

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

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія

Періодичний науковий збірник
Том 3 (30)

Київ
2013

ГІДРОЛОГІЯ, ГІДРОХІМІЯ І ГІДРОЕКОЛОГІЯ:

Наук. збірник / Гол. редактор В.К. Хільчевський. – 2013. – Т. 3(30). – 119 с.

HYDROLOGY, HYDROCHEMISTRY AND HYDROECOLOGY:

The scientific collection / The editor-in-chief V.K. Khilchevskiy. – 2013. – Vol. 3(30). – 119 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
(16 вересня 2013 р., протокол № 7)*

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

Гребінь В.В., Яцюк М.В., Чунарьов О.В.

Водогосподарське районування території України: критерії та порядок виділення водогосподарських ділянок..... 6

Христюк Б.Ф.

Методика класифікації гідрографів річок за критеріями аналогічності..... 15

ГІДРОЛОГІЯ. ВОДНІ РЕСУРСИ

Горбачова Л.О.

Багаторічна динаміка льодових явищ в басейні річки Південний Буг..... 21

Śiupa Tadeusz

Fluvial system in two small catchments in the city of Kielce (Poland)

Цюпа Тадеуш

Річкова система двох малих водозбірних басейнів на території міста Кельце (Польща)..... 28

ГІДРОХІМІЯ. ГІДРОЕКОЛОГІЯ

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

Гідрохімічні аспекти дослідження річки Гірський Тікич..... 34

Николаєв А. М.

Режим розчиненого кисню малих річок міста Чернівці..... 45

Грюк І. Б., Суходольська І. Л.

Сезонні зміни хімічного складу поверхневих вод Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного впливу..... 51

Шевчук Ю.Ф.

Якість води джерела централізованого господарсько-питного водопостачання міста Чернівці..... 65

ГІДРОЕКОЛОГІЯ. ГІДРОБІОЛОГІЯ

Іванечко Я.С., Линник П.М.

Розчинені органічні речовини у воді верхньої ділянки річки Південний Буг.... 73

Шіпка М.З.

Оцінка якості води річки Полтви та її приток..... 82

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

Пясецька С.І.

Концептуальні засади дослідження відкладень ожеледі (на прикладі України)..... 92

Клок С.В.

Розподіл атмосферних опадів за даними спостережень на Українській арктичній станції «Академік Вернадський»..... 98

Затула В.І.

Врахування режиму хмарності при оцінці природної освітленості земної поверхні... 105

НАУКОВІ ПОВІДОМЛЕННЯ

Гребінь В.В.

Про наукову школу гідрохімії та гідроекології Київського національного університету імені Тараса Шевченка..... 112

Порядок подання і оформлення статей до періодичного наукового збірника «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія»..... 117

C O N T E N T S

THE GENERAL METHODS ASPECTS OF INVESTIGATION

Grebin' V. V., Yatsiuk M. V., Chumaryov O. V.

Hydroeconomic zoning of Ukraine's territory: criteria and procedure of the allocation hydroeconomic plots..... 6

Khrystyuk B.F.

The technique of the classification of the rivers hydrographs by criteria of analogy..... 15

HYDROLOGY. WATER RESOURCES

Gorbachova L.O.

The long-term dynamics of the ice regimen of the rivers in the South Bug basin..... 21

Ciupa Tadeusz

Fluvial system in two small catchments in the city of Kielce (Poland)..... 28

HYDROCHEMISTRY. HYDROEKOLOGY

Linnik P.M., Zhezhera V.A., Linnik R.P., Dyka T.P.

Hydrochemical aspects of the study of the Girskiy Tikich River..... 34

Nykolaev A.M.

Daily dissolved oxygen of small rivers of Chernivtsi..... 45

Gryuk I.B., Sukhodolska I.L.

Seasonal changes in the chemical composition of the surface waters of Rivne region in areas with different character of anthropogenic load..... 51

Shevchuk Y.F.

Water quality of a centralized source of drinking water supply in Chernivtsi..... 65

HYDROEKOLOGY. HYDROBIOLOGY

Ivanechko Ya.S., Linnik P. N.

Dissolved organic matter in water of the upper section of the Pivdennyi Bug River..... 73

Shipka M. Z.

Assessment of water quality of the Poltava river and its tributaries..... 82

GEOGRAPHICAL ASPECTS OF HYDROLOGICAL RESEARCH

Pyasetskaya S. I.

The conceptual basis of the research of ice glaze deposit (on the example of Ukraine)..... 92

Klok S. V.

The distribution of precipitation on the observations on Ukrainian Antarctic station "Academician Vernadsky"..... 98

Zatula V.I.

Consideration of cloudiness conditions for estimation of the natural illumination intensity of the ground..... 105

SCIENTIFIC REPORTS

Grebin V. V.

About Scientific School of hydrochemistry and hydroecology in Taras Shevchenko National University of Kyiv..... 112

The presenting and official registration of the articles for the scientific periodical collection «Hydrology, hydrochemistry and hydroecology»..... 117

ЗАГАЛЬНІ МЕТОДИЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕНЬ

УДК 556.012:556.18

Гребінь В. В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка;

Яцюк М. В., Чунарьов О. В.

Державне агентство водних ресурсів України, м. Київ

ВОДОГОСПОДАРСЬКЕ РАЙОНУВАННЯ ТЕРИТОРІЇ УКРАЇНИ: КРИТЕРІЇ ТА ПОРЯДОК ВИДІЛЕННЯ ВОДОГОСПОДАРСЬКИХ ДІЛЯНОК

Ключові слова: водогосподарське районування, критерії, порядок здійснення, водогосподарська ділянка, схема

Актуальність. Існуюча впродовж чверті століття система водогосподарського районування території України базувалася на двох принципах – гідрографічному та адміністративному. Останньому навіть надавалася перевага (багато меж водогосподарських ділянок було прив'язано до меж адміністративних областей), оскільки за таким принципом здійснювалося державне управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів. Впровадження басейнового принципу управління та необхідність врахування сучасних європейських вимог потребують узгодження меж водогосподарських ділянок з межами басейнів та суббасейнів, що виділяються на території країни згідно вимог Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу (ВРД ЄС) [1].

У наших попередніх статтях [2, 3] детально розглянуто сучасний стан розвитку законодавчої бази України щодо процесу реформування системи управління водними ресурсами. Проаналізовано досвід європейських країн щодо розробки схем гідрографічного районування території. Розглянуто загальні положення, принципи та критерії встановлення гідрографічних одиниць, порядок здійснення гідрографічного районування. Зазначено правила кодування гідрографічних одиниць. Наведено схему гідрографічного районування території України з виділенням районів річкових басейнів та суббасейнів.

Виклад основного матеріалу. Водогосподарське районування – це сукупність дій щодо поділу гідрографічних одиниць (районів річкових басейнів і суббасейнів) території України на водогосподарські ділянки. **Водогосподарська ділянка** – частина річкового басейну, яка має характеристики, що дозволяють розробляти водогосподарські баланси, встановлювати ліміти забору та вилучення водних ресурсів із водного об'єкту та інші параметри використання водного об'єкту (водокористування). Виділення водогосподарських ділянок базується на гідрографо-географічному та економіко-географічному підходах до районування територій.

Поділу на водогосподарські ділянки підлягають всі затверджені у встановленому порядку гідрографічні одиниці на території України. На водогосподарські ділянки діляться гідрографічні одиниці суббасейнового рівня (суббасейни), а також гідрографічні одиниці басейнового рівня (райони річкових басейнів) в тому випадку, якщо при гідрографічному районуванні вони не ділилися

на суббасейни. Не пов'язані гідравлічно між собою поверхневі водні об'єкти, розташовані в межах однієї гідрографічної одиниці, виділяються в окремі водогосподарські ділянки.

Виділення водогосподарських ділянок здійснюється шляхом встановлення граничних розрахункових створів на водотоках гідрографічної одиниці і визначення меж водозбірної території, весь стік з якої надходить до ділянок водотоків між розрахунковими створами.

В якості замикаючого розрахункового створу водогосподарської ділянки рекомендується призначати створи існуючих гідрологічних постів (пунктів, обладнаних пристроями і приладами для проведення систематичних гідрологічних спостережень), створи гідротехнічних споруд. Крім того, замикаючі розрахункові створи водогосподарських ділянок повинні розташовуватися в гирлах річок та вище гирл значних приток, що впадають у ці річки. Вихідний розрахунковий створ вищої за течією річки водогосподарської ділянки є вхідним створом нижчої за течією річки водогосподарської ділянки.

При визначенні положення розрахункових створів водогосподарських ділянок враховують наступні **критерії** (за пріоритетністю):

- наявність і розташування водопідпірних споруд на водотоках;
- наявність і розташування створів гідрологічних постів на водотоках;
- максимальне наближення зазначених створів до меж відповідних адміністративних одиниць України.

У створах гідровузлів, що утворюють водосховища об'ємом понад 1 млрд. м³, встановлення розрахункового створу водогосподарської ділянки є обов'язковим. При каскадному розташуванні гідровузлів водосховищ у разі, якщо сумарний об'єм водосховищ каскаду перевищує 2 млрд. м³, у створі, який замикає каскад гідровузла, обов'язково встановлюється граничний створ водогосподарської ділянки.

Граничні розрахункові створи визначаються таким чином:

- прямою лінією, яка з'єднує дві точки, що розташовані на різних берегах водотоку і належать межах водного об'єкта;
- по осі гідровузла, що перегороджує водотік або водойму.

Основними **критеріями при виділенні водогосподарських ділянок** є такі:

- площа водозбірної території;
- обсяг водосховищ, розташованих на території ділянки;
- кількість населених пунктів на цій території;
- відношення кількості води, що забирається для використання, до об'єму поверхневого стоку, що формується на водозбірній території ділянки (місцевий стік), та / або до загального обсягу поверхневого стоку;
- відношення кількості забруднюючих речовин на одиницю об'єму поверхневого стоку в маловодний період до встановлених нормативів гранично допустимих концентрацій вмісту забруднюючих речовин у водних об'єктах.

Мінімальна площа водогосподарської ділянки (водозбірної території водогосподарської ділянки), як правило, не повинна бути меншою 200 км². Максимальна площа водогосподарської ділянки (водозбірної території водогосподарської ділянки), як правило, не повинна перевищувати 20 000 км².

При виділенні на водозбірній площі гідрографічної одиниці водогосподарських ділянок враховуються площа водозбірної території, кількість та щільність проживаючого в її межах населення, а також параметри використання водних об'єктів.

При встановленні кількості водогосподарських ділянок у межах

гідрографічних одиниць на першому етапі за орієнтовний критерій антропогенного навантаження на водні об'єкти приймається показник щільності населення. Рекомендована площа водогосподарських ділянок визначається за шкалою, наведеною у табл.1.

Таблиця 1. Залежність площі водогосподарської ділянки від щільності населення

Щільність населення (осіб/км ²)	Площа водогосподарської ділянки (тис. км ²)
понад 100	менше 5
від 50 до 100	від 5 до 10
від 25 до 50	від 10 до 15
менше 25	від 15 до 20

В межах однієї водогосподарської ділянки може перебувати не більше:

- одного міста з населенням понад 500 000 осіб;
- 2-х міст з населенням від 250 000 до 500 000 осіб;
- 4-х міст з населенням від 100 000 до 250 000 осіб;
- 8-ми міст з населенням від 50 000 до 100 000 осіб.

В окремі водогосподарські ділянки (площею не менше 2000 км²) виділяються ділянки водозбірної території, в межах яких формується не менше 50% поверхневого стоку в замикаючих розрахункових створах цих ділянок, а також ті ділянки, в межах яких об'єм води, що забирається з водних об'єктів для користування, становить понад 25% поверхневого стоку в замикаючих розрахункових створах цих ділянок в умовах середньої водності, та понад 30% стоку – в маловодні роки. В окремі водогосподарські ділянки виділяються ділянки водозбірної території, в межах яких кількість забруднюючих речовин на одиницю об'єму поверхневого стоку в замикаючих розрахункових створах в маловодний період більш, ніж в 3 рази, перевищує встановлені нормативи гранично допустимих концентрацій вмісту забруднюючих речовин у водних об'єктах.

Встановлення (**виділення**) **водогосподарських ділянок** та визначення їх меж проводиться на основі цифрових моделей рельєфу та державних топографічних карт з використанням геоінформаційних технологій. Межі водогосподарських ділянок проходять по вододілах (по географічній межі між суміжними водозборами) і замикаючих розрахункових створах. Для топографічної основи при виділенні меж водогосподарських ділянок використовуються топографічні основи масштабу 1:200 000. За необхідності додаткової деталізації окремих ділянок кордонів водогосподарських ділянок використовуються топографічні карти більших масштабів, а також аерофотознімки і космічні знімки.

Виділення водогосподарських ділянок здійснюється поетапно:

- за картографічними матеріалами, в межах поділу на водогосподарські ділянки гідрографічних одиниць, виділяються водозбірні території не пов'язаних гідравлічно між собою поверхневих водних об'єктів;

- встановлюються створи окремих гідровузлів, що створюють водосховища об'ємом понад 1 млрд. м³ та замикаючих гідровузлів каскадів водосховищ, що мають сумарний об'єм понад 2 млрд. м³;

- з урахуванням результатів, отриманих на першому і другому етапах, проводиться зонування території гідрографічної одиниці за показниками щільності населення, використання та антропогенного забруднення водних ресурсів. Зонування проводиться за допомогою геоінформаційних технологій на основі даних про чисельність населення адміністративно-територіальних одиниць України;

- на топографічну основу території гідрографічної одиниці, яка містить

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

рельєф, гідрографічну мережу, населені пункти та інші об'єкти, з використанням геоінформаційних технологій накладаються показники антропогенного навантаження на водні об'єкти, а також відомості за існуючими пунктами спостережень про режим і якість вод водних об'єктів, гідротехнічні споруди і великих водокористувачів;

- відповідно до критеріїв, наведених вище, і на підставі результатів, отриманих при виконанні попередніх етапів, здійснюється встановлення додаткових замикаючих розрахункових створів;

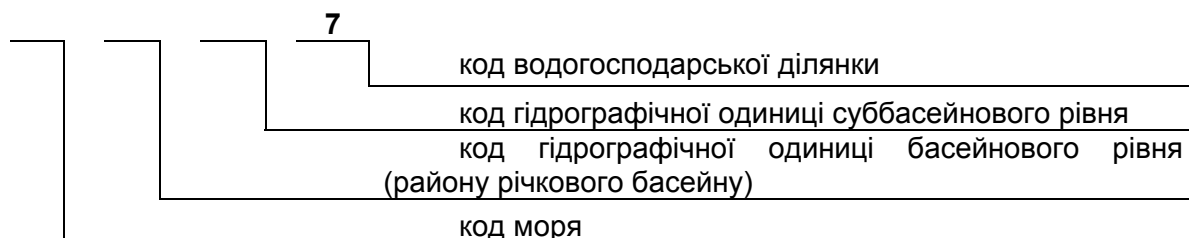
- виділення водогосподарських ділянок здійснюється з верхів'я річкової мережі гідрографічної одиниці і закінчується у замикаючих створах водних об'єктів (нижніх створах на річці, що обмежують басейн, який розглядається).

Документування водогосподарських ділянок здійснюється складанням систематизованого переліку ділянок, їх кодуванням, нанесенням на картографічну основу меж водогосподарських ділянок, складанням реєстру опорних точок меж водогосподарських ділянок та описом меж водогосподарських ділянок, побудовою лінійних схем водогосподарських ділянок [1].

Кодування водогосподарських ділянок здійснюється шляхом присвоєння їм унікальних числових кодів, що складаються з коду гідрографічної одиниці (у вигляді послідовності кодів (однозначних номерів) моря, гідрографічної одиниці басейнового рівня (району річкового басейну), гідрографічної одиниці суббасейнового рівня), до якої через роздільник додається двозначний код водогосподарської ділянки. Кодування морів, гідрографічних одиниць басейнового та суббасейнового рівнів встановлюється Методикою гідрографічного районування території України [1].

Код певної водогосподарської ділянки являє собою групу із двох чисел, після роздільника за кодом гідрографічної одиниці, до складу якої він входить. Структура коду водогосподарської ділянки наведена в табл.2.

Таблиця 2. Структура коду водогосподарської ділянки



Нумерація водогосподарських ділянок, виділених в межах однієї гідрографічної одиниці, починається з одиниці (01) для водогосподарської ділянки, розташованої у верхів'ї відповідної гідрографічної одиниці. Останній за черговістю номер присвоюється водогосподарській ділянці, розташованій в пониззі гідрографічної одиниці. Як роздільник у коді водогосподарської ділянки рекомендується приймати крапку (.). В цьому випадку, код водогосподарської ділянки буде мати формат: 0.0.0.00.

Межі водогосподарських ділянок документуються шляхом їх нанесення на карти та формування описів меж. Опис меж кожної водогосподарської ділянки включає в себе:

- фізико-географічний опис проходження лінії межі водогосподарської ділянки на місцевості у взаємозв'язку з елементами ландшафту, гідрографічної мережі, інших географічних компонентів;

- реєстр опорних точок цієї межі та їх географічних координат.

Опорними точками лінії межі водогосподарських ділянок є точки:

- опорні точки меж гідрографічних одиниць;
- примикання меж водогосподарських ділянок до Державного кордону України;
- примикання до берегової лінії внутрішніх морських вод і територіального моря України;
- перетину (примикання) меж водогосподарських ділянок з кордонами адміністративних одиниць;
- сходження (стику) загальних ділянок меж трьох і більше водогосподарських ділянок;
- визначені місця зміни географічних компонентів на місцевості (сходження двох різноспрямованих у плані ділянок межі між суміжними водогосподарськими ділянками);
- приурочені до характерних форм рельєфу тощо.

Географічні координати опорних точок, як правило, з висотними відмітками земної поверхні, наводяться в єдиній системі координат (державній або у системі WGS-84).

В якості орієнтирів для фізико-географічного опису проходження лінії межі водогосподарських ділянок обираються характерні елементи місцевості (рельєфу, гідрографії, дорожньої мережі, рослинного покриву, ландшафтів тощо), розташовані в безпосередній близькості від цієї межі. Опис проходження межі складається послідовно від однієї опорної точки лінії межі водогосподарської ділянки до іншої, залежно від положення характерних елементів місцевості по відношенню до лінії межі. В описі меж водогосподарських ділянок застосовуються географічні найменування об'єктів місцевості відповідно до державних топографічних карт. Затвердження кількості водогосподарських ділянок та їх меж здійснюється Державним агентством водних ресурсів України. При затвердженні кількості водогосподарських ділянок та їх меж до складу затверджуваних документів включаються:

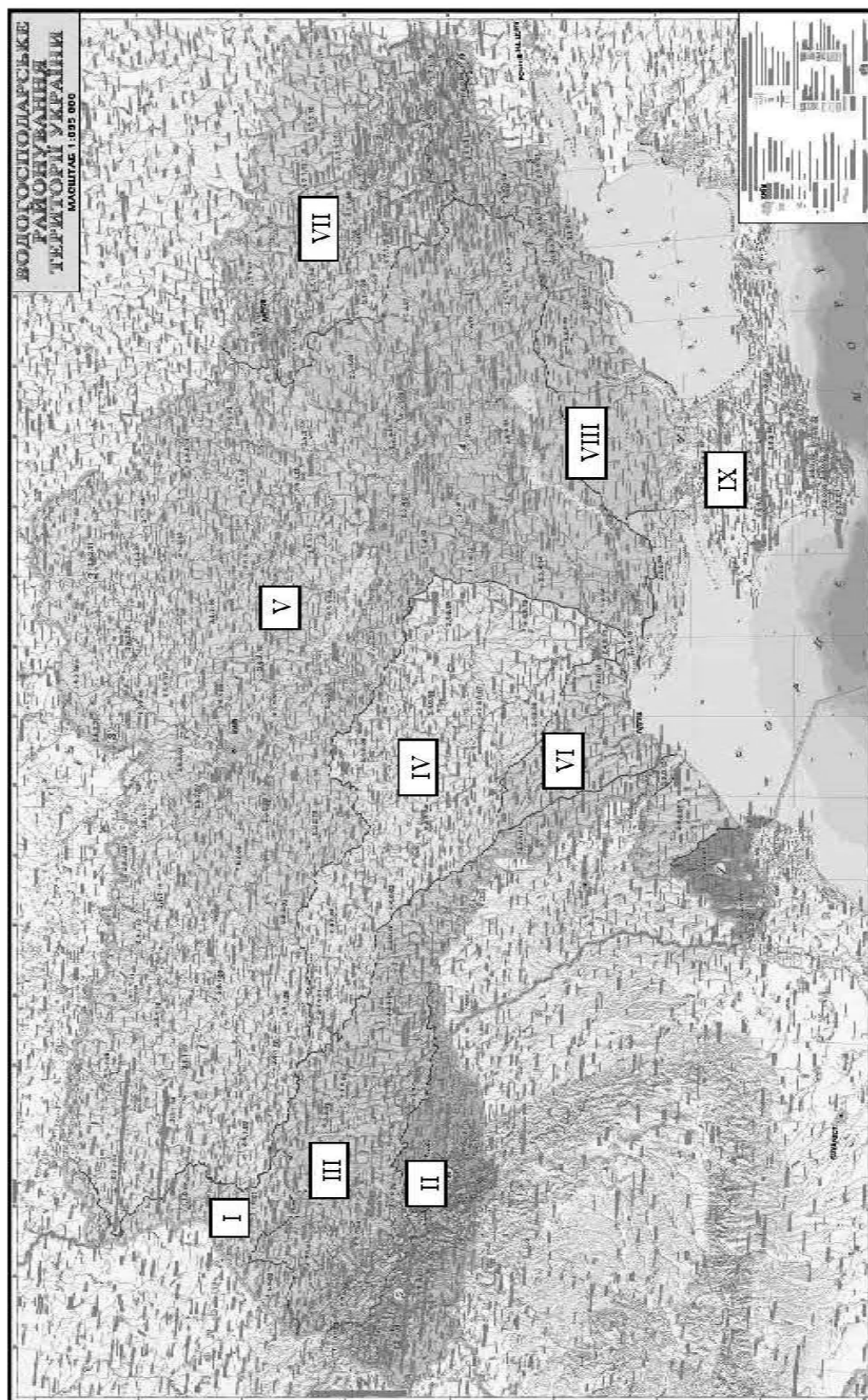
- систематизований перелік водогосподарських ділянок на території України в табличній формі;
- альбом карт з нанесеними на них межами водогосподарських ділянок і опорними точками на цих межах;
- опис меж водогосподарських ділянок.

Форму реєстру опорних точок меж водогосподарських ділянок наведено у табл. 3.

Таблиця 3. Реєстр опорних точок меж водогосподарської ділянки

№ опорної точки	Назва (характеристика) опорної точки	Географічні координати						Висота, м БС
		Широта			Довгота			
		град	мін	сек	град	мін	сек	
0.0.0.00 (код водогосподарської ділянки)								

На підставі наведених вище принципів та критеріїв виділення водогосподарських ділянок було виконано сукупність дій щодо поділу гідрографічних одиниць (районів річкових басейнів і суббасейнів) території України [1] на водогосподарські ділянки (рис. 1). Оскільки постало завдання узгодження меж існуючих водогосподарських ділянок (ВГД), що наразі використовуються для



ведення Державного водного кадастру, з межами районів річкових басейнів та суббасейнів, що виділяються на території України згідно вимог ВРД ЄС, то нами надано перелік водогосподарських ділянок за окремими виділеними районами річкових басейнів та суббасейнів з подвійною нумерацією – за старою та новою схемами водогосподарського районування. В якості прикладу в табл.4 наведено перелік водогосподарських ділянок у межах району річкового басейну Південного Бугу.

Таблиця 4. Перелік водогосподарських ділянок у межах району річкового басейну Південного Бугу

№ п/п	Код водогосподарської ділянки		Назва водогосподарської ділянки (нова)
	новий	попередній	
1	2.4.0.01	23002000	р. Південний Буг від витoku до гирла р. Іква (вкл. р. Іква)
2	2.4.0.02	23004000	р. Південний Буг від гирла р. Іква до г/п Селище
3	2.4.0.03	23006000	р. Південний Буг від г/п Селище до гирла р. Сільниця
4	2.4.0.04	23008000	р. Південний Буг від гирла р. Сільниця до гирла р. Синюха
5	2.4.0.05	23010120	р. Тікич (вкл. рр. Гнилий Тікич та Гірський Тікич)
6	2.4.0.06	23010980	р. Синюха (вкл. р. Велика Вись)
7	2.4.0.07	23018000	р. Південний Буг від гирла р. Синюха до г/п Олександрівка
8	2.4.0.08	23098000	р. Південний Буг від г/п Олександрівка до гирла (вкл. р. Інгул)
9	2.4.0.09	23020120	р. Інгул від витoku до гирла р. Березівка
10	2.4.0.10	23020980	р. Інгул від гирла р. Березівка до впадіння в р. Південний Буг
11	2.4.0.11	23099000	Бузький лиман

Схема розташування водогосподарських ділянок у межах району річкового басейну Південного Бугу представлена на рис. 2.

При проведенні водогосподарського районування було здійснено уточнення меж окремих ділянок та їх площ за допомогою векторної карти України масштабу 1:200000. З метою покращення інформаційного забезпечення здійснено об'єднання окремих ділянок в межах районів річкових басейнів Дніпра (5 ділянок), Дону (2 ділянки), Дністра та басейну річок Причорномор'я (по 1 ділянці).

Відповідно до положень Водної Рамкової Директиви ЄС було виділено нові водогосподарські ділянки лиманів – Дністровського, Дніпровського та Бузького.

Загальна кількість виділених водогосподарських ділянок в межах України становить 133. Найбільша їх кількість (60) виділена в межах району річкового басейну Дніпра, найменша (3) - в межах району річкового басейну Вісли (Західного Бугу та Сану).

Висновки. Врахування вимог Водної Рамкової Директиви ЄС потребує узгодження існуючої ще з 70-х років минулого сторіччя схеми водогосподарського районування території України (створеної як складова

водогосподарського районування території колишнього СРСР) з новою схемою гідрографічного районування території країни. Впровадження басейнового принципу управління та необхідність врахування сучасних європейських вимог потребують узгодження меж водогосподарських ділянок з межами басейнів та суббасейнів, що виділяються на території країни згідно вимог ВРД.

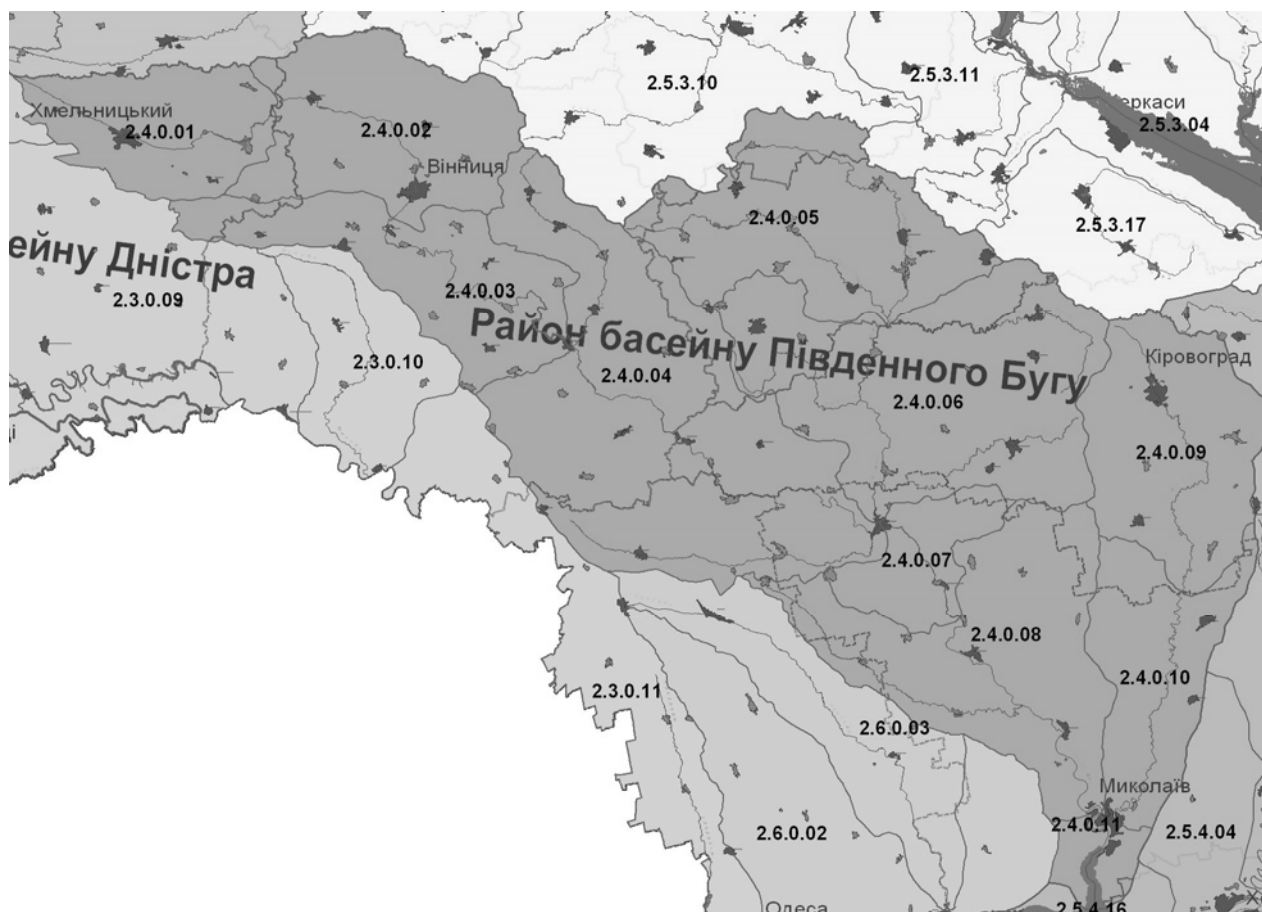


Рис. 2. Схема розташування водогосподарських ділянок у межах району річкового басейну Південного Бугу

Виділення водогосподарських ділянок базується на гідрографо-географічному та економіко-географічному підходах до районування територій. Виділення здійснюється шляхом встановлення граничних розрахункових створів на водотоках гідрографічної одиниці і визначення меж водозбірної території, весь стік з якої надходить до ділянок водотоків між розрахунковими створами. При виділенні водогосподарських ділянок враховуються: площа водозбірної території, кількість та щільність проживаючого в її межах населення, а також параметри використання водних об'єктів.

Документування водогосподарських ділянок здійснюється складанням систематизованого переліку водогосподарських ділянок, їх кодуванням, нанесенням на картографічну основу меж водогосподарських ділянок, складанням реєстру опорних точок меж водогосподарських ділянок та описом меж водогосподарських ділянок, побудовою лінійних схем водогосподарських ділянок.

Кодування водогосподарських ділянок здійснюється шляхом присвоєння їм унікальних числових кодів, що складаються з коду гідрографічної одиниці (у вигляді послідовності кодів (однозначних номерів) моря, гідрографічної одиниці басейнового рівня (району річкового басейну), гідрографічної одиниці суббасейнового рівня), до якої через роздільник додається двозначний код водогосподарської ділянки.

Виконано сукупність дій щодо поділу гідрографічних одиниць (районів річкових басейнів і суббасейнів) території України на водогосподарські ділянки. Загальна кількість виділених водогосподарських ділянок в межах України становить 133.

Нова схема водогосподарського районування території України дасть змогу покращити систему управління в галузі використання і охорони вод та відтворення водних ресурсів країни шляхом реального здійснення її за басейновим принципом згідно вимог ВРД ЄС.

Список літератури

1. *Методики* гідрографічного та водогосподарського районування території України відповідно до вимог Водної Рамкової Директиви Європейського Союзу / Гребінь В. В., Мокін В. Б., Сташук В. А. та ін. – К. : Інтерпрес, 2013. – 55 с.; 2. *Гребінь В. В.* Гідрографічне районування території України як передумова розробки планів інтегрованого управління річковими басейнами / Гребінь В. В., Яцюк М. В., Чунарьов О. В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2012. – Т. 2 (27). – С. 8-16; 3. *Гребінь В. В.* Гідрографічне районування території України: принципи, критерії, порядок здійснення / Гребінь В. В., Яцюк М. В., Чунарьов О. В. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 1 (28). – С. 6-16.

Водогосподарське районування території України: критерії та порядок виділення водогосподарських ділянок

Гребінь В.В., Яцюк М.В., Чунарьов О.В.

Розглянуто критерії виділення одиниць водогосподарського районування, порядок його здійснення. Зазначено правила кодування водогосподарських ділянок. Наведено схему водогосподарського районування території України з врахуванням районів річкових басейнів та суббасейнів.

Ключові слова: водогосподарське районування, критерії, порядок здійснення, водогосподарська ділянка, схема.

Водохозяйственное районирование территории Украины: критерии и порядок выделения водохозяйственных участков

Гребень В.В., Яцюк М.В., Чунарев О.В.

Рассмотрены критерии выделения единиц водохозяйственного районирования, порядок его проведения. Определены правила кодирования водохозяйственных участков. Приведена схема водохозяйственного районирования территории Украины с учетом районов речных бассейнов и суббассейнов.

Ключевые слова: водохозяйственное районирование, критерии, порядок проведения, водохозяйственный участок, схема.

Hydroeconomic zoning of Ukraine's territory: criteria and procedure of the allocation hydroeconomic plots

Grebin' V.V., Yatsiuk M.V., Chunaryov O.V.

Criteria of the allocation units of hydroeconomic zoning and procedure of his realization are considered. The rules of encoding of hydroeconomic plots are determined. The diagram of hydroeconomic zoning of Ukraine's territory with river basin districts and sub-basins are shown.

Keywords: hydroeconomic zoning, criteria, hydroeconomic plot, diagram.

Надійшла до редколегії 05.09.2013

Христюк Б.Ф.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

МЕТОДИКА КЛАСИФІКАЦІЇ ГІДРОГРАФІВ РІЧОК ЗА КРИТЕРІЯМИ АНАЛОГІЧНОСТІ

Ключові слова: *гідрографи, критерії аналогічності, класифікація*

Вступ. Існують різноманітні класифікації річок за різними ознаками: за площею басейну, за основним джерелом живлення і розміщенням періоду високих вод в межах року (О. І. Восейков), за джерелами живлення та внутрішньорічним розподілом стоку (М. І. Львович), за внутрішньорічним розподілом стоку та просторовим розповсюдженням на території колишнього СРСР (Б. Д. Зайков), за основним типом водного режиму та переважаючим джерелом живлення (П. С. Кузін) та ін. [1]. На відміну від добре розвинених загальних класифікацій річок, класифікація гідрографів однієї, окремо взятої річки, в сучасній гідрологічній практиці обмежується поділом її стоку за увесь період спостереження на групи за водністю: дуже багатоводні, багатоводні, середні, маловодні та дуже маловодні роки з відповідними ймовірностями перевищення [2]. Такий підхід базується на статистичних розрахунках та передбачає часткове врахування особливостей формування водного стоку в межах груп водності. В той же час, відомості про внутрішньорічний розподіл стоку річок є особливо важливими як для гідрологічного обґрунтування будівництва та експлуатації водосховищ, промислового та комунального водокористування, безперебійного функціонування водного транспорту, протипаводкових заходів та ін., так і для гідрологічного прогнозування [3, 4]. Тому актуальною задачею є розробка методичних засад класифікації гідрографів окремо взятої річки, яка надавала б більш поглиблену інформацію про особливості формування внутрішньорічного розподілу її стоку на протязі всього періоду спостережень. Отже, **метою роботи** є розробка методики класифікації гідрографів однієї річки за подібністю їхніх форм, а відповідно й умов формування водного стоку.

Виклад основного матеріалу досліджень. Класифікація гідрографів однієї річки та за увесь період спостережень може бути виконана за двома незалежними критеріями аналогічності: критерієм геометричної подібності (ρ) та середньою Евклідовою відстанню між значеннями двох гідрографів (η).

Критерії ρ та η використовуються в метеорологічних дослідженнях для класифікації синоптичних процесів [5, 6]. Правомірність застосування критеріїв ρ та η для класифікації гідрографів не підлягає сумніву, оскільки різниця між даними спостережень за станом атмосфери за певний проміжок часу на відповідній території та даними спостережень за водним стоком річки на гідропосту полягає лише в тому, що у першому випадку ми маємо справу з багатовимірними полями, а в другому – з одновимірними. Таким чином, адаптація критеріїв ρ та η для їхнього використання з метою класифікації гідрографів не потребує особливих зусиль.

Вибірка гідрографів будь-якої річки за увесь період спостережень може бути представлена у вигляді матриці Q з елементами Q_{ij} , які відповідають значенням витрат води в i дату j року:

$$Q = \begin{vmatrix} Q_{11} & Q_{12} & \dots & Q_{1j} & \dots & Q_{1N} \\ Q_{21} & Q_{22} & \dots & Q_{2j} & \dots & Q_{2N} \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots \\ Q_{K1} & Q_{K2} & \dots & Q_{Kj} & \dots & Q_{KN} \end{vmatrix}, \quad (1)$$

де $i=1, 2, \dots, K$ - дати; $j=1, 2, \dots, N$ - роки.

Критерій ρ дозволяє оцінити геометричну подібність двох гідрографів по знаку відхилень відносно осереднього гідрографу за багаторічний період:

$$\rho = \frac{n_+ - n_-}{n_+ + n_-} \quad (2)$$

де n_+ – кількість дат, в які знаки відхилень співпадають; n_- – кількість дат, в які знаки відхилень протилежні. Значення критерію перебуває в межах $-1 \leq \rho \leq 1$.

Критерій η є середньою Евклідовою відстанню між значеннями двох гідрографів:

$$\eta = \frac{1}{K} * \sqrt{\sum_{i=1}^K (Q_{ij} - Q_{il})^2} \quad (3)$$

де Q_{ij} та Q_{il} – значення витрат води в i дату гідрографів j та l років. Значення критерію більше або дорівнює 0.

Критерії ρ та η для кожної пари гідрографів розраховуються у вигляді квадратних матриць розміром $N \times N$. Елементи головної діагоналі матриці критерію ρ дорівнюють 1, а критерію η – 0.

При зачисленні гідрографів j та l років до одного класу мають місце наступні три випадки:

- значення критеріїв ρ та η є одночасно максимальними як для гідрографу j року по відношенню до гідрографу l року так і навпаки. У даному випадку гідрографи мають добру подібність.

- значення критеріїв ρ та η є одночасно максимальними для гідрографу j року по відношенню до гідрографу l року, а навпаки - ні. У більшості таких випадків гідрографи мають добру або задовільну подібність. При незадовільній подібності необхідно виконувати пошук років, для яких критерії ρ та η є одночасно найбільше наближеними до їхніх максимальних значень.

- значення критерію ρ для гідрографу j року є максимальним по відношенню до одного року, а значення критерію η - до іншого. У даному випадку також необхідно виконувати пошук років, для яких критерії ρ та η є одночасно максимально наближеними до їхніх максимальних значень.

Методика класифікації гідрографів за подібною формою була апробована на прикладі даних спостережень гідрологічного поста р. Дунай – м. Рені за період 1921-2010 рр. Незважаючи на складність умов формування водного стоку р. Дунай, що призводить до утворення різноманітних та складних форм гідрографів, методика дозволила отримати цілком задовільні результати.

Водний стік однієї з найбільших річок Європи, Дунаю, формується під впливом танення снігів в Альпах та Карпатах у весняно-літній період та протягом відлиг, а також завдяки випадінню дощів та злив, переважно в теплий період року.

Восени, під час тривалих засух, та у суворі зими р. Дунай живиться підземними водами. На відміну від Верхнього та Середнього Дунаю, де річка отримує суттєве живлення, Нижній Дунай являє собою, головним чином, транзитну ділянку, по якій, час від часу, проходять згладжені та розпластані паводки, сформовані в верхній та середній частинах басейну [7]. Спостереження за водним стоком на українській ділянці Нижнього Дунаю проводяться фахівцями Дунайської гідрометеорологічної обсерваторії в м. Рені. Осереднений гідрограф р. Дунай – м. Рені за період спостережень (1921-2010 рр.) загалом має досить плавну форму (рис. 1).

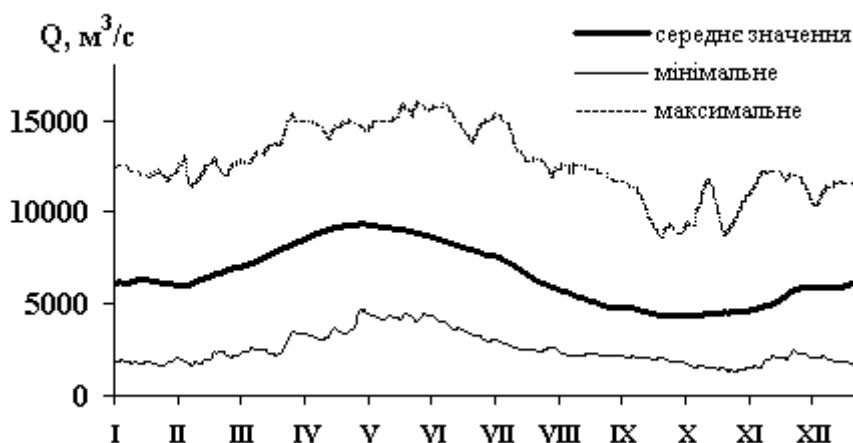


Рис. 1. Осереднений гідрограф р. Дунай – м. Рені, 1921-2010 рр.

Найбільшою водністю відзначається період з початку лютого до середини серпня, що відповідає весняно-літній повені. Пік повені припадає на кінець квітня - початок травня. Літньо-осіння межень триває від середини серпня до середини листопада. Найнижча за рік водність спостерігається з середини вересня до середини жовтня. Зимової межень триває від середини листопада до кінця січня. Відхилення окремих гідрографів за період 1921-2010 рр. від осередненого гідрографу коливаються у досить широкому інтервалі, майже постійному впродовж року, за винятком періоду найнижчої водності. Зважаючи на те, що форми гідрографів р. Дунай щорічно залежать від строків настання та закінчення, висоти, інтенсивності підйому та спаду весняно-літньої повені, від наявності, висоти та тривалості паводків теплої та холодної періодів, від водності літньо-осінньої та зимової межень, цілком природним є очікування того, що кожен гідрограф має свою унікальну та неповторну форму.

Розрахунки матриць критеріїв ρ та η , а також встановлення років з максимальними і мінімальними значеннями критеріїв ρ та η були виконані завдяки програмі, створеної автором статті на мові програмування C++. Решта розрахунків та побудова графіків з класами подібних гідрографів відбувалась в середовищі MS Excel.

У тому випадку, коли критерії ρ та η були одночасно оптимальними ($\rho = \rho_{max}$ та $\eta = \eta_{min}$) як для гідрографу j року по відношенню до гідрографу l року так і навпаки, тоді такі гідрографи мали добру подібність. Для р. Дунай – м. Рені за увесь дев'яносторічний період спостережень було виявлено тільки п'ять пар таких років: 1921-1943, 1928-1961, 1946-1950, 1956-1967 та 1958-1962 (рис. 2а).

Добру та задовільну подібність отримано у переважній більшості випадків, коли критерії ρ та η були одночасно оптимальними для гідрографу j року по відношенню до гідрографу l року, а навпаки - ні. За такими ознаками було виявлено ще 11 пар років: 1925-1972, 1929-1935, 1933-1991, 1935-1951, 1940-1941,

1955-1966, 1960-2002, 1970-1999, 1971-1983, 1973-1984 та 1974-1998 (рис.2 б).

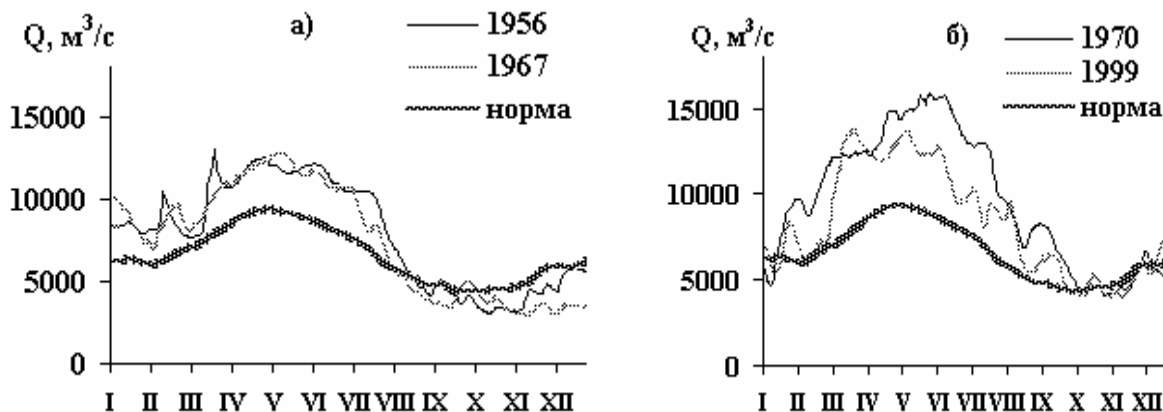


Рис. 2. Гідрографи з доброю (а) та задовільною (б) подібністю форм

В усіх інших випадках, за відсутності однозначності: коли гідрограф j року був подібним за критерієм ρ до одного року, а за критерієм η до іншого, добра або задовільна подібність гідрографів j року по відношенню до гідрографів l року визначалась шляхом знаходження таких років, для яких критерії ρ та η були одночасно максимально наближеними до їхніх оптимальних значень.

Таким чином, уся вибірка гідрографів р. Дунай – м. Рені була розподілена на 29 класів, які споріднені між собою подібними характеристиками основних фаз водного режиму: стійкістю та висотою літньо-осінньої і зимової межени, строками настання та закінчення, тривалістю, висотою, інтенсивністю підйому та спаду весняно-літньої повені. В окремі класи увійшло від двох до шести гідрографів. Графіки восьми класів гідрографів, які надають уяву про їхні різноманітні форми, наведено на рис. 3 а-ж.

В залежності від напрямків та завдань гідрологічних досліджень усі виявлені класи гідрографів можуть бути об'єднані в групи за певними ознаками: за середньою водністю року, за максимальною витратою весняно-літньої повені, за належністю до мало або багатоводної фази циклів водності та ін.

Висновки. Використовуючи два незалежні критерії аналогічності розроблено методику класифікації гідрографів за подібною формою, а отже, за подібним внутрішньорічним розподілом водного стоку, на прикладі даних спостережень гідрологічного посту р. Дунай – м. Рені за період 1921-2010 рр. Виявлено 29 класів гідрографів. Достатньо значна кількість класів пояснюється тим, що водний стік р. Дунай відзначається паводковим режимом на протязі усього року, утворюючи гідрографи складної та різноманітної форми.

Наявність у тривалому ряді спостережень за водним стоком класів гідрографів, схожих за формою, вказує на те, що час від часу на водозборі р. Дунай повторюються схожі умови формування водного стоку завдяки циклічності кліматичних і, як наслідок, гідрологічних процесів.

Дослідження різновидів класів гідрографів дозволяє поглибити знання про умови формування водного стоку р. Дунай та їхню циклічність, що є важливим як для гідрологічних розрахунків так і для довгострокового прогнозування.

Ефективність методики класифікації гідрографів за подібною формою має бути оцінена для річок України з різними типами внутрішньорічного розподілу водного стоку.

Автор висловлює подяку професору, д-ру фіз.-мат. наук, проф. В. Ф. Мартазіновій за суттєву консультаційну допомогу.

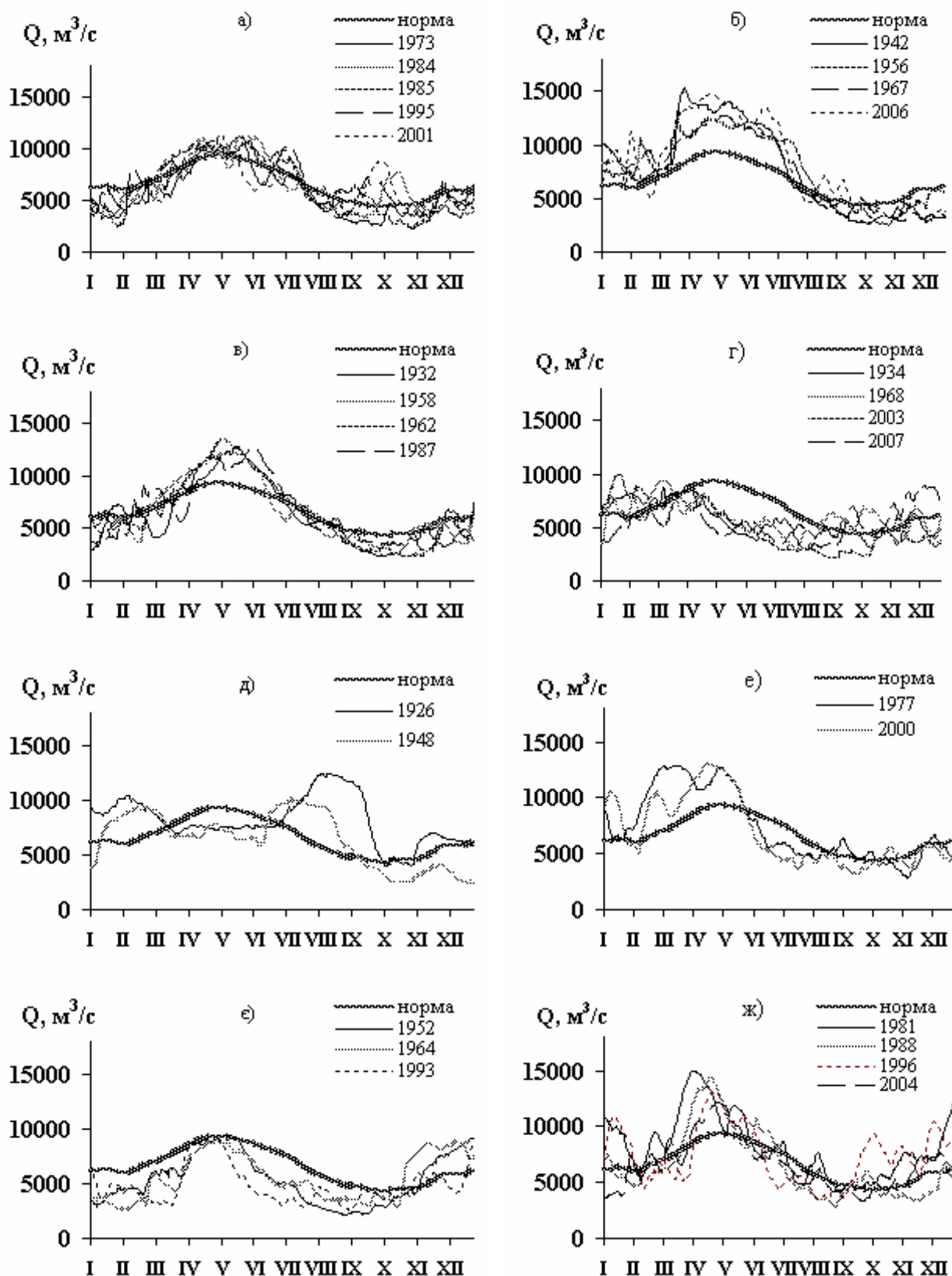


Рис. 3. Класи гідрографів, подібні за внутрішньорічним розподілом водного стоку

Список літератури

1. Горбачова Л. О. Гідрологія: навчальний посібник для вищих навчальних закладів. / Л. О. Горбачова – К.: Вид-во НПУ ім. М. П. Драгоманова, 2010. – 125 с. 2. Методические рекомендации по определению расчетных гидрологических характеристик при наличии данных гидрометрических наблюдений // ГУ «ГГИ». – Н. Новгород : Вектор-ТиС, 2007. – 134 с. 3. Соколовский Д. Л. Речной сток (основы теории и методики расчетов) / Д. Л. Соколовский – Л. : Гидрометеиздат, 1968. – 540 с. 4. Гребень В. В. Современные особенности внутригодового распределения стока рек Украины / В. В. Гребень // Глобальные и региональные изменения климата. – К. : Ника-Центр, 2011. – С. 391-401. 5. Багров Н. А. Классификация синоптических ситуаций / Н. А. Багров // Метеорология и гидрология. – 1969. – №5. – С. 3-12. 6. Martazinova V. F. The classification of synoptic Patterns by Method of Analogs / V.F Martazinova. // J. Environ.Sci. Eng. – 2005. – Vol. 7. – P. 61–65. 7. Дунай и его бассейн. Гидрологическая монография. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – Ч.1. – 396 с.

Методика класифікації гідрографів річок за критеріями аналогічності

Христюк Б.Ф.

Розроблено методику класифікації гідрографів на прикладі даних спостережень гідрологічного посту р. Дунай – м. Рені за період 1921-2010 рр. із застосуванням двох незалежних критеріїв аналогічності. Визначено 29 класів гідрографів.

Ключові слова: гідрографи, критерії аналогічності, класифікація.

Методика классификация гидрографов рек по критериям аналогичности

Христюк Б.Ф.

Разработано методику классификации гидрографов на примере данных наблюдений гидрологического поста р. Дунай – г. Рени за период 1921-2010 гг. с использованием двух независимых критериев аналогичности. Определено 29 классов гидрографов.

Ключевые слова: гидрографы, критерии аналогичности, классификация.

The technique of the classification of the rivers hydrographs by criteria of analogy

Khrystyuk B.F.

The technique of the classification of the hydrographs is developed using the data of the Danube – Reni water gauge for period 1921-2010 and two independent criteria of the analogy. 29 classes of the hydrographs are determinated.

Keywords: hydrograph, the criteria of similarity, ranking.

Надійшла до редколегії 05.04.2013

УДК 556.535(282.247.318)

Горбачова Л.О.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

БАГАТОРІЧНА ДИНАМІКА ЛЬОДОВИХ ЯВИЩ В БАСЕЙНІ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Ключові слова: льодові явища, багаторічна динаміка, однорідність, циклічність

Вступ. Обов'язковою умовою перед статистичною обробкою часових рядів спостережень є їхня перевірка на однорідність. Особливо важливим це питання постає у зв'язку зі змінами клімату та їхнього впливу на гідрологічний, у тому числі й льодовий, режим річок (В.В.Гребінь, В.М.Струтинська, В.І.Вишневський) [1-3]. Однак, застосування тільки статистичних критеріїв не дозволяє отримати відповіді на причину виникнення неоднорідності в рядах спостережень. Як правило, вибір періодів для дослідження пов'язується зі змінами температури повітря. У різних авторів ці періоди зовсім різні. Безсумнівно, що температура повітря набагато більше впливає на формування льодового режиму річок ніж, наприклад, на водний режим. Між іншим, вибір температури повітря в якості основного чинника, на базі якого здійснюється вибір періодів для визначення змін льодового режиму на річках, не можна вважати цілком виправданим, хоча б тому, бо ще в 70-х роках 20-го століття у роботах Н.Г.Дюкель [4] було показано, що формування льодових явищ знаходиться у прямій залежності від водності річок та швидкостей їхньої течії. Це значить, що при одному й тому ж температурному режимі повітря на одних річках може відбуватися формування льодових явищ, а на інших - ні. Оцінка однорідності і стаціонарності характеристик льодового режиму на річках повинна виконуватися безпосередньо за повними рядами спостережень.

Метою дослідження є аналіз багаторічної динаміки дат появи льодових явищ та очищення від них, встановлення та скресання льодоставу, тривалості періодів з льодовими явищами та з льодоставом.

Матеріали і методи дослідження. Аналіз багаторічної динаміки дат настання характеристик льодового режиму в басейні р. Південний Буг виконано за даними спостережень 23 гідрологічних постів (за період від початку спостережень до 2008 р., включно) з використанням створеної автором електронної бази даних. В умовах нестійкого температурного режиму в осінньо-зимовий період на річках басейну Південного Бугу спостерігається нестійкість льодових фаз у часі, відсутність льодоставу в деякі роки, а інколи й відсутність льодових явищ взагалі. Крім того, деяка кількість гідрологічних постів відчувають антропогенний вплив, оскільки вони розташовані безпосередньо поблизу гідротехнічних споруд. З урахуванням вищевикладеного, створення бази даних відбувалось за наступною методикою.

Поява льодових явищ приймалася за датами утворення стійких (спостерігалися більше 3-х діб) заберегів, сала, шуги, густого та рідкого льодоходу, льодоставу, в залежності від того, яке з цих явищ наступило раніше. У випадках, коли льодові явища переривались, тобто відбувалось очищення водної поверхні від них, і тривалість такої перерви становила від 1 до 3-х діб, то цей період враховувався як суцільний. Встановлення льодоставу приймалось по першій даті

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

появи суцільного нерухомого льодоставу, якщо подальша його тривалість була від 4-х діб і більше. Коли ж льодостав утримувався всього від 1 до 3-х діб, то такі характеристики відносились до періоду з льодовими явищами. За періоди з льодоставом прийняті такі льодові явища як льодостав, неповний льодостав, вода на льоду та закраїни. Скресання визначалось за датами початку руйнування льодоставу, тобто його танення. Якщо після скресання спостерігався період з льодовими явищами або відбувалося очищення від них терміном від 1 до 3-х діб, який потім змінювався встановленням стійкого льодоставу, то такий період відносився до суцільного льодоставу. Очищення приймалось за останньою датою, коли воно спостерігалось. До уваги не приймалися не характерні поодинокі випадки льодоходу, закраїн і т.п. Така методика дозволяє мати відомості, які доволі об'єктивно відображають реальну ситуацію льодового режиму на річках.

Дослідження часових рядів льодових явищ дало змогу запропонувати комплексний підхід до оцінки однорідності та стаціонарності рядів, який базується на аналізі рядів спостережень із застосуванням різних методів: оцінки статистичної значимості лінійних трендів, сумарних та різницево-інтегральних кривих, суміщених хронологічних графіків. Застосування різних методів дослідження дає змогу, по-перше, отримати більш достовірні оцінки, по-друге, виявити причини можливих змін. При побудові сумарних кривих дат льодових явищ за початок відліку для їхнього числового вираження були прийняті самі ранні дати появи (очищення) льодових явищ та встановлення (скресання) льодоставу. Хронологічні графіки будувалися у модульних коефіцієнтах (K_d). Стаціонарність багаторічних коливань льодового режиму річок досліджувалась шляхом оцінки, згідно [5], статистичної значимості лінійних трендів. Запропоновані методичні підходи були використані раніше у роботі [6] для нижньої частини р. Дунай.

Результати дослідження та їх аналіз. Аналіз розрахунків тривалості льодоставу та льодових явищ на річках в басейні Південного Бугу показав, що пункти спостережень: р. Південний Буг – с. Тростянчик, р. Соб – с. Зозів, р. Мертвовід – с. Крива Пустош та р. Інгул – м. Кіровоград характеризуються нестійким льодоставом. Для цих пунктів надалі аналіз багаторічної динаміки виконувався тільки для дат появи, очищення та тривалості льодових явищ.

Побудовані для всіх постів і для всіх фаз льодового режиму сумарні криві показали, що ряди спостережень характеристик льодового режиму річок в басейні Південного Бугу загалом є однорідними, окрім пунктів: р. Рів – с. Демидівка, р. Південний Буг – с. Пирогівці, р. Гнилий Тікіч – смт Лисянка, р. Південний Буг – с. Тростянчик, р. Мертвовід – с. Крива Пустош та р. Інгул – м. Кіровоград. По них була виявлена неоднорідність в рядах спостережень за такими характеристиками: встановлення, скресання, тривалість льодоставу (р. Рів – с. Демидівка, р. Південний Буг – с. Пирогівці, р. Гнилий Тікіч – смт Лисянка) та поява, очищення, тривалість льодових явищ (р. Мертвовід – с. Крива Пустош та р. Інгул – м. Кіровоград). Для пункту р. Південний Буг – с. Тростянчик неоднорідними є ряди спостережень за очищенням та тривалістю льодових явищ. Порушення однорідності в цих рядах пояснюється антропогенним впливом – наявністю гребель (р. Рів – с. Демидівка, р. Гнилий Тікіч – смт Лисянка, р. Південний Буг – с. Тростянчик, р. Мертвовід – с. Крива Пустош, р. Інгул – м. Кіровоград), скидів технічних вод (р. Південний Буг – м. Пирогівці). Приклад деяких інтегральних кривих наведено на рис. 1.

Виконана також оцінка стаціонарності багаторічних коливань характеристик льодового режиму річок в басейні Південного Бугу, яка показала, що для більшості пунктів спостережень характерна наявність статистично значимих трендів для всіх

основних фаз льодового режиму (табл. 1). Найбільшою не стаціонарністю вирізняються ряди спостережень за тривалістю льодоставу та льодових явищ. Загальновизнано, що для отримання надійних та достовірних результатів оцінку стаціонарності рядів спостережень необхідно виконувати за рядами, які мають досить тривалий період спостережень. Однак, виявилось, що і такий підхід не гарантує отримання достовірного результату, оскільки аналіз хронологічних графіків (рис. 2) показав, що в басейні спостерігаються досить синхронні коливання настання дат основних фаз льодового режиму та їхньої тривалості.

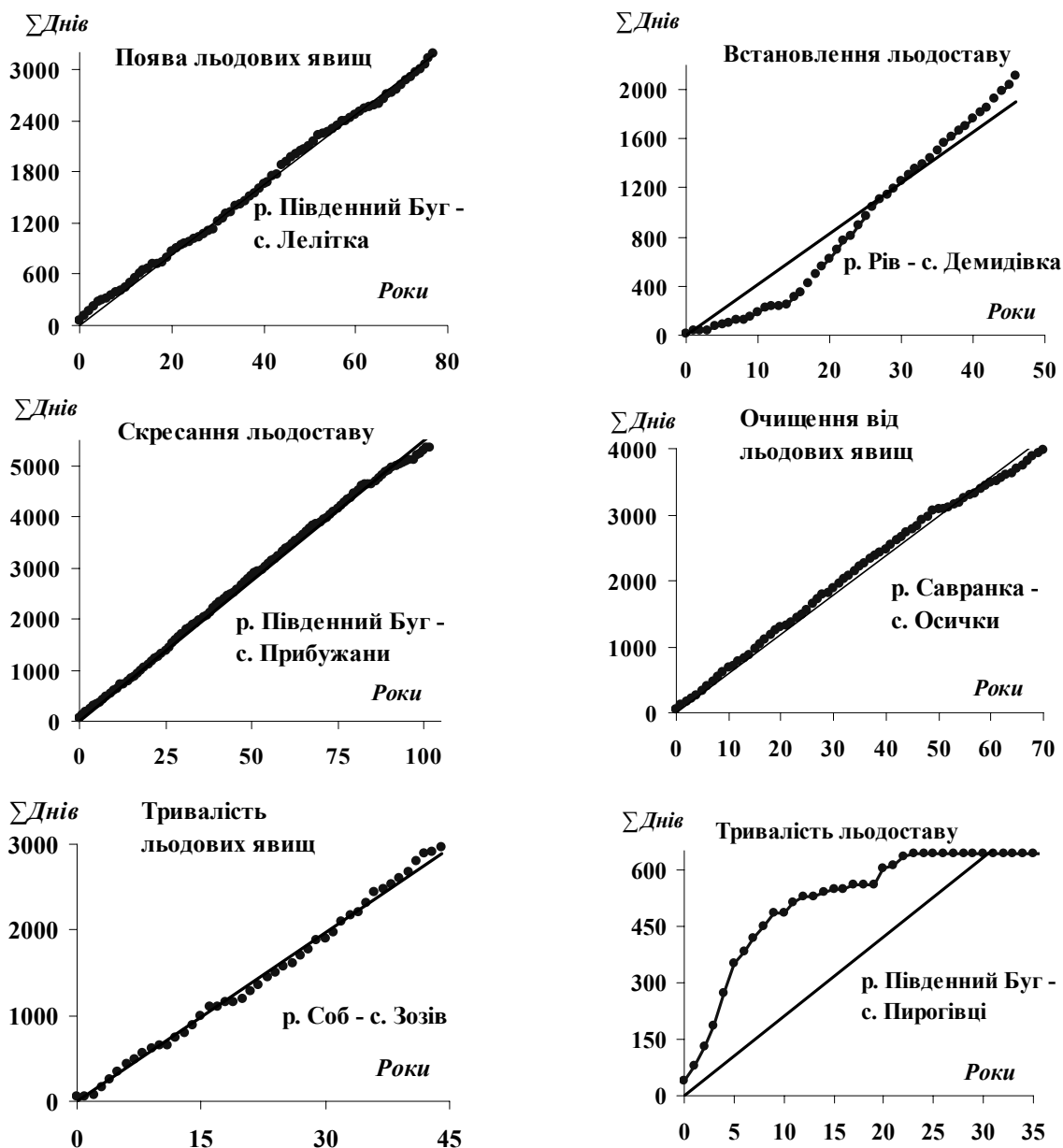


Рис. 1. Сумарні інтегральні криві характеристик льодового режиму річок у басейні Південного Бугу

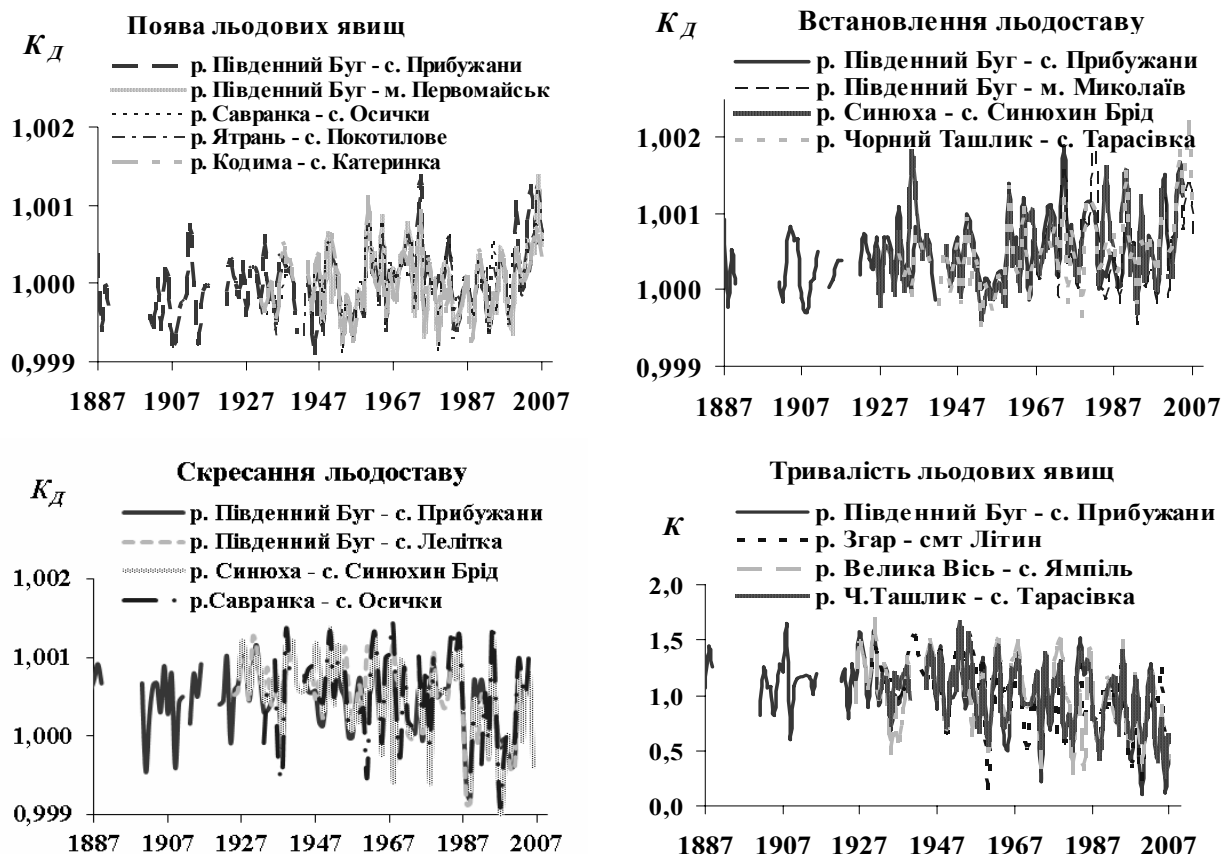


Рис. 2. Хронологічні графіки основних фаз льодового режиму та їхньої тривалості в басейні р. Південний Буг

Основні фази льодового режиму річок та їхня тривалість в басейні Південного Бугу, так само як і водний стік, мають циклічні коливання різної тривалості (рис. 3). Наявність циклічних коливань впливає на результати оцінки однорідності та стаціонарності при застосуванні статистичних критеріїв. Так, пункт р. Південний Буг – с. Прибужани має ряди спостережень тривалістю в 101 рік, однак не стаціонарність фаз льодового режиму та їхньої тривалості (див. табл. 1) обумовлена наявністю зростаючих та спадаючих фаз циклічних коливань (див. рис. 3). За сумарними ж кривими ряди є однорідними (див. рис. 1).

Загалом для більшості річок басейну Південного Бугу, починаючи з 60-х років минулого століття, дати появи льодових явищ, так само як і дати встановлення льодоставу, мають зростаючі фази у циклічних коливаннях, тобто поява льодових явищ (встановлення льодоставу) відбувається у більш пізні дати, в той час як очищення від льодових явищ (скресання льодоставу) – в більш ранні (спадаючі фази). Це призводить до зменшення тривалості льодоставу та льодових явищ на річках (спадаючі фази). Необхідно зазначити, що такі тенденції у льодовому режимі мають відхилення з 1982 по 1998 рр., які простежуються для всіх фаз та їхньої тривалості, однак з відмінними коливаннями на окремих річках.

Такі річки, як Іква та Соб, мають відмінності й у циклічних коливаннях льодового режиму. Виявлення причин відхилень та відмінностей у циклічних коливаннях льодового режиму річок потребує додаткових досліджень.

Таблиця 1. Результати оцінки значимості лінійних трендів основних фаз льодового режиму річок в басейні р. Південний Буг

Річка - пункт	Період спостережень	Поява льодових явищ	Встановлення льодоставу	Скресання льодоставу	Очищення від льодових явищ	Тривалість	
						явищ	льодоставу
						$R / 2\sigma_R$	
р. Пд. Буг – с. Лелітка	1926-41, 1945-2008	0,18	1,19	2,67	2,78	2,59	3,24
р. Пд. Буг – с. Підгір'я	1926-2008	0,66	0,70	1,31	2,30	2,02	1,63
р. Пд. Буг – с. Первомайськ	1945-2008	0,45	1,05	0,87	1,42	1,38	1,33
р. Пд. Буг – смт Олександрівка	1923-2008	1,11	2,00	1,57	1,66	2,16	2,79
р. Пд. Буг – с. Прибужани	1887-1890, 1901-1917, 1922-42, 1944-2008	1,60	1,67	1,20	1,46	2,61	2,16
р. Пд. Буг – м. Миколаїв	1962-2008	0,03	0,32	0,94	1,87	0,67	0,82
р. Іква – смт Стара Сінява	1939-41, 1945-2008	0,24	0,02	2,83	2,04	1,08	2,02
р. Згар – смт Літин	1930-2008	0,10	0,37	3,48	3,15	2,95	4,05
р. Савранка – с. Осички	1933-41, 1944-2008	0,99	0,14	0,47	1,21	1,48	0,68
р. Кодима – с. Катеринка	1931-41, 1944-2008	0,33	1,63	1,75	0,85	0,65	3,51
р. Синоха – с. Синоухин Брід	1926-40, 1942-2008	0,46	1,10	2,22	1,95	2,08	3,32
р. Велика Вісь – с. Ямпіль	1926-2008	0,76	1,33	1,56	1,97	1,94	4,23
р. Ятрань – с. Покотилове	1930-2008	1,11	0,92	0,07	0,62	1,14	1,09
р. Ч. Ташлик – с. Тарасівка	1932-2008	1,64	2,11	1,45	1,77	2,04	2,42
р. Інгул – с. Седнівка	1932-41, 1944-2008	0,73	1,27	1,00	1,21	1,28	1,57
р. Інгул – с. Новогорожене	1931-41, 1943-2008	0,09	0,76	1,05	1,14	0,80	1,10
р. Пд. Буг – с. Пирогівці	1964-2008	1,20	1,90	1,59	0,80	1,45	2,45
р. Рів – с. Демидівка	1916-18, 1922-41, 1944-2008	1,56	3,38	1,70	1,76	2,78	4,21
р. Гнилий Тікіч – смт Лисянка	1952-2008	1,43	1,68	0,07	0,31	1,06	1,08
р. Пд. Буг – с. Тростянець	1960-2008	0,52	-	-	0,56	0,92	-
р. Соб – с. Зозів	1963-2008	0,26	-	-	0,18	0,68	-
р. Мертвовід – с. Крива Пустош	1977-2008	0,03	-	-	0,09	1,07	-
р. Інгул – м. Кіровоград	1975-2008	0,09	-	-	0,08	0,59	-

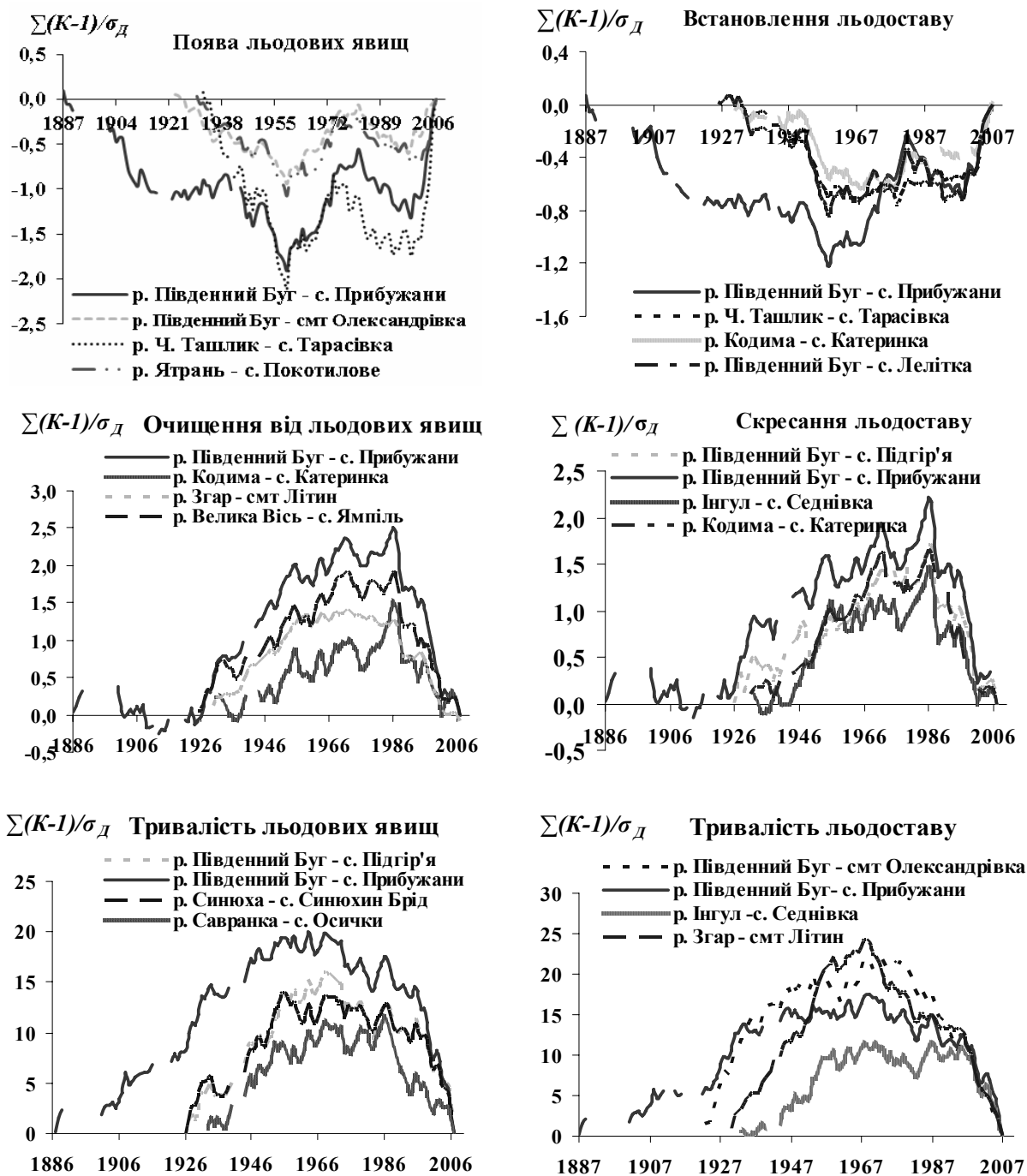


Рис. 3. Різницево-інтегральні криві основних фаз льодового режиму річок в басейні Південного Бугу

Висновки та перспективи подальших досліджень.

1. Ряди спостережень характеристик льодового режиму річок в басейні Південного Бугу є однорідними та стаціонарними, за виключенням тих, на яких відбувається антропогенне навантаження – ГЕС, скиди стічних вод і т.п.

2. Оцінка однорідності та стаціонарності повинна виконуватися не тільки на основі статистичних методів, але і з обов'язковим аналізом за гідролого-генетичними методами, що надасть змогу отримувати більш достовірні результати.

3. Основні фази льодового режиму річок та їхня тривалість в басейні

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

Південного Бугу, так само як і водний стік, мають циклічні коливання різної тривалості, які й обумовлюють їхні зміни.

4. Статистично значимі тренди носять тимчасовий характер, оскільки вони обумовлюються циклічними коливаннями і пов'язані як з тривалістю спостережень, так і з довжиною окремих повних циклів та їхніх фаз.

5. Отримані результати надають змогу надалі визначити ймовірнісні характеристики льодового режиму в басейні р. Південний Буг.

Список літератури

1. Струтинська В. М. Вплив змін клімату на термічний та льодовий режими річок басейну Дніпра (в межах України) з другої половини ХХ ст.: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.07 «Гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія» / В. М. Струтинська. – К., 2008. – 20 с.
2. Вишневський В. І. Вплив кліматичних змін і господарської діяльності на термічний та льодовий режим річок / В. І. Вишневський // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2002. – Вип. 250. – С. 190-201.
3. Рахматулліна Е. Р. Дослідження багаторічної динаміки товщини льодового покриву річок басейну Південного Бугу / Е. Р. Рахматулліна, В. В. Гребінь // Гідрологія, гідрохімія, гідро екологія : Матеріали п'ятої Всеукр. наук. конф. – Чернівці : Чернівецький нац. ун-т, 2011. – С. 213-214.
4. Дюкель Н. Г. Вероятностное распределение дат начала устойчивого ледостава на средних и малых реках Украины / Н. Г. Дюкель // Труды УкрНИГМИ. – 1975. – Вып. 145. – С. 74-90.
5. Методические рекомендации по оценке однородности гидрологических характеристик и определению их расчётных значений по неоднородным данным. – СПб. : ГГИ, 2010. – С. 39-40.
6. Gorbachova L. The dynamics and probabilistic characteristics of the ice phenomena of the Danube River and its Kiliysky channel / L. Gorbachova & B. Khrystyuk // Conference proceeding "Water resource and wetlands" (Tulcea, Romania, 14-16 Sep. 2012); [Casretescu P, Lewis W., Bretcan P. (eds)]. – Tulcea, 2012. – P. 319-324.

Багаторічна динаміка льодових явищ в басейні річки Південний Буг

Горбачова Л.О.

Виконано аналіз багаторічної динаміки льодового режиму річок на основі сумарних та різницево-інтегральних кривих, хронологічних графіків, статистичної значимості лінійних трендів.

Ключові слова: льодові явища, багаторічна динаміка, однорідність, циклічність.

Многолетняя динамика ледового режима рек в бассейне Южного Буга

Горбачёва Л.А.

Выполнен анализ многолетней динамики ледового режима рек на основе суммарных и разностно-интегральных кривых, хронологических графиках, статистической значимости линейных трендов.

Ключевые слова: ледовые явления, многолетняя динамика, однородность, цикличность.

The long-term dynamics of the ice regimen of the rivers in the South Bug basin

Gorbachova L.O.

The analysis of the long-term dynamics of the ice regimen of the rivers on base of the total and difference integral curves, of the chronological plots, the statistical significance of the linear trends was carried out.

Keywords: ice phenomena, long-term dynamics, homogeneity, cyclicity.

Надійшла до редколегії 20.05.2013

Ciupa Tadeusz

Institute of Geography, Jan Kochanowski University in Kielce, Poland

FLUVIAL SYSTEM IN TWO SMALL CATCHMENTS IN THE CITY OF KIELCE (POLAND)

Keywords: *urban catchments, fluvial processes, anthropogenic impact on runoff*

Introduction. Urban areas are taking up more and more space every year. This means that areas featuring impermeable surfaces, extensive sewer networks, and hydraulic structures are expanding as well. This causes an imbalance in the natural proportion between infiltration and surface runoff which further leads to an acceleration of surface runoff from such areas. Rivers are a sensitive system that reacts to natural and anthropogenic changes in catchments. Land use as well as riverbed management impacts the course of hydrological and fluvial processes (Froehlich 1975, 1982, Świeca 1998). Energy and matter such as water and debris are transported away from catchment geo-ecosystems via river channels and sometimes via valley bottoms as well (Biernat, Ciupa 1992, Kostrzewski 1993, Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994). This region is relatively well known in terms of hydrological studies (Jankowski 1986, Dynowska 1988, Jankowski, Kaniecki 1996, Czaja 1999). A further consequence of an accelerated water cycle in urban areas is an increase in the frequency of elevated water energy states that initiate and magnify erosion processes, transport processes, and sediment accumulation process in river channels in the area of interest.

Riverbed systems, the way they function, and their means of sediment supply have been the subject of many publications in the field of fluvial geomorphology (Froehlich 1975, 1982, 1992, Ciupa 1991, Krzemień 1991, Kostrzewski, Mazurek, Zwoliński 1994, Świeca 1998). The above publications were mainly concerned with natural and agricultural river catchments. Urban areas in Poland – ever growing in size – have not been studied to a significant extent from a fluvial geomorphological perspective. Only certain aspects of urban catchments have been studied and described in the literature (Kupczuk, Biernat, Ciupa, 1998, Ciupa, 2000, 2001, Trząski, Molenda, Kupka, 2000).

The purpose of this work is to describe selected fluvial processes in the riverbed systems of the Silnica and Sufraganiec rivers that flow across urban and suburban districts of Kielce.

Research Area and Methods. Two catchments featuring a similar surface area but different land use located adjacent to one another in the urban and suburban zones of Kielce were selected for comparative research purposes. The Silnica and the Sufraganiec are mountain-type rivers with lengths of 18.9 km and 17.8 km, respectively. The surface area of the Silnica catchment is about 50 km² and is about 40% urban. The Sufraganiec catchment (62 km²) is agricultural and forested in nature with less than 7% of the surface area being urban in nature (Fig. 1).

Research work was performed at eight stationary hydrometric cross sections (5 on the Silnica and 3 on the Sufraganiec) from 1997 to 2001. Water level, water temperature, suspended sediment concentration, and dissolved matter concentration measurements were performed daily. Suspended sediment concentration was determined using the filtration method while dissolved matter concentration was determined using the conductometric method. Measurement frequency was increased

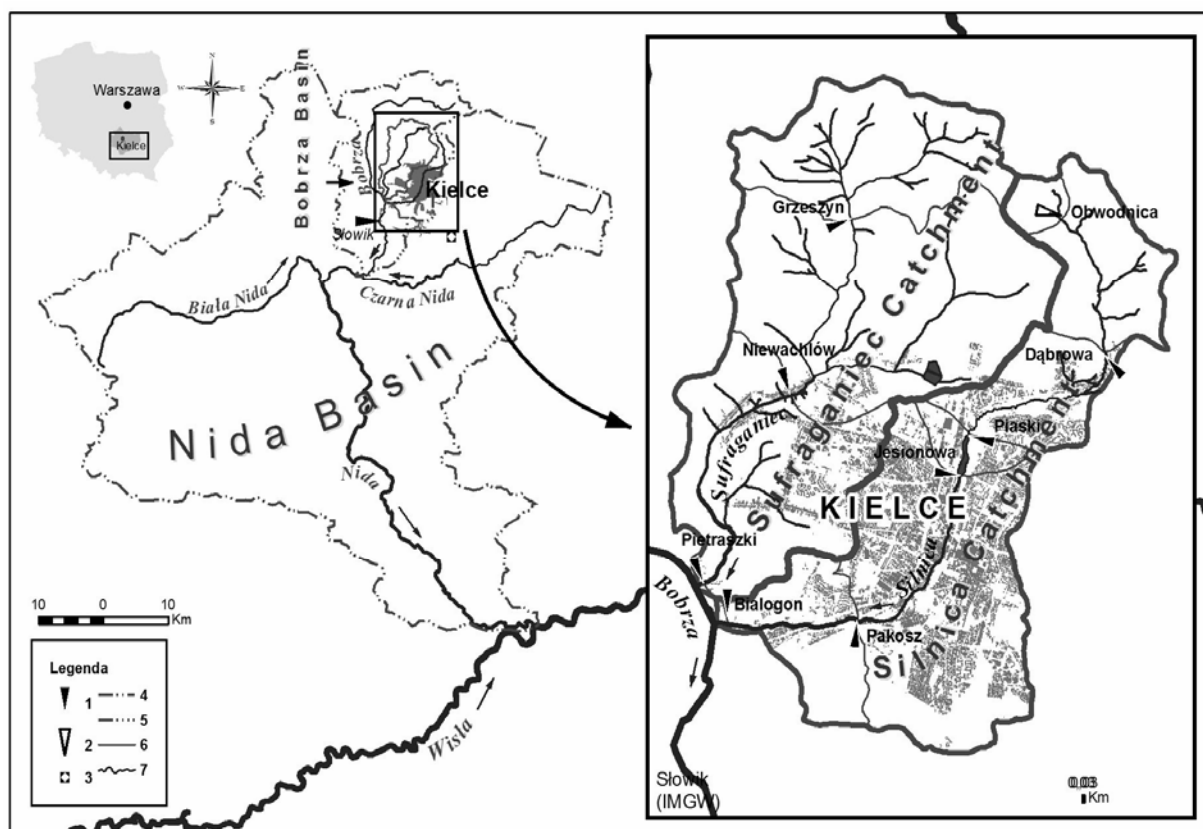


Fig. 1. Location of the Sufraganiec and Silnica river basins.

Legend: 1. water level indicator, 2. seasonal water-level indicator, 3. Kielce-Suków weather station (RSH-M IMGW), 4. second-order drainage divide, 5. third-order drainage divide, 6. fourth-order drainage divide, 7. streams.

during selected flood events from several times a day to more than a dozen times a day. Limnigraphic measurements were performed at six hydrometric cross sections during the summer season (April to October) while pluviographic measurements were performed at four cross sections during the same time period.

On average, once every 2 or 3 weeks, the following measurements were performed at 9 research cross sections: intensity of discharge, suspended sediment concentration, specific conductance of water, hydrogen ion concentration (pH), and oxygen content. One of the 9 cross sections was not observed continuously – the cross section closing off the upstream part of the Silnica catchment. The chemical composition of water was analyzed for the following: chloride, sulfate, ammonia nitrogen, nitrate, nitrite, elemental nitrogen, phosphate, elemental phosphorus, water hardness, elemental iron, and COD (chemical oxygen demand). The presence of the following heavy metals was also detected in 12 sampling series: chromium, zinc, aluminum, cadmium, copper, nickel, lead, and mercury.

The research process also involved the mapping of riverbeds based on topographic maps (scale: 1:10 000). The riverbeds of interest were mapped three times. The mapping was done with the following terrain information categories in mind: riverbed, riverbanks, flood plain, hydraulic structures. The mapping fieldwork was based on established riverbed mapping methods (Florek 1978, Zwoliński 1988) as well as riverbed classification methods (Krzemień 1999) with minor adjustments being made for urban areas. Next, in order to determine Manning's coefficient of roughness for different parts of each valley, land use analysis was performed in the near riverbank zone.

Research Results. Research results indicate fundamental differences in the way the fluvial system functions in catchments with different land use and degree of human pressure. These differences apply to both the dynamics and the intensity of hydrological and fluvial processes. Flood wave heights are relatively small in partial catchments largely unaffected by human pressure. River reaction times and longer and discharge variability is negligible in such catchments. A very different type of situation exists in the middle and downstream sections of the Silnica River – in urban areas. This part of the catchment is characterized by the impermeable surfaces of roads, parking lots, and roofs that render rainwater infiltration impossible. Even small amounts of rainfall, 2-3 mm per 15 min, can cause river water levels to rise 15-20 cm. Flood wave concentration times are generally considerably under one hour – flood waves 1.5 to 2.5 m in height. However, once a flood wave passes, water levels return to their original state within 5-20 hours. This underscores the importance of the river's surface water supply over its groundwater supply. Every rainfall event is immediately reflected in a rise in river water level. This leads to highly irregular river flow and highly variable river flow speeds as well as an increased frequency of the former and the latter. As a result, certain riverbank sections experience a magnified impact of water flow energy. This further leads to increased riverbed process dynamics – especially fluvial transport dynamics. The variability of discharge and the nature of eroded material supply sources is reflected in the dynamics and magnitude of fluvial transport loads as well as in the shaping of the geometry of un-reinforced riverbank sections. This is especially true of the Silnica River which experiences far more water flow energy variability than does the Sufraganiec River.

The upstream section of the Silnica River runs through a forested area featuring wetlands. This area is characterized by natural river processes and landforms. The river flows through a suburban zone starting from just below its upstream section as far as the Kielce Reservoir. Its channel here is natural in some places and engineered in others. The river's channel is up to 1.5 m deep in the engineered sections and its banks are reinforced with concrete slabs. The local flood plain has been artificially elevated and built over in many places by local residents. This has reduced the area of the natural flood plain resulting in elevated water levels in the river. This area, however, is still dominated by natural river sections featuring sandy gravel bottoms. In the Pasma Szydłowskie Gorge, eroded materials are still being delivered to the river channel directly from the slopes. The Silnica flows into the Kielce Reservoir (Volume = 170 000 m³) where it creates a delta which has grown to about 100 m over the 30 years that the reservoir has been in operation. The rate of its growth is determined by the height of the plant cover. Traction load from the river is deposited in full into the reservoir while suspended sediment is taken in to some extent. The character of the Silnica River changes entirely downstream from the Kielce Reservoir where the river flows through central Kielce. This section of the river channel has been engineered, straightened, and deepened. The riverbanks here are high thanks to artificial embankments (1.4 to 3.5 m). The surface area of cross sections is several times greater than it would be under natural conditions. Disproportionately wide channels, characterized by almost uniform geometry, result in extremely low water levels during low-flow periods. Given the relatively small amount of shade available, water temperatures in this section of the channel are 12-15 °C higher on sunny days than they would be in a comparable natural channel section. Weirs and concrete embankments make erosion processes virtually impossible in this section of the Silnica River. The engineered nature of the channel as well as the large drops in the river's longitudinal grade do not favor sediment accumulation processes. The Silnica's 4 km channel section downstream from the

reservoir functions solely as a water transportation pathway. The high manmade embankments generally prevent flooding from occurring. This section is characterized by numerous bridges, footbridges, weirs, gravity dams, stormwater system outlets, stormwater gutters, etc. Downstream from central Kielce, the Silnica River still flows through an engineered channel but the embankments tend to be made of stone or turf. A much gentler longitudinal grade as well as a large amount of clastic material originating in Kielce being transported by the river result in significant mid-channel and near-channel accumulation of sediment. This material comes mainly from street and sidewalk runoff that contains sand, especially during the winter season. The result of excess material flowing down the river is the formation of numerous mid-channel shoals. Plant cover dominates the shoals during the summer season and captures additional suspended sediment as well as traction load moving down the river during numerous floods and elevated water levels. In the disproportionately wide river channel, shoals create intra-channel pseudo-flood plains 1-3 m in width and 0.2-0.5 m in height. These sandy "flood plains" become higher with every consecutive elevated water level. The growth of such shoals reduces the size of the channel's cross section – which makes flow difficult – resulting in elevated water levels. The shoals have been removed from time to time (e.g. in 1998), however, they begin to grow again in as little as a year's time within the same section of the river channel.

The location of a body of water upstream from a central city district easily leads to the conclusion that the transported bed load and suspended sediment must, for the most part, come from that central city district. This is true when the body of water receives the entire traction load and a substantial part of the suspended sediment coming from sources upstream. Cities "produce" disproportional amounts of soluble matter, suspended sediment, and bed load. A dense network of roads and stormwater canals (covered and uncovered) creates a system that efficiently delivers water, suspended sediment, and dissolved matter to river channels. The physical nature of municipal infrastructure decidedly favors the expansion of a river's sediment supply zone – up to 65%-80% of the entire catchment area. The material in question may be transported from distant areas as far as the drainage divide. Impermeable surfaces tend to "produce" surface runoff and runoff consisting of small particles collected during rain-free periods. In a fully natural environment or one resembling a natural environment, the main sources of eroded material are the river channel itself and the narrow riverbank zone. In agricultural-forested catchments, the source zone is larger and constitutes several percent of the overall catchment area.

The mouth section of the Silnica River, free of artificial embankments, is characterized by very intense lateral and bottom erosion processes. This leads to increased geometric parameters of the channel which is a response to the frequent occurrence of maximum discharge.

The Sufraganiec River is a mountain-type stream in its headwater section. The river's channel features small cascades and sill falls and its cross sections tend to vary widely in length. Gravel and small stones cover the bottom of the headwater section and the riverbanks are 0.2 to 0.8 m high. Several paleo-meanders can be observed on the flood plain. The middle section of the Sufraganiec is characterized by natural erosion and accumulation processes. The only structures in this section are bridges and footbridges. The downstream section, on the other hand, has been engineered. The nature of the engineering is different from that along the Silnica River. In the case of the Sufraganiec River, the riverbanks are 1.2 m to 2.5 m high along the downstream section and have been reinforced using fascine and turf. This section of the river serves merely as a water transportation pathway with only limited natural processes taking

place. No substantial accumulation of transported material leading to the formation of shoals is observed in this section of the Sufraganiec River in contrast to the kinds of mid-channel shoals that can be seen along the Silnica River.

The fluvial system of the Silnica River basin has been altered by the laying of impermeable surfaces, the expansion of the drainage network (stormwater pipes, streets), the construction of hydraulic structures, and the appearance of new sediment supply sources and the disappearance of others. This results in the acceleration of surface runoff and the intensification of the energy that initiates fluvial processes as well as to the expansion of sediment supply zones. This leads to changes in the water cycle, sediment transport, and location and size of sediment supply zones. This is especially true of the Silnica River and has an appreciable impact on fluvial transport processes. The type of variability found in the longitudinal cross section of the Silnica River cannot be found in rivers flowing across natural environments or ones resembling natural environments. Dissolved matter concentrations can vary up to fivefold along the river's longitudinal cross section. In some cases, the solute concentration in one place can be 10 or 20 or 30 times greater than in another. This is especially true in the winter when roads are covered with sand and salt. During the winter season, the solute concentration in one place can be 100 or 200 or 300 times greater than in another. Different types of fluvial transport mechanisms function differently in dissimilar types of river sections. The Kielce Reservoir plays an important role in such processes along the longitudinal cross section of the Silnica River. The reservoir retains about 25% of the transported suspended sediment and about 20% of the dissolved matter. The fluvial transport mechanism has been observed to be different for such river sections. Laser analysis of the mechanical content of suspended sediment at selected hydrometric cross sections has shown appreciable differences in terms of texture (average grain diameter, geometry, distribution) during different stages of flood events.

The thermal regime of the rivers subject to this research has been altered both in spatial and temporal terms. Average monthly water temperature differences are around 3°C in urban areas. 24-hour differences can reach up to 15 °C.

Conclusions. Urban areas alter the natural water runoff and sediment supply system via the presence of impermeable surfaces and drainage networks that accelerate water runoff and material transport processes.

In an urban fluvial system, the reaction to precipitation is very fast and releases a great amount of energy within a short period of time which enables the transfer of material loads and changes in river channel geometry.

From a hydrological and geo-morphological point of view, urban areas supplying runoff and sediment to river channels are much more efficient than corresponding natural environments.

Urban zones are characterized by extensive sediment supply areas which is reflected in the rate of sedimentation of channel and near-channel facies.

Bibliography

1. *Biernat, T., Ciupa T.*, 1992, Denudacja mechaniczna i chemiczna we wschodniej części pasa wyżyn południowopolskich. – W. : System denudacyjny Polski / A. Kotarba (Red.) // Prace Geogr. IGiPZ Pan. – 155. – S. 133-148.
 2. *Ciupa T.*, 1991, Współczesny transport fluwialny w zlewni Białej Nidy. – Wyd. WSP Kielce. – S.1-150.
 3. *Ciupa, T.*, 2000, Antropogeniczne uwarunkowania zabudowy i geometrii koryta rzeki Silnicy i Sufragańca w strefie miejskiej Kielc // Geomorfologia gór i wyżyn w Polsce - kontrowersje i nowe spojrzenia. Wólka Milanowska, 16-19.05.2000 r. – S. 15-17.
 4. *Ciupa T.*, 2001, Funkcjonowanie systemu fluwialnego Silnicy i Sufragańca w strefie miejskiej Kielc // Funkcjonowanie geoekosystemów w zróżnicowanych warunkach morfoklimatycznych. Monitoring – ochrona – edukacja / Karczewski A., Zwoliński Zb. (red.). – Poznań. – S. 103-113.
 5. *Czaja, S.*, 1999, Zmiany stosunków wodnych w warunkach silnej antropopresji (na przykładzie konurbacji katowickiej). – Wyd. UŚ, Katowice.
 6. *Dynowska, I.*, (Red.), 1988, Antropogeniczne uwarunkowania zmian odpływu i reżimu rzek w różnych
- Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)**

regionach Polski. Dok. Geogr. Z.4. Wyd. PAN, Warszawa. 7. *Florek, E.*, 1978, Wybrane metody badania współczesnych zmian koryta rzecznoego na przykładzie Dolnego Bobru. Badania fizjograficzne nad Polską Zach., XXXI, A, Geogr. Fizyczna; 57-78. 8. *Froehlich, W.*, 1975, Dynamika transportu fluwialnego Kamienicy Nawojowskiej. Prace Geogr. IGI PAN, 114. 9. *Froehlich, W.*, 1982, Mechanizm transportu fluwialnego i dostawy zwietrzelin w górskiej zlewni fliszowej. Prace Geogr. IGI PAN, 143. 10. *Froehlich, W.*, 1992, Mechanizm erozji i transportu fluwialnego w zlewniach beskidzkich // System denudacyjny Polski ; A. Kotarba (Red.), Prace Geogr. IGI PAN. – 155. – S. 171-189. 11. *Jankowski, A. T.*, 1986, Antropogeniczne zmiany stosunków wodnych na obszarze uprzemysławianym i urbanizowanym (na przykładzie Rybnickiego Okręgu Węglowego). Wyd. UŚ, Katowice. 12. *Jankowski, A. T., Kaniecki, A.*, (Red.), 1996, Dziejowe przemiany stosunków wodnych na obszarach zurbanizowanych. PTG, UM, Poznań-Sosnowiec. 13. *Kostrzewski, A.*, 1993, Geosystem obszarów nizinnych. Koncepcja metodologiczna. W: Geosystem obszarów nizinnych, A. Kostrzewski (Red.). Ossolineum, Wrocław. Kom. Nauk. Prez. PAN „Człowiek i Środowisko”, Z. Nauk., 6, s.11-18. 14. *Kostrzewski, A., Mazurek, M., Zwoliński, Z.*, 1994, Dynamika transportu fluwialnego górnej Parsęty jako odbicie funkcjonowania systemu zlewni. SGP Poznań, s.165. 15. *Krzemień, K.*, 1991, Dynamika wysokogórskiego systemu fluwialnego na przykładzie Tatr Zachodnich. Rozpr. habil. 215. U J, Kraków. 16. *Krzemień, K.*, (Red.), 1999, River channels – pattern, structure and dynamics. Prace Geogr. Z. 104. Wyd. IG UJ, Kraków. 17. *Kupczyk, E., Biernat, T., Ciupa, T.*, 1998, Przyrodnicze podstawy naturalnej regeneracji rzeki antropogenicznie przekształconej // Magnuszewski A., Soczyńska U. (red.), Hydrologia u progu XXI wieku. Konferencja hydrologiczna, Mądralin k. Warszawy, 24-27..1996 , s.167-180. 18. *Świeca, A.* 1998, Wpływ czynników antropogenicznych na rzeczny odpływ roztworów i zawiesin na międzyrzeczu Wisły i Bugu. Wyd. UMCS, Lublin. 19. *Trząski, L., Molenda, T., Kupka, R.*, 2000, Renaturyzacja miejskiego potoku - program dla Ślepotki. Problemy Ekologii, vol. 4, nr 1. 20. *Zwoliński, Z.*, 1988, Metody badań erozji bocznej w korytach rzecznych: przegląd i zastosowanie technik na Parsęcie // Badania fizjograficzne nad Polską Zach. – XXXVIII, A, Geogr. Fizyczna. – S. 179-212.

Fluvial system in two small catchments in the city of Kielce (Poland)

Ciupa Tadeusz

Two rivers were selected for comparative research purposes whose catchments are located adjacent to one another in the urban and suburban zones of the city of Kielce in Poland. The two catchments have a similar surface area but different land use. The Silnica catchment is mostly urban while the Sufraganiec catchment is mostly agricultural and forested in nature. Research has shown that the fluvial systems in the two catchments function in fundamentally different ways. These differences are related to surface runoff dynamics as well as the intensity and the effects of fluvial processes. The urban catchment is characterized by a large surface area feeding eroded material to the river channel as well as by an unnatural acceleration of the matter and energy cycle. These characteristics are found to a much lesser extent in the Sufraganiec agricultural-forested catchment.

Keywords: urban catchments, fluvial processes, anthropogenic impact on runoff.

Річкова система двох малих водозбірних басейнів на території міста Кельце (Польща)

Цюпа Тадеуш

В статті проводиться порівняльний аналіз 2-х басейнових систем в межах м. Кельце (Польща) – р. Сильниця та р. Суффагенець. Басейн першої має переважно міський характер забудови, а другої розташований переважно на території сільськогосподарського освоєння з великою часткою лісів. Дослідження показало, що ці річкові системи функціонують у кардинально різний спосіб. Показані відмінності у типі живлення, характері та режимі стоку, тощо.

Ключові слова: міський водозбір, руслові процеси, антропогенний вплив на стік.

Речная система двух малых водосборных бассейнов на территории города Кельце (Польша)

Цюпа Тадеуш

В статье проводится сравнительный анализ 2-х бассейновых систем в пределах г. Кельце (Польша) - р. Сильница и р. Суффагенец. Бассейн первой имеет преимущественно городской характер застройки, а второй расположен преимущественно на территории сельскохозяйственного освоения с большой долей лесов. Исследование показало, что эти речные системы функционируют кардинально разными способами. Показаны различия в типе питания, характере и режиме стока и т.д.

Ключевые слова: городской водосбор, русловые процессы, антропогенное воздействие на сток.

Надійшла до редколегії 14.08.2013

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

УДК 556.114:556.531(282.247.3)

Линник П. М.¹, Жежеря В. А.¹, Линник Р. П.², Дика Т. П.¹

¹Інститут гідробіології НАН України, м. Київ

²Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ГІДРОХІМІЧНІ АСПЕКТИ ДОСЛІДЖЕННЯ РІЧКИ ГІРСЬКИЙ ТІКИЧ

Ключові слова: гумусові речовини; алюміній; ферум; купрум; силіцій; форми знаходження; р. Гірський Тікич

Постановка проблеми. В умовах сьогодення хімічний склад води поверхневих водних об'єктів зазнає якісних та кількісних змін, що відбуваються за дії різноманітних чинників, насамперед антропогенних. Це супроводжується зростанням мінералізації води та змінами у співвідношенні головних іонів, помітною мінливістю кисневого режиму аж до його істотного погіршення внаслідок забруднення органічними речовинами та біогенними елементами, підвищенням концентрації сполук важких металів тощо. Особливо потерпають від антропогенного впливу малі річки, оскільки до них потрапляють забруднені комунально-побутові та сільськогосподарські стічні води, а самоочисний потенціал цих водних об'єктів знаходиться на межі свого вичерпання.

Як і більшість малих річок України, р. Гірський Тікич зазнає значного антропогенного навантаження, що істотним чином впливає на її екологічний стан у цілому та на якість водного середовища зокрема. Гідрохімічні дослідження як важлива складова оцінки екологічного стану зазначеної річки не мають систематичного характеру, а останнім часом практично не проводяться. Водночас, результати поодиноких досліджень свідчать про погіршення стану річки [16]. Водосховища, що розташовані на ній, міліють та заростають вищою водною рослинністю, їм загрожує трансформація в болотні масиви, прогресує евтрофікація з набуттям такого негативного явища як "цвітіння" води, що впливає на стан їхнього кисневого режиму, зокрема на мілководних ділянках.

Метою нашої роботи було дослідження окремих компонентів хімічного складу води р. Гірський Тікич, які дотепер не вивчалися, а саме вмісту у ній гумусових речовин (ГР), Al(III), Fe(III), Cu(II) та силіцію (Si) і їхніх форм знаходження, а також молекулярно-масового розподілу ГР, комплексів досліджуваних металів з ними та сполук силіцію, що стає актуальним, насамперед, з екологічних позицій та оцінки їхньої біодоступності.

Матеріал і методи дослідження. Дослідженнями були охоплені річкова ділянка Гірського Тікича в межах смт Буки та Юргільське водосховище (площа 139 га, об'єм води 3,45 тис. м³) в межах с. Чорна Кам'янка, відстань між якими становить ≈ 15 км. Щомісячний відбір проб води в період з квітня по листопад 2012 р. здійснювали з поверхневого горизонту на глибині ~ 0,5 м, використовуючи пластикові ємкості об'ємом 1,5 дм³. Для проведення досліджень проби води в максимально стислі терміни доставляли в лабораторію. Завислі речовини відокремлювали пропусканням проб води через мембранні фільтри Synpor (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм. Вміст досліджуваних хімічних елементів визначали як у розчиненому стані, так і у складі зависей. Масу завислих речовин встановлювали за різницею між масою фільтра із

зависсю, висушеного при кімнатній температурі, та масою самого фільтра. Розкладання зависей досягалось шляхом "мокрого" спалювання в суміші концентрованих сульфатної (H_2SO_4) та нітратної (HNO_3) кислот градації "х.ч". Для визначення силіцію у складі завислих речовин застосовували гідротермальну обробку залишку зависі, отриманого під час "мокрого" спалювання, в сталевому автоклаві з тефлоновим тиглем. Поетапність такої обробки – важлива та необхідна умова, яка дозволяє досягнути більш жорстких умов для повного руйнування силіційвмісної складової зависі [7]. Концентрацію Al(III) і Fe(III) визначали фотометрично з використанням відповідно реагентів хромазуrolу S і о-фенантроліну [1, 13], Cu(II) – хемілюмінесцентним методом [11], а Si – фотометричним методом, який базується на утворенні та наступному відновленні силіціймолібденової гетерополікислоти [1].

Розділення розчинених органічних речовин (POP) на кислотну, основну і нейтральну групи здійснювали з використанням методу йонообмінної хроматографії відповідно до методики [15]. Для цього використовували скляні колонки, заповнені целюлозними йонітами ДЕАЕ (діетиламіноетилцелюлоза) і КМ (карбоксиметилцелюлоза), через які послідовно пропускали фільтрат природної води об'ємом $1,0\text{--}1,5\text{ дм}^3$. Після десорбції речовин з колонки з аніонітом ДЕАЕ (елюент $0,3\text{ моль/дм}^3\text{ NaOH}$) отримували кислотну групу POP, в якій домінували ГР і відповідно аніонні комплекси металів, а з колонки з катіонітом КМ (елюент $0,1\text{ моль/дм}^3\text{ HCl}$) – основну групу POP, в якій переважали білковоподібні речовини (БПР) та знаходилися вільні йони металів, їхні гідросокомплекси і позитивно заряджені органічні комплексні сполуки. Водний розчин після проходження крізь целюлозні сорбенти містив нейтральну групу POP, в якій домінували вуглеводи і відповідно нейтральні комплекси металів з ними. Дослідження розподілу сполук силіцію за знаком заряду здійснювали також за допомогою вище згаданого методу йонообмінної хроматографії. Однак, у цьому випадку для уникнення вилугування силіцію із скла за дії елюентів використовували не скляні, а пластикові колонки. Шляхом послідовного пропускання проб води через колонки з целюлозними йонітами ДЕАЕ і КМ одержували три фракції, які відрізняються між собою за знаком заряду: аніонну, катіонну і нейтральну.

Аніонну групу POP досліджували методом гель-хроматографії з метою вивчення молекулярно-масового розподілу ГР та їхніх комплексів з досліджуваними металами. З цією метою використовували скляну колонку, заповнену гелем HW-50F (Японія) та попередньо відкалібровану за допомогою речовин з відомою молекулярною масою – поліетиленгліколів ($1,0, 2,0, 15,0$ і $20,0\text{ кДа}$) і глюкози ($0,18\text{ кДа}$). Елюентом слугував $0,025\text{ моль/дм}^3$ фосфатний буферний розчин. Гель-хроматографічне розділення ГР виконано аспірантом відділу гідрохімії Інституту гідробіології НАН України Іванечком Я.С. Концентрацію ГР знаходили спектрофотометрично за показниками оптичної густини розчинів у фракціях після гель-хроматографічного розділення при 254 нм (A_{254}). Спектри поглинання реєстрували за допомогою спектрофотометра Unicо UV 2800. Іноді для цієї ж мети використовували результати визначення кольоровості води, яку встановлювали за допомогою імітаційної дихроматно-кобальтової шкали [1].

Для дослідження молекулярно-масового розподілу розчинених сполук силіцію в аніонній і нейтральній фракціях застосовували метод гель-хроматографії з використанням скляної колонки, заповненої TSK-гелем Toyopearl HW-40F (Японія), яку було попередньо відкалібровано за допомогою розчинів поліетиленгліколів з молекулярною масою $0,6, 1,0$ та $2,0\text{ кДа}$ і глюкози ($0,18\text{ кДа}$). Як елюент використовували $0,05\text{ моль/дм}^3$ розчин KNO_3 .

Результати досліджень. Річка Гірський Тікич – права притока Тікичу, яка бере свій початок поблизу с. Юшківці Оратівського району Вінницької області.

Протікає центральною лісостеповою областю Придніпровської височини по території Монастирищенського, Жашківського, Маньківського і Тальнівського районів Черкаської області і зливається із річкою Гнилий Тікич поблизу с. Добрянка Тальнівського району Черкаської області, утворюючи річку Тікич (Чорний Тікич). Довжина Гірського Тікича – 167 км, площа водозбору – 3510 км², середня багаторічна величина річного стоку – 0,241 км³ [12, 16, 17]. Сама назва вказує на гірський тип річки, оскільки її береги підвищені та кам'яністі. На деяких ділянках вони утворюють великі мальовничі скелі. Подекуди Гірський Тікич утворює водоспади і нагадує гірську порожику річку. Високий, вкритий лісом, скелястий берег круто обривається до річки. Долина річки має V-подібну форму, ширина якої становить 2,3 км, а глибина – майже 60 м.

До основних приток Гірського Тікича, яких понад десять, належать річки Тальянка (права) та Торч (ліва). Живлення річки переважно снігове та дощове. Льодостав настає з початку грудня і триває до середини березня. На річці було споруджено кілька малих ГЕС, серед яких Буцька та Юрпільська на даний час в занедбаному стані і не працюють. Отже, Гірський Тікич відноситься до зарегульованих водних об'єктів з низкою водосховищ та ставків [16]. Його воду використовують для зрошення та риборозведення.

Гірський Тікич належить до басейну Південного Бугу і є його притокою третього порядку. В середній та нижній течії річки спостерігаються виходи на денну поверхню відслонень Українського кристалічного щита. Особливо потужні вони в районі смт Буки Маньківського району, де долина річки утворює каньйон з порогами, перекатами та водоспадом. Похил річки 0,78 м/км. Потужні виходи гранітів спостерігаються також поблизу с. Юрпіль Маньківського району. Гранітні породи на цій території представлені неоархейськими гранітами тетіївського комплексу. У пониззі річки відслонення гранітних порід представлені палеопротерозойськими гранітами і мігматитами (гірські породи, що складаються з метаморфічних порід та гранітного матеріалу) побузького комплексу. Клімат долини помірно-континентальний із середньорічною температурою повітря 7–8°C та сумою опадів 550–650 мм на рік [12].

Величина рН води р. Гірський Тікич змінювалася в межах 7,69–9,02 (рис. 1). Більші значення рН води у весняно-літній період характерні для Юрпільського водосховища, що може бути свідченням активнішого розвитку фітопланктону в ньому порівняно з річковою ділянкою. Восени, по мірі зниження інтенсивності фотосинтезу, показник рН знижувався до мінімальних величин і не перевищував 7,69–8,29.

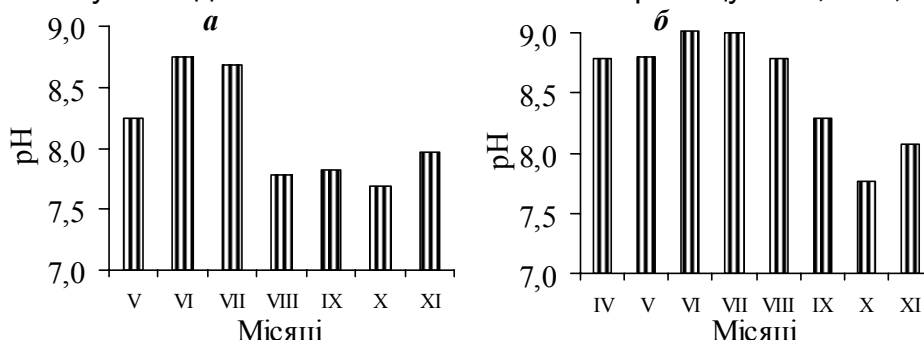


Рис. 1. Сезонні зміни величини рН води р. Гірський Тікич на різних її ділянках.

Тут і на рис. 2, 3 та 4: а і б – відповідно в межах смт Буки і с. Чорна Кам'янка

Вміст ГР та його сезонні зміни. Наведені нижче дані щодо концентрації ГР у воді Гірського Тікича (рис. 2) свідчать про те, що вона змінюється у доволі широких межах – від 12,2 до 22,0 мг/дм³. На ділянці річки в межах смт Буки вміст ГР зазнавав меншої мінливості (див. рис. 2, а), ніж на ділянці в межах с. Чорна

Кам'янка, де помітне його зростання восени (див. рис. 2, б). Можна припустити, що у Юрпільському водосховищі, на відміну від річкової ділянки, навесні і влітку відбувається інтенсивніше засвоєння ГР рослинними організмами та фітопланктоном, тому їхня концентрація в цей період тут знижується помітніше. Восени асиміляція цих органічних речовин уповільнюється і, водночас, відбувається утворення автохтонного гумусу з решток рослинних та тваринних організмів, що відмирають, а це призводить до накопичення ГР і зростання їхнього вмісту у воді. На користь цього свідчать також результати вимірювання кольоровості води як непрямого показника вмісту ГР. Якщо навесні вона становила 17,9° Cr-Co-шкали, то восени 2012 р. зросла до 31,4° Cr-Co-шкали, тобто збільшилася майже в 1,8 рази.

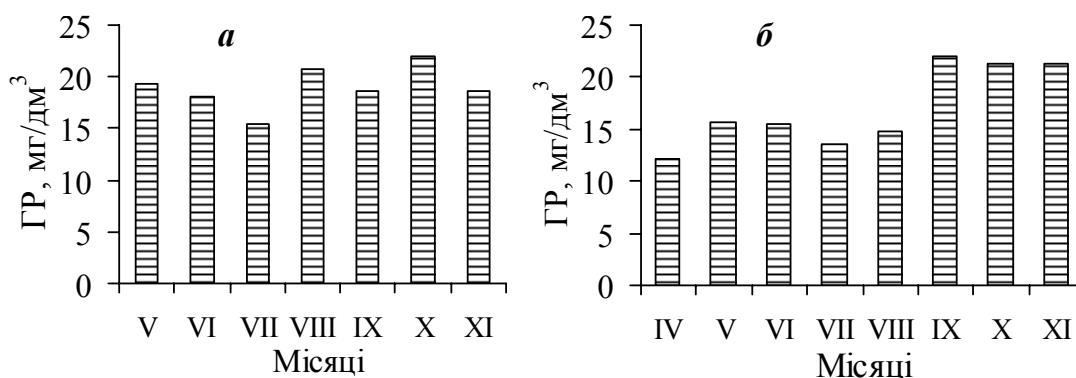


Рис. 2. Концентрація ГР у воді р. Гірський Тікич на різних її ділянках

Слід зазначити, що концентрація ГР у воді р. Гірський Тікич виявилася доволі високою як для річкових вод, що протікають у лісостеповій зоні, де потужні болотні масиви як джерело їхнього формування практично відсутні. Наприклад, концентрація ГР у воді р. Рось, що також знаходиться у лісостеповій зоні, виявилася значно нижчою (7,6–13,0 мг/дм³). Отже, утворення частини ГР у самих водосховищах та ставках Гірського Тікича, що були штучно створені у різні періоди, цілком реальне і як джерело автохтонного гумусу заслуговує на увагу. У складі ГР переважають фульвокислоти (ФК), частка який перевищує 80 %, а максимальний вміст гумінових кислот (ГК) досягав майже 20 %. Таке співвідношення ФК і ГК характерне для річкових вод з невисокою кольоровістю [18, 20].

Вміст металів та силіцію і його сезонні зміни. Загальна концентрація досліджуваних металів у воді р. Гірський Тікич характеризується широким інтервалом величин та змінюється у різні пори року (рис. 3). Чітко виражені її сезонні зміни характерні лише для Fe(III): влітку вона знижується, а восени зростає. Відомо, що сполуки Fe(III) як важливого біоелемента активно засвоюються гідробіонтами у процесі їхнього розвитку, тому у весняно-літній період їхній вміст знижується. Восени відбувається поступовий розклад фітопланктону і вищої водної рослинності та вивільнення Fe(III) з їхнього складу у водне середовище, що призводить до зростання його концентрації у воді [3]. Подібні сезонні зміни не характерні для Al(III), оскільки зазначений метал не належить до біоеlementів, а розглядається як токсикант [8]. Широкий інтервал концентрації Cu(II) важко пояснити, оскільки потужні промислові підприємства в регіоні відсутні. В окремі періоди вміст Cu(II) виявився не очікувано високим – від 50,0 до 58,7 мкг/дм³.

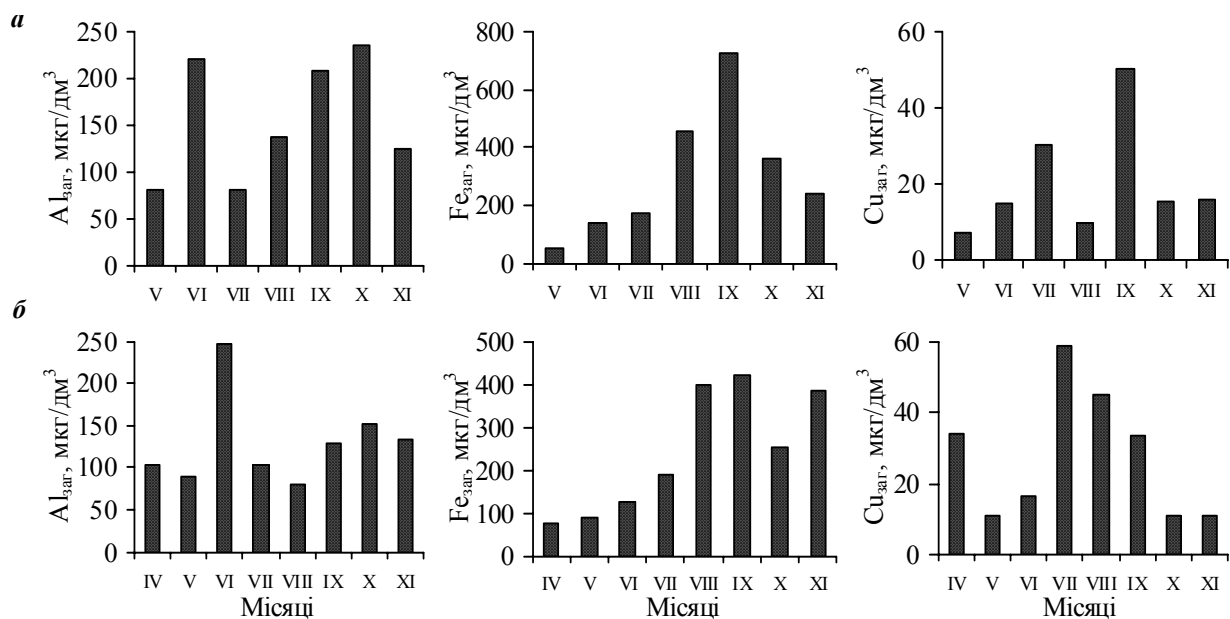


Рис. 3. Загальна концентрація $Al(III)$, $Fe(III)$ та $Cu(II)$ у воді р. Гірський Тікич на різних її ділянках

Загальна концентрація силіцію у воді р. Гірський Тікич знаходилась у межах 2,3–7,3 мг/дм³. Подібно до заліза, силіцій як біогенний елемент також споживається деякими гідробіонтами, зокрема діатомовими водоростями в період їхнього інтенсивного розвитку, тому достатньо чітко виражені сезонні коливання його вмісту (рис. 4).

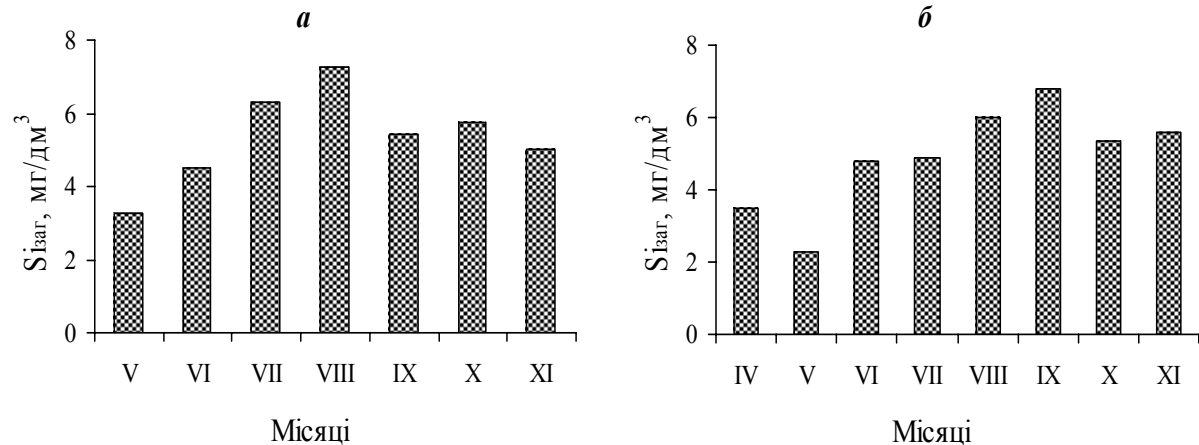


Рис. 4. Загальна концентрація силіцію у воді р. Гірський Тікич на різних її ділянках

Так, мінімальні концентрації силіцію відмічались весною, із поступовим їхнім зростанням в літній період. Восени також слід було б очікувати збільшення концентрації силіцію, однак цього не спостерігалось. Навпаки, на ділянці річки в межах смт Буки, починаючи з вересня, і на ділянці річки в межах с. Чорна Кам'янка, починаючи з жовтня, концентрація розчинного силіцію ($Si_{\text{розч}}$) помітно знижувалась, досягаючи в листопаді відповідно показників 2,8 і 4,3 мг/дм³. Така картина зумовлена, очевидно, другим піком розвитку діатомових водоростей, оскільки подібне явище описане в літературі [5].

Співвідношення розчинної і завислої форм металів та силіцію. Нижче (таблиця) наведено дані щодо співвідношення розчинної і завислої форм металів та силіцію у воді Гірського Тікича. Можна пересвідчитися, що переважна частина Al(III) та Fe(III) знаходилася у складі завислих речовин, що є характерною ознакою їхньої міграції у річкових водах у завислому стані [2, 4, 6, 10]. Частка Al(III) у складі зависі досягала в середньому 70,7 та 64,6 % відповідно на ділянках річки в межах смт Буки і с. Чорна Кам'янка. Аналогічні показники Fe(III) у складі зависі становили 67,6 та 62,4 %. Водночас, основна маса Cu(II), на відміну від Al(III) і Fe(III), знаходилася в розчиненому стані, а частка завислої форми не перевищувала в середньому 9,0 і 8,4 %. Зазвичай, це характерно для Cu(II). Тим більше, якщо врахувати ту обставину, що вміст завислих речовин у воді Гірського Тікича в період досліджень був порівняно невисоким (2,7–23,9 мг/дм³).

Необхідно також зазначити, що тісний кореляційний зв'язок між масою зависі і вмістом у ній Al(III) і Fe(III) (коефіцієнт кореляції відповідно 0,8 і 0,7) був наявний лише на ділянці річки в межах смт Буки. Зумовлено це тим, що серед завислих речовин домінувала, напевно, мінеральна складова, оскільки вона характерна для річкових вод. Водночас, для Юрпільського водосховища такого зв'язку не було, бо в зависі переважала органічна складова за рахунок біомаси водоростей.

Домінуючою формою міграції силіцію у воді р. Гірський Тікич була розчинна. Її частка, за середніми значеннями, становила 78,3 і 86,8 % відповідно на ділянках річки в околицях смт Буки і с. Чорна Кам'янка. Слід зазначити, що в червні та листопаді на ділянці річки в межах смт Буки зі зниженням концентрації і відповідно частки Si_{розч} було помітним одночасне зростання як абсолютної, так і відносної концентрації завислого силіцію (Si_{зав}). Це підтверджує, з одного боку, важливу роль силіцію у розвитку діатомових водоростей, а з іншого – участь останніх у переході однієї його форми в іншу, тобто розчинної у завислу.

В існуванні кореляційного зв'язку між вмістом силіцію у складі завислих речовин і їхньою масою важливу роль відіграє не лише маса, але й природа зависі. За результатами натурних досліджень, як і у випадку з Al(III) і Fe(III), встановлено існування кореляційного зв'язку між вище зазначеними показниками лише для незарегульованої ділянки річки (сmt Буки), де коефіцієнт кореляції становив 0,7 при рівні значимості 0,05. На ділянці річки в межах с. Чорна Кам'янка, що є частиною Юрпільського водосховища, кореляційний зв'язок був відсутній. Зумовлено це, очевидно, природою зависі, яка у першому випадку була представлена переважно мінеральними силіційвмісними частинками або ж діатомовими водоростями, що є джерелом біогенного кремнезему, а у другому – органічною складовою за рахунок домінування інших представників фітопланктону, які не так активно засвоюють силіцій, як діатомові водорості.

Розподіл металів між органічними сполуками з різним знаком заряду. В окремі періоди досліджень значну частину Al(III) і Fe(III) було виявлено у розчиненому стані (див. табл.), що зумовлено їхнім активним зв'язуванням у комплекси за участю РОР. А Cu(II), як вже зазначалось, майже повністю було виявлено у розчинній формі, що також пов'язано з комплексоутворенням [9]. Аналіз фракцій (груп) органічних сполук після розділення РОР на колонках з целюлозними йонітами на вміст у них досліджуваних металів показав, що більша частина останніх була представлена аніонними комплексами (рис. 5).

Таблиця. Концентрація і співвідношення завислої та розчинної форм металів і силіцію у воді р. Гірський Тікич

Дати відбору проб	Станції відбору проб	Маса зависі, мг/дм ³	Al _{зав}		Al _{розч}	Fe _{зав}		Fe _{розч}		Cu _{зав}		Cu _{розч}		Si _{зав}		Si _{розч}	
			мкг/дм ³	% Al _{зав}	мкг/дм ³	% Fe _{зав}	мкг/дм ³	% Fe _{розч}	мкг/дм ³	мкг/дм ³	% Cu _{зав}	мкг/дм ³	% Cu _{розч}	мкг/дм ³	% Si _{зав}	мкг/дм ³	% Si _{розч}
08.04	а	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х	х
	б	16,4	57,8	57,8	46,6	63,2	84,0	12,0	16,0	1,1	3,2	33,2	96,8	0,6	17,1	2,9	88,9
02.05	а	2,7	64,5	64,5	16,6	42,6	83,0	8,7	17,0	2,1	29,2	5,1	70,8	0,2	5,5	3,1	94,5
	б	5,4	64,2	64,2	25,0	65,3	73,3	23,8	26,7	1,5	13,8	9,4	86,2	0,3	12,3	2,0	87,7
10.06	а	11,4	109,0	109,0	112,0	103,0	71,9	40,3	28,1	1,5	10,1	13,3	89,9	2,7	60,0	1,8	40,0
	б	23,9	125,0	125,0	122,0	95,0	74,3	32,9	25,7	1,6	9,7	14,9	90,3	0,8	16,7	4,0	83,3
01.07	а	8,2	57,0	57,0	24,4	117,8	68,2	55,0	31,8	0,6	2,0	29,8	98,0	0,4	6,3	5,9	93,7
	б	15,2	67,6	67,6	35,5	119,2	63,1	69,8	36,9	0,8	1,4	57,9	98,6	0,3	6,1	4,6	93,9
30.08	а	8,0	65,0	65,0	72,4	277,2	61,0	177,0	39,0	1,2	12,0	8,8	88,0	0,5	6,2	6,8	93,8
	б	16,5	22,4	22,4	57,3	197,4	49,2	204,0	50,8	3,1	6,9	41,9	93,1	0,4	6,5	5,6	93,5
30.09	а	11,2	122,0	122,0	86,7	317,3	43,8	407,0	56,2	3,1	6,2	46,9	93,8	0,7	13,4	4,7	86,6
	б	13,0	89,7	89,7	39,8	191,0	45,3	231,0	54,7	1,6	4,8	31,8	95,2	0,8	11,9	6,0	88,1
21.10	а	8,4	223,0	223,0	11,3	214,4	59,1	148,6	40,9	0,3	1,9	15,2	98,1	0,9	16,3	4,8	83,6
	б	7,7	130,2	130,2	22,3	169,6	66,9	83,9	33,1	0,8	7,3	10,2	92,7	0,6	12,0	4,7	88,0
11.11	а	12,9	118,3	118,3	6,5	210,3	86,4	33,1	13,6	0,3	1,9	15,9	98,1	2,2	44,0	2,8	56,0
	б	10,2	121,7	121,7	12,9	166,3	43,3	218,2	56,7	2,2	20,2	8,7	79,8	1,3	23,2	4,3	76,8

Примітка: а – смт Буки, б – с. Чорна Кам'янка; х – визначення не проводилися

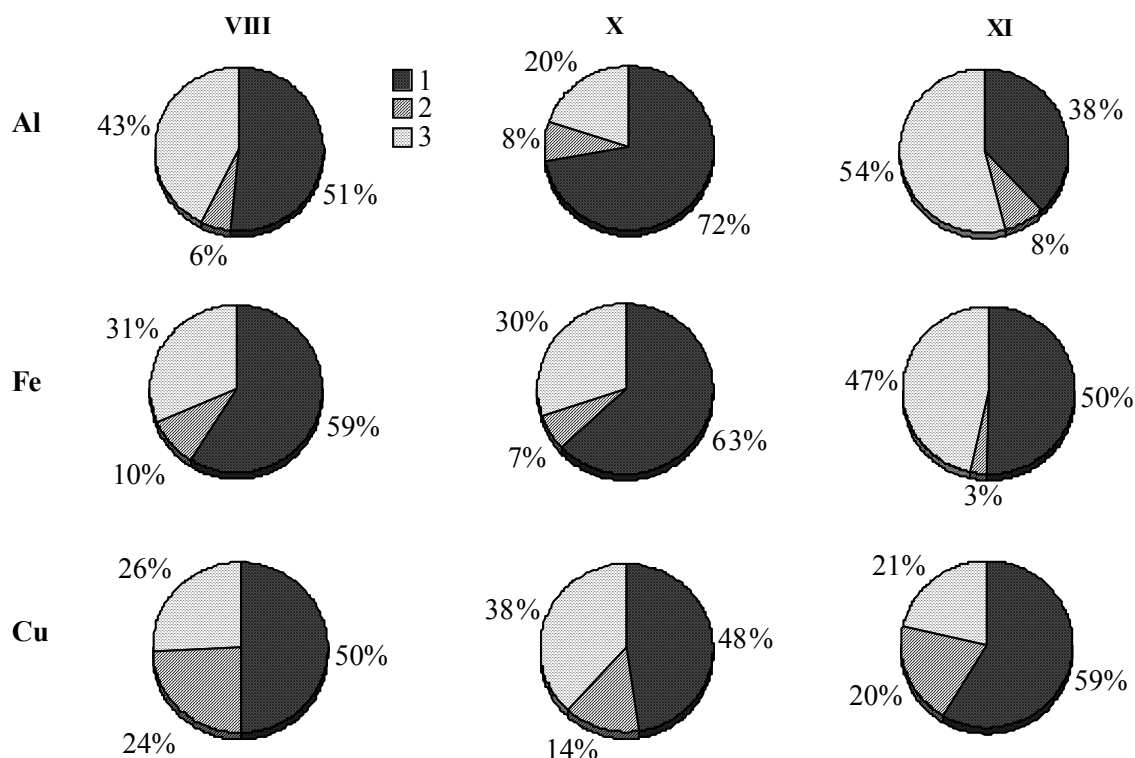


Рис. 5. Частка Al, Fe та Cu (у % $M_{розч}$) у складі сполук з різним знаком заряду у воді р. Гірський Тікич (с. Чорна Кам'янка) у серпні, жовтні та листопаді:

1 – аніонні комплексні сполуки з ГР, 2 – вільні іони та позитивно заряджені гідроксокомплексні і органічні комплекси з БПР, 3 – нейтральні комплекси з вуглеводами. $M_{розч}$ – загальний вміст розчинної форми кожного з металів.

Частка Al(III) у їхньому складі становила 38,0–72,0 %, Fe(III) – 50,0–63,0 %, Cu(II) – 48,0–59,0 %. Отже, можна стверджувати, що ГР як домінуюча складова РОР у воді Гірського Тікича відіграють першочергову роль у зв'язуванні іонів металів у комплекси. Це характерно також для більшості поверхневих водних об'єктів України [9]. Однак значну частку серед комплексних сполук займають також нейтральні комплекси металів, що утворюються за участю вуглеводів. У складі таких комплексів виявлено від 20,0 до 54,0 % $Al_{розч}$, 30,0–47,0 % $Fe_{розч}$ та 21,0–38,0 % $Cu_{розч}$. Можна припустити, що вуглеводи посідають друге місце серед РОР, що зумовлено розвитком фітопланктону та вищої водної рослинності як важливого джерела їхнього продукування [14]. Частка Al(III) і Fe(III) у складі катіонних комплексів була незначною (6,0–8,0 та 3,0–10,0 % відповідно). В той же час, позитивно заряджені сполуки Cu(II) – це переважно “вільні” іони Cu^{2+} та гідроксокомплексні, що визначаються безпосередньо у фільтрованій природній воді хемілюмінесцентним методом без попередньої її пробопідготовки. Хоча не слід виключати можливість утворення катіонних комплексів Cu(II) за участю БПР.

Розподіл сполук силіцію за знаком заряду. Як показали результати досліджень, переважну частину $Si_{розч}$ становила його нейтральна фракція. Її частка знаходилась в межах 96,8–98,7 %. Це свідчить про домінування у воді досліджуваного водного об'єкта мономерно-димерної форми силікатної кислоти, яка має нейтральний знак заряду. Частка $Si_{розч}$ в аніонній фракції становила лише 1,3–3,0 %. Отже, це дає підставу стверджувати, що утворення силіційорганічних сполук за участю ГР маловірогідне. Навіть у висококольорових водах річок басейну Прип'яті такі сполуки були виявлені нами в незначних концентраціях.

Особливості молекулярно-масового розподілу ГР, комплексів металів і сполук силіцію. Молекулярна маса речовин значною мірою впливає на їхню біодоступність. Вважається, що крізь біологічну мембрану можуть проникати речовини з меншою молекулярною масою, тоді як високомолекулярні не здатні до такого проникнення [19]. По цій причині вони вважаються індиферентними. Оскільки з'ясувалось, що найбільша частка металів знаходилася у складі комплексів з ГР, важливо було встановити співвідношення як різних за молекулярною масою фракцій ГР, так і комплексів металів з ними. Результати проведених досліджень показали, що переважну частину ГР складали саме фракції з високою молекулярною масою – 20,0–5,0 кДа (рис. 6, а). Їхня частка досягала 63,0–78,0 %. Домінування цієї фракції ГР серед інших істотним чином вплинуло і на величину середньомасової молекулярної маси (M_w) нерозділених ГР, яка, за результатами спектрофотометричних вимірювань, становила 6,4–10,2 кДа.

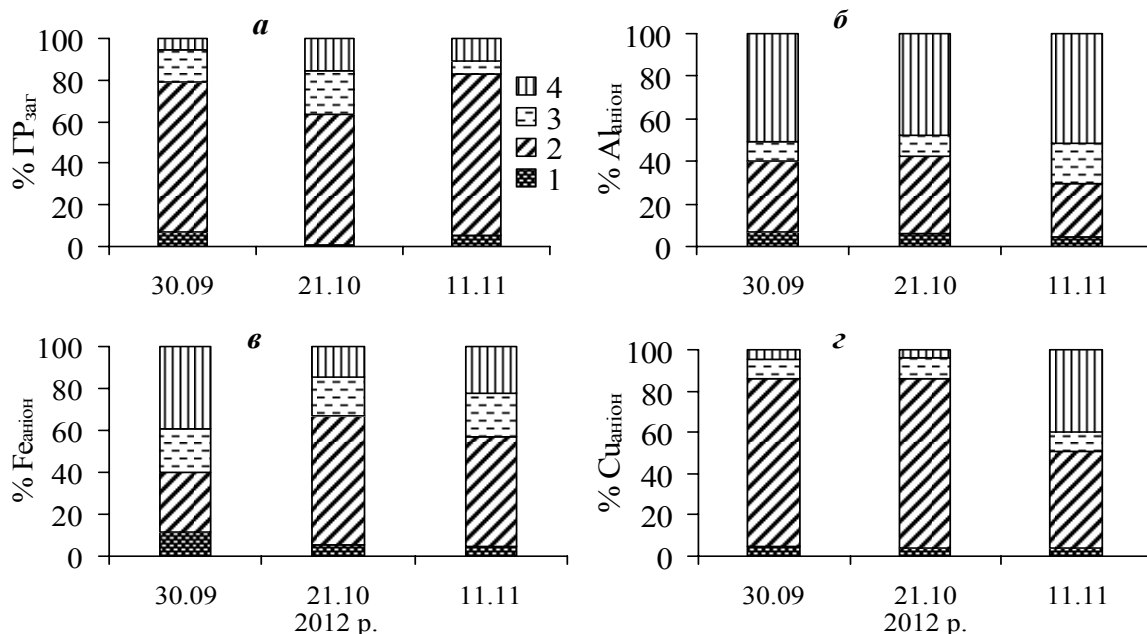


Рис. 6. Співвідношення різних за молекулярною масою фракцій ГР (а) у % до ГР_{заг} та аніонних комплексних сполук Al (б), Fe (в) і Cu (г) у % до $M_{\text{аніон}}$ у воді р. Гірський Тікич (с. Чорна Кам'янка).

1, 2, 3, 4 – фракції ГР та комплекси металів з молекулярною масою відповідно > 20,0, 20,0–5,0, 2,0–1,0 та < 1,0 кДа. ГР_{заг} – загальна концентрація ГР (мг/дм³), $M_{\text{аніон}}$ – загальна концентрація кожного з металів (мкг/дм³) у складі аніонної фракції РОР.

Молекулярно-масовий розподіл комплексних сполук досліджуваних металів з ГР (аніонні комплекси) характеризується деякими відмінностями. Так, переважну частину Al(III) було знайдено у складі фракцій ГР з молекулярною масою 2,0–1,0 та < 1,0 кДа. Отже, частка аніонних комплексів Al(III) з відносно невисокою молекулярною масою становила від 57,0 до 70,0% (рис. 6, б). У складі високомолекулярних фракцій ГР було виявлено від 40,0 до 67,0% (в середньому 55,0%) зв'язаного Fe(III), що свідчить про приблизно однакову участь у комплексоутворенні фракцій ГР як з більшою, так і з меншою молекулярною масою (рис. 6, в).

Зв'язування йонів Cu(II) в комплекси з ГР відбувалося переважно за участю їхніх високомолекулярних фракцій. Частка Cu(II) у складі аніонних комплексів з молекулярною масою > 20,0 та 20,0–5,0 кДа досягала 51,0–86,0% (рис. 6, г).

У складі нейтральної фракції $Si_{розч}$ був на 91,2–99,0% представлений низькомолекулярними сполуками, молекулярна маса яких не перевищувала 0,2 кДа.

Згідно результатів досліджень молекулярно-масового розподілу сполук силіцію в аніонній фракції з'ясовано, що сполуки з молекулярною масою $<0,2$ кДа у її складі – це аніони силікатної кислоти, а з молекулярною масою $>0,2$ кДа, ймовірно, силіційорганічні сполуки. Частка останніх становила 27,0–42,6% $Si_{аніон}$.

Висновки. Незважаючи на те, що р. Гірський Тікич протікає по території лісостепової зони, ГР у її воді – невід'ємна та найпоширеніша складова РОР. Їхня концентрація виявилася доволі значною ($12,2$ – $22,0$ мг/дм³) як для річкових вод зазначеної зони, що пояснюється не лише надходженням цих органічних кислот з поверхні водозбору, але й утворенням гумусу в самих водосховищах та ставках, що були споруджені на річці у різні роки. Сезонні зміни концентрації ГР характеризуються її збільшенням восени, що чітко проявилось для Юрпільського водосховища. У складі ГР домінують ФК, а частка ГК не перевищує 20 %. Таке співвідношення ФК і ГК характерне для річкових вод з невисокими показниками кольоровості. Серед різних фракцій ГР переважає високомолекулярна з молекулярною масою $20,0$ – $5,0$ кДа ($63,0$ – $78,0$ %). Середньомасова молекулярна маса (M_w) нерозділених ГР як високомолекулярних сполук змінюється в межах $6,4$ – $10,2$ кДа. Концентрація $Al(III)$, $Fe(III)$, $Cu(II)$ і силіцію у воді Гірського Тікича в період досліджень становила відповідно $79,7$ – $234,0$, $51,3$ – $724,0$, $7,2$ – $58,7$ мкг/дм³ та $2,3$ – $7,3$ мг/дм³. Для перших двох хімічних елементів характерна міграція переважно у складі завислих речовин, тоді як для $Cu(II)$ і силіцію – у розчиненому стані. Домінування завислої форми $Al(III)$ зумовлене входженням його до складу мінеральної зависі. Міграція у завислому стані $Fe(III)$ пов'язана не лише з адсорбцією його сполук на поверхні завислих частинок, але й із засвоюванням гідробіонтами у процесі їхнього розвитку, зокрема фітопланктоном. Це стосується також і силіцію, оскільки за інтенсивного розвитку діатомових водоростей знижується концентрація $Si_{розч}$ з одночасним зростанням його вмісту у завислій формі. Розподіл досліджуваних металів між комплексними сполуками з РОР різної хімічної природи характеризується переважанням їх у складі аніонних комплексів з ГР, частка яких для $Al(III)$, $Fe(III)$ і $Cu(II)$ складала відповідно $38,0$ – $72,0$, $50,0$ – $63,0$ та $48,0$ – $59,0$ %. Ці дані підтверджують визначальну роль ГР у зв'язуванні іонів металів у комплекси. Завдяки комплексоутворенню за участю ГР та знаходженню металів у складі завислих речовин відбувається зниження їхньої хімічної і біологічної активності, а з нею і потенційної токсичності, що надзвичайно важливо з позицій екологічної безпеки.

Розчинений силіцій знаходиться у воді головним чином у вигляді мономерно-димерної форми силікатної кислоти, яка має нейтральний знак заряду. Саме вона є біодоступною для гідробіонтів. Частка $Si_{розч}$ в аніонній фракції становила лише $1,3$ – $3,0$ %.

Список літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / [Набиванець Б. Й., Осадчий В. І., Осадча Н. М., Набиванець Ю. Б.] – К. : Наукова думка, 2007. – 456 с.
2. 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. – М. : Наука, 1975. – С. 85–113.
3. Гидрология и гидрохимия Днестра и его водохранилищ / Денисова А. И., Тимченко В. М., Нахшина Е. П. и др.; [отв. ред. Шевченко М. А.] ; АН УССР. Ин-т гидробиологии. – К. : Наукова думка, 1989. – 216 с.
4. Гордеев В. В. Речной сток в океан и черты его геохимии / В. В. Гордеев. – М. : Наука, 1983. – 160 с.
5. Денисова А. И. Формирование гидрохимического режима водохранилищ Днестра и методы его прогнозирования / А. И. Денисова – К. : Наук. думка, 1979. – 292 с.
6. Жежеря В. А. Співіснуючі форми алюмінію у воді Килийської дельти Дунаю / В. А. Жежеря, П. М. Линник // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 1(22). – С. 119–127.
7. 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.
8. Линник П. Н. Алюминий в природных водах: содержание, формы миграции, токсичность / П. Н. Линник // Гидробиол. журн. – 2007. – Т. 43, №2. – С. 80–102.
9. Сосуществующие формы тяжелых металлов в поверхностных водах Украины и роль органических веществ в их миграции / [Линник П. Н., Васильчук Т. А., Линник Р. П. и др.] // Методы и объекты

химического анализа. – 2008. – Т. 2, № 2. – С. 130–145. **10.** Линник П. Н. Алюминий в поверхностных водах Украины: содержание, формы миграции, особенности распределения среди абиотических компонентов / П. Н. Линник, В. А. Жежеря // Водные ресурсы. – 2013. – Т. 40, № 2. – С. 165–178. **11.** Набиванец Б. И. Кинетические методы анализа природных вод / Набиванец Б. И., Линник П. Н., Калабина Л. В. – К. : Наук. думка, 1981. – 140 с. **12.** Національний атлас України / Гол. ред. Л. Г. Руденко. – К. : ДНВП “Картографія”, 2008. – 440 с. **13.** Савранский Л. И. Спектрофотометрическое исследование комплексообразования Cu, Fe и Al с хромазуролом S в присутствии смеси катионного и неионогенного ПАВ / Л. И. Савранский, О. Ю. Наджафова // Журн. аналит. химии. – 1992. – Т. 47, № 9. – С. 1613–1617. **14.** Сакевич О. Й. Алеропатія в гідроекосистемах / О. Й. Сакевич, О. М. Коенко ; НАН України, Ін-т гідробіології. – К. : Логос, 2008. – 342 с. **15.** Применение целлюлозных сорбентов и сефадексов в систематическом анализе органических веществ природных вод / Сироткина И. С., Варшал Г. М., Лурье Ю. Ю. и др. // Журн. аналит. химии. – 1974. – Т. 29, № 8. – С. 1626–1633. **16.** Совзіра С. В. Еколого-географічні та біологічні дослідження басейну річки Гірський Тікич / Совзіра С. В., Гончаренко Г. Є., Лаврик О. Д. // http://www.rusnauka.com/25_SSN_2009/Geographia/51458.doc.htm. **17.** Справочник по водным ресурсам / Под ред. Б. И. Стрельца. – К. : Урожай, 1987. – 304 с. **18.** Aquatic ecosystems : interactivity of dissolved organic matter / Ed. by Stuart E. G. Findlay, Robert L. Sinsabaugh. – San Diego : Academic Press, 2003. – 512 p. **19.** Humic substances : Nature's most versatile materials // Edited by E. A. Ghabbour and G. Davies. – NY : Taylor and Francis Inc., 2005. – 252 p. **20.** Tipping E. Cation binding by humic substances / E. Tipping. – Cambridge: Cambridge University Press, 2004. – 434 p.

Гідрохімічні аспекти дослідження річки Гірський Тікич

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

Розглянуто результати досліджень вмісту гумусових речовин, Al(III), Fe(III), Cu(II) і силіцію та їхніх форм знаходження у воді р. Гірський Тікич. Концентрація гумусових речовин знаходилась в межах 12,2–22,0 мг/дм³ і досягала максимальних значень восени. У складі гумусових речовин домінували фульвокислоти, а частка гумінових кислот не перевищувала 20 %. Фракція гумусових речовин з молекулярною масою 20,0–5,0 кДа домінувала, а її частка становила 63–78 %. Загальна концентрація Al(III), Fe(III), Cu(II) і силіцію у воді Гірського Тікича становила відповідно 79,7–234,0, 51,3–724,0, 7,2–58,7 мг/дм³ і 2,3–7,3 мг/дм³. Встановлено, що Fe(III) і Al(III) мігрують переважно у звязаній формі, тоді як купрум і силіцій – головним чином у розчиненому стані. Відносний вміст Al(III), Fe(III) і Cu(II) у складі комплексів з розчиненими органічними речовинами (POF) аніонної природи становив відповідно 38,0–72,0, 50,0–63,0 і 48,0–59,0 %. Частка розчиненого Al(III), Fe(III) та Cu(II) у складі нейтральних комплексів досягала відповідно 20–54, 30–47 і 21–38 %. З'ясовано, що у досліджуваній воді розчинена форма Cu(II) була представлена також позитивно зарядженими йонами та гідроксокомплексам, частка яких не перевищувала 24 %. Серед комплексних сполук Al(III), Fe(III) і Cu(II) з POF аніонної природи домінують комплекси з молекулярною масою відповідно ≤ 2,0 і > 5,0 кДа. Серед розчинених сполук силіцію переважає нейтральна фракція (96,8–98,7% Si_{розч}). У її складі домінують сполуки з молекулярною масою < 0,2 кДа, частка яких досягає 91,2–99,0% Si_{нейтр}.

Ключові слова: гумусові речовини; алюміній; ферум; купрум; силіцій; форми знаходження; р. Гірський Тікач.

Гидрохимические аспекты исследования реки Горный Тикич

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

Рассмотрены результаты исследований содержания гумусовых веществ, Al(III), Fe(III), Cu(II) и кремния и форм их нахождения в воде р. Горный Тикич. Концентрация гумусовых веществ находилась в пределах 12,2–22,0 мг/дм³ и достигала максимальных значений осенью. В составе гумусовых веществ доминировали фульвокислоты, а доля гуминовых кислот не превышала 20 %. Фракция гумусовых веществ с молекулярной массой 20,0–5,0 кДа доминировала, а ее относительное содержание составляло 63–78 %. Общая концентрация Al(III), Fe(III), Cu(II) и кремния в воде Горного Тикича находилась в пределах соответственно 79,7–234,0, 51,3–724,0, 7,2–58,7 мг/дм³ и 2,3–7,3 мг/дм³. Установлено, что Fe(III) и Al(III) мигрируют преимущественно во взвешенной форме, тогда как медь и кремний – главным образом в растворенном состоянии. Относительное содержание Al(III), Fe(III) и Cu(II) в составе комплексов с растворенными органическими веществами (POB) анионной природы составляло соответственно 38–72, 50–63 и 48–59 %. Доля растворенного Al(III), Fe(III) и Cu(II) в составе нейтральных комплексов достигала соответственно 20–54, 30–47 и 21–38 %. Установлено, что в исследуемой воде растворена форма Cu(II) была представлена также положительно заряженными ионами и гидроксокомплексам, доля которых не превышала 24 %. Среди комплексных соединений Al(III), Fe(III) и Cu(II) с POF анионной природы доминируют комплексы с молекулярной массой соответственно ≤ 2,0 и > 5,0 кДа. Среди растворенных соединений кремния преобладала нейтральная фракция (96,8–98,7% Si_{раств}). В ее составе доминируют соединения с молекулярной массой < 0,2 кДа, на долю которых приходится 91,2–99,0% Si_{нейтр}.

Ключевые слова: гумусовые вещества; алюминий; железо; медь; кремний; формы нахождения; р. Горный Тики.

Hydrochemical aspects of the study of the Girskiy Tikich River

Linnik P.M., Zhezherya V.A., Linnik R.P., Dyka T.P.

Results of investigation of the content humic substances, Al(III), Fe(III), Cu(II) and silicon and their coexisting forms in water of the Girskiy Tikich River are considered. The concentration of humic substances was 12,2–22,0 mg/dm³ and reaches a maximum in the autumn. In the composition of humic substances fulvic acids are dominated and the relative content of humic acids were less than 20 %. Fraction of humic substances with a molecular weight 20,0–5,0 kDa is dominated, and its relative content was 63–78 %. The total concentration of Al(III), Fe(III), Cu(II) and silicon in water of the Girskiy Tikich River reaches 79,7–234,0, 51,3–724,0 7,2–58,7 µg/dm³ and 2,3–7,3 mg/dm³ respectively. It is established that Fe(III) and Al(III) migrate mainly in composition of the suspended substances, whereas Cu(II) and silicon migrate mainly in the dissolved state. The relative content of the Al(III), Fe(III) and Cu(II) complexes with dissolved organic matter (DOM) of the anionic nature was 38–72, 50–63 and 48–59 % respectively. Share of the Al(III), Fe(III) and Cu(II) complexes with DOM of the neutral nature was 20–54, 30–47 and 21–38% respectively. It was established that in the studied water dissolved form of Cu(II) was also presented to the positively charged ions and hydroxocomplexes, its share did not exceed 24 %. Among the Al(III), Fe(III) and Cu(II) complexes with DOM of the anionic nature, the fraction with molecular weight ≤2,0 and > 5,0 kDa are dominated respectively. Among silicon compounds the neutral fraction is dominated (96,8–98,7% Si_{diss}). The share of neutral fraction compounds with molecular weight <0,2 kDa is 91,2–99,0 % Si_{neutr}.

Keywords: humic substances; aluminium; iron; copper; silicon; coexisting forms; Girskiy Tikich River .

Надійшла до редколегії 29.06.2013

УДК [556.114.2+556.535] (1-21)

Николаєв А. М.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

РЕЖИМ РОЗЧИНЕНОГО КИСНЮ МАЛИХ РІЧОК МІСТА ЧЕРНІВЦІ

Ключові слова: розчинений кисень; гідрологічні сезони; температура води; перманганатна окиснюваність

Вступ. Кисневий режим водотоків є одним з найважливіших чинників, які визначають інтенсивність процесів самоочищення і формування біологічної продукції водних екосистем. Хімічне і теплове забруднення спричиняють виникнення дефіциту розчиненого кисню, внаслідок його споживання на біохімічне і хімічне окиснення органічної речовини, здебільшого – алохтонного походження, результатом чого є прогресуюче погіршення якості річкових вод. Малі річки урбанізованої території зазнають найвищого антропогенного впливу, рівень якого часто перевищує здатність річок до самовідновлення, їх води забруднюються більше, ніж води середніх і великих річок.

Аналіз попередніх досліджень. Екологічний стан малих річок урбанізованої території постійно привертає увагу дослідників, які відзначають такі основні наслідки антропогенного впливу, як високі рівні хімічного і теплового забруднення вод і донних відкладів, докорінні зміни їх гідрологічного і гідрохімічного режимів. Режим розчинених газів малих річок і водойм, в основному – розчиненого кисню, зазвичай розглядається, як один з показників їх екологічного стану [1-3, 5-10].

Метою роботи є встановлення основних рис режиму розчиненого кисню малих річок урбанізованої території з різним рівнем антропогенного навантаження на площу водозбору.

Методика досліджень. Оскільки на малих річках Чернівців до початку інтенсивного антропогенного втручання гідрологічні та гідрохімічні спостереження не проводились, природний режим розчиненого кисню був встановленим за методом гідрологічної аналогії. В якості природного аналогу обрана річка Дерелуй,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

стік якої формується в умовах, характерних для території Чернівців, малі лівобережні притоки цієї річки дренують південно-східну частину міста. На річці Дерелуй у створі с. Коровія протягом 1953-1975 років проводились систематичні гідрологічні спостереження, результати яких опубліковані у гідрологічних щорічниках. У воді малих річок Чернівців - рр.Клокучка, Мольниця і Шубранець протягом 2008-2011 років проводились вимірювання вмісту розчиненого кисню. Опробування виконувались на двох створах – умовно фоновому (у верхів'ях річок) і контрольному (на гирлових ділянках). Концентрації розчиненого кисню визначались за йодометричним методом Вінклера.

Основні результати досліджень. Протягом періоду систематичних спостережень вміст розчиненого кисню у воді річки Дерелуй змінювався в межах 8,0-13,3 мг/дм³, його сезонні варіації були незначними (табл.1). Вищі концентрації цього газу були характерними для сезонів весняного водопілля і зимової межені (за відсутності льодового покриву). Як відомо, розчинність кисню у воді нелінійно зменшується при підвищенні температури. Залежність його вмісту від температури води р. Дерелуй - с. Коровія показана на рис.1.

Таблиця 1. Вміст розчиненого кисню і температура води р.Дерелуй-с.Коровія в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³	Температура води, °С
Зимова межень	11,3-13,3 * 12,3	0,0-1,20 0,19
Весняне водопілля	11,6-12,8 12,1	0,0-5,30 1,30
Літньо-осіння межень	8,0-12,4 10,5	6,5-22,2 14,2

* у чисельнику вказаний діапазон концентрацій, у знаменнику – її середнє значення

Найнижчі концентрації розчиненого кисню спостерігались у період літньо-осінньої межені, вони становили 8,0-9,1гм/дм³.

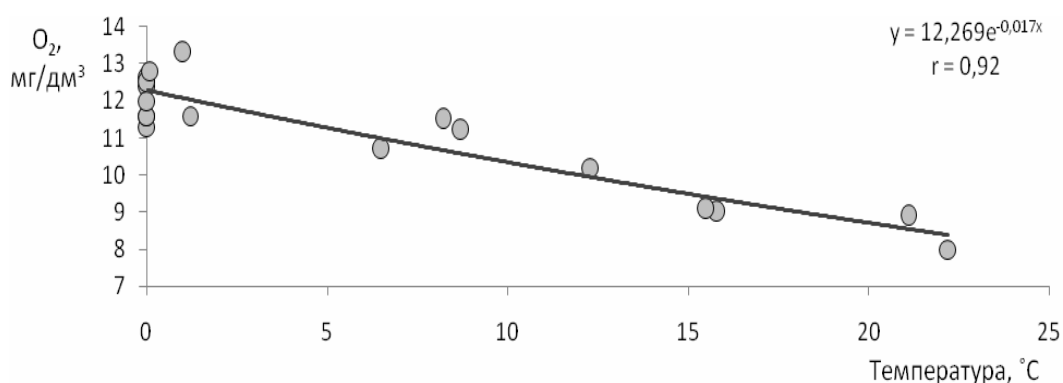


Рис.1. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води р.Дерелуй-с.Коровія

Сезонне зниження вмісту газу може пояснюватись як підвищенням температури води, так і його витратами на процеси хімічного і біохімічного окиснення. Так, для досліджуваної річки спостерігається тенденція зменшення вмісту розчиненого кисню при підвищенні перманганатної окиснюваності (ПО) (рис.2).

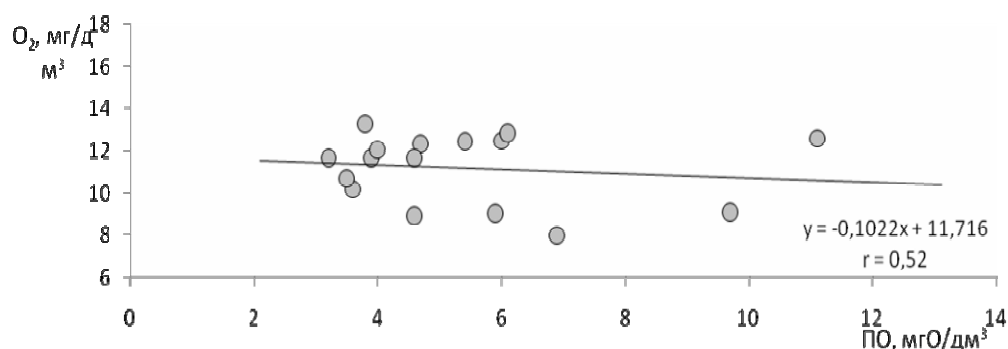


Рис. 2. Залежність вмісту розчиненого кисню від величини перманганатної окиснюваності (ПО) води р.Дерелуй-с.Коровія

Вміст розчиненого кисню у воді відносно фонових ділянок малих річок м. Чернівці протягом дослідженого періоду складав 7,0-13,4 мг/дм³. Вищі його концентрації були характерними для сезонів зимової межені (за відсутності льодового покриву) і весняного водопілля, нижчі спостерігались під час літньо-осінньої межені, амплітуда сезонних коливань була незначною (табл.2).

Таблиця 2. Вміст розчиненого кисню у воді досліджених ділянок річок Клокучка, Мольниця і Задубрівка

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Вміст розчиненого кисню, мгО/дм ³
Зимова межень	Клокучка-вул.Вижницька	<u>10,9-13,0</u> 11,0
	Мольниця-вул.В.Винниченка	<u>9,5-12,9</u> 9,9
	Задубрівка-вул.Учительська	<u>12,7-13,4</u> 11,6
Весняне водопілля	Клокучка-вул.Вижницька	<u>10,5-11,8</u> 11,3
	Мольниця-вул.В.Винниченка	<u>9,5-11,7</u> 10,3
	Задубрівка-вул.Учительська	<u>10,9-11,9</u> 11,7
Літньо-осіння межень	Клокучка-вул.Вижницька	<u>7,0-11,6</u> 10,3
	Мольниця-вул.В.Винниченка	<u>7,0-10,3</u> 10,5
	Задубрівка-вул.Учительська	<u>7,2-10,8</u> 9,6

У водах річок Клокучка і Задубрівка вміст розчиненого кисню був дещо вищим, ніж у воді р.Мольниця з вищим рівнем техногенного навантаження на басейн. Для вод фонових ділянок цих річок зі слабозмінним гідрохімічним режимом спостерігалась тісна залежність вмісту розчиненого кисню від температури води (значення коефіцієнтів парної кореляції складали 0,92-0,96). Залежність вмісту кисню від температури для р.Мольниця була виражена слабкіше (рис.3).

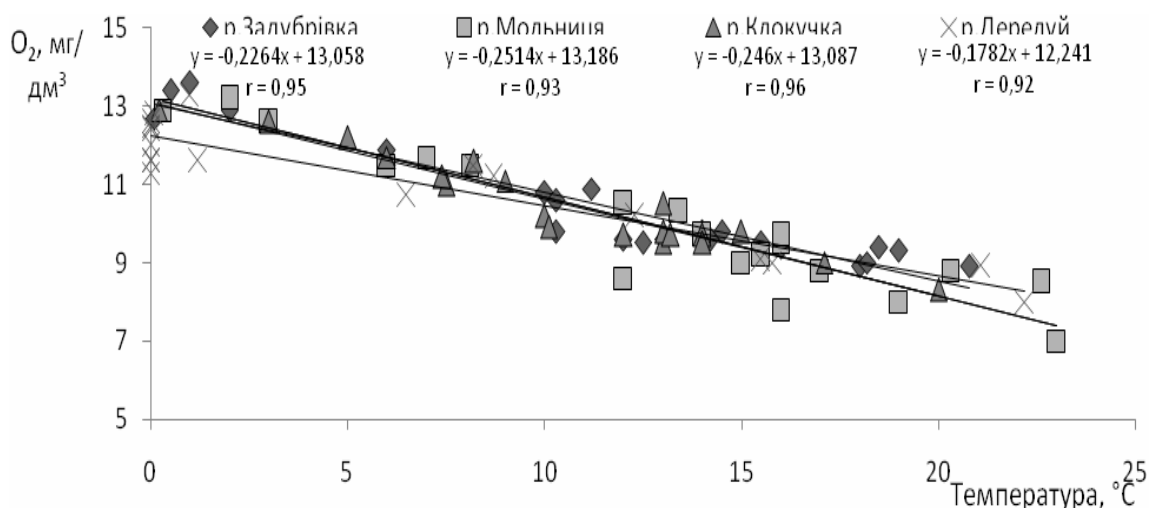


Рис.3. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води фонових ділянок малих річок м. Чернівці

У цілому, режим розчиненого кисню фонових ділянок малих річок м. Чернівці був близьким до природного.

Внаслідок антропогенного впливу, основним чинником якого було скидання в малі річки збагачених органічними речовинами стічних вод міської каналізації, режим розчиненого кисню їх гирлових ділянок суттєво змінився. Результати визначення вмісту розчиненого кисню у воді гирлових ділянок досліджуваних малих річок наведені у табл.3. Характер сезонних варіацій концентрацій розчиненого кисню, встановлений для фонових ділянок річок, у повній мірі зберігся для гирлової ділянки річки Шубранець, і частково – річки Клокучка. У воді гирлової ділянки річки Мольниця під час зимової межені та весняного водопілля спостерігались однаково низькі концентрації кисню, які суттєво знижувались під час літньо-осінньої межені. Вміст розчиненого кисню у воді гирлових ділянок, у порівнянні з фоновими, зменшився для всіх річок, ступінь зменшення відповідав рівню антропогенного впливу. Найбільш інтенсивним (- 81-92%) було зниження вмісту кисню у воді гирлової ділянки р.Мольниця, в яку скидались найбільші (у порівнянні з об'ємом стоку) об'єми неочищених стоків каналізації. Помітно (- 24-45%) зменшувався вміст кисню у воді гирлової ділянки р.Клокучка, помірних змін (- 7-16%) він зазнав у воді гирлової ділянки р.Шубранець, в яку скидались незначні об'єми стічних вод (табл. 3).

Основною причиною зниження вмісту кисню у воді гирлових ділянок досліджуваних річок було його витрачання на окиснення органічної речовини. Залежність концентрації розчиненого кисню від вмісту органічної речовини (за перманганатною окиснюваністю, ПО) показана на рис.4, вона оптимально апроксимувалась рівнянням логарифмічної функції. Узагальнена залежність демонструє характер змін концентрацій розчиненого кисню у воді гирлових ділянок досліджуваних річок в діапазоні перманганатної окиснюваності 5-70мгО₂/дм³. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води, близька до природної, спостерігалась лише для гирлової ділянки р.Шубранець (рис.5).

Таблиця 3. Вміст розчиненого кисню у воді гирлових ділянок річок Клокучка, Мольниця і Шубранець в різні гідрологічні сезони

Гідрологічний сезон	Річка, створ спостережень	Вміст розчиненого кисню, $\text{мгO}_2/\text{дм}^3$	Зміна сезонного вмісту у порівнянні з фоновим, %
Зимова межень	Клокучка- гирло	$\frac{6,20-9,10}{7,40}$	-32,7
	Мольниця- гирло	$\frac{1,20-3,70}{1,92}$	-80,6
	Шубранець-гирло	$\frac{9,50-12,1}{9,70}$	-16,4
Весняне водопілля	Клокучка- гирло	$\frac{7,0-9,70}{8,53}$	-24,5
	Мольниця- гирло	$\frac{1,50-3,70}{1,92}$	-81,4
	Шубранець-гирло	$\frac{9,30-10,4}{9,90}$	-15,4
Літньо-осіння межень	Клокучка- гирло	$\frac{4,30-7,40}{5,64}$	-45,2
	Мольниця- гирло	$\frac{0,10-2,80}{0,76}$	-92,8
	Шубранець-гирло	$\frac{5,40-9,80}{8,94}$	-6,67

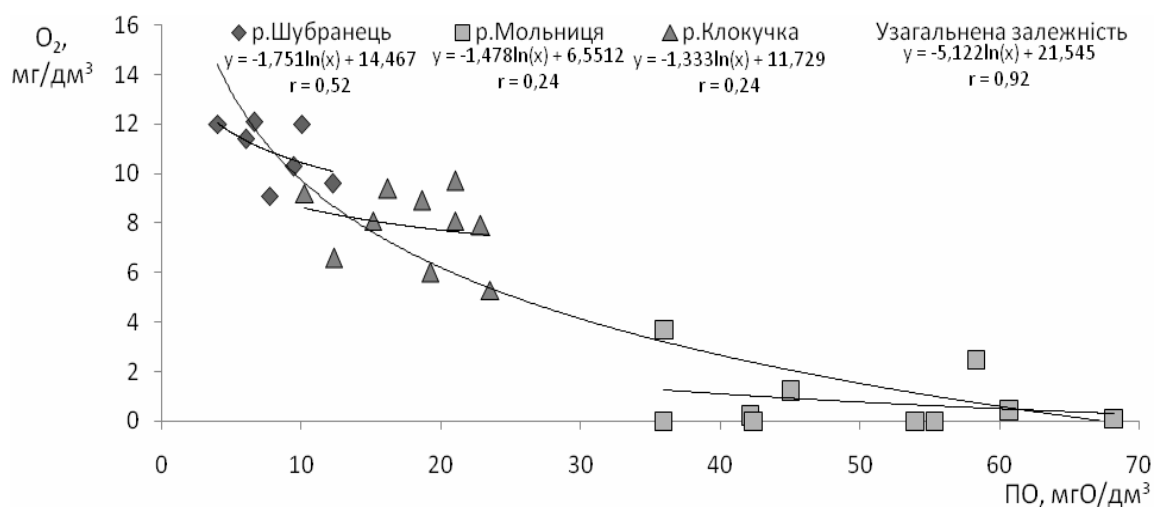


Рис.4. Залежність вмісту розчиненого кисню від величини перманганатної окиснюваності води (ПО) гирлових ділянок малих річок м.Чернівці

Менш тісні залежності були характерними для води гирлових ділянок річок Клокучка і Мольниця, значення коефіцієнтів їх кореляції складали, відповідно, 0,56 і 0,22. Крім збільшення вмісту у воді гирлових ділянок досліджуваних річок органічної речовини, чинником зменшення концентрацій розчиненого кисню були антропогенні зміни термічного режиму. Встановлено, що температура води гирлових ділянок цих річок у холодні періоди року, внаслідок скидання стічних вод, не опускалась нижче 5-7°C [4], що пояснює відсутність відрізків кривих залежності у діапазоні температур 0-7°C (рис.5).

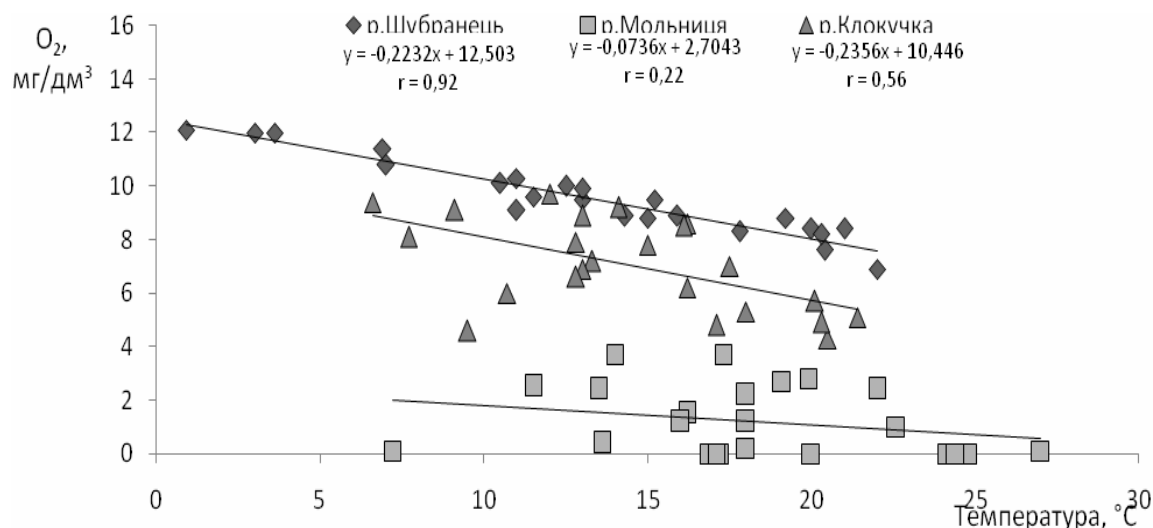


Рис.5. Залежність вмісту розчиненого кисню від температури води гірлових ділянок малих річок м. Чернівці

Висновки. Природний режим розчиненого кисню малих річок в районі досліджень характеризувався наступними основними рисами:

- вміст розчиненого кисню складав 8,0-13,3 мг/дм³, його сезонні варіації були незначними. Вищим він був у періоди весняного водопілля і зимової межені (за відсутності суцільного льодового покриву), нижчі концентрації спостерігались у періоди літньо-осінньої межені.

Режим розчиненого кисню фонових ділянок малих річок міста був близьким до природного, його вміст складав 7,0-13,4 мг/дм³ з вищими значеннями під час весняного водопілля, нижчими – у меженні періоди року. У воді річки з вищим рівнем антропогенного впливу на басейн вміст розчиненого кисню був дещо нижчим, менш тісною була і залежність вмісту кисню від температури води.

Режим розчиненого кисню гірлових ділянок малих річок урбанізованої території зазнав суттєвих змін:

- вміст розчиненого кисню, у порівнянні з фоновими, знизився, ступінь зниження відповідав рівню антропогенного впливу. Для річки з високим рівнем антропогенного впливу вміст розчиненого кисню знизився на 80-90%, середнім – на 25-50%, низьким – 7-20%. Основною причиною зменшення вмісту кисню у воді було його витрачання на окиснення органічної речовини, яка надходила у складі стічних вод. Важливим чинником зменшення концентрацій кисню були антропогенні зміни термічного режиму річок;

- природний характер сезонних варіацій концентрацій розчиненого кисню зберігся тільки на гірловій ділянці малої річки з низьким рівнем антропогенного впливу на басейн. У водах гірлової ділянки річки з високим рівнем антропогенного впливу під час зимової межені і весняного водопілля спостерігались низькі (1,5-4,0 мгО₂/дм³) концентрації кисню, які помітно знижувались (до 0,1 мгО₂/дм³) в літньо-осінній меженній сезони.

Список літератури

1. Гребень В. В. Исследования руслового формирования стока химических компонентов в бассейне малой реки / В. В. Гребень // Мелиорация и водное хозяйство. – 1990. – Вып. 73. – С. 37–42.
 2. Івашкевич К. О. Геоecологічні проблеми малих річок Києва / К. О. Івашкевич // Фіз. географія та геоморфологія. – 2005. – Вип. 49. – С. 254–258.
 3. Кострова Е. А. Оценка загрязнения вод малых рек промышленных зон / Е. А. Кострова, В. Г. Гутниченко // Тез. докл. VI Всерос. гидрол. съезда. Секция 4. Экологическое состояние водных объектов. Качество вод и научные основы их охраны. – СПб. : Гидрометеиздат, 2004. – С.88–89.
 4. Николаев А. М. Гідролого-геохімічна оцінка
- Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

стану річок урбанізованої території (на прикладі м.Чернівці) : Монографія / А. М. Николаєв. – Чернівці: Чернівецький нац. ун-т, 2011. – 216с. 5. Пелешенко В. И. Исследования условий формирования стока химических компонентов в бассейне малой реки / Пелешенко В. И., Закревский Д. В., Снежко С. И. // Мелиорация и водное хозяйство. – 1990. – Вып. 73. – С.37–42. 6. Пелешенко В.И. Качественная оценка вод водоемов и малых водотоков Киевской области / Пелешенко В. И., Горев Л. Н., Хильчевский В. К. // Физ. география и геоморфология. – 1981. – Вып. 25. – С. 102–108. 7. Самойленко В.М. Поліпшення екологічного стану басейнових геосистем малих річок Києва / В. М. Самойленко, К. О. Івашкевич // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2005. – Т. 7. – С. 243–251. 8. Хильчевський В.К. Гідролого-гідрохімічна характеристика малих водотоків м. Києва / В. К. Хильчевський, С. В. Курило // Водне господарство України. – 1999. – № 3/4. – С. 22–27. 9. Хильчевський В. К. Гідрохімічна характеристика малих річок м. Києва / В. К. Хильчевський, О. В. Бойко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2000. – Т. 1. – С. 106–112. 10. Хильчевський В.К. Оцінка гідролого-гідрохімічного стану водних об'єктів м. Києва / В.К. Хильчевський, С.В. Курило // Вісн. Київ. ун-ту. Географія. – 1999. – Вип. 45. – С. 61–62.

Режим розчиненого кисню малих річок міста Чернівці

Николаев А.М.

Досліджено режим розчиненого кисню малих річок міста Чернівці. Встановлено, що глибина його змін визначається рівнем антропогенного навантаження на басейн, причинами зменшення концентрацій кисню є його витрати на окиснення органічної речовини алохтонного походження і зміни термічного режиму річок.

Ключові слова: розчинений кисень; гідрологічні сезони; температура води; перманганатна окиснюваність.

Режим растворенного кислорода малых рек города Черновцы

Николаев А.Н.

Исследован режим растворенного кислорода малых рек города Черновцы. Установлено, что глубина его изменений определяется уровнем антропогенной нагрузки на бассейн, уменьшение концентраций кислорода происходит вследствие расходования на окисление органического вещества аллохтонного происхождения и изменений термического режима рек.

Ключевые слова: растворенный кислород; гидрологические сезоны; температура воды; перманганатная окисляемость.

Daily dissolved oxygen of small rivers of Chernivtsi

Nykolaev A.M.

The dissolved oxygen regime of small rivers of Chernivtsi was investigated. It was found, that the depth of changes is determined by the level of anthropogenic load of the pool, causes decrease oxygen concentration is its spending on oxidation of organic matter allochthonous origin and changes of the thermal regime of rivers.

Keywords: dissolved oxygen, hydrological seasons, water temperature, chemical oxygen demand.

Надійшла до редколегії 21.03.2013

УДК 504.453(477.81)

Грюк І. Б., Суходольська І. Л.

Тернопільський національний педагогічний університет ім. В. Гнатюка

СЕЗОННІ ЗМІНИ ХІМІЧНОГО СКЛАДУ ПОВЕРХНЕВИХ ВОД РІВНЕНЩИНИ НА ТЕРИТОРІЯХ З РІЗНИМ ХАРАКТЕРОМ АНТРОПОГЕННОГО ВПЛИВУ

Ключові слова: якість води; антропогенний вплив; компоненти хімічного складу, рибогосподарські ГДК; річки Рівненщини

Водні ресурси України формуються за рахунок притоку транзитних річкових вод, місцевого стоку, підземних вод. Головними джерелами задоволення потреб у прісній воді є річки. Лімітуючим фактором використання водних ресурсів є їх

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

кількісна і якісна мінливість у часі. Існуючий в Україні багатогалузевий господарський комплекс потребує значних обсягів прісної води. Потреби у воді населення та галузей економіки задовольняються водозабором з поверхневих джерел (24 %), підземних горизонтів (5%), моря (1 %) і за рахунок вод, залучених в оборотні та повторно-послідовні системи (69 %) [8]. Вплив водокористування на водні ресурси зумовлюється, в основному, безповоротним водозабором і скидом забруднюючих речовин у водні об'єкти. Коли об'єм річкового стоку не забезпечує принаймні 10-кратного розбавлення забруднених вод, настає стресовий стан водних ресурсів [15]. В останні роки спостерігається швидке зростання рівнів водоспоживання при незмінних ресурсах річкового стоку, що створює реальну загрозу виникнення дефіциту якісної прісної води.

Характерною ознакою сучасного стану поверхневих водойм Рівненщини є наявність широкого спектру забруднювачів, які спричиняють негативну дію на водні біоценози, внаслідок чого відбувається зменшення біологічної продуктивності водойм та водотоків та погіршення якості їх вод. За показниками сольового блоку якість поверхневих вод Рівненської області знаходиться в межах 1 категорії за середніми та 2 категорії I класу за найгіршими значеннями [11]. За вмістом специфічних показників токсичної дії основними забруднюючими речовинами води річок області є мідь, цинк, марганець, залізо загальне, нафтопродукти та СПАР. Водні об'єкти регіону характеризуються різним ступенем антропогенного навантаження на їхні басейни. У всіх річках спостерігається перевищення рибогосподарських нормативів якості води за вмістом нітритів, міді, марганцю, заліза, а також концентрацією органічних речовин, що оцінюється показниками БСК₅ та ХСК [5].

Відомо, що до 90-х років XX ст. спостерігалась тенденція до збільшення у водах річок Західного Полісся, включаючи Рівненську область, концентрацій сульфат- та хлорид-аніонів і катіонів магнію, натрію, калію (при деякому зменшенні вмісту гідрокарбонат-іонів та катіонів кальцію) [2]. З 1992 року—намітилася стабілізація щодо концентрації аніонів та катіонів, а на 2005 рік навіть її зменшення, що було обумовлено зниженням антропогенного навантаження на агроценози. В сучасний період чітко простежується вплив антропогенних складових на гідрохімічні характеристики поверхневих вод Західного Полісся. Зокрема, внаслідок антропогенних факторів збільшилась їх мінералізація в середньому в 1,5 рази. Характерною ознакою змін хімічного складу поверхневих вод Західного Полісся є збільшення компонентів антропогенного походження (концентрацій хлорид- і сульфат-іонів, іонів натрію та калію). До пріоритетних антропогенних чинників формування якості води річок Західного Полісся належать урбанізованість та розораність різних територій, до природних чинників – лісистість, величина якої, в свою чергу, обумовлена антропогенним впливом [2]. Стійкі незворотні зміни у кількісному та якісному стані поверхневих вод призводять до втрати водними екосистемами їх відновлювальної та очисної спроможності, змінюють природну динамічну рівновагу водних об'єктів, яка підтримується за рахунок взаємодії абіотичних та біотичних факторів.

Метою дослідження є вивчення сезонних змін іонного складу та розрахунок мінералізації річкових вод Рівненської області в умовах різного рівня антропогенного тиску на водозбірні басейни малих річок.

Матеріал і методика досліджень. З позиції визначення впливу рівня антропогенного навантаження на сезонні зміни якості річкових вод для порівняння було обрано чотири окремі території Рівненщини, що відрізняються за рівнем антропогенного тиску на басейни досліджених річок [6, 21]. Зарічненський район, в

якому міститься основний об'єкт природно-заповідного фонду Рівненщини – регіональний ландшафтний парк «Прип'ять-Стохід», було обрано за рекреаційну територію (найнижчий рівень антропогенного тиску); Дубенський район, що є одним з найбільш розораних південних районів області – за аграрну територію; місто Рівне обрано в якості урбанізованої території; Здолбунівський район, в якому зосереджено найбільші підприємства Рівненщини (БАТ «Укрцемремонт», Здолбунівський ремонтно-механічний завод) – в якості техногенно-трансформованої території (найвищий рівень антропогенного тиску).

Для оцінки якості води малих річок Рівненщини було проаналізовано 120 проб, відібраних у весняно-літній період впродовж квітня-серпня 2012 р. Зразки води було відібрано по двадцяти чотирьох створах Рівненщини (по шість створів на кожній із зазначених територій) [7]. Проби води відбирали з річок Простир (Зарічненський район), Іква (Дубенський район), Устя (Здолбунівський район та м. Рівне) з поверхневого горизонту водойм з глибини 0,5-0,7 м за допомогою пластикових пробовідбірників об'ємом 1 дм³ [12].

Вміст нітратів у воді визначали колориметрично з фенолдисульфокислотою при довжині хвилі 520 нм [3, 12]. Вміст нітритів визначали діазотуванням реактивом Грісса. Сульфат-іони визначали фотометричним методом з використанням розчину хлориду барію в суміші гліколю та етилового спирту при довжині хвилі 300 нм. Кількісне визначення фосфатів здійснювали в реакції з амонієм молібденовокислим та двохлаористим оловом при довжині хвилі 590 нм. Вміст хлоридів визначали аргентометричним методом.

Реакцію водного середовища (рН) визначали за допомогою іономіра ЕВ-74. Вміст розчиненого кисню у воді визначали за допомогою киснеміра АЖА-101М.

Одержані дані піддавали статистичній обробці за [13].

Результати досліджень та їх обговорення. У досліджених пробах води визначали середній вміст низки компонентів, наведений у табл. 1.

Катіони. Вплив водного режиму на мінливість показників якості води проявляється у зменшенні концентрацій головних катіонів зі збільшенням водності річки [20]. Вміст іонів K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} може істотно відрізнятись в залежності від геологічних умов водозбірної площі та кліматичних умов.

Калій. На рекреаційній території максимальні значення вмісту K^+ впродовж досліджуваного періоду спостерігали у квітні (35,7 мг/дм³), мінімальні - у червні (0,5 мг/дм³). Вміст K^+ у липні-серпні поступово збільшувався, а саме: у липні (3,0 мг/дм³) відносно червня - у 6,7 разів, у серпні (9,3 мг/дм³) відносно липня - у 3 рази. На урбанізованій території у квітні була зафіксована концентрація K^+ 56,0 мг/дм³, що перевищувала ГДКрибгосп. (50 мг/дм³ [4, 16]) в 1,1 рази. Концентрація K^+ у травні в порівнянні з квітнем зменшилася до 49,2 мг/дм³, а впродовж наступних літніх місяців поступово зменшилася до мінімального протягом дослідження показника (3,7 мг/дм³), проте вже у серпні спостерігали її збільшення до 5,8 мг/дм³. На аграрній території вміст K^+ у квітні та травні залишався практично однаковим та становив, відповідно, 43,8 та 43,5 мг/дм³. У наступні два місяці концентрація K^+ поступово знизилася до 3,6-3,9 мг/дм³, проте вже у серпні зросла до 4,0 мг/дм³. Максимальна концентрація K^+ (43,9 мг/дм³) на техногеннотрансформованій території була у квітні 2012 р., мінімальна – у червні (1,8 мг/дм³), причому спостерігали різке зменшення вмісту іонів калію впродовж квітня-червня та поступове збільшення впродовж червня-серпня.

Натрій. У поверхневих водах малих річок рекреаційної території найбільші концентрації Na^+ спостерігали в травні (71,3 мг/дм³), найменші – в квітні та липні (6,8 мг/дм³). Вміст Na^+ у серпні відносно липня збільшився у 1,6 рази, проте не

Таблиця 1. Середній вміст компонентів хімічного складу води малих річок Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження в період квітень-серпень 2012 р. (М±m, n=5-6)

Місяці 2012 р.	Компоненти хімічного складу												Мінералі- зація мг/лм³
	pH	O₂, мг/лм³	катиони			аніони							
			[K⁺] мг/лм³	[Na⁺] мг/лм³	[Ca²⁺] мг/лм³	[Mg²⁺] мг/лм³	NO₂⁻, мг/лм³	NO₃⁻, мг/лм³	Cl⁻, мг/лм³	SO₄²⁻, мг/лм³	PO₄³⁻, мг/лм³		
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Рекреаційна територія													
квітень	7,83± 0,05	3,44± 0,02	35,7± 0,35	6,8± 0,08	1,3± 0,06	13,7± 0,05	*_	0,11± 0,0002	*_	*_	*_	*_	
травень	5,90± 0,07	2,97± 0,08	34,1± 0,92	71,3± 0,09	26,8± 0,04	22,6± 2,05	0,006± 0,0003	0,12± 0,0125	16,7± 0,2787	0,37± 0,0016	3,1± 0,2158	175,1± 3,60	
червень	5,19± 0,03	3,14± 0,01	0,5± 0,04	14,1± 0,02	36,5± 0,07	10,1± 0,03	0,003± 0,0000	0,03± 0,0013	25,1± 0,9405	0,47± 0,0032	4,2± 0,0321	91,0± 1,14	
липень	5,28± 0,11	*_	3,0± 0,02	6,8± 0,02	31,1± 0,35	25,8± 0,11	0,002± 0,0000	0,02± 0,0011	46,0± 0,2938	1,00± 0,0175	2,5± 0,0078	116,2± 0,82	
серпень	4,11± 0,01	3,84± 0,00	9,3± 0,01	11,4± 0,06	78,9± 0,04	22,0± 0,01	0,002± 0,0000	0,03± 0,0022	48,2± ±0,4834	0,84± ±0,0068	2,8± 0,0591	173,5± 0,67	
Урбанізована територія													
квітень	5,90± 0,09	3,50± 0,00	56,0± 1,68	11,3± 0,18	2,2± 0,06	22,2± 0,13	*_	0,11± ±0,0002	*_	*_	*_	*_	
травень	6,00± 0,15	2,96± 0,01	49,2± 0,23	12,4± 0,22	24,3± 0,10	17,8± 0,02	0,010± 0,0003	0,05± ±0,0032	24,0± 1,2465	0,45± 0,0098	4,3± 0,1361	132,5± 1,97	
червень	5,90± 0,05	3,23± 0,01	4,0± 0,02	21,8± 0,05	28,2± 0,05	29,7± 0,07	0,003± 0,0000	0,03± 0,0008	37,8± 1,2389	0,23± 0,0035	6,1± 0,0472	127,9± 1,48	
липень	5,04± 0,07	*_	3,7± 0,01	9,9± 0,09	19,6± 0,09	70,2± 0,07	0,003± ±0,0000	0,01± 0,0012	70,9± 1,0214	1,08± 0,0172	3,8± 0,0300	179,2± 1,33	
серпень	4,14± 0,01	3,91± 0,01	5,8± 0,01	19,6± 0,01	67,4± 0,06	44,2± 0,01	0,002± 0,0000	0,01± 0,0019	58,6± 0,8035	0,98± 0,0074	3,6± 0,0552	200,2± 0,96	
Аграрна територія													
квітень	6,15± 0,13	3,48± 0,00	43,8± 0,36	6,5± 0,06	1,4± 0,06	12,7± 0,19	*_	0,11± 0,0005	*_	*_	*_	*_	
травень	6,33± 0,19	3,15± 0,01	43,5± 0,39	2,1± 0,38	27,8± 0,26	9,5± 0,07	0,006± 0,0003	0,06± 0,0144	15,4± 0,2682	0,39± 0,0030	2,7± 0,0885	101,5± 1,47	
червень	5,98± 0,05	3,20± 0,01	3,9± 0,02	13,5± 0,06	33,7± 0,08	23,4± 0,03	0,006± 0,0000	0,03± 0,0014	28,3± 0,5050	0,17± 0,0038	3,6± 0,0570	106,6± 0,75	
липень	5,12± 0,07	*_	3,6± 0,01	6,2± 0,01	21,9± 0,03	44,7± 0,10	0,006± 0,0000	0,06± 0,0030	46,3± 0,0957	1,06± 0,0119	3,2± 0,0696	127,0± 0,93	
серпень	4,21± 0,01	4,40± 0,00	4,0± 0,01	13,0± 0,01	91,3± 0,02	22,0± 0,03	0,008± 0,0000	0,04± 0,0027	36,6± 0,6733	0,98± 0,0111	3,3± 0,0615	171,2± 0,82	

Продовження таблиці 1

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Техногенно трансформована територія												
квітень	6,71± 0,11	3,50± 0,00	43,9± 0,36	6,1± 0,03	1,2± 0,12	28,4± 1,41	*_	0,11± 0,0002	*_	*_	*_	*_
травень	7,50± 0,07	3,44± 0,03	34,4± 0,24	5,3± 0,02	26,8± 0,38	16,4± 0,016	0,006± 0,0003	0,07± 0,0074	18,2± 0,3564	0,34± 0,0102	4,3± 0,2929	105,8± 1,32
червень	6,04± 0,06	3,26± 0,01	1,8± 0,02	13,8± 0,04	27,9± 0,07	37,6± 0,09	0,004± 0,0001	0,05± 0,0037	30,1± 0,4430	0,11± 0,0021	2,9± 0,0523	114,3± 0,72
липень	5,78± 0,03	*_	2,7± 0,04	3,8± 0,02	20,6± 0,17	93,2± 0,82	0,005± 0,0002	0,08± 0,0051	44,3± 0,6717	0,06± 0,0066	1,9± 0,0347	166,6± 1,77
серпень	4,19± 0,01	4,77± 0,01	3,0± 0,01	12,3± 0,02	67,5± 0,05	48,8± 0,05	0,003± 0,0000	0,01± 0,0022	65,9± 0,6710	0,88± 0,0094	3,4± 0,0845	201,8± 0,90

• - за відсутністю даних.

перевищував значення ГДК (120 мг/дм^3 [4, 12]). На урбанізованій території у червні концентрація Na^+ була максимальною ($21,8 \text{ мг/дм}^3$) за весь період дослідження, у липні ($9,9 \text{ мг/дм}^3$) – мінімальною.

Спостерігалась тенденція поступового зростання величини $[\text{Na}^+]$ впродовж квітня-червня та липня-серпня (у серпні $-19,6 \text{ мг/дм}^3$), та зменшення - від червня до липня. На аграрній території максимальне значення величини $[\text{Na}^+]$ спостерігалось у червні ($13,5 \text{ мг/дм}^3$), мінімальне - у травні ($2,1 \text{ мг/дм}^3$). Квітень та липень характеризувалися майже однаковими показниками (відповідно, $6,5 \text{ мг/дм}^3$ та $6,2 \text{ мг/дм}^3$). Вміст Na^+ у серпні збільшився відносно липня у 2,09 рази і становив $13,0 \text{ мг/дм}^3$. Середній вміст Na^+ у поверхневих водах техногеннотрансформованої території впродовж квітня-серпня варіював від $3,8 \text{ мг/дм}^3$ до $13,8 \text{ мг/дм}^3$. Найменші значення $[\text{Na}^+]$ були виявлені у липні, найбільші - у червні. Вміст натрію у серпні збільшився відносно липня у 3,2 рази ($12,3 \text{ мг/дм}^3$).

Первинним джерелом надходження іонів K^+ та Na^+ у поверхневі води є осадові породи, а також хлоридні, сульфатні та карбонатні солі. Крім того, катіони цих металів надходять зі стічними водами з сільськогосподарських угідь та зі зрошуваних полів.

Кальцій. На рекреаційній території квітень характеризувався зниженням концентрації Ca^{2+} до мінімального значення. У наступні чотири місяці спостерігалось зростання вмісту іонів кальцію, а у липні, навпаки, деяке його зниження ($31,1 \text{ мг/дм}^3$), та зростання до максимального значення у серпні ($79,0 \text{ мг/дм}^3$). У водах малих річок урбанізованої території найбільша концентрація Ca^{2+} спостерігалася у серпні ($67,4 \text{ мг/дм}^3$), найменша - у квітні ($2,2 \text{ мг/дм}^3$). Середній вміст кальцію у поверхневих водах аграрної території впродовж періоду дослідження варіював від $1,4 \text{ мг/дм}^3$ у квітні до $91,2 \text{ мг/дм}^3$ у серпні. Вміст Ca^{2+} у воді річок техногеннотрансформованої території був максимальним у серпні ($67,5 \text{ мг/дм}^3$), мінімальним – у квітні ($1,2 \text{ мг/дм}^3$). Впродовж червня $[\text{Ca}^{2+}]$ становила $27,9 \text{ мг/дм}^3$, у липні - зменшилася до $20,6 \text{ мг/дм}^3$, тобто у 1,35 рази відносно червня. Отже, вміст іонів кальцію у досліджених водах не перевищував рибогосподарських ГДК (180 мг/дм^3 [4, 12]).

Іони Ca^{2+} у поверхневі води надходять зі стічними водами, а також з сільськогосподарських угідь, особливо при надмірному застосуванні мінеральних добрив, що містять кальцій. Основним джерелом природного надходження іонів кальцію в поверхневі води є вимивання з вапняків, доломітів, вапнякового цементу, гіпсу. Певна частина Ca^{2+} надходить у водойми внаслідок вивітрювання з кальцієвмісних сполук. Незалежно від типу водойми, на вміст іонів кальцію істотний вплив створюють атмосферні опади і пора року [18]. Кальцій переважає серед катіонів слабомінералізованих вод, а при зростанні загальної мінералізації води його частка порівняно з іншими хімічними елементами зменшується. У природних водах Ca^{2+} утворює важкорозчинні сполуки з карбонатами та сульфатами, які в значній кількості випадають в осад. Внаслідок цього $[\text{Ca}^{2+}]$ у поверхневих водах зменшується [9, 18].

Магній. На рекреаційній території мінімальний вміст Mg^{2+} ($10,1 \text{ мг/дм}^3$) було виявлено у червні, максимальний ($25,8 \text{ мг/дм}^3$) – у липні. Вміст Mg^{2+} у травні ($22,6 \text{ мг/дм}^3$) збільшився відносно квітня у 1,65 рази та зменшився відносно червня у 2,2 рази. У поверхневих водах малих річок урбанізованої території значні рівні $[\text{Mg}^{2+}]$ спостерігали у липні ($70,2 \text{ мг/дм}^3$), що перевищувало ГДКрибгосп. у 1,76 рази (40 мг/дм^3 [4]). Вже у серпні концентрація Mg^{2+} дещо зменшилася і складала $44,2 \text{ мг/дм}^3$, хоча і перевищувала ГДКрибгосп. у 1,1 рази. Найменшу концентрацію Mg^{2+} ($17,8 \text{ мг/дм}^3$) було виявлено у травні. На аграрній території концентрація іонів Mg^{2+}

у травні була мінімальною і становила 9,49 мг/дм³, у липні - максимальною (44,7 мг/дм³) та перевищувала ГДКрибгосп. у 1,1 рази. Вміст Mg²⁺ у серпні відносно липня зменшився у 2 рази і склав 22,0 мг/дм³. На техногеннотрансформованій території у квітні вміст іонів магнію становив 28,4 мг/дм³, у травні - дещо знизився до 16,4 мг/дм³ та знову підвищився у червні (37,6 мг/дм³). Максимальну концентрацію Mg²⁺ було зафіксовано у липні, вона складала 93,2 мг/дм³, що у 2,3 рази перевищує ГДКрибгосп. У серпні вміст Mg²⁺ у воді малих річок перевищував ГДКрибгосп. у 1,2 рази, проте зменшився відносно липня у 1,9 рази.

Як відомо, іони Mg²⁺ надходять у поверхневі води за рахунок процесів хімічного вивітрювання та розчинення доломітів, мергелів та інших мінералів, а також зі стічними водами. Крім того, вміст іонів магнію у водах малих річок певною мірою залежить від характеру ґрунтів водозбірної площі [18, 19]. В літній період при високій інтенсивності процесів фотосинтезу карбонатна рівновага зміщується в напрямку розпаду гідрокарбонатів з утворенням карбонатів і вільного CO₂, що утилізується водними рослинами. Карбонати вступають у реакцію з кальцієм і магнієм, утворюючи малорозчинні CaCO₃ і MgCO₃. Катіони Mg²⁺ у природних водах утворюють комплексні сполуки з органічними речовинами. Сульфати і гідрокарбонати магнію розчиняються у воді краще, ніж солі кальцію, що визначає більш високий вміст іонів магнію у водах, які формуються на водозбірних площах з покладами доломітів, мергелів та інших магнійвмісних мінералів.

Аніони. Встановлено, що концентрації нітритів, нітратів, сульфатів і хлоридів у досліджених річках Рівненщини (річки Простир, Іква, Устя) не перевищували норм рибогосподарських ГДК [4], натомість вміст іонів PO₄³⁻ значно виходив за їх межі.

Нітрати. Присутність нітратних іонів у природних водах може бути пов'язана з внутрішніми процесами у водоймі, атмосферними опадами, промисловими і господарсько-побутовими стічними водами. Кількість нітратів у поверхневих водах, як правило, невелика. Головним джерелом їх надходження є ґрунтовий шар, у якому нітрати накопичуються як за рахунок природних процесів, так і за рахунок внесення нітратних добрив.

У травні 2012 р. вміст NO₃⁻ у воді малих річок Рівненщини найвищим був на рекреаційній території і становив 0,124 мг/дм³, найнижчим - на урбанізованій території і склав 0,047 мг/дм³. У квітні вміст нітратів у воді малих річок усіх досліджених територій незначно відрізнявся і коливався від 0,107 мг/дм³ до 0,109 мг/дм³. Найбільший вміст нітратів (0,048 мг/дм³) спостерігався у червні на техногеннотрансформованій, найменший (0,025 мг/дм³) - на урбанізованій території. Вміст NO₃⁻ на рекреаційній та аграрній територіях у червні склав, відповідно, 0,029 і 0,026 мг/дм³. У липні вміст NO₃⁻ у воді малих річок Рівненщини варіював від 0,010 мг/дм³ на урбанізованій до 0,077 мг/дм³ на техногеннотрансформованій територіях. Вміст NO₃⁻ на аграрній території становив 0,060 мг/дм³, що у 6 разів вище, ніж на урбанізованій території (0,010 мг/дм³). У серпні найвищим вміст NO₃⁻ був на аграрній території (0,035 мг/дм³), найнижчим (0,009 мг/дм³) - на урбанізованій території.

Перевищень норми ГДК нітратів (40,0 мг/дм³[4]) у воді для водойм рибогосподарського призначення не зафіксовано. Головними процесами, що знижують концентрацію нітратів, як правило, є споживання їх денітрифікуючими бактеріям і фітопланктоном.

Нітриди. Найменш стійкими серед неорганічних сполук азоту є нітриди. Нітриди являють собою проміжний продукт бактеріальних процесів окиснювання сольового амонію до нітратів (нітрифікація - в аеробних умовах) і, навпаки,

відновлення нітратів до азоту й аміаку (денітрифікація – при нестачі кисню). Подібні окисно-відновні реакції характерні для природних вод. У поверхневих водах нітрити знаходяться в розчиненому вигляді. Підвищений вміст нітритів свідчить про посилення розкладання органічних речовин в умовах більш повільного окиснення NO_2^- у NO_3^- , що вказує на забруднення води.

Концентрація нітритів у травні 2012 р. змінювалася від 0,006 до 0,010 мг/дм³, що не перевищує рибогосподарські ГДК (0,08 мг/дм³ [4]). Вміст NO_2^- у червні на рекреаційній та урбанізованій територіях становив 0,003 мг/дм³, на аграрній – 0,006 мг/дм³, на техногеннотрансформованій – 0,004 мг/дм³. У липні вміст NO_2^- змінювався від 0,002 мг/дм³ на рекреаційній території до 0,006 мг/дм³ на аграрній території. На урбанізованій території вміст NO_2^- у липні щодо червня не змінився і складав 0,003 мг/дм³. Вміст NO_2^- на техногеннотрансформованій території у липні становив 0,005 мг/дм³. Концентрація NO_2^- у серпні змінювалася від 0,002 мг/дм³ на рекреаційній території до 0,008 мг/дм³ на аграрній території. Щодо вмісту NO_2^- на урбанізованій та техногеннотрансформованій територіях, то у серпні він складав, відповідно, 0,002 мг/дм³ та 0,003 мг/дм³.

Сульфати. Вміст сульфатів у малих річках Рівненщини у травні коливався від мінімальних значень на рекреаційній (0,373 мг/дм³) до максимальних (0,452 мг/дм³) - на урбанізованій території.

Концентрація SO_4^{2-} на аграрній території складала 0,393 мг/дм³, що в 254 рази менше за норму для водойм рибогосподарського призначення (100 мг/дм³ [4]). На техногеннотрансформованій території у порівнянні з аграрною спостерігали незначне зменшення вмісту SO_4^{2-} (0,343 мг/дм³, що в 291 разів менше ГДКрибгосп.).

Вміст SO_4^{2-} у червні змінювався від 0,113 мг/дм³ на техногеннотрансформованій до 0,468 мг/дм³ на рекреаційній території, що значно менше за норму ГДКрибгосп. Щодо вмісту SO_4^{2-} на урбанізованій та аграрній територіях, то він складав, відповідно, 0,227 та 0,170 мг/дм³. Вміст SO_4^{2-} у річковій воді у липні збільшився щодо червня на всіх досліджених територіях, крім техногеннотрансформованої (0,058 мг/дм³) і змінювався від 1,002 мг/дм³ на рекреаційній до 1,080 мг/дм³ на урбанізованій. У серпні спостерігали незначне зменшення [SO_4^{2-}] щодо липня. У серпні вміст SO_4^{2-} на урбанізованій та аграрній території майже не відрізнявся (0,978 та 0,975 мг/дм³, відповідно). На рекреаційній території вміст SO_4^{2-} був найменшим і становив 0,840 мг/дм³.

Фосфати. Фосфати потрапляють у поверхневі води в основному з комунальними стічними водами, що містять поліфосфати як компоненти миючих засобів, фотореагенти та пом'якшувачі води. Для вод господарсько-питного водопостачання ГДК(PO_4^{3-}) = 3,5 мг/дм³ [1, 17].

У воді досліджених річок концентрація PO_4^{3-} у травні змінювалася від 2,7 мг/дм³ на аграрній території, що в 1,3 рази менше норми, до 4,3 мг/дм³ на урбанізованій території, що в 1,2 рази більше норми. Вміст PO_4^{3-} на рекреаційній території становив 3,1 мг/дм³, що менше ГДК, на техногеннотрансформованій - концентрація PO_4^{3-} перевищила норму ГДК у 1,24 рази (4,3 мг/дм³). У червні концентрація PO_4^{3-} на усіх досліджених територіях, окрім техногеннотрансформованої, перевищувала норму ГДК. Зокрема, на урбанізованій території вміст PO_4^{3-} становив 6,1 мг/дм³, що перевищує ГДК в 1,75 рази, на рекреаційній території, відповідно, у 1,20 рази (4,2 мг/дм³), на аграрній території - у 1,04 рази (3,6 мг/дм³). На техногеннотрансформованій території концентрація PO_4^{3-} була найменшою і становила 2,9 мг/дм³, що в 1,22 рази менше ГДК. У липні було зафіксоване перевищення норми фосфатів у річковій воді урбанізованої

території (3,8 мг/дм³) в 1,07 раза. У воді інших досліджених територій у липні концентрація PO_4^{3-} була менше за ГДК. На аграрній території (3,2 мг/дм³) [PO_4^{3-}] була менше за ГДК у 1,09 раза, на рекреаційній (2,5 мг/дм³) - у 1,41 раза та, відповідно, на техногеннотрансформованій (1,9 мг/дм³) - у 1,87 раза. Концентрація PO_4^{3-} у серпні змінювалася від мінімальних значень на рекреаційній території (2,8 мг/дм³) до максимальних - на урбанізованій (3,6 мг/дм³). Загалом вміст PO_4^{3-} у серпні знаходився в межах ГДК у воді малих річок усіх досліджених територій за винятком перевищення норми на урбанізованій території. Якщо концентрація PO_4^{3-} у поверхневих водах річок аграрної, техногеннотрансформованої та рекреаційної територій впродовж травня-серпня переважно відповідала межах ГДК, то на урбанізованій території спостерігалось стабільне перевищення ГДК впродовж усього періоду досліджень (від 7,5% у липні до 75% у червні).

Хлориди. У водоймах досліджених територій найбільші концентрації Cl^- спостерігались на урбанізованій території (24,0 мг/дм³), що в 12,5 разів менше норми для вод рибогосподарського призначення (300 мг/дм³ [4]), найменші - на аграрній території (15,4 мг/дм³), що менше ГДКрибгосп. у 19,5 разів. На рекреаційній території рівень концентрації хлоридів сягав 16,7 мг/дм³, що у 18 разів менше норми ГДКрибгосп. У воді малих річок техногеннотрансформованої території вміст Cl^- становив 18,2 мг/дм³, що у 16,5 разів менше ГДКрибгосп. Вміст Cl^- у поверхневих водах малих річок у червні змінювався від 25,1 мг/дм³ на рекреаційній території до 37,8 мг/дм³ - на урбанізованій. На аграрній території вміст хлоридів у воді становив 28,3 мг/дм³, що в 10,6 рази менше за ГДКрибгосп., на техногеннотрансформованій він був менше за норму у 9,9 разів (30,1 мг/дм³). Максимальне значення вмісту хлоридів у річковій воді в липні спостерігали на урбанізованій території (70,9 мг/дм³, що в 4,2 рази менше від значень ГДКрибгосп.), мінімальне - на техногеннотрансформованій території (44,3 мг/дм³, що в 6,8 разів менше за ГДКрибгосп.). Концентрації хлоридів на рекреаційній та аграрній територіях були майже однакові і становили, відповідно, 46,0 та 46,3 мг/дм³. У серпні вміст хлоридів у поверхневих водах малих річок збільшився порівняно з попередніми місяцями на техногеннотрансформованій території до 65,9 мг/дм³, на рекреаційній території - до 48,2 мг/дм³. На аграрній території [Cl^-] у серпні становила 36,6 мг/дм³, на урбанізованій - 58,6 мг/дм³. Отже, у літні місяці добре прослідковується тенденція збільшення концентрації хлоридів у воді малих річок Рівненщини.

Мінералізація річкових вод. Мінералізація природних вод – сума всіх знайдених при хімічному аналізі води мінеральних речовин, які в ній розчинені. Величина мінералізації залежить переважно від складу порід поверхневих шарів земної кори; гідрометеорологічних умов, переважання тих чи інших джерел живлення річок (атмосферного, підземного) тощо.

Формування хімічного складу поверхневих вод Рівненщини відбувається під впливом комплексу природних і антропогенних факторів. Головна роль в цьому процесі належить гідрологічному режиму річок. Сольовий режим річок пов'язаний з особливостями фізико-географічних умов області. Бідні на мінеральні солі підзолисті ґрунти зумовлюють низьку мінералізацію ґрунтових вод, якими живляться річки. Відомо, що мінералізація ділянок річок в межах Волинського Полісся не перевищує 300 мг/дм³, а в повінь зменшується до 140-200 мг/дм³. Мінеральний склад води переважно гідрокарбонатно-кальцієвий [10]. Мергельно-крейдянні відклади, верхньо-крейдяна і третинна система та карбонатні ґрунти формують гідрохімічну обстановку Західного Полісся. Мінералізація вод у зимову межінь тут досягає 600-750 мг/дм³, влітку - 400-550 мг/дм³ при весняних та літніх

повеннях знижується до 220-350 мг/дм³. Мінеральний склад води в основному карбонатний-кальцієвий. Природний гідрохімічний режим цих річок зазнає відчутного техногенного впливу.

Порівняння динаміки середньомісячної мінералізації досліджених річкових вод наведено на рис. 1. Найвищі значення мінералізації річкових вод були зафіксовані в серпні на урбанізований (200,2 мг/дм³) та техногеннотрансформованій (201,8 мг/дм³) територіях, найнижчі - в червні на рекреаційній (91,0 мг/дм³).

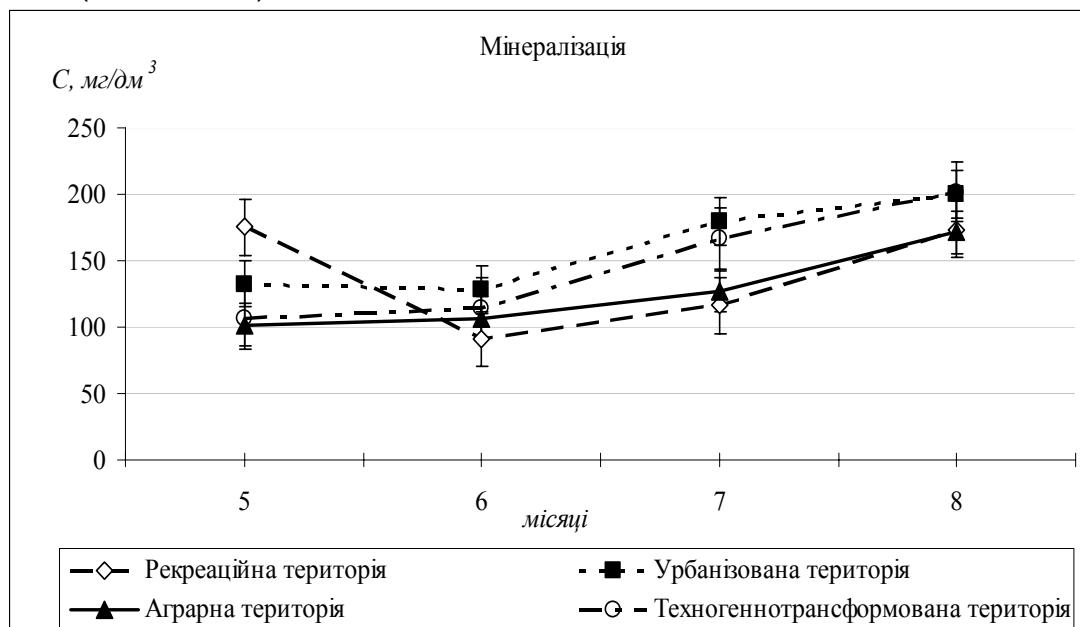


Рис. 1. Динаміка середньомісячної мінералізації води малих річок Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження в період квітень-серпень 2012 р. ($M \pm m$; $n=5-6$)

Кисневий режим. Розчинений кисень (O_2) є потужним окиснювачем і відіграє значну роль у формуванні хімічного складу природних вод [14]. Його вміст впливає на якість води завдяки інтенсифікації процесів самоочищення, фізико-хімічної трансформації й гідробіологічного кругообігу речовин. Вміст розчиненого кисню у поверхневих водах відповідає парціальному тиску, залежить від температури води та інтенсивності процесів, що збагачують або збіднюють воду киснем і може досягати 14 мг/дм³ [23].

Концентрація розчиненого кисню в порівнянні з іншими речовинами нормується з точністю до навпаки: у літній (відкритий) період його вміст у всіх водних об'єктах не повинен бути нижче, ніж 4 мг/дм³ [4].

Найбільші концентрації розчиненого кисню спостерігались у серпні на техногеннотрансформованій (4,8 мг/дм³ при 16,0°C) та аграрній (4,4 мг/дм³ при 16,8°C) найменші - в травні на рекреаційній та урбанізованій (3,0 мг/дм³ при температурах 16,9°C та 21,2°C, відповідно) територіях (рис. 2). Отже, вміст кисню у досліджених водах постійно низький.

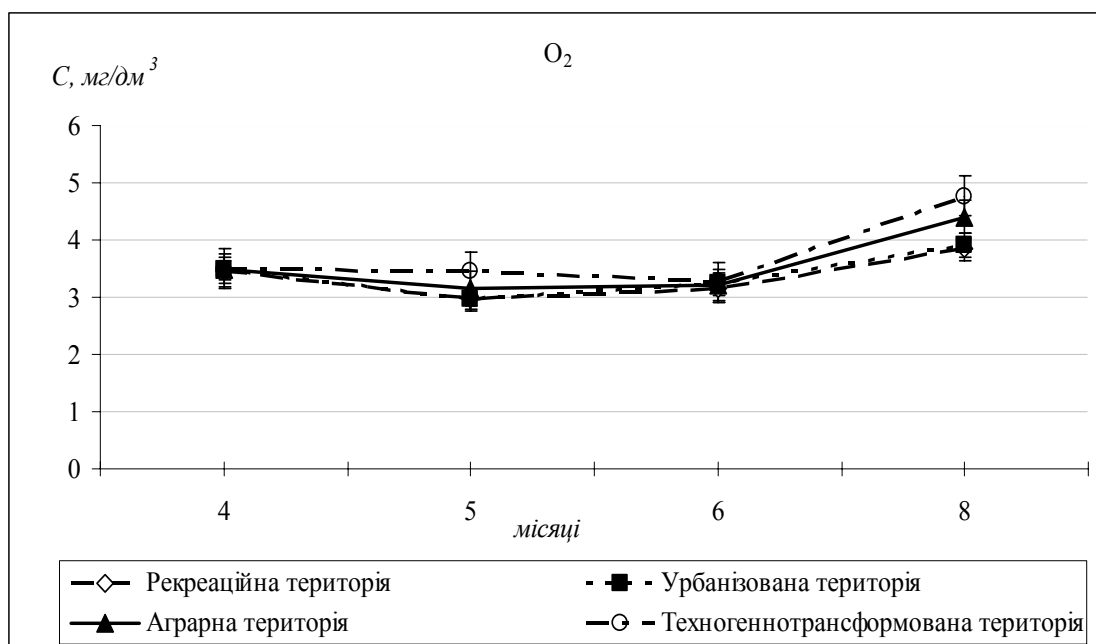


Рис. 2. Динаміка середньомісячних концентрацій розчиненого кисню (мг/дм^3) у воді малих річок Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження в період квітень-серпень 2012 р. ($M \pm m$; $n=5-6$)

Активна реакція води. Природні води здатні зберігати значення водневого показника рН більш-менш постійним, навіть, якщо до них ззовні потрапляє певна кількість кислоти або лугу [21]. Кислоти й основи, потрапляючи до природної води, нейтралізуються розчиненими в ній вуглекислим газом та гідрокарбонат-іонами. Гідрокарбонат-іони нейтралізують кислоти, що потрапляють у водойму з атмосферними опадами або утворюються в результаті життєдіяльності організмів.

Для водневого показника рН діючі нормативи для води водойм різного призначення регламентують діапазон допустимих значень в інтервалі від 6,5 до 8,5 [4, 22].

У квітні максимальне значення рН було зафіксовано на рекреаційній території (7,8), мінімальне (5,9) – на аграрній. У травні найбільше значення рН (7,5) спостерігалось на техногеннотрансформованій території, найменше (5,9) – було виявлене на рекреаційній території. Величина водневого показника у червні змінювалася в межах слабокислої області рН (від 5,2 на рекреаційній території до 6,0 - на техногеннотрансформованій). У липні максимальне значення рН було виявлено також на техногеннотрансформованій території (5,8), а мінімальне - на урбанізованій (5,0). Впродовж серпня рівень рН змінювався від 4,1 на рекреаційній території до 4,2 - на аграрній (рис. 3)

При температурах 16-20 °С вміст кисню у малозабруднених водах повинен бути вищим. Виявлений показник низького вмісту кисню свідчить, що той використовується на окиснення органічних речовин, очевидно, евтрофікованих вод. Разом з тим, у таких водах також інтенсивно відбувається гниття органічних решток, наслідком чого є закиснення води. Крім того, при низькому вмісті кисню у водоймі міститься багато гумінових кислот, які створюють природну частину кислотності води, впливаючи на її хімічний склад через зниження вмісту кисню та вплив на іонні рівноваги [18]. Динаміка зменшення водневого показника рН, починаючи з червня (інтенсивне «цвітіння» води), відображає перебіг процесів окиснення. Сприяє цим процесам і підвищення показника температури в квітні-липні практично на 10°С в середньому. Крім того, підвищення температури сприяє

і зменшенню розчинності кисню у воді.

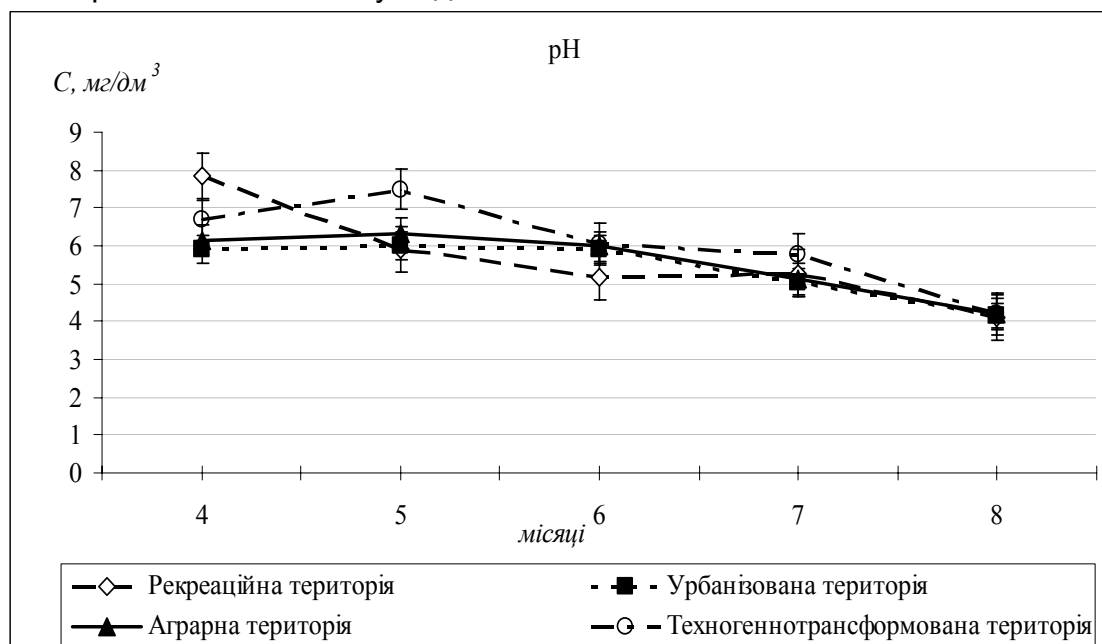


Рис. 3. Динаміка середньомісячних значень рН води малих річок Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного навантаження в період квітень-серпень 2012 р. ($M \pm m$; $n=5-6$)

Кліматичні характеристики регіону досліджень. Під впливом кліматичних та інших умов хімічний склад природних вод змінюється і набуває характерних меж, інколи специфічних для природних вод різного походження (атмосферні опади, річки, озера, підземні води). На рис. 4 наведено динаміку середньомісячної температури повітря (а) та обсяги опадів (б), що спостерігались впродовж періоду досліджень.

Впродовж дослідженого періоду спостерігали відхилення від норми середньомісячної температури повітря. Зокрема, у квітні підвищення температури понад норму становило $1,3^{\circ}\text{C}$, у травні - $2,1^{\circ}\text{C}$, у червні - $1,3^{\circ}\text{C}$, у липні - $3,2^{\circ}\text{C}$ та у серпні - $1,0^{\circ}\text{C}$.

Обсяг атмосферних опадів у квітні перевищував норму на 20 мм (що склало 154% середньомісячної норми), у травні, навпаки, був менше за норму на 31 мм (48% від середньомісячної норми). У червні обсяг атмосферних опадів перевищував норму на 6 мм (107% середньомісячної норми), у липні - на 3 мм (103% середньомісячної норми) та у серпні - на 60 мм (202% середньомісячної норми).

Зростання кількості опадів практично у три рази з квітня до серпня може слугувати фактором додаткового надходження органічних речовин у водойми з їх береговим зливом з ґрунтів та з рештками рослин, особливо в кінці літа, коли посилюється деструкція органічної складової екосистем.

Висновки. Формування хімічного складу води малих річок Рівненщини відбувається під впливом комплексу природних і антропогенних факторів. Незважаючи на те, що з урахуванням нормативів рибогосподарських ГДК якості річкової води в Рівненській області в основному є референтною, аналіз отриманих результатів показав, що водойми досліджених територій зазнають антропогенного впливу, що виявляється у зміні гідрохімічного складу води. Зокрема, прослідковується добре виражена загальна тенденція до збільшення вмісту PO_4^{3-} впродовж травня-серпня у річковій воді урбанізованої території.

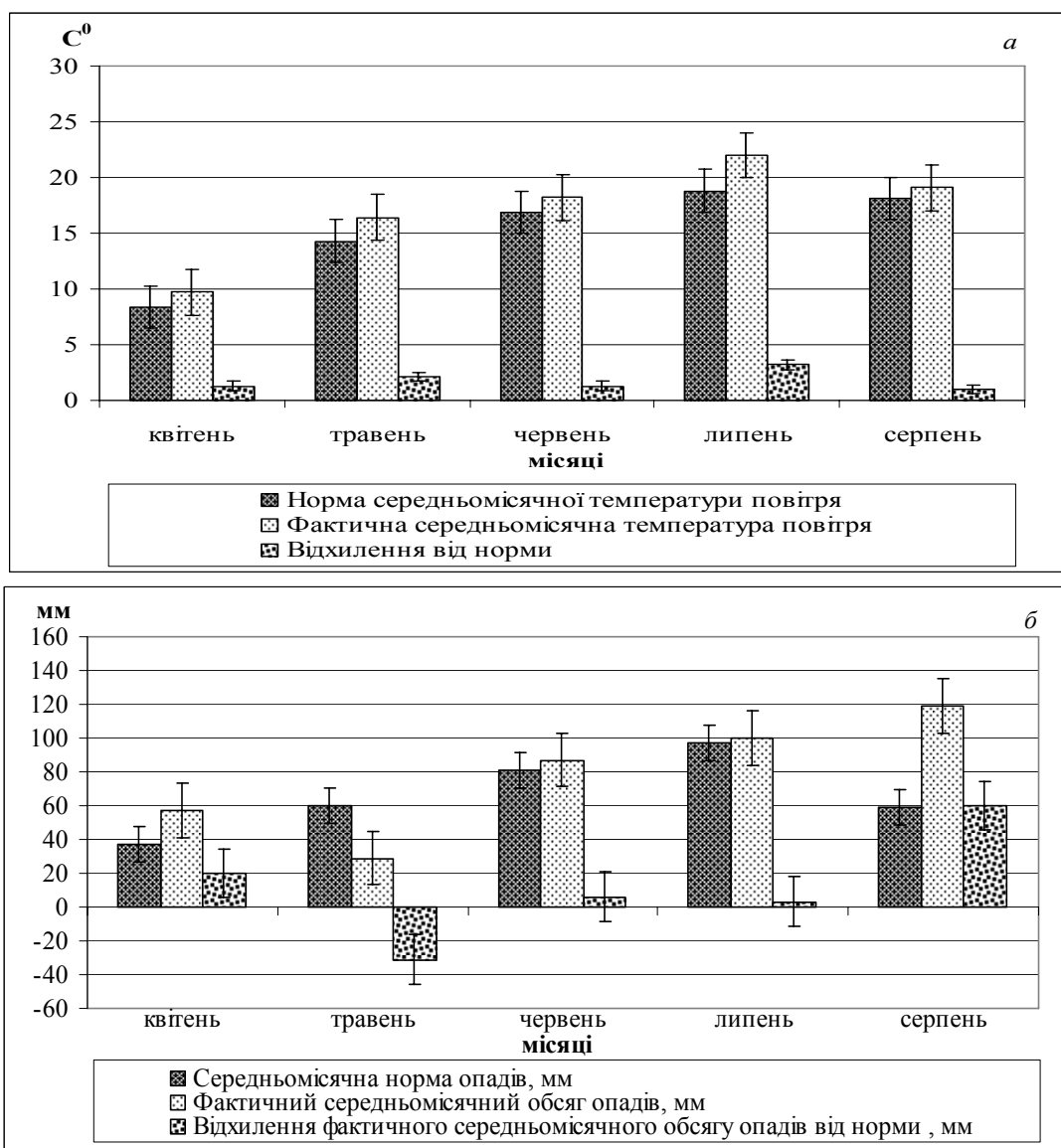


Рис. 4. Динаміка середньомісячної температури повітря (а) та обсягів опадів (б) впродовж квітня-серпня 2012 р. в Рівненській області

Вміст катіонів K^+ , Na^+ , Ca^{2+} та Mg^{2+} у поверхневих водах малих річок Рівненської області на більшості досліджених територій з різним рівнем антропогенного тиску знаходився в межах ГДКрибгосп. Виявлено, що у річковій воді є перевищення значень ГДКрибгосп. для $[K^+]$ на 10% у квітні 2012 р. на урбанізованій території та для $[Mg^{2+}]$ у липні 2012 р. на урбанізованій та техногеннотрансформованій територіях на 76 та 130%, відповідно.

Найвищі значення мінералізації річкових вод були зафіксовані в серпні на урбанізованій ($200,2 \text{ мг/дм}^3$) та техногеннотрансформованій ($201,8 \text{ мг/дм}^3$) територіях, найнижчі - в червні на рекреаційній ($91,0 \text{ мг/дм}^3$).

Суттєву роль у підтриманні гомеостатичного рівня гідрохімічного складу річок відіграють такі кліматичні фактори як температура води і кількість опадів, інтенсивність яких регулює кількість розчиненого кисню, активізує надходження з береговим зливом та деструкцію органічних речовин та закиснення води, що, в свою чергу, може посилювати евтрофікаційні процеси та автохтонне забруднення водойм і зменшувати їх самоочищуючу здатність.

В цілому проведене дослідження свідчить про тенденцію до погіршення

якості поверхневих вод у досліджених малих річках рекреаційної, урбанізованої, аграрної територій Рівненської області у червні порівняно з травнем та про поступове покращення ситуації влітку впродовж липня-серпня. Проте, зазначена тенденція поступового поліпшення якості води влітку не спостерігається на техногеннотрансформованій території.

Список літератури

1. Афанасьев С.А. Методика оценки экологических рисков, возникающих при воздействии источников загрязнения на водные объекты / Программа экологического оздоровления бассейна Днестра (Беларусь-Россия-Украина) / С. А. Афанасьев., М. Д. Гродзинский. — К. : АйБи, 2004. — 59 с.
2. Бедункова О. О. Аналіз особливостей Західного Полісся / Бедункова О. О., Стецюк Л. М., Єфімчук Л. Б. // Вісник НУВГП. Серія Тех., с.-г., фіз.-мат. та ін. науки. — 2009. — Вип. 1(45). — С. 3-9.
3. Вода питьевая. Методы анализа. Государственные стандарты СССР. — М: Изд-во стандартов, 1984. — 324 с.
4. Гранично допустимі значення показників якості води для рибогосподарських водойм. Загальний перелік ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм (№12-04-11 від 09.08.1990).
5. Гроховська Ю. Р. Відповідність гідрохімічних показників водних об'єктів Рівненщини рибогосподарським вимогам / Ю. Р. Гроховська, С. В. Кононцев // Вісник НУВГП. Серія Сільгосп. науки». — 2012. — Вип. 2(58). — С. 114-121.
6. Грубинко В. В. Содержание неорганических соединений азота в воде малых рек с разным уровнем антропогенной нагрузки / Грубинко В. В., Грюк И. Б., Суходольская И. Л. // Биология, химия, физика: вопросы и тенденции развития : Материалы междунар. заочн. научно-практ. конф. (Новосибирск, 12 фев. 2012 г.). — Новосибирск : Экор-книга, 2012. — С. 73–83.
7. Грюк І. Б. Забруднення поверхневих водойм Рівненщини / І. Б. Грюк, В. В. Грубінко // Наук. записки ТНПУ ім. В. Гнатюка. Серія Біологія. — 2011. — №4 (49). — С. 109-125.
8. Довкілля України. Стат. збірник. - К. : Держкомстат України, 2002. — С. 70-103.
9. Забокрицька М. Р. Характеристика антропогенного навантаження в басейні р. Західний Буг / М. Р. Забокрицька, В. І. Осадчий // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — 2003. — Т. 5. — С. 218-225.
10. Коротун І. М. Географія Рівненської області / І. М. Коротун, Л. К. Коротун. — Рівне : ІПК ПК, 1996. — 274 с.
11. Мельник В. Й. Екологічна оцінка та екологічні нормативи якості води річок Рівненської області: Автореф. дис... канд. геогр. наук: 11.00.07 / В. Й. Мельник ; Київ. нац. ун-т ім. Т. Шевченка. — Рівне, 2002. — 18 с.
12. Новиков Ю. В. Методы исследования качества воды водоемов / Новиков Ю. В., Ласточкина К. О., Болдина З. Н. — М. : Медицина, 1990. — 400 с.
13. Орлов А. И. Прикладная статистика / А. И. Орлов. — М. : Экзамен, 2006. — 672 с.
14. Осадчий В. І. Кисневий режим поверхневих вод України / В. І. Осадчий, Н. М. Осадча // Наук. праці УкрНДГМІ. — 2007. - Вип. 256. — С. 265-285.
15. Остроумов С. А. Загрязнение, самоочищение и восстановление водных экосистем. / С. А. Остроумов - М. : МАКС-Пресс, 2005. — 100 с.
16. Перечень предельно допустимых концентраций и ориентировочно безопасных уровней воздействия вредных веществ для воды рыбохозяйственных водоемов. — М: Колос, 1993. — 142 с.
17. Правила приймання стічних вод підприємств у комунальні та відомчі системи каналізації населених пунктів України (Наказ Держбуду України №37 від 19.02.02).
18. Романенко В. Д. Основи гідро екології : Підручник / В. Д. Романенко. - К. : Обереги, 2001. — 728 с.
19. Вивчення еколого-токсикологічного стану річок Прип'ять та Стохід / Ю. М. Ситник, О. М. Арсан, Г. Є. Киричук, Л. М. Янович // Вісн. Житомир. держ. пед. ун-ту. — 2001. — № 8. — С. 244–248.
20. Соловей Т. В. Гідрохімічне районування річкових вод Прутського басейну / Т. В. Соловей // Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія. — 2003. — Т. 5. — С. 275-281.
21. Суходольська І. Л. Сезонні зміни вмісту важких металів у малих річках Рівненщини / І. Л. Суходольська, І. Б. Грюк // Стан природних ресурсів, перспективи їх збереження та відновлення : II Міжн. наук.-практ. конф. (м. Трускавець, 11–13 жов. 2012 р.). — Трускавець, 2012. — С. 147-148.
22. Шитиков В. К. Количественная гидроэкология: методы системной идентификации / В. К. Шитиков, Г. С. Розенберг, Т. Д. Зинченко. — Тольятти : ИЭВБ РАН, 2003. — 463 с.
23. Watercom: Физические показатели качества воды. [Электронный ресурс]. Режим доступа - URL: <http://www.voda-da.ru/watercom.htm> (Дата обращения 31.10.12).

Сезонні зміни хімічного складу поверхневих вод Рівненщини на територіях з різним характером антропогенного впливу

Грюк І. Б., Суходольська І. Л.

Наведено результати дослідження вмісту компонентів хімічного складу поверхневих вод Рівненщини впродовж квітня-серпня 2012 р. в залежності від рівня антропогенного навантаження басейнів малих річок. Встановлено перевищення вмісту K^+ у воді досліджених річок на урбанізованій та Mg^{2+} - на урбанізованій і техногеннотрансформованій територіях. Виявлено загальну тенденцію до збільшення вмісту PO_4^{3-} впродовж травня-серпня у річковій

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — 2013. — Т. 3(30)

воді урбанізованої території. Найвищі значення мінералізації річкових вод були зафіксовані на урбанізованих та техногенно трансформованих територіях, найнижчі - на рекреаційній.

Ключові слова: якість води; антропогенний вплив; компоненти хімічного складу, рибогосподарські ГДК; річки Рівненщини.

Сезонные изменения химического состава поверхностных вод Ровенщины на территориях с различным характером антропогенного влияния

Грюк И. Б., Суходольская И. Л.

Приведены результаты исследования содержания компонентов химического состава поверхностных вод Ровенщины на протяжении апреля-августа 2012 г. в зависимости от уровня антропогенной нагрузки бассейнов малых рек. Установлено превышение содержания K^+ в воде исследованных рек на урбанизированной и Mg^{2+} - на урбанизированной и техногенно трансформированной территориях. Выявлена общая тенденция к увеличению на протяжении мая-августа содержания PO_4^{3-} в речной воде урбанизированной территории. Максимальные значения минерализации речных вод были зафиксированы на урбанизированной и техногенно трансформированной территориях, минимальные - на рекреационной.

Ключевые слова: качество воды; антропогенное влияние; компоненты химического состава, рыбохозяйственные ПДК; реки Ровенщины.

Seasonal changes in the chemical composition of the surface waters of Rivne region in areas with different character of anthropogenic load

Gryuk I. B., Sukhodolska I. L.

The results of the investigation of the components content of the chemical composition of surface waters of Rivne region during April-August 2012 depending on the level of anthropogenic load of small rivers' basins are given. Evidence of the excess of K^+ in water of studied rivers on urbanized and Mg^{2+} - on urbanized and technologically transformed territories is defined. A general tendency to increase during the May-August PO_4^{3-} content in rivers' water of urbanized area was found. The maximum values of mineralization of rivers' water have been recorded in the urbanized and technologically transformed areas, the minimum - in the recreation area.

Keywords: water quality, anthropogenic load, components of the chemical composition, fisheries MPC, rivers of Rivne region.

Надійшла до редколегії 06.05.2013

УДК 556.18 (477.85)

Шевчук Ю.Ф.

Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича

ЯКІСТЬ ВОДИ ДЖЕРЕЛА ЦЕНТРАЛІЗОВАНОГО ГОСПОДАРСЬКО-ПІТНОГО ВОДОПОСТАЧАННЯ МІСТА ЧЕРНІВЦІ

Ключові слова: водні ресурси, питна вода, річка, якість, значення

Актуальність проблеми. Проблема якості питної води актуальна для всіх країн світу, адже вода – дуже кошковий, але обмежений ресурс, без якого не може існувати життя на Землі. Вона наділена широким спектром унікальних властивостей, які тільки підтверджують, що це дійсно безцінний дарунок природи.

З огляду на постійний ріст промисловості, транспорту, сільськогосподарського виробництва, вплив людини на довкілля досягнув загрозливих масштабів. Через антропогенне і техногенне навантаження всі забруднення атмосфери і територій з опадами виносяться у водні джерела. Якщо забруднення останніх буде продовжуватися такими ж темпами, то незворотні процеси в гідросфері Землі можуть виникнути за найближчі кілька десятиків років.

Отже, забруднення води є глобальною проблемою, оскільки щорічно в ріки скидається до 450 млрд. м³ побутових і промислових стічних вод, більше того за даними ВООЗ кожні 8 секунд у світі від хвороб через уживання брудної води,

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

помирає дитина, а через використання води низької якості щорічно гине близько 5 млн. людей. Інфекційна захворюваність населення, що пов'язана з водопостачанням населених пунктів, досягає 500 млн. випадків на рік. У країнах, що розвиваються, 80 % хвороб поширюються шляхом уживання забрудненої питної води, а патогенні мікроорганізми і хімічні токсиканти вбивають 25 млн. осіб щороку.

Виходячи з наведеного вище, проблема забезпечення населення доброякісною питною водою відноситься до числа соціально найзначиміших, оскільки вона безпосередньо впливає на стан здоров'я громадян і кардинально визначає ступінь екологічної й епідеміологічної безпеки цілих регіонів. Якість питної води та рівень її споживання залишаються незадовільними, а в деяких місцях ця проблема набула кризового характеру.

Аналіз попередніх досліджень. Розвиток гідрологічних і гідрохімічних досліджень у 60 – 80-ті роки мав значний вплив на розширення напрямку наукових досліджень якості споживчої води побутового та промислового водокористування. Природно, що новий напрям формувався на стику наукових галузей. Тобто до галузей гідрологічної та гідрохімічної науки в проблемі водних ресурсів органічно приєднується водопостачання, водовідведення, технології водопідготовки, що дозволяє вченим-гідрохімікам розробляти нові напрямки наукових досліджень – проблеми якості питної води, водопостачання та водовідведення, гідрохімії водоймищ-охолоджувачів (В. К. Хільчевський, М. І. Ромась та ін.), що сприяє подальшій гармонізації та розвитку нових дослідницьких проектів.

Методика досліджень. Річка Дністер на даний час є головним джерелом водопостачання жителів міста Чернівці і відноситься до 1 класу. Оцінка якості поверхневих вод, як джерела питного водопостачання виконана за період 1995–2008 рр. згідно з нормативним документом ГОСТ 2761[1] шляхом зіставлення значень показників зі значеннями, які відносили їх до відповідного класу якості води. Для встановлення класу якості води річки Дністер в місці водозабору (с. Митків, Чернівецької області) визначали: вміст завислих речовин, значення забарвленості, значення каламутності, значення рН, значення перманганатної окиснюваності, вміст розчиненого кисню, значення БСК_п, значення загальної жорсткості, вміст заліза загального, значення сухого залишку та значення загального мікробного числа (ЗМЧ).

Результати досліджень. Водний режим річки Дністер знаходиться в тісному взаємозв'язку з кліматичними і гідрологічними особливостями району. Основним джерелом живлення річки є зливові дощі та талі снігові води, підземне живлення Дністра незначне і виражене в основному в його середній течії [5; 6].

У весняний період основним джерелом є талі снігові води, з травня по жовтень переважає дощове живлення, а потім домінуюче значення мають підземні води, велика кількість опадів разом зі значним нахилом поверхні викликає високий стік.

Формування гідрохімічного та гідрологічного режиму Дністра визначається гідрологічною фазою водного режиму. На всьому протязі річки мінералізація води помірна. Склад води гідрокарбонатно-кальцієвий, другого, іноді першого типу [5;8].

Запах, забарвленість, каламутність мають велике значення для оцінки якості води, оскільки сприймаються людиною як непряме свідчення наявності у воді шкідливих для здоров'я речовин.

Характер запаху проб води р. Дністер – річковий, і за даним показником вона ,в основному, відповідає 1-му класу, хоча і зустрічаються прояви в пробах води 2-го класу.

Із прозорістю пов'язана інтенсивність фотосинтезу та перебіг біохімічних процесів, які потребують освітлення. Максимальна прозорість спостерігається в осінньо-зимовий період (24–28 см), а мінімальна – у весняно-літній період (17–13 см) [7].

Мінімальне значення завислих речовин складає $0,5 \text{ мг/дм}^3$ – зимова межень 1997 р., а максимальне 450 мг/дм^3 – у літній паводок 2008 р. Багаторічні результати досліджень показали, що максимальні значення завислих речовин формуються в літній паводок (рис. 1).

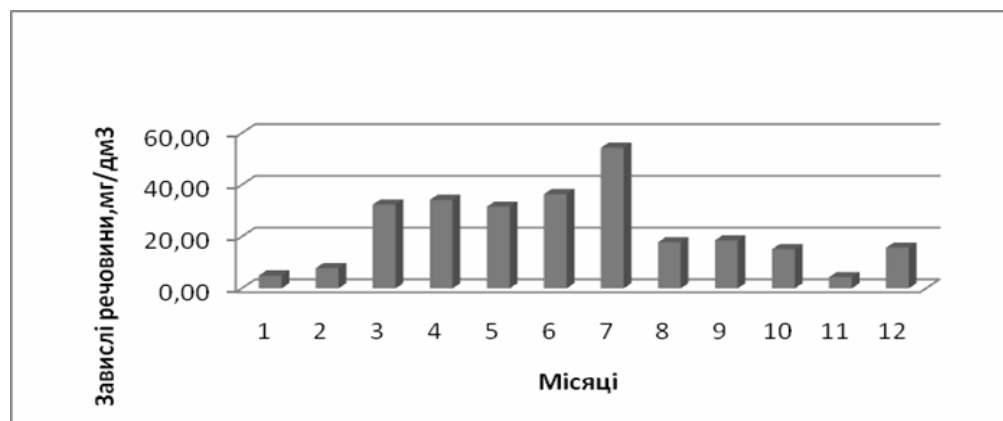


Рис. 1. Середньомісячний вміст завислих речовин у воді р. Дністер

Висока забарвленість означає понижені органолептичні властивості води, зменшує вміст розчиненого кисню. За забарвленістю проби води р. Дністер відповідають 2-му класу.

Найбільші зміни забарвленості спостерігаються у весняний та літній період (рис. 2). Максимальні значення забарвленості також характерні для даного періоду. Так, у травні 1997 р. забарвленість складала 180 градусів.

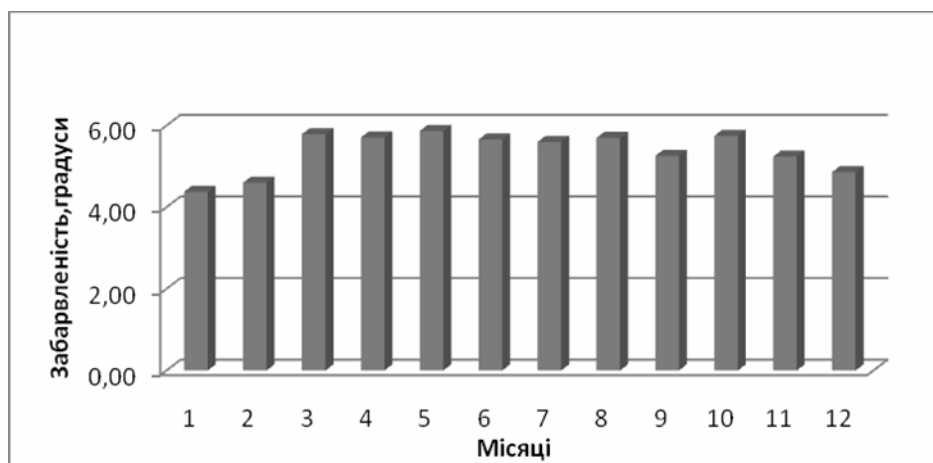


Рис. 2. Середньомісячні значення забарвленості води р. Дністер

Найбільш характерним показником води, яка потребує першочергового поліпшення при її підготовці для питних цілей є каламутність. Визначений контрольний коефіцієнт каламутності води в розвинутих країнах дорівнює $0,7\text{--}0,9 \text{ мг/дм}^3$, а в Україні – $1,5 \text{ мг/дм}^3$. Чим каламутніша вода, тим більше в ній

хвороботворних мікроорганізмів. Каламутність води підвищується при дощах, паводках. Як правило, зимовий рівень каламутності у водоймі найбільш низький, найбільш високий весною і під час літніх дощів (рис.3).

Максимальні значення каламутності в районі водозабору в паводковий період складають від 800 мг/дм³ і до 2000 мг/дм³. За багаторічними середньомісячними значеннями проби води р. Дністер відповідають 1-му класу, а під час паводків та повеней – 2-му класу.

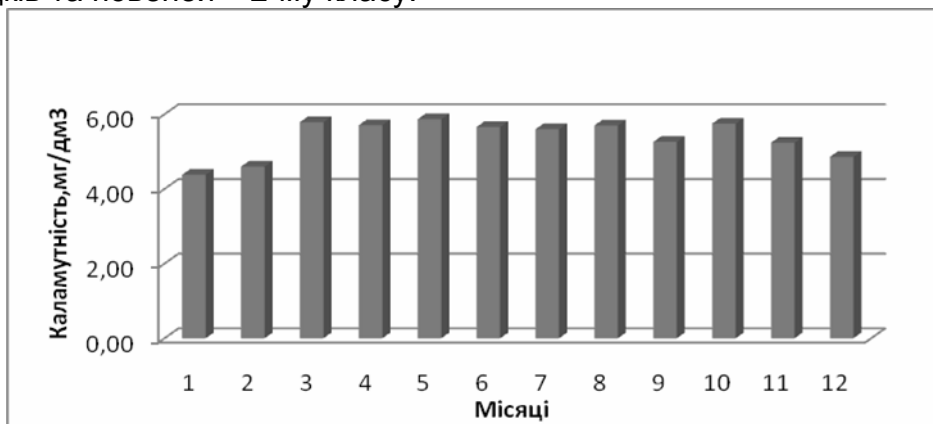


Рис. 3. Середньомісячні значення каламутності води річки Дністер

Активну реакцію води виражають водневим показником (рН), який дозволяє правильно визначити ступінь кислотності або лужності води, відіграє значну роль при обробці води і розвитку водяних рослин [2; 3]. Норма активної реакції поверхневих вод для водопостачання має бути в межах (6,5 – 8,5) одиниць рН. На рис. 4 відображено середньомісячні багаторічні значення рН за 1995 – 2008 рр.

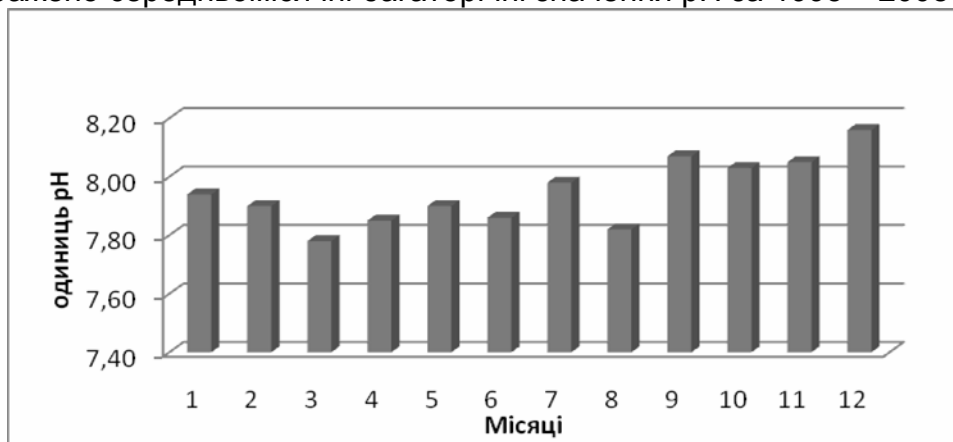


Рис. 4. Середньомісячні значення рН води річки Дністер

Значення показника відповідає 1-му класу, підвищення рН припадає на літньо-осінні періоди. Так мінімальне значення складає 6,5 одиниць рН, а максимальне – 8,95 одиниць рН. Плаваючих домішок і нафтових плівок у пробах води з р. Дністер не спостерігалось.

У залежності від ступеня забруднення вода містить речовини, що окиснюються сильними окиснювачами (наприклад, перманганатом, біхроматом та ін.). Кількість кисню, еквівалентна витраті окислювача на окиснення забруднень, називається окисністю. Максимальні значення спостерігаються у весняно-осінній період (рис. 5). Мінімальні значення складають 2,6мгО/дм³, а максимальні 11,5 мгО/дм³. При нормі 7 мгО/дм³ ми отримали 11,5 мгО/дм³, що дає підстави відносити р.Дністер до 2-го класу.

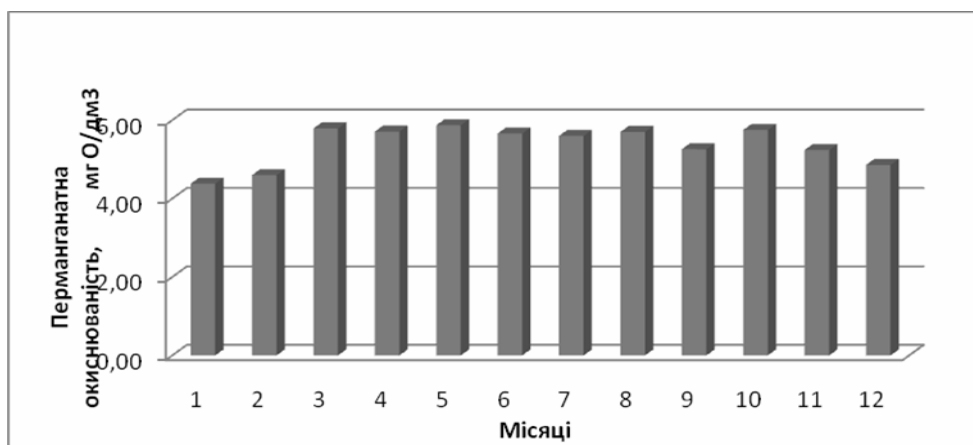


Рис. 5. Середньомісячні значення перманганатної окиснюваності води річки Дністер

Спостерігається стабільно сприятливий кисневий режим р.Дністер у місці відбору проб. Вміст розчиненого кисню в межах (5,3-17,1) $\text{мгО}_2/\text{дм}^3$, що цілком достатньо для забезпечення хімічних і біохімічних реакцій окиснення. Максимальні значення спостерігаються в зимову межень (рис. 6).

При нормі БСК_п для 1-го класу не більше 3 значення загального біологічного споживання кисню складає до 10,8 $\text{мгО}_2/\text{дм}^3$. Тобто за даним показником проби води р. Дністер належать до 3-го класу. Значення БСК_п відчутно зростає у зимово-весняний період (рис.7). З 2000 р. значення БСК_п в порівнянні з попередніми, суттєво знизились, що пояснюється зменшенням антропогенного навантаження на басейн річки Дністер.

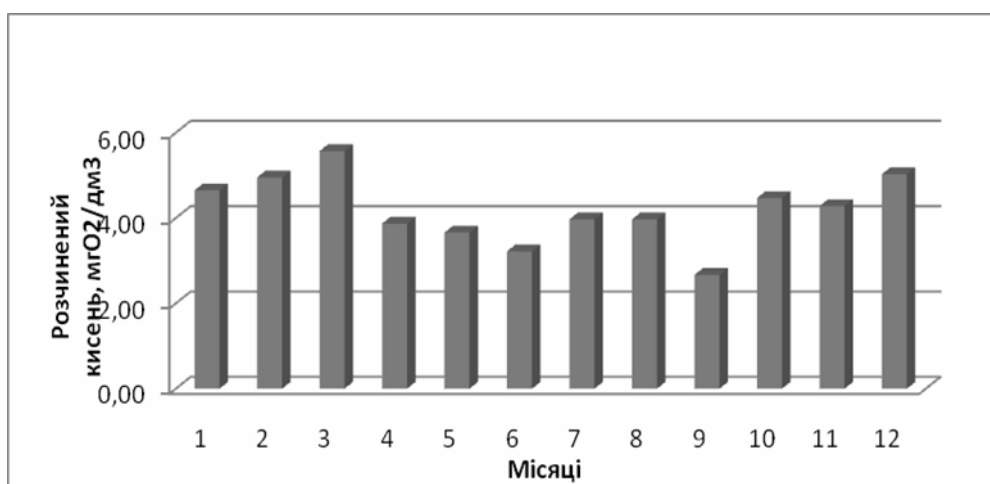


Рис. 6. Середньомісячний вміст розчиненого кисню води річки Дністер

Нижнім граничним рівнем мінералізації, який забезпечує оптимальну рівновагу адаптивних реакцій, є мінералізація на рівні 100 $\text{мг}/\text{дм}^3$.

Для поверхневих вод 1-го класу загальна мінералізація повинна бути не більше 1000 $\text{мг}/\text{дм}^3$, а вміст сульфатів і хлоридів не більше 500 і 350 $\text{мг}/\text{дм}^3$ відповідно. Так, з 1995 по 2008 р. вміст хлоридів був у межах 16, 5 – 95 $\text{мг}/\text{дм}^3$, а сульфатів –31 –367 $\text{мг}/\text{дм}^3$. За показниками сольового складу проби води р. Дністер належать до 1-го класу.

Загальна жорсткість зумовлюється наявністю в ній іонів кальцію і магнію. Якщо у воді їх є значна кількість, то це робить її непридатною для господарсько-побутових потреб і багатьох технологічних процесів.

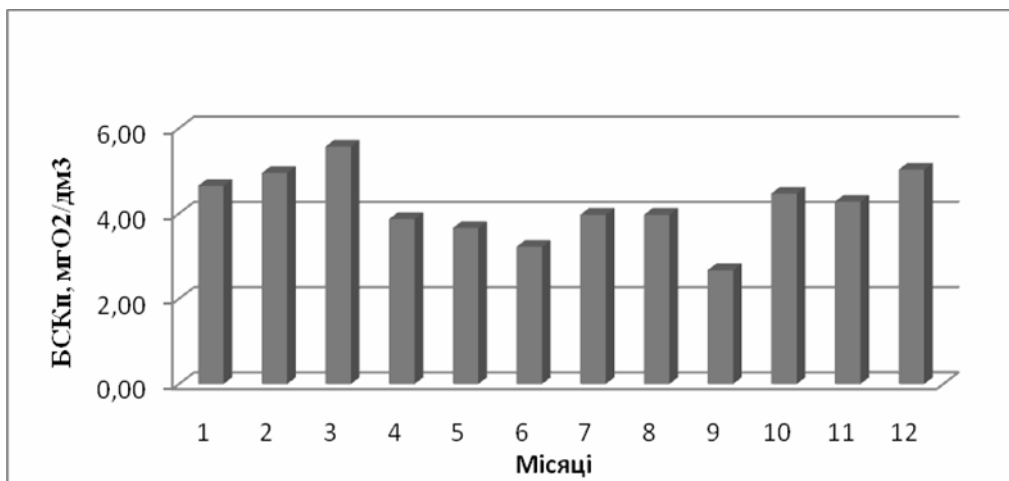


Рис. 7. Середньомісячні значення БСК_п води річки Дністер

Загальна жорсткість змінюється як за роками, так і по сезонах року (рис. 8). В зимову межень значення складають 4,2–9,4 ммоль/дм³, а в літню – 3,3– 8,2 ммоль/дм³. В літню межень загальна жорсткість води р. Дністер зменшується, а в зимову межень збільшується.

Екстремальний паводковий період 2008 р. спричинив насичений схиловий та заплавний змив побутових та технічних відходів і, відповідно, збільшення антропогенного забруднення у створі водозабору.

Залізо і марганець у значних кількостях роблять воду непридатною для пиття, промислових і господарських потреб, а також сприяють розвитку залізистих і марганцевих бактерій, що можуть продуктами своєї життєдіяльності забивати водопровідні труби. Середньомісячні значення заліза загального, за багаторічний період у воді річки Дністер у районі водозабору с. Митків наведено на рис 9.

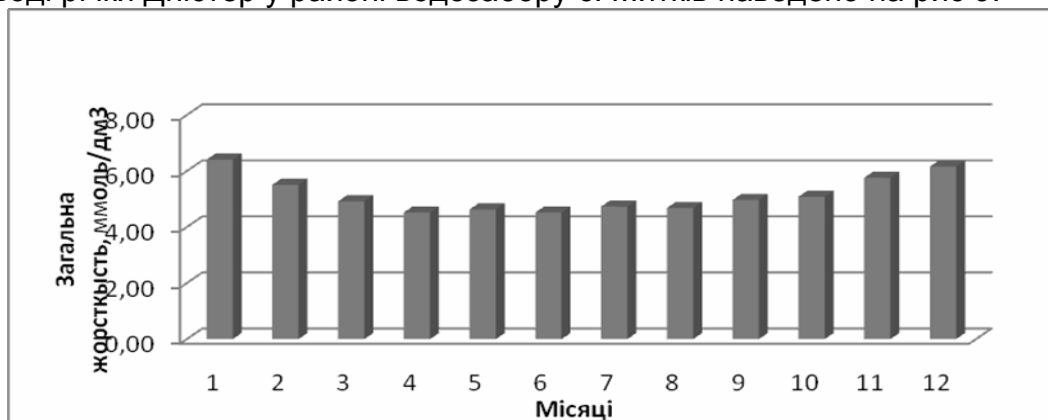


Рис. 8. Середньомісячні значення загальної жорсткості води річки Дністер

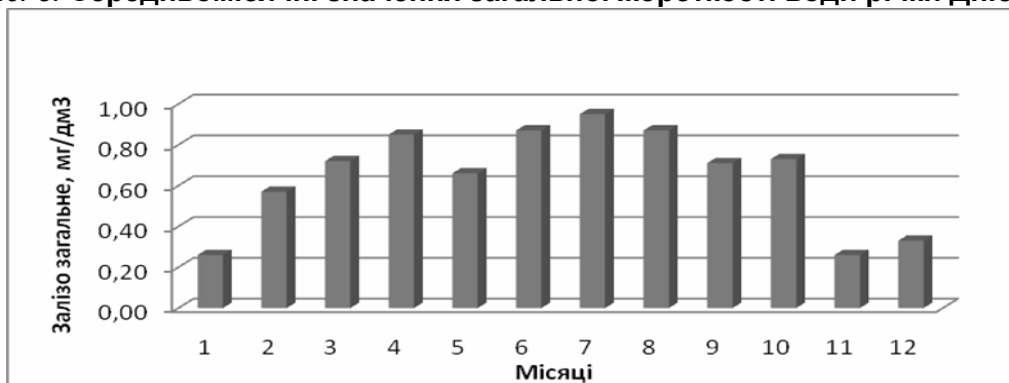


Рис. 9. Середньомісячний вміст заліза загального у воді р. Дністер

Спостерігається стрімке зменшення вмісту заліза загального в літню межень за роками. Максимальне значення в 1996 р. склало 2,7 мг/дм³, 2002 р. – 1,05 мг/дм³, а в 2008 р. – 0,15 мг/дм³.

За середньомісячними значеннями р. Дністер за вмістом заліза загального відноситься до 2 - го класу, а за багаторічними – до 1- го класу.

За період досліджень (1995–2008рр.) встановлено різке сезонне коливання марганцю у воді р. Дністер. За отриманими даними, р. Дністер за вмістом марганцю можна віднести до 1-го класу, оскільки усереднені дані за досліджуваний період складають 0,014–0,041 мг/дм³ при нормі – 0,1 мг/дм³.

Для питної води показник лужності не нормується, але його визначення має сенс, бо, залежно від рН і лужності, вода з твердістю вище ніж 4 ммоль/дм³ може викликати в розподільній системі відкладення шлаків і накипу. За результатами виконаних досліджень середнє значення лужності складає від 3,2 до 4,48 ммоль/дм³. За сезонами значення лужності збільшується взимку.

За отриманими даними, води р. Дністер у місці водозабору відносять до прісних, позаяк їх значення входить у межі (100 – 1000) мг/дм³ (рис.10).

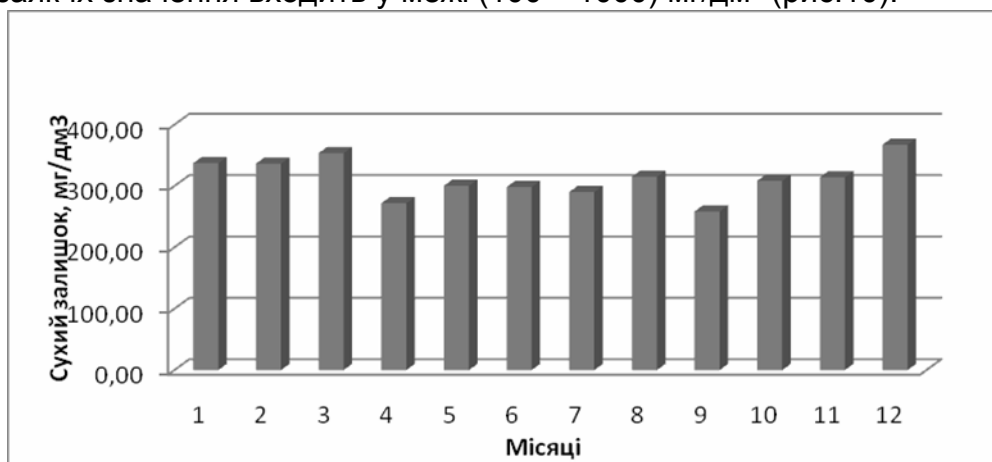


Рис. 10. Середньомісячні значення сухого залишку води р. Дністер

Серед шкідливих речовин у воді особливе місце займають неорганічні речовини токсичної дії (важкі метали). Вони потрапляють до водойми у складі промислових стічних вод, через атмосферу та ґрунт і належать до найрозповсюджених та небезпечних забруднюючих речовин. Зіставлення середньорічних значень вмісту шкідливих речовин у воді р. Дністер дозволяють зробити висновок, що їх концентрація в основному відповідає межах додатка СанПіН 4630 [4].

Непрямим показником бактеріального забруднення води є загальне мікробне число (ЗМЧ), оскільки характеризує загальний вміст мікроорганізмів у воді без їх якісної характеристики. Результати досліджень, наведені на рис. 11, вказують на те, що в літню межень вода річки Дністер у місці водозабору може бути забруднена патогенними мікроорганізмами.

Процес формування якості поверхневих вод у створі водозабору Дністер-Митків визначається особливостями руху побутових, промислових та сільськогосподарських стічних вод у межах басейну Дністра.

Питна якість води в річці залежить від промислово-побутових викидів і тому використання річкової води для питного водопостачання можливе тільки після відповідної очистки. Технічна якість води Дністра понижується внаслідок високої її каламутності, яка звичайно спостерігається в період паводків.

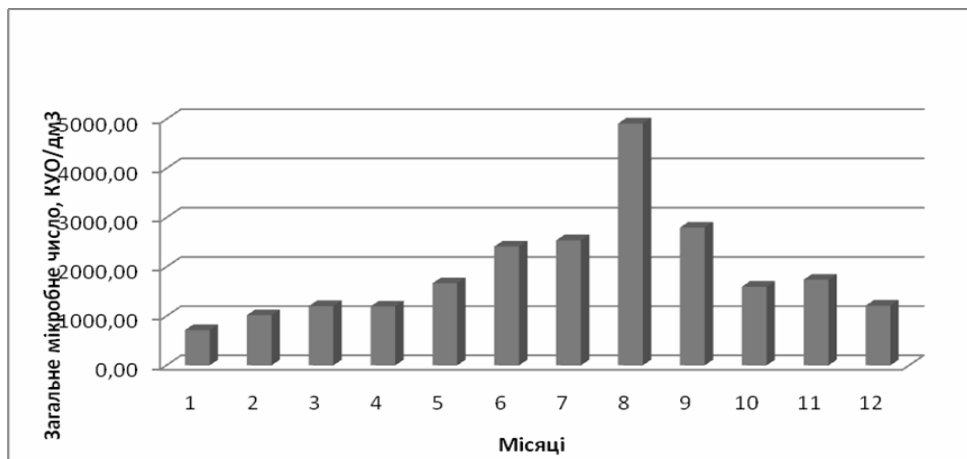


Рис. 11. Середньомісячні значення ЗМЧ води річки Дністер

Часова мінливість ряду параметрів якості поверхневих вод виокремлює сезони, окремі місяці, коли показники якості не відповідають вимогам 1-го класу.

За результатами проведених досліджень, згідно вимог ГОСТ 2761, р. Дністер в місці водозабору (с. Митків) за показниками якості води відноситься до третього класу. Згідно екологічної класифікації р. Дністер в місці водозабору можна віднести до незначно забрудненої.

Список літератури

1. ГОСТ 2761-84. Источники централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения. Гигиенические, технические требования и правила выбора. Введ. 01.01.1986. – М. : Госстандарт СССР, 1983. – 12 с.
2. Никаноров А. М. Гидрохимия / А. М. Никаноров, Е. В. Посохов. – Л. : Гидрометеиздат, 1985. – 232 с.
3. Никаноров А. М. Справочник по гидрохимии / А. М. Никаноров. – Л. : Гидрометеиздат, 1989. – 392 с.
4. Санитарные правила и нормы охраны поверхностных вод от загрязнения : СанПиН № 4630-88. – М. : Минздрав СССР, 1988. – 69 с.
5. Шевчук Ю. Ф. Просторово-часові особливості гідрохімічного стану річки Дністер / Ю. Ф. Шевчук, В. О. Джаман // Гідрологія, гідрохімія та гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 244–250.
6. Шевчук Ю. Ф. Якість питної води джерел водопостачання міста Чернівці / Ю. Ф. Шевчук // Наук. праці УкрНДГМІ. – 2006. – Вип. 255. – С. 134–138.
7. Экологическое состояние реки Днестр / Шевцова Л. В., Алиев К. А., Кузько О. А. и др. – К. : ред. ГБЖ, 1998. – 148 с.
8. Явкін В. Г. Параметри розрахунку повторюваності критичного забруднення Дністра, Прута та Сірету / В. Г. Явкін, Ю. Ф. Шевчук // Наук. зап. Терноп. нац. пед. ун-ту ім. В. Гнатюка. Серія Географія. – 2005. – № 3, вип. 28. – С. 69–74.

Якість води джерела централізованого господарсько-питного водопостачання міста Чернівці

Шевчук Ю. Ф.

Проаналізовано стан річки Дністер, як головного джерела водопостачання міста Чернівці згідно ГОСТ 2761-84. Встановлено, що за показниками якості води річка Дністер відноситься до 3-го класу.

Ключові слова: водні ресурси, питна вода, річка, якість, значення.

Качество воды источника централизованного хозяйственно-питьевого водоснабжения города Черновцы

Шевчук Ю. Ф.

Проанализировано состояние реки Днестр как главного источника водоснабжения города Черновцы согласно ГОСТ 2761-84. Установлено, что по показателям качества воды река Днестр относится до 3-го класса.

Ключевые слова: водные ресурсы, питьевая вода, река, качество, значение.

Water quality of a centralized source of drinking water supply in Chernivtsi

Shevchuk Y. F.

The condition of the river Dniester as the main water source of Chernivtsi in accordance with GOST 2761-84. Found that in terms of water quality river Dniester belongs to class 3.

Keywords: water resources, drinking-water, river, quality, value.

Надійшла до редколегії 17.03.2013

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

УДК 556.4(543.3:556.114.7)

Іванечко Я. С., Линник П. М.

Інститут гідробіології НАН України, м Київ

РОЗЧИНЕНІ ОРГАНІЧНІ РЕЧОВИНИ У ВОДІ ВЕРХНЬОЇ ДІЛЯНКИ РІЧКИ ПІВДЕННИЙ БУГ

Ключові слова: *р. Південний Буг; розчинені органічні речовини; компонентний склад; гумусові речовини; вуглеводи; білковоподібні речовини; молекулярно-масовий розподіл; сезонні варіації*

Постановка та актуальність проблеми. Розчинені органічні речовини (РОР) – один з найважливіших компонентів хімічного складу природних поверхневих вод, оскільки безпосередньо впливають на формування їхньої якості. Вони представляються цінним джерелом органічного вуглецю, біогенних елементів і мікроелементів, а також енергії для водяних організмів, а тому відіграють помітну роль у функціонуванні біологічної складової водних екосистем. Серед широкого різноманіття РОР найпоширеніші гумусові речовини (ГР), вуглеводи і білковоподібні речовини (БПР). За рахунок комплексоутворення впливають значною мірою на міграційну здатність більшості металів, знижуючи, або нівелюючи при цьому їхній токсичний вплив на гідробіонтів. Деякі РОР поверхневих вод, хоча й знаходяться в низьких концентраціях (вітаміни, гормони та ін.), однак впливають на фізіологічні та біохімічні процеси, що відбуваються в організмах гідробіонтів [21]. Окрім цього, наявність РОР у воді слід розглядати як один з чинників, що впливають на формування кисневого режиму водних об'єктів. Підвищені концентрації органічних речовин у воді неминуче призводять до зниження вмісту розчиненого кисню, що витрачається на їхнє окиснення.

У водному середовищі річок, водосховищ та озер завжди наявні органічні речовини, серед яких зустрічаються як прості низькомолекулярні, так і складні сполуки з різною молекулярною масою (білки, полісахариди, ліпіди, нуклеїнові кислоти та ін.) [21, 22, 26]. В природних поверхневих водах знаходяться також складні продукти трансформації різнотипних біомолекул, хімічна природа та властивості яких ще й дотепер залишаються недостатньо вивченими. Найпоширенішу групу РОР складають ГР, дослідженню властивостей яких присвячено найбільшу кількість наукових праць [2, 13, 17, 18, 27].

Широко відомі праці по дослідженню “органічної речовини” природних вод професора Б. О. Скопінцева [24], який вважається основоположником органічної гідрохімії. Значний внесок у вивчення хімічної природи РОР поверхневих вод різних географічних зон зроблено А. Д. Семеновим та його учнями [22]. Дослідження компонентного складу РОР проводилися також Г. М. Варшал та її учнями [2]. Значних успіхів у вивченні структури та властивостей ГР досягнуто І. В. Перміною [18].

Дослідженнями органічних речовин у природних поверхневих водах України у різні роки займалися Ю. Г. Майстренко, Г. О. Єнакі, А. К. Рябов [8, 9, 15]. Починаючи з 90-х років минулого століття, основну увагу було сконцентровано на вивченні компонентного складу РОР та його сезонних змін [28]. Дослідженнями були охоплені річки басейну Дніпра, Прип'яті, а також дніпровські водосховища [3,

4, 7]. Останнім часом Н. М. Осадчою отримано вагомі результати в дослідженні закономірностей міграції ГР у різнотипних водних об'єктах України [17].

Мета – дослідження загального вмісту РОР і їхнього компонентного складу, а також сезонних аспектів співвідношення ГР, вуглеводів та БПР у воді р. Південний Буг.

Матеріал і методи дослідження. Дослідження проводилися на верхній ділянці р. Південний Буг поблизу м. Хмельницького з квітня 2011 р. по лютий 2012 р. з таким розрахунком, щоб були охоплені всі пори року. Проби води відбирали з поверхневого шару на глибині 0,3–0,4 м за допомогою батометра Рутнера. Перед початком аналізів проби води пропускали крізь мембранні фільтри “Synpro” (Чехія) з діаметром пор 0,4 мкм для відокремлення завислих частинок. Для досліджень використовували лише фільтровану воду.

Перманганатну окиснюваність (ПО) води і хімічне споживання кисню (ХСК), визначали за загальновідомими методиками [19]. Кольоровість води вимірювали фотометрично за дихроматно-кобальтовою шкалою [1].

Розділення РОР природної води на групи за різною хімічною природою (кислотна, основна і нейтральна) здійснювали методом йонообмінної хроматографії [23]. Фільтрати природної води об'ємом 1,0–1,2 дм³ пропускали послідовно крізь скляні колонки, одну з яких було заповнено аніонітом діетиламіноетицелюлозою (ДЕАЕ-целюлоза), а другу – катіонітом карбоксиметилцелюлозою (КМ-целюлоза), в результаті чого відбувалося йонообмінне розділення та одночасне сорбційне концентрування окремих груп РОР. ДЕАЕ-целюлозою сорбуються органічні речовини кислотної групи РОР з негативним знаком заряду, до складу якої входять головним чином ГР і меншою мірою інші органічні кислоти. На КМ-целюлозі відбувається сорбція позитивно заряджених органічних сполук основної групи РОР. Основна частина цієї фракції складається з БПР, хоча в незначних кількостях наявні й інші органічні основи. Після проходження крізь колонки з целюлозними іонітами вода містила у своєму складі органічні речовини нейтральної групи РОР, переважну більшість яких становлять вуглеводи. Десорбцію ГР з ДЕАЕ-целюлози проводили в три стадії, що забезпечує найповніше їхнє вилучення. На першій і третій стадіях десорбції як елюент використовувався 0,3 моль/дм³ розчин NaOH, а на другій – 0,02 моль/дм³ розчин H₂SO₄. Вилучення БПР з КМ-целюлози проводили 0,1 моль/дм³ розчином HCl. Об'єми одержаних елюатів становили 20–25 см³, за рахунок чого досягалося значне концентрування досліджуваних груп РОР – в 40–60 разів. Для концентрування органічних речовин нейтральної групи РОР (зазвичай, в 10–12 разів) використовували метод виморожування.

Концентрати усіх зазначених груп РОР використовували у подальшому для вивчення молекулярно-масового розподілу органічних сполук у кожній з них за допомогою методу гель-хроматографії [2, 23]. Використовували скляні колонки, заповнені нейтральними гелями HW-50F і HW-55F (Японія). Для калібрування колонок використовували розчини речовин з відомою молекулярною масою: поліетиленгліколів (20,0, 15,0, 2,0, 1,0 кДа), глюкози (0,18 кДа) і альбуміну, вилученого із людської сироватки (68,0 кДа). Вільний об'єм колонок встановлювали за допомогою розчину блюдекстрану (2000 кДа). Колонка з гелем HW-50F слугувала для дослідження ГР, а колонка з гелем HW-55F – для фракціонування БПР та вуглеводів. Об'єм аліквоти концентратів, що наносилися на колонку, становив 6 см³. У процесі елюювання з колонок кислотної, основної та нейтральної груп РОР використовувався 0,025 моль/дм³ фосфатний буферний розчин з рН≈7,0. Фракції після гель-хроматографічного розділення об'ємом по

15 см³ збирали у скляні пробірки (всього 17) за допомогою колектора "DOMBIFRAK" (Україна).

Молекулярну масу ГР, вуглеводів і БПР в окремих фракціях встановлювали за графіком залежності: " $V_e/V_0 - \lg M$ ", де V_e – об'єм виходу речовин з відомою молекулярною масою, V_0 – вільний об'єм колонки, $\lg M$ – логарифм молекулярної маси речовин, що використовувалися для калібрування колонок.

Концентрацію ГР визначали спектрофотометрично за градувальним графіком "Оптична густина при 254 нм (A_{254}) – концентрація ГР, мг/дм³". Для побудови градувального графіка використовували ГР, вилучені з води Канівського водосховища та Шацьких озер. Спектри поглинання ГР у фракціях реєстрували на спектрофотометрі Unico UV2800. Вміст БПР і вуглеводів визначали фотометрично за методом Лоурі-Фоліна [8] та з використанням антронового реагенту [19]. Для побудови відповідних градувальних графіків як стандарти використовували глюкозу та бичачий альбумін.

Концентрацію карбону органічних сполук розраховували, виходячи із значень ХСК ($C_{\text{орг}} = 0,375 \times \text{ХСК}$) [19].

Результати досліджень та їх обговорення. Річка Південний Буг бере свій початок на Подільській височині, протікає по території центральної та південної України і впадає у Бузький лиман Чорного моря [6]. У Південному Бузі розмежовують три ділянки: верхню, середню та нижню. У першій з них річка протікає крізь заболочену долину, у середній течії – через каньйон з гранітними берегами, а для нижньої течії характерна заплава, яка розчленована протоками, рукавами, старицями. Довжина річки становить 806 км, а площа басейну – 63,7 тис. км². Тип живлення – змішаний, але має місце переважання снігового та дощового. Для Південного Бугу характерне виражене весняне водопілля і дощові паводки протягом року. На річці збудовано каскад водосховищ.

У верхній ділянці річка характеризується порівняно невисоким вмістом РОР, про що можна судити на підставі результатів досліджень 1980–2004 рр. Так, середні значення ХСК і БСК₅ води верхньої ділянки р. Півд. Буг у різні пори року не перевищували відповідно 19,1–26,1 мг О/дм³ і 3,6–5,6 мг О₂/дм³ [5].

Загальні характеристики вмісту РОР. Наведені нижче (рис. 1) значення ПО і ХСК води слугують підтвердженням того, що р. Південний Буг належить до водних об'єктів з порівняно невисоким вмістом РОР. Протягом досліджуваного періоду величини ПО і ХСК змінювалися в межах відповідно 6,0–18,5 та 11,7–25,6 мг О/дм³, не перевищуючи в середньому 10,6 та 17,0 мг О/дм³. Максимальний вміст РОР відмічається восени, а мінімальний – взимку. Концентрація $C_{\text{орг}}$ варіювала в межах 4,4–9,6 мг/дм³, складаючи в середньому 6,4 мг/дм³.

Результати вимірювання кольоровості води дають підстави стверджувати, що р. Південний Буг характеризується невисокими її показниками (11,0–22,8°, в середньому 15,4° Сr-Co-шкали). Зростання кольоровості води спостерігається в літньо-осінній період, а зниження – взимку та навесні.

За формулою, запропонованою авторами [14], нами проведено розрахунки відносного вмісту автохтонних і алохтонних РОР у воді річки для кожної пори року (рис. 3). Нагадаємо, що до автохтонних належать РОР, що утворюються безпосередньо у водних об'єктах, а до алохтонних – ті органічні речовини, що надходять до водойм і водотоків ззовні [25]. Було встановлено, що частка автохтонних органічних сполук змінювалася в межах 40,3–51,3%, а її середнє значення не перевищувало 46,0%. Видно також, що флуктуації протягом року незначні (в межах 11,0%). Тим не менше, можна стверджувати, що частки автохтонних і алохтонних РОР практично співставимі.

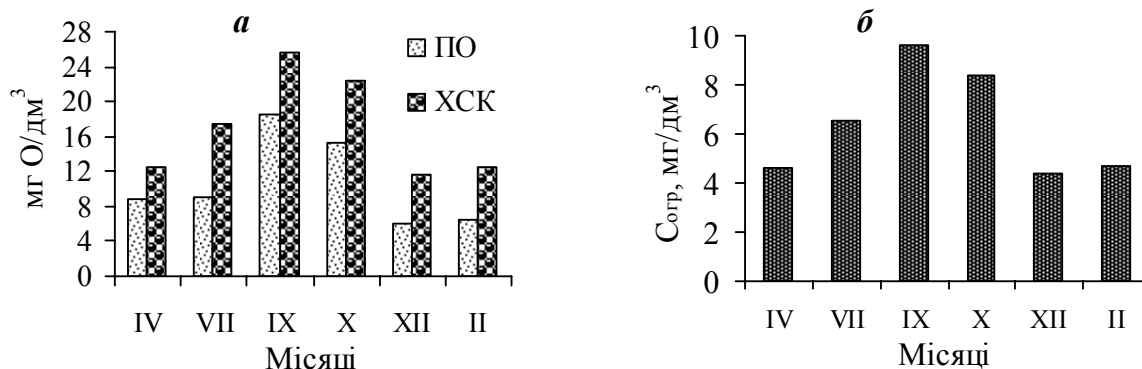


Рис. 1. Сезонні зміни ПО і ХСК (а) та концентрації $\text{C}_{\text{орг}}$ (б) у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

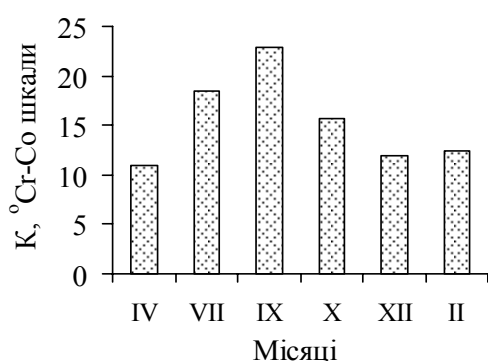


Рис. 2. Сезонні зміни кольоровості води (K) верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

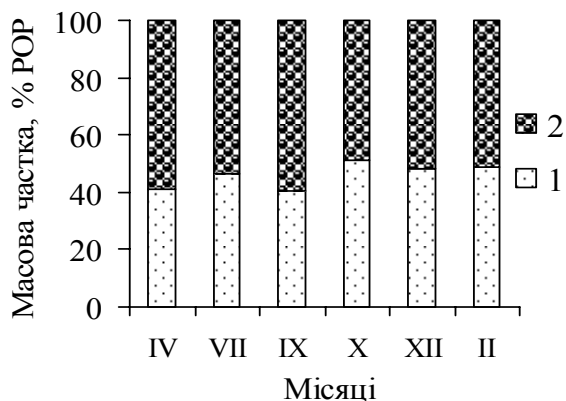


Рис. 3. Співвідношення автохтонних (1) і (2) алохтонних ROP у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

8,6 мг/дм³ (рис. 4). Якщо порівняти ці результати з наявними в літературі стосовно вмісту ГР у природних поверхневих водах [3, 17, 22], то стає очевидним, що р. Південний Буг належить до водних об'єктів з порівняно невисоким вмістом цих природних полімерів. Максимальна концентрація ГР припадає на літньо-осінню

Концентрація ГР та її сезонні зміни. ГР – це складні полімери, які утворюються в ґрунтах, а також у поверхневих водних об'єктах внаслідок поліконденсації продуктів розкладу рослинних і тваринних решток [16, 17, 21, 26]. Для них характерна висока стійкість до біохімічного розкладу, внаслідок чого ці органічні кислоти стали найпоширенішою групою ROP поверхневих вод. До складу речовин зазначеного класу входять гумінові (ГК) та фульвокислоти (ФК). У водних об'єктах з невисоким вмістом гумусу ФК і ГК співвідносяться між собою як 10:1, тоді як у водних об'єктах зони мішаних лісів це співвідношення становить 5:1 [26].

Особливості хімічної будови ГР зумовлюють низку важливих їхніх фізико-хімічних властивостей, завдяки яким вони беруть участь у процесах, що мають велике загальноєкологічне значення [11–13, 18, 26].

Результати наших досліджень показали, що концентрація ГР у воді верхньої ділянки Південного Бугу варіювала в межах 6,7–11,9 мг/дм³, а її середнє значення не перевищувало

пору, а мінімальна простежується весною. Значних сезонних змін вмісту ГР у воді річки не спостерігалось.

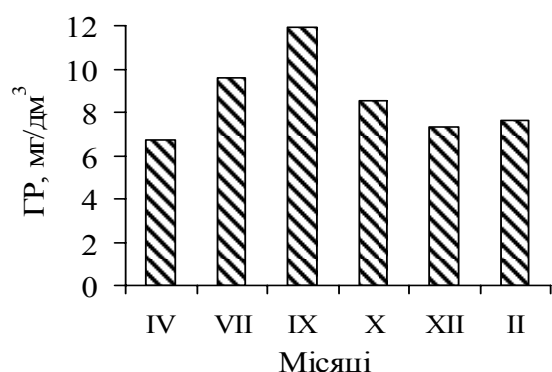


Рис. 4. Сезонні зміни концентрації ГР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

Дані щодо розподілу ГР за молекулярною масою (рис. 5) свідчать про те, що у їхньому складі виявлено приблизно навіпіл сполуки з молекулярною масою $> 5,0$ кДа (40,1–56,7%) та $< 2,0$ кДа (43,3–59,9%). При цьому найбільшим вмістом характеризується фракція ГР з молекулярною масою 20,0–5,0 кДа. Найпомітніших сезонних змін (від 33,9 до 14,9%) зазнала фракція ГР з молекулярною масою 2,0–1,0 кДа. Звертає на себе увагу й те, що частка ГР з молекулярною масою $> 20,0$ кДа в середині літа була найнижчою, а восени та на початку зими досягала максимальних значень (10,4–11,0%).

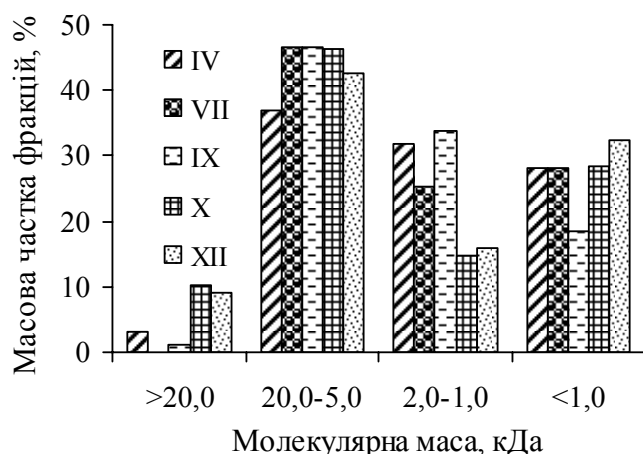


Рис. 5. Частка різних за молекулярною масою фракцій ГР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011 р. (у % до загальної концентрації ГР).

На цьому рисунку і на рис. 7 та 9 римськими цифрами позначено місяці

Між концентрацією ГР і кольоровістю води наявний сильний кореляційний зв'язок з коефіцієнтом кореляції $r=0,99$.

Дані щодо розподілу ГР за молекулярною масою (рис. 5) свідчать про те, що у їхньому складі виявлено приблизно навіпіл сполуки з молекулярною масою $> 5,0$ кДа (40,1–56,7%) та $< 2,0$ кДа (43,3–59,9%). При цьому найбільшим вмістом характеризується фракція ГР з молекулярною масою 20,0–5,0 кДа. Найпомітніших сезонних змін (від 33,9 до 14,9%) зазнала фракція ГР з молекулярною масою 2,0–1,0 кДа. Звертає на себе увагу й те, що частка ГР з молекулярною масою $> 20,0$ кДа в середині літа була найнижчою, а восени та на початку зими досягала максимальних значень (10,4–11,0%).

Концентрація вуглеводів та її сезонні зміни.

Велике значення вуглеводів для життєздатності водяної біоти полягає, передусім, у тому, що моносахариди в цілому та глюкоза зокрема – це найдоступніше і найбільш легкозасвоюване джерело енергії для гідробіонтів, а такий полісахарид як целюлоза складає основу оболонки рослинних клітин [20].

До найважливіших джерел надходження вуглеводів до поверхневих вод відносяться прижиттєві і посмертні виділення нижчої та вищої водяної рослинності, вимивання з поверхні водозбору і десорбція з

донних відкладів.

Концентрація вуглеводів у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом досліджуваного періоду була порівняно невисокою і змінювалася в межах 0,5–1,4 мг/дм³ (в середньому 0,9 мг/дм³). Їхній максимальний вміст спостерігався на початку осені 2011 р., а мінімальний припадав на зиму 2012 р. (рис. 6).

Зростання концентрації цукристих речовин від весни до осені – явище в цілому закономірне і вказує на активний розвиток прісноводного фітопланктону в теплу пору року. Підвищення вмісту вуглеводів на початку зими до 1,1 мг/дм³ зумовлене, вірогідно, відмиранням та розкладом частини водоростевих клітин в

несприятливих для життя умовах і переходом внутрішньоклітинних полісахаридів у водне середовище.

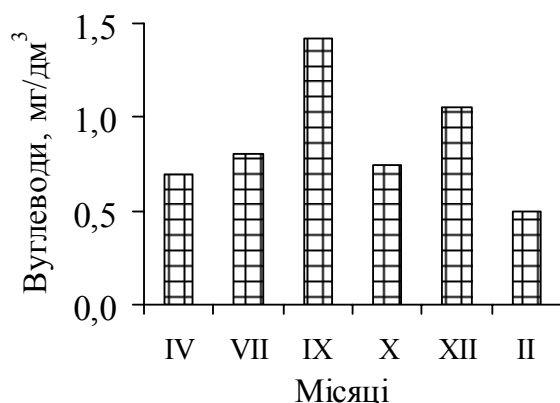


Рис. 6. Сезонні зміни концентрації вуглеводів у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

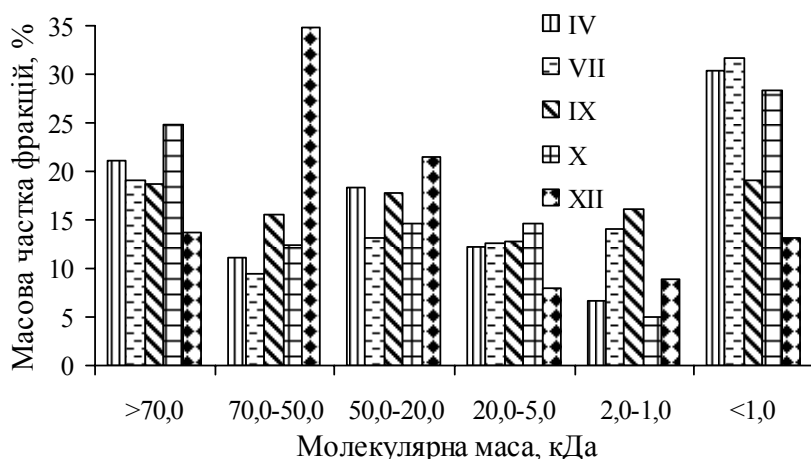


Рис. 7. Частка різних за молекулярною масою фракцій вуглеводів у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011 р. (у % до загальної концентрації вуглеводів)

Дані щодо молекулярно-масового розподілу вуглеводів (рис. 7) засвідчили широкий інтервал їхньої молекулярної маси, а це, в свою чергу, дає підстави говорити про одночасну наявність у воді як окремих моносахаридів, так і цілої низки оліго- та полісахаридних сполук різної молекулярної маси, а також, напевно, їхніх комплексів зі сполуками інших класів [22].

Встановлено, що серед вуглеводів більшу частину (в середньому 53,3%) складають речовини з молекулярною масою > 20,0 кДа. Звертає на себе увагу те, що максимальна частка цих сполук

(70,0%) припадає на зиму, а мінімальна (41,0%) відмічена влітку 2011 р. Високий вміст вуглеводів з молекулярною масою > 20,0 кДа взимку може бути свідченням того, що зимою відбувається розклад відмерлих водоростевих клітин і вивільнення у водне середовище внутрішньоклітинних високомолекулярних полісахаридів [20]. Слід зазначити і той факт, що масова частка

низькомолекулярних вуглеводів (< 1,0 кДа) була порівняно невисокою та змінювалася в межах 13,2–31,7%, не перевищуючи в середньому 24,0%. Цілком вірогідно, що незначний вміст фракції з молекулярною масою < 1,0 кДа є результатом того, що низькомолекулярні вуглеводи найшвидше асимілюються мікроорганізмами та зазнають окиснення [20, 22].

Загалом же низький середньорічний вміст вуглеводів у воді верхньої ділянки Південного Бугу свідчить про відсутність сприятливих умов для масового розвитку фітопланктону. Причиною цього, швидше за все, є річковий гідрологічний режим і невелика ширина русла в місці, де проводилися сезонні дослідження.

Концентрація БПР та її сезонні зміни. Білки і БПР – це складні біополімери, мономерами яких є амінокислоти, що сполучені між собою пептидними зв'язками. У гідроекосистемах БПР відіграють надзвичайно важливу роль, оскільки це будівельний матеріал для клітин організмів, джерело азотного

живлення для фіто-, бактеріопланктону та вищої водної рослинності, беруть участь у біохімічних перетвореннях [10].

Вміст БПР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг впродовж 2011–2012 рр. змінювався в межах 0,03–0,21 мг/дм³, а середнє значення за цей період не перевищувало 0,1 мг/дм³ (рис. 8).

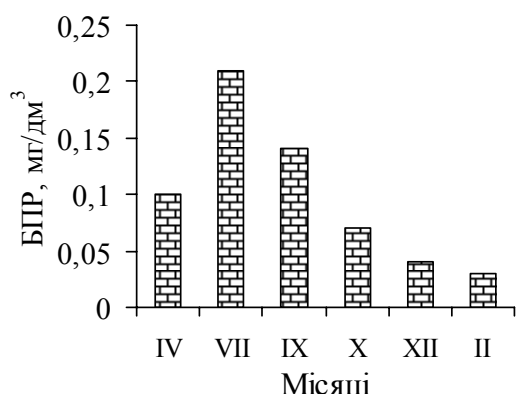


Рис. 8. Сезонні зміни концентрації БПР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011–2012 рр.

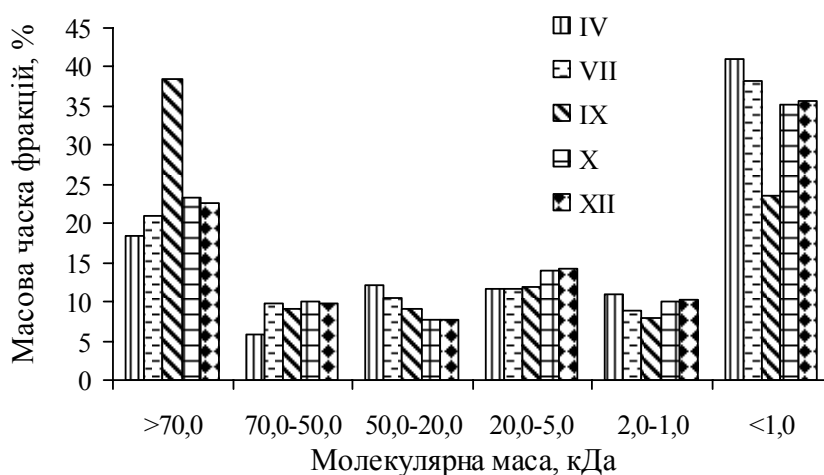


Рис. 9. Частка різних за молекулярною масою фракцій розчинених БПР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг протягом 2011 р. (у % до загального вмісту БПР)

< 1,0 кДа характеризується найвищою серед усіх інших масовою часткою, що змінювалася в межах 23,6–41,0% (в середньому 34,7%). Звертає на себе увагу і той факт, що відносний вміст фракції з молекулярною масою > 70,0 кДа також був достатньо високим та змінювався в межах 18,5–38,5% і становив у середньому 24,8%. Слід зазначити, що саме ці фракції зазнали найпомітніших сезонних змін. Наведені результати свідчать про те, що у воді верхньої ділянки р. Південний Буг в період досліджень інтенсивно відбувалися процеси трансформації білків, незважаючи навіть на низькі їхні концентрації, а це, вкотре, доказ того, що БПР – біохімічно нестійкі сполуки, що зазнають впливу, насамперед, біотичної складової екосистем.

Максимальну концентрацію білків виявлено влітку 2011 р. Це може бути свідченням того, що активність мікробіологічних і біохімічних процесів у цю пору року була також найвищою. Зниження концентрації БПР упродовж осені і зими до мінімальних значень, очевидно, є наслідком “затухання” процесів, під час яких вони виділяються, а також гідролізу та амоніфікації наявних білків за дії мікроорганізмів.

На підставі аналізу одержаних гель-хроматограм БПР встановлено, що для них так само, як і для вуглеводів, характерний широкий інтервал молекулярної маси (рис. 9).

Даний факт, в свою чергу, свідчить про наявність у воді низки оліго- і поліпептидних сполук, а також, напевно, складних ансамблів білків з речовинами інших класів.

Як з'ясувалося, в середньому 44,3% розчинених білків мають молекулярну масу, що не перевищує 2,0 кДа, а фракція БПР з молекулярною масою

Нами проведено розрахунки масової частки кожної із досліджуваних груп РОР у загальному балансі $C_{орг}$ (табл.). Встановлено, що найвищим вмістом (50,6–83,0%) характеризуються ГР, другою за величиною виявилася масова частка вуглеводів (4,7–12,5%), а третьою – частка БПР (0,3–1,6%). Масова частка РОР, які нами не вивчалися, становила 4,5–44,6% (в середньому 22,0%).

Таблиця. Сезонні зміни окремих груп РОР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг

Дата відбору проб води	$C_{орг}$, мг/дм ³	ГР		Вуглеводи		БПР	
		мг/дм ³	%	мг/дм ³	%	мг/дм ³	%
24.04.2011	4,7	6,7	71,0	0,7	7,4	0,10	1,0
29.07.2011	6,6	9,6	73,0	0,8	6,0	0,21	1,6
17.09.2011	9,6	11,9	62,0	1,4	7,3	0,14	0,7
22.10.2011	8,4	8,5	50,6	0,8	4,7	0,07	0,4
18.12.2011	4,4	7,3	83,0	1,1	12,5	0,04	0,4
26.02.2012	4,7	7,6	80,8	0,5	5,3	0,03	0,3

Примітка: масові частки кожної з груп РОР розраховано у % $C_{орг}$.

Висновки. В результаті проведених досліджень встановлено, що р. Південний Буг належить до водних об'єктів з порівняно невисоким вмістом РОР, оскільки значення ПО і ХСК води змінювалися в межах відповідно 6,0–18,5 та 11,7–25,6 мг О/дм³, а концентрація $C_{орг}$ становила 4,4–9,6 мг/дм³. Для екосистеми верхньої ділянки р. Південний Буг частка автохтонних органічних речовин, за розрахунковими даними, змінювалася в межах 40,3–51,3 і не перевищувала в середньому 46,0%.

Що стосується компонентного складу РОР, то у воді верхньої ділянки р. Південний Буг як за абсолютними, так і за відносними величинами вмісту домінують ГР, на другому місці знаходяться вуглеводи, а на третьому – БПР.

Результати дослідження молекулярно-масового розподілу ГР засвідчили переважачу частку в їхньому складі фракції з молекулярною масою 20,0–5,0 кДа. Частки ГР з молекулярною масою > 5,0 і < 2,0 кДа виявилися співставимими. Набагато ширшим діапазоном молекулярної маси характеризуються вуглеводи і БПР. Водночас, для вуглеводів характерна та особливість, що у їхньому складі переважають високомолекулярні сполуки (> 20,0 кДа), частка яких в середньому становила 53,3%. У складі БПР значну частину (в середньому 44,3%) складають сполуки з молекулярною масою < 2,0 кДа, хоча й наявні також і високомолекулярні з молекулярною масою > 70,0 кДа.

Низькі концентрації вуглеводів та БПР у воді верхньої ділянки р. Південний Буг є свідченням того, що біологічна складова тут розвивається в меншій мірі.

Список літератури

1. Аналітична хімія поверхневих вод / [Б. Й. Набиванець, В. І. Осадчий, Н. М. Осадча, Ю. Б. Набиванець]. – К. : Наук. думка, 2007. – 456 с.
2. Фракционирование, количественное определение и изучение некоторых основных компонентов растворенных органических веществ природных вод / Варшал Г. М., Велюханова Т. К., Сироткина И. С., Ярцева Р. Д. // Гидрохим. мат-лы, 1973. – Т. 59. – С. 143–151.
3. Васильчук Т. А. Компонентный состав растворенных органических веществ природных поверхностных вод с высокой цветностью / Т. А. Васильчук, В. П. Осипенко // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2010. – Т. 3(20). – С. 136–141.
4. Васильчук Т. А. Особенности миграции и распределения основных групп органических веществ в воде Киевского водохранилища в зависимости от кислородного режима / Васильчук Т. А., Осипенко В. П., Евтух Т. В. // Гидробиол. журн. – 2010. – Т. 46, № 6. – С. 105–115.
5. Водні ресурси та якість річкових вод басейну Південного Бугу / Хільчевський В. К., Чунарьов О. В., Ромась М. І. та ін. [за ред. В. К. Хільчевського]. – К. : Ніка-Центр, 2009. – 184 с.
6. Географічна енциклопедія України: в 3-х т. /

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т. 3(30)

Редкол. : О. М. Маринич (відп. ред.) та ін. — К. : Укр. енциклопедія ім. М. П. Бажана, 1989–1993. — Т. 3: П–Я. — 480 с. **7.** Гидрология и гидрохимия Днепра и его водохранилищ / [Денисова А. И., Тимченко В. М., Нахшина Е. П. и др.]. — К. : Наук. думка, 1989. — 216 с. **8.** Дебейко Е. В., Прямое фотометрическое определение растворимых белков в природных водах / Дебейко Е. В., Рябов А. К., Набиванец Б. И. // Гидробиол. журн. — 1973. — Т. 9, №6. — С. 109–113. **9.** Енаки Г. А. О качественном составе органического вещества вод днепровских водохранилищ / Г. А. Енаки // Гидробиол. журн. — 1972. — Т. 8, № 1. — С. 26–31. **10.** Коновалов Ю. Д. Белки и их реактивные группы в раннем онтогенезе рыб / Ю. Д. Коновалов — К. : Наук. думка, 1984. — 196 с. **11.** Линник П. Н. О некоторых особенностях комплексообразования Al(III) с гумусовыми веществами / Линник П. Н., Жежеря В. А., Линник Р. П. // Методы и объекты химического анализа. — 2009. — Т.4, № 1. — С. 73–84. **12.** Линник П. Н., Формы миграции металлов в пресных поверхностных водах / П.Н. Линник, Б.И. Набиванец — Л. : Гидрометеиздат, 1986. — 270 с. **13.** Линник П. Н. Гумусовые вещества природных вод и их значение для водных экосистем (обзор) / Линник П. Н., Васильчук Т. А., Линник Р. П. // Гидробиол. журн. — 2004. — Т. 40, № 1. — С. 81–107. **14.** Аллохтонное и автохтонное органическое вещество в поверхностных водах Карелии / Лозовик П. А., Морозов А. К., Зобков М. Б. и др. // Водные ресурсы. — 2007. — Т. 34, № 2. — С. 225–237. **15.** Майстренко Ю. Г. Органическое вещество воды и донных отложений рек и водоемов Украины / Ю. Г. Майстренко. — К. : Наук. думка, 1965. — 240 с. **16.** Орлов Д. С. Гуминовые вещества в биосфере / Д. С. Орлов. — М. : Наука, 1993. — С. 16–23. **17.** Осадча Н. М. Закономірності міграції гумусових речовин у поверхневих водах України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня д-ра геогр. наук / Н. М. Осадча. — К., 2011. — 32 с. **18.** Перминова И. В. Анализ, классификация и прогноз свойств гумусовых кислот : автореф. дисс. на соиск. уч. степени д-ра хим. наук. / И. В. Перминова — М., 2000. — 50 с. **19.** Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / под ред. А. Д. Семенова. — Л. : Гидрометеиздат, 1977. — 542 с. **20.** Сакевич О. Й. Алелопатія в гідроекосистемах. / О. Й. Сакевич, О. М. Усенко. — К. : НАН України, Ін-т гідробіології, 2008. — 342 с. **21.** Хумитакс С. Органические вещества в водных экосистемах / Секи Хумитакс. — Л. : Гидрометеиздат, 1986. — 200 с. **22.** Семенов А. Д. Органические вещества в поверхностных водах Советского Союза: Автореф. дисс. на соиск. уч. степени д-ра хим. наук. / А. Д. Семенов ; Иркутский госуниверситет. — Новочеркасск, 1971. — 41 с. **23.** Сироткина И. С. Хроматографические методы в систематическом анализе природных растворенных органических веществ поверхностных вод : автореф. дис. на соиск. уч. степени канд. хим. наук / И. С. Сироткина. — М. : ГЕОХИ АН СССР, 1974. — 25 с. **24.** Скопинцев Б. А. Некоторые аспекты современного изучения органического вещества природных вод / Б. А. Скопинцев // Гидрохим. мат.-лы. — 1971. — Т. 56. — С. 74–83. **25.** Справочник по гидрохимии / под ред. А. М. Никанорова. — Л. : Гидрометеиздат, — 1989. — С. 198–201. **26.** Aquatic ecosystems: interactivity of dissolved organic matter / Edited by Stuart E. G. Findlay, Robert L. Sinsabaugh. — San Diego: Academic Press, 2003. — 512 p. **27.** Analytical chemistry of freshwater humic substances / [S. McDonald, A. G. Bishop, P. D. Prenzler, K. Robards] // Analytica Chimica Acta. — 2004. — Vol. 527. — P. 105–124. **28.** Linnik. P.N., Vasilchuk T.A. Role of humic substances in the complexation and detoxification of heavy metals: case study of the Dnieper reservoirs // Use of humic substances to remediate polluted environments: from theory to practice [I.V. Perminova Eds.]. — NATO Science Series. IV: Earth and Environmental Series. — Dordrecht: Springer. — 2005. — Vol. 52. — P. 135–154.

Розчинені органічні речовини у воді верхньої ділянки річки Південний Буг Іванечко Я.С., Линник П.М.

Наведено результати досліджень розчинених органічних речовин (РОР) та їхніх окремих груп (гумусові речовини, вуглеводи і білковоподібні речовини) у воді верхньої ділянки річки Південний Буг. Обговорено сезонні зміни концентрації зазначених груп РОР та чинники, що їх зумовлюють. Узагальнено дані стосовно співвідношення різних за молекулярною масою фракцій гумусових речовин, вуглеводів і білковоподібних речовин. Встановлено, що верхня ділянка р. Південний Буг характеризується порівняно невисоким вмістом РОР. Концентрація $C_{ор\text{г}}$ змінюється в межах 4,4–9,6 мг/дм³. На підставі середньорічних величин вмісту окремих груп РОР розраховано частку кожної з них у загальному балансі $C_{ор\text{г}}$. Показано, що гумусові речовини складають приблизно 70,0%, вуглеводи — 7,2%, білковоподібні речовини — 0,7%, а решта припадає на інші органічні сполуки.

Ключові слова: р. Південний Буг; розчинені органічні речовини; компонентний склад; гумусові речовини; вуглеводи; білковоподібні речовини; молекулярно-масовий розподіл; сезонні варіації.

Растворенные органические вещества в воде верхнего участка реки Южный Буг Иванечко Я.С., Линник П.Н.

Приведены результаты исследований растворенных органических веществ (РОВ) и их
Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. — 2013. — Т.3(30)

отдельных групп (гумусовые вещества, углеводы и белковоподобные вещества) в воде верхнего участка реки Южный Буг. Обсуждены сезонные изменения концентрации указанных групп РОВ и факторы, обуславливающие их. Обобщены данные относительно соотношения различных по молекулярной массе фракций гумусовых веществ, углеводов и белковоподобных веществ. Установлено, что верхний участок р. Южный Буг характеризуется сравнительно невысоким содержанием РОВ. Концентрация $C_{орг}$ меняется в пределах 4,4–9,6 мг/дм³. На основании среднегодовых значений содержания отдельных групп РОВ рассчитана доля каждой из них в общем балансе $C_{орг}$. Показано, что гумусовые вещества составляют примерно 70,0%, углеводы – 7,2%, белковоподобные вещества – 0,7%, а остальное приходится на другие органические соединения.

Ключевые слова: р. Южный Буг; растворенные органические вещества; компонентный состав; гумусовые вещества, углеводы, белковоподобные вещества; молекулярно-массовое распределение; сезонные вариации.

Dissolved organic matter in water of the upper section of the Pivdennyi Bug River

Ivanechko Ya. S., Linnik P. N.

The results of studies of dissolved organic matter (DOM) and their individual groups (humic substances, carbohydrates, and protein-like substances) in the water of the upper section of the Pivdennyi Bug River are given. The seasonal changes in the concentration of these groups of DOM and factors causing them are discussed. The data on the relative proportions of the various molecular weight fractions of humic substances, carbohydrates, and protein-like substances are summarized. It is found that the upper section of the Pivdennyi Bug River is characterized by a relatively low content of DOM. The concentration of organic carbon varies between 4,4–9,6 dm³. The proportion of each individual groups of DOM in the overall balance of organic carbon is calculated. It is shown that share of humic substances is about 70,0%, carbohydrates – 7,2%, protein-like substances - 0,7%, the remainder account for other organic compounds.

Keywords: the Pivdennyi Bug River; dissolved organic matter; component composition; humic substances, carbohydrates, protein-like substances, molecular-weight distribution, seasonal variations.

Надійшла до редколегії 08.07.2013

УДК 556.531(282.247.31)

Шіпка М. З.

Львівський національний університет імені Івана Франка

ОЦІНКА ЯКОСТІ ВОДИ РІЧКИ ПОЛТВИ ТА ЇЇ ПРИТОК

Ключові слова: якість води, клас води річкової екосистеми

Стан проблеми та аналіз публікацій. Полтва - мала річка басейну Західного Бугу. Бере початок на території Львова, де приймає стічні і дренажні води міста. Після очисних споруд Полтва тече відкритим руслом і впадає у р. Західний Буг (м. Буськ), зумовлюючи його значне забруднення.

Низька якість води р. Полтви вимагає постійного контролю. Систематичні спостереження за водним режимом р. Полтви, хімічним складом та якістю її вод проводяться декількома відомствами (Держводагенство, МНС, МОЗ, Мінприроди) [14, 16].

Аналіз якості води річок басейну Західного Бугу подається в роботах Ковальчука І.П. (1997), Ковальчук О.З., Курганевич Л.П. (2003), Забокрицької М.Р. (2003, 2005), Забокрицької М.Р., Хільчевського В.К., Манченка А.П. (2006), Хільчевського В.К., Забокрицької М.Р., Осадчого В. І. (2004), Вознюк Н. М. (2006), Клименка М.О., Вознюк Н.М. (2007), Сніжка С. І., Боднарчук Т. В. (2001), Боднарчук Т. В. (2006, 2010), Токарчука О. В. (2010) та інших науковців [1 - 9, 11-13].

Якість води річки Полтви стала об'єктом наукових інтересів зарубіжних фахівців. Зокрема, у 2009 та 2010 роках у рамках проекту IWAS були проведені гідроекологічні дослідження р. Полтви та її приток.

Метою є вивчення якості води р. Полтви та її найбільших приток для оцінки потенціалу самоочищення поверхневих вод.

Викладення основного матеріалу. Річка Полтва, ліва притока Західного Бугу, довжиною 60 км і з площею басейну 1440 км², починається на території м. Львова. Основні притоки Полтви в межах міста – струмки Пасіка і Сорока, які з'єднуються з нею в центральній частині міста. У Сороку впадають струмки Залізна Вода, Вулька та Безіменний. У пізньому середньовіччі Полтва була судноплавною, її водою наповнювали захисний рів. Наприкінці XIX ст. Полтву замкнули в кам'яний колектор, де вона знаходиться й сьогодні. Причин для прийняття такого рішення було дві: перша – до ріки, окрім вод численних джерел і струмків, мов у відкриті клоаку стікалися різноманітні нечистоти, друга – численні виливи повноводної на той час ріки і велика шкода від них (зокрема, у 1511, 1514, 1617, 1770 і 1872 рр.). Через колекторне перекидання стічні води з басейнів таких малих рік, як Верещиця, Марунька, Зубра, Малечковиця, що є притоками Дністра і належать до басейну Чорного моря, потрапляють у Полтву – басейн Балтійського моря.

Полтва має 55 приток, з яких лише 7 довжиною більше 10 км (рр. Білка, Перегноївка, Яричівка, Гологірка, Думниця та дві без назви). Середній стік Полтви становить 190,8 млн.м³, а сумарний стік найбільших приток – 150,0 млн. м³ (78,6 % загального стоку р. Полтви), що свідчить про їх значний внесок в процес розбавлення, а значить і очищення р. Полтви [14].

У літньо-осінній період 2011 р. нами були проведені дослідження якості води р. Полтви та її найбільших приток. Пункти відбору проб на р. Полтві розміщені наступним чином: після виходу з очисних споруд, за 0,5 км до гирла в м. Буську, до і після впадіння найбільших приток (з метою визначення їх впливу на процес очищення води р. Полтви). Пункти відбору проб на основних притоках (рр. Білка, Перегноївка, Думниця та Гологірка) розташовані у пригирлових ділянках (рис. 1).

Оцінка якості води проведена згідно з Класифікацією річкових екосистем - «The Surface Waters (River Ecosystem) Classification» [10, 17], розробленою національним агентством річок Великобританії. Екосистеми класифікують відповідно до рівня БСК₅ і рН, вмісту розчиненого кисню, азоту амонійного та азоту аміачного, міді і цинку (залежно від твердості води). Якість води погіршується від I до V класу. У річковій екосистемі певного класу концентрація розчиненого кисню у воді не може бути меншою гранично допустимого значення для цього класу. Рівень БСК₅, азоту амонійного і азоту аміачного, а також цинку і міді (залежно від твердості води) не повинні перевищувати граничних значень відповідного класу води (табл. 1). Загальний клас водної екосистеми визначається за лімітуючим показником: відповідно до найвищого класу, встановленого для окремого показника якості води.

Одержані показники якості води також були порівняні з відповідними гранично допустимими концентраціями (відповідно до норм комунально-побутових потреб населення) [15].

Хімічні аналізи води р. Полтви та її приток були виконані в Санітарно-промисловій лабораторії ПРАТ «УНДІПП ім. Т. Г. Шевченка».

Встановлено, що вміст амонію у воді р. Полтва коливається від 3,03 до 7,26мгN/дм³ (1,5–3,6 ГДК) (табл. 2, рис. 2). Незначне перевищення гранично допустимої норми амонію зафіксовано у пункті «р. Яричівка – с. Полтва» (табл.1, рис. 3).

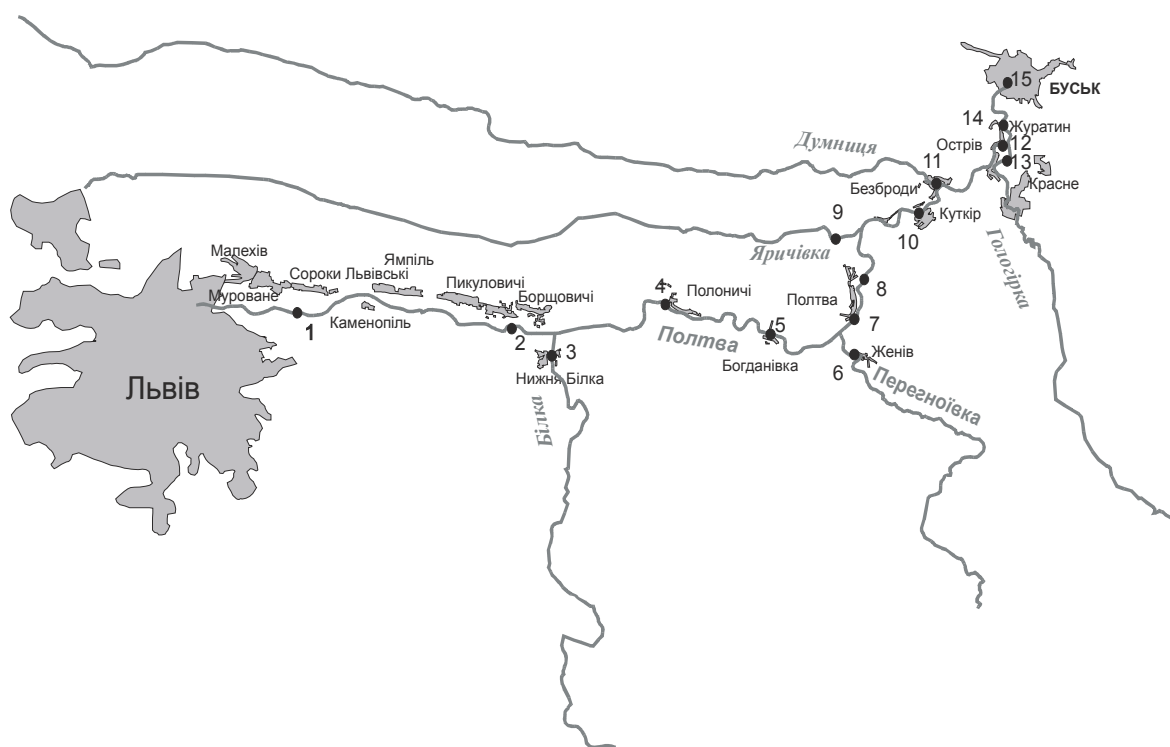


Рис. 1. Картосхема розміщення пунктів спостережень в басейні р. Полтви
(1...15 – пункти відбору проб води)

Таблиця 1. Критерії для визначення класів річкових екосистем
згідно з «The Surface Waters (River Ecosystem) Classification»

Клас еко-системи	Розчинений кисень, %	БСК ₅ , мгО ₂ /дм ³	Азот амонійний, мгN/дм ³	Азот Аміакний, мгN/дм ³	pH	Твердість, мг/дм ³	Мідь, мкг/дм ³	Цинк, мкг/дм ³
I	80	2,5	0,25	0,021	6,0 - 9,0	≤10 >10≤50 >50≤100 >100	5 22 40 112	30 200 300 500
II	70	4,0	0,6	0,021	6,0 - 9,0	≤10 >10≤50 >50≤100 >100	5 22 40 112	30 200 300 500
III	60	6,0	1,3	0,021	6,0 - 9,0	≤10 >10≤50 >50≤100 >100	5 22 40 112	300 700 1000 2000
IV	50	8,0	2,5	-	6,0 - 9,0	≤10 >10≤50 >50≤100 >100	5 22 40 112	300 700 1000 2000
V	20	15,0	9,0	-	-	-	-	-

Концентрація азоту амонійного у воді р. Полтви зменшується вниз за течією. Вміст аміаку в річці коливається залежно від якісного та кількісного складу стічних вод Львова, скинутих в різний час, а також забруднюючих речовин, внесених нижче очисних споруд м. Львова. За вмістом азоту амонійного екосистема р.

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

Полтви у всіх пунктах спостережень належить до V класу, екосистеми приток відносяться до IV (р. Яричівка), III (пр. Білка, Перегноївка і Гологірка) і II (р. Думниця) класів.

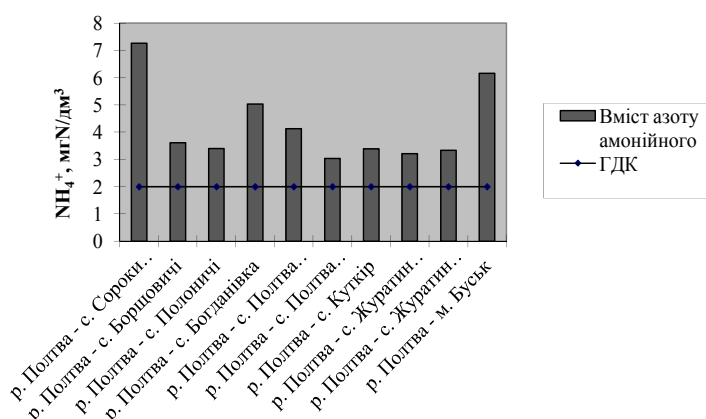


Рис. 2. Вміст азоту амонійного у воді р. Полтви

Таблиця 2. Вміст азоту у воді р. Полтви та її приток

Місце відбору проб	$\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ мг/дм ³	$\text{NH}_4^+ + \text{NH}_3$ мгN/дм ³	Клас екосис-теми	NH_3 , мг/дм ³	NH_3 , мгN/дм ³	Клас екосис-теми
р. Полтва - с. Сороки-Львівські	9,35	7,26	V	0,071	0,058	IV-V
р. Полтва – с. Борщовичі	4,65	3,61	V	0,020	0,016	I-III
р. Білка – с. Нижня Білка	0,86	0,67	III	0,014	0,011	I-III
р. Полтва - с. Полоничі	4,38	3,40	V	0,023	0,019	I-III
р. Полтва - с. Богданівка	6,48	5,03	V	0,031	0,025	IV-V
р. Перегноївка – с. Женів	1,41	1,09	III	0,023	0,019	I-III
р. Полтва – с. Полтва (1)	5,33	4,13	V	0,035	0,029	IV-V
р. Полтва – с. Полтва (2)	3,90	3,03	V	0,045	0,037	IV-V
р. Яричівка – с. Полтва	2,66	2,06	IV	0,061	0,050	IV-V
р. Полтва – с. Куткір	4,36	3,39	V	0,091	0,075	IV-V
р. Думниця – с. Безброди	0,66	0,52	II	0,018	0,015	IV-V
р. Полтва – с. Журатин (1)	4,13	3,21	V	0,095	0,078	I-III
р. Гологірка – с. Острів	1,02	0,78	III	0,025	0,021	IV-V
р. Полтва – с. Журатин (2)	4,30	3,33	V	0,085	0,070	I-III
р. Полтва – м. Буськ	7,94	6,16	V	0,135	0,111	I-III

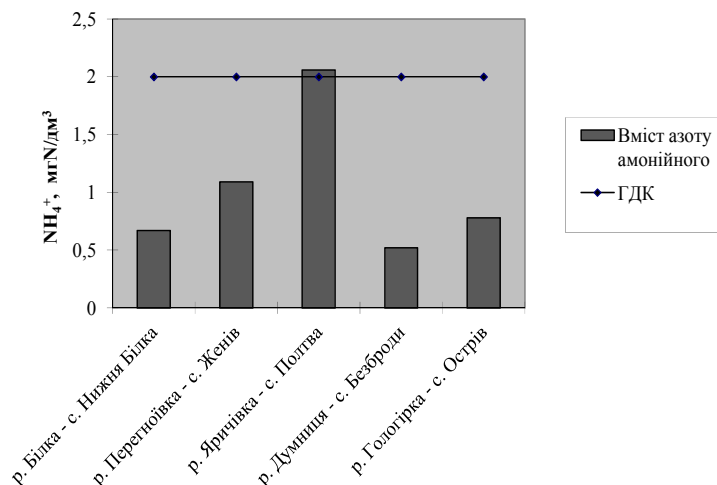


Рис. 3. Вміст азоту амонійного у воді приток р. Полтви

За вмістом азоту аміачного, що визначається відповідно до вмісту амонію, рН і температури води на момент відбору проби, річкові екосистеми поділяються на дві групи: ті що можуть належати від I до III класів (екосистеми рр. Білки і Перегнівки, а також р. Полтва в пунктах спостережень: «Борщовичі», «Полоничі», «Журатин-I», «Журатин-II», «Буськ») і ті, для яких мінімальний клас якості - IV (рр. Яричівка, Думниця, Гологірка, р. Полтва в пунктах спостережень «Сороки Львівські», «Богданівка», «Полтва-1», «Полтва-2», «Куткір»).

У період відбору проб у р. Полтві розчинений кисень був відсутній (табл. 3).

Таблиця 3. Вміст розчиненого кисню та рівень БСК₅ у воді р. Полтви та її приток

Місце відбору проб	Розчинений кисень, мгO ₂ /дм ³	Розчинений кисень, %	Клас екосистеми	БСК ₅ , мгO ₂ /дм ³	Клас екосистеми
р. Полтва – м. Буськ	0,00	0,00	V	26,2	V
р. Полтва - с. Сороки-Львівські	0,00	0,00	V	65,87	V
р. Полтва – с. Борщовичі	0,00	0,00	V	51,35	V
р. Білка – с. Нижня Білка	8,37	93,0	I	5,25	III
р. Полтва - с. Полоничі	0,00	0,00	V	43,75	V
р. Полтва - с. Богданівка	0,00	0,00	V	43,60	V
р. Перегнівка – с. Женів	8,59	98,3	I	6,50	IV
р. Полтва – с. Полтва (1)	0,00	0,00	V	52,05	V
р. Полтва – с. Полтва (2)	0,07	0,77	V	37,83	V
р. Яричівка – с. Полтва	6,43	73,7	II	6,30	IV
р. Полтва – с. Куткір	0,00	0,00	V	14,6	V
р. Думниця – с. Безброди	7,89	90,2	I	10,1	V
р. Полтва – с. Журатин (1)	0,00	0,00	V	30,4	V
р. Гологірка – с. Острів	7,79	87,3	I	2,05	I
р. Полтва – с. Журатин (2)	0,11	1,30	V	26,5	V

Його сліди виявлено лише у пунктах «Полтва-2» і «Журатин-2» (можливе неповне змішування води р. Полтви і р. Гологірки). За цим критерієм р. Полтва відноситься до екосистем V класу. У притоках вміст розчиненого кисню вище мінімальної норми (ГДК дорівнює 4 мг/дм³) і коливається від 98 % у р. Перегноївці (I клас) до 74 % у р. Яричівці (II клас) (рис. 4).

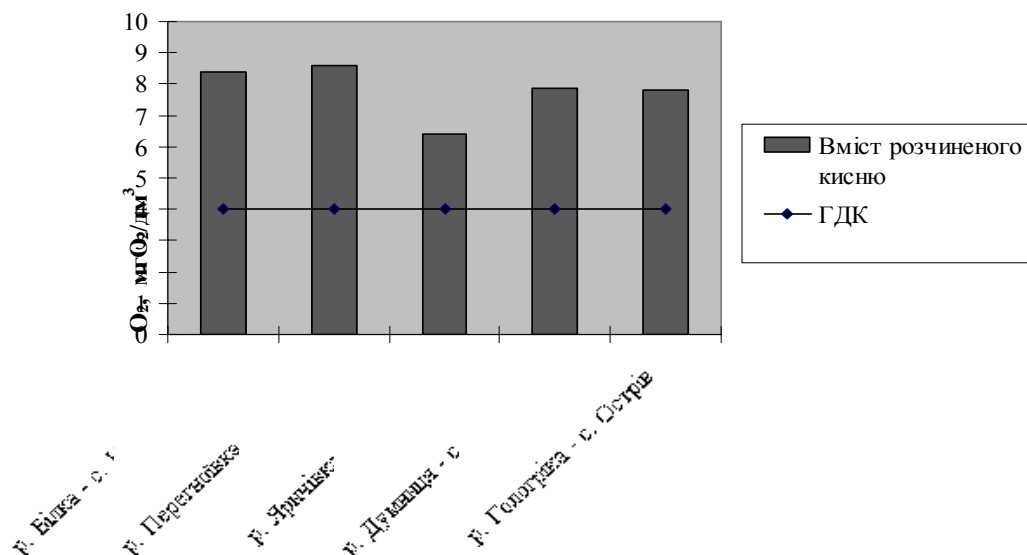


Рис. 4. Вміст розчиненого кисню у воді приток р. Полтви

Рівень БСК₅ у р. Полтві змінюється від 65,9 мг/дм³ у пункті «Сороки Львівські» до 14,6 мг/дм³ у пункті «Куткір» (11 і 2,4 ГДК відповідно) та зменшується вниз за течією річки (табл. 3, рис. 5). У всіх пунктах спостережень значення БСК₅ перевищують гранично допустимі для водних екосистем IV класу. Найвищий рівень БСК₅ у р. Думниці (1,7 ГДК, V клас, незначні перевищення зафіксовано в Перегноївці і Яричівці (IV клас) (рис. 6). Екосистема р. Білки за цим критерієм відноситься до III класу, р. Гологірки – до I класу.

Концентрація важких металів у воді р. Полтва та її притоки знаходиться в межах природного фону (табл. 4). При даній твердості води за цим критерієм усі досліджувані екосистеми відносяться до I класу.

Рівень рН не виходив за межі допустимих значень у жодній з проб.

У всіх пунктах спостережень на р. Полтві якість води незадовільна (V клас річкової екосистеми), що зумовлено високою концентрацією азоту амонійного, високим рівнем БСК₅ та відсутністю розчиненого кисню (табл. 5).

Згідно норм для культурно-побутового водокористування населення України показники якості води приток практично не виходять за межі гранично допустимих значень. Відповідно до методики класифікації річкових екосистем Великобританії якість води приток вважається незадовільною і їх екосистеми були віднесені до IV – V класу. Незадовільна якість води (V клас екосистем) рр. Білки і Думниці зумовлена високим рівнем БСК₅. Якість води річок Перегноївки, Яричівки і Гологірки вища (IV клас екосистем). Низька якість води р. Перегноївки спричинена високим рівнем БСК₅, рр. Яричівки і Гологірки - високим вмістом азоту амонійного та азоту аміачного.

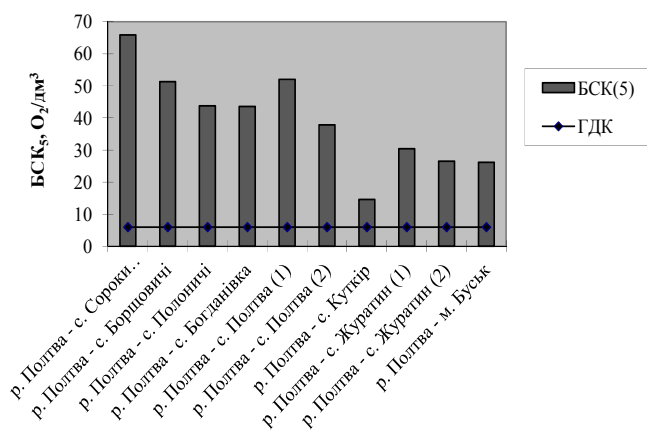


Рис. 5. Рівень БСК₅ у воді р. Полтви

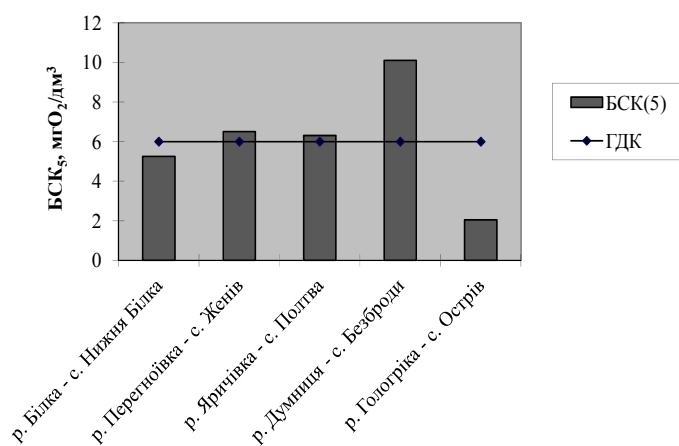


Рис. 6. Рівень БСК₅ у воді приток р. Полтви

Таблиця 4. Вміст важких металів у воді р. Полтви та її приток

Місце відбору проб	Твердість води, мг/дм ³	Мідь, мг/дм ³	Клас водної екосистеми	Цинк, мг/дм ³	Клас водної екосистеми
р. Полтва - с. Сороки-Львівські	128,4	0,00	I	0,048	I
р. Полтва – с. Борщовичі	113,3	0,00	I	0,029	I
р. Білка – с. Нижня Білка	132,4	0,00	I	0,006	I
р. Полтва - с. Полоничі	119,2	0,00	I	0,010	I
р. Полтва - с. Богданівка	98,2	0,00	I	0,072	I
р. Перегноївка – с. Жєнів	149,4	0,00	I	0,010	I
р. Полтва – с. Полтва (1)	109,3	0,00	I	0,000	I
р. Полтва – с. Полтва (2)	109,7	0,00	I	0,027	I
р. Яричівка – с. Полтва	120,2	0,00	I	0,000	I
р. Полтва – с. Куткір	146,5	0,00	I	0,000	I
р. Думниця – с. Безброди	125,3	0,00	I	0,000	I
р. Полтва – с. Журатин (1)	139,5	0,00	I	0,000	I
р. Гологірка – с. Острів	133,3	0,00	I	0,011	I
р. Полтва – с. Журатин (2)	144,5	0,00	I	0,000	I
р. Полтва – м. Буськ	140,5	0,00	I	0,000	I

Висновки. Згідно з Класифікацією річкових екосистем («The Surface Waters (River Ecosystem) Classification») якість води приток р. Полтви незадовільна, однак за усіма визначеними критеріями значно краща, ніж в самій р. Полтві у різних пунктах спостережень. Вміст забруднюючих речовин у р. Полтві має тенденцію до зниження вниз за течією, що свідчить про процеси самоочищення річки, які проходять за участю її численних приток.

За результатами аналізів води р. Полтви та її приток, проведених у літньо-осінній період 2011р., якість води р. Полтви була незадовільна у всіх пунктах спостережень, що спричинено скидом недостатньо очищених стічних вод м. Львова. Якість води найбільших приток річки була значно кращою і практично не перевищувала норм для культурно побутового використання населення України. Згідно Класифікації річкових екосистем («The Surface Waters (River Ecosystem) Classification»), якість води р. Полтви та її приток була незадовільною. Вміст забруднюючих речовин у р. Полтві мав тенденцію до зниження вниз за течією, що свідчить про процеси самоочищення, зумовлені значним розбавленням води за участю численних приток річки Полтви.

Для покращення якості води річки Полтви та її приток рекомендується удосконалення роботи очисних споруд КП «Львівводоканал» та інших підприємств, розчищення русел річок у басейні, дотримання вимог природокористування в межах водоохоронних зон та прибережно-захисних смуг, підвищення екологічної культури населення тощо.

Таблиця 5. Класифікація річкових екосистем р. Полтви та її приток

Місце відбору проб	Розчинений кисень	БСК ₅	NH ₃ + NH ₄ ⁺	NH ₃ ⁺	pH	Мідь	Цинк	Клас водної екосистеми
р. Полтва – с. Сороки-Львівські	V	V	V	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Полтва – с. Борщовичі	V	V	V	I-III	I-IV	I	I	V
р. Білка – с. Нижня Білка	I	V	III	I-III	I-IV	I	I	V
р. Полтва – с. Полоничі	V	V	V	I-III	I-IV	I	I	V
р. Полтва – с. Богданівка	V	V	V	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Перегноївка – с. Женів	I	IV	III	I-III	I-IV	I	I	IV
р. Полтва – с. Полтва (1)	V	V	V	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Полтва – с. Полтва (2)	V	V	V	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Полтва – с. Куткір	V	V	V	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Яричівка – с. Полтва	II	III	IV	IV-V	I-IV	I	I	IV
р. Полтва – с. Журатин (1)	V	V	V	I-III	I-IV	I	I	V
р. Думниця – с. Безброди	I	V	II	IV-V	I-IV	I	I	V
р. Гологірка – с. Острів	II	II	III	IV-V	I-IV	I	I	IV
р. Полтва – с. Журатин (2)	V	V	V	I-III	I-IV	I	I	V
р. Полтва – м. Буськ	V	V	V	I-III	I-IV	I	I	V

Список літератури

1. Боднарчук Т. В. Забруднення специфічними речовинами поверхневих вод та донних відкладів у басейні р. Західний Буг / Т. В. Боднарчук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2006. – Т. 11. – С. 250–257. 2. Боднарчук Т. В. Формування гідролого-гідрохімічного режиму та якості води у верхів'ях басейнів Дністра та Західного Бугу: автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. географ. наук : 11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія / Т.В. Боднарчук ; Київський нац. ун-т ім. Т. Шевченка. – К., 2010. – 21 с. 3. Вознюк Н. М. Оцінка екологічного стану української частини басейну ріки Західний Буг : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. с.-г. Наук : 03.00.16 / Н. М. Вознюк ; Держ. агрокол. ун-т. – Житомир, 2006. – 19 с. 4. Забокрицька М. Р. Гідроекологічний стан басейну Західного Бугу на території України / Забокрицька М. Р., Хільчевський В. К., Манченко А. П. ; УкрНДГМІ, Київський нац. ун-тет ім. Т. Шевченка. – К. : Ніка-центр, 2006. – 184 с. 5. Забокрицька М. Р. Гідрохімічний режим та оцінка якості річкових вод басейну Західного Бугу на території України : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. географ. наук : 11.00.07 / М. Р. Забокрицька ; Київський нац. ун-т ім. Т. Шевченка. – К., 2005. – 19 с. 6. Забокрицька М. Р. Про сучасний гідрохімічний режим р. Західний Буг та її приток / М. Р. Забокрицька. // Наукові праці УкрНДГМІ. – 2003. – Вип. 251. – С. 135–139. 7. Клименко М. О. Екологічний стан української частини євро регіону "Буг" / М. О. Клименко, Н. М. Вознюк ; Нац. ун-т вод. госп. та природокористування. – Рівне : НУВГП, 2007. – 203 с. 8. Ковальчук І. Регіональний еколого-геоморфологічний аналіз / І. Ковальчук. – Львів : Ін-т регіональних досліджень, 1997. – 440 с. 9. Ковальчук О. Гідроекологічний стан поверхневих вод річкових систем верхньої частини басейну Західного Бугу / О. Ковальчук, Л. Курганевич // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2003. – Т. 5. – С. 240 - 248. 10. Сніжко С. І. Оцінка та прогнозування якості природних вод / С. І. Сніжко. – К. : Ніка-Центр, 2001 – 264 с. 11. Сніжко С. І. Репрезентативність показників якості води як індикаторів забруднення / С. І. Сніжко, Т. В. Боднарчук // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 521–526. 12. Токарчук О. В. Географические закономерности формирования поверхностных вод трансграничной части бассейна реки Западный Буг : автореф. дисс. на соиск. уч. степени канд. геогр. наук : 25.00.23 / О. В. Токарчук ; Беларус. гос. ун-тет. – Минск, 2010. – 23 с. 13. Хільчевський Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

В. К. Характеристика гідрохімічного режиму та стоку хімічних речовин річок басейну Західного Бугу / Хільчевський В. К., Забокрицька М. Р., Осадчий В. І. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2004. – Т. 6. – С. 159–172. **14.** Шіпка М. З. Еколого-географічна характеристика річкової системи Полтви / М. З. Шіпка // Стан і перспективи розвитку конструктивної географії. – Львів : ЛНУ ім. Ів. Франка, 2010. – С. 111–118. **15.** Шумов С. М. Гідрохімічна інформація і стан поверхневих вод / Шумов С. М., Терлик Т. А., Вишар І. С. // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2011. – Т. 3(24). – С. 106–125. **16.** Щодо затвердження Програми проведення державного моніторингу поверхневих вод: Наказ Голови Державного Агентства водних ресурсів України № 310 від 30 грудня 2011 р. – К., 2011. – 30 с. **17.** The Surface Water (River Ecosystem) (Classification) Regulation 1994 [Electronic resource]. – Available from: <http://www.legislation.gov.uk/ukxi/1994/1057/contents/made>.

Оцінка якості води річки Полтви та її приток

Шіпка М.З.

Визначено гідрохімічні характеристики р. Полтви та її приток. Виконано оцінку якості води. Проведено класифікацію річкових екосистем за якістю води.

Ключові слова: *якість води, клас води річкової екосистеми.*

Оценка качества воды реки Полтва и ее притоков

Шіпка М.З.

Определено гидрохимические характеристики р. Полтва и ее притоков. Выполнено оценку качества воды. Проведено классификацию речных экосистем за качеством воды.

Ключевые слова: *качество воды, класс речной экосистемы.*

Assessment of water quality of the Poltva river and its tributaries

Shipka M.Z.

Hydrochemical characteristics (BOD, dissolved oxygen saturation, total ammonia, un-ionised ammonia, pH, hardness, dissolved copper, total zinc) of the Poltva river and its tributaries have been determined at summer-autumn 2010. Assessment of water quality of the river Poltva and its tributaries has been carried out in accordance with «The Surface Waters (River Ecosystem) Classification», developed by National Rivers Authority in Great Britain. Indicators of water quality were compared with maximum allowable concentrations according to the norms for cultural and community water use of Ukraine.

The Poltva river showed the worst water quality level. Dissolved oxygen in the river water was nearly absent. The concentration of total ammonia and BOD levels in the water was high and exceeded the maximum allowable concentrations.

The levels of dissolved oxygen in the Poltva tributaries was high enough. A slight excess of the maximum allowable total ammonia was in the Yarychivka river. There were slight excesses of BOD in the Dumnytsya river, Perehnoyivka river and Yarychivka river.

Concentrations of copper and zinc in the Poltva river and its tributaries were insignificant. pH was optimal in all samples.

The Poltva river ecosystem belongs to class V. Ecosystems of the rivers Bilka and Dumnytsya belong to the class V, and ecosystems of rivers Holohirka, Perehnoyivka and Yarychivka belong to the class IV.

The water quality of the Poltva river tributaries is unsatisfactory, but much better than that of the Poltva river itself. The water quality of the river Poltva improves downstream, indicating self-purification processes that take place with the participation of its tributaries.

Keywords: *water quality, river ecosystem class.*

Надійшла до редколегії 05.04.2013

ГЕОГРАФІЧНІ АСПЕКТИ ГІДРОЕКОЛОГІЧНИХ ДОСЛІДЖЕНЬ

УДК 551.574.4

Пясецька С. І.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

КОНЦЕПТУАЛЬНІ ЗАСАДИ ДОСЛІДЖЕННЯ ВІДКЛАДЕНЬ ОЖЕЛЕДІ (НА ПРИКЛАДІ УКРАЇНИ)

Ключові слова: ожеледь, ожеледо-паморозові утворення

Вступ. Ожеледо-паморозові утворення і зокрема відкладення ожеледі є дуже поширеним явищем у холодний період року в Україні. Фактично вони спостерігаються кожного року, особливо протягом листопада-лютого. Окремі випадки таких відкладень спостерігаються на початку весни у березні, рідше у квітні (поодинокі в районі метеостанції Плай у травні). Також вони мають місце у жовтні (зрідка у вересні). Найбільш часто відкладення ожеледі спостерігаються в районі Донецького кряжу, у Кримських горах, в районі Приазовської, Волинської та Подільської височин. Відкладення ожеледі категорії НЯ (небезпечні) та СГЯ (стихийні) є дуже небезпечними та приносять значні збитки для ланок народно-господарського комплексу таких як енергетика, транспорт, комунальне господарство, в окремих випадках можуть значно постраждати люди.

Характеристика вихідного матеріалу. Для створення огляду стану дослідження виникнення ожеледо-паморозових явищ і особливо відкладень ожеледі, було залучено найбільш вагомні результати досліджень, які присвячені цій проблемі. Найбільша увага приділялась вивченню результатів досліджень українських вчених.

Огляд основних концептуальних засад. Фундаментальному дослідженню фізики цього процесу та особливостей утворення присвячена ціла низка робіт [1 - 3], у яких узагальнено раніше отримані результати досліджень та суттєво розширено уявлення про процес утворення відкладень наземного льоду, зокрема ожеледі. Було доведено, що необхідною умовою відкладенням ожеледі є наявність туману, мряки чи дощу при температурі повітря близької до 0⁰С або дещо нижче. Проведені спостереження довели, що 71,9% усіх випадків утворення ожеледі відбувалось за відносної вологості повітря 94-100% (за В.Е Бучинським [6] - 91-100%) та при температурі від 0 до -6⁰С. Крім того, зниження відносної вологості повітря супроводжується збільшенням швидкості вітру. Дослідження О.Д.Заморського [4, 5] довели наявність переохолодженої води при температурі до -16⁰С, а разом з цим і можливість утворення ожеледі за такої температури. На характер та інтенсивність відкладення наземного льоду великий вплив має вітровий режим - швидкість та напрямок вітру. В. Е. Бучинським [6] та К. Г. Абрамович [7] доведено, що відкладення ожеледі здебільшого мають місце при швидкості вітру 0-5 м/с (58%) та 6-10 м/с (37%). Максимальна швидкість вітру при цьому становила 40 м/с. Переважаючими напрямками вітру при утворенні ожеледі за даними [6-9] є південно-східний - для районів із значними висотами та меридіональним розчленуванням рельєфу та східний у низинах. Причому за даними [7] на них припадає до 76% випадків утворення ожеледі. У цілому переважаючий напрямок вітру при утворенні ожеледі збігається із переважаючим напрямком вітру для кожного окремого району за холодний період року [8,9].

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

Найбільш докладно синоптичні умови утворення ожеледі було досліджено В. Е. Бучинським [6], О. М. Кошенком [10, 11, 13, 14], Волевахою В.О. [12]. У [6] встановлено, що утворення ожеледі може відбуватись як в однорідній повітряній масі (внутрішньомасова, здебільшого в районі височин), так і при взаємодії різних повітряних мас вздовж фронтальних поверхонь. Це було підтверджене дослідженнями О. М. Кошенка [10, 11] і доведено, що внутрішньо масовий характер утворення ожеледі має значну повторюваність Закарпатті, Передкарпатті, здебільшого в районі Волино-Подольської та Придніпровської височин, Донецького кряжа (за винятком півночі Луганської області), у західній частині Криму. Утворення ожеледі в зоні фронту має більшу повторюваність та інтенсивність та супроводжується більшою швидкістю вітру. Найбільш інтенсивна ожеледь пов'язана із вираженими теплими фронтами (здебільшого при виході південних циклонів), з обох боків яких є значні контрасти температур, особливо коли перед тим на території мав місце антициклон. Крім того доволі часто ожеледь утворюється перед розмитими фронтами та фронтами оклюзій по типу теплового фронту. За умов малорухомості фронту накопичення ожеледі може бути тривалим та значним. Детальне дослідження утворення ожеледі фронтального ґенезу було зроблено у [12–14] та визначені її синоптико-аерологічні особливості. Встановлено, що зона фронтальної ожеледі при переміщенні на Україну циклонів або улоговин з південного заходу та півдня розташована не в районі теплового фронту, а у старого квазістаціонарного фронту. Згідно до [14], переважна маса ожеледі формується поблизу теплих фронтів при переміщенні на Україну циклонів та улоговин з південного заходу та півдня – 55%, із заходу – 24%, північного заходу – 16%, у 5% ожеледь утворюється при північних та північно-східних процесах. До 80% ожеледі формується на теплих фронтах циклонів із південного заходу (94%) та півдня (86%). Утворення ожеледі поблизу холодних фронтів складає 13%, причому найбільша повторюваність такої ожеледі спостерігається при північно-західних (24%) та західних (16%) процесах. Ожеледь в зоні фронтів оклюзії становить 7%, причому при південних процесах найчастіше – 14%. Тобто вірогідність формування ожеледі перед теплими фронтами у 5 разів більша ніж поблизу холодних фронтів та фронтів оклюзії. О. М. Кошенком [15] було виділено ще 3-ю групу процесів утворення ожеледі – змішану. У цій групі умови утворення ожеледі не схожі з суто фронтальними процесами, а саме - повна відсутність хмар Ns-As та наявність тільки St-Sc або їх перехідних форм. Така ожеледь формується на периферійних ділянках фронтів у полі підвищеного тиску у будь-якій частині баричного поля, якщо фронт знаходиться на заключній стадії свого розвитку.

Дослідження фізико-географічних особливостей просторового розподілу ожеледо-паморозевих відкладень на території України було започатковано у роботах А. М. Раєвського [16–23] та М. М. Волевахи [24]. Було встановлено 7 основних типів рельєфу, які впливають на інтенсивність утворення ожеледі. При цьому враховувались відносна висота місцевості, ступінь захищеності по відношенню до переважаючих при відкладенні ожеледі вітрам, а також експозиції самого мікро схилу на якому знаходиться пункт спостереження. I тип – метеостанції розташовані у вузьких долинах річок, захищених значними височинами, що перевищують висоту долини на 50-100 м; II – долини які обмежені із заходу та сходу незначними височинами, або крутими берегами річок, що перевищують їх рівень на 20-40 м; III – рівнинні місцевості; IV – добре виражені, відкриті зі сходу (або південні та північні) схили височин; V – центральні частини та навітряні (східні) схили великих вододільних плато та височин, які перевищують прилеглі долини на 10-15 м; VI – вершини пагорбів,

центральні частини відносно рівних вододільних плат, що перевищують рівень долини на 25-30 м; VII - сильно пересічена місцевість. Доведено, що V-VII типи рельєфу найбільш ожеледонебезпечні у зв'язку з можливістю відкладенням ожеледі за більш низьких температур та швидкостей вітру, що сприяє більш тривалому та інтенсивному процесу утворення ожеледі. На території Карпат та Криму (переважно VII тип) не встановлено чіткого зв'язку між абсолютними висотами та частотою і розмірами ожеледо-паморозевих відкладень [20], якщо пункти спостережень не знаходяться на одному схилі та в однакових умовах. Стан залісеності території також [23] впливає на повторюваність та розміри відкладень ожеледі. Над значними лісовими масивами зменшується швидкість вітру та кількість переохолодженої вологи, що призводить до послаблення інтенсивності процесу утворення ожеледі. Дослідженнями [21, 24] встановлено, що утворення ожеледі в Карпатах відбувається переважно на теплих фронтах, що надійшли з північного заходу, півдня, південного заходу та західній периферії антициклонів. Значна ожеледь у Карпатах також може утворюватись в зоні фронтів оклюзій, в теплих секторах циклонів, що регенерують на арктичному фронті або в зоні стаціонарних фронтів. У [22] доведено, що в аномально теплі зими піку свого масового розповсюдження відкладення ожеледі досягають у північно-західних, північних та центральних областях України, завдяки добре розвинутій циклонічній діяльності. В аномально холодні зими цей процес більш інтенсивно протікає на півдні та сході країни завдяки переважанню східної та меридіональної циркуляції. У теплі зими ожеледь, складні відкладення та налипання мокрого снігу виникають частіше ніж у холодні. Більшими при цьому є і розміри відкладень та тривалість їх зберігання.

Дослідження умов виникнення особливо небезпечних відкладень ожеледі (СГЯ) [25–28] показало, що вони здебільшого утворюються при виході південних циклонів – 78% випадків, на групу західних та північно-західних траєкторій припадає до 25%, а на північну до 1%. Відкладення ожеледі категорії СГЯ спостерігається значно частіше при фронтальних ситуаціях, ніж при внутрішньо масових. Встановлено, що відкладення ожеледі категорії СГЯ спостерігається значно частіше при проходженні теплих фронтів (із південного заходу), а також в зоні стаціонарних фронтів та фронтів із хвилями – 71% випадків. Для гірських районів Криму найбільш ожеледонебезпечними є холодні fronti (76%), а також fronti, швидкість яких до Кримських гір була більше 20 км/год (26%). Крім південних (41%), найбільш ожеледонебезпечними для гірських станцій є західні (37%) та північно-західні (20%) синоптичні процеси. Затримка ожеледонебезпечної ділянки фронту на 4-7 год у горах призводить до відкладень ожеледі категорії СГЯ. У [28] встановлено, що для відкладень ожеледі категорії СГЯ внутрішньо масового походження найбільш ожеледонебезпечною синоптичною ситуацією є вплив південно-західної (західної) периферії антициклону – 68%, що є характерним для південного сходу України в районі Донецького кряжу та Приазовської височини.

Найбільш докладно особливості та стан розповсюдження ожеледо-паморозевих утворень і зокрема ожеледі на території України протягом кінця 30-х – 60-х років XX століття представлено у роботах [29 - 31]. Було визначено, що найбільшій повторюваності це явище набуває протягом грудня – лютого і максимального свого прояву досягає в районі Донецького кряжу, Приазовської височини, Кримських горах (захід), Волино-Подольській та Придніпровській височинах, Карпатах (північно-східні схили та високогір'я). Найбільш часто небезпечні відкладення ожеледі мали місце в районі Донецького кряжу, Приазовської височини та Криму. Наступний етап дослідження цього питання

охоплює період з кінця 60-х ХХ століття по його кінець [32, 33]. У цей час увага приділялась не тільки продовженню дослідження просторового розповсюдження ожеледі на основі накопиченого нового матеріалу, а й її небезпечних та стихійних проявів. За вірогідністю прояву відкладень ожеледі стихійного характеру (діаметр ≥ 20 мм) на Україні за охопленням території було виділено 4 райони:

1 – *Донецька, Луганська, Вінницька, Кіровоградська, Одеська, Миколаївська області (1 раз за 2-3 роки);*

2 – *Тернопільська, Хмельницька, Полтавська, Харківська, Дніпропетровська, Херсонська області (1 раз за 5 років);*

3 – *Рівненська, Житомирська, Київська, Черкаська, Івано-Франківська, Запорізька області та АР Крим (1 раз на 10 років);*

4 – *Волинська, Чернігівська, Сумська, Львівська, закарпатська, Чернівецька області (1 раз на 20 років).*

Останньою з опублікованих робіт з дослідження стихійних метеорологічних явищ на Україні у тому числі і сильної ожеледі є монографія [34], яка доповнює кліматологічну інформацію минулих років та висвітлює стан інтенсивності та розповсюдження стихійних явищ протягом 1985-2005 рр.

Найостаннішою з публікацій, які присвячені особливостям утворення атмосферного льоду на земній поверхні (у тому числі і ожеледі) є дослідження особливостей випадання опадів, що замерзають при наднизьких температурах повітря [35]. У ній узагальнено не тільки раніш отримані матеріали спостережень протягом 1986-1995 рр. на АМСЦ на території Російської Федерації, а й в Україні (Одеса АМСЦ 1986-2001 рр.), а й проаналізовано останні подібні випадки, які мали місце у Пермському краї (Північний та Середній Урал) у грудні 2010 р.

Зважаючи на сучасні зміни у світовій кліматичній системі, які супроводжуються частими, масштабними та тривалими стихійними явищами дослідження утворення ожеледі є необхідним для визначення напрямку змін клімату в Україні та його прогнозу на майбутнє для забезпечення сталого розвитку країни.

Методологічною основою для опрацювання фактичних матеріалів спостережень на метеорологічних станціях за утворенням ожеледі та динаміки її відкладень на дротах стандартного ожеледного станка є положення, які викладено у Настанові гідрометеорологічним станціям і постам (2011) [36] та Настанові по службі прогнозів та попереджень про небезпечні (НЯ) і стихійні гідрометеорологічні явища (СГЯ) погоди (2003) [37].

Висновки. Представлені у огляді результати попередніх досліджень дають чітку уяву про загальні фізичні причини утворення ожеледі та характеризують основні синоптичні ситуації її виникнення.

Зважаючи на те, що останнім часом внаслідок змін які відбуваються у світовій кліматичній системі, і зокрема в Україні, спостерігається досить різка зміна погодних умов, яка суттєво впливає на частоту та інтенсивність прояву ряду природних явищ, зокрема утворення ожеледі. Тому існує нагальна потреба у продовженні дослідження особливостей утворення ожеледі та ожеледо-паморезевих утворень основних напрямках:

1. Необхідно дослідити сучасну динаміку повторюваності утворення ожеледі на території України по кожному з місяців її утворення та по окремим її областям та визначити спрямування цієї повторюваності як у цілому так і встановити внесок як кожного місяця в загальну суму за рік так і кожного окремого регіону у загальну площу.

2. Визначити місяця найбільшої повторюваності утворення ожеледі на поточний період із подальшою конкретизацією регіону.

3. Визначити особливості сучасного розповсюдження відкладень ожеледі категорії НЯ та СГЯ на території України та встановити їх повторюваність та просторово-часову динаміку.

4. Визначити основні фізичні характеристики відкладень ожеледі категорії НЯ та СГЯ (діаметр та маса відкладень, температуру повітря, напрямок та швидкість вітру при досягненні максимального діаметру) та встановити їх зміни у часі та просторі.

5. Визначити основні класи (підкласи) синоптичних ситуацій за яких у останні 20 років відбувалось утворення ожеледі (в тому числі НЯ та СГЯ) на території України та визначити їх повторюваність.

6. Встановити стан матеріальних збитків які було зафіксовано від відкладень ожеледі (ожеледо-паморозевих відкладень) на території України протягом останнього часу та проаналізувати його просторово-часову динаміку.

Список літератури

1. Андреев Ю. Н. К вопросу о физико-метеорологических условиях образования гололеда / Ю. Н. Андреев // Труды ГГО. – 1947. – Вып. 3 (65). – С. 12-19.
2. Бургсдорф В. В. О физике гололедо-изморозевых явлений / В. В. Бургсдорф // Труды ГГО. 1947. – Вып. 3(65). – С. 3-11.
3. Химач М. А. Отложение льда из переохлажденных облаков и туманов / М. А. Химач // Труды ГГО. – 1956. – Вып. 57 (119). – С. 44-49.
4. Заморский А. Д. Морось и гололед при значительных морозах / А. Д. Заморский // Метеорология и гидрология. – 1953. – № 4. – С. 34-36.
5. Заморский А. Д. Атмосферный лед, иней, гололед, снег и град / А. Д. Заморский. – М.-Л. : Изд. АН СССР, 1955. – 377 с.
6. Бучинский В. Е. Гололед и борьба с ним / В. Е. Бучинский. – Л. : Гидрометгизд, 1960. – 191 с.
7. Абрамович К. Г. Условия образования гололеда на ЕТС / К. Г. Абрамович. – М. : Гидрометеиздат, 1944. – 130 с.
8. Швер Ц. А. Повторяемость скоростей и направлений ветра при гололедно-изморозевых явлениях на Европейской территории Советского союза и Западной Сибири // Труды ГГО. – 1967. – Вып. 210. – С. 29-37.
9. Швер Ц. А. Повторяемость скоростей ветра при обледенении проводов / Ц. А. Швер // Труды ГГО. – 1969. – Вып. 246. – С. 114-121.
10. Кошенко А. М. Некоторые характеристики внутримассовых гололедов на Украине / А. М. Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1972. – Вып. 113. – С. 9-18.
11. Кошенко А. М. Погодные условия при гололеде на территории Украины / А. М. Кошенко, М. Ю. Кулаковская // Труды УкрНИГМИ. – 1971. – Вып. 111. – С. 38-43.
12. Волеваха В. А. Фронтальные гололеды на Украине / В. А. Волеваха // Тр. УкрНИГМИ. – 1961. – Вып. 25. – С. 3-15.
13. Кошенко А. М. Некоторые характеристики фронтальных гололедов на Украине / А. М. Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1941. – Вып. 108. – С. 103-108.
14. Кошенко А. М. Синоптико-аэрологические особенности фронтальных гололедов на Украине / А. М. Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1974. – С. 83-94.
15. Кошенко А. М. Гололеды смешного происхождения / А. М. Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1974. – Вып. 126. – С. 64-76.
16. Раевский А. Н. К вопросу о повторяемости гололеда / А. Н. Раевский // Метеорология и гидрология. 1953. – № 1. С. 28-31.
17. Раевский А. Н. Влияние рельефа на распределение гололедно-изморозевых отложений / А. Н. Раевский // Труды ОГМИ. – 1961. Вып. XXIII. – С. 3-10.
18. Раевский А. Н. О распределении гололеда на территории Украины / А. Н. Раевский // Труды УкрНИГМИ. – 1961. – С. 50-62.
19. Раевский А. Н. Влияние особенностей рельефа на распределение гололедных отложений / А. Н. Раевский // Труды ГГО. – 1961. – Вып. 122. – С. 75-80.
20. Раевский А. Н. К вопросу о влиянии рельефа на распределение отложений гололеда в Украинских Карпатах / А. Н. Раевский // Метеорология, Климатология и гидрология. 1968. – Вып. 3. – С. 80-84.
21. Раевский А. Н. Синоптические условия образования значительного гололеда в Украинских Карпатах / А. Н. Раевский, Е. А. Вязовченко // Метеорология, климатология и гидрология. – 1969. – Вып. 5. – С. 64-70.
22. Прохоренко М. М. Особенности распределения гололедно-изморозевых отложений на территории Украины в аномальные зимы / М. М. Прохоренко, А. Н. Раевский // Метеорология, климатология и гидрология. – 1975. – Вып. 11. – С. 33-37.
23. Раевский А. Н. К вопросу о влиянии характера рельефа и лесистости на распределение гололедно-изморозевых отложений / А. Н. Раевский // Труды УкрНИГМИ. – 1967. – Вып. 65. – С. 113-117.
24. Волеваха Н. М. О влиянии орографии на гололедные отложения / Н. М. Волеваха // Труды УкрНИГМИ. – 1958. – Вып. 13. – С. 82-86.
25. Прохоренко М. М. Распределение и условия возникновения особо опасных отложений атмосферного льда на территории Украины / М. М. Прохоренко, А. Н. Раевский // Труды

УкрНИГМИ. – 1973. – Вып. 124. – С. 84-90. **26.** Кошенко А. М. Особо опасные гололеды на Украине / А. М.Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1976. – Вып. 134. – С. 79-91. **27.** Кошенко А. М. Особо опасные отложения гололеда в Горном Крыму / А. М.Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 160. – С. 3-12. **28.** Кошенко А. М. Рекомендации к прогнозу особо опасных отложений гололеда внутримассового происхождения на Украине / А. М.Кошенко // Труды УкрНИГМИ. – 1977. – Вып. 160. С. 13-20. **29.** Климат Украины / Под ред. Г. Ф. Прихотко, А. В. Ткаченко, В. Н. Бабиченко. – Л. : Гидрометеиздат, 1967. – 413 с. **30.** Опасные явления погоды на Украине / Под ред. К. Т. Логвинова // Труды УкрНИГМИ. – 1972. – Вып. 110. – 235 с. **31.** Природа Украинской ССР. Климат / Под ред. К. Т. Логвинова, М. И. Щербаня. – К. : Наукова думка, 1984. – 231 с. **32.** Стихийные метеорологические явления на Украине и Молдавии / Под ред. В. Н. Бабиченко. - Л. : Гидрометеиздат, 1991. – 223 с. **33.** Клімат України / За ред. В. М. Ліпінського, В. А. Дячука, В. М. Бабіченко. – К. : Вид-во. Раєвського, 2003. – 343 с. **34.** Стихійні метеорологічні явища на території України за останнє двадцятиріччя (1986-2005 рр.) / За ред. В. М.Ліпінського, В. І.Осадчого, В. М. Бабіченко. – К. : Ніка-Центр, 2006. – 311 с. **35.** Калинин Н. А. Редкое явление замерзающего дождя в Пермском крае / Н. А. Калинин // Метеорология и гидрология. – 2012. – № 8. – С. 27-35. **36.** Настанова гідрометеорологічним станціям і постам. Керівний документ. - Вип. 3, Ч.1 (метеорологічні спостереження на станціях). Державна гідрометеорологічна служба. – К., 2011. – 279 с. **37.** Настанова по службі прогнозів та попереджень про небезпечні (НЯ) і стихійні гідрометеорологічні явища (СГЯ) погоди. Український Гідрометцентр. – К., 2003. – 30 с.

Концептуальні засади дослідження відкладень ожеледі (на прикладі України)

Пясецька С.І.

У запропонованій статті подано огляд головних досягнень у дослідженні ожеледо-паморозових відкладень і у першу чергу ожеледі. Показано внесок українських вчених у дослідження утворення ожеледі та особливості її просторового розповсюдження, визначені основні типи синоптичних ситуацій. Показано задачі та визначено напрямки її подальшого дослідження.

Ключові слова: ожеледь, ожеледо-паморозові утворення.

Концептуальные основы исследования отложений гололеда (на примере Украины)

Пясецкая С.И.

В предлагаемой статье дан обзор основных достижений в исследовании гололедно-изморозевых отложений и в первую очередь гололеда. Показан вклад украинских ученых в исследование образования гололеда и особенности его пространственного распространения, определены основные типы синоптических ситуаций. Обозначены задачи и направления его дальнейшего исследования.

Ключевые слова: гололед, гололедно-изморозевые образования.

The conceptual basis of the research of ice glaze deposit (on the example of Ukraine)

Pyasetskaya S.I.

This article provides an overview of the main achievements in the study of ice glaze and (rime freezing drizzle) deposit and especially ice glaze. Illustrates the contribution of Ukrainian scientists in the study of ice glaze deposit formation and features of its spatial distribution. Identified the main types of synoptic situations in the formation of different types of ice glaze deposit/. The shown are objectives and directions of further research.

Keywords: ice glaze deposit, rime freezing drizzle deposit.

Надійшла до редколегії 23.05.2013

Клок С. В.

Український науково-дослідний гідрометеорологічний інститут, м. Київ

РОЗПОДІЛ АТМОСФЕРНИХ ОПАДІВ ЗА ДАНИМИ СПОСТЕРЕЖЕНЬ НА УКРАЇНСЬКІЙ АНТАРКТИЧНІЙ СТАНЦІЇ «АКАДЕМІК ВЕРНАДСЬКИЙ»

Ключові слова: *Українська антарктична станція «Академік Вернадський», атмосферні опади, явища погоди, висота снігового покриву, швидкість вітру*

Вступ. Підвищення вимог до будь-якого виду інформації, особливо впродовж останніх років, пов'язано, перш за все, зі стрімким розвитком інформаційних технологій та накопиченням великих електронних баз даних [7, 8, 10] і направлено, насамперед, на отримання надійних результатів. У свою чергу, вимоги до гідрометеорологічних даних - вірогідність, точність, однорідність, репрезентативність, у цілому, можуть бути виконаними за чіткої організації роботи метеорологічного підрозділу відповідно до вимог керівних документів та високого рівня якості проведення спостережень, тобто, вдосконалення засобів і методик їх проведення найперше та відповідного рівня підготовки фахівців [10].

Проте на сьогодні, навіть у разі густої мережі пунктів спостережень та високого рівня обладнання, потрібне залучення непрямих способів обрахунку кількості атмосферних опадів [3, 4, 6], особливо це стосується територій зі складними метеорологічними умовами (до яких, безумовно, належить Антарктида) [11].

Використані дані. Проаналізовано результати прямих вимірювань кількості опадів та висоти снігового покриву, а також дані спостережень за явищами погоди та швидкістю вітру на Українській антарктичній станції (УАС) «Академік Вернадський» за період спостережень 1998-2012 рр. [9, 15].

Результати та обговорення. Атмосферні опади - основне джерело зволоження підстильної поверхні, тому дані вимірювань їх кількості набули досить широкого використання як у наукових, так і прикладних завданнях: з одного боку, це метеорологічний чинник, що формує середовище перебування людини; з іншого, можна розглядати негативні наслідки їх випадіння в аспекті агресивності метеорологічного середовища в цілому [1, 10-12].

За оцінкою авторів [1, 2, 5, 11-12] наводиться різна середня кількість атмосферних опадів по регіонах Землі. Зокрема, район Антарктичного півострова, про який мова йде в статті, характеризується цифрами, що коливаються в межах від 462 мм до 1500 мм еквівалента рідких опадів. Зрозуміло, що це дані по досить великій території, а тому їх слід обережно використовувати в роботі із зіставленням та кількісним узгодженням під час проведення дослідних і розрахункових робіт.

Аналіз результатів вимірювання атмосферних опадів на метеорологічному майданчику УАС Академік Вернадський/ Вимірювання кількості атмосферних опадів на УАС «Академік Вернадський» регулярно проводяться з 1998 року за допомогою опадоміра Третьякова, встановленого на метеорологічному майданчику о. Галіндес (65°14' пд. ш., 64°16' з. д.) [6]. Згідно з даними прямих вимірів за рік на УАС збирається в середньому 600 мм еквівалента рідких опадів. Рис. 1 демонструє розподіл сумарної річної кількості опадів, зібраних на УАС, з якого видно певну тенденцію до збільшення їх кількості впродовж останніх 2010-2012 років.

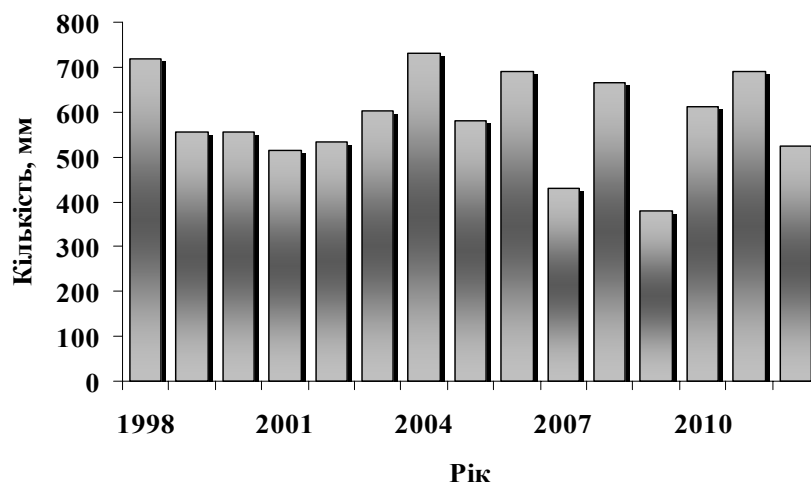


Рис. 1. Сумарна річна кількість опадів, зібраних опадоміром Трет'якова на УАС «Академік Вернадський» за період 1998-2012 рр.

Наступний рис.2 показує сезонний розподіл опадів, аналіз якого свідчить, що найбільша їх кількість збирається з лютого по квітень місяць, а серед зимових місяців максимальною кількістю характеризується жовтень-вересень.

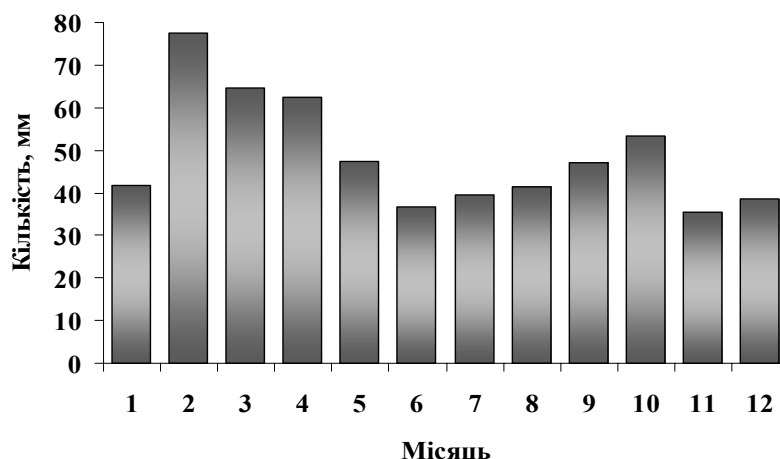


Рис.2. Середня місячна кількість опадів, зібраних опадоміром Трет'якова на УАС «Академік Вернадський» за період 1998-2012 рр.

Порівняльний аналіз сезонного розподілу кількості опадів за 5-річні періоди спостережень наведено на рис. 3, який демонструє збільшення їх кількості впродовж останніх років переважно взимку. Літні місяці переважно дають зниження кількості впродовж останнього періоду 2008-2012 рр. На фоні решти місяців, зміною кількості зібраних опадів особливо виділяється жовтень – порівняно з попереднім, за останні два періоди кількість збільшилась на 50%.

Цікаво відмітити, що жовтень виділяється значною екстремальністю погодних умов у районі станції [9]. Нагадаю, екстремальність погодних умов визначалась за характеристиками чотирьох параметрів атмосфери: температури повітря, атмосферного тиску, швидкості вітру та кількості опадів.

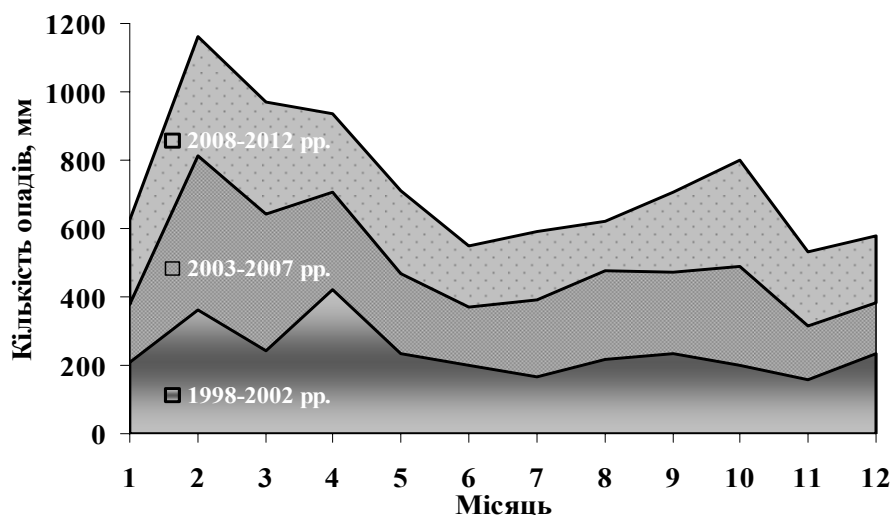


Рис.3. Сумарна кількість опадів за 5-річні періоди спостереження

Детальніший часовий розподіл опадів по району УАС демонструє діаграма, зображена на рис. 4. Переважна кількість опадів відмічається в літній сезон (грудень-квітень), що не є типовим для даних територій [1, 2, 5, 6], проте цікавим є збільшення кількості зібраних опадів у липні-жовтні впродовж останніх років (у період з 2009 року).

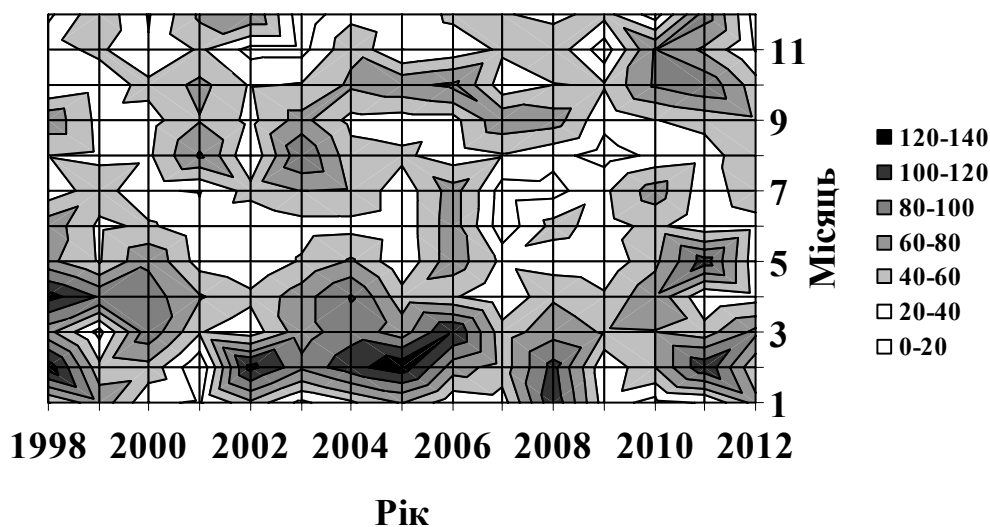


Рис. 4. Динаміка річного ходу кількості атмосферних опадів на УАС «Академік Вернадський» , 1998-2008 рр.

У роботі [6] було показано, що на УАС відбуваються втрати кількості атмосферних опадів у холодний період року завдяки похибці «вітрового недозбору» (у зв'язку з чим упродовж літніх місяців опадів фіксується значно більше, ніж у зимовий період), для чого проведено порівняння їх кількості з розрахованою методом «водного еквівалента» (відомі щільність та висота снігового покриву) [12].

Надалі проведено аналіз висоти снігового покриву та швидкості вітру за даними спостережень у районі антарктичної станції «Академік Вернадський», адже дані характеристики погоди впливають на виникнення та загальну величину згаданої похибки [3, 4, 10].

За даними багаторічних спостережень снігонакопичення на станції спостерігається з квітня по жовтень місяць (рис. 5), охоплюючи період близько 200 днів [5-6]. Крім того, часова діаграма демонструє суттєве зменшення тривалості максимального періоду снігонакопичення: якщо в попередні роки він тривав із липня по лютий, то впродовж останніх років спостерігається переважно у вересні-січні (у листопаді-грудні сніг зберігається без накопичення).

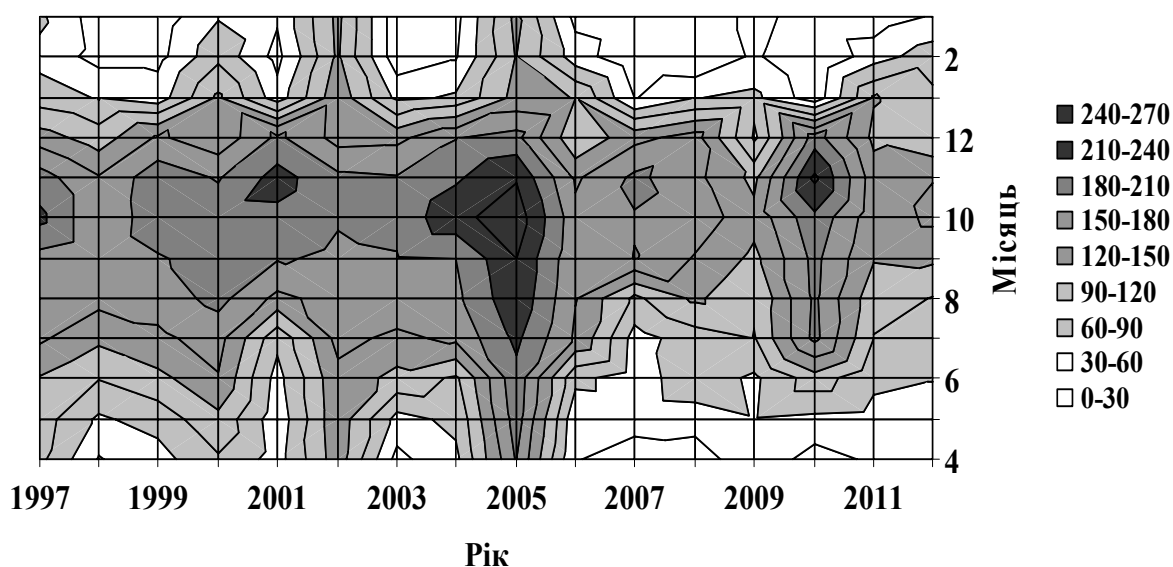
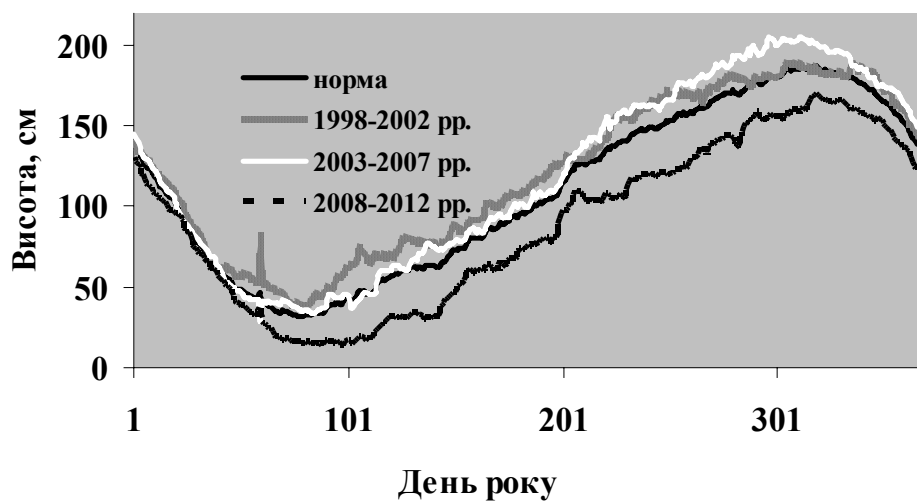


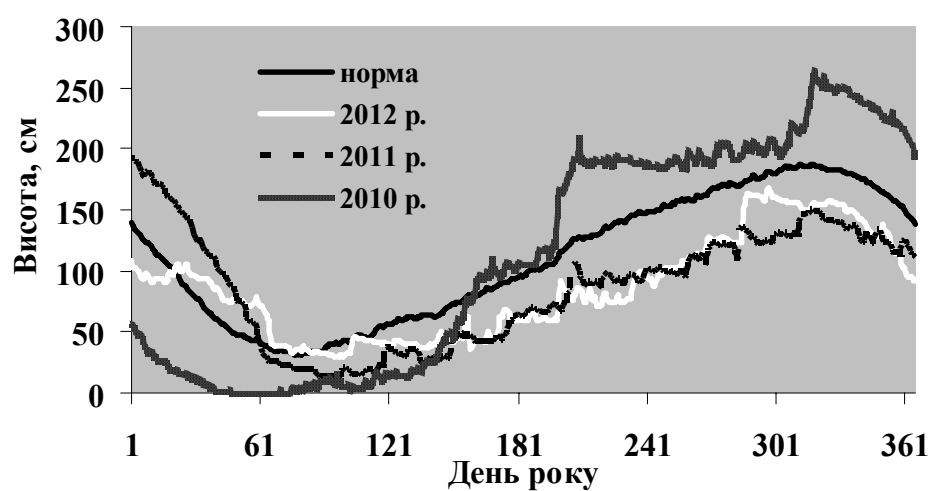
Рис.5. Довготермінові зміни висоти снігового покриву за даними спостереження на метеорологічному майданчику о. Галіндез

Аналіз процесу снігонакопичення по окремих 5-річчях демонструє суттєво меншу його кількість щодо норми за останні п'ять років спостережень (рис.6 а) – період 2008-2012 рр. Проте лише 2011 та 2012 роки демонструють снігонакопичення нижче норми (за норму взято середні значення за весь період спостережень), а зимовий період 2010 року показав кількість опадів у твердій фазі значно вище від норми, що наглядно демонструє рис.6 (б).

Складний характер поля вітру в Антарктиді відмічено в роботах [1, 2, 13-14]. Цікаво, що зміни швидкості вітру за даними спостереження на антарктичній станції «Фарадей-Академік Вернадський» за весь період спостережень не мали однонаправленого характеру [9, 15], що відображено на рис.7. З рисунка видно, період 1951-1971 рр. характеризувався стійким падінням швидкості вітру з трендом, рівним -0,9 вузлів/10 років. Починаючи з 1972 року швидкість вітру на станції зростає – тренд при цьому становить 0,7 вузлів/10 років. Величина R^2 в обох випадках дорівнює 0,4. Крім того, упродовж останніх декількох років спостерігається суттєве збільшення амплітуди швидкості вітру, а також є тенденція до зменшення швидкості вітру на станції - спостерігається не у всі сезони року, що демонструє наступний рис.8.



а)



б)

Рис.6. Сезонний хід висоти снігового покриву за даними спостережень на метеорологічному майданчику о.Галіндез за 5-річні періоди спостереження (а) та останні роки (б)

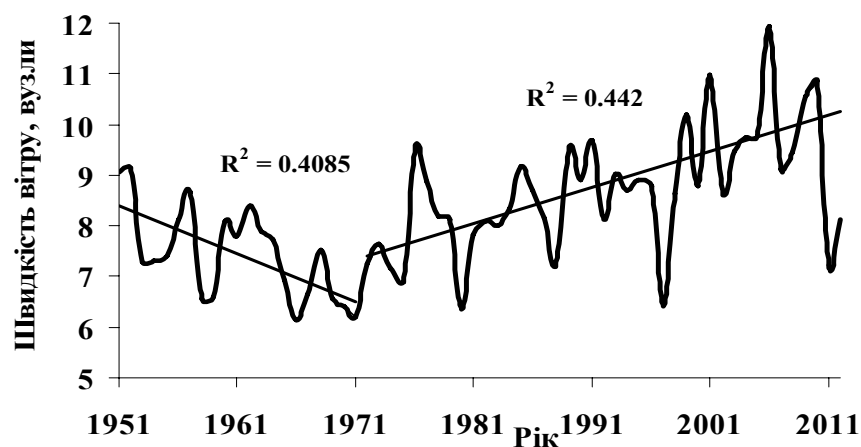


Рис.7. Довготерміновий хід швидкості вітру в районі УАС за період 1951-2012 рр.

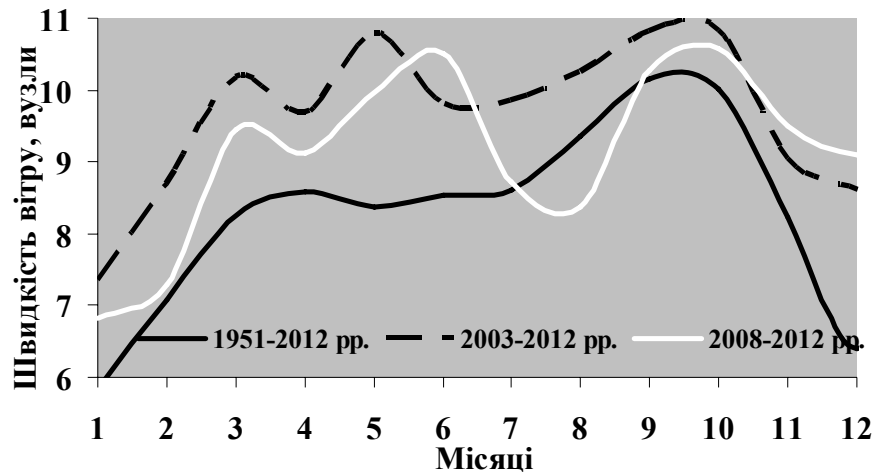


Рис.8. Порівняння сезонного розподілу швидкості вітру за даними різних періодів спостережень на станції «Фарадей-Академік Вернадський»

Період 2008-2012 рр. порівняно з сезоном 2003-2012 рр. показує зменшення швидкості вітру взимку, з червня по жовтень місяці, а щодо загального періоду спостереження, то воно обмежується липнем-вереснем. При цьому в жовтні спостерігається максимальна швидкість вітру в сезонному ході, середня величина сягає значень більше ніж 11 вузлів.

Таким чином, збільшення кількості зібраних опадів на станції «Академік Вернадський» упродовж останніх років частково спостерігається завдяки зменшенню похибки «вітрового недообліку».

Висновки. Наведений вище аналіз демонструє тенденції до збільшення кількості атмосферних опадів, зібраних прямим способом на метеорологічному майданчику УАС «Академік Вернадський» упродовж останніх років. Причому, збільшення кількості опадів спостерігається як у холодний так і в окремі місяці теплого періоду року.

Цілком очевидно, що більша кількість опадів може фіксуватися як через збільшення їх кількості випадіння, так і за рахунок зменшення похибок вимірювання в зимові місяці внаслідок суттєвого зменшення швидкості вітру.

Список літератури

1. Атмосфера. Справочник. - Л. : Гидрометиздат, 1991
2. Аверьянов В. Г. Гляциоклиматология Антарктиды/ В. Г. Аверьянов. – Л. : Гидрометиздат, 1990. – 198 с.
3. Новая модель корректировки измеренных осадков и ее применение в полярных районах России / Богданова Э. Г. и др. // МИГ. – 2002. – №10. – С. 68-94.
4. Современные методы корректировки измеренных осадков и результаты их применения в полярных регионах России и Северной Америки / Э.Г. Богданова и др. // МИГ. – 2007. – №4. – С. 21-44.
5. Грищенко В. Ф. Оценка современного оледенения Берега Грейама (Антарктический полуостров) и островов Аргентинского архипелага / В. Ф. Грищенко // Укр. антарктичний журнал. – 2006. – №4-5. – С. 278-287.
6. Клок С. В. Особливості вимірювання атмосферних опадів на Українській антарктичній станції Академік Вернадський / С. В. Клок // Укр. антарктичний журнал. – 2010. – №9. – С. 222-230.
7. Мартазінова В. Ф. Современное и будущее состояние климата Антарктического полуострова, станции «Академик Вернадский» / Мартазінова В. Ф., Иванова Е. К., Клок С. В. // VI Міжнародна Антарктична конф. «Інтернаціоналізація досліджень в Антарктиці – шлях до духовної єдності людства» (Київ, 15-17 тр. 2013). – К., 2013. – С. 260-261.
8. Мартазінова В. Ф. Анамальність погодних умов Антарктичного півострова в районі розташування Української антарктичної станції

«Академік Вернадський» / В. Ф. Мартазінова, С. В. Клок // Наук. пр. УкрНДГМІ. – 2012. – Вип. 262. – С. 91-101. **9.** Метеорологічний звіт УАС «Академік Вернадський» за 1997-2012 рр. **10.** Наставление гидрометеорологическим станциям и постам. – 1985. – Вып. 3, ч.1. – 301 с. **11.** Полярная метеорология. Понимание глобальных воздействий. – 2007. – №1013. – 38 с. **12.** Руководство по снеголавинным работам (временное). – Л. : Гидрометеиздат, 1965. – 400 с. **13.** Русин Н. П. Метеорологический и радиационный режим Антарктиды / Н. П. Русин. – Л. : Гидрометиздат, 1961. – С. 63-100. **14.** Швень Н. И. О некоторых особенностях ветрового режима в районе Антарктического полуострова / Н. И. Швень, С. В. Клок // Укр. антарктичний журнал. – 2005. – №3. – С. 93-98. **15.** <http://www.antarctica.ac.uk/met/READER/surface/stationpt.html>

Розподіл атмосферних опадів за даними спостережень на Українській арктичній станції «Академік Вернадський»

Клок С.В.

Проаналізовано результати вимірювань атмосферних опадів на Українській антарктичній станції «Академік Вернадський» за період з 1998 по 2012 рр. паралельно з даними спостережень за висотою снігового покриву, швидкістю вітру. Тенденції останніх років свідчать про збільшення кількості зібраних опадів у порівнянні з попередніми роками.

Ключові слова: Українська антарктична станція «Академік Вернадський», атмосферні опади, явища погоди, висота снігового покриву, швидкість вітру.

Распределение атмосферных осадков по данным наблюдений на Украинской антарктической станции «Академик Вернадский»

Клок С.В.

Проанализированы результаты измерений атмосферных осадков на Украинской антарктической станции «Академик Вернадский» за период с 1998 по 2012 параллельно с данными наблюдений за высотой снежного покрова, скоростью ветра. Тенденции последних лет свидетельствуют об увеличении количества собранных осадков по сравнению с предыдущими годами.

Ключевые слова: Украинская антарктическая станция "Академик Вернадский", атмосферные осадки, явления погоды, высота снежного покрова, скорость ветра.

The distribution of precipitation on the observations on Ukrainian Antarctic station "Academician Vernadsky"

Klok S.V.

The results of measurements atmospheric precipitation on the Ukrainian Antarctic station "Academician Vernadsky" from the period from 1998 to 2012, in parallel with observations of snow depth, wind speed the was carried out analysis. Recent trends show an increasing number of collected rainfall compared to previous years.

Keywords: the Ukrainian Antarctic station "Academician Vernadsky", atmospheric precipitations, phenomena of weather, snow depth, wind speed.

Надійшла до редколегії 08.07.2013

Затула В.І.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ВРАХУВАННЯ РЕЖИМУ ХМАРНОСТІ ПРИ ОЦІНЦІ ПРИРОДНОЇ ОСВІТЛЕНOSTІ ЗЕМНОЇ ПОВЕРХНІ

Ключові слова: *природна освітленість горизонтальної поверхні; режим хмарності; світлові еквіваленти сонячної радіації; повторюваність станів неба; похибка обчислення*

Вступ. Сонячне випромінювання є основним джерелом енергії на поверхні Землі. Режим природної освітленості земної поверхні є важливим елементом оцінки агрокліматичних ресурсів і широко використовується при проектуванні штучного освітлення. На відміну від сонячної радіації, освітленість створюється променями тільки видимого діапазону довжин хвиль й оцінюється не за сумарним енергетичним ефектом, а за сприйняттям світла оком людини.

Постановка та актуальність проблеми. Засновником регулярних спостережень за природною освітленістю земної поверхні в колишньому Радянському Союзі слід вважати Н.Н. Калітіна. У 1925 р. під його безпосереднім керівництвом такі спостереження було започатковано в Метеорологічній обсерваторії у Павловську, що під Санкт-Петербургом. Згодом такі спостереження були організовані в Іркутську, Ташкенті, Арктиці, інших регіонах. На початку 50-х років XX ст. М.С. Аверкієв за активної підтримки В.С. Самойленка і Ю.Д. Янішевського організував фотометричні вимірювання в Метеорологічній обсерваторії Московського університету, а з 1964 р. там проводиться безперервна реєстрація природної освітленості [1, 10].

Світловий клімат як режим світлового опромінення земної поверхні прийнято характеризувати певною сукупністю умов природного освітлення за тривалий, не менш як за десять років, проміжок часу [2]. Водночас, достатньо тривалі і регулярні фотометричні спостереження проводяться на дуже небагатьох станціях. Наприклад, в Росії таких станцій тільки дві [10], а в Україні їх взагалі немає.

Цим пояснюється широке використання світлових еквівалентів сонячної радіації, за допомогою яких актинометричні величини перераховуються у відповідні фотометричні характеристики. Завдяки цьому підходу стало можливим провести комплексну оцінку режиму природної освітленості (О.Д. Бартеньова, Е.А. Полякова, Н.П. Русин) та світлокліматичне районування (Н.М. Гусєв і Н.П. Нікольська) на всій території колишнього СРСР. Відтоді карти світлокліматичного районування широко використовуються проектними установами для врахування зовнішньої освітленості житлових будинків і виробничих приміщень.

Відомо, що значення світлового еквіваленту не є сталими, а залежать від різних чинників, метеорологічних зокрема. Цим пояснюється великий інтерес до вивчення метеорологічних аспектів режиму природної освітленості.

У Росії особливості світлового клімату залежно від різних метеорологічних умов в різні часи вивчали В.В. Шаронов, К.С. Шифрін, О.Д. Бартеньова, Л.Н. Гусєва, Т.В. Євневич та ін. В США подібні дослідження виконував А. Драмонд, а в Німеччині – Г. Вернер [1, 4, 10].

Незважаючи на те, що самі значення світлових еквівалентів добре відомі і протабульовані для різної висоти Сонця, різних умов хмарності тощо, практичне використання їх для оцінки світлового режиму пов'язане з певними проблемами. Пошуку їх розв'язання і присвячена представлена робота.

Об'єкт дослідження – режим природного освітлення горизонтальної поверхні.

Основною метою роботи є розроблення прийомів оцінювання режиму природної освітленості земної горизонтальної поверхні за середніх умов хмарності.

Матеріал і методи досліджень. Дане дослідження полягає в адаптації існуючої методики світлових еквівалентів до наявної кліматологічної інформації щодо режимів сонячної радіації та хмарності місячного розрізнення.

Виклад основного матеріалу. Освітленістю будь-якої поверхні, як відомо, називається інтенсивність світлового потоку, що надходить на одиницю її площі. Основною одиницею вимірювання рівня освітленості є люкс (лк).

У структурі природної освітленості горизонтальної земної поверхні прийнято виділяти складові, які створюються прямою та розсіяною радіацією Сонця:

$$E_Q = E_S + E_D, \quad (1)$$

де E_Q – сумарна освітленість горизонтальної поверхні; E_S – освітленість, яка створюється прямими сонячними променями; E_D – освітленість, створювана розсіяним (дифузним) світлом неба.

Світловий режим земної поверхні найбільшою мірою залежать від висоти світила, прозорості атмосфери, відбивних характеристик земної поверхні та хмарності. В низці практичних застосувань важливу роль відіграє також тривалість світлового дня.

Висота Сонця і тривалість дня визначаються виключно астрономічними факторами, а тому для їх обчислення достатньо знати точний час і місце спостереження. Зокрема, висоту Сонця h_* можна обчислити за допомогою формули:

$$\sin h_* = \sin \varphi \sin \delta_* + \cos \varphi \cos \delta_* \cos \tau, \quad (2)$$

де φ – географічна широта (додатна для Північної півкулі і від'ємна – для Південної); δ_* – геоцентричне схилення Сонця, значення якого змінюється від $-23^\circ 26'$ в день зимового сонцестояння до $+23^\circ 26'$ в день літнього сонцестояння; τ – годинний кут Сонця у кутових одиницях, що відраховується на захід від площини меридіана місця спостереження до вертикальної площини, яка проходить через Сонце.

Годинний кут τ пов'язаний з тривалістю середньої сонячної доби та істинним сонячним часом, відлік якого ведеться від місцевого полудня, такою залежністю:

$$\tau = \frac{2\pi}{\Pi} t^*, \quad (3)$$

де Π – тривалість середньої сонячної доби; t^* – істинний сонячний час.

Визначення моментів сходу і заходу Сонця зазвичай проводиться з урахуванням його видимого радіуса ($16'$) і поправки на рефракцію світлових променів ($35'$), тобто для висоти Сонця $h_* = -51'$. Обчислення їх ґрунтується на розв'язанні рівняння (2) відносно годинного кута, вираженого в одиницях часу (годинах h , хвилинах m і секундах s). Для переходу від одних величин до інших

Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2013. – Т.3(30)

користуються відомим співвідношенням: 360° відповідають 24 год. Тоді $1^h = 360^\circ / 24 = 15^\circ$, $1^m = 15^\circ / 60 = 15'$, $1^s = 15' / 60 = 15''$, $1^\circ = 4^m$, $1' = 4^s$. Годинний кут додатний пополудні (від 0 до $+180^\circ$, тобто у проміжку істинного сонячного часу від 0 до 12 год) і від'ємний до полудня (від 0 до -180° , або від 12 до 24 год).

Мутність атмосфери зазвичай зменшує освітленість горизонтальної поверхні прямими променями Сонця і збільшує освітленість розсіяним світлом неба. Завдяки цьому сумарна освітленість майже не змінюється. Водночас, при підвищеній концентрації аерозольних частинок в нижніх шарах атмосфери, освітленість земної поверхні розсіяним світлом неба може і зменшуватися. Тому основною причиною великої мінливості режиму природної освітленості є хмарність.

Найбільшою проблемою для опису світлового режиму земної поверхні в Україні є відсутність систематичних спостережень за його складовими. При цьому, як зазначалося вище, виконуються актинометричні вимірювання аналогічних потоків сонячної радіації. Для переходу від актинометричних величин до величин освітленості свого часу було запропоновано спеціальні перевідні множники – світлові еквіваленти прямої, розсіяної та сумарної сонячної радіації. Відповідні коефіцієнти було отримано шляхом статистичного опрацювання результатів синхронних спостережень за природною освітленістю та сонячною радіацією, а також хмарністю та станом підстильної поверхні. З'ясувалося [1, 4, 9-10], що світлові еквіваленти прямої і сумарної радіації найбільше залежать від висоти Сонця, а розсіяної радіації – від хмарності.

Таким чином, пряму освітленість горизонтальної поверхні можна виразити через енергетичну освітленість прямими променями Сонця перпендикулярної до них поверхні:

$$E_S = C_S S_m \sin h_*, \quad (4a)$$

або

$$E_S = C_S S', \quad (4б)$$

де E_S – освітленість горизонтальної поверхні прямими променями Сонця; S_m – енергетична освітленість прямими променями Сонця перпендикулярної до них поверхні; S' – пряма сонячна радіація на горизонтальну поверхню; C_S – світловий еквівалент прямої сонячної радіації (табл. 1).

**Таблиця 1 Світловий еквівалент (лм/Вт)
прямої і сумарної сонячної радіації (за [6, 9])**

h_*°	Радіація	
	пряма	сумарна
до 10	72	92
10–20	75	92
21–30	85	96
31–40	92	98
41–50	96	100
51–75	100	102

Як видно з табл. 1, світловий еквівалент для прямої і, меншою мірою, для сумарної сонячної радіації зі зменшенням висоти Сонця зменшується, що пов'язано зі значним послабленням і зміною спектрального складу світла, яке досягає земної поверхні після його розсіювання у вищих шарах атмосфери.

Освітленість горизонтальної поверхні прямими сонячними променями можлива у проміжку часу між моментами сходу і заходу Сонця, причому вона зростає зі збільшенням прозорості повітря і висоти Сонця h_* . Освітленість дуже швидко зростає при зміні висоти Сонця від 20 до 45°, але з подальшим підйомом Сонця над горизонтом її ріст сповільнюється. Максимальні значення E_S досягаються при найбільших висотах Сонця. За даними метеорологічної обсерваторії МДУ [10], при дуже чистому і прозорому повітрі пряма освітленість земної поверхні може досягати 70 клк, однак збільшення його мутності дуже її послаблює.

Дифузна освітленість горизонтальної поверхні E_D створюється розбіжними променями світла і обчислюється за формулою:

$$E_D = C_D D, \quad (5)$$

де D – розсіяна сонячна радіація; C_D – світловий еквівалент розсіяної сонячної радіації.

Важливу роль у розподілі природної освітленості по території відіграють сезонні зміни відбивної здатності земної поверхні (світлове альbedo). З усіх типів діяльної поверхні найбільшим впливом на дифузну освітленість характеризується сніговий покрив, що пояснюється багаторазовим відбиванням світла від його поверхні та нижньої межі хмар. Водночас, відбита радіація в задачах природної освітленості на горизонтальну поверхню безпосередньо не обчислюється і до уваги не береться, але враховується опосередковано, через розсіяну радіацію. Зауважимо також, що відбита радіація є самостійним чинником формування природної освітленості вертикальних і похилих поверхонь.

Дифузна освітленість горизонтальної поверхні найбільше залежить від умов хмарності – їхньої кількості, форми та щільності. Так, за ясної погоди на початкових стадіях розвитку купчастих хмар розсіяна освітленість може збільшитися практично на третину. Однак подальший їх розвиток може значно скоротити надходження сонячного світла. Тож при похмурому небі розсіяна освітленість земної поверхні зменшується у 2–2,5 рази порівняно з її надходженням за середніх умов хмарності.

Вплив хмарності на значення дифузної освітленості можна врахувати через систему світлових еквівалентів, які помітно відрізняються для різних відміток загальної хмарності. Зокрема, для розсіяної радіації світловий еквівалент практично не залежить від висоти Сонця і дорівнює 117 лм/Вт, якщо хмарність не перевищує 6 балів і 103 лм/Вт – при хмарності 7–10 балів [6, 10].

Сумарна освітленість залежить від тих самих чинників, що і її складові (пряма і дифузна освітленість), тобто від висоти Сонця, прозорості, хмарності і світлового альbedo земної поверхні. Зміни коефіцієнта прозорості атмосфери майже не позначаються на сумарній освітленості, оскільки вплив прозорості повітря на її пряму і розсіяну компоненти є протилежним. Аналіз інших чинників формування сумарної освітленості вказує на визначальну роль висоти Сонця (див. табл. 1).

Докладна характеристика світлового режиму горизонтальної поверхні потребує такої самої докладної інформації щодо режиму прямої і розсіяної сонячної радіації та загальної хмарності. Інформаційну базу даного дослідження становлять таблиці сум сонячної радіації за середніх умов хмарності за період 3–4, 4–5, ..., 20–21 год. Відомо, що такі таблиці складаються за графіком багаторічного добового ходу сонячної радіації, який будується за даними спостережень в основні актинометричні строки (0 год 30 хв, 6 год 30 хв, 9 год 30

хв, 12 год 30 хв, 15 год 30 хв та 18 год 30 хв за середнім сонячним часом). За допомогою цього графіка для середини кожного годинного інтервалу визначаються значення енергетичної освітленості, за якими обчислюється погодинна, а потім добова та місячна суми сонячної радіації.

На підставі годинних сум радіації, які представлені у таблицях кліматичних довідників в МДж/м², з урахуванням тривалості годинного періоду, маємо:

$$\bar{S}_m = 277,8 \sum S_m, \quad (6)$$

$$\bar{D} = 277,8 \sum D, \quad (7)$$

де $\sum S_m$ і $\sum D$ – годинні суми (за середніх умов хмарності) прямої сонячної радіації на перпендикулярну до сонячних променів поверхню та розсіяної сонячної радіації, МДж/м²; $\bar{S}_m$ і $\bar{D}$ – середні годинні енергетичні освітленості відповідними видами сонячної радіації, Вт/м².

Віднісши отримані таким чином значення $\bar{S}_m$ і $\bar{D}$ до середин відповідних годинних періодів (3,5; 4,5; ...; 20,5 год), значення енергетичної освітленості між ними отримуємо шляхом інтерполяції. У даній роботі пропонується скористатись інтерполяційними поліномами Лагранжа для нерівновіддалених вузлів [3]:

$$L_n(t) = \sum_{i=1}^n f(t_i) l_i(t), \quad (8)$$

де t – час, який складається із порядкового номера шуканого дня року ($i = 1, 2, \dots, 365$ (366)) та частки доби (Δi), яка пройшла від початку цього дня; $f(t_i)$ – середні місячні значення середніх годинних величин $\bar{S}_m$ або $\bar{D}$ в середні дні кожного із дванадцяти місяців року; $l_i(t)$ – лагранжеві коефіцієнти, що мають відповідати таким умовам: степінь $l_i(t)$ менший або дорівнює $n-1$, $l_i(t_j) = \delta_{ij}$, де δ_{ij} – символ Кронекера ($\delta_{ij} = 1$ при $i = j$ і $\delta_{ij} = 0$ при $i \neq j$).

Особливості застосування інтерполяційного многочлена Лагранжа до табличних даних кліматичних довідників обговорюються в [5]. Зауважимо також, що при інтерполюванні актинометричних даних потрібно вводити поправки на рівняння часу, географічну довготу місця спостереження і, за потреби, поправку для переходу на літній час.

Аналогічним чином інтерполюються між основними метеорологічними строками (00, 03, 06, 09, 12, 15, 18 та 21 год) і показники загальної хмарності.

Синхронізовані таким чином значення загальної хмарності та потоків прямої і розсіяної сонячної радіації можуть використовуватися для визначення світлових еквівалентів сонячної радіації та рівнів природної освітленості на горизонтальну поверхню за середніх умов хмарності. Разом з тим, результати обчислень рівнів природної освітленості при швидкозмінній хмарності, а також при малих висотах Сонця (менше 5°) не можуть вважатися достатньо надійними. Для отримання відомостей щодо природної освітленості при таких висотах Сонця, а також при примерку і вночі необхідні спеціальні вимірювання.

Відомо, що хмарність володіє U-подібним розподілом, за якого найчастіше спостерігається або мала, або велика хмарність. Тому для визначення значень освітленості розсіяним світлом неба на підставі матеріалів актинометричних

спостережень доцільно визначати середнє зважене значення світлового еквівалента за формулою, яка враховує повторюваність різних значень загальної хмарності:

$$C_D = 117p_{0-6} + 103p_{7-10}, \quad (9)$$

де p_{0-6} , p_{7-10} – імовірність (тобто повторюваність) за багаторічними спостереженнями, загальної кількості хмар 0–6 та 7–10 балів, відповідно.

Формулою (9) складно скористатися безпосередньо, оскільки в кліматичних довідниках дані щодо повторюваності відповідних діапазонів хмарності відсутні. Та оскільки ймовірність значень несуцільної або розірваної хмарності в діапазоні від 1 до 9 балів майже однакова [8], то наближені оцінки повторюваності шуканих градацій хмарності можна отримати за табличними значеннями повторюваності різних станів неба:

$$p_{0-6} = p_{0-2} + 0,8p_{3-7}, \quad (10)$$

$$p_{7-10} = p_{8-10} + 0,2p_{3-7}, \quad (11)$$

де p_{0-2} , p_{3-7} , p_{8-10} – повторюваність ясного, напів'ясного та похмурого стану неба за загальною хмарністю, відповідно, відн. од.

На підставі існуючих оцінок похибок визначення різних потоків сонячної радіації, погодинних сум радіації, а також світлових еквівалентів [1, 7], було обчислено пов'язану з ними середню похибку визначення рівня освітленості. За виконаними оцінками, вона, залежно від періоду року, становить 5–6 % для освітленості розсіяним світлом неба та 7–8 % для сумарної освітленості.

Помітним джерелом сумарної похибки можуть бути і неточності у визначенні ступеня загальної хмарності. Разом з тим, в практиці обчислення денних сум і добового ходу природної освітленості свого часу допускалася 10-відсоткова похибка [6, 10], а у випадках обчислення величин розсіяної освітленості в умовах швидкозмінної хмарності прийнятною вважається навіть 15-відсоткова похибка [1]. Це дозволяє рекомендувати описаний метод для обчислення змін освітлюваності земної поверхні навіть протягом невеликих проміжків часу.

Висновки. Таким чином, запропонована методика оцінки рівнів природної освітленості горизонтальної поверхні ефективно поєднує можливості теоретичних моделей з непрямими методами обчислення. Останні ґрунтуються на залежності світлових еквівалентів і самої освітленості від висоти Сонця і хмарності та на перерахуванні даних безпосередніх актинометричних спостережень через певний світловий еквівалент сонячної радіації.

Представлені в даній роботі матеріали будуть корисними як при оцінці світлового режиму вертикальних і похилих поверхонь, так і при уточненні добового і річного ходу різних гідрометеорологічних величин.

Список літератури

1. Бартенева О.Д. Режим естественной освещенности на территории СССР / Бартенева О.Д., Полякова Е.А., Русин Н.П. – Л. : Гидрометеорологическое изд-во, 1971. – 238 с.
2. ДБН В.2.5-28-2006. Природне і штучне освітлення. – К. : Мінбуд України, 2006. – 76 с.
3. Демидович Б. П. Основы вычислительной математики / Демидович Б. П., Марон И. А. – М. : Наука, 1966. – 664 с.
4. Евневич Т.В. Методы расчета естественной освещенности земной поверхности / Евневич Т.В., Никольская Н.П. // Метеорология и гидрология. – 1976. – № 2. – С. 54–58.
5. Затула В. Застосування інтерполяційних поліномів Лагранжа для обчислення середніх дат переходу температури повітря через певні рівні в Україні / Затула В., Затула Д. // Вісник Київ. нац.

ун-ту ім. Тараса Шевченка. Географія. – 2011. – Вип. 58. – С. 41-44. **6. Матвеев Л.Т.** Курс общей метеорологии. Физика атмосферы / Матвеев Л.Т. – Л.: Гидрометеиздат, 1984. – 752 с. **7.** Научно-прикладной справочник по климату СССР. Серия 3. Многолетние данные. Части 1–6. Вып. 10. Украинская ССР. Книга 1. – Л.: Гидрометеиздат, 1990. – 604 с. **8.** Облака и облачная атмосфера: Справочник / И.П. Мазин, А.Х. Хргиан, И.М. Имянитов; Под ред. И.П. Мазина, А.Х. Хргиана. – Л.: Гидрометеиздат, 1989. – 648 с. **9. Русин Н.П.** Прикладная актинометрия / Русин Н.П. – Л.: Гидрометеиздат, 1979. – 232 с. **10. Семенченко Б.А.** Физическая метеорология / Семенченко Б.А. – М.: Аспект Пресс, 2002. – 416 с.

Врахування режиму хмарності при оцінці природної освітленості земної поверхні

Затула В.І.

Стаття присвячена розробці прийомів оцінювання режиму природної освітленості горизонтальної поверхні за середніх умов хмарності на основі стандартних таблиць кліматичних довідників.

Ключові слова: природна освітленість горизонтальної поверхні; режим хмарності; світлові еквіваленти сонячної радіації; повторюваність станів неба; похибка обчислення.

Учет режима облачности при оценке естественной освещенности земной поверхности

Затула В.И.

Статья посвящена разработке приемов оценивания режима природной освещенности горизонтальной поверхности при средних условиях облачности на основе стандартных таблиц климатических справочников.

Ключевые слова: естественная освещенность горизонтальной поверхности; режим облачности; световые эквиваленты солнечной радиации; повторяемость состояний неба; ошибка вычислений.

Consideration of cloudiness conditions for estimation of the natural illumination intensity of the ground

Zatula V.I.

The article deals with elaborating of methods of estimation of natural illumination intensity conditions of horizontal surface under average conditions of cloudiness on the basis of standard tables of climatic reference books.

Keywords: natural illumination intensity of horizontal surface; cloudiness conditions; light equivalents of solar radiation; cloud frequency of occurrence; miscalculation.

Надійшла до редколегії 03.09.2013

УДК 556.114

Гребінь В.В.

Київський національний університет імені Тараса Шевченка

ПРО НАУКОВУ ШКОЛУ ГІДРОХІМІЇ ТА ГІДРОЕКОЛОГІЇ КИЇВСЬКОГО НАЦІОНАЛЬНОГО УНІВЕРСИТЕТУ ІМЕНІ ТАРАСА ШЕВЧЕНКА

Визнання тієї чи іншої наукової школи науковою громадськістю відбувається, в першу чергу, за значимістю результатів досліджень засновника школи та його учнів і послідовників. *Наукова гідрохімічна школа* Київського національного університету імені Тараса Шевченка була визнана гідрохіміками і гідрологами колишнього СРСР у 80-і роки ХХ ст. [2, 4, 5]. Витоки наукової гідрохімічної школи починаються із створення в 1971 р. за ініціативою В.І. Пелешенка на кафедрі гідрології суші географічного факультету університету проблемної науково-дослідної лабораторії гідрохімії (з 2007 р. – НДС - науково-дослідний сектор гідроекології та гідрохімії).

Мета створення проблемної науково-дослідної лабораторії гідрохімії – посилення науково-дослідних робіт з вивчення хімічного складу природних вод із застосуванням високочутливих методів аналізу.

Науковий напрям проблемної науково-дослідної лабораторії гідрохімії – поглиблення вивчення регіональних закономірностей формування фізико-хімічних умов у природних водах суші на основі власних експедиційних досліджень.

Для проведення експериментальних науково-дослідних робіт з гідрохімії та гідрології на малих водозборах, а також для проходження навчальної практики студентів кафедри гідрології та гідрохімії в 1981 р. було створено Богуславський гідролого-гідрохімічний стаціонар на р. Рось (Київська область).

Згодом розширилося коло проблем і питань гідрологічного та екологічного спрямування, до вирішення яких долучилися університетські вчені. Тому в довіднику 2002 р., в якому подано інформацію про офіційно затверджені діючі в університеті наукові школи, фігурує назва «*наукова школа гідрохімії та гідроекології*» [3]. У 2013 р. Вчена рада географічного факультету, аналізуючи стан наукової роботи на факультеті, підтвердила її діяльність (протокол № 6 від 25.06.2013).

Науковими керівниками наукової школи гідрохімії та гідроекології на сьогодні є *Валентин Кирилович Хільчевський* – доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, завідувач кафедри гідрології та гідроекології з 2000 р., та *Олександр Григорович Ободовський* – доктор географічних наук, професор кафедри гідрології та гідроекології.

Засновник наукової школи – доктор географічних наук, професор, заслужений діяч науки і техніки України, завідувач кафедри гідрології і гідрохімії у 1976-1993 рр. *Василь Іларіонович Пелешенко*.

Відомі вчені – представники школи, які зробили значний внесок у дослідження якості природних вод: доктор географічних наук, професор, завідувач кафедри гідрології і гідрохімії у 1993-1999 рр. *Леонід Миколайович Горєв* – з оцінки впливу зрошувальних меліорацій на хімічний склад природних вод; доктор географічних наук, завідувач науково-дослідної лабораторії гідрохімії у 1974-2001 рр. *Дмитро Васильович Закревський* – з оцінки впливу осушувальних меліорацій на хімічний склад природних вод; доктор географічних наук, завідувач науково-дослідної лабораторії гідрохімії у 2001-2009 рр. *Микола Іванович Ромась* – з оцінки впливу атомної енергетики на якість поверхневих вод.

Вихованці університетської гідрохімічної школи: *Володимир Іванович Осадчий*, доктор географічних наук, член-кореспондент НАН України, директор Українського гідрометеорологічного інституту – створив відділ гідрохімії в цьому інституті, який займається методичними питаннями та регіональними гідрохімічними дослідженнями; *Сергій Іванович Сніжко*, доктор географічних наук, професор, завідувач кафедри метеорології і кліматології географічного факультету університету – займається питаннями аналізу гідрохімічних систем, хімії атмосферних опадів; *Василь Васильович Гребінь*, доктор географічних наук, професор кафедри гідрології та гідроекології – займається аналізом гідрологічного режиму та водних ресурсів річок України в умовах кліматичних змін.

Загальна кількість учнів наукової школи понад 40. Захищено 11 докторських і 25 кандидатських дисертацій. Опубліковано понад 50 монографій. Результати досліджень реалізовано через 10 міжнародних та понад 60 вітчизняних наукових проектів.

У 1980-і роки представники наукової школи тісно співпрацювали з вченими Гідрохімічного інституту Держкомгідромету СРСР (м. Ростов-на-Дону, Росія), з якими в 1987 р. здійснювали апробацію дистанційного методу відбору проб води з гелікоптера на водних об'єктах України (В. К. Хільчевський). М. І. Ромась з колегами співпрацював з представниками інституту Гідропроєкт імені С. Я. Жука (м. Москва) з дослідження впливу АЕС на якість річкових вод як на території України, так і Росії (Смоленська АЕС).

Разом з вченими Гідрохімічного інституту Держкомгідромету СРСР у 1990 р. В. І. Пелешенком, Л. М. Горєвим, Д. В. Закревським і В. К. Хільчевським було розроблено і видано фундаментальний «Гидрохимический атлас СССР» [4], у 1995 р. вперше у міжнародній практиці для території всієї країни було виконано і опубліковано узагальнення «Гідрохімія України» [1].

На сьогодні наукова школа гідрохімії та гідроекології функціонує на базі кафедри гідрології та гідроекології і НДС гідроекології та гідрохімії, підтримуючи контакти з вченими інших кафедр географічного факультету (метеорології і кліматології, фізичної географії та геоекології), інших університетів та науково-дослідних установ України та інших країн. У таблиці наведено формалізований кадровий склад університетської наукової школи гідрохімії та гідроекології (Табл.).

Сучасний стан наукової школи гідрохімії та гідроекології. У 2000-х роках представниками наукової школи виконано низку фундаментальних і прикладних розробок. Зокрема, В. К. Хільчевським: у 2003 р. розроблено класифікацію поверхневих вод за мінералізацією, в якій значною мірою враховані сучасні практичні та екологічні вимоги при використанні води; виконано оптимізацію нормативів моніторингу якості вод у системі Держводагенства України згідно вимог Європейського Союзу (2004); спільно з вченими Українського гідрометеорологічного інституту ним розроблено карти якості річкових вод до «Національного атласу України» (2007).

Протягом 2002-2013 рр. видано 11 монографій за редакцією В. К. Хільчевського спільно з колегами та його учнями, у яких розвиваються основи гідрохімії регіональних басейнових систем з урахуванням фундаментальних та прикладних проблем і питань трансформації хімічного складу поверхневих вод у кожному з басейнів: впливу сульфатного карсту на хімічний склад природних вод у басейні Дністра (2002); гідродинаміки та гідрохімії схилових водотоків на експериментальних водозборах в різних річкових басейнах (2005); управління якістю води транскордонного басейну Західного Бугу (2006); оптимізації напружених гідролого-гідрохімічних характеристик мінімального (меженного) стоку Дніпра (2007); вирішення гідроекологічних питань в умовах надзвичайної зарегульованості стоку Росі (2009) у поєднанні з набуттям студентами

**Таблиця. Кадровий потенціал наукової школи гідрохімії та гідроекології
Київського національного університету імені Тараса Шевченка**

№ з/п	Прізвище, ім'я по батькові	Дата народження	Науковий ступінь	Вчене звання	Посада
1.	Хільчевський Валентин Кирилович	23.12.1953	д.геогр.н.	професор	завідувач кафедри гідрології та гідроекології
2.	Ободовський Олександр Григорович	18.01.1958	д.геогр.н.	професор	професор кафедри гідрології та гідроекології
3.	Сніжко Сергій Іванович	18.03.1958	д.геогр.н.	професор	завідувач кафедри метеорології і кліматології
4.	Гребінь Василь Васильович	21.12.1964	д.геогр.н.	доцент	професор кафедри гідрології та гідроекології
5.	Самойленко Віктор Миколайович	25.09.1955	д.геогр.н.	професор	професор кафедри фізичної географії та геоєкології
6.	Дубняк Сергій Сергійович	01.09.1970	к.геогр.н.	доцент	докторант кафедри гідрології та гідроекології
7.	Курило Святослав Михайлович	01.09.1976	к.геогр.н.	доцент	доцент кафедри гідрології та гідроекології
8.	Лісогор Сергій Миколайович	27.11.1936	к.геогр.н.	доцент	доцент кафедри гідрології та гідроекології
9.	Лук'янець Ольга Іванівна	15.06.1961	к.геогр.н.	доцент	доцент кафедри гідрології та гідроекології
10.	Савицький Віктор Миколайович	25.04.1948	к.хім.н.	ст.н. співроб.	доцент кафедри гідрології та гідроекології
11.	Коноваленко Оксана Сергіївна	29.10.1978	к.геогр.н.	-	асистент кафедри гідрології та гідроекології
12.	Приймаченко Наталія Василівна	09.01.1979	к.геогр.н.	-	асистент кафедри гідрології та гідроекології
13.	Чорноморець Юлія Олександрівна	14.03.1979	к.геогр.н.	-	асистент кафедри гідрології та гідроекології
14.	Розлач Захар Валерійович	10.03.1981	к.геогр.н.	-	завідувач НДС гідроекології та гідрохімії
15.	Онищук Василь Варфаломійович	14.05.1942	к.техн.н.	ст.н. співроб.	старший науковий співробітник НДС гідроекології та гідрохімії
16.	Поліщук Віталій Васильович	29.07.1971	к.с.-г. н.	-	старший науковий співробітник НДС гідроекології та гідрохімії

дослідницьких навичок під час польової гідрохімічної практики на Богуславському гідролого-гідрохімічному стаціонарі (2012); оцінки водних ресурсів та якості води з урахуванням комплексу гідроекологічних та гідроенергетичних проблем Південного Бугу (2009) та Горині в районі Хмельницької АЕС (2011); гідрохімічного режиму антропогенно зміненого басейну Інгульця (2012); виявлення особливостей гідрохімічних процесів у природних і техногенних водних об'єктах Кривбасу (2012); сучасного гідрохімічного режиму та якості води р. Дністер (2013).

У 2013 р. професорами В. В. Гребнем і В. К. Хільчевським спільно з вченими інших університетів та Держводагенством України за підтримки міжнародного проекту «UNDP-GEF Dnipro Basin Environment Programme» розроблено методики та здійснено гідрографічне і водогосподарське районування України, що відкриває можливості для здійснення реформування системи управління водними ресурсами України за басейновим принципом, який використовується у Європейському Союзі.

У період 2006-2013 рр. під керівництвом професора О. Г. Ободовського спільно зі словацькими фахівцями розроблено і впроваджено на гірських (Українські Карпати) та рівнинних (басейн Прип'яті) річках підходи до виконання гідроморфологічної оцінки їх екологічного стану згідно стандартів Європейського Союзу. Забезпечення реалізації цих підходів здійснено за допомогою 5 міжнародних і 6 вітчизняних наукових проектів. У 2012 р. започатковано серію книг «Річки Карпат», до якої вже ввійшли монографії «Руслові процеси річки Лімниця» та «Латориця: гідрологія, гідроморфологія, руслові процеси». Ці роботи закладають підвалини для створення планів управління, зокрема транскордонними річковими басейнами.

У 2000 р. в університеті засновано періодичний науковий збірник «Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія», ISSN 2306-5680 (головний редактор В. К. Хільчевський), в якому публікуються статті з висвітленням розробок представників наукової школи, а також статті вчених України, Росії, Білорусі, Польщі, Словаччини (станом на 2013 р. вийшло 29 номерів).

У 2001 р. за ініціативи В. К. Хільчевського започатковано проведення Всеукраїнських наукових конференцій з міжнародною участю «Проблеми гідрології, гідрохімії та гідроекології» (відбулося 5 конференцій в різних містах України: I – 2001 р., II – 2003 р., III – 2006 р., м. Київ; IV – 2009 р., м. Луганськ; V – 2011 р., м. Чернівці; VI – 2014 р., м. Дніпропетровськ, заплановано).

У 2006 р. на базі кафедри гідрології та гідроекології за ініціативою О. Г. Ободовського було проведено Міжнародну конференцію «Гідроекологія річкових русел», в якій взяли участь представники 5 країн.

З 1993 р. в університеті функціонує спеціалізована вчена рада по захисту докторських і кандидатських дисертацій за спеціальностями 11.00.07 – гідрологія суші, водні ресурси, гідрохімія та 11.00.09 – метеорологія, кліматологія, агрометеорологія (голови спецради: 1993-2003 рр. – В. І. Пелешенко; з 2003 р. – В. К. Хільчевський). За цей час по гідрології захищено 13 докторських та близько 50 кандидатських дисертацій.

Основні напрями сучасних наукових досліджень:

- Розробка основ гідрохімії регіональних басейнових систем в умовах антропогенного впливу (д-р геогр. наук, професор В. К. Хільчевський);
- Гідролого-екологічний аналіз руслових процесів (д-р геогр. наук, професор О. Г. Ободовський);
- Аналіз гідрологічного режиму та водних ресурсів річок України в умовах кліматичних змін (д-р геогр. наук, доцент В. В. Гребінь);

- Аналіз гідрохімічних систем, хімія атмосферних опадів (д-р геогр. наук, професор С. І. Сніжко);
- Еколого-гідроморфологічний аналіз особливостей берегової зони водосховищ (канд. геогр. наук, докторант С. С. Дубняк);
- Оцінка трансформації хімічного складу річкових вод (канд. геогр. наук, доцент С. М. Курило).

Університетські представники школи беруть участь у міжнародних форумах. Професор О. Г. Ободовський є членом міжвузівської координаційної ради з проблем ерозійних, руслових і гирлових процесів при Московському державному університеті імені М. В. Ломоносова. У 2013 р. кафедра гідрології та гідроекології почала виконувати міжнародний проект (керівник – О. Г. Ободовський), який стосується проблем руслових процесів на європейських річках (беруть участь 11 університетів з 8 країн).

Значна увага приділяється впровадженню наукових розробок у навчальний процес. Видано низку методичних рекомендацій з виконання лабораторних і практичних робіт, навчальних посібників і підручників. Серед них - базові підручники: «Загальна гідрологія», К., 2008 (автори – колектив викладачів кафедри, за редакцією В. К. Хільчевського та О. Г. Ободовського); «Основи гідрохімії», К., 2012 (Хільчевський В. К., Осадчий В. І., Курило С. М.), які користуються популярністю і в інших вищих навчальних закладах країни.

Представники школи працюють у наукових установах України, Росії, Канади. Досягнення визнані в низці країн Європейського Союзу та СНД.

Список літератури

1. Горєв Л. М. Гідрохімія України / Горєв Л. М., Пелешенко В. І., Хільчевський В. К. – К. : Вища школа, 1995. – 307 с.
2. Закревський Д. В. Гідрохімічні дослідження в Київському національному університеті імені Тараса Шевченка / Д. В. Закревський, В. К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 39-60.
3. Наука в Київському національному університеті імені Тараса Шевченка на зламі тисячоліть : Довідник. – К. : ВПЦ «Київський університет», 2002. – С. 211-212.
4. Гидрохимический атлас СССР. – М. : ГУГК при СМ СССР, 1990. – С. 60-66.
5. Хільчевський В. К. Розвиток гідрохімічних і гідроекологічних досліджень в Україні / В. К. Хільчевський // Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія. – 2001. – Т. 2. – С. 22-29.

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

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

Науковий збірник “Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія” запланований до 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 3(30)

Збережено авторський стиль та орфографію

Комп'ютерна верстка – **Є. Цвелих**

Підписано до друку 08.10.2013
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. № 92-013.



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.3(30)