

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

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

Періодичний науковий збірник
Том 2 (29)

Київ
2013

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

Наук. збірник / Гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2013. – Т. 2(29). – 106 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The editor-in-chief V.K. Khilchevskiy. – 2013. – Vol. 2(29). – 106 p.

У збірнику вміщено статті, в яких викладено методичні розробки, а також результати теоретичних та прикладних гідрологічних, гідрохімічних і гідроекологічних досліджень, що виконано в різних установах України.

- Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” засновано у травні 2000 р.
 - Зареєстровано 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 р.
 - Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. включено 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 р.
-
- **Видавець:** Київський національний університет імені Тараса Шевченка.
 - Виходить чотири рази на рік.

*Рекомендовано до друку Вченою радою
географічного факультету
Київського національного університету
імені Тараса Шевченка
(19 березня 2013 р., протокол № 3)*

Адреса видавця та редколегії:

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

Телефон редколегії: (044) 521-32-29.

E-mail: gidrolog@niv.kiev.ua

luko15_06@ukr.net

РЕДАКЦІЙНА КОЛЕГІЯ:

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

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

З М І С Т

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

Дубняк С. С.

Еколого-гідроморфологічні підходи до ідентифікації великих рівнинних водосховищ за допомогою природних аналогів..... 6

Москаленко С. О.

Прогнозування дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті: науково-методична база та технологічні рішення..... 19

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Горбачова Л.О., Кошкіна О.В.

Часові закономірності дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні річки Десна..... 30

Коржов Є.І.

Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період... 37

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Дика Т. П., Жежеря В. А., Линник П. М.

Вміст та форми знаходження силіцію у воді річки Тетерів..... 46

Ганущак М. М., Тарасюк Н. А.

Сучасний гідрохімічний режим річки Стир в умовах антропогенного навантаження (на прикладі м. Луцьк)..... 54

Караван Ю. В.

Особливості гідрохімічного режиму р. Сірет (українська частина)..... 63

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

Волонцевич О. О.

Роль негативних змін водно-болотних комплексів у функціонуванні та видовому різноманітті орнітофауни..... 69

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Іванок Д.В.

Моделювання ацидифікаційної параметрично-процесної стійкості басейнової геосистеми річки Десна..... 76

Воровка В.П.

Особливості гідрологічного зв'язку Сиваша з Азовським морем..... 84

Скриник О. Я., Скриник О.А., Ошурок Д.О.

Фрактальний аналіз часових рядів даних спостережень за температурою повітря в Україні..... 89

Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О., Ляшенко В. О.

Агроекологічне районування півдня Одеської області за якістю ґрунтів..... 96

Порядок подання і оформлення статей до періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»..... 104

CONTENTS

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

Dubnyak S. S.

Ecohydromorphological approaches to identification of the large plain reservoirs with the help of natural analogues.....

6

Moskalenko S. O.

Forecasting of rainfall floods on the rivers of the Right bank of Pripyat : scientifically-methodical base and technological decisions.....

19

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

Gorbachova L. O., Koshkina O. V.

The time regularities of the dates occurrence of the main characteristics of spring flood the basin of the Desna River.....

30

Korzhov E. I.

External water-exchange of Lower Dnieper riverbed and lakes systems in modern period.

37

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

Dyka T. P., Zhezhera V. A., Linnik P. N.

The content and coexisting forms of silicon in water of the Teterev River.....

46

Ganushchak M. M., Tarasiuk N. A.

Modern hydrochemical regime of the river Styr in the conditions of anthropogenic load (for example of the city Lutsk).....

54

Karavan J.

The main features of the hydrochemical regime of the Siret river (its Ukrainian part).....

63

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

Volontsevich A. A.

The role of negative trends in wetlands in the functioning and species diversity of ornithofauna.....

69

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

Ivanok D. V.

Modeling of acidified parametric-processing stability of Desna river basin geosystem.....

76

Vorovka V.

Peculiarities of hydrological connection between the Syvash lagoon and the Azov sea.....

84

Skrynyk O. Y., Skrynyk O. A., Oshurok D. O.

Fractal analysis of air temperature time series collected in Ukraine.....

89

Lyashenko G. V., Prykup L. A., Lyashenko V. A.

Agroecological zoning by soil quality in southern districts of Odessa region.....

96

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

104

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

УДК 556.53+556.52/55+574.5

Дубняк С.С.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ЕКОЛОГО-ГІДРОМОРФОЛОГІЧНІ ПІДХОДИ ДО ІДЕНТИФІКАЦІЇ ВЕЛИКИХ РІВНИННИХ ВОДОСХОВИЩ ЗА ДОПОМОГОЮ ПРИРОДНИХ АНАЛОГІВ

***Ключові слова:** велике рівнинне водосховище, водна екосистема, екологічна гідрологія, об'єкти-аналоги, дельта, лиман, гідроморфізація*

Постановка проблеми. У рамках екологічно спрямованого природокористування, яке висунулось на Порядок денний XXI століття, гостро постала проблема визначення екологічного стану водних об'єктів, його прогнозування (моделювання) з метою визначення допустимих антропогенних навантажень на водні екосистеми для збереження і примноження існуючого різноманіття. В рамках екологічної гідрології водосховищ центральною проблемою є вибір об'єкта-аналога, до якого спрямований розвиток кожного з водосховищ, та періодизація (поділ на етапи, стадії) цього розвитку.

Ще з XIX століття активно обговорюються проблеми великих європейських річок – Дунаю, Рейну, Вісли, Дніпра, Волги, Німану, Дону та інших стосовно їх можливої каскадизації для задоволення зростаючих водоресурсних (споживання і користування водними ресурсами, розбавлення стічних вод), енергетичних, транспортних, рибогосподарських, рекреаційних та інших потреб. Але лише в 20-30 роках минулого століття були сформульовані так звані Проблеми Великого Дніпра і Великої Волги, згідно з якими було виконано каскадизацію цих річок. В результаті натомість річковим екосистемам виникли екосистеми водосховищ, що поряд з позитивними, в першу чергу, господарськими наслідками, породило цілу низку екологічних проблем.

Ще у 50-60 роках минулого століття в зв'язку з наростаючим антропогенним навантаженням на водні об'єкти Європи і Північної Америки постала проблема забруднення і погіршення якості води в умовах дефіциту доступних ресурсів прісних вод. Для подолання цієї проблеми розвинуті країни пішли шляхом законодавчо-нормативного упорядкування використання і охорони вод на основі басейнових підходів. Логічним продовженням цих робіт було схвалення у 2000 р. Водної Рамкової Директиви Європейського Співтовариства.

В Радянському Союзі завдяки Волзькому і Дніпровському каскадам водосховищ, як гігантським накопичувачам забруднених вод, проблема забруднення вод з усією гостротою постала лише в 70-80 роки минулого століття. В цей час були розпочаті роботи по встановленню водоохоронних зон і водоохоронному регулюванню господарської діяльності спочатку на малих річках (1977), а потім на всіх водних об'єктах (1979). У 80-х роках виконано науково-дослідні і проектно-вишукувальні роботи щодо поліпшення природно-технічного стану і впорядкування великих рівнинних водосховищ СРСР (49 штук). Необхідні затрати на реалізацію цих розробок в декілька разів перевищували фактичне фінансування [1, 2], тому реальних результатів не було досягнуто. Більше того, з

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

розвалом Радянського Союзу виникла нагальна потреба переглянути з передових світових позицій як наукові основи, так і юридично-правове обґрунтування екосистемного водокористування і охорони вод.

В 90-х роках минулого століття за участю автора з використанням басейнових підходів були розроблені науково-методичні основи оцінки і поліпшення стану дніпровських водосховищ, які знайшли своє втілення у Водному Кодексі України (1995) і Національній програмі екологічного оздоровлення басейну Дніпра та поліпшення якості питної води (1997). Дещо пізніше, після схвалення Україною Водної Рамкової Директиви ЄС (2000) було розроблено Загальнодержавну програму розвитку водного господарства на період до 2015 р. (2003) із застосуванням басейнових і екосистемних підходів. Однак, названі програмні документи до сьогодні не виконані. У 2012 р. прийнято нову державну програму з цих же питань без аналізу причин невиконання попередніх програм, але на тих же наукових і правових засадах, що викликає сумніви у її виконанні.

На нашу думку, основний недолік подібних програм – відсутність належного науково-методичного обґрунтування, без якого всі спроби запровадити в Україні протягом останніх десяти років ВРД ЄС не приносять повноцінних результатів. Більше того, на Дніпровському каскаді, який найбільш придатний для запровадження інтегрованого екосистемного управління за басейновим принципом, такі спроби і не зроблено. Позитивну оцінку такої можливості нами було виконано в роботі [3].

Визначення місця, яке займають великі рівнинні водосховища серед інших водних об'єктів, виявлення і аналіз їх специфічних особливостей порівняно з іншими водними об'єктами, пошук об'єктів-аналогів і вивчення шляхів і методів оптимізації екосистем водосховищ дадуть можливість визначити заходи, необхідні для впорядкування водосховищ та їх екосистемного використання, адже без таких заходів неможливе сучасне управління водним господарством України і, зокрема, Дніпровським каскадом водосховищ. На нашу думку, такі рішення потрібно шукати в рамках екологічної гідрології водосховищ [4-6], оскільки тут вже склався відповідний понятійний апарат, система підходів до оцінок та прогнозів екологічного стану та заходів щодо управління цим станом.

Результати досліджень та їх обговорення. Завдяки зусиллям, в першу чергу, російських і українських вчених (Пишкін, 1963, 1973; Розовський, 1968; Авакян, Матарзін, 1984; Авакян, 1998; Матарзін, 2003) встановлено, що великі рівнинні водосховища є особливим видом водних об'єктів взагалі і водосховищ, зокрема. Повних аналогів серед інших водних об'єктів у водосховищ на існує. Послідовно продовжуючи цю думку, слід визначитись, що р.Дніпро впадає в Київське водосховище і на території України такої річки не існує, те ж стосується р.Волга та інших річок, на яких створено каскади водосховищ. За період експлуатації Волзького, Дніпровського та інших каскадів водосховищ склались нові водні екосистеми, які на сьогодні докорінно відрізняються від тих річкових екосистем, на базі яких вони виникли.

Спроби спустити, чи приспустити, існуючі великі водосховища і повернути природні ділянки великих річок, на нашу думку приречені на невдачу, оскільки порушивши нові екосистеми, що склались, ми невідомо, що отримаємо навізамін, адже потрібний певний час для відновлення річкової екосистеми і пристосування до неї господарства. Не вдаючись в подробиці цієї проблеми, вона розкрита в інших наших роботах, скажемо, що перш ніж оцінювати її життєвість, необхідно визначити, куди спрямовані зміни, яких зазнають екосистеми водосховищ зараз і в перспективі.

Пошуки відповіді на це запитання, на нашу думку, слід починати з в'ясування феномену «великого рівнинного водосховища», тобто з його географічної ідентифікації. З географічної точки зору, створення водосховища – це одноразове за порівняно короткий час (1-2 роки) підвищення місцевого базису ерозії на певній ділянці річки за допомогою греблі. На ділянці річки між греблею і збереженим вище руслом чи греблею вище розташованої ГЕС (в каскаді) виникає в долині річки водойма, зовнішньою формою схожа на природні лимани в гирлах річок – приток морів чи озер. Від річки, на якій створено водосховище, останньому дістається в спадщину річкова долина з тепер затопленими чи підтопленими колишнім руслом основної річки, її притоками, заплавами, а часто і надзаплавними терасами, а також стік води з витратами, диференційованими протягом доби, сезону, року, згідно з гідрологічним режимом, характерним для даного кліматичного поясу, і експлуатаційним режимом водосховища. Отже, водосховище формується під впливом антропогенного втручання в природний хід подій. Оскільки затопленню підлягають сформовані річкою і тому складені алювіальними відкладами східини рельєфу – тераси, то цей геолого-геоморфологічний фактор визначає глибини води, похили та будову форм рельєфу. В умовах мілководності (при середніх глибинах до 10 м, а площах в сотні і тисячі квадратних кілометрів) геологічна будова і рельєф затопленої водосховищем річкової долини безпосередньо впливають на гідродинаміку утвореної водойми, особливо до того, поки не сформуються власне ложе і береги водосховища, тобто так звана гетерогенна поверхня [6]. Враховуючи, що геолого-геоморфологічні фактори і умови, які склались до затоплення річки, і водне середовище, що утворилось, взаємодіють між собою під впливом водно-гравітаційних та гідрометеорологічних процесів, формуючи гідродинаміку, літодинаміку і морфодинаміку водного і контактного з ним підстильного середовища, то пропонується називати всі ці процеси «гідроморфологічними» [5]. Цей термін широко вживається з таким же змістом в науковій і технічній літературі, а також у ВРД ЄС (2000).

Від річки, як уже зазначалось, водосховище успадковує витрати води, але в умовах припіднятого базису ерозії (рівня води) швидкості стокових течій падають і диференціюються всередині змоченого периметра, зростаючи на ділянках затопленого русла, тобто гідродинамічна активність стокових течій води зменшується. За гідродинамічною активністю водосховище можна розділити на три ділянки: верхню (річкоподібну), середню (мілководну, літоральну) та нижню (глибоководну, профундальну). Середня і нижня ділянки на перших етапах експлуатації великих рівнинних водосховищ утворюють озероподібну область, причому при понижених рівнях води мілководна ділянка може частково переходити в мілководно-осушну, ближчу до річкоподібної. Отже залежно від коливань рівня води межі між ділянками можуть мігрувати, утворюючи перехідні смуги [7].

Верхня (річкоподібна) ділянка – це ділянка, де підвищення рівнів води не виходить за межі затопленого русла. Вона знаходиться між найвищим (за течією) створом, до якого поширюється підпір греблі ГЕС і створом, нижче якого при меженних рівнях спостерігається затоплення заплави. Наприклад, на Київському водосховищі вона розташована між створами с.Дніпровське і с.Любеч, на Канівському водосховищі – від створу с.Гнідин – с.Чапаєвка до греблі Київської ГЕС, на Кременчуцькому водосховищі – від створу с.Пекарі – с.Прохорівка до греблі Канівської ГЕС. Глибини в руслі на цих ділянках перевищують побутові на 2-3 м. Слід зазначити, що в науковій і технічній літературі для означення верхніх ділянок водосховищ вживаються терміни: нижній б'єф ГЕС (для

внутрішньокаскадного водосховища) і зона виклинювання підпору, але за змістом і територіально вони відрізняються від запропонованого поняття.

За формою і гідрологічним режимом верхні ділянки внутрішньокаскадних водосховищ схожі на підпорожисті (розташовані нижче порогів) ділянки річок з природно спрямленим руслом, підвищеними рівнями води, прискореними течіями. Гідрологічний режим цих ділянок відрізняється від власне річкового режиму попусками води через створи ГЕС, які, як правило, є щодобовими. Такий щодобовий імпульсно-стабілізований режим витрат води на верхніх ділянках водосховищ в умовах підвищених глибин в руслах затоплених річок призводить до їх гідродинамічної «продувки», тобто до спрямлення русел, а також до розширення прилеглих до русла заток за рахунок вихрових течій води при попусках. З гідротехнічної точки зору такі ділянки є скидними каналами в природних ґрунтах, закладеними у руслову мережу. Як показують спостереження за нижніми б'єсами ГЕС [2, 8], основні форми рельєфу русла і заплави тут не міняються протягом десятиріч, але при цьому іде інтенсивний розмив дна і бортів русла. Те ж відбувається і на підпорожистих ділянках річок. Для оптимізації використання цих ділянок застосовується штучне регулювання берегів і русел з допомогою інженерних споруд.

На притоках (річки Десна, Вільшанка) в межах річкоподібних ділянок водосховища при попусках виникають підпори води, які викликають протитечії, що поширюються уверх на 15-20 км, і обумовлюють тут посилену акумуляцію річкового алювію.

Найбільш близьким природним аналогом річкоподібної ділянки верхнього в каскаді (наприклад, Київське в Дніпровському каскаді) або окремого водосховища може слугувати т.зв. пригирлова ділянка гирлової області річки, що впадає в море чи озеро. Спільними для них є наявність підпору від «водоприймача» і вплив згінно-нагінних явищ на режим рівнів і течій. Слід зазначити, що ці ж ознаки певною мірою проявляються і на верхніх ділянках внутрішньокаскадних водосховищ.

Середня ділянка – мілководна (мілководно-осушна зона). Основні гідроморфологічні наслідки підвищення базису ерозії при створенні водосховища проявляються в загальній пенепленізації (вирівнюванні, боковій ерозії) рельєфу прилеглої до водойми і затопленої нею території. Пенепленізація приходить на зміну педипленізації (вертикальному розчленуванню, глибинному врізу) річкової системи в побутових умовах. Така знакова зміна процесів денудації і акумуляції не означає їх припинення чи ослаблення в умовах ослаблення гідродинамічної активності водних мас у водосховищі. Навпаки, пожвавлюються ерозійно-денудаційні процеси на схилах річкової долини і терас та в руслах приток, ярів і балок (відбувається їх виположення під новий базис ерозії). В акваторії водосховища іде руйнування берегових схилів, новоутворених островів, занесення і замулення продуктами розмиву понижень затопленого рельєфу, формування ложа і берегів водосховища. Найбільш яскраво описані вище процеси проявляються в перші 50 років експлуатації великих рівнинних водосховищ в межах їх мілководних чи мілководно-осушних зон. За підрахунками 10-20 літньої давності площа таких зон складала близько 20% загальної площі водосховищ. Зараз ці дані уточнюються за допомогою аналізу і порівняння космічних знімків водосховищ у вегетаційні періоди різних років [9]. Такий же прийом ми застосовували при вивченні мілководь Канівського водосховища у 2002 р. [10].

З географо-гідрологічної точки зору мілководні (мілководно-осушні) зони великих рівнинних водосховищ можна співставити з дельтами великих річок

(Дунаю, Волги, Лени та ін.). Ці дельти утворились на місці гирл річок, які наступають на морські простори за умови стабільного рівня води і посиленої акумуляції алювію в гирлі («під себе»). Є і інші дельти, які утворюються перед естуаріями (лиманами) річок. Такою є, наприклад, дельта Дніпра перед Дніпровським лиманом. Розміри дніпровської дельти і її зміст подібні «дельтам» водосховищ.

В результаті дельтоутворення річки нарощують свої гирла, пронизуючи їх основними, як правило, декількома протоками води. Дуже подібна ситуація спостерігається і на виході води з верхніх річкоподібних ділянок водосховищ на затоплену заплаву річки. Роль дельтових проток виконують колишні русла основної річки. Збільшення змоченого периметра призводить до різкого зменшення інтенсивності стокових (попускових) течій і, відповідно, до акумуляції на заплаві наносів.

Крім цього, утворення значних затоплених ділянок води з невеликими глибинами призводить до активізації вітрохвильових процесів і, як наслідок, до посиленого абразійно-акумулятивного вирівнювання дна мілководь. На допомогу гідроморфологічним факторам вирівнювання поверхні і підвищення дельтових ділянок на мілководдях водосховищ виступають біотичні фактори (заростання повітряно-водною рослинністю відмілин, формування суцільних заростей з рослин з плаваючим листям і занурених рослин, формування бентосних організмів). Поєднання абіотичних гідроморфологічних факторів з біотичними різко прискорює процеси освоєння рослинністю мілководь водосховищ, перетворення їх на аналоги дельт великих річок. За останні 4-5 років процеси гідроморфізації мілководь (формування т.зв. «гідроморфних ландшафтів») дніпровських водосховищ, за даними В.М.Стародубцева [10], значно зросли і складали, наприклад, на Канівському водосховищі у 2009 р. – 1255,4 га, при середньорічних темпах зростання площ цих ландшафтів за період 1985-2009 рр. – 351,7 га, а загальний приріст за цей же період склав 8441,5 га. Зрозуміло, що на Київському водосховищі, як на верхньому в каскаді приріст найбільший, але і на Кременчуцькому (155,8 за рік) та Канівському (66,2 га за рік) водосховищах вони теж досить значні і різко зросли в останні роки [10].

У наших еколого-гідроморфологічних дослідженнях мілководних зон Київського [11], Канівського [12, 13], Кременчуцького [13] і Каховського [14] водосховищ також зверталась увага на досить значні темпи освоєння рослинністю мілководних ділянок та їх прогресуючу евтрофікацію. Враховуючи викладене, зараз нами виконуються роботи щодо уточнення сьогоденної площі мілководної зони на дніпровських водосховищах при рівнях води, близьких до рівня навігаційного спрацювання, тобто рівнів води у вегетаційний період, коли потенційна і реальна площі мілководь є найбільшими. Критерієм виділення зони мілководь на водосховищах [7] є глибина можливого поширення вищої водної рослинності – 2,5-3,0 м від вегетаційного рівня води. Роботи виконуються за допомогою топографічних карт і лоцій, уже їх перші результати показують, що реальні і потенційні площі мілководь на Київському, Канівському і Кременчуцькому водосховищах майже вдвічі перевищують вживані зараз показники. Є реальна ймовірність того, що в найближчі 10-20 років ці ділянки також перетворяться в дельтоподібні. Зазначимо, що на дніпровській дельті (нижче м.Херсон) в природних умовах (до створення каскаду) її приріст складав 1,5 км за 100 років [15]. Зараз цей процес тут призупинився.

Виходячи з викладених вище прогнозів розвитку мілководних (мілководно-сушних) зон дніпровських водосховищ можна вже зараз зробити ряд принципівих

висновків. По-перше, вектор розвитку мілководної зони в напрямку формування дельти, означає регенерацію (відновлення) річкової системи на цій ділянці зі збереженням і відтворенням затопленого раніше русла р.Дніпро, тобто моделлю мілководної зони є дельта р. Дніпро на цих ділянках, але при рівнях води, близьких до рівнів вегетаційного періоду. По-друге, вирішальну роль у перетворенні мілководної зони в дельту річки при новому рівні води відіграють біотичні фактори, які самі по собі визначають наступний розвиток біоти на цих ділянках, відсуваючи на задній план, або нівелюючи абіотичні гідроморфологічні фактори, які були провідними на попередніх етапах розвитку екосистеми. Таке явище, коли певний результат розвитку процесу стає фактором власного розвитку, характерне для станів будь-якого процесу, близьких до стану динамічної рівноваги чи стабілізації розвитку (стану інерції), причому всі чи більшість факторів цього процесу взаємодіють взаємозалежно, без суперпозиції. Наприклад, в береговому процесі на стадії, близькій до динамічної рівноваги, рельєф (похили, відмітки, форми) берегового схилу є водночас і фактором власного розвитку і його результатом. По-третє, важливе наукове і практичне значення має виявлений ефект самовідновлення річкової системи на мілководних ділянках водосховища. На конкретних прикладах ми бачимо, що різке (швидке в часі і велике в просторі) антропогенне втручання в природні процеси формування річкової долини і пропуску через неї стоку води змушує річкову систему після першого пережитого стресу, пов'язаного з появою нових потужних факторів і явищ в умовах сформованого вихідного середовища (долини) і провідного фактора (стоку), трансформуватися таким чином, щоб в кінцевому підсумку повернутись до вихідного стану (річкової системи) при новому базисі ерозії (рівні води).

Таке ж явище, яке взагалі характерне для екосистем, спостерігається на р.Десна, де за нашими еколого-гідроморфологічними дослідженнями [16] в останні роки відбувається корінна перебудова нинішнього русла після припинення організованого судноплавства. З 1995 р. на р.Десна призупинені днопоглиблювальні роботи з метою збереження навігаційної обстановки для судноплавства. Фактично р.Десна зараз є вільномеандруючою, як і було в побутових умовах, що відразу ж призвело до самовідновлення річкою існуючої раніше системи плес і перекатів на ділянках спрямлень русла, захисту берегів тощо. Співставлення топографічних карт 30-х років минулого століття з нинішніми до і після припинення судноплавства підтверджує ці висновки. Це вже зараз вимагає негайного перегляду схем освоєння придеснянських територій, віднесення новобудов або їх термінового захисту, чи повернення до судноплавства.

Перетворення зони мілководь великого рівнинного водосховища в дельту за рахунок гідроморфізації підтверджує тезу про необхідність віддамбування мілководь ще на етапі будівництва водосховища, оскільки цей процес є неминучим. У 80-90 рр. минулого століття при складанні схем впорядкування водосховищ були заплановані заходи з віддамбування мілководь і перетворення їх в риборозводні і мисливські господарства, а частину їх планувалось залишити для виконання функцій природних біофільтрів і гніздування птахів, оскільки рекультивація земель на мілководних ділянках в інтересах сільського господарства виявилась нерентабельною в умовах соціалістичної економіки. Зараз ситуація докорінно змінюється в зв'язку з різким прискоренням природного процесу гідроморфізації мілководь в останні роки та новими умовами освоєння віддамбованих мілководь для рекреаційного, спортивно-оздоровчого, котеджного будівництва за кошти приватних інвесторів.

На шляху перетворень від мілководної зони до дельти мілководдя проходять стадію водно-болотних угідь, про що ми неодноразово наголошували за результатами еколого-гідроморфологічних досліджень мілководь Київського, Кременчуцького і, в меншій мірі, Канівського водосховища [10-13]. Стосовно мілководь Канівського водосховища на ділянці між гирлами річок Десна і Стугна за участю автора статті було розроблено Концепцію впорядкування використання та охорони водних ресурсів у заплаві р.Дніпро, затверджену Науково-технічною радою Держводгоспу України (наказ від 10.06.2005 р. №173), яку тепер в світлі висунутої вище гіпотези про прискорену гідроморфізацію мілководної зони і перетворення її в дельту Дніпра при новому рівні води необхідно переглянути.

Освоєння мілководь дніпровських водосховищ в межах великих міст (Києва, Канева, Черкас, Кременчука, Дніпродзержинська, Дніпропетровська, Запоріжжя, Каховки) в останні 10-15 років викликає спротив громадських екологічних організацій і окремих учених, формується в цілому негативне відношення громадськості до таких робіт. На нашу думку, в світлі встановленого факту прискореної гідроморфізації мілководь Канівського і, особливо, Київського водосховищ доцільно стимулювати цей процес за допомогою системи віддамбувань і наливів при збереженні пропускної здатності щодо повеневих вод на цих ділянках. При цьому звичайно необхідно врахувати всі негативні аспекти гідроналивних робіт, які виконувалися в останні роки. Відповідні оцінки і обґрунтування нами були зроблені 10 років тому [17].

Не менш гостро стоїть питання освоєння прибережних територій і островів в межах міст, зокрема міст Київ, Черкаси, Дніпропетровськ. За нашими підрахунками на Київській ділянці Канівського водосховища вже віддамбовано і наміто близько 1000 га земель на мілководдях, в м. Києві на намитих землях на підтопленій заплаві р. Дніпро мешкає більша частина населення (житлові масиви Оболонь, Троєщина, Харківський) і вектор розвитку міста спрямований паралельно руслу р. Дніпро на південь. Тому заклики про збереження в місті «охоронюваних ландшафтів», утворення заказників на місці затоплених і підтоплених водосховищем ділянок заплави р. Дніпро і дніпровських островів мають скоріше політичний, ніж екологічний зміст. Наслідки таких підходів – це захаращення і забруднення берегів і акваторій побутовим і будівельним сміттям, практична відсутність в місті придатних для відпочинку пляжів та інше. Вихід із цієї ситуації, на нашу думку, в комплексному еколого-гідроморфологічному обґрунтуванні заходів по створенню берегових і акваторійних острівних екосистем, які дозволяють максимально зберегти біорізноманіття і забезпечити сучасний відпочинок на воді і біля неї людей. Звичайно такі роботи повинні виконуватись за кошти інвесторів і під жорстким контролем державних органів і громадськості. Прикладами можуть служити виконані за нашою участю роботи з екологічного і містобудівельного впорядкування заток Видубицька і Берковщина на берегах Канівського водосховища в м.Києві [18, 19]. Велику науково-дослідну і проектно-вишукувальну роботу виконали у 2008 р. фахівці Південного наукового центру НАН України і Діпроводгоспу в м.Дніпропетровську по обґрунтуванню освоєння 2000 га мілководь Дніпровського водосховища на території міста. На нашу думку, еколого-гідроморфологічні дослідження і обґрунтування освоєння мілководь і берегових зон дніпровських водосховищ особливо на території населених пунктів необхідно розвивати саме на етапі гідроморфізації мілководь. В умовах гідроморфізації чітко проступають ділянки, де такі заходи треба проводити негайно, щоб перескочити етап формування боліт і погіршення санітарно-епідеміологічної і паразитологічної ситуації.

Дельта в районі мілководної зони водосховища все ж буде відрізнятися від річкових дельт Дунаю чи Волги, в першу чергу, своїм щодобовим імпульсно-стабілізованим станом за рахунок попусків ГЕС. Викликані попусками коливання рівнів і витрат води забезпечують водообмін на мілководдях, покращуючи цим якість води і сповільнюючи евтрофікацію мілководних водойм. Враховуючи, що водосховищна дельта формується на ділянках мілководь каскадних водосховищ, то надходження мінеральної речовини з часом буде затухати, а органічної навпаки – зростати, що сприятиме ще більшій евтрофікації водойм в районі дельти.

Глибоководна частина водосховищ прилягає до греблі ГЕС, у водосховищі вона найбільша за площею і об'ємом води, тут найбільші глибини і найменші швидкості стокових течій. За таких умов провідними факторами гідродинаміки стають вітрові хвилі і течії, які викликають переміщення матеріалів до поглиблених ділянок і вздовж берегів. Суттєвий вплив коливань рівнів води і стокових течій на формування глибоководних ділянок як частин екосистеми водосховища відчувається лише при пропусках повені чи значних паводків. Коливання рівнів при попусках води відчутне лише поблизу ГЕС, де воно лімітується Правилами експлуатації Дніпровського каскаду [20]. Вітрохвильовими процесами водяна рослинність пригнічується і концентрується окремими масивами на захищених мілководдях в затоках і затоплених гирлах приток. Зате на приглибих ділянках формуються донні біоценози, це стосується, в першу чергу, ділянок затопленого русла, озер на заплаві.

Звичайно, вплив затопленої заплави і русла річки на формування екосистеми цієї ділянки водосховища менший, ніж на верхніх і середніх ділянках. Найяскравіше цей вплив проявляється в береговій зоні, зонах затоплення і підтоплення земель та в зонах (смугах) ерозійної активності, які інтенсивно переформовуються під новий базис ерозії. Останній визначає перебудову берегової лінії і положення нового урізу води, формування нових кривих підпору ґрунтових вод на прилеглих до водосховища ділянках затоплення і підтоплення, трансформацію ґрунтів і рослинного покриву. На прилеглих схилах і тальвегах струмків, ярів і балок підвищення базису ерозії в цілому зменшує енергію рельєфу, але на зміну врізам, глибинній ерозії приходить бокова ерозія, процеси виположування схилів і змиву матеріалу. В цілому відбувається виположування рельєфу, формування поверхонь вирівнювання. Осадовий матеріал, який вивільнюється при цьому, заповнює пониження рельєфу і переміщується постійними і тимчасовими водотоками в акваторію водосховища, заповнюючи глибоководні ділянки колишніх русел, озер, стариць і проток, в результаті формується гетерогенна поверхня ложа, подібна озерним котловинам.

Найбільш інтенсивно порівняно з іншими ділянками водосховища у глибоководній зоні проходять процеси розмиву берегів і островів, які обумовлені хвильовою підрізкою схилів вище нового урізу, водно-гравітаційними процесами на цих схилах (зсувами, обвалами, осипами тощо) та переміщенням розмитого матеріалу вздовжбереговими і поперечними до берега течіями з наступною акумуляцією в межах утворених берегових відмілин та в затоках, бухтах. Якщо вітрохвильові процеси і течії води контролюються гідрометеорологічними факторами, то розміри хвиль і швидкості течій визначаються ще й рельєфом успадкованої річкової долини (глибини, похили) та геологічною будовою ложа і схилів.

Враховуючи порівняно невеликі глибини (на затоплених заплавах – до 10-15 м) і досить значні розміри глибоководних ділянок (ширина їх 10-30 км, а довжина 50-100 км) висоти хвиль можуть досягати 3-4 м, а їх довжини – 35-50 м, тобто при

штормах хвилювання охоплює всю водну товщу глибоководних ділянок, руйнуючи донні біоценози, не кажучи вже про планктон чи вищу водяну рослинність.

Найбільш подібні до глибоководних ділянок великих водосховищ лимани великих річок, або такі моря, як Азовське. Так, останнє за розмірами можна співставляти з глибоководними ділянками Кременчуцького і Каховського водосховищ, а такі ж ділянки Київського, Канівського, Дніпродзержинського водосховищ – з Дністровським та іншими причорноморськими лиманами. Ці лимани близькі до глибоководних ділянок не тільки за морфометричними і морфологічними показниками, що теж дуже важливо. Лимани, як і глибоководні ділянки водосховищ, сформовані шляхом затоплення материнської річкової долини, по якій продовжується стік води. Той же Дніпровський лиман є своєрідним продовженням каскаду дніпровських водосховищ, його найнижчою сходинкою, але створеною природними факторами (підйомом рівня моря і затопленням) в умовах, аналогічних перекриттю долини Дніпра греблями ГЕС.

Слід зазначити, що між Дніпровським лиманом і Каховським водосховищем розташована так звана гирлова ділянка Дніпра, протяжністю 60 км. Гідрологічний режим цієї ділянки повністю залежить від попусків з Каховського водосховища, тому не зважаючи на подібність до верхніх ділянок водосховищ вона не може бути для них природним аналогом. Нижче знаходиться дніпровська дельта – розгалужена система проток, мілководних озер і заболочених гідроморфних ділянок, яка подібна до мілководно-осушних ділянок водосховищ. Еколого-гідроморфологічні особливості цієї дельти і прилеглої ділянки р.Дніпро – (вище за течією) та лиману (морського естуарію – нижче) добре вивчені [15, 21]. Те ж можна сказати про Дністровський лиман та його складові частини. Зазначимо, що дельтові мілководдя в лиманах відрізняються від берегових (літоральних) мілководь їх озероподібних (естуарних) частин.

Різниця між лиманами і водосховищами на річках Дніпро, Дністер у висоті підпору (на водосховищах він у 2-3 рази більший), темпах формування цього підпору (природний формується поступово протягом 1000-1500 років впродовж морської трансгресії, а антропогенний – різко протягом 2-3 років), наявністю солонуватої води в лимані, хоча біота в дніпровській дельті переважно прісноводна. Щоб усунути ці відмінності у 70-80 рр. минулого століття були розроблені проекти перетворення Дніпровського і Дністровського та інших лиманів в прісноводні водосховища на шляху каналу Дунай-Дніпро, а на Дніпровському лимані уже були розпочаті роботи з будівництва останньої греблі на Дніпрі в районі м.Очаків. В другій половині 80-х років ці роботи були призупинені не лише на трасі каналу Дунай-Дніпро, а і на інших подібних об'єктах в Радянському Союзі.

На співставленні розвитку берегових зон Дніпровського лиману і Каховського водосховища в 50-60 рр. минулого століття було розроблено метод аналогій інженерно-геологічних, гідрогеологічних і фізико-географічних процесів [22], на основі якого були успішно розроблені і пізніше удосконалені учнями Л.Б.Розовського прогнози вказаних явищ і процесів. Виходячи з аналогії між лиманами пра-Дону і пра-Дніпра (Азовське море), причорноморськими лиманами і великими рівнинними водосховищами вважається (Розовський, 1953; Пишкін, 1973; Максимчук, 1981 та ін.), що на завершальній стадії розвитку водосховищ вони можуть бути розділені на окремі озероподібні водойми концентричної форми, радіус яких зростає вниз за течією затопленої водойми. Підґрунтям таких аналогій є уявлення про формування ложа і берегів глибоководних ділянок водосховищ переважно під впливом гідроморфологічних процесів: гідродинаміки води (хвилі,

течії, коливання рівнів води) і викликаних ними морфо- і літодиначних процесів (формування ложа і берегів).

Зазначимо, що аналогії глибоководних ділянок водосховищ з лиманами в гирлах річок становлять глибокий теоретичний інтерес, оскільки часові інтервали функціонування лиманів входять далеко за строки експлуатації водосховищ, дуже відрізняються сучасні закономірності формування ложа і берегів водосховищ і лиманів. Так, на Каховському водосховищі, незважаючи на понад 50-річний період експлуатації, продовжується активне формування деяких типів берегів (10-15 км на рік) вздовж берегової лінії, а також вирівнювання і вистилання ложа. На мілководдях і літоралі Дніпровського лиману активна фаза цих процесів давно завершилась, сформувалась єдина гетерогенна поверхня берегів, відмілин і ложа лиману. На глибоководних ділянках водосховищ замулення навіть в найглибших місцях затоплених русла і стариць (глибини понад 10-15 м) не перевищує 1,0-1,5 м, донні біоценози поширені спорадично. Слід також мати на увазі, що біота лиманів – солонуватоводна, а водосховищ – прісноводна.

Але, не зважаючи на всі названі вище відмінності між глибоководними естуарними (озероподібними) ділянками лиманів і глибоководними (озероподібними) ділянками водосховищ у них є багато спільних рис, що дозволяє в першому наближенні вважати лимани найближчими природними аналогами водосховищ. Озера і морські затоки не можуть розглядатись як природні аналоги великих рівнинних водосховищ, оскільки їх походження, будова ложа і берегів, гідродинаміка водних мас, сукцесії та видовий склад біоти дуже відрізняються один від одного. З іншого боку, слід підкреслити, що проектний вік експлуатації гідроспоруд водосховищ навіть за сприятливих умов не перевищує 500 років, що значно менше віку причорноморських лиманів (не менше 1000 років), тому проблема існування водосховищ після завершення строку їх експлуатації на сьогодні не розв'язана і віднесена на розсуд наступних поколінь.

Звертає на себе увагу той факт, що на лиманах і в Азовському морі хоча і сформувалась єдина гетерогенна поверхня ложа і берегових відмілин, вистелена алювіально-озерними відкладами (пісками, мулами, детритом), тим не менше процеси формування берегів і ложа тут не припинились. Навіть більше, абразійно-аккумулятивні процеси і сформовані ними мілководні і прибережні літоральні біотопи визначають розселення і сукцесії біоти, за винятком гирл приток і глибоких заток, які часто бувають відгородженні від основної акваторії аккумулятивними формами (берегами, пересипами, стрілками тощо).

Подібні процеси спостерігаються на Каховському, Кременчуцькому і Київському водосховищах, де на фоні досить активного абразійно-аккумулятивного і денудаційного на прилеглих схилах переформування берегів і ложа розвиваються аккумулятивні процеси, пов'язані з утворенням пересипів, берегових валів і підводних терас в гирлах приток, ярів і балок, навколо плато рослинності, штучних і природних перешкод (берегозахистів, островів тощо).

Викладене підтверджує, що вітро-хвильові процеси, стокові і вітрові течії у поєднанні з водно-гравітаційними процесами на дні і схилах будуть принаймні протягом всього періоду експлуатації визначальними факторами екологічного стану водних екосистем глибоководних ділянок водосховищ, тому науково обґрунтоване регулювання саме цих процесів на даних ділянках буде визначальним на сьогодні і на перспективу.

Врахування особливостей формування берегів і ложа водосховищ в просторових масштабах динамічних систем та в перспективі біологічного закріплення дозволило ще в першій половині 90-х рр. минулого століття за участю

автора обґрунтувати розташування і конструкції берегозахисних пляжів з піщаних матеріалів (аналогів природних берегів) на ряді об'єктів в селах Ясногодка, Глібівка, м.Переяслав-Хмельницький – на Канівському, с.Тиньки – на Кременчуцькому водосховищі, які вже понад 20 років (два нормативні строки) успішно виконують захисні функції без додаткових робіт і затрат та є місцями чудового відпочинку населення. Екосистемні еколого-гідроморфологічні підходи закладені також в проекти берегозахисних споруд на території ряду об'єктів в м.Києві. На даному етапі формування берегів і ложа дніпровських водосховищ, коли визначились динамічні системи берегів стосовно гідродинаміки водойм і гідроморфологічних особливостей берегової зони і ложа, можна планувати і виконувати регулювання берегової зони.

Висновки. Видатний російський вчений А. Б. Авакян (1998) назвав великі рівнинні водосховища визначними географічними об'єктами. Поділяючи цю думку, в статті зроблено спробу систематизувати уявлення про такі водосховища саме з географо-гідрологічних позицій, не акцентуючи увагу на їх господарському значенні, впливі на соціум і економіку, негативних наслідках для природи і людини. Для цього багато зроблено зусиллями автора та інших дослідників. Розгляд великих рівнинних водосховищ як географічних об'єктів дозволяє виявити їх місце і роль серед інших природних водних об'єктів (річок, озер, морів), виявити і оцінити можливі природні аналоги водосховищ і на основі цього спрогнозувати (змодельовати) перспективи існування і використання цих об'єктів, можливості і напрямки управління їх екологічним станом. Виконані дослідження дозволяють зробити такі висновки.

1. Великі рівнинні водосховища не мають природних аналогів і тому на території України р.Дніпро впадає в Київське водосховище, як верхню сходину Дніпровського каскаду, який фактично завершується в Дніпровському лимані.

2. Дніпровські водосховища разом з прилеглими до них водоохоронними зонами, де водні маси взаємодіють з прилеглою сушею, утворюють велетенську екосистему (гетерогенну природно-технічну систему), яка сформована штучно в річковій долині і за рахунок стоку р.Дніпро у вигляді шести сходин – гребель ГЕС. Сьома сходинка – природна – Дніпровський лиман. Своєрідні особливості цієї гідроекосистеми: наявність шести місцевих базисів ерозії, які штучно змінюються протягом року імітуючи природний гідрологічний режим Дніпра; одноактність і короткочасність виникнення; докорінна перебудова природних факторів і умов; успадковані від р.Дніпро терасована рівнина і стік води; загальна мілководність, що обумовлює провідний вплив затопленого рельєфу і геологічної будови на гідродинаміку води, морфодинаміку ложа і берегів водойми, літодинаміку наносів, і, як наслідок, на біоту водосховищ.

3. Гідродинаміка води, морфодинаміка ложа і берегів, літодинаміка наносів і біота – це основні (ключові) еколого-гідроморфологічні фактори формування екосистеми водосховища, які взаємодіючи між собою визначають екологічний стан водосховища на даний момент часу, оскільки вектори дії і роль кожного з цих факторів з часом змінюються, визначаючи інерційні, успадковані і флуктуаційні, стаціонарні зміни (стадії, етапи, сукцесії) водних екосистем та їх окремих складових. В цілому процес розвитку водних екосистем водосховищ має нестационарний характер і спрямований на формування в умовах пенепленізації (вирівнювання) рельєфу ложа і берегів відносно нових базисів ерозії (рівнів води) кожного з водосховищ.

4. Територіальні відмінності взаємодії і прояву ключових еколого-гідроморфологічних факторів, пов'язані з особливостями впливу на них рельєфу і

геологічної будови затопленої річкової долини виражаються в територіальній класифікації біотопічної структури водних екосистем – районуванні і типізації їх складових частин як структурно-функціональних елементів. Найбільшими елементами біотопічної структури акваторійної частини кожного водосховища є три принципово відмінні ділянки – верхня, середня і нижня.

Верхня (річкоподібна) ділянка, де підпір води не виходить за межі русла поза періодами повені і паводків, але рівні води вищі, ніж рівні води в річці в побутових умовах. Природними аналогами таких ділянок на внутрішньокаскадних водосховищах можна вважати післяпорожисті ділянки річок в піщано-глинистих ґрунтах. Такі ділянки по суті є водоскидами для попусків води через греблю. Великі швидкості і перепади рівнів води обумовлюють щодобовий імпульсно-стабілізований режим рівнів, витрат і швидкостей течій води. Без змін експлуатаційного режиму характер будови і використання цих ділянок з часом практично не змінюється. Управління використанням цих ділянок без інженерних заходів неможливе. Для верхнього в каскаді або окремого водосховища найбільш близьким природним аналогом річкоподібної ділянки виступає пригирлова ділянка гирлової області річки.

Середня ділянка водосховища – це мілководна (мілководно-осушна) частина озероподібної області, яка з часом трансформується подібно дельтам річок (зокрема, дельті р. Дніпро нижче м. Херсон, яка до будівництва водосховищ зростала на 1,5 км за 100 років). Зараз відбувається інтенсивна «гідроморфізація» цих ділянок на чотирьох верхніх водосховищах Дніпровського каскаду. В перспективі при незмінності режиму експлуатації каскаду гідроморфізація мілководь може призвести до формування водно-болотних угідь, а потім і до відновлення заплави та русел при новому рівні води. Таке відновлення (регенерація) річкової системи було б неможливе без вирішальної дії біотичних факторів (заростання рослинністю), тобто без зміни провідних факторів формування дельти (раніше провідним було абразійно-аккумулятивне вирівнювання берегів і ложа). Таке явище самовідновлення річкової екосистеми встановлене нами на р. Десна після припинення на ній днопоглиблювальних і випрямних робіт для судноплавства. Вивчення і прогнози розвитку мілководних зон водосховищ показують необхідність і доцільність відшнурування ділянок мілководь, які гідроморфізуються, для запобігання їх наступному заболоченню і забезпечення їх використання для рекреаційних, рибогосподарських та інших потреб.

Нижня ділянка водосховища – це глибоководна озероподібна частина водосховища, подібна естуаріям (глибоководним ділянкам) на Дніпровському і Дністровському лиманах. До складу цих ділянок входять також берегові зони (берегові відмілини), аналогом яких є літораль на лиманах. Основними факторами формування екосистем цих ділянок, незважаючи на вікові і еколого-гідроморфологічні відмінності між ними, зараз і на перспективу будуть гідродинаміка водних мас, літо- і морфодинаміка ложа і берегів. На даний момент берегова лінія водосховищ знаходиться на стадії (етапі) абразійно-аккумулятивного вирівнювання, а в естуарній частині лиману – абразійно-аккумулятивного розчленування. Однак, на берегах водосховищ і лиманів, складених глинами, суглинками і лесами, продовжуються активні процеси розмиву, формуються аккумулятивні і біогенні береги. На даному етапі розвитку екосистем глибоководних ділянок доцільно розгорнути роботи з упорядкування берегової зони, оскільки при сформованих берегових відмілинах і динамічних системах берегів затрати на берегозахист будуть найменші, а екологічні ефекти найбільші.

5. Як видно з викладеного, екосистеми різних ділянок водосховищ мають різні природні аналоги на різних етапах свого розвитку і, відповідно, різними будуть підходи до їх вивчення і практичного освоєння. В цілому, водосховища – це водні об'єкти, які активно розвиваються, а отже потребують вивчення, аналізу їх стану і можливостей освоєння.

Список літератури

1. Дубняк С. А. Организация и проведение мероприятий по улучшению природно-технического состояния и благоустройству водохранилищ / С. А. Дубняк, И. Н. Крынько. – К. : ВИПК Минводхоза СССР, 1986. – 87 с.
2. Рекомендації щодо поліпшення екологічного стану прибережних територій дніпровських водосховищ / за ред. В. Я. Шевчука. – К. : КСП, 1999. – 182 с.
3. Дубняк С. С. Заходи щодо розвитку басейнової системи управління водними ресурсами на прикладі басейну р.Дніпро / С. С. Дубняк, С. А. Дубняк // Водне господарство України. – 2006. – №3. – С. 25-34.
4. Dubnyak S. Ecological role of hydrodynamic processes in the Dnieper reservoirs / S. Dubnyak, V. Timchenko // Ecological Engineering. – 2000. – N 16. – P. 181-188.
5. Дубняк С. С. Методологія дослідження структурно-функціональних особливостей рівнинних водосховищ. / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.10. – С. 20–35.
6. Дубняк С. С. Основні положення еколого-гідроморфологічного напрямку досліджень екосистем крупних рівнинних водосховищ / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т. 14. – С. 62-74.
7. Дубняк С. С. Еколого-гідрологічний підход к определению границ мелководий на водохранилищах / С. С. Дубняк // Гидробиол. журн. – 1996. – 32, №5. – С. 102-107.
8. Морфодинаміка нижнього б'єфу Канівського гідровузла / Ободовський О. Г., Онищук В. В., Гребінь В. В. та ін. // Сучасні проблеми охорони довкілля, раціонального використання водних ресурсів та очистки природних і стічних вод : Міжнар. наук.-практ. конф. (Київ, 20-23 кв. 2004 р.). – К., 2004. – С. 147-152.
9. Формування нових дельт у дніпровських водосховищах / Стародубцев В. М., Богданець В. А., Томченко О. В. та ін. // Водні ресурси, проблеми раціонального використання, охорони та відтворення. Мат-ли 3-ї наук.-практ. конференції (Коктебель, 21-25 чер. 2010 р.). – Коктебель, 2010. – С. 39-41.
10. Дубняк С. С. Проведення технічного та радіологічного моніторингу на водосховищах Дніпровського каскаду / С. С. Дубняк, С. А. Дубняк // Забезпечення сталого функціонування та дотримання природно-екологічної рівноваги дніпровських водосховищ. – К. : Оріяни, 2003. – С. 79-85.
11. Дубняк С. С. Еколого-гідрологічні та водогосподарські аспекти проблеми освоєння мілководь Київського водосховища / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т.13. – С.54-61.
12. Дубняк С. С. Роль мілководь у функціонуванні екосистем дніпровських водосховищ та перспективи їх використання / С. С. Дубняк // Проблемы воспроизводства аборигенных видов рыб. – К. : Світ рибалки, 2005. – С. 200-204.
13. Дубняк С. С. Аналіз еколого-гідроморфологічних наслідків часткового спрацювання (приспуску) Канівського і Кременчуцького водосховищ / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2007. – Т.12. – С. 41-50.
14. Дубняк С. С. Еколого-гідроморфологічна оцінка впливу річних і сезонних коливань рівня води Каховського водосховища на динаміку його берегової зони / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2008. – Т.15. – С. 54-59.
15. Днепровско-Бугская эстуарная экосистема // Жукинский В. Н., Журавлева Л. А., Иванов А. И. и др. – К. : Наук. думка, 1989. – 240 с.
16. Дубняк С. С. Еколого-гідрологічні аспекти управління русловими процесами в р. Десна / С. С. Дубняк, С. А. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т.11. – С. 300-305.
17. Дубняк С. С. Оцінка водного режиму і пропускної здатності верхньої ділянки Канівського водосховища в умовах інтенсивної урбанізації / С. С. Дубняк // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 145-158.
18. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Озеро Видубицьке // Тімченко В. М., Линник П. М., Щербак В. І. та ін. – К. : ІГБ НАНУ, 2007. – 64 с.
19. Екологічний стан урбанізованих заплавних водойм. Затока Берковщина / за ред. В. М. Тімченка і С. С. Дубняка. – К. : ІГБ НАНУ, 2009. – 64 с.
20. Правила експлуатації водосховищ Дніпровського каскаду / за ред. Яцика А. В. – К. : Генеза, 2003. – 176 с.
21. Тимченко В. М. Экологическая гидрология водоемов Украины / В. М. Тимченко. – К. : Наук. думка, 2006. – 383 с.
22. Розовский Л. Б. Вопросы теории геологического подобия и применения природных аналогов в инженерной геологии : автореф. дисс. на соиск. докт. геол. наук. – Одесса : ОГУ, 1964. – 42 с.

Еколого-гідроморфологічні підходи до ідентифікації великих рівнинних водосховищ за допомогою природних аналогів

Дубняк С. С.

В статті розглянуто проблеми еколого-гідроморфологічного обґрунтування і вибору природних водних об'єктів – аналогів великих рівнинних водосховищ з урахуванням періодизації

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

формування останніх. Встановлено, що для великих рівнинних водосховищ такими об'єктами є: підпорожисті ділянки річок – для верхніх ділянок внутрішньокаскадних водосховищ, пригирлові ділянки річок – для верхніх в каскаді або окремих водосховищ; дельти в лиманах великих річок – для мілководних і мілководно-осушних ділянок; естуарії (глибоководні ділянки) лиманів – для глибоководних ділянок і літоралей водосховищ. Регулювання стану і використання різних ділянок водосховищ повинно виконуватися з урахуванням особливостей їх об'єктів-аналогів, етапів (стадій) розвитку, специфіки взаємодії провідних факторів на кожному цих етапів.

Ключові слова: велике рівнинне водосховище, водна екосистема, екологічна гідрологія, об'єкти-аналоги, дельта, лиман, гідроморфізація.

Эколого-гидроморфологические подходы к идентификации крупных равнинных водохранилищ с помощью природных аналогов

Дубняк С. С.

В статье рассмотрены проблемы эколого-гидроморфологического обоснования и выбора природных водных объектов – аналогов крупных равнинных водохранилищ с учетом периодизации формирования последних. Установлено, что для крупных равнинных водохранилищ такими объектами являются: послепорожистые участки рек – для верхних участков внутрикаскадных водохранилищ, приустьевые участки рек – для верхних в каскаде или отдельных водохранилищ; дельты в лиманах крупных рек – для мелководных и мелководно-осушних участков; эстуарии (глубоководные участки) лиманов – для глубоководных участков и литоралей водохранилищ. Регулирование состояния и использования различных участков водохранилищ должно производиться с учетом особенностей их объектов-аналогов, этапов (стадий) развития, специфики взаимодействия ведущих факторов на каждом из этих этапов.

Ключевые слова: крупное равнинное водохранилище, водная экосистема, экологическая гидрология, объекты-аналоги, дельта, лиман, гидроморфизация.

Ecohydromorphological approaches to identification of the large plain reservoirs with the help of natural analogues

Dubnyak S. S.

The problems of ecohydromorphological substantiation and choice of natural water objects - analogues of large plain reservoirs taking into account of periodization in their forming are considered. It is established, that for large plain reservoir such objects are: the river reach below rapids - for the top part of the innercascade reservoir, mouth river reach - for top in the cascade or separate reservoir; delta in lagoon of the large river - for shallow zone; estuary (deep-water part) of lagoon - for deep-water part and littoral of reservoirs. The regulation of an condition and use of various parts of reservoirs should be made taking into account of features of their objects - analogues, stages of development, specificity of interaction between the main factors on each of these stages.

Keywords: large plain reservoir, water ecosystem, ecohydrology, objects - analogues, delta, lagoon, hydromorphization.

Надійшла до редколегії 20.02.2013

УДК 556.16.06+519.711.3

Москаленко С.О.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ПРОГНОЗУВАННЯ ДОЩОВИХ ПАВОДКІВ НА РІЧКАХ ПРАВОБЕРЕЖЖЯ ПРИП'ЯТІ: НАУКОВО-МЕТОДИЧНА БАЗА ТА ТЕХНОЛОГІЧНІ РІШЕННЯ

Ключові слова: дощовий стік, модель, методика прогнозу, процеси паводкоутворення, моделювання, часткові басейни та площі, параметри моделі, оптимізаційні процедури

Вступ. Традиційні методи гідрологічних прогнозів, що базуються на простих аналітичних або графічних залежностях, недосконалі і не сприяють подальшому розвитку методів прогнозування. Теоретичні й експериментальні дослідження умов формування дощового стоку, процесів водоутворення на водозборах річок,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

переміщення руслом паводкових хвиль, їх трансформації свідчать про широке застосування математичних методів у гідрології [1].

Успішне рішення багатьох гідрологічних завдань потребує розробки нових методичних підходів дослідження умов формування стоку, розрахункових та прогнозних схем. На сучасному етапі у розвитку теоретичної та практичної гідрології пріоритетним напрямом є математичне моделювання річкового стоку на основі ландшафтно-гідрологічного принципу з використанням моделюючих можливостей, яке виступає й як засіб вивчення природних процесів, так й науково-методичною основою щодо опрацювання розрахункових та розробки прогностичних методик і систем для конкретних річок і басейнів [6,14]. Кожний такий басейн включає різні за умовами формування стоку території, ділянки, тому модель, крім повного опису основних процесів формування стоку, повинна враховувати їх просторову мінливість з врахуванням реально існуючого інформаційного забезпечення.

Об'єкт дослідження – басейни річок Правобережжя Прип'яті.

Мета проведених досліджень оцінка можливостей використання моделі процесів формування дощових паводків у завданнях їх моделювання та прогнозування для рівнинних водозборів, до яких відносяться басейни Правобережжя Прип'яті.

Методи дослідження. Для вирішення та виконання основних завдань дослідження використана математична модель формування дощових паводків ДОЩ-3, вибір якої обумовлено тим, що накопичено значний багаторічний досвід її успішного використання для дослідження процесів формування дощового стоку, а також розрахунку і прогнозу паводків на річках басейнів Карпатського регіону (Тиса, Дністер і Прут) [5, 9-13]. Науково-методична база містить у собі обґрунтування можливості застосування математичної моделі формування стоку та часткових моделей, що описують процеси стокоутворення у цілях розрахунку та прогнозу, а також технологію ідентифікації параметрів моделей в умовах даного конкретного регіону на основі всієї наявної інформації й оцінку отриманих результатів. В основу моделювання покладено існуючі теоретичні передумови; фізико-географічний і гідрологічний аналіз, що виявляє спільність і розходження процесів паводкоутворення по території, можливість їхнього опису моделлю; обґрунтування способів визначення параметрів моделі для басейнів і їхнього узагальнення по всій території [1, 4, 14].

Вихідні матеріали. Для аналізу умов формування паводків, відпрацювання технології оцінювання параметрів математичної моделі процесів їхнього формування дощового стоку та обґрунтування науково-методичних засад розробки методик прогнозів на річках Правобережжя Прип'яті використовувалися архівні дані спостережень державної гідрометеорологічної мережі з 23 гідрологічних постів на 11 річках і 22 метеорологічних станцій.

Закономірності та процеси формування дощового стоку й динаміка води на водозборі. Формування дощового стоку на водозборі є складним багатофакторним процесом, який може бути диференційований на ряд часткових процесів, які регулюються взаємообумовленими причинно-наслідковими зв'язками в межах річкового басейну. Відбувається взаємодія метеорологічних полів з підстильною поверхнею. А річковий басейн, в свою чергу, сприймає, перерозподіляє, акумулює, розсіює й направляє потоки речовини, енергії та виконує подвійну функцію: з одного боку, він поряд з кліматичними умовами та погодою визначає співвідношення між опадами, стоком і випаровуванням (водний баланс), з іншого боку - здійснює перерозподіл стоку в часі (трансформація) [1].

Взагалі формування дощових паводків визначається наступними основними процесами: надходженням води на поверхню ґрунту; втратами дощових вод на поповнення в ґрунт, поверхневу затримку й випаровування при стіканні води по схилах; стіканням води з поверхні водозбору; стіканням води по руслах річок. Формалізація цих процесів з метою подання фізично достовірної картини формування стоку може бути отримана шляхом складання та вирішення системи рівнянь, що описують умови руху води по схилах і руслові трансформації, рівнянь турбулентного теплообміну й теплового балансу для оцінки випаровування, рівнянь інфільтрації тощо.

Характерною рисою дощових паводків є їхня генетична неоднорідність, під якою маються на увазі різні умови їхнього формування, динаміку розвитку й режиму стікання. Формування дощового стоку проявляє взаємозв'язок природних процесів, який обумовлений впливом орографії на просторове поширення метеорологічних величин і значною зміною підстильної поверхні.

Реалізація того або іншого підходу при рішенні прогностичного завдання багато в чому визначається обсягом і якістю наявної інформації, а також особливостями формування стоку в конкретній фізико-географічній зоні [1, 2, 4].

Структурні та функціональні особливості математичної моделі процесів формування дощового стоку ДОЩ-3 полягають у наступному [6, 10, 14]. Річковий водозбір розглядається як динамічна система, яка складається із трьох умовних ємностей, де відбувається утворення генетично різнорідних видів стоку (стікання) води з водозбору (поверхневого, підповерхневого та підґрунтового), тобто елементарні процеси, що імітуються моделлю, розвиваються у часі та описуються у ній на основі фізичних уявлень про гідрологічні і метеорологічні процеси.

Модель ДОЩ-3 є розподіленою, що дозволяє врахувати просторову мінливість ландшафтних умов і чинників формування дощового стоку води з різною деталізацією, яка потрібна для практичних цілей. Алгоритми модельних рішень відображають з певною точністю ґрунтові, морфометричні та гідравлічні особливості часткових площ водозбору, а саме: спроможність підповерхневого шару до інфільтрації та дренажу зайвої вологи, зменшення зволоженості водозбору внаслідок відтоку води, вплив зволоження водозбору та інтенсивність підповерхневого стоку, вологоємність шару ґрунту та підґрунтя, інтенсивність фільтрації за межі ґрунту та підґрунтя.

Математична модель процесів формування стоку під час дощових паводків ДОЩ-3 ґрунтується на наступних рішеннях:

- як надходження на водозбір слугує інтенсивність опадів (дощу),
- водоутворення обчислюється шляхом водно-балансових рішень,
- зволоження водозбору відбувається через баланс вологи в шарах ґрунту та в підґрунті,
- водоутворення трансформується у витрати води в річковій мережі шляхом застосування функцій впливу.

Основні елементарні процеси паводкоутворення взаємопов'язані та змінюються в часі у відповідь на зміну зовнішніх чинників, тобто модельні рішення здійснюються на принципі змінних стану (principle of state variables), який умовно можна описати так: $st(t+dt)=st(t)+V_{st} \cdot dt$, де $st(t+dt)$ і $st(t)$ – змінні (рівні, значення) стану гідрометеорологічної величини в моменти часу $(t+dt)$ і (t) ; V_{st} – величина, яка визначає швидкість зміни стану (керівна змінна стану); dt – часовий крок (проміжок часу). Кількість змінних стану залежить від кількості основних складових формування стоку води, задіяних у моделі. Тому модель (система математичних

та логічних виразів) побудована відповідним чином та встановлена взаємодія між її структурними складовими [14].

Регіональні, ландшафтні особливості формування дощових паводків того чи іншого водозбору у моделі ДОЩ-3 враховуються шляхом параметризації за спеціальною технологією ідентифікації її параметрів з застосуванням оптимізаційних процедур.

Внаслідок такого підходу до комплексу параметрів прогностичних систем задіяні площинні і модельні параметри. Перша група – площинні параметри визначають просторову структуру систем через розміри часткових площ і часткових басейнів, а також інтерполяційні коефіцієнти для обчислення осереднених за площею значень метеорологічних величин, виміряних в окремих пунктах спостережень. Через другу групу параметрів відображаються елементарні процеси стокоутворення, які відбуваються на водозборі.

На кожному з просторових об'єктів діє математична модель за відповідних модельних (оптимальних) параметрів і метеорологічних умов, що складаються на певний термін. Схема взаємозв'язку моделі процесів формування дощових паводків з площинними та модельними параметрами конкретного водозбору (часткової площі) подана на рис.1

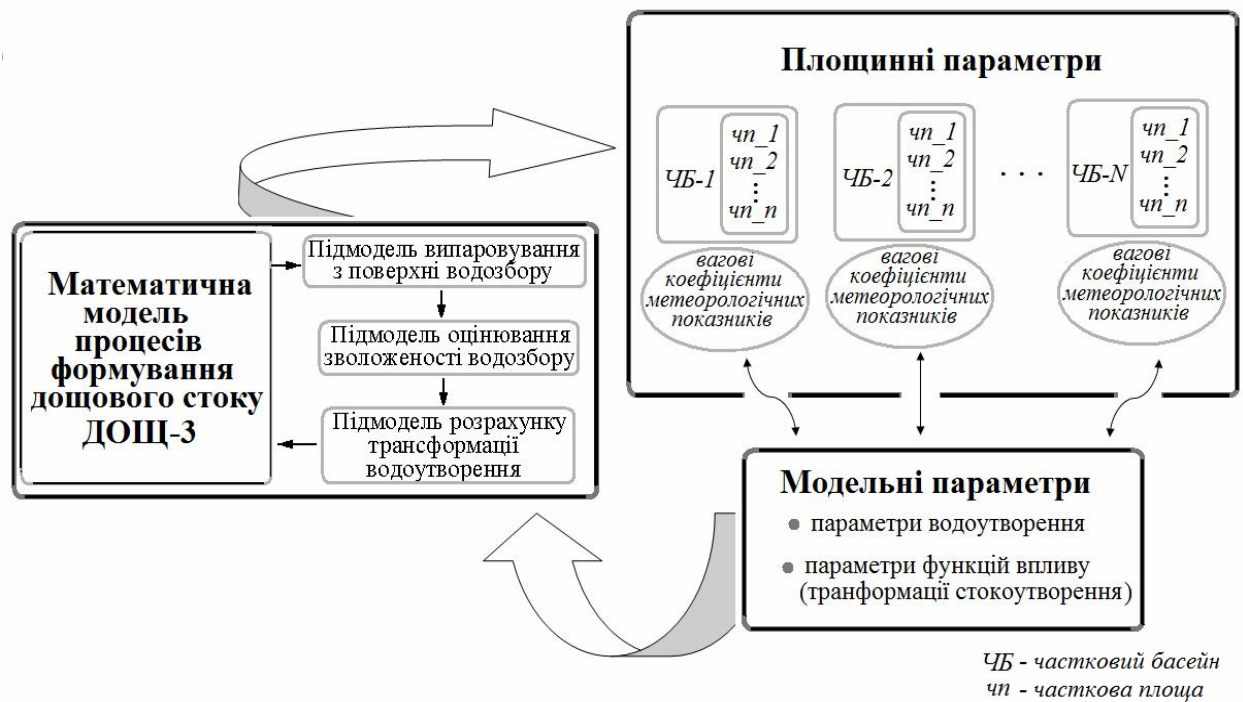


Рис 1. Взаємозв'язку моделі процесів формування дощових паводків з її площинними та модельними параметрами

Просторова структура прогнозування дощового стоку на річках Правобережжя Прип'яті. Розмаїття умов формування дощового стоку на річках Правобережжя Прип'яті потребує виділення у межах часткових річкових басейнів таких структурних елементів, як часткові площі, де спостерігаються відносно однорідні ландшафтні умови та гідрометеорологічні ситуації [14]. Потреба такої схематизації виникає також і в тому разі, якщо навіть за відносної однорідності умов формування стоку необхідно обчислювати його хід не тільки в замикальному створі, але й у декількох створах, розташованих уздовж річки.

Площинні параметри, як вже відзначалося вище, через розміри часткових площ і часткових басейнів визначають просторову структуру системи

прогнозування. В басейні Правобережжя Прип'яті для розробки методик прогнозування перебігу стоку під час дощових паводків виділено 7 часткових басейнів на річках Виживка, Турія, Стохід, Стир, Горинь, Случ, Уборть та в межах часткових басейнів – часткові площі та 14 прогнозних створів (табл.1).

Таблиця 1. Просторова структура системи прогнозування дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті

Часткові басейни		Часткові площі, км ²					Прогнозні створи
Річка - створ	Площа, км ²	1	2	3	4	5	
		Площа, км ²					
р. Вижівка (сmt Стара Вижівка)	722	722					р.Вижівка - сmt Стара Вижівка
р.Турія (м.Ковель)	1480	1480					р.Турія – м.Ковель
р.Стохід (сmt Любешів)	2970	1570	1400				р.Стохід - сmt Любешів
р.Стир (с.Млинок)	10900	2020					р.Стир - с.Щурівці
		3500	2500	1200			р.Стир - м.Луцьк
		3500	2500	1200	2000	1700	р.Стир - с.Млинок
р.Горинь (с.Дубровиця)	12000	1400					р.Горинь - сmt Ямпіль
		1860	2000	2000			р.Горинь - с.Оженін
		1860	2000	2000	1700	1600	р.Горинь - с.Деражне
		1860	2000	2000	3300	2840	р.Горинь - с.Дубровиця
р.Случ (м.Сарни)	13300	2480					р.Случ - с.Громада
		2500	2500	2460			р.Случ – м.Новоград-Волинський
		2500	2500	2460	3360	2500	р.Случ - м.Сарни
р.Уборть (с.Перга)	2880	1480	1400				р.Уборть - с.Перга

Визначення кількості структурних елементів – часткових басейнів і часткових площ – здійснена таким чином, щоб вирішити головні проблеми її функціонування. По-перше, по можливості задіяти усі річкові створи (гідрологічні пости), для яких доцільно прогнозувати перебіг стоку із максимальною завчасністю. По-друге, враховувати неоднорідність по площі водозбору і мінливість у часі припливу води до річкових ділянок внаслідок зміни погодних умов, що складаються на певний термін, та особливостей ландшафтних умов формування стоку. По-третє, врахувати тривалість добігання водних мас до визначених річкових створів.

Тому кожний частковий басейн подано декількома частковими площами - від одної до п'яти (див. табл. 1). Можна вважати, таким чином, що ці складові системи подаються в ній як імітаційні підсистеми з розподіленими параметрами, оскільки вони дозволяють враховувати просторову неоднорідність чинників, які зумовлюють формування стоку води, через застосування математичної моделі до кожного їх структурного елементу (часткової площі).

В модель також подається у вигляді часових функцій, як послідовність середніх на водозборі значень відповідних метеорологічних величин, вихідна інформація - інтенсивність опадів, дефіцит вологості повітря, швидкість вітру. Для їх визначення розраховано інтерполяційні коефіцієнти для обчислення середніх значень метеорологічних величин по частковим площам та басейнам, орієнтуючись на використання інформації зі стандартної мережі спостережень в басейні Правобережжя Прип'яті. При оцінюванні площинних параметрів і відповідних інтерполяційних коефіцієнтів враховані дослідження структури полів опадів. Потрібно орієнтуватися на отримання інформації про опади під час

дощових паводків не лише з метеостанцій, але й із усіх гідрометеорологічних постів.

Розрахунковий проміжок часу приймають таким чином, щоб без істотних викривлень описати паводкову хвилю. Така умова витримується у тому випадку, якщо розрахунковий інтервал дорівнює приблизно 0,20-0,25 тривалості підйому паводку. За дослідженнями гідрографів дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті оптимальний розрахунковий проміжок часу знаходиться у межах від 12 до 15 годин. Але для зручності в отриманні та використанні вихідної інформації при моделюванні дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті було прийнято $\Delta t = 12$ годин.

Моделльні параметри є основою методичних рішень розробки, які являють собою певні числові коефіцієнти в алгоритмічній системі моделі для опису елементарних процесів. Розрахункові вирази моделі ДОЩ-3 та зміст параметрів моделі, за допомогою яких описуються вищезазначені процеси під час формування стоку на водозборі, розглядаються детально в працях [6, 10, 12-14]. Комплекс параметрів постійний для кожного об'єкта (річкового басейну), але їх значення змінюються від басейну до басейну залежно від їхніх особливостей. У розрахункових виразах моделі для опису елементарних процесів, що відбуваються на часткових басейнах та площах під час формування дощового стоку, задіяні 9 параметрів водоутворення та 4 параметра функцій добігання поверхневого та підповерхневого стоку [10].

Програмне забезпечення, за допомогою якого реалізується модель ДОЩ-3, опрацьовано в розрахунковому та прогнозному варіантах. Отже, вони використовуються як для вивчення процесів формування стоку (розрахунковий варіант), так і для створення методик його прогнозування.

Практична реалізація будь-якої моделі неможлива без її ідентифікації, що зводиться по суті до оцінювання параметрів. Щодо принципів та підходів до оцінювання оптимальних модельних і площинних параметрів, які можуть мати загально-методичний характер, було використано:

- спеціально опрацьовану технологію оцінювання параметрів з застосуванням методу декомпозиції;
- узагальнення значень параметрів у залежності від ландшафтних характеристик водозборів.

Процедура ідентифікації модельних параметрів та встановлення оптимальних їх значень для конкретних водозборів повинна бути організована. При оцінюванні оптимальних параметрів моделі ДОЩ-3 використано досвід попередніх досліджень [1, 3, 10, 12-14], звертаючи увагу на встановлення достовірних, фізично обґрунтованих і стійких значень параметрів. За відсутності необхідних експериментальних даних при моделюванні ходу стоку води водозбір доводиться розглядати, як імітаційну систему, параметри якої відомі лише наближено. Такі обставини вимагають звертати особливу увагу на технологію оцінювання параметрів моделі, які враховують умови формування стоку. Одні параметри діють, роблячи вплив на стік води фізико-географічних факторів, числові значення яких загалом мало змінюються в межах певної ландшафтно́ї зони, інші, навпаки, відображають вплив локальних особливостей формування стоку. Тому за технологією оцінювання параметрів спочатку були розраховані їх початкові значення, потім проведена їх оптимізація в діапазоні можливих змін.

Розрахунок початкових значень параметрів та встановлення їх просторового змінювання для річок Правобережжя Прип'яті та подальша їх оптимізація виконано за даними з 12 малих водозборів (р. Вижівка – Стара Вижівка, р. Турія – Ягідне,

р. Тур'я – Ковель, р. Стир – Щурівці, р. Родоставка – Трійця, р. Горинь – Ямпіль, р. Вирка – Сварині, р. Случ – Громада, р. Смолка – Сусли, р. Тня – Броніки, р. Льва – Осницьк, р. Уборть – Рудня (Іванівська), які знаходяться в різних ландшафтних умовах – на Волино-Подільській, Придніпровській височинах і на Поліській низовині, тобто з різними середніми висотами водозборів, похилами, ґрунтами, залісеністю та іншими чинниками. Площі водозборів змінюються від 230 до 2020 км². За малими водозборами визначаються тільки стокоформуючі параметри моделі.

В подальшому орієнтуючись на значення оптимальних параметрів водоутворення для малих водозборів, буде правомірним застосувати діапазон їх змінювання для моделювання стоку з часткових площ та басейнів, беручи до уваги подібність ландшафтних особливостей відповідних водозборів.

Технологія ідентифікації параметрів моделі ДОЩ-3, яка передбачає 4 етапи оптимізації і полягає в наступному (рис. 2): 1) значення чотирьох параметрів моделі (K_1, K_2, i_0, R) обчислюються за даними гідрометеорологічних спостережень і в подальшому не змінюються; 2) для решти параметрів, значення яких уточнюються шляхом оптимізації, на основі гідрометеорологічних спостережень визначаються межі їхніх можливих значень за конкретних умов; 3) при оптимізації параметрів застосовуються метод декомпозиції, тобто розглядаються окремі процеси утворення стоку за виключення інших.

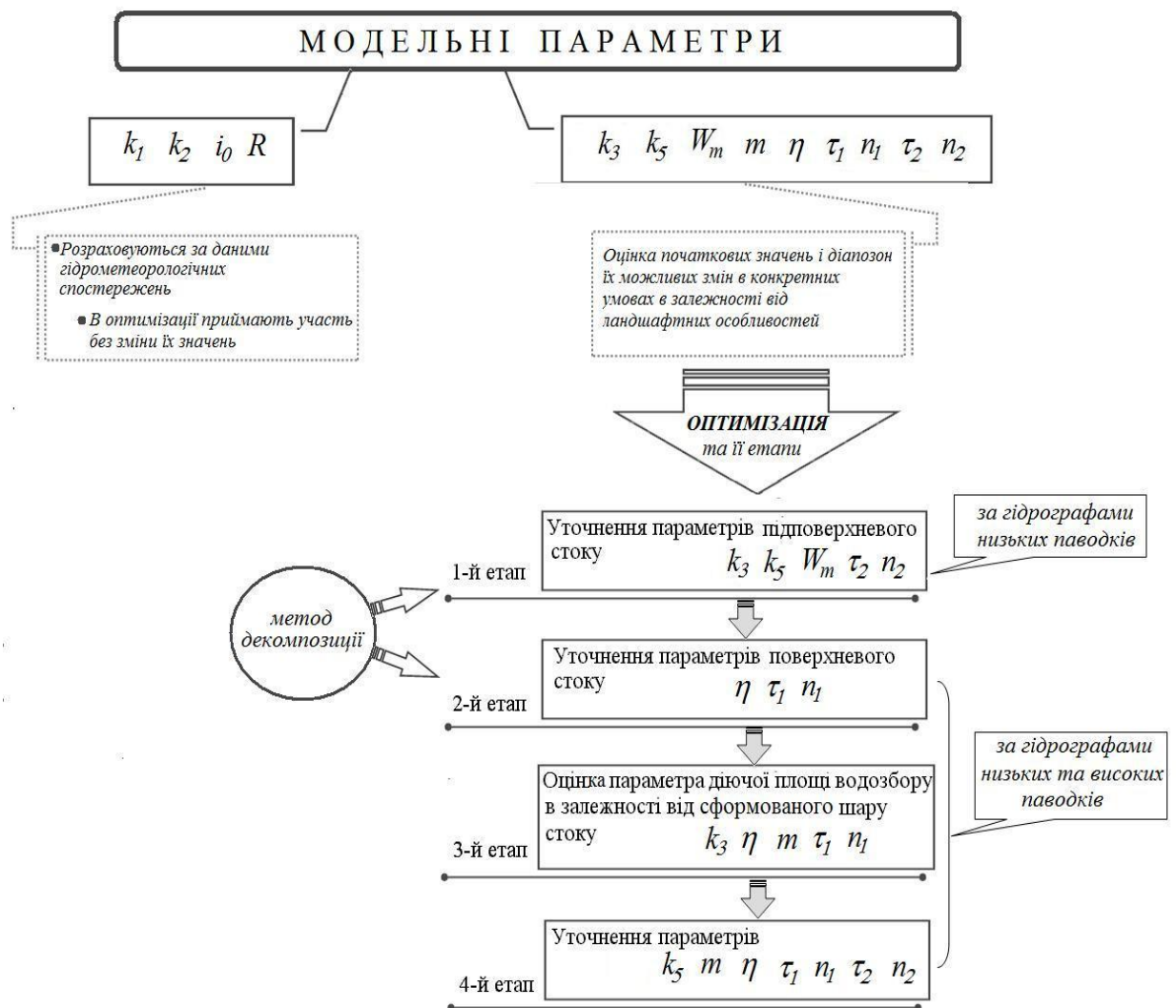


Рис. 2. Технологія ідентифікації параметрів моделі ДОЩ-3
Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

Застосування метода декомпозиції при оцінюванні параметрів моделі полегшується тим, що є можливість працювати з паводковими періодами, які істотно відрізняються за умовами свого формування. Мається на увазі дощові паводки різної висоти, тобто з різною питомою вагою поверхневої та підповерхневої складової у загальній паводковій хвилі, а також розгляд окремих процесів стокоутворення при виключенні інших. Тоді, наприклад, шляхом окремого моделювання низьких і високих паводків, можна визначити параметри спочатку підповерхневого стікання, а потім поверхневого. Такий підхід дозволяє також більш повно використовувати наявну інформацію про поведінку річкового водозбору й окремих його частин.

Процес оцінювання оптимальних модельних параметрів здійснювався із застосуванням спеціальних програмних засобів, алгоритм яких побудовано таким чином, що при одночасній оптимізації декількох паводків всі розрахункові операції виконуються по кожному з них окремо, а якість оцінюється в сумарному вигляді. Як результат, здійснюється заміна початкових значень модельних параметрів на оптимальні у межах діапазону їх змін, що задається.

Єдиним критерієм працездатності моделі ДОЩ-3, як в багатьох моделюючих гідрологічних системах, залишається ступінь наближення змодельованих і спостережених гідрографів у замикаючому створі [1, 14]. Такі оцінки виконується зворотним шляхом – так званий метод «проб і помилок». Він привабливий тим, що дозволяє відчувати вплив змін значень кожного параметра на результат – розрахунковий гідрограф.

За критерій оптимізації приймають суму квадратів відхилення фактичних X_ϕ і розрахованих значень X_p :

$$K_a = \int_0^{\max} [X_\phi(t) - X_p(t)]^2 dt, \quad (1)$$

де X_ϕ та X_p - фактичні та розраховані значення X відповідно.

Оцінка достовірності визначення параметрів. Параметри повинні відображати об'єктивні характеристики конкретних водозборів і бажано мати конкретний фізичний зміст. Тому достовірності, стійкості і фізичній обґрунтованості оцінювання параметрів, як показав досвід, повинно приділятися належна увага. Для цього після параметризації водоутворення та добігання для кожного часткового басейна та площі були проведено:

- 1) кількісні оцінки ефективності моделювання;
- 2) оцінка достовірності визначення оптимальних параметрів водоутворення дощових паводків через їх залежність від ландшафтно-гідрологічних умов водозборів Правобережжя Прип'яті;
- 3) аналіз структурних складових паводкової хвилі дощових паводків за даними модельних розрахунків

Результати по 2 та 3 пункту висвітлено у [5, 7-9, 11], а для кількісної оцінки ефективності моделювання обчислено коефіцієнти парної кореляції між фактичними і розрахованими (або умовно прогнозованими) гідрографами дощових паводків для окремих водозборів. Аналіз результатів показав, що оптимальні параметри процесів формування стоку добре їх описують, ефективність моделювання в основному відноситься до категорії добра (коефіцієнт парної кореляції $\geq 0,87$) та для деяких водозборів (приблизно у 20% випадків) – задовільна (коефіцієнт парної кореляції знаходиться в межах 0,86 – 0,60).

За проведеними дослідженнями можна зробити висновок, що параметри моделі відображають об'єктивні фізичні характеристики та особливості водозборів

досліджуваного регіону. Вони систематизовані та узагальнені для Правобережжя Прип'яті й, таким чином, склали певний розділ інформаційної бази даних для моделювання процесів стоку та використання в цілях прогнозування перебігу стоку під час дощових паводків. Тобто, якщо основне призначення розрахункової моделі – це визначення оптимальних параметрів моделі для кожної часткової площі та басейну, то у прогнозному аналогу моделі ДОЩ-3 ці параметри вже вихідні характеристики, що описують процеси формування дощових паводків для кожного конкретного водозбору.

Технологія реалізації методичної бази. Щодо технології реалізації методичної бази, то система прогнозування дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті складається із окремих підсистем, до кожної із яких застосовується математична модель ДОЩ-3 з відповідними для кожного просторового структурного об'єкту. площинними та модельними параметрами. Кожна підсистема це окрема самостійна методика прогнозу, кількість яких відповідає кількості прогнозних створів - 14 (див. табл.1).

Короткотермінове прогнозування перебігу стоку під час дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті здійснюється за допомогою спеціальної програми, де для кожного прогнозного створу формуються два інформаційних файли – «постійний» з параметрами для конкретних водозборів або часткових його площ та «змінний» з поточною вихідною інформацією – гідрометеорологічними даними, які подаються у вигляді середніх значень для басейнів Прип'яті за 12-годинний інтервал. Власне прогноз обчислюється на 4 розрахункових інтервали (на 2 доби).

Перевірка ефективності розроблених методик прогнозування для 14 прогнозних створів була проведена за незалежними даними і здійснювалася при отриманні необхідної гідрометеорологічної інформації з бази даних Українського Гідрометцентру при використанні автоматизованого комплексу АРМ-гідро. За період з 2002-2012 роки проаналізовані комплексні графіки та сформовано банк необхідної гідрометеорологічної інформації за 2008 та 2010 роки, коли спостерігалися паводки на річках Правобережжя Прип'яті. У табл. 2 показано перебіг прогнозованих значень витрат води дощового паводку у червні 2010 р. на р. Уборть – с. Перга на період завчасності прогнозу на строки $(t+12)$, $(t+24)$, $(t+36)$ та $(t+48)$ годин в залежності від термінів прогнозування.

Через співвідношення $S_{\Delta Q} / \sigma_{\Delta Q}$ проведена оцінка ефективності прогнозів і в загальному для всіх водозборів воно знаходиться в межах від 0,35–0,72 при забезпеченості допустимої похибки прогнозів $P = 70-90\%$. (що відноситься до категорії якості добра та задовільна).

Висновки. Основою методичної бази короткотермінового прогнозування дощових паводків на правобережних притоках Прип'яті (річках Вижівка, Турія, Стохід, Стир, Горинь, Случ і Уборть) є математична модель процесів формування дощового стоку ДОЩ-3. Програмне забезпечення, за допомогою якого реалізується модель, опрацьовано в розрахунковому та прогнозному варіантах. Отже, вона використовується для вивчення процесів формування дощового стоку і для створення методик його прогнозування.

З метою врахування нерівномірності просторового випадіння опадів та відмінностей умов переміщення паводкових хвиль по річковій мережі водозбори в моделі поділено на часткові площі. На кожному з цих просторових об'єктів обчислюють водоутворення за відповідних оптимальних параметрів і метеорологічних умов, що складаються на певний термін. Прийняті технологічні рішення дозволяють отримувати прогнозну продукцію з детальним просторово-часовим поданням.

Таблиця 2. Аналіз фактичного та прогнозованого гідрографів стоку дощового паводку у червні 2010 р. на р. Уборть – с. Перга в залежності від строків прогнозування

Дата та спостережені витрати води (м³/с)		Строк складання прогнозу t та спрогнозовані витрати води (м³/с) на строки (t+12), (t+24), (t+36) та (t+48) годин											
		31.05.2010 08 год.		31.05 20 год.		01.06 08 год.		01.06 20 год.		02.06 08 год.		02.06 20 год.	
30.05.2010 08 год.	8,2												
30.05.2010 20 год.	8,2												
31.05.2010 08 год.	9,6	t	<u>9,6</u>										
31.05.2010 20 год.	17,6	t+12	17	t	<u>17,6</u>								
01.06.2010 08 год.	23,5	t+24	24,1	t+12	26,7	t	<u>23,5</u>						
01.06.2010 20 год.	30,3	t+36	31,6	t+24	33,9	t+12	32,3	t	<u>30,3</u>				
02.06.2010 08 год.	35,2	t+48	38,4	t+36	41	t+24	39,6	t+12	38,9	t	<u>34,2</u>		
02.06.2010 20 год.	39,8			t+48	47,3	t+36	45,8	t+24	45,2	t+12	42,4	t	<u>39,8</u>
03.06.2010 08 год.	45,4					t+48	49,8	t+36	49,3	t+24	47	t+12	45,6
03.06.2010 20 год.	43,2							t+48	50,5	t+36	48,7	t+24	48,4
04.06.2010 08 год.	39,4									t+48	47,4	t+36	45,2
04.06.2010 20 год.	36,1											t+48	42,4
05.06.2010 08 год.	33,2												
05.06.2010 20 год.	30												
06.06.2010 08 год.	28,1												
06.06.2010 20 год.	25,8												
07.06.2010 08 год.	23,1												
07.06.2010 20 год.	20,5												

Список літератури

1. Георгиевский Ю. М. Гидрологические прогнозы / Ю. М. Георгиевский, С. В. Шаночкин. – СПб. : изд-во. РГГМУ, 2007. – С. 140-169.
2. Дутко В. О. Особливості паводкового режиму річок басейнів Західного Бугу та Правобережжя Прип'яті / В. О. Дутко, С. О. Москаленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія – 2008. – Т. 15. – С. 63-68.
3. Дутко В. О. Із досвіду ідентифікації параметрів математичної моделі дощового стоку в залежності від орографії місцевості / В. О. Дутко, М. М. Сосєдко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 3(24). – С. 73-80.
4. Кучмент Л. С. Математическое моделирование речного стока / Л. С. Кучмент. – Л. : Гидрометеиздат, 1972. – С. 115-118.
5. Лук'янець О. І. Ландшафтні характеристики як основа оцінювання параметрів математичних моделей стоку води / О. І. Лук'янець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т. 5. – С. 78-84.
6. Лук'янець О. І. Методично-технологічна схема оцінювання оптимальних параметрів басейнової прогностичної системи / О. І. Лук'янець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 7 – С. 40-49.
7. Москаленко С. О. Оцінювання поверхневого та підповерхневого водоутворення у процесі моделювання дощових паводків на малих річках Правобережжя Прип'яті / С. О. Москаленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

2011. – Т. 3(24). – С. 87-93. **8.** Москаленко С. О. Оцінка достовірності визначення параметрів водоутворення математичної моделі дощових паводків для малих водозборів Правобережжя Прип'яті / С. О. Москаленко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 2(27). – С. 23-29. **9.** Приймаченко Н. В. Узагальнення параметрів математичної моделі формування дощового стоку на прикладі малих водозборів басейну Дністра / Н. В. Приймаченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 18. – С. 47-55. **10.** Применение математических моделей в задачах расчета и прогноза дождевого стока (методическое руководство) / М. Соседко, Д. Димитров, Е. Кочелаба, В. Янков. – София-Киев, 1990. – 118 с. **11.** Соседко М. Н. Анализ чувствительности математической модели формирования дождевого стока на горном водозборе / М. Н. Соседко // Тр. УкрНИИ Госкомгидромета. – 1986. – Вып. 212. – С. 85-93. **12.** Соседко М. Н. Методика идентификации математической модели дождевого стока на горных водозборах / М. Н. Соседко, Т. Панайотов, В. Янков // Проблемы на метеорологията и хидрологията. – София : Наука, 1987. – С. 35-44. **13.** Соседко М. Н. Применение математической модели формирования дождевого стока с распределенными параметрами при краткосрочном прогнозировании паводков в горных районах / М. Н. Соседко, О. И. Лукьянец // Тр. УкрНИГМИ. – 1993. – Вып. 245. – С. 29-39. **14.** Сусідко М. М. Математичне моделювання процесів формування стоку як основа прогностичних систем / М. М. Сусідко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т.1. – С. 32-40.

Прогнозування дощових паводків на річках Правобережжя Прип'яті: науково-методична база та технологічні рішення

Москаленко С. О.

У статті розглянуті науково-методичні принципи і технологічні рішення для створення системи прогнозування дощових паводків на річках правобережної частини Прип'яті. Науково-методична база включає обґрунтування можливості застосування математичної моделі формування дощового стоку, яка описують процеси його утворення, для цілей розрахунку і прогнозування, а також технологію ідентифікації параметрів моделі в умовах даного конкретного регіону на основі усієї наявної інформації і оцінки результатів.

Ключові слова: дощовий стік, математична модель, методика прогнозу, процеси паводкоутворення, моделювання, часткові басейни та площі, параметри моделі, оптимізаційні процедури.

Прогнозирование дождевых паводков на реках Правобережья Припяти : научно-методическая база и технологические решения

Москаленко С. А.

В статье рассмотрены научно-методические принципы и технологические решения для создания системы прогнозирования дождевых паводков на реках правобережной части Припяти. Научно-методическая база включает обоснование возможности применения математической модели формирования дождевого стока, которая описывают процессы его образования, для целей расчета и прогнозирования, а также технологию идентификации параметров модели в условиях данного конкретного региона на основе всей имеющейся информации и оценки результатов.

Ключевые слова: дождевой сток, математическая модель, методика прогноза, процессы паводкообразования, моделирование, частные бассейны и площади, параметры модели, оптимизационные процедуры.

Forecasting of rainfall floods on the rivers of the Right bank of Pripjat : scientifically-methodical base and technological decisions

Moskalenko S. O.

In the article scientifically-methodical principles and technological decisions are considered for creation of the system of prognostication of rain floods on the rivers of right-bank part of Pripjat. Scientifically a methodical base includes research of possibility of application of mathematical model that describes the processes of forming of rain flow, for the aims of calculation and prognostication. Technology of optimization of model parameters is also presented for the region of research. The estimation of results is conducted .

Keywords: rainfall flood, mathematical model, methodology of forecasting, processes of forming of flood, design, particular basins and areas, model parameters, optimization procedures.

Надійшла до редколегії 06.02.2013

УДК 556.166

Горбачова Л. О., Кошкіна О. В.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

ЧАСОВІ ЗАКОНОМІРНОСТІ ДАТ НАСТАННЯ ОСНОВНИХ ХАРАКТЕРИСТИК ВЕСНЯНОГО ВОДОПІЛЛЯ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ДЕСНА

Ключові слова: *весняне водопілля, дати, однорідність, стаціонарність, різницеви інтегральні криві*

Вступ. Водопілля для рівнинних річок є однією із важливих фаз гідрологічного режиму, в яку найчастіше спостерігаються найбільші в році витрати води. Для річки Десна понад половина річного стоку визначається саме цією фазою. Отже, дослідження умов формування, термінів проходження та тривалості водопілля є важливим завданням.

У багатьох роботах виконано дослідження як умов формування, так і аналіз багаторічних коливань характеристик весняного водопілля річки Десна [1-7]. В останні роки дослідженням строків проходження весняних водопіль в басейні р. Десна присвячені роботи Ж.Р. Шакірзанової та Ю.О. Чорноморець [1, 7]. Однак, робота [7] є узагальнюючою для території всієї України, а в роботі [1] аналіз багаторічної динаміки строків проходження водопіль виконано за двома періодами, при цьому, аналіз однорідності рядів спостережень не проводився. Зрозуміло, що останній підхід не дозволяє отримати достовірні результати.

У більшості публікацій присвячених дослідженням багаторічних коливань водного стоку р. Десна наводяться результати, які вказують на порушення стаціонарності і однорідності рядів максимальних витрат води весняного водопілля в басейні р. Десна. Такі результати значно ускладнюють визначення розрахункових та прогнозних характеристик весняного водопілля. Використання ж розрахункових значень максимальних витрат води водопілля, які визначені за двома періодами у роботі [1] не припустимо, оскільки, кожен з періодів окремо є не репрезентативним для визначення статистичних параметрів: для періоду від початку спостережень до 1989 р. відбувається завищення параметрів (багатоводна фаза), а для періоду с 1989 по 2007 рр. – заниження (маловодна фаза). В той же час, більшість дослідників застосовують при аналізі однорідності та стаціонарності рядів спостережень тільки статистичні методи, зазвичай один або два, і не враховують циклічні коливання водного стоку річок. Такий підхід також не дозволяє отримувати достовірні результати. Отже, незважаючи на значну кількість публікацій для басейну р. Десна залишається актуальною задачею виконання ґрунтовної оцінки однорідності та стаціонарності не тільки максимальних витрат води весняного водопілля, але і основних метеорологічних чинників його формування, що дозволить визначити причини можливої неоднорідності рядів спостережень. Зрозуміло, що для отримання більш достовірних результатів така оцінка повинна виконуватися за гідролого-генетичними та статистичними методами одночасно. Раніше у праці [8] така оцінка багаторічної динаміки основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна (максимальні витрати води, максимальні запаси води

в снігу, суми від'ємної та додатної температури повітря за зимовий період, суми опадів за період весняного водопілля) була виконана, тому **метою** цієї статті є дослідження багаторічних коливань дат настання основних характеристик весняного водопілля (початку та закінчення водопілля, максимальних витрат води, максимальних запасів води в снігу), а також його тривалості.

Виклад основного матеріалу досліджень. Аналіз багаторічної динаміки дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна виконувався за даними спостережень 6 гідрологічних постів і 10 метеорологічних станцій на території України та 2 гідрологічних постів і 9 метеорологічних станцій на території Російської Федерації. Характеристика району дослідження дана у [8].

В якості основних методів дослідження у роботі використані гідролого-генетичні (сумарні, різницево-інтегральні криві, сумісні хронологічні графіки) та статистичні (узагальнені критерії Фішера і Ст'юдента, оцінка значимості лінійних трендів) методи оцінки однорідності і стаціонарності рядів спостережень, статистичні методи та методи просторового узагальнення розрахункових характеристик. Оцінка стаціонарності рядів дат настання основних характеристик весняного водопілля виконувалась шляхом оцінки статистичної значимості лінійних трендів на основі значимості коефіцієнта кореляції (R) при 5% рівні значимості згідно [9]. При побудові сумарних кривих дат настання характеристик весняного водопілля за початок відліку для їхнього чисельного вираження були прийняті самі ранні дати їхнього настання. Для порівняння результатів хронологічні графіки дат настання характеристик водопілля побудовані в модульних коефіцієнтах (K_i).

На графіках сумарних інтегральних кривих дат настання характеристик водопілля, які були побудовані для всіх гідрологічних постів та метеорологічних станцій в басейні р. Десна будь-яких суттєвих точок перелому напрямків кривих не виявлено, тобто ряди спостережень є однорідними. Приклад таких кривих для деяких постів наведено на рис. 1.

В той же час, виконана оцінка стаціонарності рядів спостережень на основі оцінки значимості лінійних трендів показала, що дати проходження максимальних витрат води по всіх гідрологічним постам має однорідні дані спостережень. В той же час дати настання максимальних запасів води в снігу мають 5 статистично значимих трендів з 12 рядів, які досліджувались, дати початку водопілля – 6 з 8, дати закінчення водопілля – 5 з 8, тривалість водопілля – 4 з 8 (табл. 1).

Аналіз різницевих інтегральних кривих показує, що дати початку водопілля, дати закінчення водопілля, дати настання максимальних запасів води в снігу, дати проходження водопілля та тривалість водопілля мають синхронні коливання (рис. 2). В період з 1884 до 1940 рр. дати початку водопілля мають стабільний характер (рис. 2 в). Дати закінчення водопілля та тривалість водопілля з 1884 по 1906 рр. мають такі ж коливання (рис. 2 г, д). На кривих дат закінчення водопілля до 1945 р. спостерігається зростаюча фаза циклічних коливань, тобто дати перемістились на більш пізні строки (червень-липень). Також тривалість водопілля до 1945 р. має зростаючу фазу циклічних коливань.

А ось дати початку водопілля до 1945 р. характеризуються більш-менш стабільними коливаннями. Далі йде зростаюча фаза, яка показує зміщення дат початку водопілля на більш пізні строки і триває до 1988 р. В цей же час дати закінчення водопілля мають спадаючу фазу, що свідчить про більш ранні строки закінчення водопілля, відповідно і тривалість водопілля зменшується. Починаючи з 1988 р. дати початку водопілля змістились на більш ранні строки (лютий-березень), що вказує на більш теплі зими з відлигами, що призводить до

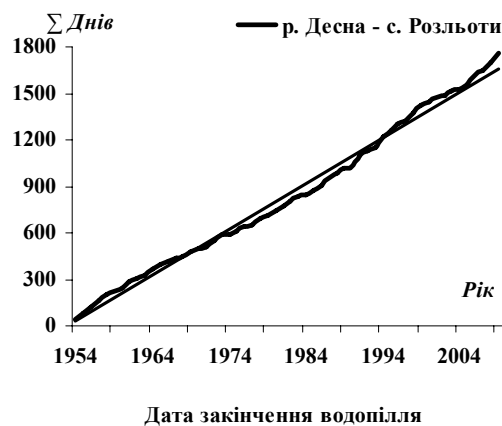
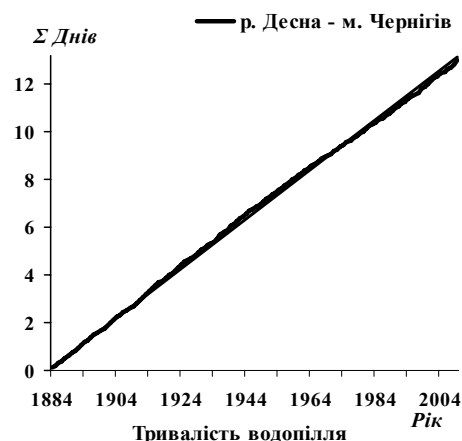
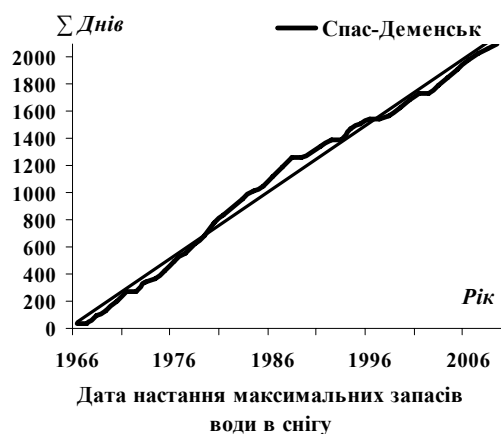
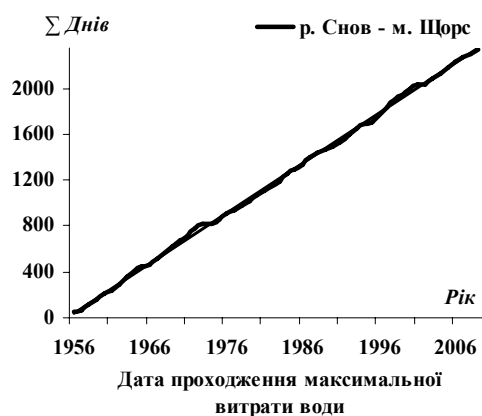
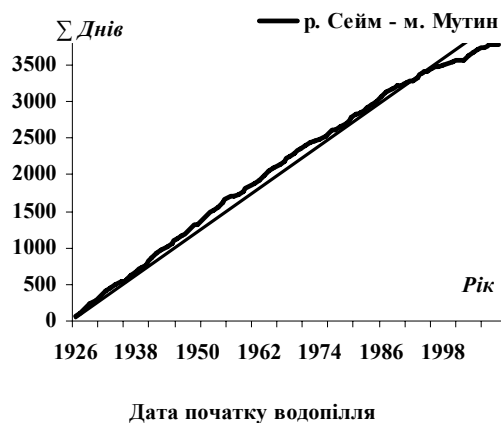


Рис. 1. Сумарні інтегральні криві дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна

зменшення запасів снігу і ранньому початку водопілля. Про такі зміни свідчить різницеві інтегральні криві дат настання максимальних запасів води в снігу (рис. 2 а), які характеризуються циклічними коливаннями, а починаючи з 1988 року спостерігається спадаюча фаза коливань по всім станціям, що вказує на більш ранні строки настання максимальних запасів води в снігу. Закінчення водопілля в цей же період має стабільні коливання, а в останні роки спостерігається зміщення на більш пізні дати, відповідно і тривалість водопілля починає зростати.

На всіх метеорологічних станціях спостерігаються синхронні коливання основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля незважаючи на те, що вони всі знаходяться в різних частинах досліджуваної території. Це свідчить про однорідність умов їхнього формування (рис. 3).

Таблиця 1. Значимі лінійні тренди основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна

Пост, станція	Період	Рівняння тренду	R	$2\sigma_R$
Дата настання максимальних запасів води в снігу				
Покошичі	1947-2009	$y = -2E-05x + 1,0448$	0,37	0,25
Семенівка	1947-2009	$y = -3E-05x + 1,0518$	0,42	0,24
Щорс	1947-2009	$y = -1E-05x + 1,0255$	0,28	0,23
Брянськ	1966-2009	$y = -1E-05x + 1,0294$	0,37	0,26
Обоянь	1966-2009	$y = -1E-05x + 1,0242$	0,30	0,24
Дата початку водопілля				
р. Сейм – с. Мутин	1926-2009	$y = -9E-06x + 1,0169$	0,48	0,17
р. Снов – м. Щорс	1956-2009	$y = -1E-05x + 1,0286$	0,50	0,21
р. Івотка – с. Івот	1952-2009	$y = -9E-06x + 1,0174$	0,37	0,23
р. Десна – с. Розльоти	1954-2009	$y = -1E-05x + 1,0233$	0,50	0,20
р. Десна – м. Брянськ	1900-2009	$y = -5E-06x + 1,0106$	0,40	0,16
р. Сейм – м. Рильськ	1935-2009	$y = -9E-06x + 1,0184$	0,46	0,18
Дата закінчення водопілля				
р. Десна – м. Чернігів	1884-2009	$y = -3E-06x + 1,005$	0,25	0,17
р. Сейм – с. Мутин	1926-2009	$y = -4E-06x + 1,0087$	0,31	0,20
р. Клевень – с. Шарпівка	1956-2009	$y = -1E-05x + 1,0189$	0,31	0,25
р. Снов – м. Щорс	1956-2009	$y = 1E-05x + 0,9786$	0,34	0,24
р. Івотка – с. Івот	1952-2009	$y = -1E-05x + 1,0251$	0,57	0,18
Тривалість водопілля				
р. Десна – м. Чернігів	1884-2009	$y = -0,0005x + 1,0295$	0,11	0,18
р. Сейм – с. Мутин	1926-2009	$y = 0,002x + 0,9161$	0,25	0,20
р. Снов – м. Щорс	1956-2009	$y = 0,0156x + 0,572$	0,59	0,18
р. Десна – с. Розльоти	1954-2009	$y = 0,0076x + 0,7844$	0,54	0,15

Таблиця 2. Середні дати настання основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна

Пост, станція	Період	Дата			
		початку водопілля	максимальної витрати	кінця водопілля	максимального запасу води в снігу
р. Десна – м. Чернігів	1900-2009	14.03	22.04	17.06	08.02
р. Сейм – с. Мутин	1927-2009	09.03	13.04	03.06	09.02
р. Клевень – с. Шарпівка	1956-2009	10.03	25.03	27.04	13.02
р. Снов – с. Носівка	1956-2009	06.03	29.03	13.05	06.02
р. Івотка – с. Івот	1952-2009	12.03	26.03	25.04	17.02
р. Десна – с. Розльоти	1954-2009	14.03	14.04	13.06	15.02
р. Десна – м. Брянськ	1900-2009	23.03	1 1.04	25.05	26.02
р. Сейм – м. Рильськ	1935-2009	18.03	8.04	23.05	21.02

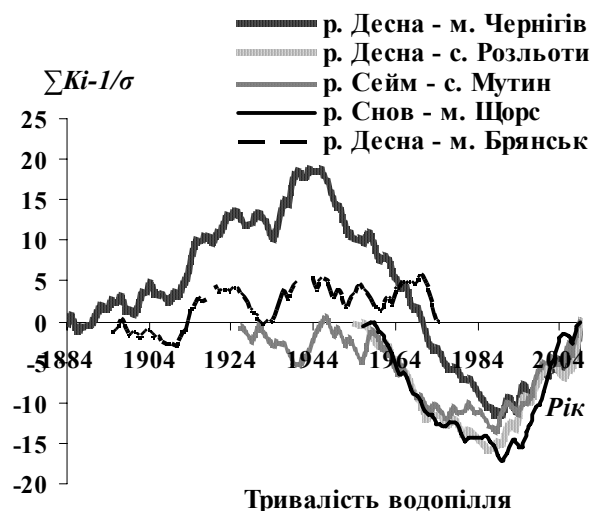
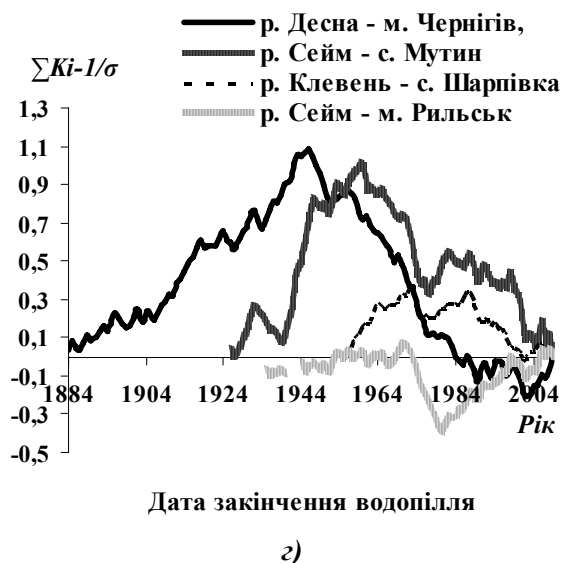
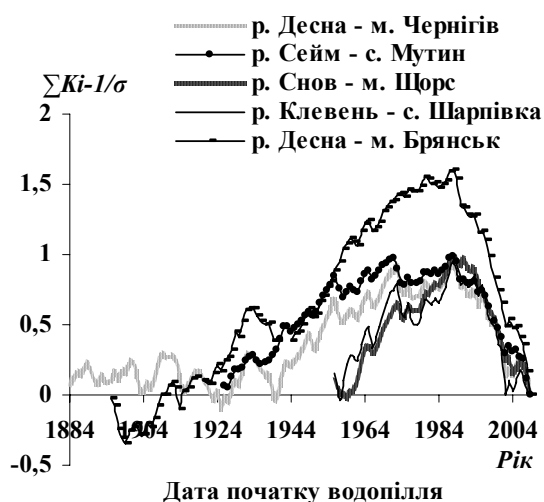


Рис. 2. Різницеви інтегральні криві основних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна

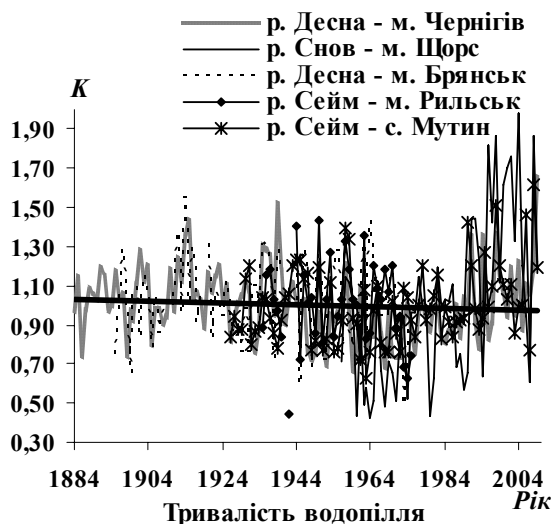
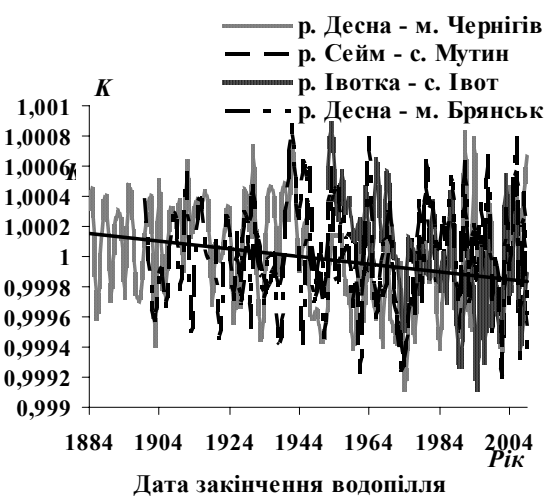
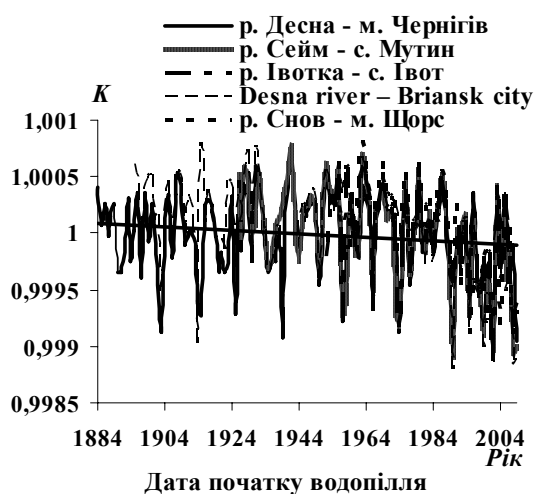


Рис. 3. Багаторічна динаміка та лінійні тренди дат настання основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна
Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

По отриманим даним, розміщеним в табл. 2, початок водопілля по басейну р. Десна припадає на першу та другу декаду березня. Середня дата настання максимальної витрати води припадає на третю декаду березня – першу декаду квітня, окрім на гідрологічному посту р. Десна – м. Чернігів максимальна витрата спостерігається в третю декаду квітня. Кінець водопілля спостерігається в проміжку від третьої декади квітня до другої декади червня. Найбільш пізньою датою кінця водопілля характеризується гідрологічний пост р. Десна – м. Чернігів. Лютий місяць характеризується максимальними запасами води в снігу по всьому басейну досліджуваної території.

Висновки. Багаторічна динаміка дат настання основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля має статистично значимі тренди по деяких рядах спостережень при 5% рівні значимості. Проте, виконаний аналіз сумарних, різницево-інтегральних кривих та сумісних хронологічних графіків не виявив будь-яких суттєвих змін тенденцій у формуванні характеристик.

Статистично значимі тренди мають тимчасовий характер та обумовлюються циклічними коливаннями.

Оцінка стаціонарності рядів спостережень на основі оцінки значимості лінійних трендів не дозволяє отримати достовірні результати, оскільки при цьому не враховуються циклічні коливання. Саме тому, такі результати обов'язково необхідно підтверджувати аналізом однорідності за гідролого-генетичними методами.

Дати настання основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна мають циклічні коливання, які і обумовлюють в останні роки зменшення тривалості водопілля, зміщення дат початку водопілля та дат настання максимальних запасів води в снігу на більш ранні.

Отримані результати надалі дозволять одержати розрахункові характеристики дат настання основних гідрометеорологічних характеристик: дат настання максимальних запасів води в снігу, дат проходження максимальних витрат води, дат початку та кінця водопілля та тривалості водопілля.

Список літератури

1. *Чорноморець Ю. О.* Багаторічна динаміка термінів проходження весняного водопілля на річках басейну Десни / Ю. О. Чорноморець, К. Т. Фріндт // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т.4(21). – С. 56-67.
2. *Гопченко Є. Д.* Розрахункова схема весняного стоку в басейні р. Сейм / Є. Д. Гопченко, В. М. Бойко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2002. – Т. 5. – С. 137-141.
3. *Фоменко Я. А.* Особенности формирования и характеристики выдающегося весеннего половодья 1970 г. в бассейне Десны / Я. А. Фоменко, В. И. Николаев // Труды УкрНИГМИ. – 1976. – Вып. 143. – с. 56-72.
4. *Чорноморець Ю. О.* Оцінка часового розподілу стоку води р. Десна за період весняного водопілля / Ю. О. Чорноморець, О. І. Лук'янець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 4(21). – С. 56-67.
5. *Чорноморець Ю. О.* Багаторічна динаміка режиму живлення річки Десна / Ю. О. Чорноморець // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 80-93.
6. *Вишневецький В. І.* Зміни клімату та річкового стоку на території України та Білорусі / В. І. Вишневецький // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2001. – Вип. 249. – С. 89-105.
7. *Шакірзанова Ж. Р.* Аналіз та просторове узагальнення строків проходження весняних водопіль на рівнинних річках України. / Ж. Р. Шакірзанова // Вісник ОДЕКУ. – 2008. – Вип. 6. – С. 157-164.
8. *Gorbachova L.* Long-term dynamics of the main hydrometeorological characteristics of spring flood in the Desna River's basin / L. Gorbachova, O. Kolianchuk // Conference proceeding "Water resource and wetlands" (Tulcea, Romania, 14-16 Sep. 2012) ; [Casretescu P, Lewis W., Bretcan P. (eds.)]. – Tulcea, 2012. – P. 174-179.
9. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчётных значений по неоднородным данным. – М. : ГГИ, 2010. – С. 39-40.

Часові закономірності дат настання основних характеристик весняного водопілля в басейні річки Десна

Горбачова Л.О., Кошкіна О.В.

В даній статті наводяться результати оцінки однорідності та стаціонарності основних гідрометеорологічних характеристик весняного водопілля в басейні р. Десна, а саме дат настання максимальних запасів води в снігу, дат початку водопілля, дат проходження максимальних витрат води, дат закінчення водопілля та тривалості водопілля. Стаціонарність гідрометеорологічних характеристик досліджено на основі оцінки значимості лінійних трендів при 5% рівні значимості. Однорідність рядів спостережень визначалася за сумарною інтегральною кривою.

Ключові слова: весняне водопілля; дати; однорідність; стаціонарність; різниці інтегральні криві.

Временные закономерности дат наступления основных характеристик весеннего половодья в бассейне реки Десна

Горбачева Л.А., Кошкина О.В.

В данной статье приводятся результаты оценки однородности и стационарности основных гидрометеорологических характеристик весеннего половодья в бассейне р. Десна, а именно дат наступления максимальных запасов воды в снеге, дат начала половодья, дат прохождения максимальных расходов воды, дат окончания половодья и продолжительности половодья. Стационарность гидрометеорологических характеристик исследована на основе оценки значимости линейных трендов при 5% уровне значимости. Однородность рядов наблюдений определялась по суммарной интегральной кривой.

Ключевые слова: весеннее половодье, даты; однородность; стационарность; разностные интегральные кривые.

The time regularities of the dates occurrence of the main characteristics of spring flood in the basin of the Desna River

Gorbachova L.O, Koshkina O.V.

This paper presents the results of the estimation of the homogeneity and stationarity of the main characteristics of spring flood in the basin of the Desna River, namely the dates of the maximum water equivalent of snow cover occurrence, the dates of the flood beginning, the dates of the maximum water discharge occurrence, the dates of the flood ending, and the flood duration. The stationarity of the hydrometeorological characteristics was researched on the base of the estimation of the linear trends significance at the 5% significance level. The homogeneity of the observations data was determined by the total integral curve.

Keywords: spring flood, dates, homogeneity, stationarity, difference integral curves.

Надійшла до редколегії 02.03.2013

УДК 556.013:282.05

Коржов Є. І.

Херсонська гідробіологічна станція НАН України

ЗОВНІШНІЙ ВОДООБМІН РУСЛОВОЇ ТА ОЗЕРНОЇ СИСТЕМ ПОНИЗЗЯ ДНІПРА В СУЧАСНИЙ ПЕРІОД

Ключові слова: зовнішній водообмін; пониззя Дніпра; руслова мережа; водойми

Вступ. Механізми водообміну в русловій та придатковій мережах пониззя Дніпра залежать від багатьох факторів та мають різний генезис утворення. Основним фактором, що зумовлює зовнішній водообмін у заплавах водойм пониззя Дніпра, є короткочасні коливання рівня у русловій мережі, спричинені попусками води Каховської ГЕС [8]. Окрім величини коливання рівня води, на водообмінні процеси водойм досліджуваної території впливає режим роботи Каховського гідровузла. Оскільки в сучасний період Каховська ГЕС працює в переважно однопіковому режимі попусків, типовим для пониззя є один підйом та

один спад рівня води протягом доби. За таких умов вода надходить з руслової мережі до водойм один раз. У періоди, коли гідровузол працює у двохпіковому режимі, цикл підняття – спаду рівня води у руслі відмічається двічі протягом доби. У цьому випадку вода до водойм надходить два рази за добу, що посилює їх зовнішній водообмін майже вдвічі. Водообмін руслової мережі пониззя головним чином залежить від об'єму стоку. Чим більший об'єм води скидається у нижній б'єф, тим швидше відбувається процес зміни водних мас у руслі та рукавах.

Матеріали та методи. Водообмінні процеси у водоймах пониззя Дніпра оцінювалися за показником періоду зовнішнього водообміну, що розраховувався за загальноприйнятою методикою. Водообмін руслової мережі оцінювався за двома показниками: період зовнішнього водообміну та проточність (V_{cp}) [7]. Як для водойм, так і для водотоків Нижнього Дніпра ці показники є найбільш інформативними.

В якості вихідних при розрахунках використано: наявні картографічні та гідрологічні дані, архівні відомості щодо режиму роботи Каховської ГЕС, матеріали авторських натурних досліджень, відкрита інформація щодо стану екосистем водних об'єктів та відомі методичні розробки.

Результати досліджень та їх обговорення. Добові попуски води Каховської ГЕС впродовж всього року зумовлюють короточасні коливання рівня води протягом доби у русловій системі Нижнього Дніпра. Виключення становлять весняні місяці, коли ГЕС працює у безпіковому режимі, тобто скидає постійний об'єм води протягом доби, не спричиняючи коливань рівня у нижньому б'єфі. Встановлено, що кількість днів роботи у безпіковому режимі за рік прямо пропорційна річним значенням водності Дніпра. Коефіцієнт кореляції між цими величинами дорівнює 0,82. В інші періоди року відмічаються попуски води один чи два рази за добу (рис.1), які в залежності від їх об'єму та тривалості спричиняють коливання рівня у русловій мережі всього пониззя.

H , см

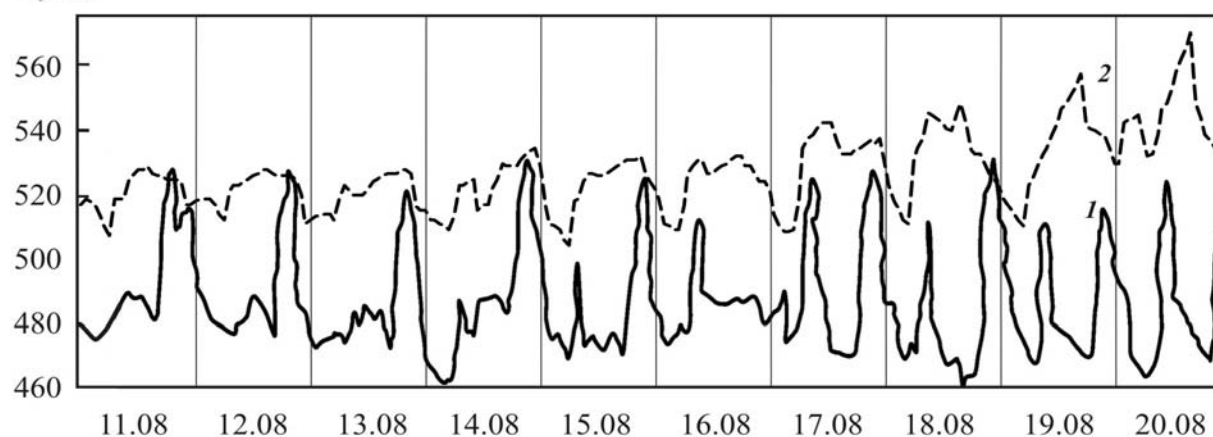


Рис.1. Типовий хід рівня води в нижньому б'єфі Каховської ГЕС в літньо-осінній період (H – відмітка над «0» графіка в/п Н.Каховка): серпень 1982 (1) та 2010 (2) років

Раніше, протягом багатьох років Каховська ГЕС працювала в переважно двохпіковому режимі попусків води протягом доби. При цьому перевищення витрат води при попусках над базовими (міжпопусковими витратами) складало в середньому $1350 \text{ м}^3/\text{с}$ [9].

Такий режим роботи гідровузла був сприятливим для функціонування екосистеми Нижнього Дніпра [6,11], яка формувалась під його впливом майже 40 років. За даними добових відомостей вироблення електроенергії, було з'ясовано,

що у 80-ті роки минулого століття два піки протягом доби спостерігались у 42% випадків, один – у 27% та у безпіковому режимі гідроелектростанція працювала у 31% випадків.

В сучасний період (починаючи з 1994 р.) режим роботи Каховської ГЕС змінився з переважно двохпікового на переважно однопіковий. Зараз два піки протягом доби відмічається лише у 9% випадків, один – 55%, на безпіковий режим припадає 36%.

Очевидно, що така зміна режиму роботи Каховського гідровузла не на користь екосистемі пониззя Дніпра. На даний час існує ряд наукових праць, що свідчать про погіршення її екологічного стану. Так, натурні дослідження Херсонської гідробіологічної станції НАН України показують, що екологічний стан пониззя Дніпра погіршився за багатьма показниками [1].

Пониззя Дніпра є районом, де не залишилося ділянок з природними умовами існування гідробіонтів. Гідрографічна мережа пониззя за останні роки зазнала змін. Активізувались процеси, пов'язані з заростанням та пересиханням невеликих озер, проток, ериків, формуванням стариць.

В останнє десятиріччя відмічено підвищення видового різноманіття синьозелених водоростей, котрі зайняли друге місце після зелених [1]. Частка водоростей *Bacillariophyta* та *Chlorophyta* в сучасний період зменшилась, натомість збільшилась частка *Cyanophyta* та *Euglenophyta* у структурі фітопланктону, що свідчить про евтрофування водних екосистем досліджуваного регіону.

За показником «кількість сапрофітних бактерій», що характеризує забруднення побутовими стоками та є показником трофічного стану водних об'єктів, лише у русловій мережі Дніпра вода відповідає категорії «добра». В багатьох водоймах і протоках пониззя вода відноситься до категорії «брудна» [5].

Протягом останніх десяти років відмічається збільшення розмірів заростей вищої водної рослинності в зонах мілководь. В теперішній час вони сягають 20 – 30 м за шириною, в той час як у 50-х роках минулого сторіччя їх ширина не перевищувала 5–10 м. Зіставлення літературних джерел щодо складу рослинних формацій з сучасними даними натурних досліджень виявило незворотні зміни у стані екосистеми пониззя Дніпра [1].

Закономірності розподілу макрзообентосу пониззя Дніпра у порівнянні з минулими роками збереглися, однак кількісні показники (біомаса, питома кількість фауністичних груп, щільність гідробіонтів) значно знизилися [1].

Основним чинником, що призвів до вищезазначених змін екологічного стану пониззя, є послаблення водообмінних процесів, зумовлене переходом Каховської ГЕС на переважно однопіковий режим роботи впродовж доби. Незважаючи на те, що внутрішньодобові коливання витрат води при одноразових попусках в теперішній час можуть навіть перевищувати 1350 м³/с, вплив їх на водообмін між русловою та придатковою мережами пониззя послабився майже вдвічі [9]. Впродовж року цей вплив на зовнішній водообмін особливо помітний у літньо-осінній період, коли поряд з абіотичними факторами формування екологічного стану пониззя суттєвої ролі набувають біотичні чинники, в основному заростання проток вищою водною рослинністю.

Нами були розраховані періоди зовнішнього водообміну водойм пониззя у сучасний період та зіставлені з їх значеннями у 80-ті роки минулого століття [8]. Розрахунки представлені у табл.1.

З наведених даних видно, що в сучасний період у порівнянні з попередніми роками водообмінні процеси у водоймах пониззя помітно послабились. Найбільше їх зниження спостерігається у водоймах придельтової ділянки пониззя Дніпра,

водний режим яких зазнає найбільшого впливу роботи Каховської ГЕС. Періоди зовнішнього водообміну тут збільшилися в середньому на 3 доби за останні 30 років, що у значеннях відносних відхилень складає 34,1%. В озерах Довге, Хрещате, Кругле, Собецький лиман ця різниця сягає значень 47,6 – 48,6%.

Таблиця 1. Період зовнішнього водообміну основних водойм пониззя Дніпра

Ділянка	Назви водойм	Період водообміну, доба		Збільшення періоду водообміну	
		у 80-ті роки	сучасний	доба	відсотки
Придельтова ділянка Дніпра	оз. Довге	9,71	14,34	4,63	47,7
	оз. Хрещате	9,53	14,07	4,54	47,6
	оз. Кругле	11,39	16,93	5,54	48,6
	Верхній Собецький л-н	9,57	14,14	4,57	47,8
	Нижній Собецький л-н	1,66	2,45	0,79	47,6
	оз. Великі Дуплечі	9,82	14,29	4,47	45,5
	оз. Малі Дуплечі	17,77	25,83	8,06	45,4
	оз. Лебедине	11,01	15,74	4,73	43,0
	Казначіївський лиман	2,50	3,50	1,00	40,0
	Фроловський лиман	2,65	3,58	0,93	35,1
	Олексіївський лиман	7,03	7,84	0,81	11,5
	Голубов лиман	4,69	5,33	0,64	13,6
	оз. Вчорашнє	6,34	7,19	0,85	13,4
	оз. Кругле	7,27	7,93	0,66	9,1
	оз. Бурякове	11,30	13,01	1,71	15,1
Дельта Дніпра	оз. Дикеньке	11,86	13,15	1,29	10,9
	оз. Полякове	9,61	10,64	1,03	10,7
	Кардашинський лиман	7,58	8,27	0,69	9,1
	оз. Назарово-Погоріле	19,05	21,79	2,74	14,4
	оз. Закитне	8,00	8,92	0,92	11,5
	оз. Скадовськ-Погоріле	16,43	18,92	2,49	15,2
	оз. Рогозувате	11,54	13,95	2,41	20,9
	оз. Безмен	9,27	9,63	0,36	3,9
	оз. Чичужне	5,78	6,12	0,34	5,9
	оз. Виноградне	9,44	9,58	0,14	1,5
	оз. Горіле	21,75	23,48	1,73	8,0
	оз. Нижнє Солонецьке	10,54	11,33	0,79	7,5
	оз. Бублиця	5,40	6,00	0,60	11,1
	оз. Нижній Круглик	9,52	10,08	0,56	5,9
	оз. Борщове	10,20	11,42	1,22	12,0
	оз. Золоте	7,51	8,06	0,55	7,3
	оз. Дідове	7,52	8,55	1,03	13,7
	зтока Збур'ївський кут	6,55	7,30	0,75	11,5
	оз. Краснюкове	7,54	8,39	0,85	11,3
	оз. Гапка	7,09	7,89	0,80	11,3
	оз. Лягушаче	11,72	12,59	0,87	7,4

Водойми, які розташовані в дельтовій частині Дніпра, значних змін у водообмінних процесах за останні 30 років не зазнали. У них, за рахунок природного коливання рівня води внаслідок рівневих денівеляцій Дніпровсько-

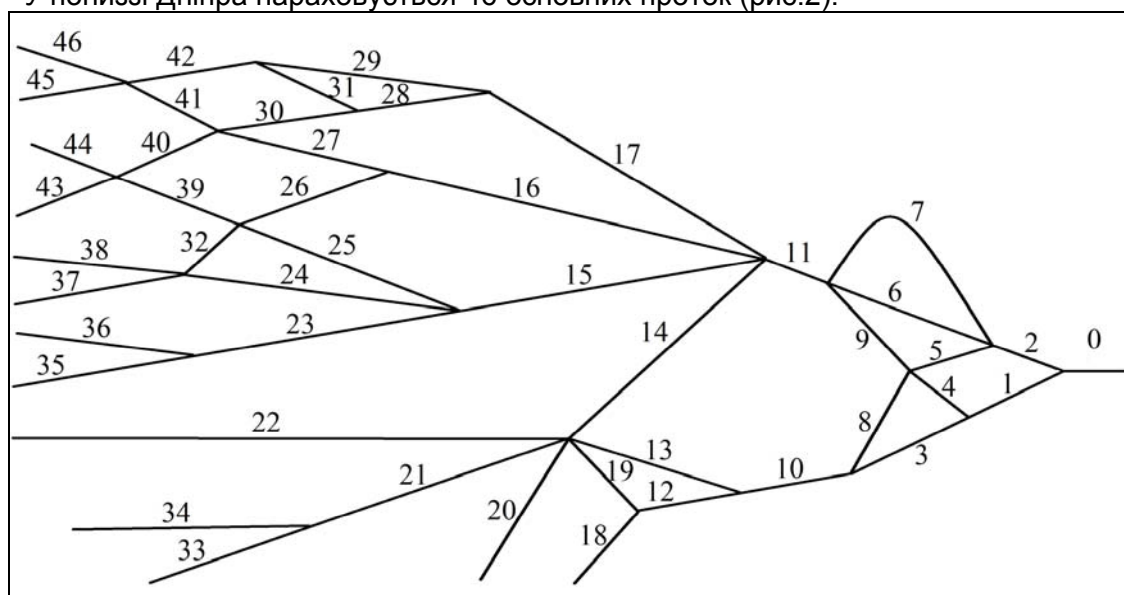
Бузького лиману, періоди зовнішнього водообміну в середньому змінилися лише на 10% від тих, якими вони були у 80-ті роки минулого століття. Незважаючи на збільшення періоду зовнішнього водообміну водойм за рахунок зміни режиму роботи Каховської ГЕС, у дельті (нижче м. Херсон) коливання рівня лиману лишаються провідними чинниками водообмінних процесів у заплавах водойм.

Водообмін руслової мережі дещо інший. Інтенсивність його залежить від добового об'єму попуску та руслової ємності. Проточність (середня швидкість течії в середньому поперечному перерізі) для окремих рукавів пониззя розраховується за формулою:

$$V_{cp} = Q_{пр} / S_{cp}, \quad (1)$$

де $Q_{пр}$ – добова витрата води в протоці ($\text{м}^3/\text{с}$), що визначається як частка від загальної витрати в основному руслі Дніпра у створі Каховської ГЕС, S_{cp} – середня площа поперечного перерізу протоки.

У пониззі Дніпра нараховується 46 основних проток (рис.2).



Цифри над лініями – номери водотоків

Рис.2. Схема руслової мережі пониззя Дніпра

У роботі [3] наведені результати розрахунків частки стоку в рукавах дельти Дніпра за методом ітерацій [4]. На їх основі, враховуючи сучасні дані щодо стоку Дніпра, ми розраховували розподіл витрат по рукавах та визначили проточність руслової мережі пониззя у характерні періоди року (табл. 2).

Середні річні значення проточності руслової мережі Нижнього Дніпра коливаються в межах від 0,03 до 0,33 м/с. Найбільш проточними є основне русло Дніпра та головні магістральні рукави (Рвач, Бакай, Голопристанська Конка).

Протягом року найбільша проточність руслової мережі пониззя відмічається в період весняного водопілля (березень–травень), найменша – під час літньо-осінньої межени (липень–вересень). В зимовий період проточність сягає значень дещо вищих за середньорічні.

Такі значення проточності руслової мережі пониззя Дніпра не є високими. В основному руслі її значення протягом року варіює в межах 0,17–0,36 м/с – це майже вдвічі менше проточності головних рукавів в дельтах інших великих річок. Наприклад, проточність основного рукава Нижньої Волги складає в середньому 0,60–0,65 м/с, сягаючи інколи 1,00 м/с [2]. В Кілійському рукаві дельти Дунаю середня проточність складає 0,6 м/с та коливається в межах 0,20–2,50 м/с [10].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

Таблиця 2. Проточність руслової мережі пониззя Дніпра у різні сезони року

Номер рукава	Назви рукавів	Частка стоку в рукаві	Проточність у різні пори року, м/с			
			зима	весна	літо-осінь	середня за рік
0	Основне русло Дніпра	1,000	0,274	0,358	0,167	0,267
1	Цюрупінська Конка	0,030	0,148	0,193	0,090	0,144
2	Дніпро (Херсон)	0,970	0,205	0,268	0,125	0,200
3	Чайка	0,014	0,096	0,126	0,059	0,094
4	Цюрупінська Конка 2	0,017	0,067	0,088	0,041	0,065
5	Старий Дніпро	0,270	0,129	0,169	0,079	0,126
6	Вільховий Дніпро	0,660	0,232	0,303	0,142	0,226
7	Кошова	0,035	0,115	0,150	0,070	0,112
8	Голопристанська Конка	0,140	0,230	0,301	0,140	0,224
9	Старий Дніпро 2	0,150	0,180	0,235	0,110	0,175
10	Голопристанська Конка 2	0,150	0,230	0,301	0,140	0,224
11	Забіч	0,850	0,336	0,440	0,205	0,328
12	Голопристанська Конка 3	0,140	0,175	0,230	0,107	0,171
13	Солониха	0,016	0,105	0,137	0,064	0,102
14	Серединка	0,025	0,098	0,128	0,060	0,095
15	Бакай	0,480	0,221	0,289	0,135	0,215
16	Рвач	0,330	0,260	0,340	0,159	0,254
17	Підпільня	0,009	0,111	0,145	0,068	0,108
18	Канава	0,006	0,276	0,361	0,169	0,269
19	Голопристанська Конка 4	0,130	0,159	0,209	0,097	0,155
20	Переволока	0,001	0,197	0,258	0,120	0,192
21	Голопристанська Конка 5	0,160	0,170	0,223	0,104	0,166
22	Нетребка	0,011	0,072	0,095	0,044	0,070
23	Бакай 2	0,420	0,193	0,253	0,118	0,188
24	протока Старий Дніпро	0,011	0,120	0,157	0,073	0,117
25	Домаха	0,050	0,172	0,226	0,105	0,168
26	Вільхова	0,024	0,099	0,130	0,061	0,097
27	Рвач 2	0,300	0,295	0,387	0,181	0,288
28	Борщовка	0,004	0,055	0,072	0,034	0,054
29	Підпільня 2	0,006	0,074	0,097	0,045	0,072
30	Борщовка 2	0,002	0,028	0,036	0,017	0,027
31	Гирло	0,002	0,055	0,072	0,034	0,054
32	Домаха 2	0,060	0,098	0,129	0,060	0,096
33	Стара Конка	0,012	0,055	0,072	0,034	0,054
34	Нова Конка	0,140	0,161	0,211	0,098	0,157
35	Бакай	0,380	0,107	0,140	0,065	0,104
36	Свинячка	0,037	0,075	0,098	0,046	0,073
37	Домаха 3	0,050	0,115	0,150	0,070	0,112
38	Василькова	0,016	0,147	0,192	0,090	0,143
39	Вільхова 2	0,020	0,138	0,180	0,084	0,134
40	Литвинка	0,018	0,124	0,162	0,076	0,121
41	Рвач 3	0,290	0,285	0,373	0,174	0,278
42	Озеро Дідове	0,007	0,024	0,032	0,015	0,024
43	Бугаз	0,021	0,018	0,024	0,011	0,018
44	Литвинка 2	0,017	0,130	0,170	0,080	0,127
45	Рвач 4	0,290	0,306	0,401	0,187	0,299
46	Рвач 5	0,004	0,049	0,064	0,030	0,048

**Таблиця 3. Періоди зовнішнього водообміну водотоків пониззя Дніпра
у різні сезони року**

Номер рукава	Назви рукавів	Об'єм води в рукаві, тис. м ³	Період водообміну, доба			
			зима	весна	літо-осінь	середній за рік
0	Основне русло Дніпра	343000	2,88	2,20	4,71	2,95
1	Цюрупінська Конка	4900	1,37	1,05	2,24	1,41
2	Дніпро (Херсон)	91400	0,79	0,60	1,29	0,81
3	Чайка	3600	2,16	1,65	3,53	2,21
4	Цюрупінська Конка 2	3850	1,90	1,45	3,11	1,95
5	Старий Дніпро	14400	0,45	0,34	0,73	0,46
6	Вільховий Дніпро	34500	0,44	0,34	0,72	0,45
7	Кошова	6680	1,60	1,22	2,62	1,64
8	Голопристанська Конка	2520	0,15	0,12	0,25	0,15
9	Старий Дніпро 2	8050	0,45	0,34	0,74	0,46
10	Голопристанська Конка 2	4950	0,28	0,21	0,45	0,28
11	Забіч	16400	0,16	0,12	0,26	0,17
12	Голопристанська Конка 3	3300	0,20	0,15	0,32	0,20
13	Солониха	1680	0,88	0,67	1,44	0,90
14	Серединка	1770	0,59	0,45	0,97	0,61
15	Бакай	19200	0,34	0,26	0,55	0,34
16	Рвач	10300	0,26	0,20	0,43	0,27
17	Підпільня	179	0,17	0,13	0,27	0,17
18	Канава	60	0,08	0,06	0,14	0,09
19	Голопристанська Конка 4	338	0,22	0,17	0,36	0,22
20	Переволока	10	0,06	0,04	0,10	0,06
21	Голопристанська Конка 5	7770	0,41	0,31	0,67	0,42
22	Нетребка	945	0,72	0,55	1,18	0,74
23	Бакай 2	9000	0,18	0,14	0,29	0,18
24	протока Старий Дніпро	1390	1,06	0,81	1,74	1,09
25	Домаха	920	0,15	0,12	0,25	0,16
26	Вільхова	733	0,26	0,20	0,42	0,26
27	Рвач 2	2520	0,07	0,05	0,12	0,07
28	Борщовка	200	0,42	0,32	0,69	0,43
29	Підпільня 2	336	0,47	0,36	0,77	0,48
30	Борщовка 2	160	0,67	0,51	1,10	0,69
31	Гирло	30	0,13	0,10	0,21	0,13
32	Домаха 2	2270	0,32	0,24	0,52	0,33
33	Стара Конка	960	0,67	0,51	1,10	0,69
34	Нова Конка	2040	0,12	0,09	0,20	0,13
35	Бакай	14700	0,32	0,25	0,53	0,33
36	Свинячка	2050	0,47	0,36	0,76	0,48
37	Домаха 3	720	0,12	0,09	0,20	0,12
38	Василькова	180	0,09	0,07	0,15	0,10
39	Вільхова 2	360	0,15	0,12	0,25	0,15
40	Литвинка	560	0,26	0,20	0,43	0,27
41	Рвач 3	3090	0,09	0,07	0,15	0,09
42	Озеро Дідове	120	0,14	0,11	0,24	0,15
43	Бугаз	1760	0,70	0,54	1,15	0,72
44	Литвинка 2	288	0,14	0,11	0,23	0,15
45	Рвач 4	1700	0,05	0,04	0,08	0,05
46	Рвач 5	146	0,31	0,23	0,50	0,31

Для оцінки водообмінних процесів руслової мережі також можна використовувати традиційний показник – період зовнішнього водообміну. Його динаміка за сезонами наведена в табл. 3.

Період зовнішнього водообміну руслової мережі пониззя змінюється від 0,05 до 2,95 діб. Повільніше всього вода змінюється в основному руслі Дніпра, Чайці, Кошовій та Цюрупінській Конці. До проток з максимально швидким водообміном відносяться протоки Канава, Переволока, середня частина рукава Рвач. Водотоки пониззя за періодом зовнішнього водообміну можна поділити на три групи. До першої належать протоки, у яких вода змінюється менше ніж за 0,15 доби (майже 4 години). Період водообміну проток другої групи складає 0,16–1,0, третьої – більше однієї доби.

Якщо оцінювати проточність системи пониззя Дніпра взагалі (орієнтовно її ємність складає 0,64 км³), то можна визначити, що за рік вона промивається дніпровською водою майже 66 разів (один раз за 5,5 доби). Це достатньо висока проточність для такого великого водного об'єкта. Однак, зазначимо, що водна система Кілійської дельти Дунаю промивається дунайською водою ще швидше – в середньому за 3 доби. Внутрішньорічні коливання періоду зовнішнього водообміну руслової мережі пониззя Дніпра невеликі, що зумовлюється регулюванням стоку каскадом водосховищ. Так наприклад, взимку руслова система пониззя промивається за 5,0–5,6 діб, а в період весняного водопілля вода тут змінюється за 3,7–4,5 доби.

Висновки. Водообмінні процеси у водоймах пониззя Дніпра в останні роки послабилися. Основною причиною цього є перехід Каховської ГЕС з переважно двохпікового режиму на переважно однопіковий режим попусків протягом доби. Найбільш вагомі зміни показників зовнішнього водообміну відмічаються у водоймах придельтової ділянки пониззя. Період їх зовнішнього водообміну збільшився в середньому на 34% у порівнянні з тим, який спостерігався у 80-ті роки минулого століття. Водойми дельтової ділянки пониззя Дніпра, за рахунок переважної дії на них природних коливань рівня води у Дніпровсько-Бузькому лимані, значних змін у водообмінних процесах не зазнали.

У русловій мережі пониззя вода змінюється в середньому один раз за 5,5 доби. По окремих рукавах значення періоду зовнішнього водообміну складає всього 0,05–2,95 діб. Сезонні коливання показників водообміну водотоків незначні внаслідок зарегульованості стоку Дніпра.

Список літератури

1. *Алексенко Т. Л.* Итоги работы Херсонской гидробиологической станции НАН Украины по изучению биоразнообразия водных систем Днепро-бугской устьевой области / Т. Л. Алексенко // Современные проблемы гидроэкологии. Перспективы, пути и методы решений : Материалы III Междунар. науч. конф. – Херсон : ПП Вишемирський В.С., 2012. – С. 3–6.
2. *Вишневський В. І.* Гідрологічний режим Нижньої Волги / В. І. Вишневський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 10. – С. 66–72.
3. *Гільман В. Л.* Розподілення стоку по основних рукавах дельти Дніпра / В. Л. Гільман, В. Б. Медвецька // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту. Серія: Біологія. Спецвип. "Гідроекологія". – 2005. – №3 (26). – С. 35–45.
4. *Иванов В. В.* Метод расчета стоковой составляющей колебаний уровней в устьях рек / В. В. Иванов // Тр. ААНИИ. – 1968. – Т. 283. – С. 12–29.
5. *Кучерява А. М.* Якість води деяких водотоків Нижнього Дніпра за мікробіологічними показниками / А. М. Кучерява // Наукові читання, присвячені Дню науки. Вип.3 : 3б. наук. праць. – Херсон : ПП Вишемирський В.С., 2010. – С. 17–19.
6. Управление состоянием экосистем и качеством воды в устьевом участке Днепра. Ч. 1-2 / Оксиук О. П., Тимченко В. М., В.С. Полищук и др. – К. : Віпол. – Ч. 1. – 1996, ч. 2 – 1997.
7. *Пикуш Н. В.* Расчет водообмена и проточности водоемов / Н. В. Пикуш // Гидробиол. журн. – 1972. – 8, №4. – С. 97-100.
8. *Тимченко В. М.* Внешний водообмен пойменных водоемов устьевых участка Днепра как фактор управления их экосистемами / В. М. Тимченко // Гидробиол. журн. – 1996. – Т. 32, №5. – С. 90-102.
9. *Тимченко*

В. М. Основні фактори погіршення екологічного стану пониззя Дніпра / Тімченко В. М., Гільман В. Л., Коржов Є. І. // Гідрологія, гідрохімія, гідроекологія. – 2011. – Т. 3(24). – С. 138–144. **10.** Тімченко В. М. Екологічно значущі елементи гідрології Кілійської дельти Дунаю в сучасний період / В. М. Тімченко, О. В. Тімченко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 325–330. **11.** Timchenko V. A model for ecosystem state and water quality management in the Dnieper River delta / Timchenko V., Oksiyuk O., Gore J. // Ecological Engineering. – 2000. – 16. – P. 119–125.

Зовнішній водообмін руслової та озерної систем пониззя Дніпра в сучасний період

Коржов Є. І.

Проаналізовані зміни водообмінних процесів водних об'єктів пониззя Дніпра за останні 30 років. Виявлено, що послаблення водообмінних процесів у сучасний період зумовлене зміною режиму роботи Каховської ГЕС.

Ключові слова: зовнішній водообмін; пониззя Дніпра; руслова мережа; водойми.

Внешний водообмен русловой и озерной систем низовья Днепра в современный период

Коржов Е. И.

Проанализированы изменения водообменных процессов водных объектов низовья Днепра за последние 30 лет. Выявлено, что ослабление водообменных процессов в низовье в современный период обусловлено изменением режима работы Каховской ГЭС.

Ключевые слова: внешний водообмен; низовье Днепра; русловая сеть; водоемы.

External water-exchange of Lower Dnieper riverbed and lakes systems in modern period

Korzhov E.I.

The change of water exchange processes in water objects of Lower Dnieper has been analyzed for last 30 years. It is found that decrease of water exchange processes in modern period is determined by change of operation regime of Kakhovka HEPS.

Keywords: external water exchange; Lower Dnieper; riverbed; lakes.

Надійшла до редколегії 23.01.2013

УДК 556.114.6:546.28(282.247.3)

Дика Т. П., Жежеря В. А., Линник П. М.

Інститут гідробіології НАН України, м.Київ

ВМІСТ ТА ФОРМИ ЗНАХОДЖЕННЯ СИЛІЦІЮ У ВОДІ РІЧКИ ТЕТЕРІВ

Ключові слова: силіцій; форми знаходження; завись; молекулярно-масовий розподіл; р.Тетерів

Постановка та актуальність проблеми. До найпоширеніших хімічних елементів земної кори належать кисень і силіцій, кларки яких становлять відповідно 47,0 і 29,5%. У природі силіцій знаходиться у складі різних сполук: кремнезему, силікатів та алюмосилікатів. Частка кремнезему у літосфері у вигляді мінералів кварцу, халцедону й опалу досягає 12,0%. Крім того, силіцій – постійний компонент прісних та солоних морських вод [1, 7, 16, 19]. Його концентрація у поверхневих водах коливається в межах від слідових кількостей до 49 мг/дм³ [10]. У маломінералізованих прісних водах сполуки силіцію домінують, досягаючи майже 50% загальної мінералізації. Висока частка силіцію характерна для водних об'єктів північних широт, оскільки загальна мінералізація води в них низька, а силіцій є головним елементом [8].

Особливість силіцію як хімічного елемента полягає в тому, що переважна більшість його сполук, зокрема силікати – це важливі породоутворюючі мінерали всіх магматичних та більшості осадових гірських порід. Проте його низька міграційна здатність зумовлена, вочевидь, структурою силікатів, оскільки в них зв'язок між іонами кисню і силіцію значно сильніший, ніж з металами, які виконують роль катіонів в кристалічній структурі силікатів [3].

Силіцій належить до біогенних елементів, оскільки важливий та необхідний для всіх живих організмів. Відносний його вміст у складі переважної більшості живих організмів знаходиться в межах 0,001–0,1%. Визначальна роль цього біоелемента у розвитку та життєздатності діатомових водоростей. Адже саме силіцій – важлива та необхідна складова частина цих гідробіонтів, які, в свою чергу, домінують за біомасою серед прісноводного та морського фітопланктону. Силіцій – елемент, який бере безпосередню участь у формуванні кремнеземного панцира діатомей, а також впливає на їхній ріст, розміри, чисельність та видову різноманітність, забезпечуючи регуляцію дихання, синтез хлорофілу та ДНК. Відносний вміст Si у складі діатомових водоростей досягає 1,0–1,5%, а основна його маса (близько 95%) зосереджена саме в панцирі, який представлений гідратованим аморфним кремнеземом [5, 12, 22, 30]. Силіцій входить до складу практично всіх тканин та органів людини і тварин. Максимальні його концентрації виявлено в сполучній тканині, легенях, трахеї, рогівці та райдужці ока, аорті, кістках, хрящах, сухожилках, зубній емалі тощо [5]. Відмічено здатність сполук силіцію до детоксикації Al(III) у поверхневих водах завдяки утворенню гідроксиалюмосилікатних комплексів [25, 29].

У поверхневих природних водах виділяють такі форми силіцію: розчинну, у тому числі зв'язану з розчиненими органічними речовинами (РОР), колоїдну і завислу [8]. Розчинна форма силіцію – це головним чином силікатна кислота (H₄SiO₄) та її дисоційована форма (H₃SiO₄⁻), співвідношення між якими залежить від рН водного середовища. Колоїдна (полімерна) форма не перевищує 10–20%

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

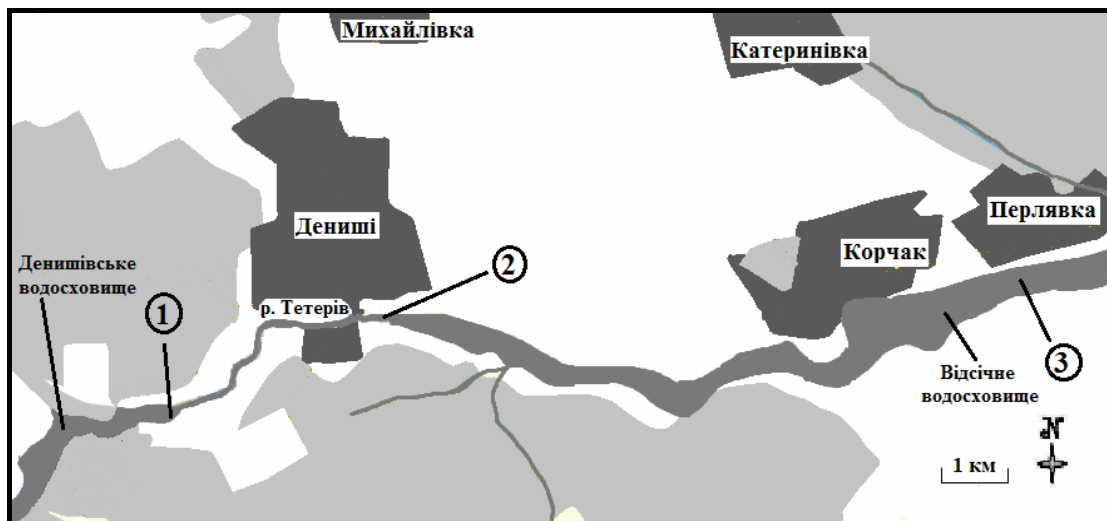
загального вмісту силіцію і проявляється при зростанні концентрації силіцію та зниженні температури води [18, 20, 23]. Частинки мінералів силіцію (кремнезем і його різні модифікації, силікати та алюмосилікати), живі силіційвмісні організми, а також планктонний детрит відносять до завислої форми силіцію.

Високі концентрації розчиненого силіцію в річках зустрічаються, зазвичай, в період незначного поверхневого стоку, що, очевидно, пов'язано з його надходженням із донних відкладів або із ґрунтовими водами [27]. Зменшення швидкості течії річок внаслідок їхнього зарегулювання призводить до збільшення первинної продукції водойми, бо відбувається активне споживання біогенних елементів, у тому числі силіцію, діатомовими водоростями. В результаті цього розчинні сполуки силіцію трансформуються та переходять у завислу форму (кремнеземні стулки діатомових водоростей). Після відмирання останніх відбувається седиментація і акумуляція силіцію у складі донних відкладів, де ці панцирі зазнають часткового розчинення з утворенням силікатної кислоти [26].

До основних джерел надходження сполук силіцію до поверхневих вод належать вивітрювання, розчинення силікатних мінералів, відмирання водяних силіційвмісних організмів, атмосферні опади, стічні води промислових підприємств з виготовлення скляних виробів, цементу, кераміки тощо [20]. Додатковим джерелом надходження сполук силіцію до поверхневих вод можуть бути також синтетичні миючі засоби, до складу яких входять силікати [26].

Вивчення форм знаходження силіцію у поверхневих водах набуває все більшої актуальності, тому що дає можливість об'єктивно оцінити його біодоступність для живих організмів та з'ясувати основні шляхи міграції, розподілу і накопичення у різнотипних водних об'єктах.

Матеріал і методи досліджень. Дослідження проводились на р. Тетерів протягом 2011–2012 рр. Карту-схему досліджуваної ділянки річки із зазначенням станцій відбору проб води наведено нижче (рис. 1).



Станції відбору проб води: 1 – нижня ділянка Денишівського водосховища; 2 – р.Тетерів (с.Дениші); 3 – середня ділянка Відсічного водосховища

Рис.1. Карта-схема ділянки р. Тетерів

Проби води відбирали у поліетиленові ємності з поверхневого (~ 0,5 м) та придонного горизонтів (~ 0,3–0,5 м), використовуючи модифікований батометр-склянку, з подальшим їх транспортуванням до лабораторії. Завислі речовини відокремлювали від розчинних форм, пропускаючи пробу води (1,0–1,5 дм³) через мембранний фільтр “Synpor” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм під тиском ≈ 2 атм,

який створювався за допомогою установки УК 40–2М. Масу завислих речовин знаходили за різницею між масою фільтра із зависсю, висушеного до постійної маси за кімнатної температури, та масою самого фільтра. Якісний склад зависі досліджували за допомогою мікроскопу М10 зі збільшенням у 280 разів.

Концентрацію силіцію у складі завислих речовин визначали після “мокрого спалювання” фільтра із зависсю в суміші концентрованих нітратної і сульфатної кислот градації “х.ч.” та подальшої гідротермальної обробки отриманого розчину в сталевому автоклаві при температурі 150 С впродовж 4–5 годин [15]. Необхідність такої обробки зумовлена тим, що в процесі “мокрого спалювання” зависі вивільняється лише незначна частина силіцію, найвірогідніше того, що знаходиться у складі завислих органічних речовин.

Можливість існування Si у складі розчинених силіційвмісних органічних сполук встановлювали шляхом фотохімічної деструкції POP. Для цього у кварцові склянки вносили проби води об'ємом 20,0 см³ і підкислювали їх декількома краплями концентрованої H₂SO₄ до рН 1,0–1,5. Потім додавали ще 2–3 краплі 35%-ного розчину H₂O₂ й опромінювали УФ-світлом протягом 2,5 годин, використовуючи ртутно-кварцову лампу ДРТ-1000.

Розподіл сполук силіцію за знаком заряду вивчали за допомогою методу йонообмінної хроматографії. Послідовно пропускаючи пробу води об'ємом 1,0–1,5 дм³ через пластикові колонки з целюлозними іонітами ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза), одержували три фракції, що відрізняються між собою за знаком заряду: аніонну, катіонну і нейтральну. Швидкість пропускання проби води становила ≈ 1,0 см³/хв. Десорбція аніонної фракції досягалась за допомогою 0,3 моль/дм³ розчину NaOH, а катіонної – за допомогою 0,1 моль/дм³ розчину HCl.

Молекулярно-масовий розподіл розчинених сполук силіцію в аніонній і нейтральній фракціях досліджували методом гель-хроматографії, використовуючи скляну колонку, заповнену TSK-гелем Toyopearl HW-40F (Японія). Попередньо колонку калібрували за допомогою розчинів поліетиленгліколів з молекулярною масою 0,6, 1,0 та 2,0 кДа і глюкози (0,18 кДа).

Вміст силіцію у фільтратах води, фракціях після йонообмінного і гель-хроматографічного розділення, а також у складі зависі визначали фотометричним методом у вигляді синьої (відновленої) форми силіціймолібденової гетерополікислоти [2, 20]. Концентрацію силіцію у фракціях після розділення на колонках з целюлозними іонітами та гель-хроматографічного розділення визначали після фотохімічного окиснення POP, як зазначено вище.

Результати досліджень та їх обговорення. Річка Тетерів – правобережна притока Дніпра довжиною 385 км і площею басейну 15,3 тис км², похилом річки 0,5 м/км [6, 17]. Ширина її варіює від 0,4 до 12 м у верхній ділянці та від 40 до 90 м у середній і нижній частинах. Глибина річки на перекатах не перевищує 0,7 м, на плесах – 1,2–1,5 м. Середня швидкість течії становить 0,2–0,5 м/с. Витік знаходиться на відрогах Волинсько-Подільської височини неподалік с.Носівки Чуднівського району. Протікаючи в межах Житомирського і Київського Полісся, р. Тетерів впадає у Київське водосховище. У басейні річки частка лісів складає 15%, боліт – 4,4% [6, 9, 13]. Пересікаючи Український кристалічний щит, Тетерів утворює високі скелясті береги, а також характеризується наявністю невеличких водоспадів і перекатів. Живлення річки змішане, з домінуванням снігового. Добре виражена весняна повінь та низька літньо-осіння межень, яка зазнає змін за рахунок дощових паводків. Льодостав настає у грудні, а скресає річка в березні [14]. Для регулювання стоку та задоволення господарських потреб на річці споруджено

низку водосховищ і ставків [6]. Середньорічний вміст завислих речовин у воді р.Тетерів варіює в межах 4–16 мг/дм³. Середні значення мінералізації води коливаються від 380 до 567 мг/дм³, а максимальні становлять 784 мг/дм³. Протягом 1996–2006 рр. твердість води змінювалася в середньому від 4,3 до 5,5 ммоль-екв/дм³ [10].

В період проведення наших досліджень загальна концентрація силіцію у воді р.Тетерів знаходилась в межах 1,61–6,65 мг/дм³ (табл. 1). Розчинена форма Si виявилась домінуючою, її частка становила 68,3–98,4% від його загального вмісту.

Таблиця 1. Вміст різних форм силіцію у воді р. Тетерів протягом 2011–2012 рр.

Дата відбору проб води		Маса зависі, мг/дм ³	Si _{заг} , мг/дм ³	Si _{розч}		Si _{зав} ,		Частка Si у складі зависі, %
				мг/дм ³	%	мг/дм ³	%	
Станція №1								
05.11.2011	п	8,17	2,71	2,2	81,2	0,51	18,8	12,9
04.12.2011	п	1,88	3,27	3,1	94,8	0,17	5,2	19,3
03.01.2012	п	2,69	4,29	4,2	97,9	0,09	2,1	6,4
26.02.2012	п	2,77	3,86	3,8	98,4	0,06	1,6	4,3
25.03.2012	п	3,75	4,68	4,3	91,9	0,38	8,1	21,4
16.04.2012	п	2,69	2,46	2,2	89,4	0,26	10,6	21,4
	д	12,78	3,61	2,7	74,8	0,91	25,2	15,0
02.05.2012	п	2,84	1,63	1,5	92,0	0,13	8,0	10,7
	д	12,21	2,49	1,7	68,3	0,79	31,7	12,9
10.06.2012	п	6,21	2,29	2,2	96,1	0,09	3,9	2,1
	д	8,22	2,95	2,5	84,7	0,45	15,3	10,7
14.07.2012	п	14,79	3,72	3,5	94,1	0,22	5,9	2,1
	д	10,70	4,49	4,0	89,1	0,49	10,9	10,7
06.10.2012	п	10,80	4,60	4,4	95,7	0,20	4,3	4,3
	д	3,86	6,65	6,5	97,7	0,15	2,3	8,6
17.11.2012	п	5,54	4,57	4,4	96,3	0,17	3,7	6,4
	д	13,69	5,06	4,4	87,0	0,66	13,0	10,7
Станція №2								
02.05.2012	п	4,77	1,94	1,6	82,5	0,34	17,5	15,0
02.05.2012	д	4,07	1,61	1,4	87,0	0,21	13,0	10,7
10.06.2012	п	3,78	2,67	2,4	89,9	0,27	10,1	14,9
14.07.2012	п	2,29	3,66	3,6	98,4	0,06	1,6	6,4
06.10.2012	п	12,20	4,86	4,4	90,5	0,46	9,5	8,6
17.11.2012	п	6,36	4,38	4,2	95,9	0,18	4,1	6,4
Станція №3								
26.02.2012	п	2,47	2,20	2,1	95,5	0,10	4,5	8,6
25.03.2012	п	6,69	3,66	3,1	84,7	0,56	15,3	17,1
16.04.2012	п	10,85	3,48	2,6	74,7	0,88	25,3	17,1
02.05.2012	п	7,11	2,41	2,0	87,1	0,31	12,9	8,6
10.06.2012	п	15,35	3,06	2,7	88,2	0,36	11,8	4,3
14.07.2012	п	14,67	4,56	3,9	85,5	0,66	14,5	8,6
06.10.2012	п	2,47	2,20	2,1	95,5	0,10	4,5	8,6
17.11.2012	п	8,52	4,75	4,5	94,7	0,25	5,3	6,4

Примітка: п – поверхневий, д – придонний горизонти, Si_{заг}, Si_{розч}, Si_{зав} – відповідно концентрація загального, розчиненого і завислого силіцію.

Активне споживання силіцію діатомовими водоростями зумовлює сезонні коливання його концентрації у поверхневих водних об'єктах. Як наслідок, відбувається трансформація розчиненої форми силіцію у завислу внаслідок побудови діатомеями своїх кремнеземних панцирів (рис. 2).

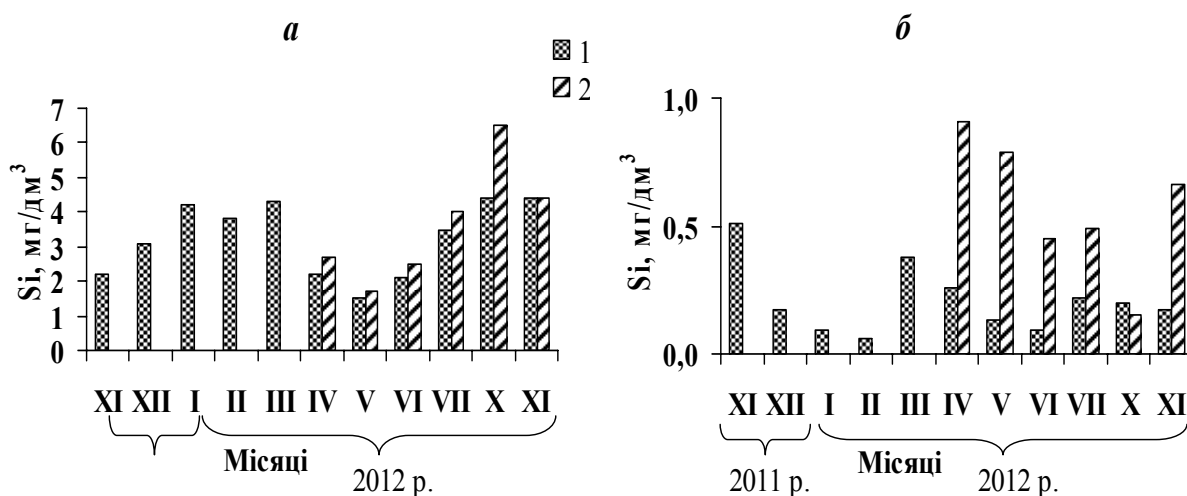


Рис. 2. Сезонні зміни концентрації розчинного (а) та завислого (б) силіцію у воді р.Тетерів (станція №1): 1 – поверхневий, 2 – придонний горизонти

Частка завислого силіцію поблизу дна, зазвичай, вища, ніж у поверхневому шарі, і становила відповідно 2,3–31,7% та 1,6–25,3%. Це, вочевидь, зумовлено двома основними чинниками: масою зависі та її природою. Зростання маси завислих речовин, у складі яких переважають силіційвмісні мінерали чи кремнеземні панцирі діатомових водоростей, неминуче призводить до зростання концентрації завислого силіцію і його частки. У переважній більшості випадків до складу зависі у придонному шарі води входили мінеральні частинки та діатомові водорості. Для зависі поверхневого горизонту характерні сезонні зміни її складу, які зумовлені розвитком та домінуванням представників різних відділів водоростей в окремі пори року. Тому і взаємозв'язок між вмістом силіцію у складі завислих речовин і масою зависі має неоднаковий характер (рис. 3). Значення коефіцієнта кореляції для поверхневого і придонного шарів води істотно відрізняються. При рівні значимості $\alpha=0,01$ вони становлять відповідно 0,55 і 0,92.

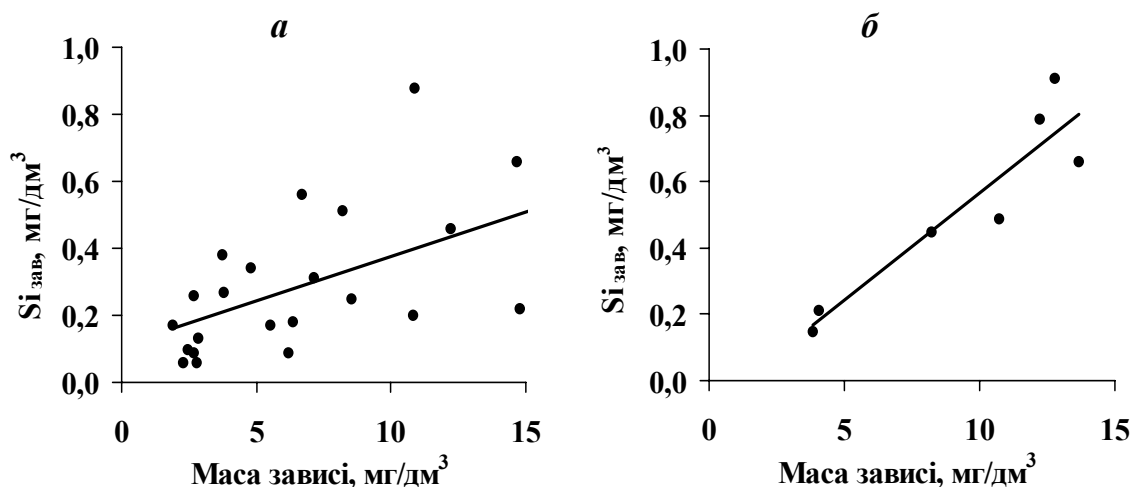


Рис. 3. Взаємозв'язок між вмістом силіцію у складі завислих речовин і масою зависі у воді поверхневого (а) та придонного горизонтів (б) р. Тетерів (станція №1)

Відомо, що води річок, на відміну від озер і водосховищ, характеризуються підвищеним вмістом зависі мінерального походження, а це, в свою чергу, зумовлює зростання частки завислого силіцію [4]. Аналогічна картина спостерігалась нами і в гирловій ділянці р. Дунай, вода якої характеризується доволі високими показниками каламутності, а отже, і вмісту завислих речовин (в середньому близько 170 мг/дм^3 , однак в окремі періоди може досягати $500\text{--}1500 \text{ мг/дм}^3$) [21]. Результати власних досліджень показали, що частка $\text{Si}_{\text{зав}}$ у воді Кілійської дельти Дунаю наприкінці весни 2012 р. домінувала над $\text{Si}_{\text{розч}}$, складаючи $79,8\text{--}82,9\%$. Порівняно низька частка $\text{Si}_{\text{зав}}$ у воді р.Тетерів пов'язана, очевидно, з невисоким вмістом завислих речовин через його зарегульованість внаслідок створення низки водосховищ.

Результати досліджень показали, що використання лише “мокрого спалювання” як способу руйнування зависі не забезпечує повного вилучення силіцію із її складу, про що свідчать величини концентрації силіцію, одержані після використання зазначеного методу та гідротермальної обробки (рис. 4). У процесі “мокрого спалювання” вивільнюється зовсім мізерна частина силіцію сконцентрованої у органічній фракції зависей, яка руйнується за дії концентрованих сульфатної і нітратної кислот. Це можуть бути, наприклад, синьозелені та деякі інші, але аж ніяк не діатомові водорості, руйнування панцирів яких потребує більш жорстких умов. Тому гідротермальну обробку зависі, застосовану нами, слід вважати такою, що забезпечує повне вилучення силіцію із її складу.

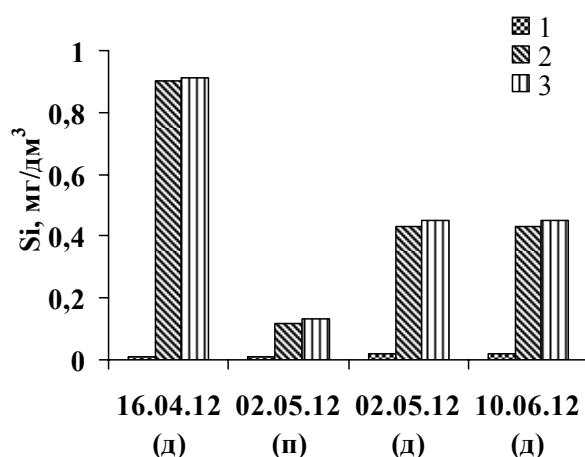


Рис 4. Величини концентрації $\text{Si}_{\text{зав}}$ у воді р.Тетерів залежно від способу пробопідготовки зависі для визначення в ній вмісту силіцію:

- 1 - після “мокрого спалювання”;
- 2 - після гідротермальної обробки завислих речовин;
- 3 - загальний вміст $\text{Si}_{\text{зав}}$ після використання обох методів; п, д – відповідно поверхневий і придонний горизонти

Стосовно сезонних змін вмісту $\text{Si}_{\text{розч}}$ слід зазначити, що мінімальні величини його концентрації спостерігались у травні в поверхневому та придонному горизонтах, тоді як в інші місяці вони зростали відповідно до $4,2\text{--}4,5$ та $4,4\text{--}6,5 \text{ мг/дм}^3$ (табл. 1, рис. 2). Слід відмітити, що зниження концентрації $\text{Si}_{\text{розч}}$ у водній товщі припадає на весняні місяці з одночасним його зростанням у складі зависі, що, безумовно, пов'язано з розвитком діатомових водоростей (див. рис. 2). Іншими дослідниками [24, 28] також відмічається взаємозв'язок між зміною концентрації $\text{Si}_{\text{розч}}$ та розвитком цих водоростей. Розрахунки відносного вмісту силіцію у складі зависі дають підстави стверджувати, що саме розвиток діатомових водоростей призводить до зростання вмісту $\text{Si}_{\text{зав}}$ у воді, зокрема у поверхневому горизонті. Частка силіцію у складі зависі в цей період максимальна і становить $10,7\text{--}21,4$ та $12,9\text{--}15,0\%$ відповідно для поверхневого і придонного шарів (див. табл. 1).

Результати досліджень розподілу сполук силіцію за знаком заряду показали, що переважну частину розчиненого силіцію становила нейтральна фракція, частка якої досягала $94,8\text{--}98,9\%$ (табл. 2). Молекулярна маса сполук силіцію в цій фракції

на 97,8–99,6% не перевищувала 0,2 кДа, що свідчить про його переважне знаходження у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти (рис. 5, а).

Таблиця 2. Співвідношення сполук Si з різним знаком заряду у воді р.Тетерів (станція №1, поверхневий шар)

Дата відбору проб води	Загальна концентрація $Si_{розч}$, мг/дм ³	Аніонна фракція		Катіонна фракція		Нейтральна фракція	
		мкг/дм ³	%	мкг/дм ³	%	мг/дм ³	%
05.11.2011	2,2	71,0	4,9	7,0	0,3	2,09	94,8
04.12.2011	3,1	31,0	1,0	6,0	0,2	3,06	98,8
03.01.2012	4,2	97,0	2,3	8,0	0,2	4,10	97,5
25.03.2012	4,3	43,0	1,0	4,0	0,1	4,25	98,9
16.04.2012	2,2	24,0	1,1	-	0,0	2,18	98,9
10.06.2012	2,1	67,0	3,2	8,0	0,4	2,02	96,4
06.10.2012	4,4	128,0	2,9	4,0	0,1	4,27	97,0

Частка розчиненого силіцію у складі аніонної фракції не перевищувала 1,0–4,9%. З одного боку, це може бути силікатна кислота у вигляді $[H_3SiO_4]^-$, а з іншого, силіційорганічні сполуки. Результати наших досліджень показали, що сполуки силіцію в аніонній фракції з молекулярною масою <0,2 кДа – це не що інше, як аніони силікатної кислоти, а сполуки з молекулярною масою >0,2 кДа, ймовірно, і є саме силіційорганічними. Їхня частка не перевищує 10,8–34,1% вмісту силіцію в аніонній фракції (рис. 5, б).

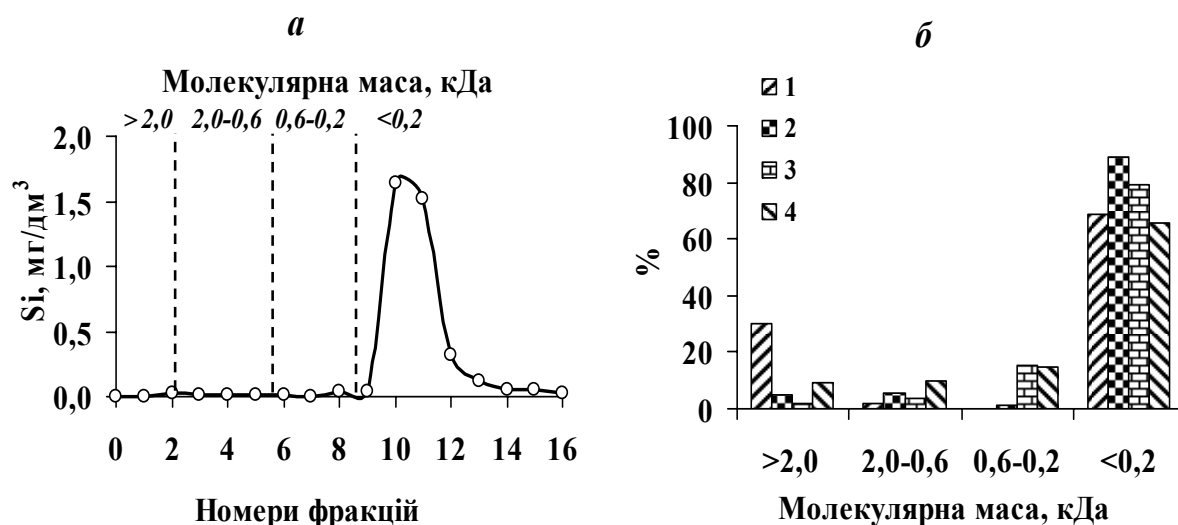


Рис. 5. Гель-хроматограма розподілу сполук силіцію у нейтральній фракції (а) та молекулярно-масовий розподіл сполук силіцію в аніонній фракції (б) у воді р.Тетерів (станція №1): 1, 2, 3, 4 – відповідно березень, квітень, червень і жовтень 2012 р.

Висновки. Загальна концентрація силіцію у воді р. Тетерів протягом 2011–2012 рр. знаходилась в межах 1,61–6,65 мг/дм³, причому розчинна його форма домінувала і становила 68,3–98,4%. Протягом року відбуваються сезонні зміни вмісту розчиненого та завислого силіцію, які зумовлені розвитком діатомових водоростей.

Між масою зависі і вмістом силіцію у складі завислих речовин існують тісні кореляційні зв'язки. Однак для придонного і поверхневого горизонтів води

коефіцієнти кореляції відрізняються своїми величинами та становлять відповідно 0,92 та 0,55.

Встановлено, що нейтральна фракція силіцію переважає над іншими та досягає 94,8–98,9 % $Si_{розч.}$. У її складі домінують сполуки з молекулярною масою <0,2 кДа, частка яких становить 97,8–99,6 %.

Список літератури

1. Айлер Р. Химия кремнезема : Пер. с англ / Р. Айлер. – М. : Мир, 1982, Ч. 1. – 416 с.
2. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.]. – К. : Наукова думка, 2007. – 455 с.
3. Бетехтин А. Г. Курс минералогии / А. Г. Бетехтин. – М. : Госгеотехиздат, 1951. – 542 с.
4. Волков И. И. Химические элементы в речном стоке и формы их поступления в море (на примере рек Черноморского бассейна) / И. И. Волков // Проблемы литологии и геохимии осадочных пород и руд: Сб. науч. тр. – М. : Наука, 1975. – С. 85–113.
5. Воронков М. Г. Кремний в живой природе / М. Г. Воронков, И. Г. Кузнецов. – Новосибирск : Наука, 1984. – 158 с.
6. Географічна енциклопедія України: в 3-х т. / відп. ред. О. М. Маринич та ін. – К. : “Українська енциклопедія” ім. М.П. Бажана, 1989–1993. – Т. 3: П–Я. – 480 с.
7. Геохимия кремнезема / Под ред. Н. М. Страхова. – М. : Наука, 1966. – 421 с.
8. Гинзбург И. И. Содержание кремнезема в природных водах / И. И. Гинзбург, Е. С. Кабанова // Кора выветривания. – 1960. – Вып. 3. – С. 313–342.
9. Гідробіологія і гідрохімія річок Правобережного Придніпров'я / [Поліщук В. В., Трав'янюк В. С., Косенко Г. Д., Гарасевич І. Г.]. – К. : Наук. думка, 1978. – 271 с.
10. Гідрохімічний довідник: Поверхневі води України. Гідрохімічні розрахунки. Методи аналізу / [Осадчий В. І., Набиванець Б. Й., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.]. – К. : Ніка-Центр, 2008. – 656 с.
11. Гусева К. А. Причины периодичности в развитии фитопланктона Учинского водохранилища / К. А. Гусева // Бюл. Моск. о-ва исп. Природы. Отд. биол. – 1947. – Т. LII (6). – С. 49–62.
12. Ивлев А. М. Биогеохимия / А. М. Ивлев. – М. : Высшая школа, 1986. – 127 с.
13. Костриця М. Ю. Географія Житомирської області / М. Ю. Костриця. – Житомир : Житомирський вісник, 1993. – 198 с.
14. Краткая географическая энциклопедия : в 2-х тт. / [под. ред. А. А. Григорьева] – М. : Наука, 1964. – Т. 4. – 448 с.
15. Линник П. М. Методичні аспекти дослідження форм знаходження силіцію у природних поверхневих водах / П. М. Линник, Т. П. Дика // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 1(26). – С. 8–18.
16. Мышляева Л. В. Аналитическая химия кремния / Л. В. Мышляева, В. В. Краснощеков. – М. : Наука, 1972. – 212 с.
17. Національний атлас України / за ред. Л.Г. Руденка. – К. : ДНВП “Картографія”, 2007. – 440 с.
18. Никаноров А. М. Гидрохимия / А. М. Никаноров. – СПб. : Гидрометеиздат, 2001. – 444 с.
19. Перельман А. И. Геохимия / А. И. Перельман. – М. : Высшая школа, 1989. – 528 с.
20. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А. Д. Семенова. – Л. : Гидрометеиздат, 1977. – 541 с.
21. Тимченко В. М. Гидрологические факторы формирования гидробиологического режима Дуная и лиманов Северо-Западного Причерноморья / В. М. Тимченко // Гидробиология Дуная и лиманов Северо-Западного Причерноморья. – К. : Наук. думка, 1986. – С. 3–19.
22. Топачевський О. В. Визначник прісноводних водоростей Української РСР. Т. XI. Діатомові водорості – *Bacillariophyta* (Diatomeae) / О. В. Топачевський, О. П. Оксіюк. – К.: Вид-во АН УРСР, 1960. – 412 с.
23. Филатов К. В. Силикатные воды и их место в горизонтальной гидрохимической зональности / К. В. Филатов // ДАН СССР. – 1961. – Т. 138, №3. – С. 63–66.
24. Ходоровская Н. И. Исследование влияния концентраций кремния и фосфора на развитие диатомовой микрофлоры водоема / Н. И. Ходоровская, М. В. Стурова // Изв. Челябинского науч. центра. – 2002. – Вып. 2 (15). – С. 50–53.
25. Berthon G. Aluminium speciation in relation to aluminium bioavailability, metabolism and toxicity / G. Berthon // Coordination Chemistry Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 319–341.
26. Gilpin L. C. The influence of changes in nitrogen: silicon ratios on diatom growth dynamics / L. C. Gilpin., K. Davidson, E. Roberts // Journal of Sea Research. – 2004. – Vol. 51. – P. 21– 35.
27. Dissolution of silica and the development of concentration profiles in freshwater sediments / W. A. House, F. H. Denison, M. S. Warwick, B. V. Zhmud // Applied Geochemistry. – 2000. – Vol. 15. – P. 425–438.
28. Hunt D. T. E. Dissolved silicon in a North Wales catchment of high relief / D. T. E. Hunt, P. Foster // Water Res. – 1985. – Vol. 19, №4. – P. 415–421.
29. Exley C. The reaction of aluminium with silicic acid in acidic solution: an important mechanism in controlling the biological availability of aluminium? / C. Exley, C Schneider, F.J. Doucet // Coord. Chem. Reviews. – 2002. – Vol. 228. – P. 127–135.
30. Katsutoshi K. Silica in the sea its forms and dissolution rate / K. Katsutoshi, N. Masakishi // Deep-Sea Research. – 1975. – Vol. 22. – P. 323–338.

Вміст та форми знаходження силіцію у воді річки Тетерів

Дика Т.П., Жежеря В.А., Линник П.М.

Розглянуто результати досліджень вмісту та форм знаходження силіцію у воді р.Тетерів. Встановлено, що силіцій мігрує переважно у розчинній формі, частка якої становить 68,3–98,4% його загального вмісту. Розчинна форма силіцію на 94,8–98,9% представлена нейтральною фракцією, у складі якої переважають сполуки з молекулярною масою <0,2 кДа. Їхня частка становила 97,8–99,6%. Між масою зависі і вмістом силіцію у її складі наявний кореляційний зв'язок. Значення коефіцієнта кореляції для придонного і поверхневого горизонтів становили відповідно 0,92 та 0,55. Виявлено сезонні зміни вмісту розчиненого і завислого силіцію, які залежать від розвитку діатомових водоростей.

Ключові слова: силіцій; форми знаходження; завись; молекулярно-масовий розподіл; р.Тетерів.

Содержание и формы нахождения кремния в воде р.Тетерев

Дикая Т. П., Жежеря В. А., Линник П. Н.

Рассмотрены результаты исследований содержания и форм нахождения кремния в воде р. Тетерев. Установлено, что кремний мигрирует преимущественно в растворенной форме, доля которой составляет 68,3–98,4% его общего содержания. Растворенная форма кремния на 94,8–98,9% представлена нейтральной фракцией, в составе которой преобладают соединения с молекулярной массой <0,2 кДа. Их доля составляла 97,8–99,6%. Между массой взвеси и содержанием кремния в ее составе существует корреляционная связь. Значения коэффициента корреляции для придонного и поверхностного горизонтов составляли соответственно 0,92 и 0,55. Выявлены сезонные изменения содержания растворенного и взвешенного кремния, которые определяются развитием диатомовых водорослей.

Ключевые слова: кремний; формы нахождения; взвесь; молекулярно-массовое распределение; р.Тетерев.

The content and coexisting forms of silicon in water of the Teterev River

Dyka T. P., Zhezherya V.A., Linnik P.N.

Results of investigation of the silicon concentrations and its coexisting forms in water of the Teterev River were considered. It was established that silicon migrates mainly in dissolved state. The share of dissolved silicon in water of the Teterev River is 68,3–98,4% of its total content. The relative content of dissolved silicon in the composition of neutral fraction which was separated by the ion-exchange chromatography method is 94,8–98,9%. The relative content of compounds of neutral fraction with molecular weight <0,2 kDa reaches 97,8-99,6%. It was showed the correlation between the mass of the suspended substances and concentration of silicon in their composition. Correlation coefficient values for bottom and surface horizons of water were found to be 0,92 and 0,55 respectively. It was established that the seasonal changes of dissolved and suspended silicon concentrations depend from seasonal features of diatom population growth.

Keywords: silicon, speciation; suspension; molecular-weight distribution; the Teteriv River.

Надійшла до редколегії 04.12.2012

УДК 504.57

Ганущак М. М., Тарасюк Н. А.

Східноєвропейський національний університет імені Лесі Українки, м.Луцьк

СУЧАСНИЙ ГІДРОХІМІЧНИЙ РЕЖИМ РІЧКИ СТИР В УМОВАХ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ (на прикладі м. Луцьк)

Ключові слова: басейнова система, річкові води, гідрохімічні показники, сольовий склад річкових вод, джерела забруднення

Постановка проблеми та її значення. Зростання антропогенного впливу в межах басейну р. Стир призвело до активізації різних трансформаційних процесів, зміни екологічної ситуації. Особливої уваги на сьогодні заслуговує дослідження впливу міст на формування стану довкілля в межах цієї басейнової системи.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

Динаміка її стану відображається в сезонних і багаторічних коливаннях концентрацій цілої низки компонентів хімічного складу річкових вод. Дослідження сучасного стану подібної геосистеми може ґрунтуватися, зокрема, на вивченні гідрохімічного потоку різних речовин. Аналіз зміни концентрацій сольового складу річкових вод вище та нижче м. Луцьк дозволяє визначити його вплив на гідрохімічний режим і екологічний стан річки Стир.

Аналіз останніх досліджень з цієї проблеми. Основні засади вивчення найбільш репрезентативних гідрохімічних характеристик поверхневих вод представлено в публікаціях Осадчого В. І., присвячених впливу урбосистем на гідрохімію вод басейну Дніпра [11], Бедункова О. О. – якості води річок Західного Полісся [1], Забокрицької М. Р. – гідрохімічному режиму р. Західний Буг [5] та ін. Особливості прояву антропогенного впливу на формування стоку річки Стир та розвиток трансформаційних процесів розглядаються в роботах Мольчака Я.О., Картавої О.Ф.[9]. Аналіз та оцінка екологічного стану вод річок Волині приведено у дослідженнях Яцика А. В. [7] та Гопчака І. В. [4], в публікаціях Нетребчук І. М. [10]. Дослідження антропогенних змін в басейнах малих річок Волині проведено Мисковець І. Я. [8], оцінка водогосподарського комплексу м. Луцька – в роботах Фесюка В. О. [13]. Проте, аналіз хімізму вод р. Стир в районі м. Луцьк в багатьох наукових публікаціях носить епізодичний характер, оцінка екологічного стану вод не відображає загальної динаміки забруднень та особливостей формування геохімічного потоку речовини в межах басейнової системи [10]. Саме тому, існує необхідність аналізу динаміки хімічного складу вод р. Стир, в основу якого покладено вихідні фондові дані стаціонарних спостережень, експериментальні результати аналізу води. Особливості формування хімічного стоку р. Стир в межах м. Луцьк представлено в роботах одного із авторів даної статті, опублікованих ним раніше [2, 3].

Метою виконаного дослідження є характеристика сучасного сольового складу води р. Стир, його режиму, вмісту і динаміки деяких інших показових позначених речовин, зокрема біогенних, в межах м. Луцьк за період з 2005 по 2011рр.

Для досліджень було вибрано ключові точки, найбільш забезпечені репрезентативною гідрохімічною інформацією за зазначений період. Щоб оцінити вплив міста на гідрохімічний режим річки було вибрано два створи, які розташовані вище (створ № 1 в районі мосту на Рованці) та нижче міста (створ № 2 в районі Жидичинського мосту). Всі відбори проб води проведено автором та хімічною лабораторією Волинського ЦГМ.

Інформаційною базою дослідження послуговували, відповідні матеріали Волинського ЦГМ, результати аналізу проб води річки Стир, отримані протягом 2005-2011 рр. в стандартизованій хімічній лабораторії цього центру. В процесі роботи використано аналітичний та порівняльний **методи** на основі комплексного підходу до вивчення проблеми.

Виклад основного матеріалу і обговорення отриманих результатів. Річка Стир є найбільшою водною артерією міста Луцьк, яке знаходиться безпосередньо на її терасах та в межах її заплави, а також на межиріччі приток Стиру – рр. Сапалаївка, Чорногузка, Омеляник, струмків Жидувка та Зміїнець [2]. Річкова мережа відображає специфічні риси вологообігу в межах водозбору, обсягів річкового стоку та його хімічного складу, особливості взаємодії поверхневого стоку і підстильної поверхні, і є, фактично, індикатором екологічного стану м. Луцьк [3]. Основними інформаційними каналами геохімічного стоку в межах басейнової системи є постійні водотоки. Гідрохімічний режим характеризується закономірними

змінами хімічного складу вод річки або окремих його компонентів у часі, які обумовлені фізико-географічними умовами басейну та антропогенним впливом, а також проявляється у вигляді багаторічних, сезонних і навіть добових коливань концентрацій компонентів хімічного складу і фізико-хімічних властивостей води, рівня її забруднення, стоку розчинених хімічних речовин, тощо [3]. Вода в річках має різний хімічний склад і неоднакову мінералізацію, що зумовлено природними умовами формування стоку. Головною особливістю територіального розподілу показників сольового складу є чітка гідрохімічна зональність із північного заходу на південний схід. Ця зональність не залежить від напрямку течії і добре узгоджується з фізико-географічними зонами району дослідження. Водозбір р. Стир неоднорідний: у верхів'ї формується у лесових та крейдових відкладах, дренуючи водоносні горизонти мергельно-крейдової товщі, а в середній і нижній течіях басейн річки характеризується поширенням заболочених рівнин Полісся з підстилаючими верхньокрейдовими відкладами та давньольодовиковою мореною. Тому формування іонного стоку річки досить складне.

Сучасний гідрохімічний режим р. Стир за головними інгредієнтами має виражений сезонний характер, що пояснюється зміною протягом року ролі різних видів живлення. Вплив підземних вод, багатих карбонатами кальцію і магнію, а також значне поширення багатих карбонатами суглинків зумовлюють помірну мінералізацію і виражений гідрокарбонатний склад води.

Антропогенна діяльність суттєво змінює природні процеси міграції речовин в геоекосистемах, що і проявляється в гідрохімічному режимі річок. В цих умовах іонний склад річкових вод закономірно відображає не тільки природні особливості басейнів, але і їх хемотрансформацію в результаті антропогенного впливу, що насамперед позначається в спрямованій зміні фонових характеристик геоекосистем [3].

Для аналізу гідрохімічних особливостей річки Стир нами було обрано 10 хімічних інгредієнтів (табл. 1), які є найбільш важливими характеристиками різних природних вод. ГДК зазначених інгредієнтів в поверхневих водах суші, приведено за нормативами якості поверхневих вод [6].

Таблиця 1. Гранично-допустимі концентрації (ГДК) хімічних інгредієнтів в поверхневих водах суші

№ п/п	Інгредієнт	ГДК якості поверхневих вод		
		для питних потреб	культурно-побутового та рекреаційного призначення	рибогосподарського призначення
1	Твердість, ммоль-екв/дм ³	10	7	7
2	Кальцій (Ca) мг/дм ³	-	-	180
3	Гідрокарбонати, мг/дм ³	-	-	-
4	Азот амонійний (NH ₄ ⁺), мг/дм ³	(0,5) 2,6	2	0,39
5	БСК 5, мгО ₂ /дм ³	≤ 4	≤ 6 (при t=20)	2
6	Завислі речовини, мг/дм ³	фон+0,25	фон+0,75	20
7	Біхроматна окислюваність (ХСК), мгО/дм ³	15	-	2
8	Кремній (Si), мг/дм ³	10	10	10
9	Фосфати, мг/дм ³	3,5	3,5	3,5
10	Хром (Cr ⁶⁺), мкг/дм ³	50	50	1

Гідрологічний режим річки визначає особливості формування хімічних характеристик водних мас та параметрів твердого стоку, які впродовж гідрологічного року залежать від кількості опадів, випаровування, геоморфологічної будови і геологічних відкладів басейну, видів господарської діяльності, джерел забруднення.

Стік води впродовж року є нерівномірним, найповноводніша річка Стир весною – 50 – 70% стоку, влітку – 10 – 15%, осінь – зима – 15 – 30% річкового стоку [10]. Загалом, за гідрохімічним режимом р. Стир належить до річок західно-поліського типу. Із збільшенням талих вод весною та зливових – влітку концентрація завислих речовин в річці різко зростає, сягаючи максимуму в період повені, інтенсивність ерозійного стоку зростає із збільшенням кількості опадів, а найпрозоріша вода взимку та під час літньо-осінньої межені.

Твердість води зазвичай характеризується сезонністю: найменшого значення вона сягає в період паводків, а найбільшого – в кінці зими [12]. За цим показником води р. Стир в межах досліджуваних створів належать до природних вод середньої твердості і не перевищують ГДК, що становить 10 ммоль-екв/дм³ (рис. 1). За останні 7 років спостерігається тенденція до підвищення твердості води, як в створі № 2, так і в контрольному – № 1. В 2008 р. спостерігалось деяке зниження твердості. Максимальне значення у досліджуваному створі відмічено 12 січня 2010 р. – 6,25 ммоль-екв/дм³.

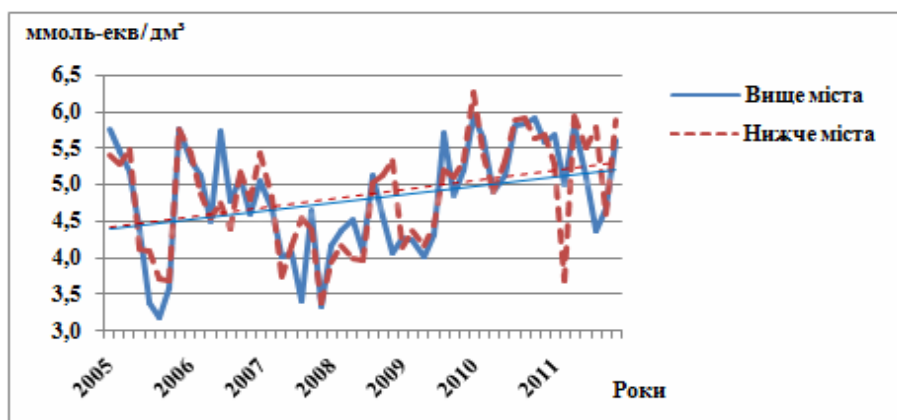


Рис. 1. Зміна твердості води р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

Твердість води зазвичай (в 70 % випадків) зумовлена іонами кальцію (Ca^{2+}). Концентрація Ca^{2+} в природних водах змінюється залежно від сезонів. Найвищі показники в період весняної повені, що пов'язано з вилугуванням розчинних солей кальцію з поверхневих шарів ґрунту [12]. У водах р. Стир поблизу м. Луцьк концентрація Ca^{2+} знаходиться в межах норми, хоча у досліджуваному створі № 2, порівняно з контрольним спостерігається деяке підвищення концентрації Ca^{2+} у воді. Загалом же, в період з 2005-2011 рр. спостерігається деяке підвищення вмісту кальцію у водах р. Стир по обох створах. Максимальним він був 12 січня 2010 р. у створі № 2 і становив 5,5 ммоль-екв/дм³ (рис. 2).

Концентрація гідрокарбонатів фактично не змінюється під впливом Луцька і в обох створах знаходиться в межах норми. За період 2005–2011 рр. спостерігається чітка тенденція до підвищення концентрації гідрокарбонатів у водах р. Стир поблизу міста, що спричинено, швидше за все природними чинниками. Очевидно, в умовах збільшення кількості опадів та підвищенням температури активізуються процеси хімічного вивітрювання і протягом 2010 р. концентрація гідрокарбонатів у водах р. Стир не була нижче 5 ммоль-екв/дм³.

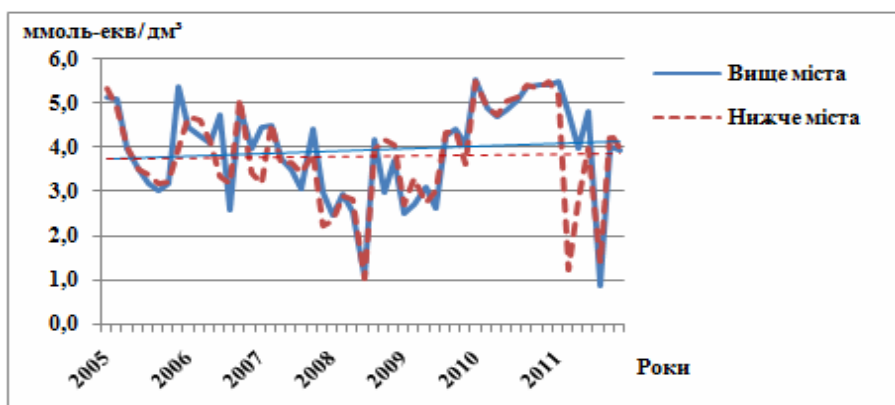


Рис. 2. Зміна концентрації кальцію у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

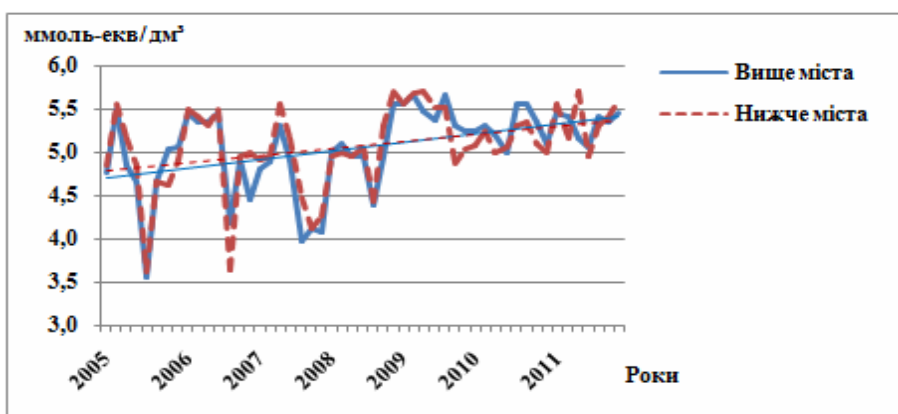


Рис. 3. Зміна концентрації гідрокарбонатів у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

Основними забруднювачами природних вод азотом амонійним служать тваринницькі ферми, житлово-побутові стічні води, поверхневий стік з сільськогосподарських угідь, що оброблялись амонійними добривами, а також стічні води підприємств харчової та хімічної промисловості.

Іони амонію, особливо коли їх концентрація перевищує 1 мг/дм^3 , негативно впливають на стан і активність річкової фауни [12]. Концентрація іонів NH_4^+ (рис. 4) досить часто перевищує показник 1 мг/дм^3 , 19 лютого 2006 р. вона перевищила ГДК ($2,6 \text{ мг/дм}^3$). Цікавим є те, що підвищення концентрацій іонів амонію спостерігаються на обох створах. Це пов'язано, на наш погляд, з забрудненням вод річки Стир сільськогосподарськими стоками (див. рис. 4). Проте, у створі № 2 концентрації азоту амонійного дещо вищі в порівнянні зі створом № 1, що зумовлено забрудненням вод комунально-побутовими стічними водами міста. Яскраво виражені перевищення концентрацій іонів амонію у створі № 2 в листопаді та грудні 2006 р., липні 2007 р., травні, липні 2008 р., лютому 2010 р.

Біохімічне споживання кисню (БСК) залежить від ступеня забруднення водойми органічними сполуками, і збільшується в залежності від збільшення забруднюючих речовин. Біохімічне споживання кисню за 5 діб (БСК_5), характеризується сезонними та добовими коливаннями. В залежності від БСК_5 виділяють водойми з різним ступенем забруднення: дуже чисті ($0,5\text{--}1,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), чисті ($1,1\text{--}1,9 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), помірно забруднені ($2,0\text{--}2,9 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), забруднені ($3,0\text{--}3,9 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), брудні ($4,0\text{--}10,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), дуже брудні (більше $10,0 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$). БСК_5 використовується як інтегральний показник органічного забруднення води, необхідний для контролю ефективності роботи очисних споруд [12].

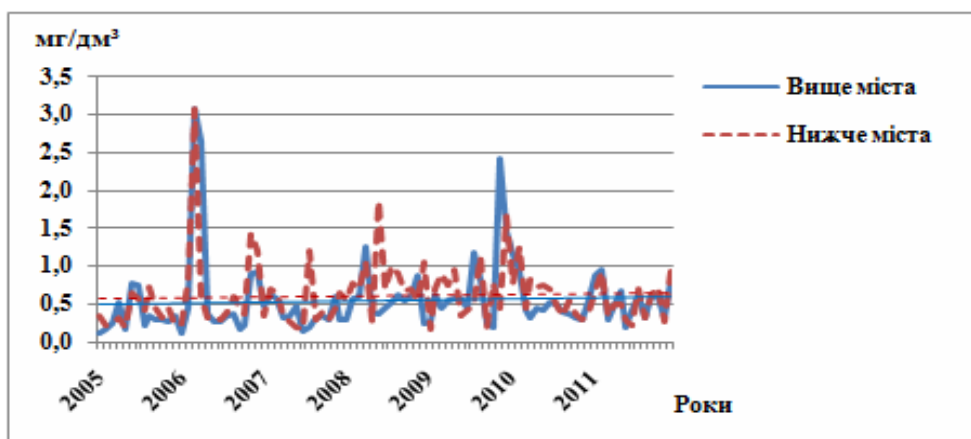


Рис. 4. Зміна концентрації азоту амонійного у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

Його величина в водах р. Стир поблизу м. Луцьк протягом дослідженого періоду змінювалася у відчутних межах ($1\text{--}3,11 \text{ мгO}_2/\text{дм}^3$), тобто води річки в різні періоди характеризувалися як дуже чисті, так і забруднені (рис.5).

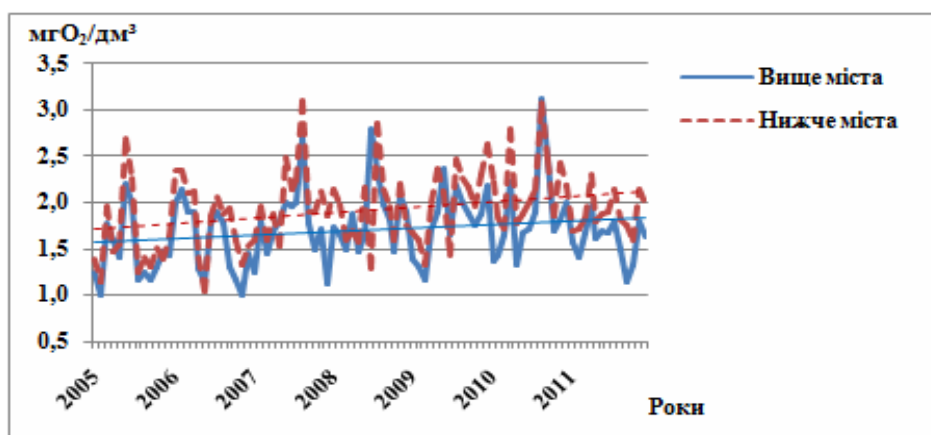


Рис. 5. Зміна БСК₅ у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

За даними спостережень по створу № 1 води р. Стир за БСК₅ є чистими. Варто також відзначити, що вплив міста на цей показник був досить відчутним. Майже при всіх відборах по створу № 2 спостерігалось його підвищення у порівнянні зі створом № 1. Протягом 2005–2011рр. спостерігалася тенденція до загального зростання рівня БСК₅, що в свою чергу вказує на погіршення екологічного стану р. Стир внаслідок забруднення її вод органічними сполуками.

Завислі речовини в природних водах представлені сумішшю частинок глини, піску, мулу, органічних та неорганічних речовин, планктону та мікроорганізмів. Протягом аналізованого періоду 2005 – 2011рр. спостерігається негативний вплив міста на кількість завислих речовин у водах р. Стир: вміст завислих речовин у створі № 2 завжди перевищував їх кількість у контрольному створі № 1, в окремі періоди ці показники різняться в кілька разів (рис. 6).

Для вод р. Стир поблизу м. Луцьк характерне досить часте перевищення норм ГДК біхроматної окиснюваності у створах № 1 та № 2, що зумовлено природними особливостями. Перевищення біхроматної окиснюваності у створі № 2 зумовлено, очевидно, скидами недостатньо очищених стічних вод з комунальних очисних споруд, а також побутовими стоками приватних будинків на берегах р. Стир та її приток.

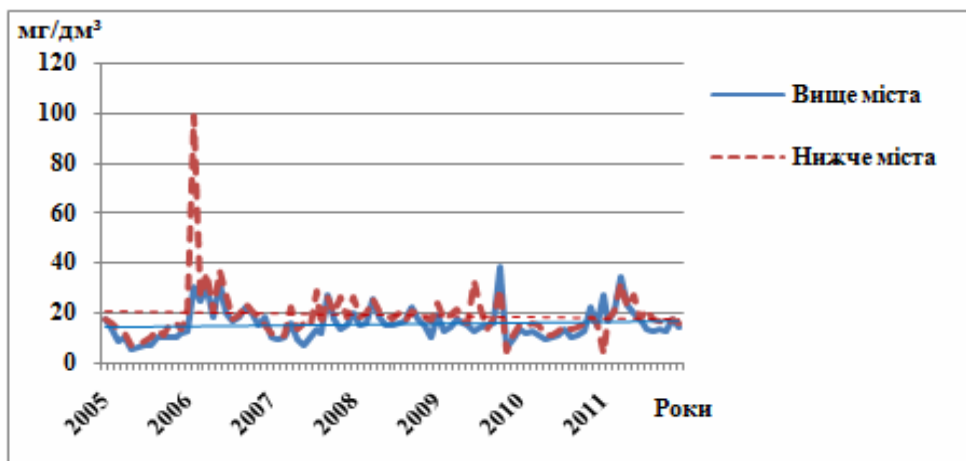


Рис. 6. Зміна концентрації завислих речовин у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

Максимальний показник біхроматної окиснюваності ($56,1 \text{ мгО/дм}^3$) у лютому 2007 р. та в квітні 2008 р. ($58,4 \text{ мгО/дм}^3$) перевищував ГДК мало не вдвічі. Загалом, в останні роки спостерігається тенденція до деякого зниження показника біхроматної окиснюваності у водах р. Стир, що вказує на певне зменшення загальної кількості забруднюючих органічних речовин (рис. 7).

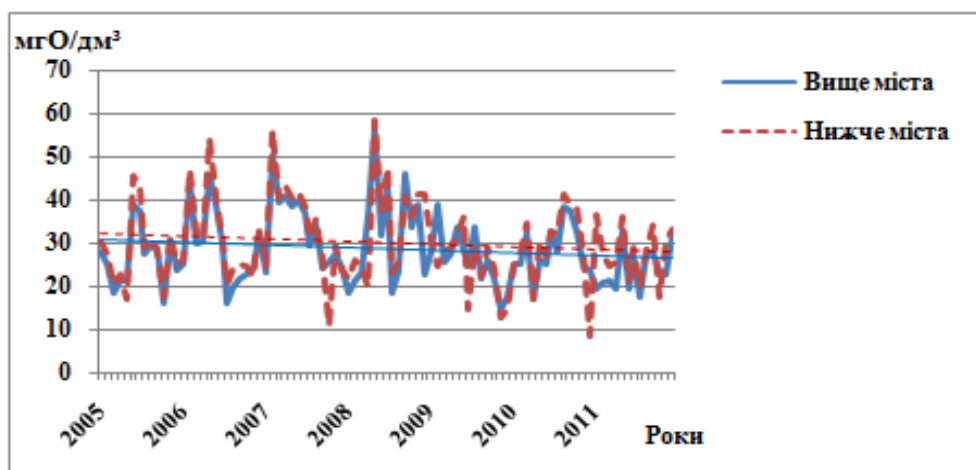


Рис. 7. Зміна біхроматної окиснюваності у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

У межах норми варіював вміст кремнію (Si) у досліджених водах. Однак протягом 2005–2011 рр. спостерігалася тенденція до зниження його концентрації у річкових водах мало не вдвічі (рис. 8).

Концентрація фосфатів у водах р. Стир в створах № 1 та № 2 знаходилася в межах норми, але спостерігалася суттєве перевищення вмісту сполук фосфору в створі № 2 в порівнянні з показниками по створу № 1 (відповідно від $0,027 \text{ мг/дм}^3$ до $0,076 \text{ мг/дм}^3$ – у січні 2005 р. та $0,028 \text{ мг/дм}^3$ і $0,096 \text{ мг/дм}^3$ – у липні 2007 р.) (рис.9).

ГДК хрому шестивалентного в природних водах становить 50 мкг/дм^3 . Як видно з рис. 10 у водах р. Стир на обох створах вміст Cr^{6+} нижчий ГДК, хоча і є певні відмінності між ними. Впродовж досліджуваного періоду вміст Cr^{6+} в створі № 2 був дещо вищим ніж в створі № 1, зокрема, у квітні 2008 року (відповідно – $4,7 \text{ мкг/дм}^3$ та 16 мкг/дм^3). Загалом, спостерігалася незначне зниження концентрації Cr^{6+} у досліджених водах. (рис.10).

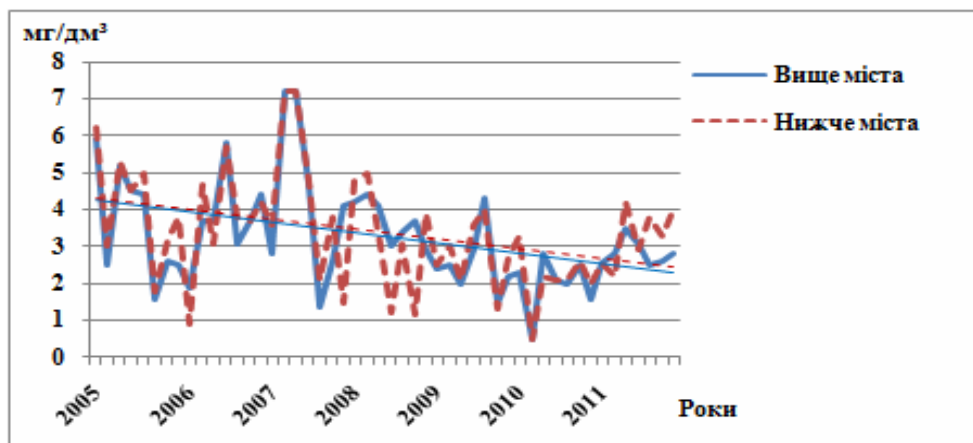


Рис. 8. Зміна концентрації кремнію у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

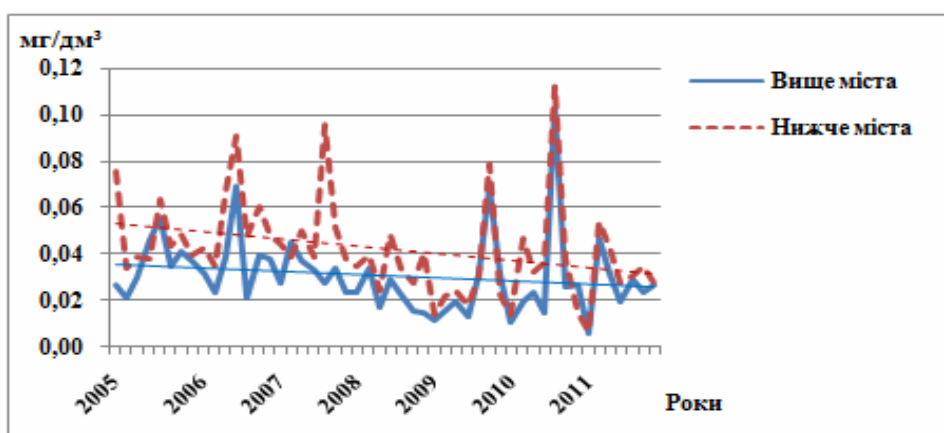


Рис. 9. Зміна концентрації фосфатів у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

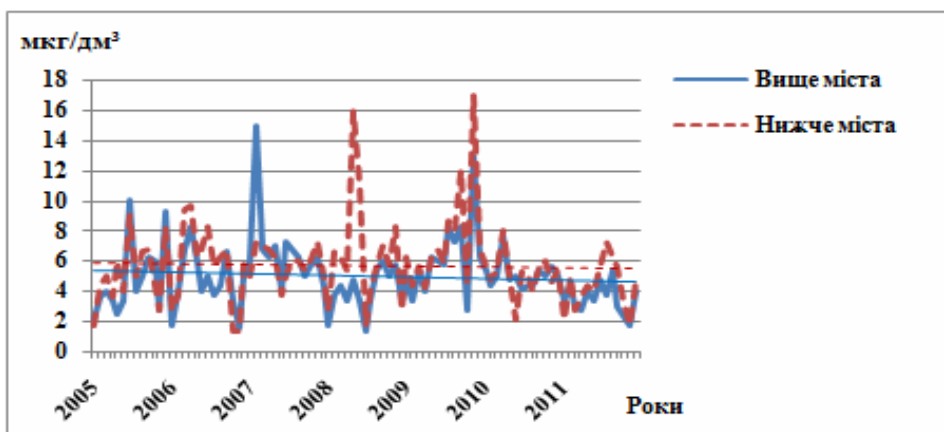


Рис. 10. Зміна концентрації хрому $^{6+}$ у водах р. Стир по створах вище та нижче м. Луцьк за 2005– 2011 рр.

Висновки. Місто Луцьк, в певній мірі, впливає на концентрації низки хімічних елементів у водах р. Стир, швидкість перебігу хімічних реакцій, але ступінь цього впливу досить різний. Нижче міста спостерігається зростання показників вмісту кальцію (Ca), хрому шестивалентного (Cr^{6+}) та біхроматної окиснюваності. Твердість, вміст гідрокарбонатів та кремнію по обох створах змінюються мало при загальній тенденції до певного зростання. Гідрохімічний режим річки за вивченими

показниками має виражений сезонний характер.

Основними чинниками, що впливають на погіршення якості вод р. Стир є транспорт, промисловість та функціонуюча комунальна система. Скиди недостатньо очищених стічних вод із міських комунальних очисних споруд та приватних садиб у р. Стир, Гнідавського цукрового заводу у р. Черногузку, сприяють погіршенню якості природних вод.

Різка підвищення твердості води та вмісту у ній гідрокарбонатів, очевидно викликається активізацією природних процесів в умовах підвищення температури повітря та кількості опадів.

Список літератури

1. Бедункова О. О. Аналіз особливостей формування якості води річок Західного Полісся / Бедункова О. О., Стецюк Л. М., Єфимчук О. Б. [Електронний ресурс] – Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/portal/Chem_Biol/Vnuvgrp/2009_1/v4501.pdf 24.10.2011.
2. Ганущак М. М. Гідрохімічні особливості формування стоку р. Стир / М. М. Ганущак // Наук. вісник Волинського нац. ун-ту ім. Лесі України. – 2012. – №10. – С. 19–29.
3. Ганущак М. М. Річковий басейн як геоекологічна система / М. М. Ганущак // Волинь очима молодих науковців : минуле, сучасне, майбутнє : Матеріали IV Міжнародної наук.-практ. конф. аспірантів і студентів (12–13 тр. 2010 р.) : у 2 т. – Луцьк : Волин. нац. ун-т ім. Лесі України, 2010. – Т. 2. – С. 87–88.
4. Голчак І. В. Екологічна оцінка якості поверхневих вод Хрінницького водосховища / І. В. Голчак // Вісник Нац. ун-ту водного господарства та природокористування. – 2009. – Вип. 3 (47), ч. 1. – С. 9–15.
5. Забокрицька М. Р. Про сучасний гідрохімічний режим р. Західний Буг та її приток / М. Р. Забокрицька // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 251. – С. 135–140.
6. Клименко М. О. Порівняльний аналіз нормативів якості поверхневих вод / Клименко М. О., Вознюк Н. М., Вербецька К. Ю. // Наукові доповіді НУБіП. – 2012. – Вип. 1(130). – [Електронний ресурс] // Режим доступу: http://www.nbu.gov.ua/e-journals/nd/2012_1/12kmo.pdf 13.09.2012.
7. Малі річки України: Довідник / Яцик А. В., Бишовець Л. Б., Богатов Є. О. та ін. ; [за ред. А. В. Яцика]. – К. : Урожай, 1991. – 296 с.
8. Мисковець І. Я. Антропогенні зміни в басейнах малих річок (на прикладі Волинської області) / І. Я. Мисковець: Автореф. дис. канд. геогр. наук: 11.00.11 / Луцький держ. технічний ун-т. - Луцьк, 2003. – 19с.
9. Мольчак Я. О. Луцьк: сучасний екологічний стан та проблеми / Я. О. Мольчак, В. О. Фесюк, О. Ф. Картава // Луцьк: ЛДТУ, 2003 – 488 с.
10. Нетробчук І. М. Оцінка якості поверхневих вод правобережних приток басейна Прип'яті у Волинській області / І. М. Нетробчук // Науковий вісник Волинського національного університету імені Лесі України: Наук. Збірник / Відп. ред. В. Й. Лажнік. – Волин. нац. ун-т ім. Лесі України, 2007. №2. – С. 260–265.
11. Осадчий В. І. Вплив урбанізованих територій на хімічний склад поверхневих вод басейну Дніпра. / В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, Н. М. Мостова [Електронний ресурс] // Режим доступу: http://www.uhmi.org.ua/pub/np/250/21_Mostova.pdf 24.10.2011.
12. Справочник по гидрохимии. [Електронний ресурс] // Режим доступу: <http://biology.krc.karelia.ru/misc/hydro> 21.10.2011.
13. Фесюк В. А. Экологические аспекты загрязнения поверхностных вод тяжёлыми металлами на примере р. Стырь в районе г. Луцка / В. А. Фесюк // XIV пленарное межвузовское координационное совещание по проблеме эрозионных, русловых и устьевых процессов. Материалы и краткие сообщения. Уфа: МГУ, БГУ, 1999. – С. 205–206.

Сучасний гідрохімічний режим річки Стир в умовах антропогенного навантаження (на прикладі м. Луцьк)

Ганущак М. М., Тарасюк Н. А.

Проведено аналіз динаміки основних хімічних показників у водах р. Стир у продовж 2005 – 2011 років. В статті охарактеризовано зміну концентрацій сольового складу річкових вод у створах вище і нижче м. Луцьк, визначено чинники впливу на зміну гідрохімічних показників.

Ключові слова: басейнова система, річкові води, гідрохімічні показники, соловий склад, джерела забруднення.

Современный гидрохимический режим реки Стырь в условиях антропогенной нагрузки (на примере г. Луцк)

Ганущак М. М., Тарасюк Н. А.

Проанализировано динамику основных химических показателей в водах р. Стырь на протяжении 2005 – 2011 годов. В статье приведена характеристика изменения концентрации солевого состава речных вод в створах выше и ниже г. Луцк, определены факторы влияния на изменение гидрохимических показателей.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 2(29)

Ключевые слова: бассейновая система, речные воды, гидрохимические показатели, солевой состав, источники загрязнения.

Modern hydrochemical regime of the river Styr in the conditions of anthropogenic load (for example of the city Lutsk)

Ganushchak M.M., Tarasiuk N.A.

Analyzed the dynamics of the main chemical parameters in the river Styr water during the years 2005 – 2011. The article describes the change of the concentration of salt composition of river waters in the sections above and below the city Lutsk, identified the factors of influence on the change of hydrochemical indicators.

Keywords: drainage basin system, river water, hydrochemical characteristics, salt composition, the sources of pollution.

Надійшла до редколегії 12.12.2012

УДК 574.52

Караваев Ю. В.

ДП "Інститут екологієни і токсикології ім.Л.І. Медведя", м. Чернівці

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОХІМІЧНОГО РЕЖИМУ р. СІРЕТ (українська частина)

Ключові слова: гідрохімічний режим, головні іони, біогенні елементи, моніторинг

Актуальність. Для розуміння процесів, які відбуваються у водній екосистемі, необхідно мати у своєму розпорядженні дані як про біогенні, так і про абіогенні фактори водного середовища, які є основою існування будь-якого біогеоценозу. Відповідно, одним з основних етапів моніторингу річкової системи є вивчення і оцінка її гідрохімічного режиму. Дослідження були проведені на р. Сірет, яка є невеликою гірською річкою у відносно екологічно чистому районі. Саме тому воду для визначення гідрохімічних показників тут відбирає лише гідрометеорологічна служба з одного створу, а досліджень з наукової точки зору на ній досі не проводилось. Проте р. Сірет є цікавим об'єктом для досліджень якості водного середовища, оскільки на даний час вона відносно незабруднена, що дозволяє визначити умови, близькі до референтних, а також запобігти подальшому забрудненню вод.

Мета та завдання. Метою даного дослідження було визначення найбільш важливих аспектів гідрохімічного режиму р. Сірет. Завдання досліджень: визначення концентрацій основних катіонів та аніонів, біогенних речовин, розчинених газів; встановлення класу та типу води, сезонної мінливості її хімічного складу; виявлення основних залежностей та кореляційних зв'язків між компонентами гідрохімічного режиму вод р. Сірет.

Матеріали та методика досліджень. Для вивчення гідрохімічного режиму р. Сірет було використано дані про концентрації у воді річки зазначених вище речовин, витрат та температури води за період 1961–2011 рр. Проби відбиралися по створу у м. Сторожинець. Частина даних була надана Чернівецьким обласним гідрометеоцентром. Дані за період 2007–2011 рр. були отримані автором власноруч. Хімічний аналіз проб проводився згідно загальноприйнятих методик [1, 3, 4].

Отримані результати та їх обговорення. Інформація була згрупована у відповідності до основних фаз гідрологічного режиму річки [5] (табл.1):

Таблиця 1. Хімічний склад води р. Сірет у різні гідрологічні фази

Гідрологічна фаза	формула Курлова	Індекс
Літньо-осіння межень	0,35 HCO_3 57 SO_4 26 Cl 17 Ca 54 Na+K 24 Mg 22	$\text{C}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$
Зимова межень	0,34 HCO_3 79 SO_4 19 Cl 2 Ca 55 Na+K 25 Mg 20	$\text{C}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$
Літньо-осінній паводок	0,22 HCO_3 65 SO_4 27 Cl 8 Ca 55 Na+K 36 Mg 9	$\text{C}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$
Весняне водопілля	0,17 HCO_3 50 SO_4 37 Cl 13 Ca 65 Mg 21 Na+K 14	$\text{C}_{\text{II}}^{\text{Ca}}$

В основному води р. Сірет (по створу у м. Сторожинець) відносяться до гідрокарбонатно кальцієвого класу другого типу.

Проте, у різні гідрологічні фази в хімічному складі води спостерігаються деякі зміни. Зокрема, вода з гідрокарбонатно кальцієвої може змінюватись на сульфатно кальцієву. Такі зміни можливі як під час межені, так і під час паводків, проте більшість випадків було зафіксовано при меншій водності. Під час паводків можлива зміна співвідношення головних катіонів. Зокрема були помічені випадки підвищення концентрацій (суми іонів) Na^+ та K^+ у порівнянні з іонами Ca^{2+} та Mg^{2+} .

Концентрації головних катіонів та аніонів, які визначали у водному об'єкті, корелюють з водністю річки (табл. 2):

Таблиця 2. Залежність концентрацій головних іонів від водності р. Сірет

Головний іон	Рівняння залежності $C = f(Q)$	Коефіцієнт кореляції
HCO_3^-	$y = 219,19x^{-0,2027}$	0,82
Cl^-	$y = 24,833x^{-0,1296}$	0,31
SO_4^{2-}	$y = 44,764x^{-0,1146}$	0,23
Ca^{2+}	$y = 65,827x^{-0,1674}$	0,75
Mg^{2+}	$y = 16,87x^{-0,4169}$	0,57
$\text{Na}^+ + \text{K}^+$	$y = 17,438x^{-0,2465}$	0,35

З табл. 2 випливає, що залежність між концентрацією головних іонів та водністю є степеневою. Найбільший коефіцієнт кореляції з витратою води для р. Сірет виявлено для гідрокарбонатних іонів та іонів кальцію (коефіцієнти кореляції 0,82 та 0,75 відповідно). Найнижчу кореляцію показали хлорид та сульфат-іони (коефіцієнти кореляції 0,3 та 0,22 відповідно).

Для хлоридів спостерігалось деяке зниження концентрацій із підвищенням показників водності. Коефіцієнт кореляції є невеликим (0,31), проте залежність спостерігається. Якщо у період межені значення концентрацій хлоридів знаходились у межах 2,0–58,0 мг/дм³, то під час повені вони змінювались у межах 2,0–35,5 мг/дм³. Це можливе за рахунок доброї розчинності солей хлоридної кислоти.

Для гідрокарбонатів, так само як і для хлоридів, в більшості випадків, спостерігається обернено пропорційна залежність між концентраціями іону та витратою води. У період межені на р. Сірет концентрації гідрокарбонатних іонів змінювались в межах 51,0–250,0 мг/дм³, а в період повені – 17,5–203,0 мг/дм³. Часто під час проходження повеней мінімальні концентрації гідрокарбонатів відповідали максимальній водності.

Для сульфатів характерна така ж залежність між концентрацією іона та водністю як для хлоридів, проте залежність є слабкою (коефіцієнт кореляції 0,23). Значення концентрацій під час межені складали 13,7–208,0 мг/дм³, а під час

паводку – 14,0–153,2 мг/дм³.

Для катіонів спостерігалися дещо інші закономірності залежності зміни концентрацій від водності. Для іонів кальцію характерним було деяке підвищення значень концентрацій у період межені та пониження у паводок (коефіцієнт кореляції 0,75). Для межені були виявлені такі інтервали значень концентрацій – 19,6–72,3 мг/дм³, а для періоду паводків – 19,0–50,0 мг/дм³.

Подібною є закономірність для концентрацій іонів магнію (коефіцієнт кореляції 0,57): в межах інтервал значень коливався від 2,4 до 31,6 мг/дм³, а у період паводків він складав 1,0–7,7 мг/дм³.

Для суми іонів натрію та калію виявлена інша закономірність: при збільшенні витрати води концентрації згаданих іонів можуть дещо зростати (коефіцієнт кореляції 0,35). Так під час межені інтервал значень складав 1,5–40,2 мг/дм³, а під час паводків – 3,2–90,2 мг/дм³, що пов'язано з розчинністю солей і комплексів підстилаючих порід, куди входять дані елементи.

Виявлені залежності підпорядковуються загальній закономірності відношення мінералізації до водності річки та розчинності солей, в основі яких містяться головні іони. На основі згаданих закономірностей та дослідженого масиву даних можна виявити кореляційні зв'язки між окремими головними іонами у воді р. Сірет – м. Сторожинець (табл.3):

Таблиця 3. Кореляційні зв'язки між головними іонами

	Na ⁺ +K ⁺	Ca ²⁺	Mg ²⁺	HCO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻
Cl ⁻	0,59	0,40	0,42	0,23	0,07
SO ₄ ²⁻	0,31	0,30	-0,035	-0,56	-
HCO ₃ ⁻	0,20	0,50	0,56	-	
Na ⁺ +K ⁺	-	0,31	0,21		
Ca ²⁺		-	0,42		
Mg ²⁺		0,42	-		

Найбільш виражена кореляція спостерігається між сумою натрію та калію і хлорид-іоном, магнієм та гідрокарбонат-іоном, магнієм та хлорид-іоном та магнієм і кальцієм. Від'ємний кореляційний зв'язок спостерігався для гідрокарбонат-іонів і сульфат-іонів та для магнію і сульфат-іонів.

Було виведено також залежності між мінералізацією та концентраціями головних іонів для р. Сірет (створ у м. Сторожинець) (табл. 4):

Таблиця 4. Залежність між мінералізацією та концентрацією головних іонів

Головний іон	Рівняння залежності	Коефіцієнт кореляції
HCO ₃ ⁻	y=0,5842x-24,276	0,85
Cl ⁻	y=0,0861x-7,4986	0,84
SO ₄ ²⁻	y=0,1272x	-0,51
Ca ²⁺	y=0,1256x+13,65	0,80
Mg ²⁺	y=0,069x-8,6609	0,82
Na ⁺ +K ⁺	y=0,0795x-7,851	0,67

Мінералізація води найбільше корелює з кальцієм та магнієм. Сульфат-іон дає слабкий зв'язок з мінералізацією річкової води.

Зібрані дані дають змогу прослідкувати і режим біогенних елементів у воді р. Сірет. Серед біогенних елементів визначали концентрації фосфат-, нітрат – і нітрит-іонів та іонів амонію. Процентне співвідношення цих іонів у воді р. Сірет представлене на наступній діаграмі (рис. 1).

Діаграма показує переважання у воді нітратних іонів, що часто спостерігається у малозабруднених водних об'єктах [2].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

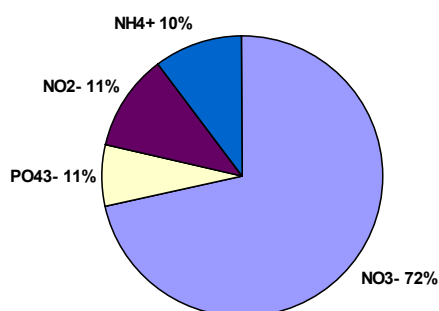


Рис. 1. Процентне співвідношення біогенних речовин у воді р. Сірет

Концентрації вивчених біогенних речовин у зазначений період змінювались у широких межах: NO₃⁻ - 0–0,84 мг/дм³, NO₂⁻ - 0–0,14 мг/дм³, PO₄³⁻ - 0–0,29 мг/дм³, NH₄⁺ - 0–0,07 мг/дм³. Зв'язок їх концентрацій зазначених елементів з водністю річки досить чітко простежується лише для нітратів (коефіцієнт кореляції 0,46). Для фосфатів, нітритів та сольового амонію чіткої залежності концентрації від витрат води не виявлено.

Було розраховано також кореляційні зв'язки між біогенними елементами для вод р. Сірет – м. Сторожинець (табл. 5).

Таблиця 5. Кореляційні зв'язки між деякими розчиненими біогенними речовинами

	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
NO ₃ ⁻	0,22	0,20	0,18
NO ₂ ⁻	-	0,12	0,044
NH ₄ ⁺	-	-	-
PO ₄ ³⁻	-	0,02	-

Найбільш тісний зв'язок спостерігався між нітратами та нітритами, а також нітритами та іонами амонію, найменше корелюють між собою фосфати та іони амонію і нітрити та іони амонію. Було також простежено зміни динаміки концентрацій біогенних речовин протягом гідрологічного року (табл. 6):

Таблиця 6. Концентрації біогенних елементів у воді р. Сірет у різні фази гідрологічного режиму

Гідрологічна фаза	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻
Літньо-осіння межень	<u>0 -1,32</u> 0,41	<u>0,003-0,29</u> 0,029	<u>0,04-0,3</u> 0,08	<u>0 -0,17</u> 0,06
Зимова межень	<u>0,1 -1,1</u> 0,28	<u>0,003-0,11</u> 0,022	<u>0,04-0,07</u> 0,05	<u>0 -0,48</u> 0,047
Літньо-осінній паводок	<u>0,03-0,45</u> 0,16	<u>0,06-0,14</u> 0,062	<u>0,07-0,5</u> 0,12	<u>0 -0,29</u> 0,073
Весняне водопілля	<u>0,75 -1,8</u> 1,19	<u>0,01 -0,29</u> 0,16	<u>0,075-0,65</u> 0,22	<u>0 -0,11</u> 0,073

Нітрати характеризувались максимумом концентрацій під час водопілля, мінімумом – під час паводків. Максимум концентрацій нітратів у воді річки під час водопілля може бути пов'язаний зі збільшенням площі змиву з берегів, привнесенням додаткових забруднюючих речовин, акумульованих у сніговому

покриві, з талими водами.

Для нітритів максимум концентрацій також спостерігався під час водопілля, проте мінімум – під час межень.

Концентрації іонів амонію характеризувались найбільшими значеннями у водопілля та паводок, а найменшими – у межень. Концентрації фосфатів підпорядковувались тій самій закономірності розподілу протягом гідрологічного року, що й іони амонію.

Найбільш поширеним і важливим розчиненим у річкових водах газом є кисень та є основою окисно-відновних процесів, основою існування біологічної складової водних екосистем. Одним з найбільш важливих параметрів є співвідношення кількості кисню та температури води водного об'єкту. Виявлення такої залежності дає змогу зрозуміти характер хімічних та біологічних процесів, які відбуваються у водотоці. На рис. 2 представлено графік залежності концентрації розчиненого кисню від температури води для р. Сірет за досліджений період (рис. 2):

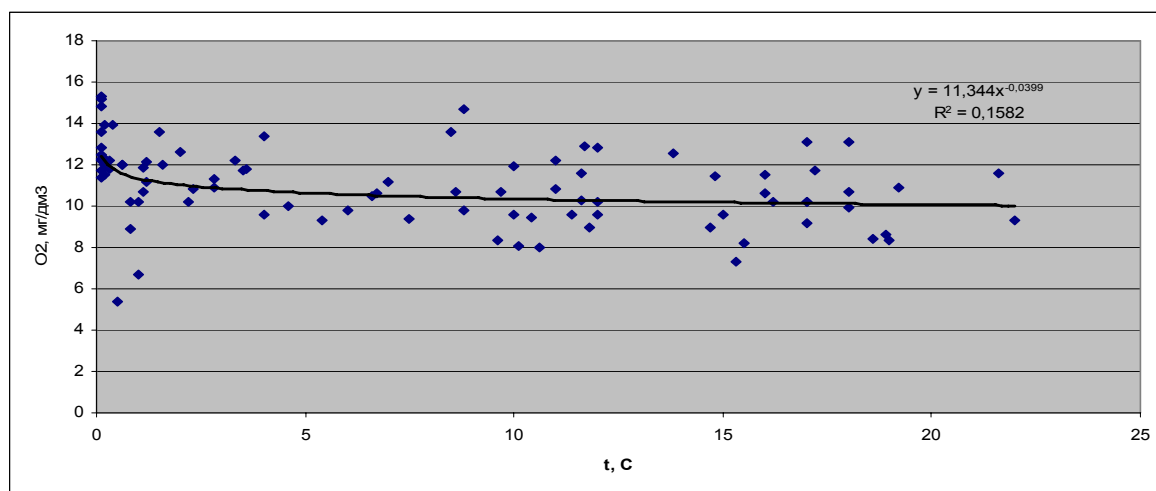


Рис. 2. Залежність концентрації розчиненого кисню від температури води

Прослідковується обернено пропорційна залежність (кореляційне відношення -0,63) між цими двома параметрами: підвищення температури води призводить до зниження концентрації кисню у водній товщі. В цьому також полягає відмінність кисневого режиму водотоків та непротічних водойм, де в зимовий період концентрація кисню знижується за рахунок льодового покриву, що зменшує його сорбцію з атмосферного повітря.

Прослідковано також розподіл концентрації розчиненого кисню у воді р. Сірет у різні фази гідрологічного режиму (табл.7)

Таблиця 7. Температура та вміст кисню у різні фази гідрологічного режиму

Гідрологічний фаза	Вміст кисню, мг/дм³	Температура води, °C
Літньо-осіння межень	<u>8,32 – 14,7</u> 10,9	<u>3,5 – 22,8</u> 12,68
Зимова межень	<u>5,4 – 13,9</u> 11,2	<u>0 – 3,3</u> 0,66
Літньо-осінній паводок	<u>9,28 – 12,9</u> 10,9	<u>1,2 – 22,0</u> 11,9
Весняне водопілля	<u>12,65 – 13,5</u> 13,0	<u>0,2 – 3,6</u> 1,24

Дані, наведені у табл. 7, підтверджують залежність концентрації розчиненого кисню від температури води (див. рис. 2). Встановлено, що зміна гідрологічних фаз

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

практично не впливає на вміст розчиненого кисню у воді р. Сирет. Виключення складає лише водопілля, коли концентрація кисню у воді дещо зростає, що може бути пов'язане зі зростанням швидкості річкового потоку в цей період за рахунок сніготанення.

Висновки. Води Верхнього Сирету відносяться до гідрокарбонатно кальцієвих II типу, хоча зі зміною гідрологічних фаз співвідношення головних іонів може змінюватись.

Концентрації головних катіонів та аніонів у водах річки корелюють з її водністю. Між ними також існують позитивні кореляційні зв'язки один з одним. Це свідчить про їх генетичний зв'язок між собою та є відображенням фізико-хімічних процесів у водотоці.

Серед біогенних компонентів у річковій воді переважають нітрат-іони, що є характерним для мало забруднених вод.

Максимуми концентрацій біогенних речовин у воді Верхнього Сирету зафіксовані під час водопілля.

Найбільш тісні кореляційні зв'язки виявлені між нітратами та нітритами, нітритами та іонами амонію, що зокрема вказує на надходження біогенних компонентів до річкової води внаслідок життєдіяльності гідробіонтів та процесів розкладу розчинених речовин різного походження.

Список літератури

1. Унифицированные методы исследования качества вод. Часть 1 - Методы химического анализа вод. Том 1. 2. *Обобщенный перечень предельно допустимых концентраций (ПДК) и ориентировочно безопасных уровней (ОБУВ) вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов.* – М., 1990 г. 3. *Методика екологічної оцінки якості поверхневих вод за відповідними категоріями.* / В.Д. Романенко, В.М. Жукинський та ін. – К.: Символ-1, 1998. – 28 с. 4. *Новиков Ю. В.* Методы исследования качества воды водоемов / Новиков Ю. В., Ласточкина К. О., Болдина З. Н. – М. : Медицина, 1990. – 390 с. 5. *Загальна гідрологія : посібник* / В. К. Хільчевський, О. Г.Ободовський, В. В. Гребін та ін. – К. : ВПЦ «Київський університет», 2008. – 399 с.

Особливості гідрохімічного режиму р. Сирет (українська-частина)

Караван Ю.В.

Представлена публікація розкриває особливості гідрохімічного режиму р. Сирет. Розраховано концентрації основних катіонів та аніонів, проаналізовано залежності між основними показниками хімічного складу води р. Сирет, виявлено кореляційні зв'язки між компонентами соляного складу, водністю річки та біогенними елементами.

Ключові слова: гідрохімічний режим, головні іони, біогенні елементи, моніторинг.

Особенности гидрохимического режима р. Сирет (украинская часть)

Караван Ю.В.

Публикация раскрывает особенности гидрохимического режима р. Сирет. Были рассчитаны концентрации основных катионов и анионов, проанализированы зависимости между компонентами химического состава воды р.Сирет, выявлены корреляционные связи между компонентами солевого состава, водностью реки и биогенными элементами.

Ключевые слова: гидрохимический режим, главные ионы, биогенные элементы, мониторинг.

The main features of the hydrochemical regime of the Siret river (its Ukrainian part)

Karavan J.

The article reveals the main features of the hydrochemical regime of the Siret river. The concentrations of the main cations and anions were calculated at this part of the work. Exept this the correlations between the saline compounds, biogenic elements and aquaticity of the river water were analyze.

Keywords: hydrochemical regime, main cations and anions, biogenic elements, monitoring.

Надійшла до редколегії 11.01.2013

УДК 504.54.05

Волонцевич О.О.

Український науково-дослідний інститут екологічних проблем, м. Харків

РОЛЬ НЕГАТИВНИХ ЗМІН ВОДНО-БОЛОТНИХ КОМПЛЕКСІВ У ФУНКЦІОНУВАННІ ТА ВИДОВОМУ РІЗНОМАНІТТІ ОРНІТОФАУНИ

Ключові слова: орнітокомплекс, орнітофауна, водоплавні та навколоводні птахи, природно-територіальний комплекс (ПТК), зміна рівню води, трансформація біотопу

Вступ. На даний час інтенсивна господарська діяльність людини призвела до зростання негативного впливу на всі природно-територіальні комплекси (ПТК). Це стає причиною їх загальної деградації або перетворення в більш примітивні за будовою системи. Серед чисельних існуючих ПТК, комплекси водно-болотних угідь займають важливе місце за біорізноманітністю, представляють великий науковий інтерес, оскільки містять в собі унікальні екосистеми з багатьма рідкісними і зникаючими видами живих організмів.

Процес зникнення і деградації водно-болотних угідь під впливом антропогенної діяльності розпочався давно. Ця тенденція характерна як для України, так і для Європи в цілому. Так, в Італії з часів Римської імперії зникли 90% всіх водно-болотних угідь; понад 40% всіх прибережних водно-болотних угідь Бретані (Франція) зникли з 1960 року; щонайменше 2/3 всіх мілководних озер, боліт і вологих луків зникли в Данії з 1784 року [10].

Постановка завдання. В Україні проблема стану водно-болотних ПТК стоїть досить гостро, хоча в цілому вони збереглися на порівняно великих площах та в кращому стані, ніж в інших країнах Європи. Тому особливе значення набуває їх моніторинг з метою недопущення деградації і незворотних процесів, що спричиняють непоправний збиток для місцевих екосистем і багатьох видів тварин і рослин. При виконанні задач з моніторингу водно-болотних комплексів дуже важливу роль відіграє фіксація змін в популяціях водоплавних і навколоводних птахів, які є важливим компонентом таких екосистем, оскільки зміни структури орнітокомплексів, а також чисельності окремих видів орнітофауни, можуть бути сигналом про негативні явища в їх конкретному місцезнаходженні. Таким чином птахи можуть бути використані у якості біоіндикаторів стану різноманітних біотопів.

Дослідження водно-болотних орнітокомплексів України широко представлені в літературі. Зокрема, є низка регіональних робіт, де значну увагу приділено стану ключових біотопів в межах міста Харкова і Харківської області. Серед них необхідно відзначити обстеження Лиманської озерної системи, що ведуться з 1996 року в рамках програми ІВА Українського товариства охорони птахів (УТОП) [1,4]. Значний внесок у вивчення цінних в орнітологічному відношенні водно-болотних комплексів міста Харкова був зроблений групою фахівців: Надточий Г.С., Кривицьким І.О., Зіоменко С.К., Черніковим В.Ф., Чаплигіною А.Б. та ін. У 1992-1994 рр. ними ведуться дослідження видового складу водно-болотного угіддя, що розташоване посеред житлової забудови міста у долині річки Харків у Салтівському житловому масиві міста [7-9].

Також у Харкові щорічно проводиться моніторинг зимуючих популяцій водоплавних. Особливу увагу надається крижню (*Anas platyrhynchos*), як найчисленнішому виду серед місцевих зимуючих водоплавних птахів.

Результати цих досліджень підтверджують існування на регіональному рівні проблеми скорочення чисельності окремих видів птахів і спрощення складу водно-болотяних орнітокомплексів.

Метою цієї роботи є виявлення динаміки чисельності деяких найбільш цінних в екологічному відношенні орнітокомплексів водно-болотяних угідь міста Харкова і Харківської області, а також з'ясування окремих аспектів трансформації і деградації цих водно-болотяних ПТК.

Матеріал і методика виконаних робіт. Дослідженнями було охоплено цілу низку водно-болотяних ПТК міста Харкова і області:

а) водоймище-ставок, розміщене в межах Манжосова Яру, що пролягає уздовж вул. Метробудівників (північно-східна частина м. Харкова);

б) водно-болотяні угіддя, розміщені біля вул. Тимурівців: запруда з великими оточуючими масивами слабопорушеної водної рослинності;

в) територія Харківського зоопарку, що є об'єктом природно-заповідного фонду України загальнодержавного значення, де обстежувалися штучні ставки, які є місцем гніздування і зимівлі дикої популяції крижня;

г) територія Лиманської озерної системи, що представляє собою низку невеликих водоймищ, розташованих в Зміївському районі Харківської області – це велике озеро Лиман, що є природним водоймищем, а також менші за величиною озера і болотяні урочища: ур. Сухий Лиман, ур. Камишувате, оз. Чайка, оз. Світличне, ур. Андріївський Сухий Лиман, ур. Горіла Долина;

д) ділянка позазаплавного пониззя третьої тераси річки Харків, що лежить на схід від с. Черкаські Тишки Харківського району Харківської області: різні лугові стації, що перемежаються із заболоченими ділянками і дрібними озерцями, загальна площа обстеженої території – 270 га.

На даних територіях обстежувалася динаміка популяцій водоплавних і навколоводних птахів під час гніздування та зимівлі. Моніторинг чисельності, а також визначення характеру перебування видів проводилися з використанням загальноприйнятих методик [11, 12].

Отримані результати. Падіння чисельності багатьох видів водоплавних та навколоводних птахів було зафіксоване майже на всіх обстежених ділянках. Крім того на деяких водно-болотяних угіддях відбулося також і збідніння видового складу орнітокомплексів.

За даними результатами обліків на водоймищі Манжосова Яру, що проводилися нами з 2006 р., чисельність зимуючої популяції крижня знизилася в 3-5 разів (рис. 1).

Серед причин скорочення популяції можна назвати часткове обміління цього водного об'єкту, а також зниження кормової бази. Необхідно відзначити, що зареєстроване на даному водоймищі зниження чисельності крижня в зимовий період відбувається на фоні скорочення числа його зимуючих особин в цілому по місту Харкову, що вже було відображено раніше [2].

Інше обстежене в межах м. Харкова водоймище включає біотопи, які використовуються водоплавними птахами для гніздування і зимівлі. Великі масиви чагарників рогозу вузьколистого, що поєднуються з просторами відкритої води, привертати значні гніздові популяції крижня та курочки водяної (*Gallinula chloropus*). В літній час зустрічався бугайчик (*Ixobrychus minutus*). З 2010 року почався процес обміління і усихання ставка, внаслідок чого площа його водного

дзеркала значно скоротилася і в 2012 році досягла мінімуму, ставок майже зник. Це призвело до значного скорочення популяції всіх водоплавних птахів. Зимуючі крижні та водяні курочки з 2012 року на даній території не відмічаються.

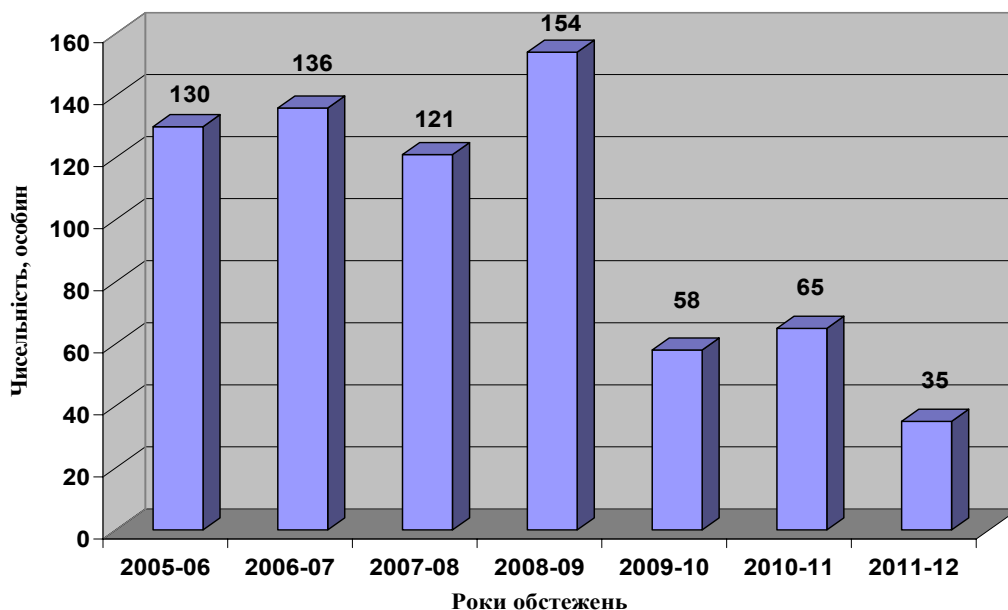


Рис.1. Чисельність крижня (*Anas platyrhynchos*) в особинах протягом зимових сезонів на водоймі-ставку Манжосова Яру м. Харкова (максимальна за сезон серед обліків, які проводилися раз на місяць)

У межах Харківського зоопарку ставки, що також є місцем гніздування і зимівлі крижня, не зазнали істотних змін. Дефіцит водної рослинності, а також окультурена берегова зона ставків обумовлює постійність кормової бази зимуючих водоплавних, які харчуються в основному кормами для птахів з колекції зоопарку. Чисельність зимуючого крижню – єдиного виду, що вільно мешкає тут, щорічно оцінюється в 200-300 особин.

Негативні тенденції для орнітокомплексів водно-болотних угідь Лиманської озерної системи були наявні ще наприкінці 90-х рр. XX сторіччя. Так, серед 131 виду гніздової орнітофауни, що були зареєстровані при інвентаризації Лиманської озерної системи в 1996 р. в рамках програми ІВА УТОП і при повторних роботах у 2002 р., було виявлено негативні тренди чисельності у 42 видів. З них вже в 2002 р. не відмічалися пірникоза сірощока (*Podiceps grisegena*), коловодник ставковий (*Tringa stagnatilis*), мартин сивий (*Larus canus*), степовий (*Melanocorpha calandra*) та малий (*Calandrella cinerea*) жайворонки [1]. Скоротилася чисельність багатьох водоплавних і навколоводних птахів, серед яких чайка (*Vanellus vanellus*), баранець звичайний (*Gallinago gallinago*), крижень (*Anas platyrhynchos*), чирянка велика (*A. querquedula*), широконоса (*A. clypeata*), погонич звичайний (*Porzana porzana*) та ін. Одна з основних причин деградації орнітокомплексів полягає у зміні рівня води в більшості водоймищ, що призвело до несприятливої негативної трансформації біотопів.

За період 1993-2004 рр. за даними моніторингу в районі розміщення Зміївської ТЕС, проведеного Українським науково-дослідним інститутом екологічних проблем (УкрНДІЕП), було зареєстровано достовірне зниження рівня поверхневих вод в більшості водоймищ Лиманської озерної системи [3]. Зниження було зареєстровано для оз. Чайка, ур. Камишувате, обвідного каналу, водоймища-охолоджувача, а також трохи для р. Сіверський Донець (рис. 2, 3).

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)



Рис. 2. Динаміка рівнів поверхневих вод оз. Чайка за 1993–2003 рр.

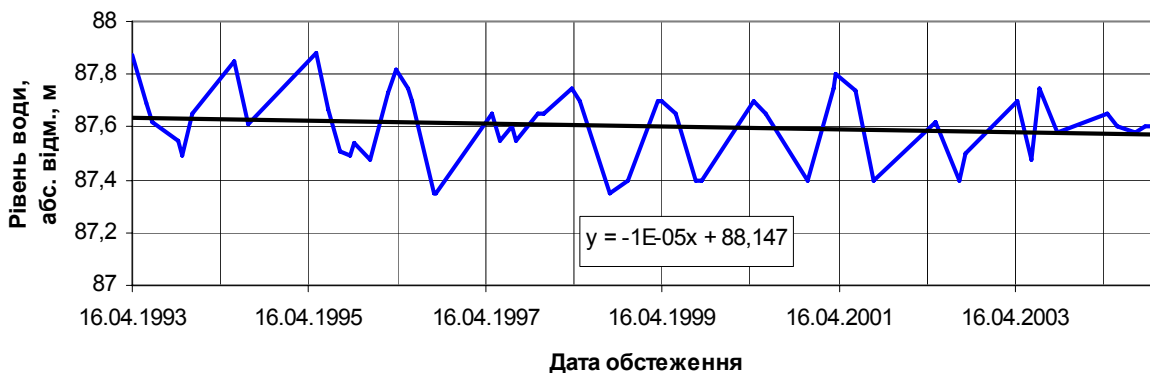


Рис. 3. Динаміка рівнів поверхневих вод ур. Камишувате за 1993–2003 рр.

Також моніторингом в рамках програми ІВА УТОП було визначено зниження рівня води в озерах ур. Горіла Долина і на р. Гнилиці [1].

Підвищення рівня води відмічалось тільки на водоймищі ур. Сухий Лиман і оз. Світличному (рис. 4, 5.).

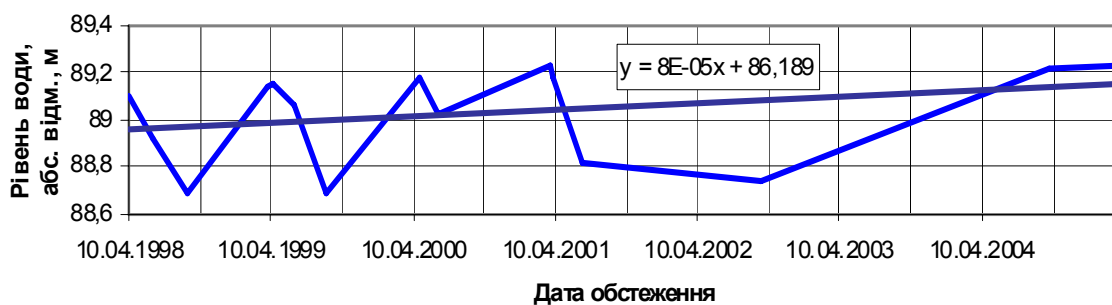


Рис. 4. Динаміка рівнів поверхневих вод водоймища ур. Сухий Лиман за 1998–2004 рр.

Підвищення рівня води в межах ур. Сухий Лиман у свою чергу також негативно вплинуло на біотопи, приводячи до затоплення зручних місць гніздування деяких видів куликів.



Рис. 5. Динаміка рівнів поверхневих вод оз. Світличне за 1998–2004 рр.

На ділянці позазаплавного пониззя третьої тераси річки Харків (с. Черкаські Тишки) протягом 2006 р. нами було відмічено перебування 33 видів птахів, з них на гніздуванні зареєстровано 14 видів, 6 видів гніздилися ймовірно. Серед водоплавних і навколоводних птахів в 2006 році на гніздуванні були відмічені: чайка (*Vanellus vanellus*) – 5-7 пар, коловодник звичайний (*Tringa totanus*) – 1-2 пари, баранець звичайний (*Gallinago gallinago*) – 3 пари, бугай (*Botaurus stellaris*) – 1 пара, крижень (*Anas platyrhynchos*) – 4-6 пар, лиска (*Fulica atra*) 8-10 пар. Ймовірно гніздилися: пірникоза сірощока (*Podiceps grisegena*), чирянка велика (*Anas querquedula*), попелюх (*Aythya ferina*), пастушок (*Rallus aquaticus*), погонич малий (*Parzana parva*), пірникоза мала (*Podiceps ruficollis*).

Під час обстежень цієї ж території в 2007-2012 рр. на гніздуванні чайка і коловодник звичайний більше не відмічалися. Чисельність інших видів помітно скоротилася. Не дивлячись на відсутність інструментальних даних про зміну рівня води в даних водоймищах, про значне скорочення площі водного дзеркала цих позазаплавних озер можна казати і за наслідками візуальних спостережень. Крім того має місце значне висихання більшості заболочених ділянок. Все це безумовно є основною причиною зникнення луго-болотяних видів, виходячи з особливостей їх гніздової біології. Крім того, гніздування чайки тісно залежить від числа крупної рогатої худоби на випасі, скорочення поголів'я якої відмічається останніми роками. Під час випасу на вологих луках худоба формує, так звані, кочкарникові луки, сприятливі для гніздування чайок.

Висновки. На території м. Харкова та Харківської області має місце скорочення популяцій багатьох видів орнітофауни, що пов'язано з неблагополучним і нестабільним станом водно-болотяних ПТК. Трансформація водно-болотяних угідь має переважно несприятливий характер і полягає в зниженні рівня води у водоймищах та усиханні болотяних масивів тощо. Основними причинами таких тенденцій перш за все є антропогенна діяльність і кліматичні зміни, які мають місце в останні десятиріччя, що полягають в поступовому підвищенні середньої температури повітря, зниженні кількості опадів і змінах в їх посезонному розподілі [5,6]. Вирішення проблем, пов'язаних з деградацією водно-болотяних ПТК, можливе за умови грамотної координації діяльності в області охорони природи, заснованої на консолідації зусиль з мінімізації негативного антропогенного впливу на відповідні біотопи, а також на подальшому проведенні поглибленого моніторингу водоплавних та навколоводних птахів для контролю наслідків деградації біотопів.

Для успішної реалізації природоохоронних заходів необхідне удосконалення мережі природно-заповідного фонду, взяття під охорону територій, важливих для існування орнітокомплексів, а також вживання заходів з поліпшення

гідрологічного режиму ключових для орнітофауни водоймищ і з мінімізації їх забруднення.

Список літератури

1. Баник М. В. Динамика сообществ гнездящихся птиц Лиманской озерной системы и урочища «Горелая Долина» / М. В. Баник, Ю. И. Вергелес // Птицы бассейна Северского Донца. Вып. 8: Материалы 7-10 конференций «Изучение и охрана птиц бассейна Северского Донца». – Харьков, 2003. – С. 3–16. 2. Динамика численности кряквы (*Anas platyrhynchos*) на зимовке в Харькове (1990-2005 гг.) / М. В. Баник, Ю. И. Вергелес, А. А. Волонцевич и др. // Гусеобразные птицы Северной Евразии: Тезисы докладов III международного симпозиума (Санкт-Петербург, Россия 6–10 окт. 2005 г.). – СПб., 2005. – С. 28–29. 3. О мониторинге состояния окружающей среды в районе размещения Змиевской ТЭС / А. Г. Васенко, В. А. Ермоленко, В. Т. Лысенков и др. // Вестник БГТУ им. В.Г. Шухова. – 2004. – Ч. III, № 8. – С. 41–43. 4. Вергелес Ю. И. Озеро Лиман / Ю. И. Вергелес, М. В. Баник // IBA території України: території, важливі для збереження видового різноманіття та кількісного багатства птахів. – К. : СофтАРТ, 1999. – С. 248-249. 5. Дубинский Г. П. Климат Харьковской области / Г. П. Дубинский, Я. А. Смалько, А. И. Лотошникова // Материалы Харьковского отд. Географ. Общ-ва Украины. Вып. VIII: Харьковская область, природа и хозяйство. – Харьков : изд-во ХГУ им. А. М. Горького, 1971. – С. 31-41. 6. Изменение климата, 2007 г. Обобщающий доклад // IPCC: Intergovernmental Panel of Climate Change. – Режим доступа: http://www.ipcc.ch/pdf/assessment-report/ar4/syr/ar4_syr_ru.pdf. 7. Надточий А. С. Водно-болотный орнитокомплекс в городе Харькове и проблемы его охраны / Надточий А. С., Кривицкий И. А., Зиоменко С. К. // Урбанізоване навколишнє середовище: охорона природи та здоров'я людини. – К., 1996. – С. 244-246. 8. Нужно и можно ли сохранить уголки естественной природы в городе Харькове / [А. С. Надточий, И. А. Кривицкий, А. Б. Чаплыгина, С. К. Зиоменко] // Экологические проблемы Харьковской области : Тез. докл. конф. – Харьков, 1995. – С. 71-73. 9. Новые сведения об орнитофауне водно-болотного комплекса в городе Харькове / А. С. Надточий, В. Ф. Черников, А. П. Солоха и др. // Птицы бассейна Северского Донца. – 1999. – Вып. 4-5. – С. 32-33. 10. Общество ученых-специалистов по водно-болотным угодьям // Society of Wetland Scientist. – Режим доступа: www.sws.org/regional/SWS%20Europe%20Flyer%20Russian.pdf. 11. Приедниекс Я. Я. Рекомендации к орнитологическому мониторингу в Прибалтике / Я. Я. Приедниекс. – Рига : Зинатне, 1986. – 66 с. 12. Равкин Ю. С. К методике учета птиц в лесных ландшафтах / Ю. С. Равкин // Природа очагов клещевого энцефалита на Алтае. – Новосибирск : Наука, 1967. – С. 66-69.

Роль негативних змін водно-болотних комплексів у функціонуванні та видовому різноманітті орнітофауни

Волонцевич О.О.

У статті наведено короткий історичний огляд досліджень водоплавних та навколводних птахів м. Харкова та Харківської області. Було досліджено видовий склад та динаміку чисельності орнітофауни в межах деяких регіональних водно-болотних природно-територіальних комплексів (ПТК). Відмічено скорочення популяцій більшості видів водоплавних та навколводних птахів на обстежених територіях регіону за останні 5-15 років. Найбільш вразливими видами слід вважати чайку (*Vanellus vanellus*), коловодника звичайного (*Tringa totanus*), коловодника ставкового (*T. stagnatilis*), мартина сивого (*Larus canus*) та ін. Головною причиною скорочення чисельності є трансформація біотопів, яка обумовлена головним чином змінами рівня води у досліджених водоймах.

Ключові слова: орнітокомплекс, орнітофауна, водоплавні та навколводні птахи, природно-територіальний комплекс (ПТК), зміна рівню води, трансформація біотопу.

Роль негативных изменений водно-болотных комплексов в функционировании и видовом разнообразии орнитофауны

Волонцевич А.А.

В статье приведен короткий исторический обзор исследований водоплавающих и околоводных птиц г. Харькова и Харьковской области. Обследовались видовой состав и динамика численности орнитофауны в пределах некоторых региональных водно-болотных природно-территориальных комплексов (ПТК). Отмечено сокращение популяций большинства видов водоплавающих и околоводных птиц на обследованных территориях региона за последние 5-15 лет. Наиболее уязвимыми видами следует считать чибиса (*Vanellus vanellus*), травника (*Tringa totanus*), поручейника (*T. stagnatilis*), сизую чайку (*Larus canus*) и др. Основной

причиной сокращения численности является трансформация биотопов, обусловленная главным образом изменениями уровня воды в обследованных водоемах.

Ключевые слова: орнитокомплекс, орнитофауна, водоплавающие и околоводные птицы, природно-территориальный комплекс (ПТК), изменение уровня воды, трансформация биотопа.

The role of negative trends in wetlands in the functioning and species diversity of ornithofauna

Volontsevich Alexander

*In the article the short historical analysis of a level of wetland bird investigations within Kharkiv city and Kharkiv region is carried out . The composition of bird communities in some regional wetland ecological systems was studied during nesting and wintering periods. The declining of the most of wetland bird species in all of investigated regional wetland ecological systems was registered during last 5-15 years. From them the most vulnerable species are Lapwing (*Vanellus vanellus*), Redshank (*Tringa totanus*), Marsh Sandpiper (*T. stagnatilis*), Common Gull (*Larus canus*) and others. The cause of declining is the biotope transformations conditioned mainly by the water level change in investigated reservoirs.*

Keywords: ornithocomplex, ornithofauna, wetland birds, ecological system, the water level change, the biotope transformation.

Надійшла до редколегії 08.02.2013

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

УДК (502.63+504.4) : 913 (477-25)

Іванок Д. В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

МОДЕЛЮВАННЯ АЦИДИФІКАЦІЙНОЇ ПАРАМЕТРИЧНО-ПРОЦЕСНОЇ СТІЙКОСТІ БАСЕЙНОВОЇ ГЕОСИСТЕМИ РІЧКИ ДЕСНА

Ключові слова: *басейнова геосистема, басейнова територіальна підсистема, ацидифікація, кислотна седиментація, параметрично-процесна стійкість*

Стан проблеми. Характерною тенденцією сучасного природокористування є галопуюче зростання антропогенного навантаження на басейнові геосистеми, що призводить до переформотування речовинно-енергетичних потоків, зміни їх основних властивостей та, як наслідок, зменшення можливості «адекватної відповіді» геосистем на «суто» еконегативні впливи. Процес **ацидифікації** (збільшення кислотності та, відповідно, зменшення величини водневого показника рН компонентів довкілля, що відбувається внаслідок випадання кислотних опадів) є інтегрованим наслідком зазначених перетворень, адже його рушійною силою виступає кислотна седиментація, яку, в свою чергу, спричиняє надходження в атмосферу сполук сірки (діоксиду SO_2 , сульфідів SO_4 , сірковуглецю CS_2 , сірководню H_2SO_4 та ін.) і азоту (насамперед, моно NO та діоксиду NO_2), що у більшості випадків мають антропогенну генезу.

Серед головних джерел емісії сполук сірки найбільшу частку займає процес промислового спалення вугілля, оскільки під час горіння сірка перетворюється в сірчистий газ який, власне, і надходить до атмосфери. Крім того, потужними стаціонарними джерелами емісії діоксиду сірки, як правило, виступають металургійні комбінати, а також підприємства хімічної та нафтохімічної галузі. При цьому, головною причиною потрапляння до атмосфери азоту також є процес згорання викопного палива (вугілля, нафти і газу). Під час згорання в результаті виникнення високої температури азот і кисень поєднуються, утворюючи таким чином монооксид азоту NO .

Кислотна седиментація є завершальним етапом колообігу вище згаданих забруднюючих речовин та своєрідним симбіозом двох процесів. Перший – це, так зване, «вимивання» опадів, або волога седиментація, а другий – їх випадіння, що має назву сухої седиментації [8]. Волога седиментація виникає під час формування хмар в умовах перенасиченості повітря водяною парою і відносній вологості близько 100%, коли краплі хмар можуть утворюватись лише на частинках аерозолів, так званих, конденсаційних ядрах, якими, власне, і є добре розчинні у воді сполуки сірки і азоту. Краплі поступово збільшуються у розмірах та в результаті дії гравітаційних сил в решті випадвають з висоти від кількох сотень до тисяч метрів. Під час падіння поглинаються нові газові молекули, а нові аерозольні частки захоплюються краплею.

Кислотні опади негативно впливають на всі компоненти басейнових геосистем та процеси, що в них відбуваються, які є чутливими до зміни рН середовища, тобто до зміни концентрації іонів водню.

Зокрема, потрапляючи на поверхню ґрунту, кислотні опади сприяють її підкисленню, але, на відміну від інших компонентів басейнової геосистеми, ґрунт має властивість вирівнювати кислотне середовище, тобто здатність до певної міри протистояти ацидифікації. Проте, варто відзначити, що ступінь цієї здатності визначається, в першу чергу, масштабом антропогенного впливу на педосферу. Стійкість ґрунту до кислотної седиментації обумовлена також його генетичним типом, фізичними та хімічними властивостями, літологічними породами, а також способом антропогенного природокористування. Іони водню, що надходять до ґрунту заміщуються наявними в ньому катіонами, в результаті чого відбувається вилугування кальцію, магнію і калію, або їх седиментація у зневодненій формі. Крім того, в результаті кислотної седиментації зростає мобільність токсичних важких металів (марганцю, міді, кадмію та ін.) в ґрунтах з низьким значенням рН.

Розчинні важкі метали, що легко поглинаються рослинами спричиняють пригнічення процесів їхньої життєдіяльності, а при значній інтенсивності кислотних опадів навіть загибель. Доведеним є також той факт, що алюміній, розчинений в сильно кислому середовищі згубно впливає на біоту, яка знаходиться в ґрунтовій товщі. В північних помірних широтах відбувається більш інтенсивне поглинання алюмінію в порівнянні з концентрацією лужних катіонів. При цьому, варто наголосити, що при значній інтенсивності кислотної седиментації співвідношення «алюміній/кальцій» в ґрунтових водах зростає настільки, що знищує кореневу систему і створює серйозну небезпеку для лісової деревної рослинності, зокрема і багаторічних дубів. Надмірна концентрація азоту в ґрунті, крім усього іншого, редукує процеси розкладу органічних решток та мінералізації, що знижує інтенсивність та зменшує обсяг надходження поживних речовин в ґрунт.

Особливу увагу, в контексті моделювання ацидифікаційної стійкості, варто звернути на вплив кислотних опадів на ріллю. Сільськогосподарські угіддя а-ргіогі характеризуються підвищеною кислотністю, оскільки, як правило, обробляються азотними мінеральними добривами. В наслідок синергетичного впливу кислотної седиментації ступінь підкислення ґрунту зростає в кілька разів, що, в результаті, знижує його родючість та збіднює його органічну частину.

Підвищення кислотності ґрунту також призводить до суттєвого переформовування кругообігу речовин в системі «ґрунт-рослинний покрив», наслідком чого є зменшення концентрацій кальцію, магнію і калію, які забезпечують процеси життєдіяльності рослин. Крім того, діоксид сірки внаслідок ацидифікації абсорбується поверхнею рослин, як правило, через листову пластину і, проникаючи, безпосередньо, в їх організм приймає участь в різноманітних окислювальних процесах. Зокрема, діоксид сірки та монооксид азоту окислюють ненасичені жирні кислоти мембран, тим самим змінюючи їхню проникність, що суттєво сповільнює процеси дихання та фотосинтезу та у подальшому викликає генні і видові зміни. Ряд структурних елементів рослинного покриву, зокрема, таких як лісове різнотрав'я та епіфітні лишайники взагалі повністю елімінуються.

Водні об'єкти басейнової геосистеми зазнають негативного впливу кислотних опадів шляхом втрати ними здатності до нейтралізації. Сірчана та азотна кислоти викликають закислення прісних вод. При цьому, розглядаючи цей процес у значному часовому масштабі, варто зазначити, що домінуючу роль у ньому відіграють сульфати, проте, під час раптових явищ (таких як, наприклад, танення снігу) сульфати та нітрати діють разом. Важливою особливістю є те, що процес закислення водних об'єктів є наслідком не стільки, безпосереднього потрапляння сполук сірки та азоту до водної товщі, скільки шляхом їх надходженням з території водного басейну.

Надмірна кислотність поверхневих вод призводить до загибелі живих організмів: в таких умовах здатні існувати лише рослинний і тваринний планктон, а також білі водорості.

Таким чином, керуючись принципами системного підходу та, відповідно, розглядаючи басейнову ландшафтно-територіальну структуру через призму однієї з головних їх функцій – емерджентності, варто наголосити, що всі вищезгадані впливи, як і реакцію на них компонентів (квазі) природної басейнової геосистеми доцільно розглядати комплексно. При цьому, у першому наближенні, найбільш небажаною такою реакцією вбачається кислотна відмова геосистеми, яку відповідно до [2] можна визначити як процес незворотного порушення основних функцій та властивостей природно-територіальних комплексів внаслідок дії на них кислотних опадів.

Отже, базуючись на вищенаведених засновках, слід підкреслити, що **головною метою** моделювання є встановлення рівня стану басейнової геосистеми р. Десна за критерієм ацидифікаційної стійкості для визначення її здатності до нівелювання негативного впливу кислотної седиментації та оцінка ймовірності настання кислотної відмови досліджуваної геосистеми.

Методологія. Для розуміння сутності моделювання доцільно спершу зупинитись на вихідних теоретико-методологічних положеннях.

Основним об'єктом зазначеного моделювання є **басейнова геосистема (БГ)** р. Десна, що ідентифікується як територіальна одиниця (елемент) басейнової ландшафтно-територіальної структури (ЛТС), ядром якої є головний водотік – річка Десна в межах території України з площею водозбору 33, 8 тис. км².

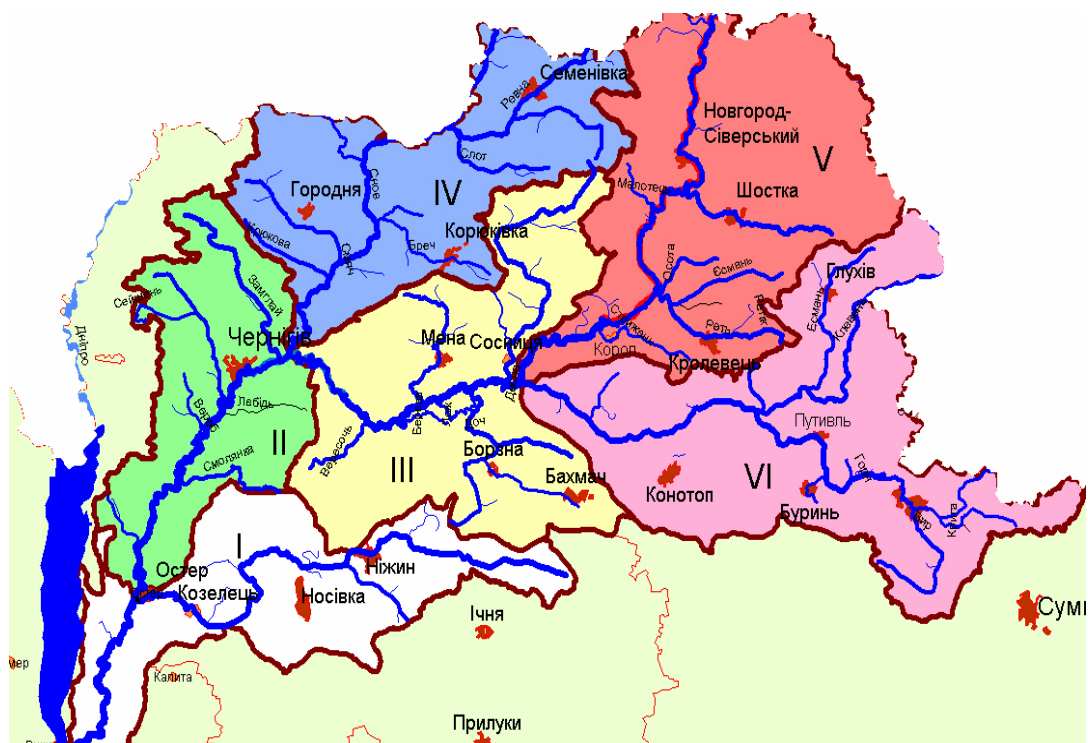
При цьому, для забезпечення репрезентативності та наочності отриманих результатів, в межах даної геосистеми було виокремлено 6 **басейново-територіальних підсистем (БТП)**: Деснянсько-Остерську, Смолянсько-Замглайську, Середньодеснянську, Сновську, Верхньодеснянську і Сеймську (рис. 1).

Слід наголосити, що зазначені **БТП** були виокремлені на основі двох головних критеріїв: по-перше, досліджувана басейнова геосистема була диференційована на суббасейнові геосистеми водотоків рангу, нижчого за головний у **БГ (СБГ)**, а також неруслові суббасейни ерозійних форм рельєфу; по-друге, визначені ділянки басейнової геосистеми у цілому, виокремлені вздовж її головної річки до обумовлених створів на ній (**ДБГ**). Крім того, для виокремлення **БТП** басейнової геосистеми Десни також враховувались комбінації першого та другого варіанту з огляду на ландшафтну специфіку її української частини (**КБГ**). Формалізовано цей процес можна представити наступним чином [6]:

$$\begin{aligned} \{БТП\} &\in \{СБГ \cap ДБГ \cap КБГ\}, \\ D \{БТП\} &= \\ = \{БТП(\omega_{БТП}, R_{БТП}, t)\} &= \{СБГ(\omega_{СБГ}, R_{СБГ}, t) \cap ДБГ(\omega_{ДБГ}, R_{ДБГ}, t) \cap \\ &КБГ(\omega_{КБГ}, R_{КБГ}, t)\}, \end{aligned} \quad (1)$$

де $\omega_{БТП}$, $\omega_{СБГ}$, $\omega_{ДБГ}$ і $\omega_{КБГ}$ – числа фіксацій випадкових субполів відповідних підсистем; $R_{СБГ}$, $R_{ДБГ}$ і $R_{КБГ}$ – просторові субобласті субполів цих підсистем за умови, що загальна просторова область субполів підсистем **БТП** $R_{БТП} \equiv R \in \{R_{СБГ} \cap R_{ДБГ} \cap R_{КБГ}\}$.

Таким чином, для модельної параметризації ацидифікаційної стійкості басейнової геосистеми Десни саме зазначені **БТП** слугували первинними об'єктами дослідження.



I - Деснянсько-Остерська БТП; II - Смолянсько-Замеласька БТП; III - Середньодеснянська БТП; IV - Сновська БТП; V - Верхньодеснянська БТП; VI – Сеймська БТП.

Рис. 1. Диференціація басейнової геосистеми р.Десна на басейнові територіальні підсистеми

Параметрична стійкість басейнової геосистеми (ПС(БГ)) розглядалась як міра поліваріантної відповідності обраних визначальних параметрів стану (геопараметрів за [5]) об'єктів моделювання заданим еталонним параметрам. При цьому, останні визначаються з огляду на «нормальність» природних властивостей, структури та типових особливостей цих об'єктів.

Параметрично-процесну стійкість (ППС(БГ)) є одним з підтипів параметричної стійкості, за ознаки якої правлять ті, що характеризують щойно відзначену міру відповідності для геопараметрів, які відображають основні структуротворні та інші процеси та/або наслідки їхньої комбінації в об'єктах моделювання. Звідси як складники-види цієї стійкості розглядаються флювіо-ерозійна ППС (ФЕППС(БГ)), радіогеоекологічна ППС (РГППС(БГ)), ацидифікаційна ППС (АЦППС(БГ)), ґрунтово-самоочищувальна ППС (ГСППС(БГ)) і інші змістово зумовлені її види (ІВППС(БГ)).

Ацидифікаційну параметрично-процесну стійкість (АЦППС(БГ)), доцільно моделювати з огляду на характеристики процесів ацидифікації їхніх водозборів (кислотної забруднювальної седиментації з атмосферними опадами), тобто випадіння на ці водозбори опадів з певними допустимими чи небажаними значеннями водневого показника pH . Останнє задається відповідними полями **АЦВЗ**($\omega_{АЦВЗ}, R_{АЦВЗ}, t$) для їхнього оцінювального перетину з субполями модельних об'єктів і розрахунку **індексу ацидифікаційної ППС** ($I_{АЦППС, k}$, у %) k -того об'єкта моделювання, звідки

$$\begin{aligned} \{АЦППС(БГ)\} &= \{АЦППС(БТП)\} = \\ &= \{БТП(\omega_{БТП}, R_{БТП}, t) \cap БМПП(\omega_{БМПП}, R_{БМПП}, t)\} \cap \\ &\quad \cap \{АЦВЗ((\omega_{АЦВЗ}), R_{АЦВЗ}, t)\}, \end{aligned} \quad (2)$$

$$I_{\text{АЦППС},k} = 100 - I_{\text{АЦВЗ},k} = 100 - \sum_{j=1}^{n_{\text{КАО},k}} I_{\text{КАО},k,j} p_{\text{КАО},k,j}, \quad (3)$$

де $I_{\text{АЦВЗ},k}$ – середньовиважений (за площами відповідних субполів) індекс ацидифікації водозбору k -того об'єкта моделювання (у %); $I_{\text{КАО},k,j}$ – значення j -того індексу кислотності атмосферних опадів, які можна визначати (в %) в інтервальному або усередненому подаванні за, розробленою з урахуванням [3,4], спеціальною шкалою відношень у залежності від середніх за багатоліття інтервальних величин водневого показника цих опадів (табл.1); $p_{\text{КАО},k,j}$ – загальна частка площі субполів k -того об'єкта з j -тим індексом кислотності $I_{\text{КАО}}$ (у частках одиниці); $n_{\text{КАО},k}$ – кількість розрахункових інтервалів індексу $I_{\text{КАО},k,j}$.

Таблиця 1. Інтервальні та усереднені значення індексу кислотності атмосферних опадів ($I_{\text{КАО},k,j}$ у (2) в залежності від середніх за багатоліття інтервальних значень водневого показника (pH) цих опадів

Інтервальні значення pH	Інтервальні та усереднені значення $I_{\text{КАО},k,j}$, %
(7,0-6,8]	(0-14]; 7
(6,8-6,6]	(14-28]; 21
(6,6-6,4]	(28-42]; 35
(6,4-6,2]	(42-56]; 49
(6,2-6,0]	(56-70]; 63
(6,0-5,8]	(70-84]; 77
< 5,8	(84-100]; 92

Розроблену за такими засновками *категорійно-класифікаційну* схему для оцінювання ацидифікаційної ППС об'єктів моделювання в інтервальному подаванні наведено у табл.2.

Таблиця 2. Категорійно-класифікаційна схема рівнів стану БГ за ознаками її ацидифікаційної параметрично-процесної стійкості (ступеня ацидифікації водозбору)

Значення $I_{\text{АЦППС},k}$ за моделлю (2), %	Ступінь ацидифікації водозбору (категорія рівня стану)	Рівень стану за класом
(100-86]	незначний (1)	відмінний (I)
(86-72]	вельми низький (2)	добрий (II)
(72-58]	низький (3)	
(58-44]	середній (4)	задовільний (III)
(44-30]	підвищений (5)	
(30-16]	високий (6)	незадовільний (IV)
< 16	вельми високий (7)	поганий (V)

Ця схема визначає сім категорій рівня стану басейнової геосистеми за ознаками цієї стійкості (ступеня ацидифікації водозбору) – від геосистем з незначним до геосистем з вельми високим таким ступенем – та відповідні цим категоріям п'ять класів рівня стану.

Основні результати. Аналізуючи індекс ацидифікації водозбору Десни, варто відзначити, що загалом його значення ($I_{\text{АЦППС},k} = 67,11\%$, табл.3) ідентифікує її як басейнову геосистему, яка має низький ступінь ацидифікації (3-тя категорія рівня стану, табл.4), що відповідає доброму стану за класом категорійно-

класифікаційної схеми. При цьому, це значення є ближчим до верхньої межі інтервалу ($I_{\text{АЦППС,к}} = 72\%$), тобто прямує до 4-ї категорії рівня стану (вельми низький ступінь ацидифікації) та відповідного їй II класу (добрий стан). Таким чином, такі результати вказують на те, що кислотна седиментація в межах БГ Десни на разі не виступає лімітуючим фактором її функціонування. Передумовами цього, в першу чергу, є відсутність значних стаціонарних джерел емісії (потужних промислових об'єктів) сполук сірки та азоту.

Таблиця 3. Інтегральне значення індексу ацидифікації $I_{\text{АЦППС,к}}$, % та характеристики стійкості басейнової геосистеми р.Десна

БГ Десни загалом	Значення $I_{\text{АЦППС,к}}$, %	Ступінь ацидифікації водозбору (категорія рівня стану)	Рівень стану за класом
	67,11	низький (3)	добрий (II)

Таблиця 4. Показники стійкості БТП басейнової геосистеми р.Десна

БТП	Значення $I_{\text{АЦППС,к}}$, %	Ступінь ацидифікації водозбору (категорія рівня стану)	Рівень стану за класом
1.Деснянсько-Остерська	40,78	середній (4)	задовільний (III)
2.Смолянсько-Замглайська	34,16	підвищений (5)	задовільний (III)
3.Середньодеснянська	51,89	середній (4)	задовільний (III)
4.Сновська	50,80	середній (4)	задовільний (III)
5.Верхньодеснянська	61,46	низький (3)	добрий (II)
6.Сеймська	60,89	низький (3)	добрий (II)

В розрізі БТП простежуються незначні флуктуації $I_{\text{АЦППС,к}}$: від верхнього екстремуму 34,16% (Деснянсько-Остерська БТП, 5-та категорія рівня стану (підвищений ступінь ацидифікації водозбору)) до нижнього – 61,46% (Верхньодеснянська БТП, 3-тя категорія рівня стану (низький ступінь ацидифікації водозбору)) (рис. 2).

Слід звернути особливу увагу на територіальну закономірність розподілу індексу $I_{\text{АЦППС,к}}$, а саме: збільшення його чисельного значення і відповідно зменшення ступеню ацидифікації басейнової геосистеми у напрямку із заходу на схід. Причинами такої територіальної диференціації в першу чергу є відмінність у локалізації промислових підприємств: так, зокрема, Деснянсько-Остерська БТП (пд.–зх. частина БГ) знаходиться в межах безпосереднього антропогенного впливу м. Києва, де, окрім промислових підприємств, потужним джерелом емісії оксидів азоту та сірчистого ангідриду є транспорт; в той же час, в межах Смолянсько-Замглайської БТП розташоване м. Чернігів – адміністративний і, головне, промисловий центр Чернігівської області. Масштаби впливу міста на обсяг емісії сполук сірки і азоту наочно ілюструють показники, наведені у Екологічному паспорті Чернігівської області за 2011 р. [1]: викиди сполук сірки у річному вираженні складають понад 7,5 тис. т зі стаціонарних джерел та більш ніж 0,5 тис. тон з пересувних; при цьому, річний обсяг викидів оксидів азоту складає понад 3,3 тис. т зі стаціонарних та більш ніж 5,3 тис. т з пересувних джерел відповідно.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

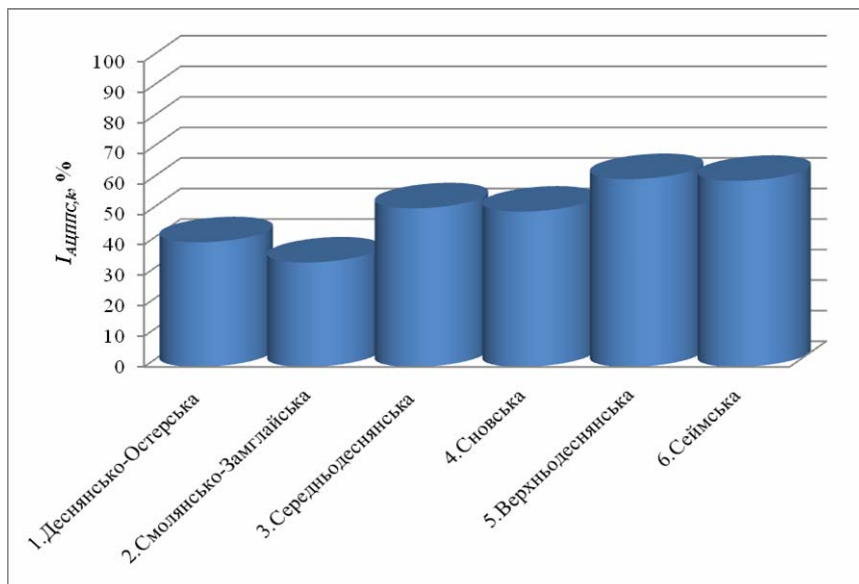


Рис 2. Значення індексу ацидифікації $I_{ацппс,к}, \%$ для БТП басейнової геосистеми р.Десна

На особливу увагу заслуговує і той факт, що у зменшенні кислотності опадів у напрямку із зх. на сх. не останню роль відіграють особливості атмосферної циркуляції. Так, зокрема, північ України де, власне, і локалізована досліджувана басейнова геосистема знаходиться в зоні безпосереднього впливу західного переносу повітряних мас. Тобто, рухаючись із заходу на схід повітряні маси поступово втрачають вологу та надмірну кислотність.

Висновки та перспективи подальших досліджень.

1. Процес ацидифікації характеризується збільшенням кислотності та, відповідно, зменшення величини водневого показника pH компонентів довкілля, що відбувається внаслідок випадання кислотних опадів.

2. Його рушійною силою виступає кислотна седиментація, яку, в свою чергу, спричиняє надходження в атмосферу сполук сірки і азоту, що у більшості випадків мають антропогенну генезу.

3. Кислотна седиментація є своєрідним симбіозом двох процесів: перший – це, так зване, «вимивання» опадів, або волога седиментація, а другий – їх випадіння, що має назву сухої седиментації.

4. Басейнова геосистема р. Десна ідентифікується як територіальна одиниця (елемент) басейнової ландшафтно-територіальної структури (ЛТС), ядром якої є головний водотік – річка Десна в межах території України з площею водозбору 33, 8 тис. км²

5. В межах досліджуваної геосистеми було виокремлено 6 басейново-територіальних підсистем: Деснянсько-Остерську, Смолянсько-Замглайську, Середньодеснянську, Сновську, Верхньодеснянську і Сеймську.

6. Ацидифікаційну параметрично-процесну стійкість доцільно моделювати з огляду на характеристики процесів ацидифікації їхніх водозборів, тобто випадіння на ці водозбори опадів з певними допустимими чи небажаними значеннями водневого показника pH та формалізувати за допомогою індексу ацидифікаційної ППС ($I_{ацппс,к}$, у %).

7. Значення індексу ацидифікації водозбору Десни ($I_{ацппс,к} = 67,11\%$) ідентифікує її як басейнову геосистему, яка має низький ступінь ацидифікації (3-тя категорія рівня стану), що відповідає доброму стану за класом категорійно-класифікаційної схеми та вказує на те, що кислотна седиментація в межах БГ Десни на разі не виступає лімітуючим фактором її функціонування.

8. Перспективи вдосконалення методики моделювання ацидифікаційної параметрично-процесної стійкості бачиться, насамперед, у врахуванні властивостей ґрунтів або інших поверхонь, на які надходять атмосферні опади. Адже, ґрунт має властивість вирівнювати кислотне середовище, тобто здатність до певної міри протистояти ацидифікації.

9. Крім того, в майбутніх дослідженнях особлива увага буде приділена врахуванню ацидифікаційних синергетичних ефектів в басейнових геосистемах викликаних як природною кислотністю їх окремих компонентів (насамперед, ґрунтів), так і специфікою речовинно-енергетичних потоків.

Список літератури

1. Екологічний паспорт Чернігівської області. – Чернігів: ДУОНПР в Чернігівській області, 2012. – 142 с. 2. Кривошеїн О. О. Моделювання кислотної відмови геосистеми за допомогою графічної моделі у вигляді «дерева відмов» / О. О. Кривошеїн // Наук. праці Укр.НДГМІ. – 2010. – № 259. – С. 254–262. 3. Національний атлас України. Електронна версія / Інститут географії НАНУ, «ІС ГЕО», ДНВП «Картографія», ДСГКК. – 2007. 4. Самойленко В. М. Моделювання урболандшафтних басейнових геосистем / В. М. Самойленко, К. О. Верес – К. : Ніка-Центр, 2007. – 296 с. 5. Самойленко В. М. Модельна ідентифікація берегових геосистем / В. М. Самойленко, І. О. Діброва. – К. : Ніка-Центр, 2012. – 328 с. 6. Самойленко В. М. Модельна параметризація компонентів параметричної стійкості басейнової геосистеми та її надійності / В. М. Самойленко, Д. В. Іванок // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т.3(24). – С.15–35. 7. Самойленко В. М. Математичне моделювання в геоєкології / В.М. Самойленко – К. : ВПЦ «Київський університет», 2003. – 199 с. 8. Хорват Л. Кислотный дождь / Л. Хорват. – М. : Стройиздат, 1990. – 83 с. 9. Тарасова Т. Ф. Оценка воздействия кислотных дождей на элементы экосистемы промышленного города / Т. Ф. Тарасова, О. В. Чаловская // Вестник ОГУ. – 2005. – Т.2(10). – С. 80–84.

Моделювання ацидифікаційної параметрично-процесної стійкості басейнової геосистеми річки Десна

Іванок Д. В.

Виокремлено особливості процесу ацидифікації та кислотної седиментації в басейнових геосистемах. Удосконалено та протестовано на прикладі басейнової геосистеми р.Десна методику моделювання параметрично-процесної стійкості. Проаналізовано закономірності ацидифікаційних процесів водозбору р.Десна та окреслено перспективи подальших досліджень.

Ключові слова: басейнова геосистема, басейнова територіальна підсистема, ацидифікація, кислотна седиментація, параметрично-процесна стійкість.

Моделирование ацидификационной параметрически-процессовой устойчивости бассейновой геосистемы реки Десна

Иванок Д. В.

Определено особенности процесса ацидификации и кислотной седиментации в бассейновых геосистемах. Усовершенствовано и протестировано на примере бассейновой геосистемы р.Десна методику моделирования параметрически-процессной устойчивости. Проанализировано закономерности ацидификационных процессов водозбора р.Десна и выделено перспективы дальнейших исследований.

Ключевые слова: бассейновая геосистема, бассейновая территориальная подсистема, ацидификация, кислотная седиментация, параметрически-процессовая устойчивость.

Modeling of acidified parametric-processing stability of Desna river basin geosystem

Ivanok D.V.

There were defined acidification and acid sedimentation peculiarities in basin geosystems. The technique of modeling of acidified parametric-processing stability was updated and tested on Desna river basin geosystem's example. There were analyzed regularities of acidification processes of Desna river's catchment area and outlined prospects for further investigations.

Keywords: basin geosystem, basin territorial subsystem, acidification, acid sedimentation, parametric-processing stability.

Надійшла до редколегії 07.02.2013

Воровка В. П.

Мелітопольській державний педагогічний університет ім. Богдана Хмельницького

ОСОБЛИВОСТІ ГІДРОЛОГІЧНОГО ЗВ'ЯЗКУ СИВАШУ З АЗОВСЬКИМ МОРЕМ

Ключові слова: Сиваш, протока Тонка, протока Промоїна, водообмін, гідрологічний режим

Постановка проблеми. Останні півтора десятиліття Сиваш знову, з піввіковою перервою в інтенсивних наукових дослідженнях, привернув увагу дослідників і спільноти. У першу чергу він розглядається вченими як важлива складова екологічної мережі України і Європейського континенту, з високим рівнем біологічного різноманіття та ландшафтів, а також як вмістилище певних видів природних ресурсів. Складна взаємодія Сивашу з контактуючими географічними об'єктами та наслідки цієї взаємодії цікавлять географів та екологів. Крім того, інтенсивно обговорюються екологічні проблеми Сиваша, пов'язані з впливом на нього антропогенного фактора.

Однією з найважливіших із всіх взаємодій Сивашу, на наш погляд, являється його взаємодія з Азовським морем, оскільки для нього саме вона є визначальною у процесах температурної динаміки, зниження солоності сиваських вод, і в першу чергу Східного Сивашу та підвищення його біопродуктивності як водно-болотного угіддя міжнародного значення.

У зв'язку з вищезначеним **метою** даної статті є виявлення сучасних особливостей зв'язку лагуни Сиваш з Азовським морем через протоки, утворені у тілі Арабатської стрілки.

Аналіз публікацій. Питанням взаємодії Сивашу з Азовським морем присвячено багато наукових публікацій переважно географічного та гідрологічного змісту [1–4]. Така взаємодія розглядається як наслідок їх водообміну через протоку Тонку, розташовану у крайній північній частині Арабатської стрілки. Це пояснюється наявністю необхідного масиву інформації, накопиченої функціонуванням гідрометеорологічного посту у м. Генічеськ на березі протоки Тонкої, який до цього часу фіксує і накопичує гідрологічну та метеорологічну інформацію. Однак неврахованим фактом є функціонування вже упродовж понад сорока років у тілі Арабатської стрілки ще однієї протоки – Промоїни, завдяки якій відбувається прискорений водообмін Сивашу з Азовським морем з проявом відповідних екологічних наслідків – опріснення Східного Сивашу, зміна температурних показників сиваських вод, інтенсифікація згінно-нагінних явищ в акваторії Сивашу.

Цілі статті:

- дати короткий аналіз наукових досліджень водообміну Азовського моря і Сивашу через протоку Тонку;
- виявити природно-історичні фактори утворення протоки Промоїна;
- проаналізувати історичні факти наявності протоки на цьому місці у минулому;
- зробити припущення щодо екологічного впливу посиленого водообміну на акваторію Сивашу.

Наявність протоки Тонкої підтверджують більшість сучасних і давніх карт цієї території. Так, на картах середини XIX століття зображена протока Генічеська (Тонка), яка має таку ж конфігурацію, як і зараз (рис. 1).

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)



Рис. 1. Зображення протоки Тонкої на карті середини XIX ст. (до створення залізниці на Арабатську стрілку)

Аналізуючи більш пізні карти останньої чверті XIX ст. (рис. 2), карти Херсонської області до 70-х років XX століття і, зокрема, північної частини Арабатської стрілки, також бачимо чітке зображення єдиної протоки, яка сполучає затоку Сиваш з Азовським морем.



Рис. 2. Зображення протоки Тонкої на карті 1876 року (після створення залізниці на Арабатську стрілку)

Протока Тонка за особливостями геоморфології та гідрології має вид вузької річкової дельти з вершиною, оберненою у бік моря. Довжина протоки становить 4 км, середня ширина 100 м, максимальна глибина 4,7-5 м, площа перетину на гідрологічному створі при середній багаторічній величині рівня у Генічеську становить 259-265 м²; при зміні рівня на 10 см площа перетину змінюється на 6,5-7 м². Об'єм води у протоці при рівні в Генічеську, близькому до середньої багаторічної величини, становить 800 тис. м³. Вісь основного тіла протоки направлена з заходу-південного заходу на схід-північний схід.

Окремі наукові джерела вказують, що водообмін між Сивашем та Азовським морем протокою Тонкою є незначними за обсягами і несуттєво впливає на водний баланс моря [5–7]. У середньому за багаторічний період з 1923 по 2000 рр. відтік вод із Сиваша в Азовське море склав 0,4 км³, зворотний потік з Азовського моря в Сиваш склав у середньому за багато років показник у 1,4 км³.

Разом з тим такий водообмін є надзвичайно важливим для Сиваша як солонowodної і мілководної лагуни. Це пов'язано у першу чергу з процесами природного зниження солоності сиваської води, що підтверджується зростанням солоності сиваських плес з віддаленням від протоки на захід і південь, збільшенням температури води у тому ж напрямі у теплий сезон року, особливостями льодової обстановки.

Режим течій у протоці Тонкій визначається переважно поздовжнім градієнтом тиску внаслідок перепаду рівня на кінцях протоки і переважаючими вітрами. Мілководність протоки уповільнює водообмін в ній, спричинений перепадом щільності на кінцях протоки. Оцінки водообміну через протоку за період 1923-1981 рр. отримані на основі емпіричних номограм або регресійних рівнянь [8], які пов'язують величини перепаду рівня на кордонах протоки і проекції швидкості вітру на лінію його осі.

Природною особливістю стічних, вітрових та компенсаційних течій у протоці Тонкій була їх однаправленість зі значним переважанням азовської складової [2]. На теперішній час азовська і сиваська складові приблизно рівні у зв'язку з наповненням Сиваша стічними водами зі зрошуваних полів та рисових чеків, а також внаслідок інфільтрації води Північно-Кримського каналу.

Швидкість азовських течій за період спостережень з 1952 р. коливалась від 11-29 см/с у безвітряну або маловітряну погоду до 172 см/с під час нагонів і штормів. Сиваські течії мають переважно вітрову і компенсаційну природу, їх середня швидкість до скидання прісних вод була дещо нижчою (21 см/с) за азовські (24 см/с). З 1975 року середня швидкість азовських і сиваських течій у протоці Тонкій вирівнялася (19 см/с). Змішані течії у протоці відмічаються рідко, їх повторюваність не перевищує 1-2% при середній тривалості 30 хвилин [7].

Витрати води, розраховані за даними натурних спостережень у протоці за 1975-2006 рр. близькі між собою і становлять у середньому 48 м³. Максимальні витрати води азовських течій дещо вищі сиваських і можуть сягати 122-128 м³ [7].

Таким чином, наведені дані свідчать про те, що фактично у всіх наукових джерелах зв'язок Сивашу з Азовським морем показаний та аналізується винятково через протоку Тонку.

Разом з тим усім, хто бував на Арабатській стрілці відомо, що на відстані близько 1,7 км на південь існує ще одна повноцінно функціонуюча протока – Промоїна, над якою споруджений автомобільний міст. Аналіз сучасних топографічних карт і космічних знімків Google Earth підтвердив існування другої протоки, яка сполучає Сиваш з Азовським морем і за шириною не поступається протоці Тонкій (рис. 3). Цей факт підтверджується зображеннями на сучасних

картах Херсонської області. Конфігурація проток на картах збігається з зображенням на космічному знімку.

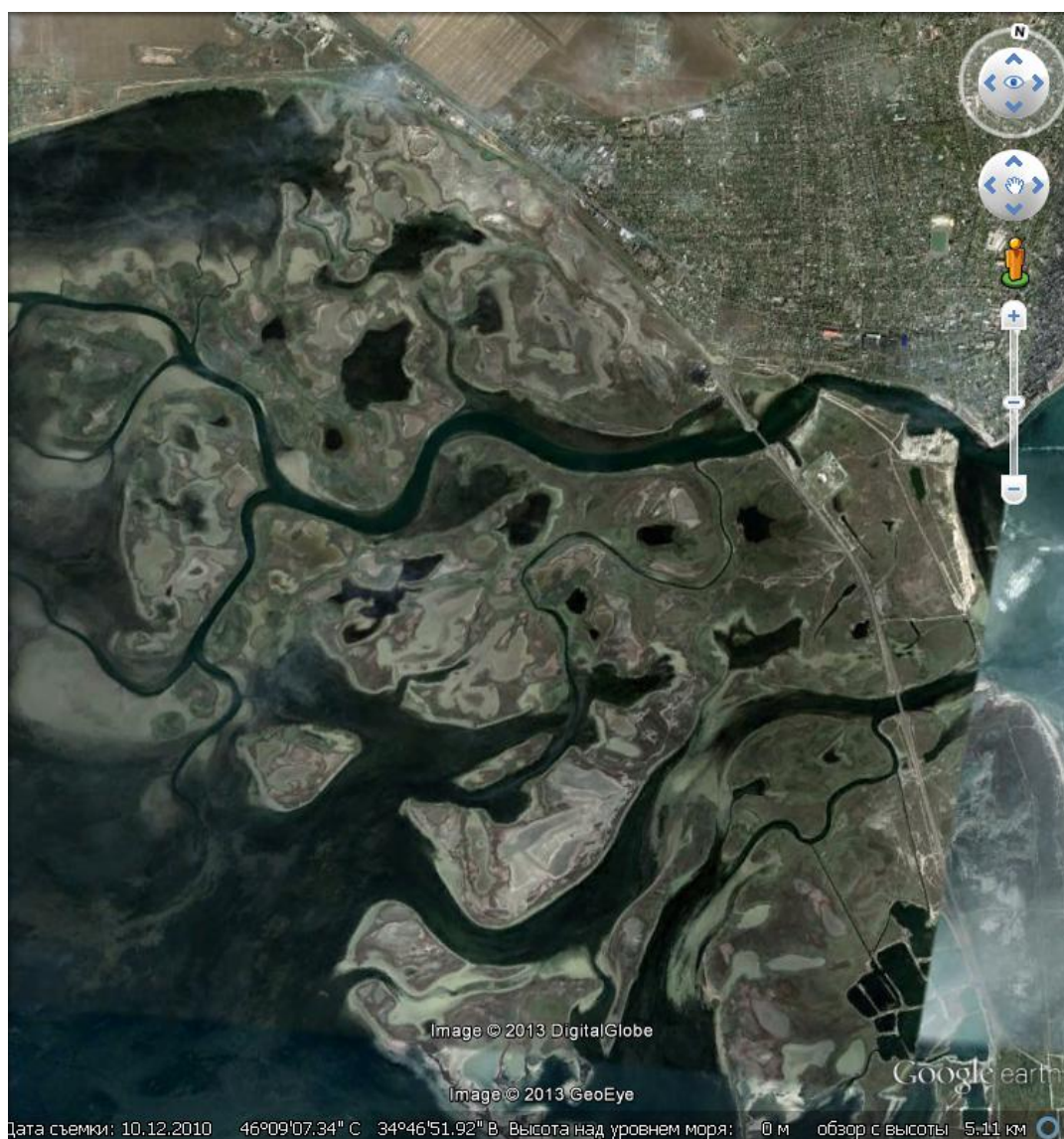


Рис. 3. Космічний знімок території з протоками Тонка і Промоїна

Історично склалося так, що в 1876 році від Новоолексіївки була прокладена залізниця територією Арабатської стрілки для пасажиро- та грузоперевезення. Пролягала ця залізниця уздовж морського берега стрілки у безпосередній близькості до нього. Пасажироперевезення здійснювалися до кінцевої станції Валок, а вантажопотік – ще далше і складався в основному з перевезення морського піску і черепашнику зі стрілки на материк для підсипки при будівництві доріг (так званий баласт), а також перевезення видобутої на «Солепромі» солі із Сиваша. Для нормального функціонування її доводилось регулярно (з повторенням кожні 2-3 роки, а інколи і щороку) відновлювати після штормових вітрів східних румбів. Найчастіше пошкоджувалася частина колії на північ від с. Генгорка. Найвірогідніше, і назва Промоїна пов'язана саме з процесами промиву і розмиву.

Під час чергового сильного південно-східного вітру 6-10 січня 1969 року (за свідченням очевидців) відбувся сильний нагін води, яка затопила територію від

Генгорки до Генічеська, в т.ч. і залізницю. Наступного дня воду скувало кригою, якою залізниця була дуже пошкоджена в багатьох місцях. Було прийняте рішення не відновлювати залізницю, а вцілілі ділянки демонтувати, що й було зроблено до кінця 1970 року. Зруйновані її залишки до цих пір проявляються у районі протоки Промоїна видніються на сучасних космічних знімках. Таким чином, функціонування протоки Промоїна розпочалося з 1969 року.

Всупереч існуючій науковій інформації про існування раніше на цьому ж місці протоки [5], історично і картографічно такий факт не підтверджений. Вочевидь, саме цим пояснюється відсутність будь-якої гідрологічної інформації щодо водообміну Сиваша з Азовським морем через протоку Промоїна до 1969 року. Але з 1969 року встановився постійний зв'язок Сивашу через Промоїну. Чому після утворення Промоїни у її межах не здійснювалися гідрологічні дослідження, навіть нерегулярні – невідомо. Але безсумнівним фактом є той, що утворення додаткової протоки вплинуло на процеси циркуляції та водообміну між Сивашем та Азовським морем.

Незважаючи на відсутність гідрологічної інформації по протоці Промоїна, можна припустити, що її значно менша довжина, більша ширина і простіша (більш спрямлена) конфігурація сприяють інтенсивному водообміну Сиваша з Азовським морем нарівні з протокою Тонкою, особливо враховуючи ширину рукавів останньої у конусі виносу піщано-черепашкових відкладів в акваторії Сивашу.

Висновки. Таким чином, теоретично водообмін Сиваша з Азовським морем міг перевищувати раніше обчислені науковцями і наведені у наукових джерелах показники як мінімум удвічі. Уточнення даних водообміну Сивашу з Азовським морем через протоку Промоїна є одним з напрямів подальших наукових досліджень. Очевидно, на процеси зниження солоності сиваської води, які відбуваються в останні десятиліття, міг вплинути і факт утворення додаткової протоки Промоїни між Сиваською лагуною та Азовським морем.

Список літератури

1. Семенова Е. А. Исследования водообмена через мелководный пролив (на примере пролива Тонкого) / Е. А. Семенова // Сб. работ ГМО ЧАМ. – 1962. – Вып. 1. – С. 53-63.
2. Семенова Е. А. Водообмен Сиваша с Азовским морем / Е. А. Семенова // Сб. работ ГМО ЧАМ. – 1964. – Вып. 2.
3. Слатинский Ю. Г. Об обмене вод между Сивашом и Азовским морем через пролив Тонкий / Ю. Г. Слатинский // Сб. работ БГМО ЧАМ. – 1969. – Вып. 7. – С. 38-54.
4. Слатинский Ю. Г. Обмен питательными солями между Сивашом и Азовским морем через пролив Тонкий / Ю. Г. Слатинский // Сб. работ ЛЮМ ГОИН. – 1972. – Вып. 9. – С. 30-45.
5. Гидрометеорологический справочник Азовского моря. – Л. : Гидрометеиздат, 1962. – 853 с.
6. Гидрометеорология и гидрохимия морей СССР. Т. V. Азовское море. – СПб. : Гидрометеиздат, 1991. – 236 с.
7. Гидрометеорологические условия морей Украины. Т. 1: Азовское море. / [Ильин Ю. П., Фомин В. В., Дьяков Н. Н., Горбач С. Б.] ; МЧС и НАН Украины, Морское отд. УкрНИИГМИ. – Севастополь, 2009. – 402 с.
8. Раскин Ю. Г. О водообмене через пролив Тонкий / Ю. Г. Раскин // Тр. ГОИН. – 1962 – Вып. 205. – С. 21-31.

Особливості гідрологічного зв'язку Сивашу з Азовським морем

Воровка В.П.

У статті розглядаються сучасні особливості водообміну лагуни Сиваш з Азовським морем через протоки в Арабатській стрілці. Вказується на необхідність врахування при гідрологічних розрахунках показників водообміну існуючої ще з 1969 року, крім протоки Тонкої, протоки Промоїна у тілі Арабатської стрілки. Наводяться історичні факти про особливості виникнення протоки Промоїна. Робиться припущення про вплив протоки на зміну гідрологічних, гідрохімічних та гідробіологічних показників Сивашу.

Ключові слова: Сиваш, протока Тонка, протока Промоїна, водообмін, гідрологічний режим

Особенности гидрологической связи Сиваша с Азовским морем

Вороека В.П.

В статье рассматриваются современные особенности водообмена Сивашской лагуны с Азовским морем через проливы в Арабатской стрелке. Указывается на необходимость учёта при гидрологических расчетах водообмена существующего ещё с 1969 года в теле Арабатской стрелки пролива Промойна. Приводятся исторические факты об особенностях возникновения пролива Промойна. Высказывается предположение о влиянии пролива на изменение гидрологических, гидрохимических и гидробиологических показателей в пределах акватории восточного Сиваша.

Ключевые слова: Сиваш, пролив Тонкий, пролив Промойна, водообмен, гидрологический режим

Peculiarities of hydrological connection between the Syvash lagoon and the Azov sea

Vorovka V.

This study investigates current characteristics of the Syvash lagoon and the Azov sea water cycle. The author emphasizes that during hydrological calculations of water cycle indices there is a necessity to take into consideration existence of the Promoina strait in the body of Arabatska strilka. The author also gives some historical facts about the origin of the Promoina strait. Hypothetically the Promoina strait influences hydrological, hydrochemical and hydrobiological indices of the Syvash.

Keywords: the Syvash, the Tonka strait, the Promoina strait, water cycle, hydrological regimen

Надійшла до редколегії 28.02.2013

УДК 551.551.8

Скриник О. Я.¹, Скриник О. А.², Ошурок Д. О.³

¹Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

²Національний університет біоресурсів та природокористування України, м. Київ

³Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ФРАКТАЛЬНИЙ АНАЛІЗ ЧАСОВИХ РЯДІВ ДАНИХ СПОСТЕРЕЖЕНЬ ЗА ТЕМПЕРАТУРОЮ ПОВІТРЯ В УКРАЇНІ

Ключові слова: температура повітря, часові ряди, фрактальний (R/S) аналіз, показник Херста

Вступ. Дослідження клімату, його прогнозування – важлива та актуальна проблема, яка стоїть перед світовою науковою спільнотою. Один із можливих шляхів її вирішення – використання глобальних чисельних кліматичних моделей [1]. Альтернативний шлях – фізико-статистичний аналіз часових рядів даних спостережень за основними кліматичними характеристиками [2, 3]. Вважаємо, що останній є особливо ефективним, коли мова йде про дослідження регіональних аспектів клімату.

Ряди даних сформовані реальними фізичними (метеорологічними, астрофізичними та геофізичними) процесами, які або відбувалися в кліматичній системі, або впливали на неї. Тобто, в них закодована інформація про її минулий та теперішній стан. Отримання цієї інформації за допомогою фізико-статистичного аналізу („розкодування” часових рядів) є надзвичайно важливим, оскільки вона може бути використана як для дослідження поточного стану кліматичної системи, так і для прогнозування її подальшої динаміки (для створення різного роду фізико-статистичних чи стохастичних прогностичних моделей). Очевидно, вказаний шлях дослідження клімату є значно менше затратним ніж використання глобальних чисельних кліматичних моделей, але, на нашу думку, не менш ефективним.

Мета публікації – провести дослідження внутрішньої структури вікових рядів даних спостережень за температурою повітря в Україні, використовуючи відносно новий метод статистичного аналізу, а саме – фрактальний (R/S) аналіз. Зазначимо, що під внутрішньою структурою рядів розуміємо не тільки наявність циклів (регулярних чи не регулярних), але і зв'язність елементів ряду. Тобто, чи існує статистичний зв'язок між елементами ряду, чи вони є статистично незалежними. Іншими словами, чи існує пам'ять у часових рядах і яка вона – коротка (з певним характерним часовим масштабом) чи довготривала (що проявляється на всіх часових масштабах).

Зазначимо, що проведення фрактального аналізу часових рядів розглядаємо як один із етапів так званого перед прогнозного аналізу, ціллю якого є накопичення інформації про досліджувані ряди. Накопичена інформація в подальшому буде використовуватися для створення їх математичних моделей.

Матеріали та методика досліджень. Вихідний емпіричний матеріал – ряди даних про середню добову температуру повітря на деяких реперних метеорологічних станціях України (Київ, Луганськ, Миколаїв). Перелік станцій обумовлений тривалістю спостережень, оскільки очевидно, що чим довші ряди, тим більший об'єм інформації вони містять. На вказаних станціях доступним для аналізу є період з 1881 до 2010 рр. (130 років). Основний інструмент, що використовувався для виявлення внутрішньої статистичної структури часових рядів, фрактальний аналіз (інші назви, які використовуються в літературі: R/S-аналіз, метод нормованого розмаху, метод Херста).

Фрактальний (R/S) аналіз був запропонований британським кліматологом-гідрологом Херстом [4]. Його суть полягає у розрахунку для досліджуваного ряду певної статистики H , яка отримала назву показника Херста. В математичній статистиці доводиться, що значення показника Херста лежить в межах від 0 до 1. Також доводиться, що при $H = 0.5$ – вихідний ряд складається із статистично незалежних значень (пам'яті не існує). Якщо значення показника Херста є більшими від 0.5 ($0.5 < H < 1$), то в досліджуваному ряді є довготривала пам'ять, а сам ряд називають персистентним [6]. Якщо $0 < H < 0.5$, то значення ряду змінюється ще більш інтенсивніше, ніж у суто випадковому ряді. Такі ряди називають антиперсистентними.

Херстом також були отримані і перші оцінки введеної ним статистики часових рядів H для деяких рядів геофізичних даних. В тому числі були отримані оцінки величини H і для рядів середньої річної температури повітря. Згідно [4], для вказаної кліматичної характеристики середнє значення H дорівнює 0.68, що приблизно збігається з оцінкою цієї величини іншими дослідниками [5]. На основі розрахованого значення величини H можна зробити висновок, що ряди середньої річної температури мають персистентну структуру. Проте слід зауважити, що у вказаних роботах не досліджувалась значущість такого висновку і не проводилось його обґрунтування.

Як вказувалось вище, значення $H = 0.68 > 0.5$ свідчить про персистентну, фрактальну, самоподібну на різних часових масштабах структуру досліджуваного ряду. Зазначимо, що $H = 0.5$ – це теоретична *асимптотична* оцінка показника Херста для суто випадкового ряду, тобто ряду який складається із статистично незалежних значень. Персистентна структура – ознака довготривалої пам'яті, яка зберігається в ряді на *всіх* часових масштабах. Тобто, немає характерного часового масштабу пам'яті, як наприклад у процесі Орнштейна-Уленбека, чи у його дискретному варіанті – авторегресійному процесі певного порядку (AR). Довготривала пам'ять означає, що середні добові значення температури мають

певний вплив на майбутні середні добові значення, середні місячні впливають на середні місячні і т.д. Іншими словами, в структурі ряду, незважаючи на локальну випадковість (зашумленість), існує глобальна впорядкованість (довготривала пам'ять). Очевидно, що встановлення факту чи є ряд персистентним чи ні, є важливим з точки зору вибору подальшої математичної моделі для його прогнозування.

Результати дослідження. На рис.1 в логарифмічному масштабі представлені результати розрахунку величини нормованого розмаху (R/S) в залежності від часового масштабу чи часу запізнення (τ) для рядів середньої річної (а), середньої місячної (б) та середньої добової (в) температури Києва. Показник Херста визначається як кутовий коефіцієнт нахилу апроксимаційної прямої, тобто, із рівності $\lg(R/S) = H \lg(\tau) + a$, де a - деяке стає число. Зауважимо, якщо температурний ряд – персистентний (з довготривалою пам'яттю), то нахил апроксимаційної лінії на графіку не повинен суттєво змінюватись при переході від одних до інших часових масштабів, наприклад, від середніх річних до середніх місячних, чи середніх добових. Розрахунки проводилися з використанням двох різних алгоритмів, які детально описані в [6] і [7]. Алгоритм Петерса слід вважати обґрунтованішим, оскільки він дає значно більшу кількість розрахованих значень нормованого розмаху і, крім того, для нього розроблена процедура оцінки статистичної значущості отриманих результатів.

Алгоритм перевірки значущості статистики (показника) Херста докладно описаний в [7]. За нульову гіпотезу приймається твердження, що досліджуваний ряд є суто випадковим, альтернативна гіпотеза – ряд є фрактальним (персистентним чи антиперсистентним). Згідно теоретичних досліджень та чисельних експериментів [7] у випадку суто випадкового ряду статистика Херста має нормальний розподіл. Її середнє значення розраховується на основі залежності середнього значення нормованого розмаху суто випадкового ряду від часового масштабу ($E(R/S) = f(\tau)$). В [7] представлена теоретично виведена аналітична формула з емпіричною поправкою, яка виражає вказану залежність:

$$E(R/S) = \frac{\tau - 0.5}{\tau} \left(\frac{\pi \tau}{2} \right)^{-0.5} \sum_{i=1}^{\tau-1} \sqrt{\frac{\tau-i}{i}}. \quad (1)$$

Дисперсія розподілу оцінюється як $\sigma^2 = 1/N$, де N - об'єм досліджуваного ряду. Тоді, якщо розраховане значення показника Херста лежить в межах 99% ймовірності (в межах 6σ), то робиться висновок про справедливість нульової гіпотези (про випадковість досліджуваного ряду), в протилежному випадку – приймається альтернативна гіпотеза. Враховуюче зазначене, в табл. 1 і нижче (в подальшому тексті) під значущістю представлено відхилення розрахованого значення H від теоретичного, виражене в одиницях σ . Таке представлення дозволяє легко визначати значущість розрахованої величини H і відповідно приймати нульову чи альтернативну гіпотезу. Зауважимо, що значущість із додатнім знаком виражає персистентну структуру ряду (чи тенденцію до такої структури), з від'ємним – антиперсистентну.

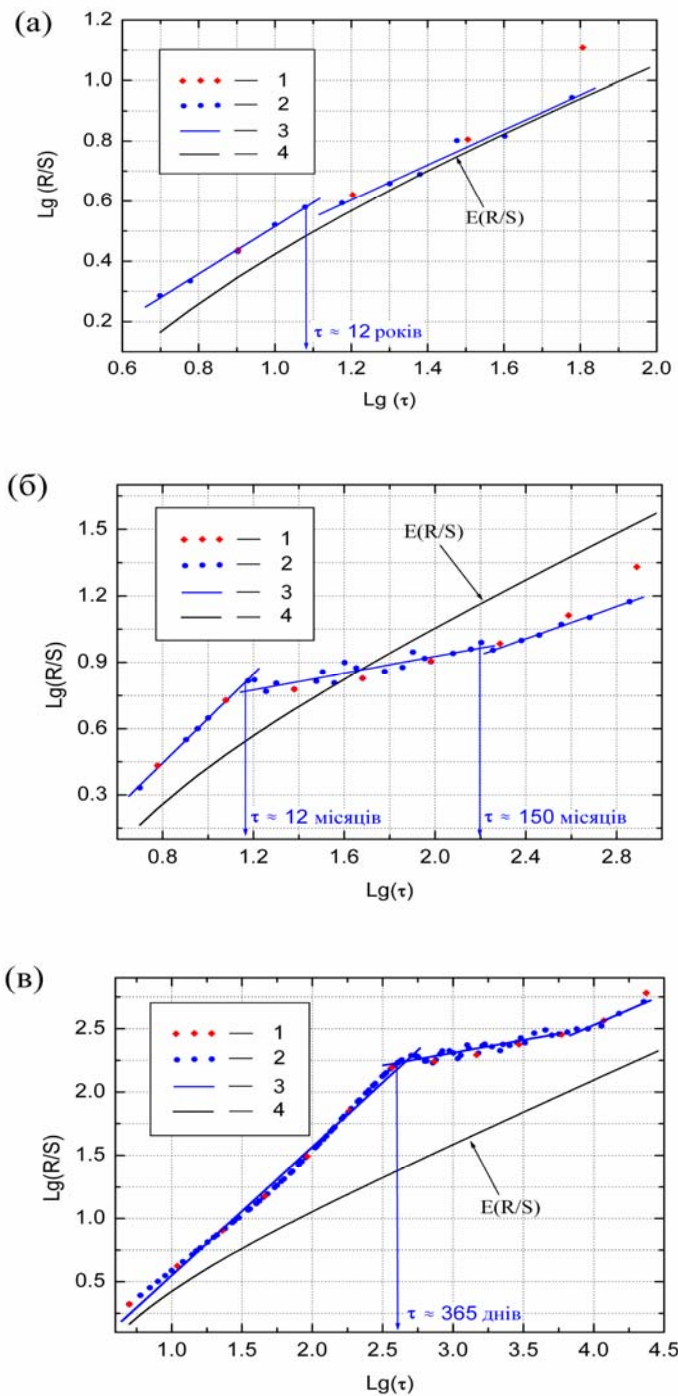


Рис. 1. R/S-аналіз середньої річної (а), середньої місячної (б) та середньої добової (в) температури на станції Київ:

- 1 – значення нормованого розмаху, розраховані за алгоритмом Федера [6];
- 2 – значення нормованого розмаху, розраховані за алгоритмом Петерса [7];
- 3 – лінійні регресії для розрахованих значень 2;
- 4 – нормований розмах для суто випадкового процесу (розрахований за формулою (1)).

**Таблиця 1. R/S-аналіз рядів даних спостережень за температурою
(м. Київ, 1881 – 2010 рр.)**

Проміжок зміни часового масштабу	Алгоритм Петерса			Алгоритм Федера			E(R/S)
	H	Значу- щість	R^2	H	Значу- щість	R^2	H
Середня річна температура, $[\tau] = \text{рік}$, об'єм вибірки - 129							
$5 \leq \tau \leq 12$	0.789	-0.54	0.997	-	-	-	0.837
$15 \leq \tau \leq 60$	0.582	-0.47	0.972	-	-	-	0.624
$5 \leq \tau \leq 60$	0.591	-1.28	0.975	0.732	0.95	0.982	0.704
Середня місячна температура, $[\tau] = \text{місяць}$, об'єм вибірки - 1548							
$5 \leq \tau \leq 15$	1.006	7.72	0.998	0.981	6.72	1	0.813
$16 \leq \tau \leq 160$	0.188	-16.16	0.818	0.213	-15.16	0.986	0.592
$180 \leq \tau \leq 720$	0.364	-6.52	0.996	0.573	1.84	0.977	0.527
Середня добова температура, $[\tau] = \text{день}$, об'єм вибірки - 47116							
$5 \leq \tau \leq 378$	1.017	88	0.995	-	-	-	0.609
$405 \leq \tau \leq 4536$	0.200	-68	0.818	-	-	-	0.514
$7560 \leq \tau \leq 22680$	0.484	-4.34	0.941	-	-	-	0.504

З аналізу рис. 1(а) та даних табл. 1 випливає висновок, що для ряду середньої річної температури гіпотеза про його фрактальну (персистентну) структуру не знаходить підтвердження. Перш за все при $\tau \approx 12$ років чітко спостерігається розрив у значеннях нормованого розмаху, розрахованих на основі алгоритму Петерса. За даними алгоритму Федера розрив важко ідентифікувати через малу кількість розрахункових точок. Очевидно, що для часових масштабів $5 \leq \tau \leq 12$ і $15 \leq \tau \leq 60$ апроксимаційні лінійні регресії є різними. Для першого проміжку $H = 0.789$, для другого $H = 0.582$. Незважаючи на те, що обидва значення є більшими 0.5, висновок про фрактальну структуру ряду на відповідних часових масштабах зробити не можна, оскільки статистична значущість $H = 0.789$ і $H = 0.582$ відповідно рівна -0.54 і -0.47 . Тобто, розраховані значення відхиляються від відповідного „теоретичного” значення H (для суто випадкового ряду) на відстань меншу ніж σ в сторону менших значень. Отже, є підстави прийняти нульову гіпотезу, тобто на зазначених масштабах – ряд є випадковим (з деякою тенденцією до антиперсистентності).

Якщо все ж не враховувати наявний розрив і розглядати весь проміжок, то висновок не зміниться: $H = 0.591$ із значущістю -1.28 . Не зміниться висновок і коли визначати показник Херста для всього проміжку на основі алгоритму Федера. В цьому випадку отримаємо $H = 0.732$, значущість якого рівна 0.31. Зауважимо, що $H = 0.732$ є дуже близьким до значень, отриманих в [4] і [5].

Таким чином, висновок про фрактальність (персистентність) досліджуваного ряду не є обґрунтованим, і є всі підстави прийняти справедливості нульової гіпотези (випадковість ряду середніх річних температур).

Розрив у значеннях нормованого розмаху при $\tau \approx 12$ років є ознакою наявності в ряду циклу з тривалістю приблизно рівною 11–12 років. Для виявлення який це цикл (періодичний чи неперіодичний) необхідні подальші дослідження. Наприклад, якщо цикл періодичний, то його легко можна виявити класичним спектральним аналізом. В той же час неперіодичні цикли спектральним аналізом виявити неможливо. Зазначимо, оцінка тривалості циклу в ряді середньої річної

температури співпадає з оцінкою неперіодичного циклу сонячної активності (див. наприклад [7]). Зауважимо, що виявлення періодичних чи неперіодичних циклів є дуже важливою і цінною властивістю R/S-аналізу.

Перехід до менших часових масштабів (до середніх місячних значень температури) підтверджує зроблений вище висновок: в не перетвореному вигляді ряди температури не є персистентними (рис 1(б)). Априорі можна стверджувати, що кутовий коефіцієнт нахилу розрахованих значень нормованого розмаху (R/S) для середніх місячних значень температури буде відрізнятися від розглянутого вище випадку, оскільки повинен проявлятися періодичний цикл – річний хід температури. З якісного аналізу рис. 1 (б) можна зробити висновок, що існують три проміжки часового масштабу, де внутрішня структура ряду є кардинально різною: $5 \leq \tau \leq 15$, $16 \leq \tau \leq 160$ і $180 \leq \tau \leq 720$. На першому проміжку ряд є повністю персистентним, $H = 1.006$, і такий висновок є достатньо обґрунтованим, значущість – 7.72. Це очевидний результат, оскільки періодичний цикл (річний хід) є дуже сильним детермінованим сигналом, який практично нівелює (подавляє) наявність у ряді інших складових. На двох інших проміжках ряд виявляє антиперсистентну поведінку, $H = 0.188$ і $H = 0.364$ відповідно. В обох випадках значущість є достатньою (–16.16 і 6.52), щоб зроблений висновок можна було вважати обґрунтованим. Розрив у ході нормованого розмаху при $\tau \approx 150$ місяців є ознакою наявності ще одного циклу. Очевидно, що це раніше виявлений 12-річний цикл, хоча більш точнішу оцінку його тривалості з аналізу графіка, представленого на рис. 1 (б), зробити важко.

R/S-аналіз середніх місячних значень температури на основі алгоритму Федера практично не відрізняється від вище розглянуто. Єдина відмінність полягає в оцінці H для останнього проміжку часового масштабу. За алгоритмом Федера можна зробити висновок, що на проміжку $180 \leq \tau \leq 720$ ряд є суто випадковим ($H = 0.573$ при значущості 1.84). Проте слід зазначити, що згідно рекомендацій [5] слід „обережно” поводитись із значеннями R/S при найбільших часових масштабах, оскільки їх статистична забезпеченість є дуже слабкою.

При переході до ще менших часових масштабів, до середніх добових значень, загальна якісна картина поведінки нормованого розмаху на різних часових масштабах буде тотожною до попереднього випадку. Аналіз кількісної числової інформації табл. 1 повністю підтверджує зроблений висновок.

Повністю аналогічні результати отримані і для температурних рядів на інших станціях. Єдине, що слід відмітити, це те, що 12-річний цикл в рядах даних станції Луганськ проявляється менш чітко.

Висновки. Таким чином, підстав для прийняття висновку про персистентну структуру рядів середньої річної температури повітря немає. Є підстави стверджувати протилежне – досліджувані ряди на зазначених часових масштабах є практично випадковими з певною тенденцією до антиперсистентності (по крайній мірі такий висновок справедливий для температурних рядів, отриманих на території України). Тенденція до антиперсистентності більш чітко проявляється при дослідженні температурних рядів з більшою часовою роздільною здатністю. Це очевидно, оскільки із зменшенням часового масштабу збільшується частка випадкової складової у ряді (зменшується період осереднення). Антиперсистентність означає, що ряд є ще більш «зазубреним» ніж суто випадковий ряд.

Проведений R/S-аналіз дозволив також виявити проміжки часових масштабів антиперсистентної поведінки ряду та наявні цикли. Крім очевидного періодичного циклу – річного ходу – чітко проявляється 12-ти річний цикл, причиною якого може

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)

бути сонячна активність. Отримана інформація може бути використана для створення прогностичних фізико-статистичних чи стохастичних моделей рядів температури повітря.

Список літератури

1. Дымников В. П. Моделирование климата и его изменений / Дымников В. П., Лыкосов В. Н., Володин Е. М. // Современные проблемы вычислительной математики и математического моделирования. – М. : Наука, 2005. – Т.2. – С. 36-173. 2. Глобальне потепління і клімат: регіональні екологічні та соціально-економічні аспекти / [Волощук В. М., Бойченко С.Г., Бортник С.Ю. та ін.]. – К. : ВПЦ „Київський університет”, 2002. – 117 с. 3. Характер изменения среднесуточной температуры воздуха на территории Украины в последнее десятилетие и физико-статистический метод ее прогноза с длительной заблаговременностью / [Мартазинова В. Ф., Остапчук В. В., Иванова Е. К., Прохоренко В. М.] // Тр. УкрНИИГМИ. – 1999. – Вып. 247. – С. 36-48. 4. Hurst H. E. Long-Term Storage: An Experimental Study / Hurst H. E., Black R. P. and Simaika Y. M. – Constable, London, 1965. – 145 p. 5. Найденов В. И. Эффект Харста в геофизике / В. И. Найденов, И. А. Кожевникова // Природа. – 2000. – №1. – С.3-11. 6. Федер Е. Фракталы / Е. Федер. – М. : Мир, 1991. – 264 с. 5. Peters E. E. Fractal Market Analysis. Applying Chaos Theory to Investment and Economics / Edgar E. Peters. – John Wiley&Sons, 2003.

Фрактальний аналіз часових рядів даних спостережень за температурою повітря в Україні

Скриник О. Я., Скриник О. А., Ошурок Д. О.

На основі фрактального (R/S) аналізу проведено дослідження внутрішньої структури (наявність пам'яті, регулярних та нерегулярних циклів) вікових рядів даних спостережень за температурою повітря в Україні.

Ключові слова: температура повітря, часові ряди, фрактальний (R/S) аналіз, показник Херста.

Фрактальный анализ временных рядов данных наблюдений за температурой воздуха в Украине

Скриник О. Я., Скриник О. А., Ошурок Д. А.

Используя фрактальный (R/S) анализ проведено исследование внутренней структуры (наличие памяти, регулярных и нерегулярных циклов) вековых рядов данных наблюдений за температурой воздуха в Украине.

Ключевые слова: температура воздуха, временные ряды, фрактальный (R/S) анализ, статистика Херста.

Fractal analysis of air temperature time series collected in Ukraine

Skrynyk O. Y., Skrynyk O. A., Oshurok D. O.

Using the fractal analysis the internal structure (memory, regular and irregular cycles) of air temperature time series collected in Ukraine was studied.

Keywords: air temperature, time series, fractal analysis, Hurst exponent.

Надійшла до редколегії 25.01.2013

Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О., Ляшенко В. О.

Одеський державний екологічний університет

АГРОЕКОЛОГІЧНЕ РАЙОНУВАННЯ ПІВДНЯ ОДЕСЬКОЇ ОБЛАСТІ ЗА ЯКІСТЮ ҐРУНТІВ

Ключові слова: *якість ґрунтів; класифікація; районування; картографування; ГІС-технології*

Вступ. У сучасних умовах до пріоритетних напрямків відносяться дослідження, направлені на вирішення завдань безпеки життєдіяльності і одержання якісних продуктів харчування. Їх вирішення нерозривно пов'язане з оцінкою агроекологічного стану територій, у т.ч. оцінкою якості ґрунтів.

Вихідні передумови. Антропоцентрична стратегія людства призвела до екологічної кризи, що торкнулася, перш за все, ключової, планетарної ланки екологічних зв'язків біосфери Землі – ґрунтового покриву [1, 2]. Ґрунт постійно зазнає різноманітних за часом, інтенсивністю, масштабом і наслідками дій, зумовлених різноманітною господарською діяльністю людини. Серед забруднюючих речовин за масштабами забруднення і впливу на біологічні об'єкти особливе місце займають радіонукліди і важкі метали (ВМ). Характеризуючи агроекологічний стан ґрунтового покриву південних районів Одеської області, необхідно враховувати, що згідно з ДСТУ 17.4.02-8.3 важкі метали за ступенем екологічної безпеки для ґрунтів, рослин, тварин і людини поділяються на три класи: до першого належать високо небезпечні елементи (As, Cd, Hg, Se, Pb, Zn, F); до другого – середньонебезпечні (B, Co, Cu, Ni, Mo, Sb, Cr); до третього – малонебезпечні (Ba, V, W, Mn, Sr) [3, 4]. Більшість ВМ являють собою необхідні для рослин елементи живлення, проте при перевищенні концентрації вони стають токсичними для біоти [5]. Безумовно, найбільші екологічні ризики пов'язані з вмістом у ґрунті радіонуклідів, насамперед, стронцію (^{90}Sr) і цезію (^{137}Cs).

Одеська область належить до найнапруженіших за екологічним станом територій внаслідок високого ступеня антропогенного навантаження. Однією із складових такого навантаження є сільськогосподарське виробництво, пов'язане із внесенням в ґрунт мінеральних добрив, діюча речовина яких, за умови їх надлишку, може накопичуватися і досягати величин, які мають токсичну дію на сільськогосподарські культури і ґрунтові мікроорганізми. Це зумовлює велике практичне значення досліджень, присвячених оцінці агроекологічної якості ґрунтів, у т.ч. за вмістом ВМ і радіонуклідів.

Вихідними матеріалами для проведення досліджень є результати обстеження ґрунтового покриву центральних і південних районів Одеської області, проведених у 2000–2007 рр. [6, 7]. Для досліджуваної території авторами в розрізі адміністративних районів запропоновано класифікацію агроекологічного стану земель, виконано аналіз і надано оцінку агроекологічної якості ґрунтів за запасами гумусу в ґрунті, рН-реакцією ґрунтового розчину, вмістом ВМ і концентрацією радіонуклідів: міді, цинку, марганцю, свинцю, кадмію, ртуті, кобальту, стронцію і цезію (Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, Hg, Co, ^{90}Sr , ^{137}Cs) [8]. Заключною частиною таких робіт є районування територій за

досліджуваними показниками з їх картографуванням, яке дає наочне уявлення про просторовий розподіл цих показників.

Метою досліджень є районування півдня Одеської області за агроекологічною якістю ґрунтів, яке виконано за запасами гумусу в ґрунті, вмістом важких металів і концентрацією радіонуклідів.

Виклад основного матеріалу досліджень. Досліджувана територія охоплює 10 адміністративних районів: Арцизький, Білгород-Дністровський, Болградський, Ізмаїльський, Кілійський, Овідіопольський, Ренійський, Саратський, Тарутинський і Татарбунарський. Ця територія відноситься до районів зі значним сільськогосподарським використанням земель. Орні сільськогосподарські угіддя тут становлять 69,2–85,4 % [6, 7].

На території південних районів Одеської області поширені чорноземи звичайні малогумусні потужні міцелярно-карбонатні, чорноземи звичайні малогумусні середньопотужні міцелярно-карбонатні, чорноземи звичайні малогумусні малопотужні міцелярно-карбонатні та чорноземи південні середньопотужні слабкогумусовані міцелярно-карбонатні. Лише на невеликій площі даної території спостерігаються лучно-чорноземні ґрунти в комплексі з приморськими солончаками, лучно-чорноземні і лугові ґрунти та дернові замулені ґрунти на пісках.

У цілому, стан ґрунтів Одеської області за остані десятиліття значно погіршився. Згідно із дослідженнями ґрунтового покриву, проведеними в останнє десятиріччя [6, 7], запаси гумусу в ґрунтах на досліджуваній території знижуються з півночі на південь і становлять 3,30–2,42 %. Більше 3,0 % вміст гумусу складає у ґрунтах Білгород-Дністровського, Тарутинського, Саратського і Арцизького районів. У Придунайських і Приморських, а також Болградському районах ця величина не перевищує 2,83 %. Для більшості сільськогосподарських культур такий вміст гумусу можна класифікувати як дуже низький, низький, середній та підвищений.

У проведених авторами дослідженнях [8] розроблено класифікацію агроекологічного стану ґрунтів за їх якістю. Всього виділено 4 класи за кожним із 11 показників, які характеризують запаси гумусу, рН-реакцію ґрунтового розчину, вміст у ґрунті свинцю, кадмію, марганцю, цинку, міді, кобальту, ртуті та концентрацію стронцію і цезію по відношенню до ГДК за визначеною шкалою. Клас агроекологічного стану ґрунту погіршується зі зменшенням запасів гумусу, збільшенням і зменшенням відносно нейтральної реакції ґрунтового розчину і наближенням величини вмісту радіонуклідів і важких металів до ГДК. Надалі за розробленою класифікацією було оцінено агроекологічний стан ґрунтів за комплексом зазначених показників. Найкращий агроекологічний стан ґрунтів притаманний територіям за 1-го класу якості ґрунтів, а найгірший – за 4-го.

Надалі було виконано типізацію досліджуваної території за агроекологічним станом ґрунтів, яка базується на врахуванні класу якості ґрунтів за кожним із показників. Згідно із запропонованим підходом, найкращий агроекологічний стан якості ґрунтів за комплексом показників відзначається на землях, де за окремими показниками якість ґрунтів оцінюється не нижче 1-го класу, відповідно добрий, задовільний і незадовільний – не нижче 1–2-го класів, 3-го і 4-го класів. Як показали результати типізації, у жодному з адміністративних районів за комплексом показників не відзначаються агроекологічні умови вище 3-го і 4-го класів. Найгірший стан повсюдно зумовлений високим вмістом у ґрунті марганцю, міді і кобальту.

Наступна задача полягала у районуванні досліджуваної території за якістю ґрунтів та складанні карт. Під районуванням територій розуміють її поділ за одним показником або за їх комплексом на різні таксономічні одиниці за певною, зумовленою задачею районування, системою величин, згрупованих у градації. Перед проведенням районування виконується класифікація показників за зумовленими задачею критеріями. Надалі за цими критеріями здійснюється обґрунтування обраної системи величин районування. Не зупиняючись на особливостях підходів і методології районування, відзначаємо його значну наочність, яка зумовлена застосуванням картографічного методу аналізу просторового розподілу показників. Недоліком традиційних підходів до районування територій є значний внесок суб'єктивізму при виділенні таксономічних одиниць.

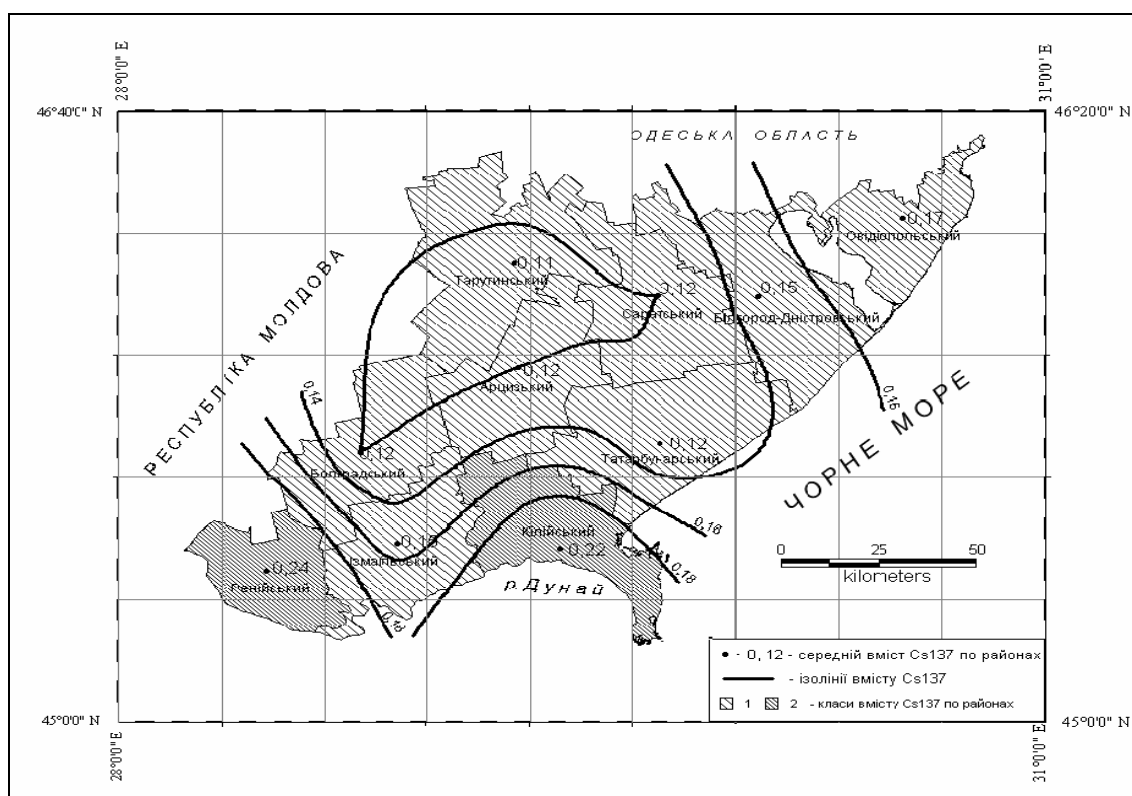
В останні три десятиріччя у зв'язку з появою нового парку комп'ютерів і сучасного програмного забезпечення значного поширення набули методи об'єктивного районування і складання карт. Подальші дослідження просторового розподілу зазначених показників, які характеризують агроекологічну якість ґрунтів, в роботі виконані із застосуванням програми MapInfo як складової Argos. Не зупиняючись на освітленні технічних питань підготовки вихідних картографічних матеріалів, підкреслимо наступні важливі етапи. Найважливішими із яких є ідентифікація атрибутивної інформації, що являє собою дані за якістю ґрунтів, тобто їх прив'язка до географічної інформації – широти, довготи і висоти місцевості конкретних пунктів. Ця операція здійснюється шляхом вводу таблиці з вказаною інформацією, які становлять окремі шари в проєкті.

За єдиною методикою складено карти масштабу 1:50000 за концентрацією цезію і стронцію та вмістом у ґрунті свинцю, кадмію, марганцю, цинку і ртуті. Районування південної частини Одеської області за вказаними показниками, які характеризують якість ґрунту, виконується на тлі складених карт класів якості в розрізі адміністративних районів. Такий підхід дозволяє наочно показати перевагу застосування об'єктивного методу картографування над методом складання карт у розрізі адміністративних районів. Вона проявляється в більшій територіальній деталізації інформації.

Найменша концентрація ^{137}Cs для даної території спостерігається в Тарутинському районі ($0,11 \text{ Ки/км}^2$), а найбільша – в Ренійському ($0,24 \text{ Ки/км}^2$). Середній вміст ^{137}Cs складає $0,152 \text{ Ки/км}^2$. Найкращі агроекологічні умови якості ґрунтів спостерігаються майже по всій території, так показники належать до 1-го класу якості ґрунтів. Виняток становлять Кілійський та Ренійський райони. Відповідно до розробленої класифікації, агроекологічні умови можемо характеризувати, як добрі, тому що дані величини віднесено до 1-го та 2-го класів якості ґрунтового покриття. На території Арцизького, Саратського і Тарутинського районів концентрація ^{137}Cs змінюється від $0,11$ до $0,14 \text{ Ки/км}^2$, а Ізмаїльського та Болградського адміністративних районів – коливається з півночі на південь (рис. 1а) від $0,12$ – $0,19 \text{ Ки/км}^2$.

Середній вміст ^{90}Sr у ґрунтового покритті території становить $0,044 \text{ Ки/км}^2$ (рис.1б). Найбільша концентрація ^{90}Sr відзначається у ґрунтах Кілійського району ($0,06 \text{ Ки/км}^2$), а найменша – у ґрунтах Саратського району ($0,03 \text{ Ки/км}^2$), але в жодному адміністративному районі не спостерігається перевищення ГДК. Територія півдня Одеської області за якістю ґрунтового покриття за вмістом ^{90}Sr належить до 1-го класу, що свідчить про найкращі агроекологічні умови. Концентрація стронцію збільшується з півночі на південь.

а) концентрація цезію



б) концентрація стронцію

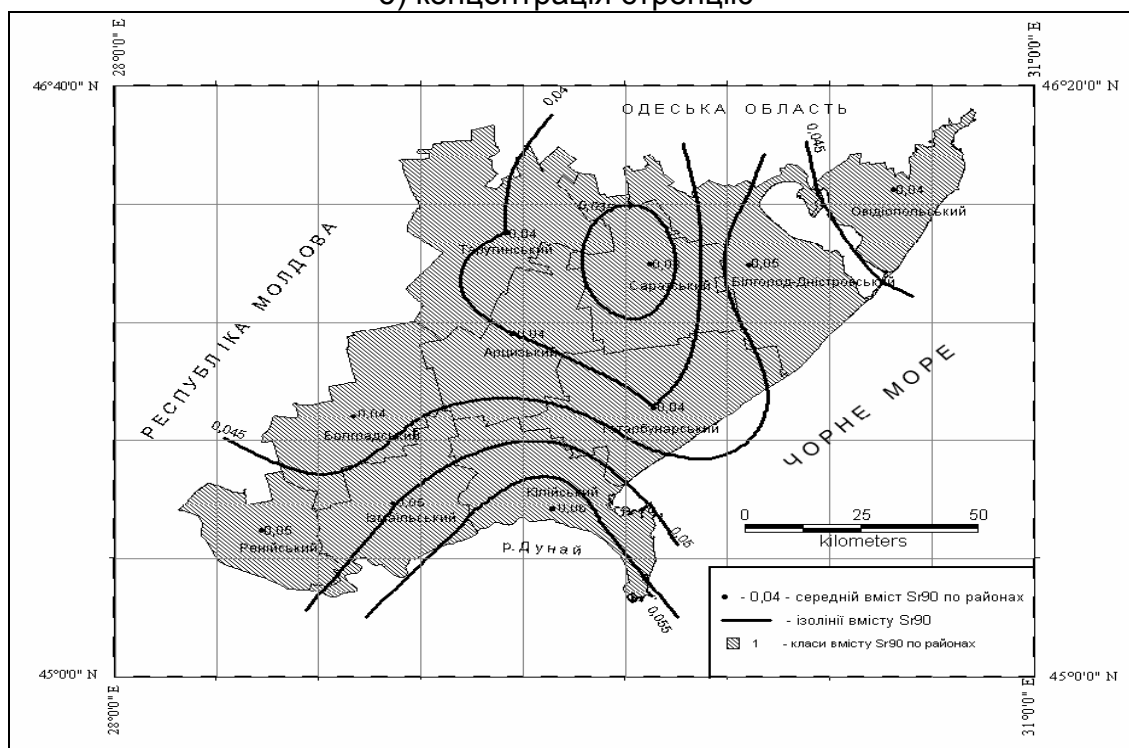


Рис.1. Районування південних районів Одеської області за концентрацією цезію (а) і стронцію (б)

Вміст свинцю в ґрунтовому покриві адміністративних районів становить 9,4–13,3 мг/кг. Найвищий вміст свинцю спостерігається в ґрунтах Кілійського району, найменший – в Болградському. Середній вміст свинцю в ґрунтовому покриві становить 10,9 мг/кг. Всі адміністративні райони належать до 2-го класу даної класифікації (рис. 2а), тому агроекологічні умови на території можемо характеризувати як добрі. Ізолінії проведені через 1 (мг/кг) та змінюються від 10 до 12. Ізолінія 10 охоплює більшу частину Болградського та частково Арцизького, Тарутинського, Татарбунарського, Білгород-Дністровського та Саратського районів. Вищі концентрації свинцю зосереджені на території крайніх північних (Овідіопольського, частково Тарутинського та Саратського) і південних районів (Ренійського, Ізмаїльського та Кілійського).

Вміст кадмію в ґрунтовому покриві значно коливається – від 0,11 до 0,67 мг/кг (рис. 2б). Середній вміст по території досліджень становить 0,325 мг/кг. В жодному районі не спостерігається перевищення ГДК. Найменший вміст відзначається в 3-х районах: Арцизькому, Білгород-Дністровському і Татарбунарському, а найвищий – у Тарутинському районі. Для побудови карти проведено ізолінії через 0,1 (мг/кг), розпочинаючи з 0,2 та завершуючи ізолінією 0,6. Найнижчі концентрації охоплюють центральну частину досліджуваної території (частково Болградський, Арцизький, Ізмаїльський, Татарбунарський, Саратський та Білгород-Дністровський райони). Вищі концентрації кадмію, як і свинцю, зосереджені в ґрунтовому покриві крайніх північних і південних районів.

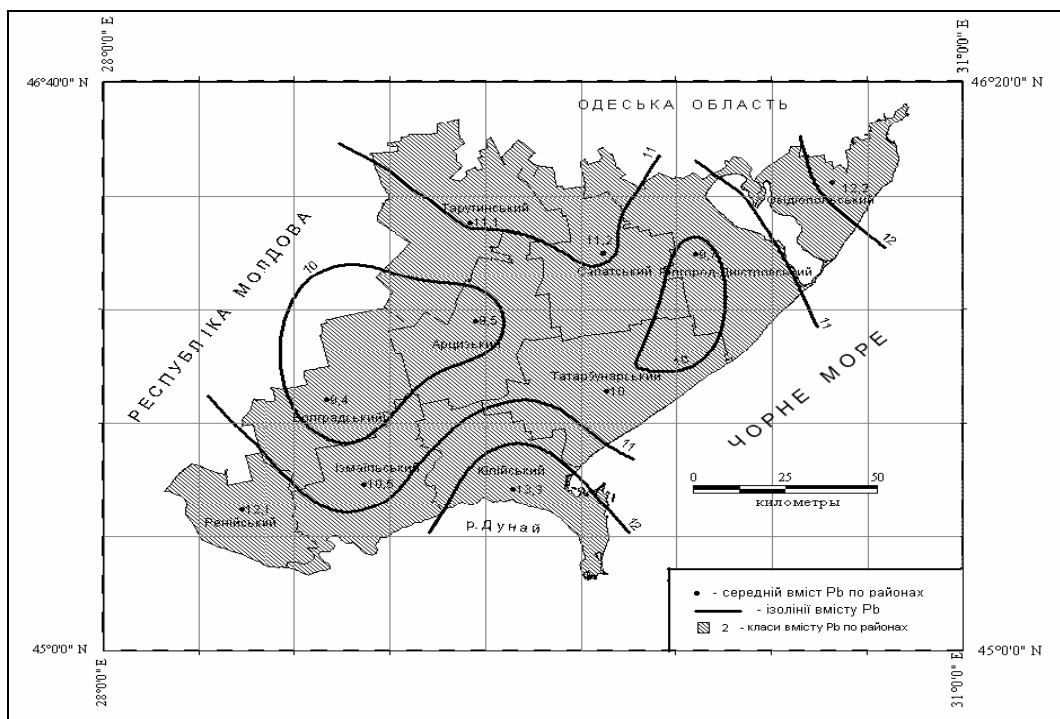
За вмістом марганцю, міді і кобальту в ґрунтах досліджуваної території спостерігається повсюдне перевищення ГДК. Так, при ГДК 50,0 мг/кг кількість марганцю у ґрунтах Кілійського, Овідіопольського, Ренійського, Саратського і Татарбунарського районів відповідно становить 86,8; 71,7; 75,8; 66,6 і 56,8 мг/кг. Вміст міді в ґрунтах усіх районів в 1,5–2,5 рази перевищує ГДК (3,0 і 5,0 мг/кг), а в Ізмаїльському районі – в 3 рази. Перевищення ГДК за вмістом кобальту становить 1,2–1,3.

Середній вміст марганцю по всіх районах рівний 58,3 мг/кг (рис. 2в). Адміністративні райони досліджуваної території належать до 3-го та 4-го класу, тому агроекологічні умови ґрунтового покриву незадовільні.

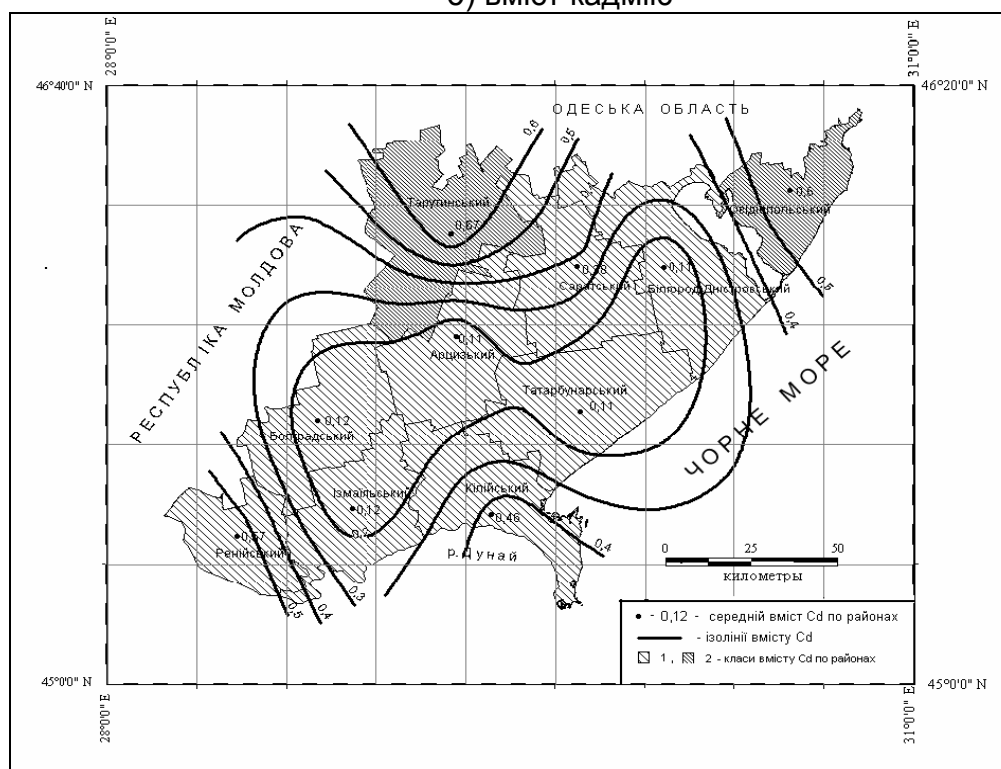
Проведені ізолінії дають можливість виявити, що показники не перевищують ГДК на більшій частині Болградського, Арцизького і Тарутинського районів. Дані величини показують, що найнижчий вміст марганцю в Білгород-Дністровському районі (37,3 мг/кг), а за допомогою складеної карти виявлено, що лише в ґрунтовому покриві центральної частини району не спостерігається перевищення ГДК.

Середній вміст ртуті у ґрунтовому покриві території становить 0,0879 мг/кг, а ГДК ртуті – 2,1 мг/кг, тобто в даних районах не спостерігається перевищення допустимої норми. Найнижчий вміст ртуті спостерігається на незначній території Арцизького, Болградського та Ізмаїльського районів (рис. 2г). Вміст менше та рівний 0,07 мг/кг спостерігається в центральній частині досліджуваної території (на більшій частині Болградського, Ізмаїльського, Арцизького, Саратського, Татарбунарського районів і на незначних площах Кілійського, Тарутинського та Білгород-Дністровського районів). Високий вміст ртуті у ґрунті простежується в Кілійському, Ренійському, Овідіопольському районах, а також в Тарутинському районі. В Овідіопольському районі спостерігаємо найвищий вміст ртуті (0,1760 мг/кг) у ґрунтовому покриві.

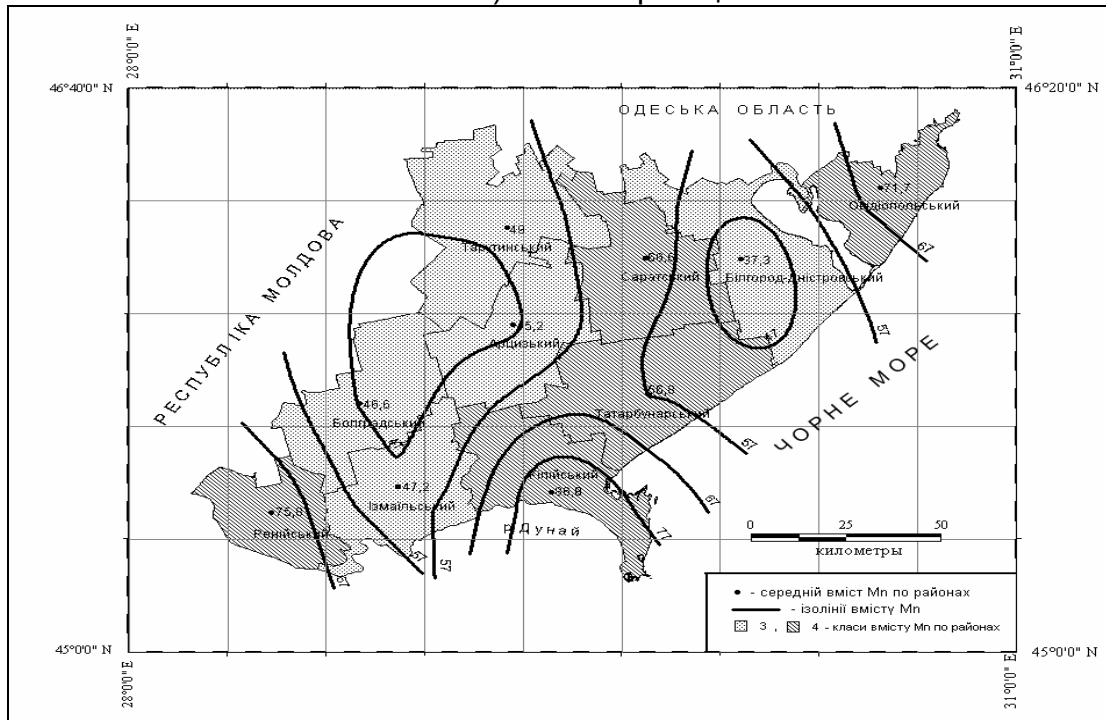
а) ВМІСТ СВИНЦЮ



б) вміст кадмію



в) вміст марганцю



г) вміст ртуті

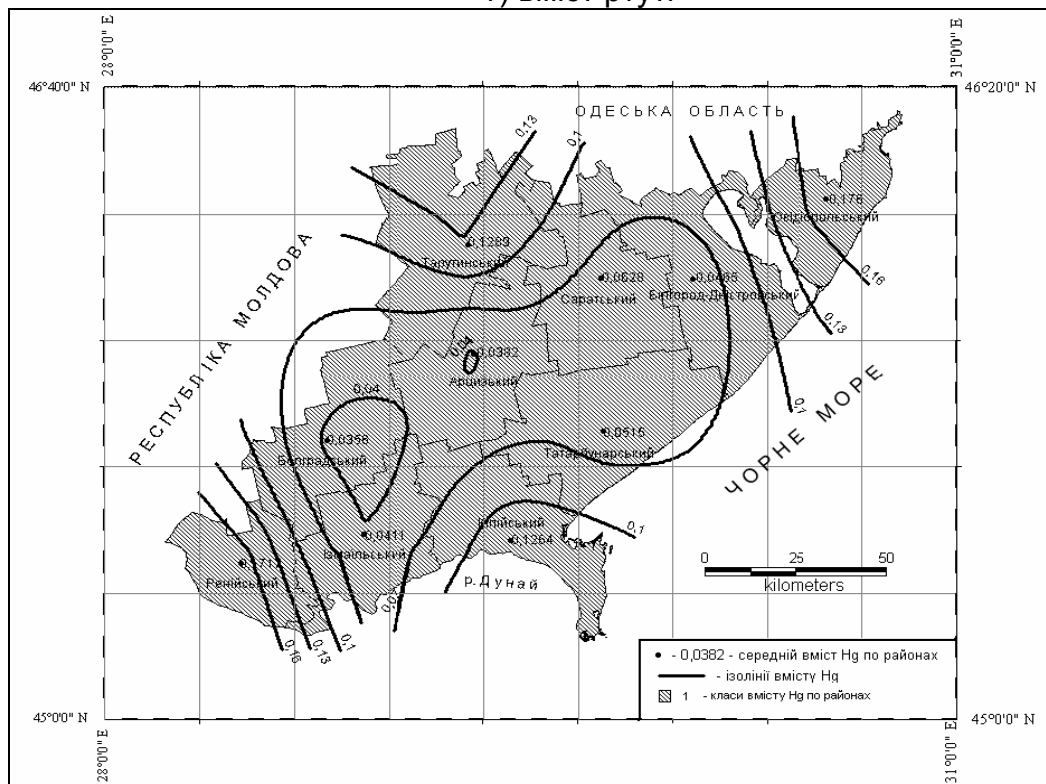


Рис. 2. Районування південної частини Одеської області за вмістом у ґрунті свинцю (а), кадмію (б), марганцю (в) і ртуті (г)

Висновки. Виконане агроекологічне районування південної частини Одеської області дозволяє виявити ділянки території з різною якістю ґрунтів за вмістом у них важких металів і радіонуклідів. Складені карти дозволяють ідентифікувати ці землі на місцевості з метою проведення різних агротехнічних заходів для покращення якості ґрунтів. Надалі дослідження повинні бути направлені на деталізацію оцінки якості ґрунтів з урахуванням можливого перерозподілу вмісту важких металів і радіонуклідів у ґрунтах різних за типом та гранулометричним складом, а також в залежності від форми та інших елементів рельєфу.

Список літератури

1. Лыков А. М. От плодородия почвы к плодородию биогеоценозов // Экологические основы повышения продуктивности и устойчивости агроландшафтных систем / под общ. ред. Н. В. Парахина. – Орел : Изд-во Орел ГАУ, 2001. – С. 23-32. 2. Методичні рекомендації з комплексної агроекологічної оцінки земель сільськогосподарського призначення / За ред. О. О. Ракоїд. – К. : Логос, 2008. – 51 с. 3. Агроэкология / Черников В. А., Алексахин Р. М., Голубев А. В. и др. ; [под ред. В. А. Черникова, А. И. Чекереса]. – М. : Колос, 2000. – 536 с. 4. Агроэкология : навч. посібник // Смаглій О. Ф., Кардашов А. Т., Литвак П. В. та ін. – К. : Вища освіта, 2006. – 671 с. 5. Макаренко Н. А. Контроль за вмістом важких металів у ґрунті / Н. А. Макаренко // Вісник аграрної науки. – 2001. – №4. – С. 55-57. 6. Кісеолар М. Г. Засади щодо охорони та збереження родючості ґрунтів Одеської області / Кілосоар М. Г., Новаковський А. Г., Онищук В. П. та ін. – Одеса : Науково-виробниче видання, 2008. – 105 с. 7. Кулиджанов Г. В. Экологическое состояние почвенного покрова Одесской области // Г. В. Кулиджанов / Агроэкологічний журнал. – 2010. – №4. – С. 60-64. 8. Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О. Агроэкологічна оцінка якості ґрунтів на півдні Одеської області / Г. В. Ляшенко, Л. О. Прикуп // Вісник Одеського державного екологічного університету. – 2011. – №12. – С. 80-87.

Агроекологічне районування півдня Одеської області за якістю ґрунтів

Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О., Ляшенко В. О.

Виконано аналіз якості ґрунтів за вмістом гумусу, важких металів (Pb, Cd, Mn, Zn, Cu, Co, Hg) і концентрацією радіонуклідів (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr). На підставі запропонованої класифікації виконана типізація досліджуваної території за якістю ґрунтів в розрізі адміністративних районів. Здійснено тематичне і комплексне районування південної частини Одеської області за якістю ґрунтів і складено серію карт із застосуванням ГІС-технологій.

Ключові слова: *якість ґрунтів; класифікація; районування; картографування; ГІС-технології.*

Агроэкологическое районирование юга Одесской области по качеству почв

Ляшенко Г. В., Прикуп Л. О., Ляшенко В. О.

Выполнен анализ качества почв по содержанию гумуса, тяжелых металлов (Pb, Cd, Mn, Zn, Cu, Co, Hg) и концентрации радионуклидов (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr). На основе предложенной классификации проведено типизацию территории по качеству почв в разрезе административных районов. Осуществлено тематическое районирование южной части Одесской области по качеству почв и составлено серию карт с применением ГИС-технологий.

Ключевые слова: *качество почв; классификация; районирование; картографирование; ГИС-технологии.*

Agroecological zoning by soil quality in southern districts of Odessa region

Lyashenko G. V., Prykup L. A., Lyashenko V. A.

The analysis of soil quality by humus content, heavy metals (Pb, Cd, Mn, Zn, Cu, Co, Hg) and concentration of radionuclides (¹³⁷Cs, ⁹⁰Sr) were performed. The typing study area for soil quality was performed based on the proposed classification in terms of the administrative districts. The thematic and comprehensive zoning of the southern part of Odessa region was done with the soil quality and prepared a series of maps using GIS-technology.

Keywords: *soil quality; classification; zoning; mapping; GIS-technology.*

Надійшла до редколегії 23.02.2013

ПОРЯДОК ПОДАВАННЯ І ОФОРМЛЕННЯ СТАТЕЙ ДО ПЕРІОДИЧНОГО НАУКОВОГО ЗБІРНИКА “ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ”

з урахуванням вимог нормативних документів ВАК України: Постанови ВАК України за №7-05/1 від 15 січня 2003 р., Наказу ВАК України №63 від 26 січня 2008 р. та Наказу ВАК України № 30 від 24 січня 2009 р.

Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” запланований до чотирьох випусків на рік. Він є міжвідомчим, готується до видання на базі кафедри гідрології та гідроекології та науково-дослідної лабораторії гідроекології та гідрохімії географічного факультету Київського національного університету імені Тараса Шевченка, а також Комісії з гідрології та гідроекології Українського географічного товариства. Постановою Президії ВАК України № 1-01/10 від 13 грудня 2000 р. він включений до переліку фахових періодичних наукових видань за спеціальностями “Географічні науки”.

Наукова тематика збірника визначена його назвою і 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 Arial, кегль 12, Word 6-8. Поля всі по 2.5 см; інтервал – 1, абзац – 1,00.

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.

Зразок оформлення статті (обов'язково ставити УДК, дотримуватися виділення шрифту і абзаців):

УДК 551.49

Петренко М.І.

Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

ГІДРОЕКОЛОГІЧНІ ПРОБЛЕМИ БАСЕЙНУ ДНІПРА

(кегель 12)

(кегель 12, напівжирний, нахилений)

(кегель 11, нахилений)

(кегель 12, напівжирний)

Через інтервал – **Ключові слова:** *не більше 5 слів (кегель 11, нахилений)*

Далі через інтервал починається текст статті (кегель 12). Усі підписи до рисунків та таблиці виконуються кеглем 11.

Після тексту через інтервал підзаголовок **"Список літератури"** (кегель 10, **напівжирний**), а потім власне список за його наявності (також кегль 10). 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 (усі – кегль 10).

Наукове видання

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ

Науковий збірник

2013 рік

Том 2 (29)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є. Цвелих**

Підписано до друку 20.03.2013

Формат 60х90/8. Папір офсетний.

Гарнітура Times New Roman. Друк різнограф.

Ум. др. арк. 8,0. Обл.-вид. арк. 8,2.

Наклад 300 прим. Зам. № 11-013.



Видавництво географічної літератури “Обрії”

Свідоцтво Держкомінформ України

ДК № 23 від 30.03.2000 р.

Київ, вул. Старокиївська, 10

Тел.: (096) 882-30-30

e-mail: vgl_obrii@ukr.net

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.2(29)