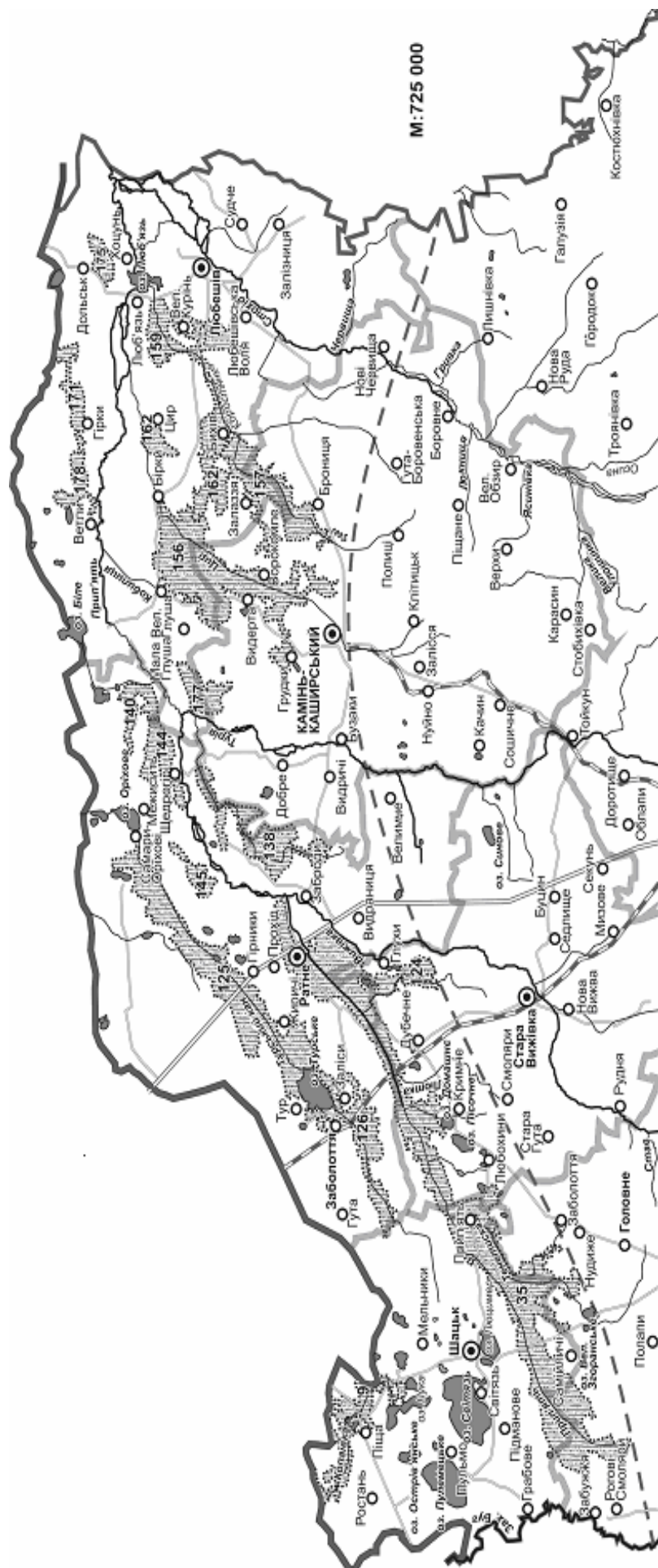
Виклад основного матеріалу. У взаємодії меліоративних об'єктів і екосистем формуються певні закономірності, які проявляються у впливі меліоративних об'єктів на природні складники та, навпаки, природних умов на функціонування осушених земель. За допомогою спостережень встановлено, що зона впливу меліоративних об'єктів залежить від структурних особливостей екосистеми. Внаслідок взаємодії меліоративних об'єктів і екосистем відбувається їхня перебудова в геоструктурному і функціональному відношеннях [7–9]. На даних осушувальних системах зростає продуктивність ґрунтів, знижуються рівні ґрунтових вод, поліпшуються умови господарювання людини, змінюються умови розвитку природних біоценозів.

У сучасних умовах проблеми екологічного характеру виникають у зв'язку з припиненням використання осушених земель порушенням експлуатаційних норм, що призводить до заростання та замулення водоприймачів, несвоєчасного відводу дренажного і поверхневого стоку з осушених земель. Рівень антропогенного навантаження на природні екосистеми, складність і унікальність природних умов Прип'яті зумовлюють необхідність контролю за екологічним станом даної території долини і осушувальних систем, які там розміщені (табл. 1, рис. 1).

Таблиця 1. Перелік основних осушувальних систем, водоприймачем яких є р. Прип'ять

№ систем	Назва меліоративної системи	Загальна площа, га	В тому числі. гончарний дренаж
9	Копайвська	3684	479
35	Регулювання р. Прип'ять	26221	10511
125	Турська	9120	4921
138	Поступельська	382	360
140	Залухівська	1164	316
144	Щедрогірська	1974	1407
156	Цирська	15418	9594
157	Полицька	6633	4379
158	Тобольська	3197	2351
159	Коростинська	3531	3107
160	Щорсівська	2395	2131
171	Горківська	2222	338
175	Дольська	779	391
178	Ветлівська	311	126
179	Підкормільська	366	242

Якщо порівняти положення сучасного русла р. Прип'яті з тим, що було сто років тому, то видно, що воно майже не змінилося. Зміни полягали лише в його спрямуванні, поступовому замуленні і збільшенні шорсткості заплави, що позначилось на зменшенні його пропускної здатності та зумовило розвиток деградації русла.



УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ

- | | | | |
|--|---------------------------------|--|---------------------------------|
| | Державний кордон | | Центри районів |
| | Кордон Волинської області | | Інші населені пункти |
| | Межі районів | | |
| | Залізниця | | КАМІНЬ-КАШИРСЬКИЙ |
| | Дороги | | Заболоття |
| | Річки та канали | | Сошине |
| | Озера | | Міста |
| | Осушувальна система та її номер | | Селища міського типу |
| | Межа екологічного коридору | | Населені пункти сільського типу |

Рис. 1 Схеми головних осушувальних систем р. Прип'ять

Сучасний гідрологічний режим р. Прип'яті характеризується вираженим весняним і деколи літньо-осінніми паводками [1, 3]. У період весняної повені щороку заплава повністю затоплюється в середньому на 12 днів. Катастрофічна повінь спостерігалася в 1999–2000 рр., катастрофічний літній паводок – у 2006 р. Він сформувався внаслідок опадів у 216 мм за один місяць 2006 року при нормі 61 мм, тобто перевищення відбулося у 3,6 рази. Було проведено багато запобіжних заходів (робота насосних станцій, піднято всі затвори гідротехнічних споруд, розчищення меліоративних каналів), що дало змогу збільшити пропускну здатність русел водотоків.

Але незважаючи на це, станом на 15 вересня 2006 р., підтоплено 39,3 тис. га посівів. Вода знищила значну частину врожаю на всіх осушувальних системах, що знаходяться в долині р. Прип'яті. При таких повеневих стихіях затоплюються і підтоплюються 17 населених пунктів і понад 44 тис. га землі. Це свідчать про те, що зниження рівня небезпеки можливе лише шляхом відновлення і штучного збільшення пропускну здатності Прип'яті [2].

На північному сході практично вся долина р. Прип'ять з пригирловою частиною долини р. Стохід з 2007 р. включені в Прип'ять-Стохідський національний природний парк. При переведенні Прип'ять-Стохідського ландшафтного парку у статус національного є намір його розширити завдяки включенню інших розташованих у долині р. Прип'ять її приток та територій осушувальних систем, що нині знаходяться за межами парку. Це потребує комплексної оцінки характеру змін природних складників тих територій, які сформувались під впливом осушення, розчищення русел, будівництва дамб і гребель. Не випадково визначається створення комплексної екологічної мережі, яку слід розвинути в долині р. Прип'яті і на системах, водоприймачем яких є р. Прип'ять.

Для оцінки впливу руслопоглиблюючих і берегозахисних споруд на природний стан насамперед аналізуються осушувальні системи. Всі меліоративні системи розташовані в межах заплави річки. В гідротехнічному відношенні – це системи різного типу: відкриті (самопливні – вода відводиться самопливом з території у водоприймач), закриті (регулююча мережа – закриті збирачі, дрени-осушувачі), польдерні (вода відводиться перекачуванням за допомогою насоса). Що до сільськогосподарського використання площі осушувальних систем відводяться під рілля, пасовища, сіножаті в різному співвідношенні.

Більша частина площ осушувальних систем польдерного типу, тому оптимальний рівень підтримується на них штучно. Насосні станції, розміщені на даних системах, працюють майже у заданому режимі, скидання води з систем спрямоване до р. Прип'ять.

Дуже важливим екологічним чинником є антропогенний вплив на осушувальні системи. Сільськогосподарське використання осушених земель істотно зменшилось за останні 15 років, що призвело до скорочення надходжень залишків мінеральних добрив, пестицидів у дренажні води, а отже, і до р. Прип'ять. Це, в деякій мірі, позитивний момент, але розвиток бур'янистої рослинності, проростання чагарників на осушених землях, яких

не використовують і не експлуатують, не можна віднести до позитивних моментів, що ведуть до поліпшення екологічного стану заплави р. Прип'яті.

Будівництво браконьєрських загат на річках і магістральних каналах також відіграє свою роль в екологічному плані, вони збільшують шорсткість як русла, так і каналів. Непродуманим з екологічної точки зору є будівництво мостів через протоки р. Прип'ять. Створення суцільного одамбування та шляхових насипів без водопропусків також негативно впливає на формування сучасної гідрологічної обстановки в долині Прип'яті.

Важливим серед антропогенних чинників є руслопоглиблення р. Прип'яті на окремих ділянках, яке ведеться вже декілька років. Це впливає на формування прибережної фауни і рівні підземних вод.

Донедавна ефективність осушувальних меліорацій оцінювалася двояко: з одного боку – за термінами окупності капітальних вкладень, з іншого – за створенням і підтримкою протягом всього сільськогосподарського року оптимального водного режиму на осушувальних землях. Відомо, що навіть при оптимальному меліоративному стані, врожайність сільськогосподарських культур через різні організаційні і господарські причини часто значно нижче проектної, що тягне за собою і збільшення термінів окупності капітальних вкладень. З іншого боку навіть при несприятливому меліоративному становищі, але при високому рівні агротехніки, врожайність дуже близька до проектної. При цьому і в першому, і в другому випадках практично не оцінюються екологічні наслідки осушувальних меліорацій, які, на наш погляд, є основним показником. В кінці-кінців врожайності можна буде досягти, та меліоративний стан оптимізувати, а ось екологічні наслідки, особливо якщо вони набули негативного і незворотного характеру, перетворити дуже важко або навіть неможливо [12, 13].

Виходячи з цього, основне наше завдання полягає в оцінюванні ефективності осушувальних меліорацій в долині р. Прип'яті через екологічні наслідки, тобто шляхом розкриття змісту змін, які відбуваються в природних комплексах під впливом осушення.

Контроль за меліоративним станом здійснюється на основних системах басейну, але вірогідність даних меліоративного кадастру (кінцевий результат оцінки меліоративної ситуації) різна. Це пояснюється як тривалістю і систематичністю існуючих спостережень, так і кондиційністю точок спостережень. В цьому плані дані про меліоративний стан на Прип'ятській осушувальній системі найвірогідніші, що дозволяє взяти їх за основу при розгляді питань про формування меліоративної ситуації в басейні [5, 6].

Під впливом осушення змінювався і ґрунтовий покрив в басейні р. Прип'ять, який в основному складається з дерново-підзолистих, дернових і болотних різновидів, які ми поділяємо на ґрунтово-меліоративні групи [4].

Дерново-, приховано-, слабо-, і середньо-підзолисті піщані і супіщані, глинисто-піщані ґрунти. Ці ґрунти утворені на водно-льодовикових давньоалювіальних відкладах, морені, елювії твердих карбонатних порід. Вони займають рівнини, невисокі підвищення рідше пагорби.

Грунтоутворюючими породами є піщані водно-льодовикові відклади, іноді морена і елювій твердих карбонатних порід. Дані ґрунти мають невелику товщину гумусового горизонту – 15–20 см. В їхньому профілі немає твердих прошарків, які могли б затримувати воду. Профіль їх рихлий, що забезпечує низьку водозатримуючу властивість.

Коефіцієнт фільтрації у горизонті:

0–18 см – від 0,0050 до 0,0073 см/с;

18–65 см – від 0,0060 до 0,0080 см/с;

65–120 см – від 0,0076 до 0,095 см/с;

Об'ємна вага верхнього орною шару – 1,40–1,50, аерація – 33 %, ППВ – 35,8 %, ГПВ – 99 %.

Механічний склад піщаний, супіщаний і глинисто-піщаний. Гумусу – від 0,60 до 1,28 %; азоту – 1,1–6,5 мг; фосфору – 0,4–5,5 мг; калію – 0,3–4,5 мг на 100 г ґрунту. Реакція ґрунтового розчину кисла (4,7–5,9), гідролітична кислотність – 0,73–2,5 мг/екв. Ґрунтові води на глибині 2,0–2,5 м.

Меліоративні заходи для цих ґрунтів переважно зводяться до агротехніки з метою покращення водно-повітряного режиму ґрунту.

Дерново-, приховано-, слабо-, і середньо-підзолисті глеєві піщані, супіщані і глинисто-піщані ґрунти в комплексі з болотними, дерновими і торфово-глеєвими ґрунтами. В дану групу ґрунтів входять дерново-слабопідзолисті глеєві піщані, супіщані і глинисто-піщані комплекси цих ґрунтів з торфовими, торфово-болотними, болотними дерновими, піщаними, супіщаними, суглинковими і оглеєними їх різновидами, луговими і лугово-болотними. До цієї групи також входять комплекси підзолисто-дернових оглеєних ґрунтів з глинисто-піщаними і дерновими карбонатними ґрунтами. Грунтоутворюючими породами тут є водно-льодовикові давньоалювіальні відклади, рідше елювій твердих карбонатних порід.

Дерново-, приховано-, і слабопідзолисті глеєві ґрунти займають понижені ділянки. Морфологічні властивості їх подібні до властивостей глеюватих ґрунтів. Різниця тільки в тому, що в глеєвих варіантах горизонт оглеєння починається з півметрової глибини від поверхні, а в глеюватих оглеєна тільки одна порода. Тому рослини забезпечені вологою протягом усього вегетаційного періоду. Навесні і восени ці ґрунти нормально зволожені, і тільки в нижніх горизонтах розвинене оглеєння. Підстиляючими водотривкими породами тут є ущільнені піски, суглинки і супіски.

Дані ґрунти характеризуються підвищеним вмістом гумусу (порівняно з неоглеєними) 0,5–1,3 %; кислотність цих ґрунтів – pH 4,4–5,0; гідролітична кислотність 1,5–4,5 мг/екв на 100 г ґрунту.

Таким чином, ґрунти даної групи не родючі. Розширення сільськогосподарських угідь за рахунок освоєння цих земель недоцільне. Рілля тут рекомендується використовувати в кормових і лугово-пасовищних сівозмінах. Не придатні ці ґрунти і під озимі і ярові зернові культури. Щоб підвищити врожайність необхідно вносити гній (20–30 т/га), мінеральні добрива і вапно. На збитково-зволожених ґрунтах необхідно проводити агро меліоративні заходи.

В комплексі з дерново-підзолистими ґрунтами знаходяться болотні ґрунти, які займають понижені елементи рельєфу і збитково-зволожені.

Сірі опідзолені ґрунти. В дану групу входять світло-сірі, світло-сірі оглеєні і сірі ґрунти супіщаного і піщано-легко-суглинкового механічного складу. Ці ґрунти сформувалися на лесових карбонатних породах легкосуглинкового механічного складу, рідше на елювії щільних карбонатних порід і розміщені на підвищених ділянках плато і слабо пологих схилах.

Гумусовий горизонт їх дорівнює товщині орного шару (20–34 см). Нижче йде щільний ілювіальний горизонт потужністю 16–38 см коричнево-бурого кольору, горіхуватої структури, середньо-суглинкового механічного складу. Карбонати зустрічаються на глибині 120–170 см.

За механічним складом світло-сірі і сірі ґрунти переважно піщані, супіщані і суглинкові. Гумусовий горизонт в сірих опідзоленних ґрунтах піщано-легкосуглинкового механічного складу, сірого кольору. Реакція ґрунтового розчину рН слабо- і середньокисла (4,6–5,3). Вміст гумусу в світло-сірих ґрунтах становить 1,3–1,5 %, в сірих – 2,3 %. Гідролітична кислотність – від 1,9 до 3,0 мг/екв на 100 г ґрунту. Сума поглинаючих основ від 6,0 в супіщаних до 17,3 мг/екв в середньосуглинкових ґрунтах. Ступінь насичення в середньосуглинкових – 75–97 %, в супіщаних – 39–90 %. Кількість поживних речовин в даному ґрунті невисока. Рухомого фосфору – 6,0–11,8 мг, калію – 8,07–8,34 мг на 100 г ґрунту.

Світло-сірі і сірі глеюваті ґрунти мають ознаки оглеєння в материнській породі у вигляді сизих прошарків і іржаво-вохристих плям. Ґрунтові води залягають на глибині 2,5–8,0 м.

Внаслідок наявності щільного ілювіального горизонту, світло-сірі і сірі ґрунти характеризуються недостатньою водопроникністю. Для покращення фізичних властивостей необхідно поступово поглиблювати орний шар з внесенням в нього органічних і мінеральних добрив. Дані ґрунти знаходяться в умовах недостатнього зволоження, тому вся агротехніка повинна бути спрямована на збереження вологи. Придатні ґрунти даної групи під посів багаторічних трав і зернових культур. Для підвищення врожайності необхідно застосовувати підвищені норми органічних і мінеральних добрив, вапна.

Дернові, глеєві короткопрофільні зв'язно-піщані і супіщані ґрунти. В дану групу входять комплекси дернових оглеєних супіщаних, зв'язно-піщаних і легкосуглинкових ґрунтів. Потужність гумусових горизонтів їх дорівнює 40–60 см.

Характерним для даних ґрунтів є підвищений вміст гумусу в їх верхніх гумусових горизонтах, величина якого залежить від механічного складу (3,5–6 %), рН їх слабо кисла до нейтральної. Вміст рухомих форм поживних речовин в них становить: азоту – 2,5–11,0 мг, фосфору – 0,6–5,0 мг, калію – 1,2–6,0 мг на 100 г ґрунту, що показує, що забезпеченість даної групи поживними речовинами недостатня.

Всі дернові ґрунти розміщені в заплавах річок і знаходяться в умовах

надмірного зволоження. Ґрунтові води залягають на глибині 60–70 см. Близьке залягання ґрунтових вод викликало процес оглеєння їх ґрунтового профілю, що проявилось на глибині 20–25 см. Для ефективного використання необхідне осушення з подальшим регулюванням рівня ґрунтових вод, внесення органічних і мінеральних добрив, поглиблення орного шару до оглеєного горизонту. Ґрунтові води в період вегетації необхідно утримувати на глибині 70–100 см, а навесні під час сівби – на глибині 50–60 см.

Після регулювання водного режиму ці ґрунти можна використовувати під всі районовані культури за винятком плодово-ягідних насаджень і хмільників.

В комплексі з цими ґрунтами залягають дерново-, слабо-, середньо- і сильно-підзолисті ґрунти, які не потребують осушення, а тому опускати рівень ґрунтових вод треба обережно, щоб не припуститися переосушення.

Болотні мінеральні супіщані, піщані і зв'язно-піщані, торфовисто- і торфово-глеєві ґрунти. До даної групи входять комплекси болотних ґрунтів з дерновими карбонатними на елювії щільних карбонатних порід, з дерново-слабо- і середньо-підзолистими ґрунтами на водно-льодовикових відкладах. Лугово-болотні і болотні ґрунти розміщені в зоні Полісся. Сформувався вони в пониженнях зандрових рівнин, на заплавах річок і днищах балок і постійно знаходяться в стані перезволоження. Болотні ґрунти характеризуються оглеєністю всього профілю. Торфовисто- і торфово-глеєві ґрунти мають заторфований верхній горизонт, або шар торфу товщиною до 40 см. Ґрунти даної групи добре гумусовані, потужність гумусових горизонтів 20–40 см. Під гумусовим горизонтом, або торфом, залягає перехідний горизонт сизо-сірого кольору, з охристими і іржавими плямами. Середня глибина його становить 30–40 см, нижче в болотних ґрунтах з'являється вода. Дані ґрунти мають 2,5–4,5 % гумусу, або 11,6–12,8 „грубого” гумусу, рН 6,0–6,8, фосфору – 4,0–5,0 мг на 100 г ґрунту, калію ще менше, азоту – 5,5–6,5 мг на 100 г ґрунту.

Першочерговим завданням є двобічне регулювання водного режиму. На даних ґрунтах можна вирощувати сільськогосподарські культури тільки після осушувальної меліорації.

Торфовища неглибокі, середньо-глибокі і глибокі. Торфові ґрунти займають низинні елементи рельєфу басейну і розміщені як самостійними масивами, так і в комплексі з іншими ґрунтами. Торфовища низинні середньо- і високозольні. Зольність їх змінюється в межах 6,3–35,0 %. Також змінюється зольність торфу під впливом меліорації, залежно від характеру використання. За ботанічним складом торф осоковий, осоково-різнотравний, гіпново-осоковий, очеретяно-осоковий.

Виробнича діяльність людини на торфовищах різко змінює ступінь розкладу, зольність, об'ємну і питому вагу, вологостійкість, коефіцієнт фільтрації і теплоємність. Зміна польової вологостійкості під впливом меліорації, залежить від характеру використання. Зміна питомої і об'ємної ваги, залежить від часу використання.

На даний час торфовища басейну річки Прип'ять частково заболочені. Грунтові води знаходяться близько від поверхні. Частину торфовищ вже осушено і освоєно. На осушених торфовищах відбувається мінералізація і усадка торфу.

На відміну від мінеральних ґрунтів, торфовища мають високу водопроникність та вологоємність, незначне піднімання капілярної води, переосушені торфовища дуже легко розпилюються.

Меліорація і сільськогосподарське використання торфовищ сприяє зменшенню загальної пористості, а також зменшенню вологоємності. Найбільш помітні зміни відбуваються в верхньому шарі ґрунту.

При осушенні басейну р. Прип'ять відбулися зміни фізичних і хімічних властивостей всіх типів ґрунтів. Існуючі численні дані вивчення змін ґрунтового покриву під впливом осушувальних меліорацій свідчить, що через 10–15 років після введення осушувальних систем в експлуатацію відбувається його трансформація: потужні торфовища перетворюються на малопотужні, а малопотужні перетворюються на болотні ґрунти.

Темпи спрацювання залежать не тільки від генезису торфів і підґрунтя, але і від характеру використання, водорегулювання і експлуатації осушених земель. Отже першочерговим завданням науки на даний час повинно бути збереження родючості ґрунту за допомогою всебічного контролю за зміною компонентів гідроморфних ландшафтів при сільськогосподарському напрямку використання.

На прикладі ґрунтів басейну р. Прип'ять ми бачимо, що значна кількість торфовищ мінералізувалася і трансформувалася у торфово-болотні ґрунти, а болотні трансформувалися у мінеральні глеєві і болотні мінеральні.

Висновки. Докладно проаналізувавши результати багаторічних спостережень та досліджень в басейні річки Прип'ять нами встановлено:

1. Під впливом осушення відбувається переформування рівневого та гідрохімічного режимів та його стабілізація в перші 3–5 років після введення осушувальної системи в експлуатацію. При цьому ресурси підземних вод залишаються незмінними.

2. Вплив осушувальних меліорацій в перші роки експлуатації систем відбився головним чином на збільшенні амплітуди коливань рівня ґрунтових вод до 1,5 м в межах заплави і до 2 м і більше на решті перезволожених земель.

3. Взаємозв'язок між рівнями ґрунтових вод на осушуваних територіях фіксується на відстані 500–700 м, що і визначає ширину зони впливу, при максимальному пониженні рівня ґрунтових вод на межі осушення 1 м і на межі зони впливу 0,2 м.

4. Гідрохімічні процеси в початковий період осушування інтенсифікуються, призводячи до деякого переформування хімічного складу, який після 5–6 років експлуатації стабілізується і наближається до природних значень.

5. Для поверхневого стоку річки-водоприймача (Прип'ять) відбувається збільшення середньорічного стоку в період будівництва і вирівнювання в

процесі сільськогосподарського використання.

6. Відбулася трансформація і перехід одного типу ґрунтів в інший протягом 10–15 років після введення системи в експлуатацію зі зміною водно-фізичних властивостей без видимої втрати родючості.

Перспективи подальшого дослідження. Система спостережень, яка існує в наш час в басейні, могла б стати доброю основою для створення тут моніторингу, для чого було б необхідно першочергово:

- провести докладне обстеження всіх осушувальних систем в басейні р. Прип'ять і вибрати еталонні для вивчення закономірностей техногенного режиму ґрунтових вод (обґрунтування і організація опорних точок спостережень);

- виявити в процесі обстеження всі можливі джерела забруднення вод поверхневого стоку, а також уточнити (на найбільш показних системах) кількість і склад внесених добрив;

- провести докладне обстеження і здійснити оцінку технічного стану усієї внутрішньогосподарської осушувальної мережі і гідротехнічних споруд в басейні;

- виконати обстеження всіх існуючих озер в басейні річки (з замірами глибин і відбором проб води на хімічний аналіз);

- оцінити технічний стан осушувальної мережі лісової меліорації і обґрунтувати точки спостережень за змінами рослинного покриву (лісового) під впливом осушення (в зоні впливу осушення);

- розробити фонові і критичні показники стану природного середовища і осушуваних земель.

Список літератури

1. Будз М.Д. Особенности формирования стока на осушенных землях западной части Украинского Полесья / М.Д. Будз // Проблемы мелиоративной географии Припятского Полесья. – Луцк, 1987. – С. 22–26. 2. Вендров С. А. Проблемы малых рек / Вендров С. А., Коронкевич Н. И., Субботин А. И. // Вопросы географии. "Малые реки". – М. : Мысль, 1981. – С. 11–18. 3. Волошин И.И. Формування рівного стоку під впливом карсту на Правобережній Прип'яті / И.И. Волошин // Географические аспекты природопользования Волыни. – Луцк, 1990. –С. 127–128. 4. Зузук Ф.В. Меліоративна характеристика ґрунтів Волинської області / Зузук Ф.В., Колошко Л.К., Полянський С.В. // Природа Західного Полісся та прилеглих територій. – Луцьк : Вежа, 2007. – С. 106–114. 5. Климович П.В. Некоторые особенности районирования Волынского Полесья / П.В. Климович // Научные записки Львовского университета. Геогр. сб. – 1963. – Вып. 7. – С. 67–74. 6. Климович П.В. Досвід географічного вивчення заплавних земель у зв'язку з їх меліорацією / П.В. Климович // Вісник Львівського університету, Сер. геогр. – 1973, – Вип. 8. – С. 30–37. 7. Ковальчук І.П. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз / І.П. Ковальчук. – Львів : Ін-т українознавства, 1997. – 438 с. 8. Коротун И.Н. Проблемы геоморфологических изысканий для целей осушительных мелираций / И.Н. Коротун // Географические проблемы мелиорованных земель УССР. – К. : Урожай, 1987. – С. 89–96. 9. Коротун И.Н. Техногенные влияния на развитие геоморфологических процессов осушенных территории / И.Н. Коротун, С.Н. Остапчук // Роль мелиораций в природоиспользовании, – Владивосток : ДО АН СССР, 1990. – С. 99–101. 10. Мельничук И.В. Влияние антропогенного рельефа и антропогенных отложений Волынского Полесья на условия мелиораций земель / И.В. Мельничук, И.И. Залесский // Географические проблемы мелиораций земель Украинской ССР. – К. : Наук., думка, 1987 – С. 108–114. 11. Палиенко

В.П. Геоморфологический анализ территории Волынского Полесья для целей осушительных мелиораций / В.П. Палиенко // Физ. география и геоморфология. – 1984. – Вып. 31. – С. 47–53. **12.** Ревера О.З. Внутригодовая зарегулированность стока рек Припятского Полесья СССР и ее изменение под влиянием осушения болот и заболоченных земель / Ревера О.З., Ильинский Н.М., Швачий Т.Д. // Мелиорация и водное хозяйство. – 1987. – Вып. 66. – С. 42–46. **13.** Річні звіти Волинського Облводгоспу. **14.** Грунти Волинської області. / Шевчук М.Й., Зінчук П.Й., Колошко Л.К. та ін. – Луцьк: Вежа, 1999. – 146 с.

Екологічний стан осушувальних систем долини р. Прип'яті

Фесюк В.О., Полянський С.В.

Взаємодія меліоративних об'єктів і екосистем приводить до формування деяких закономірностей, котрі проявляються в процесі впливу меліоративних об'єктів на природні екосистеми.

Ключові слова: долина р. Прип'ять, природні екосистеми, меліоративні об'єкти.

Экологическое состояние осушительных систем долины р. Припяти

Фесюк В.А., Полянский С.В.

Взаимодействие мелiorативных объектов и экосистем приводит к формированию некоторых закономерностей, которые проявляются в процессе влияния мелiorативных объектов на природные экосистемы.

Ключевые слова: долина р. Припять, природные экосистемы, мелiorативные объекты

Conditions of Melioration Systems in the Pripiat River Valley

Fesiuk V.A., Polyanskiy S.V.

Interaction between meliorative objects and ecosystems causes formation of certain circumstances. They become apparent in the influence of meliorative objects on natural ecosystems.

Keywords: Pripiat River Valley, natural ecosystems, meliorative objects.

Надійшла до редколегії 18.01.10

УДК 556.388

Олексійчук Т В.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

**АНАЛІЗ ПРИРОДНОЇ СХИЛЬНОСТІ ПІДЗЕМНИХ ВОД
БАСЕЙНУ ПРУТУ ДО ЗАБРУДНЕННЯ НА ТЛІ
ТОПОГРАФІЧНОЇ РІЗНОМАНІТНОСТІ ТЕРИТОРІЇ**

Ключові слова: басейн річки, підземні води, забруднення, якість води, топографічна різноманітність

Вступ. Поняття схильності підземних вод до забруднення запропонував J. Margat наприкінці 60-х років минулого століття у Франції (Vrba, Zarogozec red., 1994). У 80-х роках постали перші карти з даними елементами. Від 70-х років триває дискусія на тему трактування поняття, змісту та придатності

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

кількісних і якісних методик оцінювання схильності підземних вод до забруднення. Природна схильність (називається також властивою, внутрішньою або гідрогеологічною) розуміється як природна властивість водоносної системи (тобто залежить від гідрогеологічних властивостей водоносної системи), від якої залежить ризик міграції забруднюючих субстанцій з поверхні території до підземних вод. В прийнятому визначенні даного поняття закладається, що проникнення і рух забруднень настає в результаті адвекційної моделі транспорту речовин з денної поверхні. Не враховується в даному випадку сорбція, самоочищення та інші процеси, які стосуються поведінки забруднюючих субстанцій у ґрунтах, зоні аерації, водоносному горизонті і т.п.

Геоморфологічні умови відіграють провідне місце у формуванні поверхневого і підземного стоку, а відповідно у міграції забруднюючих речовин з поверхні території до підземних вод. До характеристик рельєфу, які впливають на кількість стоку та водний режим відносять висоту водозбору, розчленованість, похил водозбору, експозицію та кут нахилу схилів ін. Останній вважається визначним при аналізі інфільтрації атмосферних опадів [1,3]. Досліджуючи природну схильність першого водоносного горизонту до надходжень забруднень з поверхні, необхідно проаналізувати низку чинників від яких залежить ризик вертикальної міграції субстанцій. В даній публікації аналіз стосується тільки одного з чинників – топографії території, а зокрема кутів нахилу поверхні.

Метою дослідження є аналіз природної схильності підземних вод басейну Прута до забруднення на тлі топографічної різноманітності території. В якості інструменту дослідження використано ГІС технології, а саме програму MapInfo.

Об'єктом дослідження виступає топографічна різноманітність території, як один із чинників просторових змін природної схильності підземних вод басейну Прута до забруднення. У дослідженні розглядається лише платформенна частина басейну Прута в межах Чернівецької області.

Постановка проблеми та аналіз наукових публікацій. У своїх дослідженнях ми використали методику DRASTIC Американського Агентства Охорони Середовища USEPA, за якою можна охарактеризувати природну схильність підземних вод до забруднення [5]. В методиці враховано сім найважливіших чинників (параметрів), що мають істотний вплив на можливість проникнення забруднень з поверхні території до підземних вод. Кожен параметр аналізується у вигляді просторової інформації за допомогою ГІС. В методиці використовується розрахунковий алгоритм, будучи комбінацією рангів і ваги. Кожному чиннику в залежності від його ролі в процесі потенційного забруднення, приписується різний ступінь вагомості, тобто вага в межах від 1 до 5. Кожен параметр посідає також відповідний клас вартості і йому призначається ранг, тобто певна бальна оцінка в границях від 1 до 10. Інтегральний індекс схильності підземних вод до забруднення IPZ (показник IPZ), який становить суму добутків ваги і рангу, є остаточною оцінкою:

$$IPZ_{\Sigma} = \sum_{n=1}^7 (\text{вага параметру} * \text{ранг параметру}), \text{ тобто } IPZ_{\Sigma} = \sum_{n=1}^7 IPZ_P,$$

де IPZ_{Σ} - показник IPZ , кінцева величина; IPZ_P - показник IPZ для кожного параметру (вага параметру * ранг параметру).

Так, вибраними параметрами оцінювання схильності підземних вод до забруднення є: глибина залягання підземних вод, ефективна інфільтрація вод, літологія водоносного горизонту, механічний склад ґрунтів, кут нахилу, літологія зони аерації, коефіцієнт фільтрації водоносного горизонту. В даній статті буде охарактеризовано один параметр – кут нахилу денної поверхні басейну р. Прут в межах Чернівецької області.

Виклад основного матеріалу. Площа басейну р. Прут у межах Чернівецької області складає 2431 км². Територія басейну характеризується топографічною різноманітністю, а саме значною просторовою мінливістю денівеляції, крутизни схилу та ін. Лівобережна частина знаходиться в межах Прут-Дністровського, а правобережна – в межах Прут-Сіретського межиріччя.

Прут-Дністровське межиріччя (пересічна висота 230 м н. р. м.), лежить в межах окраїн однієї з найбільших геоструктур – південно-західного крила (Волино-Подільської плити) давньої докембрійської Східно-Європейської платформи і займає близько половини території басейну Прута в межах Чернівецької області. Територію межиріччя складають структурно-денудаційні височини на неогенових і крейдових відкладах, сильно розчленовані, з давньотерасовим рельєфом. Серед них здійсмається Хотинська структурно-денудаційна платоподібна розчленована (і залісена) височина, з найвищою точкою рівнинної частини України і всієї Східно-Європейської рівнини – г. Берда, 515 м. На межиріччі розвиваються карстові та зсувні процеси.

Прут-Сіретське межиріччя – Буковинське підгір'я (Буковинське Передкарпаття) – займає простір між Прутом, Черемошем і Буковинськими Карпатами, простягаючись вздовж орографічного уступу Карпат від долини Черемошу до кордону України з Румунією. Це височинне передгір'я з пересічними висотами близько 350 м н. р. м. в межах Зовнішньої зони Передкарпатського прогину, заповненої потужними товщами моласів. У рельєфі воно має вигляд денудаційних пасмово-горбистих (Чернівецька, Сірет-Прутська), денудаційних (Красноільська) середньорозчленованих височин на палеогенових і неогенових відкладах. Унікальна своєрідність рельєфу цього регіону тісно пов'язана з особливостями тектонічної будови, гідромережі та четвертинних відкладів. Тут знаходяться ділянки найактивнішого (в межах басейну Прута) розвитку зсувних процесів. Їм сприяють потужні товщі глинисто-піщаних відкладів та численні схили складного рельєфу межиріччя. Найвища точка – г. Цецин (або Цецина, 537 м) на Чернівецькій пасмово-горбистій височині.

Безпосередньому вивченню підлягали просторові зміни кутів нахилу поверхні басейну Прута. Аналіз здійснений з використанням ГІС, а саме на

підставі розробки карти кутів нахилу поверхні (рис. 1) за допомогою програми MapInfo.

Кут нахилу відіграє найменшу роль в оцінці схильності підземних вод до забруднення (вага 1) за методикою DRASTIC. В залежності від його величини виділено 5 класів рангів: 0-2° – 10 балів; 2-6° – 9 балів; 6-12° – 5 балів; 12-18° – 3 бали; понад 18° – 1 бал. На території, які характеризується невеликими показниками кутів нахилу поверхні (від 0 до 6°), припадає близько 70 % території дослідження: переважно це долини річок з невеликою розчленованістю рельєфу і неглибоким ерозійним врізом (табл.). Слабкий нахил рельєфу визначає відносно малий поверхневий стік атмосферних опадів і, як наслідок, підвищену їх інфільтрацію. Глибини залягання підземних вод на цих територіях невелика (від 0 до 4,5 м), що визначає значну роль випаровування у витратній частині балансу підземних вод і відносно підвищену мінералізацію їх в порівнянні з сусідніми височинами.

Таблиця. Результати просторового аналізу кутів нахилу поверхні платформенної частини басейну Пруту в межах Чернівецької області

№	Кути нахилу поверхні, °	Загальна площа, км ²	Частка від загальної площі території, %
1	0 – 2	798,0	33
2	2 – 6	871,5	36
3	6 – 12	652,0	27
4	12 – 18	86,71	4
5	> 18	5,3	0,2

Таким чином, на рівнинних поверхнях режим підземних вод формується в умовах відносно інтенсивного живлення, при значній ролі випаровування, слабкому відтоку і малій глибині залягання підземних вод (від 0 до 4,5 м), що в сукупності і визначає тісний зв'язок режиму підземних вод з метеорологічними чинниками. В таких умовах природна схильність підземних вод до забруднення сягає своїх максимальних значень.

В межах територій, які характеризуються кутами нахилу – 6-12° (27 % території дослідження, або 652 км²), розчленованість рельєфу значно більша. Внаслідок більшого кута нахилу поверхні зростає поверхневий стік, а інфільтрація атмосферних опадів зменшується. Частіше всього спостерігається відносно глибоке залягання підземних вод (4,5 – 15 м). Більші глибини залягання і добрий відтік підземних вод створює кращі питні якості вод і менші коливання температури та хімічного складу.

Області поширення кутів нахилу в межах 12-18° приурочені до вододілів річок басейну Прута і займають тільки 4 % території дослідження (див. рис. 1.). Тут кути нахилу поверхні настільки великі, що інфільтрація атмосферних опадів, в результаті інтенсивного поверхневого стоку, дуже мала. Однак, в цих районах зазвичай зустрічаються тріщинуваті породи, тому тут поряд із інфільтрацією можна спостерігати і інфлюацію. Швидкість фільтрації підземних вод тут невисока. В результаті цього режим підземних вод

височин характеризується частими і короткочасними підйомами рівня і різкими спадами. На цій території можна спостерігати межирічний вид режиму підземних вод. В залежності від потужності зони аерації, тобто глибини залягання підземних вод, ділянки з межирічним видом режиму характеризуються наступним чином [4].

При потужності зони аерації, меншій від 0,5 м у витратній частині балансу підземних вод випаровування переважає над відтоком. Там, де потужність зони аерації складає від 0,5 до 4,0 м у витратній частині балансу відтік переважає над випаровуванням. І, на кінець, при потужності зони аерації понад 4 м випаровування у витратній частині балансу має підпорядковане значення.

В першому випадку, коливання рівня підземних вод, на цих ділянках, залежить також від кількості атмосферних опадів. Крім того, тут відмічаються найбільш різкі зміни температур підземних вод і їх хімічний склад. Приходну частину балансу на межиріччі складає лише інфільтрація атмосферних опадів, а нижче по течії – підтік підземних вод зі сторони вододілу. Витратна частина балансу складається передусім із випаровування, транспірації і відтоку підземних вод в сторону схилів і вниз.

В другому випадку, території характеризуються, як правило, максимальною амплітудою коливання рівня підземних вод. Приходну частину балансу складає інфільтрація атмосферних опадів і притік підземних вод зі сторони вододілу. Витратна частина складається перш за все із відтоку підземних вод в сторону схилів і вертикально вниз на живлення міжпластових горизонтів, а також випаровування і транспірацію.

На ділянках, де залягають підземні води на глибині понад 4 м, коливання рівня невеликі та згладжені, зарегульовані поступовим потраплянням опадів через зону аерації значної потужності. Приходну частину балансу підземних вод на цих ділянках складає, в основному, притік підземних вод зі сторони вододілу, а також інфільтрація атмосферних опадів, витратну частину – відтік підземних вод в сторону схилів і на живлення міжпластових водоносних горизонтів.

На схилах долин річок, а також на високих терасах, спостерігається слабе потрапляння атмосферних вод до дзеркала підземних вод. Крутизна і висота схилів визначає глибину залягання підземних вод на схилі, а також число водоносних горизонтів, які дренуються в схилі. Амплітуда коливання рівня підземних вод на терасованих схилах вища, ніж на пологих схилах, так як на терасованих схилах можлива інфільтрація опадів. Опади в живленні підземних вод схилів участі майже не приймають, тому що переважає стік атмосферних опадів над інфільтрацією у водоносний горизонт.

Терасовий вид режиму підземних вод приурочений до терас річок. Коливання рівня підземних вод цього виду режиму майже незначні – найменші в межах гідрогеологічного району, що визначається достатньо постійним підтоком ґрунтових і міжпластових вод зі схилів. Приходна частина балансу ділянок з терасовим видом режиму складається із притоку

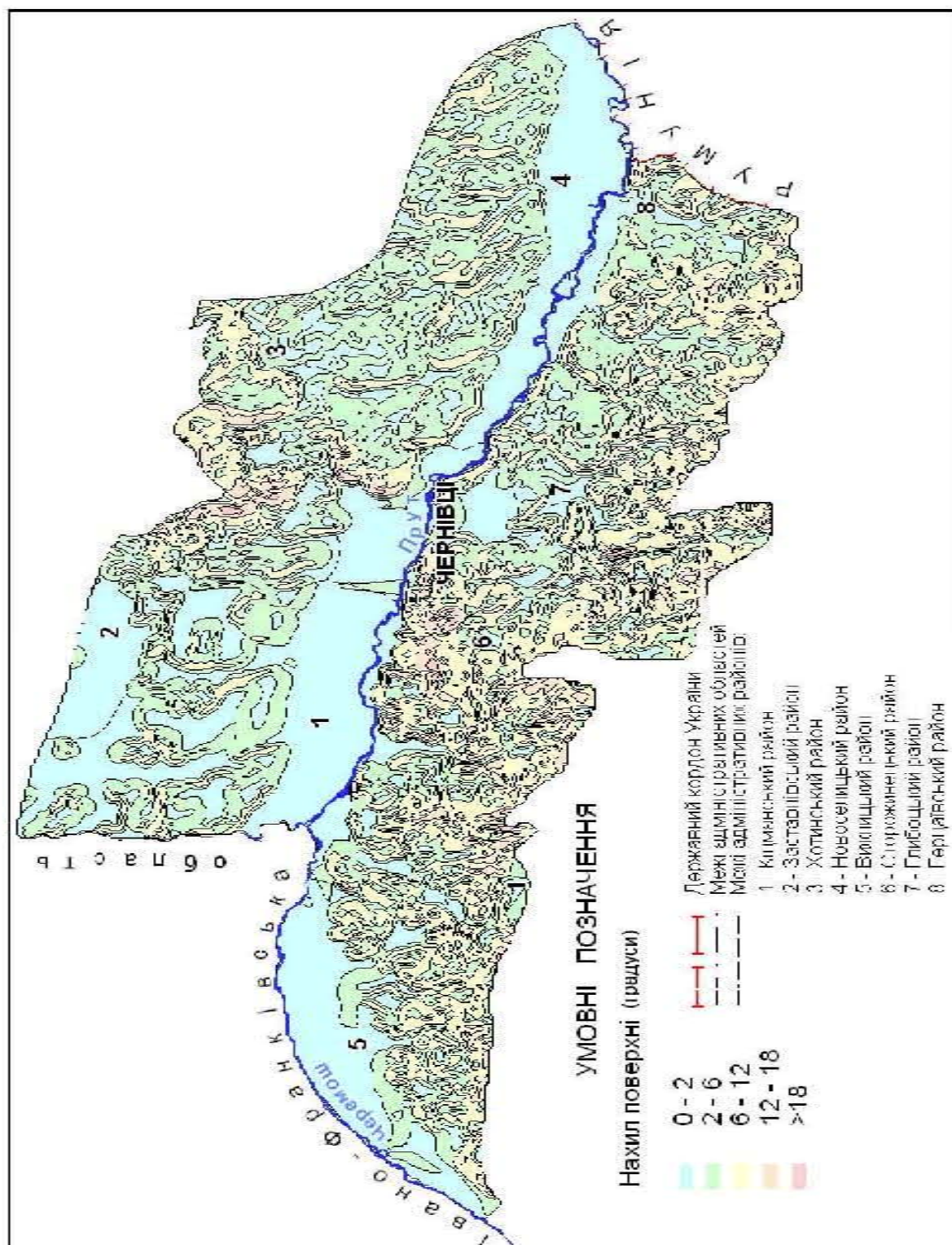


Рис. 1. Картохема кутів нахилу поверхні платформної частини басейну Пруту в межах Чернівецької області

підземних вод зі схилу, інфільтрації атмосферних опадів, а витратна частина – із відтоку підземних вод в сторону заплави, випаровування і транспірації.

Закономірності режиму підземних вод визначаються розчленованістю територій. Розчленованість території завдає на режим підземних вод двоякий вплив. З однієї сторони, розчленованість рельєфу території внаслідок підвищених нахилів місцевості збільшує поверхневий стік і, тим самим погіршує умови живлення підземних вод. Крім того, при глибокому врізі і густій мережі водотоків рівень підземних вод залягає на значних глибинах. В цілому значна розчленованість погіршує умови живлення підземних вод і зменшує амплітуду їх коливання. З іншої сторони, ступінь розчленованості водоносного горизонту безпосередньо впливає на режим рівня, викликаючи зміни в характері його коливання.

Деяку особливу групу складають закономірності режиму підземних вод, які простежуються у вузькій прибережній зоні в долині річки Прут. Ця своєрідність зумовлена, по-перше, гідрогеологічними умовами, тобто тим, що річкові долини в більшості є ділянками розвантаження підземних вод і, по-друге, гідрологічним режимом річки. В залежності від висоти підйому води в річці і тривалості паводку, в прибережній смузі створюються характерні риси режиму підземних вод і нижче лежачих водоносних горизонтів. Від вказаних двох причин і літологічного складу порід залежить швидкість і глибина проникнення паводкової хвилі вглиб берегу, а також амплітуда коливання рівня в прибережній зоні [2].

Висновки. Таким чином, топографічна різноманітність території дослідження визначає особливості режиму рівня залягання підземних вод, особливо першого водоносного горизонту. В умовах формування неглибоких рівнів підземних вод підвищується ризик їх забруднення:

- дуже низький та низький класи природної схильності підземних вод до забруднення простежуються на терасах високого ярусу (п'ята, шоста, сьома, восьма та дев'ята тераси), що зумовлено також малими значеннями кутів нахилу поверхні;
- середній та середньовисокий класи природної схильності підземних вод до забруднення спостерігаються на терасах середнього ярусу (третя та четверта тераси);
- високий та дуже високий класи природної схильності підземних вод до забруднення простежуються на терасах низького ярусу, тобто на заплаві, першій та другій терасах. Низькі значення кутів нахилу поверхні сприяють надходженню забруднюючих речовин разом з інфільтраційними водами. Пористе літологічне середовище на цій території, в свою чергу, забезпечує швидку фільтрацію цих вод до дзеркала першого водоносного горизонту.

Список літератури

1. Біленко Д.К. Основи геології і мінералогії : Навч. посіб. / Д.К. Біленко. – К. : Вища школа, 1973. – 253 с.
2. Коноплянцев А.А. Прогноз и картирование режима грунтовых вод / А.А. Коноплянцев, С.М. Семенов. – М. : Недра, 1974. – 216 с.
3. Линслей Р.К. Прикладная гидрология / Р.К. Линслей, М.А. Колер, Д.Л.Х. Паулюс, Под ред. А.Н.

Бефани. – Л. : Гидрометгиз, 1962. – 759 с. 4. Олексійчук Т.В. Літологія зони аерації як один із параметрів оцінки схильності ґрунтових вод до забруднення / Т.В. Олексійчук // Наук. вісн. ЧНУ. Сер. Географія. – 2009. – Вип. 434. – С. 151-158. 5. Aller L., Bennett T., Lehr J.H. etc (1987) – DRASTIC: A Standardized System for Evaluating Ground Water Pollution Potential Using Hydrogeologic Settings. Ada, Oklahoma.

Аналіз природної схильності підземних вод басейну річки Прут до забруднення на тлі топографічної різноманітності території

Олексійчук Т.В.

Одним з головних чинників просторових змін природної схильності підземних вод басейну ріки Прут до забруднення є топографічне різноманіття території. На його основі визначені можливі причини погіршення якості води на території дослідження.

Ключові слова: басейн річки, підземні води, забруднення, якість води, топографічна різноманітність

Анализ природной склонности подземных вод бассейна реки Прут к загрязнению на фоне топографического разнообразия территории

Олексийчук Т.В.

Одним из главных факторов пространственных изменений природной склонности подземных вод бассейна реки Прут к загрязнению выступает топографическое разнообразие территории. На его основе определены возможные причины ухудшения качества воды на территории исследования.

Ключевые слова: бассейн реки, подземные воды, загрязнение, качество воды, топографическое разнообразие.

Analysis of nature disposition's to groundwater of the drainage basin of the river Pryt to pollute on the background of the topography's territory variety

Oleksychuk T.V.

One of the mainest factor in reference to replacement spatial of nature disposition's to groundwater of the drainage basin of the river Pryt to pollute is, first of all, the topography's territory variety. Possible reasons, that aggravate quality of water on the territory, that is explored are determined on the topography's territory variety.

Keywords river basin, underground water, pollution, water quality, topography variety.

Надійшла до редколегії 28.01.10

УДК 502.51 (282.2)

Лахай Ю.О.

Інститут новітніх технологій Національного авіаційного університету, м. Київ

**ЕКОЛОГІЧНА ОЦІНКА ПРИРОДНИХ УМОВ
БАСЕЙНУ РІЧКИ ТУРІЯ**

Ключові слова: Турія, басейн річки, характеристика, антропогенні фактори впливу, загибель риби, оцінка якості води

Вступ. Запаси водних ресурсів Волинської області достатні для задоволення потреб усіх галузей народного господарства у воді в необхідній

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

кількості. Так, на території області протікає 132 річки загальною протяжністю 3414 км. Однією з них є р. Турія довжиною 184 км, яка згідно з Державним стандартом (Гидрология суши. Термины и определения) та Водним кодексом України (1995 р.) відноситься до середніх річок області [3]. Однак, з кожним роком все більшої гостроти набувають питання погіршення стану річок на Волині. Це безпосередньо пов'язано з несанкціонованими викидами побутових стоків та стічних вод об'єктів промисловості і потребує термінового вирішення.

Передумовами для написання статті стали дані держінспекції у Волинській області, а зокрема факт неоднократної загибелі риби в р. Турія.

Мета даної роботи полягає в екологічному оцінюванні природних умов басейну Турії та комплексній оцінці якості води в річці.

Свій початок Турія бере з джерел на північно-західному схилі Сокальсько-Торчинської гряди Волинської височини на 2 км південніше с. Затурці Локачинського району на висоті 218 м над рівнем моря. Протікає річка з півдня на північ через Локачинський, Турійський, Ковельський, Старовижівський, Камінь-Каширський, Ратнівський та Любешівський райони. Вздовж її берегової смуги розміщено 39 населених пунктів, найбільшим з яких є м. Ковель.

Турія є правою притокою р. Прип'ять і впадає в неї біля с. Мала Глуша [2]. Притоками Турії є річки Воронка, Бобрівка, Рудка, Золотуха, Срібниця, Закревщина, Широка.

Басейн річки, площею 2900 км², має грушеподібну форму. Значна частина його (36,7 %) розорана. Найпоширеніший тип ґрунту – дерново-підзолистий, який має сіре забарвлення і є доволі пористим.

Ерозія ґрунтів незначна, що пов'язано із слабкою розчленованістю рельєфу, незначними похилами (береги всюди майже низинні, за винятком декількох пунктів, які представлені гальковими та піщаними озами), наявністю ґрунтів, що важко розмиваються.

Рослинність, на території басейну р. Турія, представлена болотними і заплавними масивами, хвойними та широколистими лісами [3]. Так, обидва береги Турії до с. Туричан, правий берег річки до м. Ковеля та нижче Датина і до самого гирла вкриті густими лісами.

Басейн р. Турія знаходиться у вологій, помірно теплій зоні. Середньорічна кількість опадів становить 600-650 мм, температура повітря в липні 18-19 °С, в січні – -5 °С. Переважаючий напрям вітру східний, його середня швидкість 2-4 м/с [4].

Що ж стосується гідрологічних спостережень річки, то вони ведуться ще з 1922 року, щоправда, з перервами. Найвідчутніших змін Турія зазнала в ХХ столітті. Так, зокрема, у 1936 році русло Турії довжиною 1,2 км було спрямлене, яким є й тепер.

Річкова мережа Турії помірно розвинута. Долина річки є слабо вираженою, її схили збігаються з прилеглою місцевістю, і лише на окремих ділянках (верхів'я сіл Турія, Ситовичі-Турчани, Датинь) вона трапецієподібна, шириною 200-600 м.

Висота берегів Турії становить 0,5-1,5 м (біля с. Датинь – 4-6 м), вони круті або обривисті. Заплава двостороння, заболочена, шириною переважно 400-800 м.

У верхній течії річка вузька (3-4 м) і неглибока (0,5-0,6 м), місцями пересихає, в середній і нижній течіях ширина досягає 5-20 м (найбільша 65 м біля с. Бузаки), глибина 0,5-2,5 м (найбільша – 6,9 м).

Русло Турії слабо меандрує, на окремих незначних ділянках підмиває правий берег. У верхній течії розгалужене, переважно пряме, в нижній – помірно звивисте і розгалужене, острови невеликі і розташовуються через 0,5-2 км.

Швидкість течії невелика і становить 0,1-0,2 м/с, що обумовлено незначним похилом поверхні долини – 0,37 м/км. Дно рівне, на перекатах супіщане, піщане, на плесах – мулисте, рідше – торфове. Вище с. Датинь місцями відкриваються крейдові породи.

Рівнинний характер місцевості, значна інфільтрація та наявність боліт в басейні утворює в загальному несприятливі умови у формуванні поверхневого стоку. Середня річна витрата води в гирлі ріки складає біля 19 м³/с. Стік мінеральних завесів дуже малий. Каламутність води змінюється від 1,6 до 25-30 г/м³, середня – 4,76 г/м³. Найбільше її значення спостерігається в період весняної повені.

В живленні річки біля 90 % припадає на атмосферні опади і лише 10 % – на підземні води. Замерзає вона на початку грудня, скресає в середині березня [2].

Для Турії характерна яскраво виражена весняна повінь і низька межінь, часто порушена проходженням літніх і зимових паводків, викликаних випаданням рясних дощів чи зимовими відлигами.

Висота підйому повені складає від 0,3 до 1,0 м. Початок її відноситься до першої декади березня, закінчується в другій половині квітня, інколи в першій декаді травня. Пік повені спостерігається в кінці березня – на початку квітня.

Літньо-осіння межінь спостерігається з травня-червня по листопад. Найбільш низькі рівні відмічаються в серпні-вересні.

Водний режим річки в значній мірі визначається гідрологічними особливостями Ковельського водосховища. Воно розташоване в південній частині м. Ковель і має площу водного дзеркала 9,8 га. Основним призначенням водосховища є регулювання стоку р. Турії для технічного водопостачання заводу «Ковельсільмаш», що спеціалізується на випуску сільськогосподарської техніки.

Минулого року розпочато роботи з очищення дна водосховища, які не проводились ще з часів його створення. Тендер на виконання даного виду робіт отримало ТОВ «Українська компанія спецпромонтаж» із Києва. В ході роботи планується поглибити дно на півтора-два метри, а піднятий з дна мул та пісок використати для підвищення до трьох метрів західного берега. Це начебто, дасть змогу ліквідувати заболочені ділянки та облаштувати рекреаційну зону для відпочинку міських жителів. Тобто, проектом

передбачається, що роботи з очищення водосховища суттєво покращать екологічний стан басейну річки Турії.

Однак, на сьогодні реального результату роботи не видно, хіба що - переритий і спотворений ландшафт, що пов'язано з відсутністю коштів.

Хімічний склад води Турії природно формується в умовах надмірного зволоження під впливом широко розповсюджених карбонатних порід. Це обумовлює виражений гідрокарбонатно-кальцієвий склад вод і підвищену мінералізацію їх в період межені, яка досягає 600 мг/л. В період весняної повені мінералізація в річці знижується до 130 мг/л.

Серед антропогенних факторів, найбільший вплив на хімічний склад води та екосистему Турії здійснює м. Ковель. Підприємствами, що негативно впливають на річку безпосередньо в місті, є: маслосирзавод, крохмальний завод, завод продтоварів, м'ясокомбінат, завод «Ковельсільмаш», а також Ковельський водоканал, обсяг викидів забруднюючих речовин якого на 2006 р. складав більше 1300 т [4].

Результати та їх обговорення. Державною екологічною інспекцією у Волинській області 2009 року були відібрані проби води зворотних вод Ковельського управління водопровідно-каналізаційного господарства та річки Турія в межах міста Ковель та села Бахів Ковельського району.

В пробі, відібраній вище розташування очисних споруд м. Ковеля, в межах міста встановлено перевищення ГДК по залізу загальному в 2,74 рази, по азоту амонійному – в 1,31 рази, по нітритах – у 2,34 рази. В пробі нижче скиду очисних споруд Ковельського управління водопровідно-каналізаційного господарства села Бахів у річці Турія виявлено перевищення по залізу загальному – в 2,64 рази, по азоту амонійному – у 1,14 рази, по нітритах – у 1,83 рази.

Через надходження в річку комунально-побутових скидів на її ділянках, розміснених нижче м. Ковель, спостерігається високий вміст у воді органічних і біогенних речовин, а концентрація амонійного азоту і окислюваність перевищують норму в 4 – 6 разів [1].

У річці Турія вже кілька років поспіль улітку масово гине риба. Не був винятком і 2009 рік.

Для з'ясування ситуації біля села Вербка та в місцях масової загибелі риби були відібрані проби поверхневих вод та проведені лабораторні дослідження спеціалістами відділу інструментально-лабораторного контролю державної екологічної інспекції. За результатами лабораторних досліджень встановлено, що риба загинула від отруєння хімічними речовинами, вміст яких перевищував гранично допустимі концентрації.

Держінспекцією Волинської області встановлено, що при експлуатації очисних споруд Ковельського водоканалу в минулому році не проводився повний лабораторний контроль показників якості стічних вод, які скидаються у річку Турія. До того ж, через тривалі опади його очисні споруди не справлялися з відтоками.

Згідно з даними відомчого лабораторного контролю якості стічних вод, зафіксовані значні, вище гранично допустимих, концентрації хрому

шестивалентного у стічних водах, які подаються на очисні споруди від ВАТ «Кома».

До того ж, виявлено перевищення нормативів гранично допустимих концентрацій в місці випуску стічних вод з очисних споруд Ковельського водоканалу по хімічному споживанню кисню (від 39 до 69 разів), по нітритах (в 9-13 разів). При обстеженні акваторії річки Турія виявлено каналізаційний колектор, з якого у річку витікали неочищені господарсько-фекальні води.

Ветеринари знайшли в рибі хімічне отруєння, екологи у воді — біологічне забруднення, фекальні стоки. У воді була максимально низька концентрація кисню - 0,5 мг/дм³.

Турія є однією з брудних річок на Волині. Доказом цього є визначення комплексної оцінки якості води в річці, на основі матеріалів лабораторного аналізу води, проведених спеціалістами Державного управління екології і природних ресурсів у Волинській області [5]. Оцінка базувалась на побудові моделі-карти у вигляді кругової діаграми.

Серед показників, що визначались — хімічне споживання кисню, біохімічне споживання кисню (п'ятидобове), фосфати, азот амоній, розчинений кисень, нітрати, нітрити, завислі речовини (рис. 1).

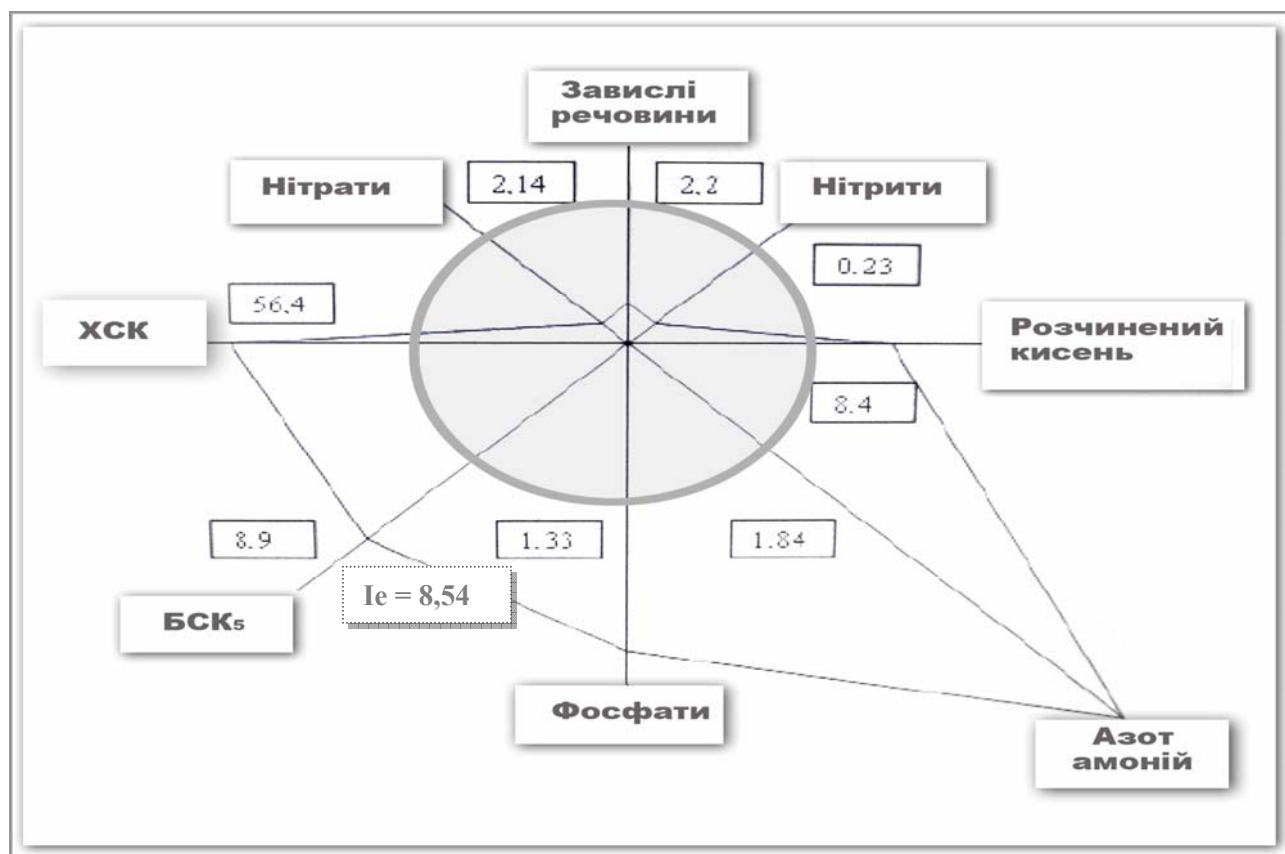


Рис. 1. Модель-карта визначення індексу якості води р. Турія

Нанесення на діаграму фактичної зміни гідрохімічних характеристик показує стан води річки, за яким можна розглядати можливі джерела забруднення, а відношення площі, зайнятої діаграмою фактичного забруднення, до площі, зайнятої оптимальними значеннями нормованих показників, дає сумарний екологічний індекс якості води — I_e . За оптимум

брались значення першого класу екологічної класифікації якості поверхневих вод [3].

Клас якості води: I – дуже чиста - $< 0,3$; II – чиста - $>0,3-1$; III – помірно забруднена - $>1-2,5$; IV - $>2,5-4$; V – брудна – $4-6$; VI – дуже брудна $>6-10$; VII – надзвичайно брудна - >10 .

За результатом роботи, виконаної на кафедрі екології та охорони навколишнього середовища ВДУ ім. Лесі Українки ступінь забруднення води в річці склав 8,54, за яким вода в річці відноситься до 6 класу якості (дуже брудна) [6].

В результаті спостережень за якістю води р. Турії відділом аналітичного контролю і моніторингу Управління екології у Волинській області було встановлено, що кращою вона є при впадінні річки в р. Прип'ять. Тут перевищення ГДК спостерігається за амонієм і БСК у 1,3 рази. В верхів'ї річки має місце перевищення ГДК за багатьма показниками: за вмістом завислих речовин у 2,5 рази, ХСК – у 1,5, БСК – у 4,8, амонію – в 3, нітритів – у 1,8, фосфатів – у 2, заліза – в 2 рази [5]. Тобто, вода в Турії розбавляється за рахунок приток і самоочищується. Однак, даний процес є відносно повільним і річка не в змозі справитись з тією кількістю забруднюючих речовин, яка надходить до неї.

Висновок. Отже, на сьогодні найгострішою проблемою р. Турії є повсюдне порушення водоохоронного режиму в населених пунктах, що розташовані в її басейні, зокрема в м. Ковель. Тому, щоб запобігти наявним небезпекам для існування біоти річки, першочергову увагу слід звернути на контроль за скидами в річку, що надходять від промислових підприємств міста Ковеля та безпосередньо Ковельського водоканалу.

Список літератури

1. Вишневський В.І. Річки і водойми України. Стан і використання / В.І. Вишневський. – К. : Віпол, 2000. – 212 с.
2. Географічна енциклопедія України / Ред. кол. О.М. Маринич (гол. редкол.) : у 3-х тт. – К. : УЕ1993. – Т. 3. П-Я.
3. Кукурудза С.І. Гідроекологічні проблеми суходолу / С.І. Кукурудза. – Львів : Світ, 1999. – С. 108.
4. Яцик А.В. Водне господарство в Україні / А.В. Яцик, В.М. Хорєв. – К. : Генеза, 2000. – 365 с.
5. Яцик А.В. Екологічна оцінка якості основних річкових басейнів Волинської області / А.В. Яцик, І.В. Гопчак // Водне господарство України. – 2005. – №5. – С. 13-17.
6. Хільчевський В.К. Порівняльна оцінка якості річкових вод басейну Дніпра / Хільчевський В.К., Маринич В.В., Савицький В.М. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002. – Т.4. – С. 167-169.

Екологічна оцінка природних умов басейну річки Турія

Лахай Ю.О.

Розглянуто природні умови річки Турія, зокрема проаналізовано вплив антропогенного чинника на хімічний склад води, який найбільше проявляється в м. Ковелі, а саме у викидах Ковельського водоканалу, що призводить до неодноразової загибелі риби.

Із оцінки якості води в Турії випливає, що річка не справляється із забруднюючими речовинами, що до неї надходять, і є однією з найбільш забруднених в області.

Ключові слова: Турія, басейн річки, характеристика, антропогенні фактори впливу, загибель риби, оцінка якості води.

Экологическая оценка естественных условий бассейна реки Турья

Лахай Ю.О.

Рассмотрены природные условия реки Турья, в частности проанализировано влияние антропогенного фактора на химический состав ее воды, которое наиболее проявляется в г. Ковеле, а именно у выбросах Ковельского водоканала, что ведут к неоднократной гибели рыбы.

Из оценки качества воды в Турьи следует, что река не справляется с загрязняющими веществами, которые в нее поступают и является одной из наиболее загрязненных в области.

Ключевые слова: Турья, бассейн реки, характеристика, антропогенные факторы влияния, гибель рыбы, оценка качества воды.

Ecological estimation of natural river basin

Lakhay J. O.

This article discusses the natural conditions of the river Turia, in particular it have been analyzed the influence of anthropogenic factor on the chemical composition of water, which is most evident in the Kovel, namely the emissions from Kovel water canal that leads to fish deathing.

From the assessment of water quality in Turii it follows that the river can not cope with pollutants that it comes into it and this river is one of the most polluted in the area.

Keywords: Turia, river basin, characteristics, anthropogenic factors of impact, loss of fish, water quality assessment.

Надійшла до редколегії 27.01.10

**ПРО ЧЕТВЕРТУ ВСЕУКРАЇНСЬКУ НАУКОВУ КОНФЕРЕНЦІЮ
"ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ"
(ЛУГАНСЬК, 29 ВЕРЕСНЯ – 2 ЖОВТНЯ 2009 р.)**

Четверта Всеукраїнська наукова конференція "Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія" відбулася в період з 29 вересня по 2 жовтня 2009 р. у м. Луганськ на базі кафедри гідрометеорології Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля.

Організаційний комітет конференції:

Співголова оргкомітету – В.М.Ліпінський, Голова Державної гідрометслужби України;

Співголова оргкомітету – О.Л.Голубенко, д-р. тех. наук, ректор Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля;

Співголова оргкомітету – М.Ф.Смирний, д-р. тех. наук, перший проректор Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля;

Члени оргкомітету: Осенін Ю.І., д-р тех. наук (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля); Зубов О.Р., д-р с.-г. наук (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля); Власов Ю.М. (Луганський обласний центр з гідрометеорології); Петренко В.Г. (Луганське регіональне управління водних ресурсів); Хільчевський В.К., д-р геогр. наук (Київський національний університет імені Тараса Шевченка); Гонченко Є.Д., д-р геогр. наук (Одеський державний екологічний університет); Осадчий В.І., д-р геогр. наук (Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут МНС та НАН України); Ющенко Ю.С., д-р геогр. наук (Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича); Гребінь В.В., канд. геогр. наук (Київський національний університет імені Тараса Шевченка); Кривоносов С.Д., канд. ф.-м. наук (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля); Ігнатів О.Р., канд. тех. наук (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля); Буняченко В.В., техн.секретар (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля).

До програми конференції було включено близько 100 доповідей представників наукових шкіл: Києва (Інститут гідробіології НАН України – 14 доповідей; Київський національний університет імені Тараса Шевченка – 12; Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут МНС та НАН України – 8; Центральна геофізична обсерваторія – 3; Національний авіаційний університет – 3; Київський славістичний університет - 1); Одеси (Одеський державний екологічний університет – 11 доповідей); Луганська (Східноукраїнський національний університет імені Володимира Даля – 12;

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.2(19)

Луганський обласний центр з гідрометеорології – 1; Луганське регіональне управління водних ресурсів – 1); Чернівців (Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича – 5 доповідей); Дніпропетровська (Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара – 3; Дніпропетровський державний аграрний університет – 2); Херсона (Херсонська гідробіологічна станція – 5); Харкова (Харківський гідрометеорологічний технікум – 2); Луцька (Волинський національний університет імені Лесі Українки – 2); Львова (Національний лісотехнічний університет України – 1); Рівного (Національний університет водного господарства та природокористування – 1); Житомира (Житомирський національний агроекологічний університет – 1); Полтави (Полтавський університет споживчої кооперації України – 1); Кіровограда (Кіровоградський державний педагогічний університет імені Володимира Винниченка – 1); Ніжина (Ніжинський державний університет імені М.В.Гоголя – 1).

Близько 10% доповідей представлені іноземними вченими, зокрема: Республіки Польща (Науково-дослідний інститут меліорації та лукувництва, м. Варшава – 3 доповіді; Варшавський університет – 1); Російської Федерації (Московський державний університет імені Ломоносова – 2; Інститут водних проблем РАН, м. Москва – 1; Державний гідрологічний інститут, м. Санкт-Петербург – 1); Республіки Білорусь (РУП "Центральний науково-дослідний інститут комплексного використання водних ресурсів", м. Мінськ – 3 доповіді).

Кафедра гідрології та гідроекології та сектор гідроекології та гідрохімії Київський національний університет імені Тараса Шевченка були представлені 9 одноосібними та колективними доповідями, зокрема В.К. Хільчевського, М.І. Ромася, В.В. Гребіня, С.С. Дубняка, С.М. Курила, О.І. Лук'янець, Ю.О. Чорноморець, І.О. Шевчук, Л.В. Сукач, асп. Л.М. Притули.

З вітальним словом до учасників конференції звернулися: *Дядічев В.В.* – проректор з науково-педагогічної роботи, міжнародних зв'язків та інформаційних технологій Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля; *Ліпінський В.М.* – Голова Державної гідрометслужби України; *Кривоносов С.Д.* – декан факультету природничих наук Східноукраїнського національного університету імені Володимира Даля.

На пленарне засідання були винесені доповіді:

Власов Ю.М. Гідрометеорологічна служба в Луганській області;

Петренко В.Г. Стан водних ресурсів Луганської області;

Хільчевський В.К., Гребінь В.В. Розвиток гідрології, гідрохімії та гідроекології в Київському університеті – 60 років досвіду;

Соловей Т.В., Юзвяк К. Застосування геохімічного моделювання в дослідженнях поверхневих і підземних вод;

Косовець О.О. Особливості роботи гідрологічних постів на річках басейну Дністра під час проходження катастрофічного паводка у липні 2008 року.

Робота конференції відбувалася у трьох секціях: "Гідрологія, водні ресурси", "Гідрохімія, якість води", "Гідроекологічні дослідження".

Тематично доповіді розподілилися наступним чином: близько 40% присвячені теоретичним та прикладним аспектам гідроекологічних та гідробіологічних досліджень, практично така ж кількість учасників (38) присвятили свої дослідження питанням гідрології, 18% доповідей висвітлюють питання гідрохімії. Звертає на себе увагу мала кількість (4) доповідей, присвячених питанням вивчення водних ресурсів та проблемам моніторингу.

Учасники конференції на заключному засіданні прийняли ухвалу провести *П'яту Всеукраїнську наукову конференцію "Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія"* через 2-3 роки на базі Чернівецького національного університету імені Юрія Федьковича.

Хільчевський В.К., Гребінь В.В., Зубов О.Р.

ДЕРЖАВНИЙ ВОДНИЙ КАДАСТР. БАГАТОРІЧНІ ДАНІ ПРО РЕЖИМ ТА РЕСУРСИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СУШІ (за 1981-2000 рр. та весь період спостережень). **Частина 1. Річки. Випуск 1. Басейни Західного Бугу, Дунаю, Дністра, Південного Бугу** / Центральна геофізична обсерваторія Держгідрометслужби України. – К., 2008. – 765 с.

Довідкове видання під загальною назвою "Ресурси поверхностных вод СССР", в якому наведено основні результати гідрологічних спостережень на річках і водосховищах, було вперше надруковане у колишньому Радянському Союзі в 60-х роках минулого століття. Перше видання (1965 р.) мало назву "Основные гидрологические характеристики" (ОГХ) і містило узагальнені дані з початку систематичних спостережень по 1962 р. включно. Друге видання ОГХ (1976 р.) містило узагальнені дані за 1963-1970 рр. і весь період спостережень. Порівняно з першим виданням тут вміщено дані про весняну повінь і дощові паводки. Водночас зі змісту ОГХ було вилучено таблиці, в яких наводились дані про пересихання та промерзання річок. Третє видання ОГХ побачило світ у 1980-1981 рр. під загальною назвою "Государственный водный кадастр". Тут було вміщено інформацію за 1971-1975 рр. і весь період спостережень. Починаючи з цього видання, відомості про хімічний склад води почали видаватися окремою книгою. Четверте видання, що побачило світ у 1984-1985 рр., мало назву "Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши". Тут було вміщено інформацію за 1976-1980 рр. і весь період спостережень. У цьому виданні вперше публікувались дані про мінімальні витрати води з початку спостережень по 1980 р. включно. Усі вищезгадані довідкові видання було надруковано в Ленінграді (Російська Федерація) видавництвом "Гидрометеиздат".

З того часу будь-які подібні видання з узагальненою інформацією про гідрологічний режим річок і водойм України, зокрема за 1981-1985 рр. і наступний період, більше не друкувалися.

Відсутність узагальнених видань за період після 1980 р. стала проблемою, яку потрібно було розв'язувати. Згідно з рішенням Технічної ради Центральної геофізичної обсерваторії № 16 від 20.11.2003 р. було виконано узагальнення даних за 20-річний період (1981-2000 рр.) і весь період спостережень. Відповідним рішенням № 13 від 18.11.2008 р. було вирішено надрукувати це видання у трьох випусках коштом ЦГО.

У цілому узагальнення, а також структура пропонованого видання подібні тим, що виходили друком раніше. Виконана праця фактично є продовженням видання "Многолетние данные о режиме и ресурсах поверхностных вод суши" з тією відмінністю, що її надруковано українською мовою.

Наступне видання з узагальненням даних за період 2001-2010 рр. має побачити світ у 2012 р. Надалі планується відновити публікацію

узагальнених даних гідрологічних спостережень, з огляду на значну потребу таких видань у державі, кожні п'ять років.

ДЕРЖАВНИЙ ВОДНИЙ КАДАСТР. БАГАТОРІЧНІ ДАНІ ПРО РЕЖИМ ТА РЕСУРСИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СУШІ (за 1981-2000 рр. та весь період спостережень). **Частина 1. Річки. Випуск 2. Басейн Дніпра** /Центральна геофізична обсерваторія Держгідрометслужби України. – К., 2008. – 512 с.

ДЕРЖАВНИЙ ВОДНИЙ КАДАСТР. БАГАТОРІЧНІ ДАНІ ПРО РЕЖИМ ТА РЕСУРСИ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД СУШІ (за 1981-2000 рр. та весь період спостережень). **Частина 1. Річки і канали. Випуск 3. Басейни Сіверського Дінця, річок Приазов'я та Криму** / Центральна геофізична обсерваторія Держгідрометслужби України. – К., 2009. – 447 с.

Мольчак Я.А., Мисковец І.Я. ДОЖДЕВОЙ СТОК В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННЫХ ИЗМЕНЕНИЙ. – Луцк : РИО.ЛНТУ, 2009. – 431 с.

Монография содержит систематизированный комплекс исследований режимообразующих факторов стока и всего процесса формирования дождевых расходов в природных и сложных измененных человеком различных физико-географических условиях. Разработан и представлен новый метод расчета максимального дождевого стока, учитывающий все основные факторы, которые влияют на процесс его формирования. Даны методические рекомендации по совершенствованию существующих методов расчета паводковых расходов.

Для гидрологов, географов, экологов, гидротехников, научных работников, студентов и других специалистов, работающих в области сельского и водного хозяйства, охраны и рационального природоиспользования.

ПОРЯДОК ПОДАННЯ 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 випуску в основному один раз 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 (рисунки 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/дм³ (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.

Термін подання статей – до кінця січня місяця поточного року.

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

2010 рік

Том 2(19)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є.Цвелих**

Підписано до друку 01.06.2010 р.

Авт.друк.арк. 13,3. Обл.-вид. арк 13,7.

Формат 60х90/16. Наклад 300 прим. Зам. **19.**



Видавництво географічної літератури “Обрії”

Свідоцтво Держкомінформ України

ДК № 23 від 30.03.2000 р.

Київ, вул. Старокиївська, 10

Телефон 521-32-28