

УДК 556.114:556.5(28)

П.М. ЛИННИК, д. х. н., проф., зав. відділу,
Інститут гідробіології НАН України,
просп. Володимира Івасюка, 12, Київ, 04210, Україна
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

ПОТЕНЦІЙНИЙ ВПЛИВ ЗМІН КЛІМАТУ НА МІНЕРАЛІЗАЦІЮ І СПІВВІДНОШЕННЯ ГОЛОВНИХ ЙОНІВ У ПОВЕРХНЕНИХ ПРІСНИХ ВОДАХ (ОГЛЯД)

В оглядовій статті розглядається проблема засолення прісних вод у контексті її актуальності для нормального функціонування водних екосистем, розвитку різних галузей промисловості і сільського господарства та здоров'я людей. Акцентовано увагу на те, що засолення прісних вод неминуче призводить до зниження рівня екосистемних послуг. Розглянуто основні чинники і антропогенні джерела впливу на мінералізацію прісних вод та метаморфізацію їхнього йонного складу. Зазначено, що зміни клімату потенційно впливають і впливатимуть у майбутньому на мінералізацію поверхневих вод через кількість та частоту атмосферних опадів, інтенсивність вивітрювання гірських порід і мінералів, ґрунтове живлення річок, проникнення морської води в гірлові ділянки річок за умови зниження обсягів їхнього стоку тощо. Обговорено можливий вплив змін мінералізації на міграцію речовин з донних відкладів у водне середовище, тобто на інтенсивність вторинного його забруднення. Причому він може бути прямим і опосередкованим. Передусім це стосується міграційної здатності металів у донних відкладах. За підвищеного вмісту у воді йонів Na^+ , Ca^{2+} і Mg^{2+} зростає міграція металів, що знаходяться у складі обмінної фракції донних відкладів. Опосередкований вплив підвищеної мінералізації води проявляється на стані кисневого режиму водойм, який, зазвичай погіршується у придонному горизонті ґлибоводних озер і водосховищ, дельтових ділянок річок та лиманів. Стає характерним дефіцит розчиненого у воді кисню, формуються анаеробні умови, які сприяють вивільненню металів зі складу оксидів/гідроксидів Fe(III) і Mn(IV) або оксидної фракції донних відкладів. Певна частина огляду стосується деяких аспектів потенційного впливу засолення прісних вод на виживання гідробіонтів рослинного і тваринного походження та на біорізноманіття.

Ключові слова: засолення прісних вод, мінералізація, метаморфізація йонного складу, зміни клімату, поверхневі водні об'єкти, гідробіонти, біорізноманіття.

Зміни клімату, які відбуваються протягом багатьох років, слід розглядати як вагомий чинник потенційного впливу на фізичні, хімічні та біологічні показники стану поверхневих водних об'єктів [11, 32, 67, 70, 73, 90,

Ц и т у в а н н я: Линник П.М. Потенційний вплив змін клімату на мінералізацію і співвідношення головних йонів у поверхневих прісних водах (огляд). *Гідробіол. журн.* 2023. Т. 59. № 2. С. 89—107.

96]. Цей вплив проявляється, передусім, у темпах випаровування, витратах води, температурі, показниках водного стоку, кількостях опадів тощо. Фізичні зміни полягають у зростанні температури води, зниженні тривалості льодяного покриву річок, озер і водосховищ, збільшенні періодів стратифікації в озерах і водосховищах і зменшенні перемішування різних шарів води на глибоководних ділянках водойм, змінах водного стоку, який, у свою чергу впливає на рівень води та тривалість її перебування у водоймах, наприклад у водосховищах тощо. Хімічні зміни, зазвичай, супроводжуються зростанням концентрації біогенних і органічних речовин, кольоровості води, зменшенням концентрації розчиненого у воді кисню, збільшенням вмісту солей та порушенням у співвідношенні головних йонів, ацидифікацією, появою різноманітних речовин-токсикантів та їхнім концентруванням зі зниженням водного стоку тощо. Нарешті, внаслідок біологічних змін відбуваються такі явища як інтенсифікація «цвітіння води», домінування одних видів гідробіонтів і зникнення інших, поява патогенних мікробів тощо [8, 39, 73, 80, 86, 90].

Однією із порівняно нових і, водночас, важливих глобальних проблем, що постають перед людством у теперішніх умовах, виступає засолення прісних вод, яке відбувається з безпрецедентною швидкістю та географічним масштабом [2, 5, 12, 21, 29, 44, 50, 55, 57, 65].

У цьому контексті представляє значний інтерес узагальнення результатів досліджень стосовно змін мінералізації води в річках і водоймах України за тридцятирічний період (1950-ті — 1980-ті роки минулого століття), що міститься в роботі [5]. Показано, зокрема, що питома вага антропогенних джерел у підвищенні мінералізації води у Поліссі зросла на 10 %, у лісостеповій зоні — на 18 % і в степовій — на 28 %. У річкових водах степової зони внаслідок надходження до них різноманітних стічних вод формується майже 49 % розчинених мінеральних речовин.

За даними Л.О. Журавльової [2] мінералізація води водосховищ Дніпровського каскаду за роки їхнього існування зросла у 1,5—2,5 рази. Так, зокрема, середньорічна мінералізація води у Київському водосховищі зросла з 240 до 359 мг/дм³, у Кременчуцькому — з 252 до 387 мг/дм³, у Каховському — з 275 до 380 мг/дм³. При цьому заслуговує на увагу зміна не лише загальної мінералізації води, а й метаморфізація її йонного складу. Зростання мінералізації води дніпровських водосховищ відбувалось переважно за рахунок збільшення концентрації йонів лужних металів (Na⁺+K⁺) та сульфатних (SO₄²⁻) і хлоридних (Cl⁻) йонів. Відповідно, помітним стало зниження концентрації йонів Ca²⁺ та HCO₃⁻.

Проблемі засолення прісних вод приділяється значна увага в науковій літературі. Достатньо сказати, що лише у добре відомому науковому журналі «Water» протягом 2019—2022 рр. було опубліковано 7 статей авторів з різних регіонів світу, присвячених цій проблемі і об'єднаних у спеціальному випуску «Засолення водних ресурсів: поточні та майбутні тенденції» [26]. Зростання кількості публікацій, в яких розглядаються питання засолення прісних вод та його наслідків, свідчить про актуальність цієї проблеми не лише в контексті функціонування водних екосистем, але

й виживання людства [21]. Хоча й зазначається, що її висвітлення все ще знаходиться на нижчому рівні порівняно з висвітленням інших проблем, пов'язаних із забрудненням поверхневих вод пестицидами і металами та евтрофікацією водних об'єктів.

Як відомо, мінералізація природної води — важливий критерій при оцінці її придатності для нормального розвитку і функціонування живих організмів, зрошення сільськогосподарських земель, використання в технічних цілях, а також для питного водопостачання [7, 57].

Незалежно від того, яким чином відбувається засолення прісних вод, воно часто пов'язане з негативними наслідками та вимагає постійної уваги до цього явища з боку дослідників [78]. Відомо також, що до хімічного складу поверхневих прісних вод, у тому числі до їхньої мінералізації і, передусім, йонного складу, висуваються певні вимоги, які містяться у відповідних нормативних документах [1, 12, 45]. Наприклад, в Україні вода систем централізованого питного водопостачання відповідно до ДСТУ 7525:2014 «Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості» має відповідати певним критеріям, зокрема її мінералізація не повинна перевищувати 1000 мг/дм³, а концентрація в ній йонів SO₄²⁻, Cl⁻ і Na⁺ становити відповідно не більше, ніж 250, 250 і 200 мг/дм³ [1].

Вода з підвищеною мінералізацією може бути шкідливою для здоров'я людини, оскільки може викликати гіпертензію, а очищення її від надлишку солей вимагає додаткових технічних і фінансових затрат [12, 17, 32, 54, 55, 75, 91]. Підвищений вміст солей у воді — один із важливих чинників посилення корозії металів, що важливо для нормального і безперебійного функціонування технічних об'єктів, зокрема атомних електростанцій, інфраструктури питного водопостачання тощо [57, 79]. Отже, з викладеного вище випливає, що засолення прісних вод істотним чином впливає і на якість екосистемних послуг [17, 29, 65, 95]. Про це йдеться також в оглядовій роботі [21], в якій розкрито останні досягнення у вивченні цього явища та зосереджено увагу на майбутніх проблемах, пов'язаних із засоленням прісних вод.

Основні джерела антропогенного впливу на зростання мінералізації води поверхневих водних об'єктів. Мінералізація води та концентрація головних йонів у поверхневих водних об'єктах залежать від низки природних чинників та антропогенних джерел надходження солей (схема).

Як зазначено в роботі [7], першоджерелами мінерального складу природних вод були гази, продукти хімічної взаємодії води з кристалічними виверженими породами, з яких складається земна кора. Стверджується, що ці джерела мінерального складу природних вод не втрачають своєї актуальності й дотепер, хоча їхня роль у сучасних умовах формування хімічного складу набагато менша порівняно з осадовими породами.

Якщо розглядати природні чинники впливу на мінералізацію прісних поверхневих вод, то це, зокрема, стосується кількості та частоти атмосферних опадів, інтенсивності вивітрювання гірських порід і мінералів, ґрунтового живлення річок, проникнення морської води в гирлові ділянки річок за умови зниження обсягів їхнього стоку тощо. Їхній вплив



Найважливіші природні чинники і антропогенні джерела, які впливають на первинну та вторинну мінералізацію прісних поверхневих вод

позначається, передусім, на так званій первинній мінералізації води (див. схему) [23, 44].

Водночас, засолення поверхневих прісних вод внаслідок людської діяльності відносять до вторинної мінералізації (див. схему) [2, 22, 23, 44, 65, 95]. Необхідно зазначити, що антропогенне навантаження на поверхневі водні системи стає чи не найбільш загрозливим [57]. Найчастіше викремлюють такі найважливіші антропогенні джерела підвищення мінералізації води в річках [6, 17, 18, 21—23, 29, 41, 44, 47, 49, 55, 57, 58, 60, 65, 71, 73, 94, 95]:

- зрошування сільськогосподарських земель та вплив ґрунтових вод;
- гірничодобувна активність та надходження високо мінералізованих вод з хвостосховищ;
- стічні води промисловості;
- використання солей для боротьби з обледенінням доріг (ожеледицею).

Розвиток сільськогосподарського виробництва і видобування корисних копалин часто розглядаються як найважливіші чинники зростання мінералізації поверхневих вод [6, 41]. Вважається, зокрема, що саме за їхній рахунок в 1/3 поверхневих водних об'єктів може змінюватись мінералізація води і ця їхня кількість може збільшуватись у майбутньому через зміни клімату та землекористування [21]. Водночас, протягом багатьох років солі широко використовуються для боротьби з обледенінням доріг (ожеледицею), в результаті чого в періоди танення снігу й льоду вони потрапляють як до ґрунтів, так і до поверхневих водних об'єктів, збільшуючи у воді, передусім, концентрацію йонів Na^+ і Cl^- . За даними, наведеними в [22], в США протягом 80-х років минулого століття щороку використовувалось до 10 млн. т солей для боротьби з обледенінням доріг,

а на дорогах Північної Америки — до 14 млн. т/рік. Отже, можна констатувати, що це джерело засолення прісних вод стає доволі вагомим [12, 35, 44, 55, 57]. Від нього потерпають значною мірою поверхневі водні об'єкти урбанізованих територій, зокрема малі водойми і водотоки [68]. Однак кількісні характеристики відносного внеску зазначених вище джерел підвищення мінералізації прісних вод залишаються не з'ясованими [23]. Зазначається також, що поєднання антропогенних джерел надходження солей та потенційного впливу на мінералізацію прісних вод змін клімату може викликати ще більше їхнє засолення у майбутньому. За різними прогностичними оцінками, що містяться в огляді [23], зростання електропровідності поверхневих вод як важливої характеристики концентрації солей може досягати 10—15 і навіть 50 % порівняно з теперішнім станом.

Особливості впливу кліматичних змін на мінералізацію поверхневих прісних вод. Мінералізація води — один з найважливіших показників стану поверхневих водних об'єктів, що значною мірою реагує на кліматичні зміни [28, 29, 61, 65, 71, 78]. Наявні дані стосовно змін у мінералізації прісних вод та їхньому йонному складі свідчать про те, що підвищення температури і зниження кількості опадів негативно впливають на обсяги водного стоку річок та на рівень води у водоймах, які живляться цим стоком [17, 71, 78]. Беззаперечно, що саме ці гідрологічні показники істотно впливають на мінералізацію води та її йонний склад, причому не в кращий бік. З урахуванням того, що зазначені показники знижуються, така ситуація може бути особливо небезпечною для водних об'єктів, які знаходяться в регіонах з посушливим і напівпосушливим кліматом (аридні і семіаридні зони) [40, 72, 74, 92, 95]. Значною мірою подібна ситуація стосується і тих регіонів, для яких характерні пори року з тривалою посушливістю, зокрема літо і осінь [17, 30, 91]. Зниження водного стоку річок неминуче супроводжується зростанням мінералізації їхньої води, передусім у гирлових ділянках, оскільки відбувається проникнення в них морської води [17, 47, 87, 97]. Це істотним чином загострює проблему постачання якісної питної води для населення в різних регіонах світу, зокрема в прибережних містах, через надмірне її засолення. Передусім зазначена проблема гостро стоїть у південно-західному регіоні Бангладеш, про що йдеться в низці публікацій [13, 47, 75].

Проблема засолення прісних вод все більшою мірою знаходить своє відображення у наукових повідомленнях, де йдеться про кліматичні зміни, які відбуваються і відбуватимуться у майбутньому, та їхні наслідки для об'єктів гідросфери [17, 27, 32, 40, 47, 65, 71, 78, 96]. Значною мірою це детально розкрито на прикладі двох озер, що знаходяться в Нідерландах та живляться водою з р. Рейн з підвищеним вмістом хлорид-йонів [17]. З урахуванням моделювання різних варіантів кліматичних змін показано, що саме вони можуть значною мірою загострювати проблему засолення озер, оскільки зумовлюють скорочення водного стоку, зростання інтенсивності випаровування води та ґрунтового живлення річок. Мінералізація ґрунтових вод, зазвичай, набагато вища, ніж поверхневих прісних [7]. Тому зростання частки підземних вод у живленні річок неминуче

призводить до підвищення мінералізації води. Водночас, дощові і талі води знижують її. У цьому контексті кліматичні зміни розцінюються як додатковий вплив на мінералізацію води у поверхневих прісних водоймах і водотоках та метаморфізацію їхнього йонного складу. Про те, що це надзвичайно важлива екологічна проблема, можна судити, передусім, по зростанню кількості наукових публікацій, в яких її висвітлюють.

Зниження водного стоку річок внаслідок посухи та обмеження кількості атмосферних опадів має негативні наслідки для гирлових і естуарних ділянок, оскільки, як вже йшлося вище, може відбуватись проникнення в них високо мінералізованої морської води [11, 30, 38, 44, 53, 71, 73, 74, 87, 89, 93]. Внаслідок цього вода стає непридатною для зрошення та питних цілей [47, 71, 87]. Хоча існує думка про те, що роль високо мінералізованих ґрунтових вод в осолоненні прісних вод може бути навіть вагомішою, ніж проникнення морської води в гирлові (естуарні) ділянки річок через вплив кліматичних змін [27].

Такі явища проявляються у водоймах на півдні України, коли істотно знижуються попуски прісної води з Каховського водосховища, а вода з Дніпровсько-Бузького лиману піднімається вгору по руслу нижньої течії Дніпра [69, 97]. Водночас, скорочення попусків прісної води з Каховського водосховища негативно позначається на екологічному стані Дніпровсько-Бузького лиману, оскільки не відбувається у достатній мірі його «промивання», а це супроводжується виникненням явищ дефіциту кисню і формуванням стійких анаеробних зон з відповідними негативними наслідками, передусім вторинним забрудненням водного середовища [97]. Крім того, відбувається проникнення морської води навіть в ту частину лиману, яка характеризується меншою солоністю (східна частина).

Оскільки між кліматом та гідрологічним циклом наявний міцний зв'язок, можна передбачити, що посилення посухи в результаті потепління значною мірою впливатиме на рівень та мінералізацію води в озерах у посушливому та напівпосушливому кліматі. Це підтверджується результатами досліджень, викладеними в роботі [4]. Для розуміння природної мінливості хімічного складу вод було проведено широкомасштабні дослідження малих озер в Європейській частині Російської Федерації уздовж кліматичного градієнта: від тундрової до аридної зони. Результати цих досліджень показали, що при підвищенні температури на 0,5 і 1,0 °C інтенсивність процесів хімічного вивітрювання, а відповідно і зростання мінералізації не будуть виразними в гумідних регіонах. Помітне зростання сумарного вмісту йонів (майже на 25 %) передбачається лише в південних зонах Європейської частини Росії при зростанні температур на 2 °C. Про можливе збільшення мінералізації поверхневих вод в посушливих і напівпосушливих регіонах йдеться також в інших повідомленнях [38, 95].

Зміна мінералізації води впливає на низку інших хімічних показників водного середовища [44, 54, 58]. Як зазначено в [14, 22], зростання концентрації йонів Na^+ може бути причиною вивільнення йонів NH_4^+ та Fe^{2+} з донних відкладів внаслідок йонного обміну. Про це йдеться і в інших публікаціях, в яких показано, що збільшення вмісту солей у воді,

зокрема йонів Ca^{2+} і Mg^{2+} , також посилює йонний обмін як в ґрунтах, так і в донних відкладах, та вилучення у воду різноманітних речовин, включаючи NH_4^+ та PO_4^{3-} [44, 76]. Збільшення вмісту у воді йонів SO_4^{2-} слід розглядати як стимулювання бактеріальної сульфат-редукції та зростання внаслідок цього концентрації H_2S , який становить особливу небезпеку для живих організмів, зважаючи на високу токсичність цієї речовини. [15, 44]. Вважається, зокрема, що водне середовище стає токсичним вже за концентрації H_2S 10—20 мкмоль/дм³ [44]. Часто зростання мінералізації води супроводжується збільшенням її лужності [58].

Засолення води в прісноводних водоймах може бути причиною формування в них анаеробних умов через відсутність перемішування різних шарів води. Солонувата вода характеризується більшою густиною, розподіляючись у нижніх шарах водойми, тоді як вода з меншою мінералізацією знаходиться переважно у верхньому горизонті. Такі води слабо змішуються, тому проникнення кисню у нижні шари стає мінімальним. Той же кисень, що знаходиться у нижніх шарах водойми, витрачається на окиснення речовин і дихання організмів, в результаті чого формується його дефіцит. По суті, відбувається стратифікація, подібна до температурної. Вона характерна, зокрема, для верхньої ділянки Дніпровсько-Бузького лиману (Україна), яка характеризується меншою мінералізацією води порівняно з іншими ділянками [97], а також для низки прісноводних озер в інших регіонах, про що повідомляється авторами роботи [36].

Вода з підвищеною мінералізацією стає непридатною для зрошування сільськогосподарських угідь, оскільки відбувається засолення ґрунтів [95]. Вживання питної води з підвищеною мінералізацією може негативно впливати на стан здоров'я людини, передусім, на її серцево-судинну систему, зумовлюючи загострення такого явища як гіпертензія, а також викликаючи шкіряні захворювання [91].

Підвищення температури та скорочення водного стоку річок неминуче проявляється не лише на зростанні мінералізації води у водоймах, але й на співвідношенні головних йонів аж до зміни класу і типу води [2, 3, 89]. Цього слід очікувати, передусім, в посушливі роки з низькими показниками кількості атмосферних опадів. Зменшення обсягів поверхневого стоку призводить до зростання частки підземного живлення річок, а це супроводжується збільшенням мінералізації води в них, оскільки підземні води характеризуються, зазвичай, більшим вмістом солей [2, 28]. Внаслідок зростання ролі ґрунтового живлення річок у воді підвищується вміст йонів Na^+ + K^+ , SO_4^{2-} і Cl^- . Наявна значна кореляційна залежність між мінералізацією води та зростанням частки підземного живлення (коефіцієнт кореляції $r = 0,7$), що було показано на прикладі річок Південний Буг і Тетерів (Україна) [3]. На думку науковців з Австралії, зниження рівня води може зумовити збільшення концентрації солей і забруднювальних речовин навіть у водно-болотних угіддях із звично низькими концентраціями головних йонів та забруднювальних речовин [53].

За різними оцінками, зниження кількості опадів на 25—30 % і збільшення випаровування в Середземноморському регіоні може призвести до зменшення річкового стоку на 30—40 %, а це, в свою чергу, призведе до істотного осолонення води в озерах зазначеного регіону [49].

Вплив підвищеної мінералізації води на міграцію металів в системі «донні відклади — вода». Донні відклади поверхневих водних об'єктів виступають своєрідним накопичувачем різноманітних хімічних речовин, у тому числі сполук важких металів. Водночас, це вагоме джерело вторинного забруднення водного середовища, коли настають сприятливі умови для вивільнення речовин з донних відкладів. Якщо це стосується металів, то інтенсивність їхньої міграції з донних відкладів залежить значною мірою від форм знаходження у складі останніх. Вважається, що метали у складі обмінної, карбонатної і оксидної фракцій характеризуються як потенційно мобільні. Найменшою мобільністю характеризуються ті метали, які знаходяться в органічній/сульфідній і мінеральній (залишковій) фракціях донних відкладів.

Потенційний вплив солоності води в сукупності з рН на міграцію металів (Zn, Pb, Cu, Ni) з донних відкладів, відібраних в естуарії Уппанар (Індія), досліджувався авторами роботи [82]. Було встановлено, що інтенсивність вивільнення металів залежить від форм їхнього знаходження у твердій фазі та джерела походження. Вивільнення цинку і купруму практично не відбувалось, оскільки вони знаходились переважно у залишковій фракції донних відкладів. Найбільший ефект солоності і рН виявився для плюмбуму, бо значна частина цього металу в донних відкладах зумовлена антропогенним чинником і переважним його знаходженням в обмінній фракції. Підвищення мінералізації води в цілому і концентрації йонів Na^+ зокрема сприяє вивільненню тієї частини металів, що знаходиться в обмінній фракції донних відкладів [12, 36, 56]. Відбувається це внаслідок йонного обміну [29]. До числа металів, які зазнають подібного обміну, відноситься кадмій, який часто концентрується в обмінній фракції донних відкладів. Про це йдеться в роботі [34], в якій показано, що вивільнення Cd^{2+} відбувається навіть за концентрації доданого NaCl $0,5 \text{ г/дм}^3$. Водночас, зростання концентрації сульфат-йонів (SO_4^{2-}) у воді, яка контактує з донними відкладами, може бути одним із чинників, що знижує міграційну здатність важких металів, але в тому випадку, коли домінує процес сульфат-редукції. Трансформація йонів SO_4^{2-} в HS^- -йони та утворення малорозчинних сульфідів металів істотно знижує їхнє вивільнення з донних відкладів. Це було встановлено на прикладі Cd^{2+} [34]. З утворенням сульфиду кадмію його вивільнення з донних відкладів практично не відбувалось навіть зі зростанням солоності води. В експериментах з додаванням до донних відкладів з р. Анакостія (Вашингтон, округ Колумбія, США) солоної і прісної води вивільнення Cd^{2+} в солонатоводному середовищі було значно більшим, ніж Zn^{2+} , а Fe^{2+} практично не виділявся через швидке окиснення [46].

В роботі [54] зазначається, що Na^+ з солі, яка використовується у боротьбі з обledenінням доріг, може заміщувати токсичні метали в йоно-

обмінних центрах донних відкладів. В цьому ж повідомленні йдеться також про те, що засолення прісних вод призводить до вивільнення з донних відкладів і інших речовин, зокрема карбону органічних сполук, біогенних речовин та навіть раніше седиментованих забруднювальних речовин.

У дельтових ділянках річок та при дельтових ділянках лиманів у разі проникнення в них високо мінералізованої морської води можуть виникати явища кисневої стратифікації, оскільки нижні шари води характеризуються більшою мінералізацією, а верхні — меншою. Через це практично не відбувається їхнє змішування і фактично призупиняється надходження кисню до глибинних ділянок [69, 76, 97]. Про це вже йшлося вище. В результаті помітним стає дефіцит O_2 у придонному горизонті з формуванням анаеробних зон. В таких умовах стає можливим вилучення металів з оксидів/гідроксидів Fe(III) і Mn(IV), які входять до складу донних відкладів. У даному випадку вплив мінералізації на вивільнення металів з донних відкладів слід розглядати як опосередкований.

Деякі аспекти впливу засолення прісних вод на гідробіоту та біологічне різноманіття. Слід зазначити, що інформація стосовно показників мінералізації води сама по собі не достатня, щоб оцінити її небезпеку для розвитку біоти, оскільки токсичну дію проявляють певні йони, що входять до сольового складу, зокрема хлорид-йони [25, 44]. Тим не менше, у більшості робіт з вивчення впливу підвищеної мінералізації води на гідробіотів беруть до уваги саме загальний вміст солей. Тому вважається, що мінералізацію води слід розглядати не лише як важливу її характеристику, але й як один із чинників, що істотно впливає на розвиток і функціонування живих організмів, які знаходяться у природному водному середовищі [19, 23, 29, 37, 41, 44, 50, 55, 57, 88]. Як зазначено в [37, 44, 77, 88] та деяких інших повідомленнях, передусім це стосується фітопланктону, зокрема ціанобактерій, та зоопланктону. Наявні дані про те, що підвищення солоності води до 1000 мг/дм^3 може мати летальний і сублетальний результат впливу на водні рослини та безхребетних [42, 55], а хронічні концентрації хлориду аж до 250 мг/дм^3 були визнані шкідливими для прісноводного життя і непридатними для споживання такої води людиною [9, 81].

Збільшення мінералізації води може позначитись на біологічному різноманітті поверхневих водних об'єктів [21, 24, 29, 44, 49, 50, 58, 59, 65]. Наявні дані про те, що мікробезхребетні виявились чутливішими до солоності, ніж хребетні та макробезхребетні [24]. Прогнозується, що збільшення вмісту солей у воді може негативно вплинути на трофічне різноманіття і, у свою чергу, викликати загальні зміни в структурі та функції прісноводних екосистем [24]. Оскільки мілководні озера найбільш вразливі до змін клімату, то зростання мінералізації води в них може бути причиною зниження первинної продукції фітопланктону та різноманіття макробентосу [84]. В результаті низки досліджень стверджується, що зі збільшенням мінералізації води може змінюватись статус водойми — з

чистоводної, де домінують макрофіти, до каламутної з домінуванням водоростей [31, 48, 52].

В результаті експериментальних досліджень імпульсного впливу солоності (шляхом додавання морської води) на угруповання фітопланктону з озера Вайхола (Нова Зеландія) було встановлено, що вже протягом перших днів експерименту при переході від прісноводних до солонуватих умов спостерігалась значна втрата різноманітності [37]. Подальші імпульсні впливи солоності з інтервалом у 3,5 доби, навпаки, сприяли різноманітності фітопланктону. На підставі результатів проведених досліджень автори дійшли висновку, що проникнення солоних вод у прибережні прісноводні системи лише під час весняних припливів може бути причиною зменшення видової різноманітності і видового багатства фітопланктону.

На прикладі водно-болотних угідь Австралії було встановлено, що їхнє засолення стає причиною зниження видового багатства макрофітів. Так, за мінералізації 0,5—0,9 г/дм³ воно скорочується на 30—50 %, а при 3,5 г/дм³ — більше ніж на 60 % [19]. В оглядових роботах інших авторів [41, 42, 64] ще раніше відмічалось, що макробезхребетні та рослини (прибережна рослинність, макрофіти та мікроводорості) належать до найчутливіших водних організмів, які реагують на підвищення солоності води. Причому несприятливі біологічні наслідки слід очікувати, коли вона підвищується приблизно до 1000 мг/л і більше [19, 41, 42, 64]. В результаті польових досліджень було встановлено, що в міру збільшення солоності прісних вод відбувається зменшення як видової різноманітності, так і видового багатства діатомових водоростей [16].

Оприлюднені важливі дані стосовно виживання дафній у солонуватих водах. Певною мірою, вони дещо протирічливі [20, 51, 83]. В роботі [51] зазначено, що засолення істотним чином впливає на виживання дафній, і за вмісту солей у воді >2 ‰ вони зникають. Водночас, авторами роботи [20] стверджується, що в озерах Середземноморського регіону *Daphnia magna* витримує досить високі показники солоності, аж до >10 ‰. Результати досліджень інших авторів [83] свідчать про те, що організми *Daphnia magna* можуть жити і давати потомство при солоності води 7,5 г/дм³ (7,5 ‰). Однак за такої солоності відбувається лише 50 %-не їхнє виживання. Виживання і відтворення дафній кращі за нижчих показників і стають по суті нормальними за солоності, що не перевищує 4 г/дм³ (<4 ‰).

В дослідях з випробування на толерантність до впливу вод з підвищеним вмістом солей, що імітували стічні води двох шахт, використовували як тест-об'єкти ембріони райдужної форелі (*Oncorhynchus mykiss*), зелені водорості *Selenastrum capricornutum*, а також мальки та личинки хірономід (*Chironomus tentans*) [25]. Було встановлено, що останні виявились більш чутливими до впливу підвищеної мінералізації води порівняно з ембріонами і мальками радужної форелі. Токсичний ефект для мальків і личинок хірономід не спостерігався за показників мінералізації води в межах 1134—1220 мг/дм³, а при 2000 мг/дм³ помітним було зниження

їхнього росту або виживання. Водночас, форель на ранніх стадіях життя переносила мінералізацію води в межах ≈ 2000 мг/дм³ без прояву несприятливих ефектів. На підставі отриманих результатів було рекомендовано, щоб скиди стічних вод містили у своєму складі не більше 1000 мг/дм³ солей.

Проведено дослідження в мезокосмах, які стосувалися впливу різних концентрацій дорожньої солі NaCl (15, 250 і 1000 мг Cl⁻/дм³) на розвиток фітопланктону, перифітону, нитчастих водоростей, зоопланктону і макрофітів [66]. Виявилось, що підвищений вміст солі (1000 мг Cl⁻/л) спричинив зниження чисельності кладоцер і копепод, а це, в свою чергу, призвело до збільшення біомаси фітопланктону і перифітону. Зростання концентрації солі стало причиною зменшення біомаси макрофітів (*Nitella* spp.) та вмісту хлорофілу в них, а також чисельності нитчастих водоростей. На підставі отриманих результатів автори зазначеного дослідження дійшли висновку, що за сукупної дії евтрофікації і засолення слід очікувати значного розвитку фітопланктону та перифітону і, водночас, зменшення чисельності багатьох видів безхребетних і макрофітів.

Відомо, що водорості і ракоподібні широко використовуються як біоіндикатори при оцінці потенційних ризиків для прісноводного середовища. Тому для біотестування впливу NaCl було використано водорості *Pseudokirchneriella subcapitata* і ракоподібні *Daphnia magna* [85]. Досліджувався, зокрема, вплив NaCl на флуоресценцію хлорофілу водоростей і плавання ракоподібних та частоту їхніх серцевих скорочень. В результаті встановлено, що зменшення швидкості росту водоростей на 50 % відбулось через 7 днів експерименту за концентрації NaCl 0,24 моль/дм³ (14 г/дм³). Відбувалось також реагування ракоподібних на наявність NaCl. Вже за концентрації 0,19 моль/дм³ (11,1 г/дм³) вони через 15 хв. експерименту плавали повільніше на 50 %, а за 0,35 моль/дм³ (20,5 г/дм³) всі організми загинули.

Результати експериментального дослідження впливу NaCl на розвиток водорості *Scenedesmus quadricauda*, проведеного в діапазоні концентрацій 0,2—1,0 ммоль/дм³ (11,7—58,5 мг/дм³) протягом 15 діб, показали, що найбільша водоростева біомаса була за концентрації солі 0,2 ммоль/дм³ і поступово знижувалась з її збільшенням [63]. Вміст загального хлорофілу у водоростях також знижувався, коли в середовищі збільшувалась концентрація NaCl. Отримано також важливі дані стосовно акумуляції ліпідів та вмісту вуглеводів і протеїнів у водоростевій масі за різних концентрацій NaCl. Зі збільшенням концентрації NaCl в межах 0,0—0,2 ммоль/дм³ (0,0—11,7 мг/дм³) накопичення ліпідів зменшувалось, а вміст вуглеводів зростав за всіх досліджуваних концентрацій солі. За концентрації NaCl 0,2 і 0,4 ммоль/дм³ (11,7 і 23,4 мг/дм³) спостерігалось початкове зниження загального вмісту білка у водоростевій масі, а за $\geq 0,6$ ммоль/дм³ (35,1 мг/дм³) – його збільшення порівняно з контролем.

При дослідженні біомаси і продукції планктонних і бентосних водоростей в естуарії Ельби було встановлено, що ці показники розвитку водоростей були найвищими у прісноводній його частині [62]. Це може

бути свідченням того, що зі збільшенням солоності води зазначені показники знижуватимуться. Отже, це не протирічить тим загальним уявленням про вплив підвищеної мінералізації води на розвиток і функціонування водоростей.

Заслужують на увагу результати досліджень змін у структурі та функції зоопланктону 24 озер, що охоплюють широкий градієнт солоності (від 0,5 до 115 г/дм³) у напівпосушливому регіоні на північному заході КНР [40]. Виявилось, що зі збільшенням солоності видове багатство, видове і функціональне різноманіття зоопланктону зменшувалось, тоді як розміри зоопланктону, діапазон розмірів і біомаса не зазнавали змін. На підставі отриманих результатів автори дослідження дійшли висновку, що триваюче засолення озер із потеплінням клімату призведе до важливих змін у зоопланктоні, впливаючи не лише на його структуру, але й на функціонування цієї спільноти.

За підвищеної солоності поверхневих прісних вод і концентрації головних йонів у водному середовищі організми повинні відповідним чином регулювати свої внутрішні концентрації йонів. Однак здатність до такої регуляції (осморегуляція) не безмежна і пов'язана з енергетичними затратами. Відповідно, перевищення цієї здатності може загрожувати продуктивності організмів, зумовлювати стрес і навіть смертність [29]. Процес засолення прісних вод може призвести до втрати видів і зміни спільнот, тобто можна констатувати, що це важлива екологічна проблема як в умовах сьогодення, так і на майбутнє [43, 44].

Збільшення мінералізації води в річках стає глобальною і зростаючою загрозою для водних екосистем, оскільки негативно впливає на гідробіоту та систему очищення води для питного постачання [22, 89]. Зазначено, що ця проблема може посилюватись кліматичними змінами. Помітні зміни в хімічному складі води річок, що дренують мінералізований альпійський вододіл, також пов'язують зі змінами клімату [86]. Ці річки характеризуються високим вмістом цинку та деяких інших металів (Cu, Cd, Mn) через природно низькі значення рН водного середовища. Результати аналізу даних за тридцятирічний період показали, що обмеження водного стоку досліджуваних річок в окремі місяці зумовлює найбільші концентрації металів, сульфат-йонів та інших головних йонів.

При збільшенні концентрації головних катіонів (Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺) відбувається нейтралізація негативного заряду частинок зависі та прискорюється їхня флокуляція і агрегація з подальшою седиментацією. Певною мірою це стосується і негативно заряджених гумусових речовин. У таких умовах підвищується прозорість води, що сприяє проникненню світла у товщу води та збільшенню інтенсивності фотосинтезу [76]. Йдеться також про те, що може зростати інтенсивність «цвітіння» води за рахунок розвитку ціанобактерій [33, 76].

Осолонення озер Середземноморського регіону вже тепер істотним чином впливає на зоопланктонні спільноти, передусім, зниженням чисельності, багатства та різноманіття кладоцер, а також непрямыми діями на фітопланктон, макрофітів і трофічний статус водойм [10].

Отже, на підставі узагальнення результатів досліджень можна констатувати, що зміни мінералізації і співвідношення головних йонів у прісних водах істотним чином впливають на розвиток і виживання гідробіонтів та на біорізноманіття.

Висновки

Проблема зростання мінералізації прісних вод набуває глобального характеру, оскільки погіршується екологічний стан поверхневих водних об'єктів. Зміни в сольовому складі прісних вод впливають на їхню якість та зумовлюють їхню непридатність для використання у різних галузях промисловості й сільського господарства і, що саме важливо, як джерел питного водопостачання. Засолення прісних вод призводить до негативних наслідків у розвитку й функціонуванні гідробіоти та може погіршувати стан людського організму через виникнення серцево-судинних захворювань і гіпертензії.

Як відомо, формування сольового складу поверхневих вод відбувається за рахунок як природних, так і антропогенних джерел. Відповідно і розрізняють первинну та вторинну мінералізацію поверхневих вод. Роль антропогенних джерел у зростанні мінералізації прісних стає чи не найбільш загрозливою, а в сучасних умовах до них ще додаються й кліматичні зміни. Вплив останніх на зростання мінералізації відбувається, передусім, через кількість та частоту атмосферних опадів, інтенсивність вивітрювання гірських порід і мінералів, ґрунтове живлення річок, проникнення морської води в гирлові ділянки річок за умови зниження обсягів їхнього стоку тощо. Тому антропогенне навантаження на поверхневі водні об'єкти у сукупності з кліматичними змінами, які тривають, ще більшою мірою загострюють проблему засолення прісних вод.

Зміни в мінералізації поверхневих вод в цілому і метаморфізація йонного складу зокрема можуть бути причиною трансформації їхнього типу і класу, а це, в свою чергу, може мати негативні наслідки для екологічного стану водойм і річок. Процес засолення прісних вод негативно позначається на виживанні прісноводних гідробіонтів і може призвести до втрати видів і зміни спільнот.

Варто зазначити, що збільшення концентрації солей у природній воді значною мірою знижує рівень екосистемних послуг. У випадку використання такої води для питного постачання істотно зростають фінансові і технічні затрати для її очищення від солей.

Отже, проблема засолення прісних вод вимагає, з одного боку, проведення постійного моніторингу поверхневих водних об'єктів на вміст солей і окремих головних йонів у воді, а з іншого, розроблення низки заходів зі зниження їхнього надходження до водойм і річок з антропогенних джерел, передусім з поверхневим стоком.

Список використаної літератури

1. ДСТУ 7525:2014. Вода питна. Вимоги та методи контролювання якості. Київ : Мінекономрозвитку України, 2014. 36 с.

2. Журавлева Л.А. Многолетние изменения минерализации и ионного состава воды водохранилищ Днепра. *Гидробиол. журн.* 1998. Т. 34, № 4. С. 88—96.
3. Курило С.М. Основні тенденції багаторічних змін мінералізації води та вмісту головних іонів у річках України. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2016. Т. 2 (41). С. 85—90.
4. Моисеенко Т.И., Гашкина Н.А., Хорошавин В.Ю. Прогноз влияния возможного потепления климата на химический состав вод суши. *Доклады Академии наук*. 2011. Т. 441, № 5. С. 666—669.
5. Пелешенко В.И., Закревский Д.В., Ромась Н.И. и др. Гидрохимия поверхностных вод УССР в условиях антропогенного воздействия. Современные проблемы региональной и прикладной гидрохимии. Ленинград : Гидрометеиздат, 1987. С. 140—151.
6. Хільчевський В.К. Роль агрохімічних засобів у формуванні якості вод басейну Дніпра. Київ : Київський університет, 1996. 222 с.
7. Хільчевський В.К. До питання про класифікацію природних вод за мінералізацією. *Гідрологія, гідрохімія і гідроекологія*. 2003. Т. 5. С. 11—18.
8. Adrian R., O'Reilly C.M., Zagarese H. et al. Lakes as sentinels of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2009. Vol. 54. P. 2283—2297.
9. Ambient water quality criteria for chloride (Environmental Protection Agency, Washington, DC). EPA Pub. N 440588001. Office of water, regulations, and standards, criteria and standards division, 1988. 46 p.
10. Anton-Pardo M., Armengol X. Effects of salinity and water temporality on zooplankton community in coastal Mediterranean ponds. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2012. Vol. 114. P. 93—99.
11. Arnell N.W., Halliday S.J., Battarbee R.W. et al. The implications of climate change for the water environment in England. *Progress in Physical Geography*. 2015. Vol. 39, N 1. P. 93—120.
12. Arnott S.E., Celis-Salgado M.P., Valleau R.E. et al. Road salt impacts freshwater zooplankton at concentrations below current water quality guidelines. *Environ. Sci. Technol.* 2020. Vol. 54, N 15. P. 9398—9407.
13. Ashrafuzzaman M., Artemi C., Santos F.D., Schmidt L. Current and future salinity intrusion in the south-western coastal region of Bangladesh. *Span. J. Soil Sci.* 2022. Vol. 12. Article number 10017. 20 p.
14. Baldwin D., Rees G., Mitchell A. et al. The short-term effects of salinization on anaerobic nutrient cycling and microbial community structure in sediment from a freshwater wetland. *Wetlands*. 2006. Vol. 26, N 2. P. 455—464.
15. Bernhardt E.S., Palmer M.A. The environmental costs of mountaintop mining valley fill operations for aquatic ecosystems of the Central Appalachians. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2011. Vol. 1223, N 1. P. 39—57.
16. Blinn D.W., Bailey P.C.E. Land-use influence on stream water quality and diatom communities in Victoria, Australia: a response to secondary salinization. *Hydrobiologia*. 2001. Vol. 466, N 1—3. P. 231—244.
17. Bonte M., Zwolsman G.J.J. Climate change induced salinization of artificial lakes in the Netherlands and consequences for drinking water production. *Water Res.* 2010. Vol. 44, N 15. P. 4411—4424.
18. Bricheno L., Wolf J. Modelling Tidal river salinity in coastal Bangladesh. Ecosystem services for well-being in deltas / Ed. by Nicholls R. et al. New York: Palgrave Macmillan, 2018. Chapter 17. P. 315—332. Доступ: https://doi.org/10.1007/978-3-319-71093-8_17
19. Brock M.A., Nielsen D.L., Crosslé K. Changes in biotic communities developing from freshwater wetland sediments under experimental salinity and water regimes. *Freshwater Biology*. 2005. Vol. 50. P. 1376—1390.
20. Brucet S., Boix D., Quintana X.D. et al. Factors influencing zooplankton size structure at contrasting temperatures in coastal shallow lakes: implications for effects of climate change. *Limnol. Oceanogr.* 2010. Vol. 55. P. 1697—1711.

21. Cañedo-Argüelles M. A review of recent advances and future challenges in freshwater salinization. *Limnetica*. 2020. Vol. 39, N 1. P. 185—211.
22. Cañedo-Argüelles M., Kefford B.J., Piscart C. et al. Salinization of rivers: An urgent ecological issue. *Environ. Pollut.* 2013. Vol. 173. P. 157—167.
23. Cañedo-Argüelles M., Kefford B., Schäfer R. Salt in freshwaters: causes, effects and prospects — introduction to the theme issue. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 2019. Vol. 374. Article number 20180002. 6 pp. Доступ: <http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2018.0002>
24. Castillo A.M., Sharpe D.M.T., Ghalambor C.K., De Leo L.F. Exploring the effects of salinization on trophic diversity in freshwater ecosystems: a quantitative review. *Hydrobiologia*. 2018. Vol. 807. P. 1—17.
25. Chapman P.M., Bailey H., Canaria E. Toxicity of total dissolved solids associated with two mine effluents to chironomid larvae and early life stages of rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 2000. Vol. 19, N 1. P. 210—214.
26. Colombani N. Special issue «Salinization of water resources: ongoing and future trends». *Water*. 2022. Vol. 14. Article number 1806. 3 p.
27. Colombani N., Mastrocicco M. Scenario modelling of climate change's impact on salinization of coastal water resources in reclaimed lands. *Procedia Engineering*. 2016. Vol. 162. P. 25—31.
28. Colombani N., Osti A., Volta G., Mastrocicco M. Impact of climate change on salinization of coastal water resources. *Water Res. Manage.* 2016. Vol. 30, N 7. P. 2483—2496.
29. Cunillera-Montcusi D., Beklioğlu M., Cañedo-Argüelles M. et al. Freshwater salinization: a research agenda for a saltier world. *Trends in Ecology and Evolution*. 2022. Vol. 37, N 5. P. 440—453.
30. Dasgupta S., Kamal F.A., Khan Z.H. et al. River salinity and climate change: evidence from coastal Bangladesh. *Policy Research Working Paper 6817*. 2014. 44 p.
31. Davis J.A., McGuire M., Halse S.A. et al. What happens if you add salt? Predicting impacts of secondary salinization on shallow aquatic ecosystems by using an alternative states model. *Austral. J. Botany*. 2003. Vol. 51. P. 715—724.
32. Delpla I., Jung A.-V., Baures E. et al. Impacts of climate change on surface water quality in relation to drinking water production. *Environ. Int.* 2009. Vol. 35, N 8. P. 1225—1233.
33. Donnelly T.H., Grace M.R., Hart B.T. Algal blooms in the Darling-Barwon River, Australia. *Water, Air, and Soil Pollution*. 1997. Vol. 99, N 1—4. P. 487—496.
34. Du Laing G., De Vos R., Vandecasteele B. et al. Effect of salinity on heavy metal mobility and availability in intertidal sediments of the Scheldt Estuary. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 2008. Vol. 77, N 4. P. 589—602.
35. Dugan H., Skaff N.K., Doubek J.P. et al. Lakes at risk of chloride contamination. *Environ. Sci. Technol.* 2020. Vol. 54, No. 11. P. 6639—6650.
36. Findlay S.E., Kelly V.R. Emerging indirect and long-term road salt effects on ecosystems. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2011. Vol. 1223. P. 58—68.
37. Flöder S., Burns C.W. Phytoplankton diversity of shallow tidal lakes: influence of periodic salinity changes on diversity and species number of a natural assemblage. *J. Phycol.* 2004. Vol. 40. P. 54—61.
38. Garcia-Ruiz J.M., Lopez-Moreno J.I., Vicente-Serrano S.M. et al. Mediterranean water resources in a global change scenario. *Earth-Science Reviews*. 2011. Vol. 105, N 3—4. P. 121—139.
39. George G., Jennings E., Allott N. The impact of climate change on lakes in Britain and Ireland. The impact of climate change on European lakes/ Ed. by D.G. George. Aquatic Ecology Series 4. Springer Science+Business Media B.V., 2010. Chapter 19. P. 359—386.
40. Gutierrez M.F., Tavşanoğlu Ü.N., Vidal N. et al. Salinity shapes zooplankton communities and functional diversity and has complex effects on size structure in lakes. *Hydrobiologia*. 2018. Vol. 813. P. 237—255.

41. Hart B.T., Bailey P., Edwards R. et al. Effects of salinity on river, stream and wetland ecosystems in Victoria, Australia. *Water Res.* 1990. Vol. 24, N 9. P. 1103—1117.
42. Hart B.T., Bailey P., Edwards R. et al. A review of the salt sensitivity of the Australian freshwater biota. *Hydrobiologia.* 1991. Vol. 210. P. 105—144.
43. Havens K., Jeppesen E. Ecological responses of lakes to climate change. *Water.* 2018. Vol. 10. Article number 917. 9 p.
44. Herbert E.R., Boon P., Burgin A.J. et al. A global perspective on wetland salinization: ecological consequences of a growing threat to freshwater wetlands. *Ecosphere.* 2015. Vol. 6, N 10. Article 206. 43 p.
45. Hintz W.D. Current water quality guidelines across North America and Europe do not protect lakes from salinization. *PNAS.* 2022. Vol. 119, N 9. Article number e2115033119. 11 p.
46. Hong Y.S., Kinney K.A., Reible D.D. Effects of cyclic changes in pH and salinity on metals release from sediments. *Environ. Toxicol. Chem.* 2011. Vol. 30, N 8. P. 1775—1784.
47. Islam S.N., Gnauck A. Climate change versus urban drinking water supply and management: a case analysis on the coastal towns of Bangladesh. World wide workshop for young environmental scientists: 30 May — 6 June 2010, Arcueil, France. 2010. hal-00521467. 12 p.
48. James K.R., Cant B., Ryan T. Responses of freshwater biota to rising salinity levels and implications for saline water management: a review. *Austral. J. Botany.* 2003. Vol. 51. P. 703—713.
49. Jeppesen E., Beklioğlu M., Özkan K., Akyürek Z. Salinization increase due to climate change will have substantial negative effects on inland waters: a call for multifaceted research at the local and global scale. *The Innovation.* 2020. Vol. 1. Article number 100030. 6 p. Доступ: <https://doi.org/10.1016/j.xinn.2020.100030>
50. Jeppesen E., Brucet S., Naselli-Flores L. et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. *Hydrobiologia.* 2015. Vol. 750. P. 201—227.
51. Jeppesen E., Søndergaard M., Kanstrup E. et al. Does the impact of nutrients on the biological structure and function of brackish and fresh-water lakes differ? *Hydrobiologia.* 1994. Vol. 275. P. 15—30.
52. Jeppesen E., Søndergaard M., Pedersen A.R. et al. Salinity induced regime shift in shallow brackish lagoons. *Ecosystems.* 2007. Vol. 10. P. 47—57.
53. Jin C., Cant B., Todd C. Climate change impacts on wetlands in Victoria and implications for research and policy. Arthur Rylah Institute for Environmental Research. Technical Report. Series N 199. Department of Sustainability and Environment, Heidelberg, Victoria. 2009. 49 p.
54. Kaushal S.S. Increased salinization decreases safe drinking water. *Environ. Sci. Technol.* 2016. Vol. 50. P. 2765—2766.
55. Kaushal S.S., Groffman P.M., Likens G.E. et al. Increased salinization of fresh water in the northeastern United States. *Proceed. of the National Academy of Sciences (PNAS).* 2005. Vol. 102, N 38. P. 13517—13520.
56. Kaushal S.S., Likens G.E., Pace M.L. et al. Novel «chemical cocktails» in inland waters are a consequence of the freshwater salinization syndrome. *Phil. Trans. R. Soc. B: Biological Sciences.* 2019. Vol. 374, N 1764. Article number 20180017. 11 p.
57. Kaushal S.S., Likens G.E., Pace M.L. et al. Freshwater salinization syndrome: from emerging global problem to managing risks. *Biogeochemistry.* 2021. Vol. 154. P. 255—292.
58. Kaushal S.S., Likens G.E., Pace M.L. et al. Freshwater salinization syndrome on a continental scale. *Proceed. of the National Academy of Sciences (PNAS).* 2018. Vol. 115, N 4. Article 201711234. Доступ: www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.1711234115
59. Kefford B.J., Marchant R., Schäfer R.B. et al. The definition of species richness used by species sensitivity distributions approximates observed effects of salinity on stream macroinvertebrates. *Environ. Pollut.* 2011. Vol. 159. P. 302—310.

60. Khilchevskyi V., Kurylo S., Sherstyuk N. Chemical composition of different types of natural waters in Ukraine. *J. Geol. Geograph. Geoecology*. 2018. Vol. 27, N 1. P. 68—80.
61. Khilchevskyi V.K., Kurylo S.M., Zabokrytska M.R. Long-term fluctuations in the chemical composition of surface waters and climate change. Proceed. of 14th Intern. conf. on monitoring of geological processes and ecological condition of the environment. Monitoring 2020. EAGE. Vol. 2020. P. 1—5.
62. Kies L. Distribution, biomass and production of planktonic and benthic algae in the Elbe Estuary. *Limnologia*. 1997. Vol. 27. P. 55—64.
63. Kirrolia A., Bishnoi N.R., Singh N. Salinity as a factor affecting the physiological and biochemical traits of *Scenedesmus quadricauda*. *J. Algal Biomass Utln*. 2011. Vol. 2, N 4. P. 28—34.
64. Kirst G.O. Influence of salinity on algal ecosystems. *Algae, Environment and Human Affairs*. Ed. by Wiessner W., Schnepf, E., Starr R.C. Bristol : Biopress Limited, 1995. P. 123—142.
65. Le T.D.H., Kattwinkel M., Schützenmeister K. et al. Predicting current and future background ion concentrations in German surface water under climate change. *Phil. Trans. R. Soc. B : Biological Sciences*. 2019. Vol. 374. Article 20180004. 8 p.
66. Lind L., Schuler M.S., Hintz W.D. et al. Salty fertile lakes: how salinization and eutrophication alter the structure of freshwater communities. *Ecosphere*. 2018. Vol. 9, N 9. Article number e02383. 20 p.
67. Linnik P.M. Climate changes as an important factor of the formation of the chemical composition of surface waters at the present time (a review). *Hydrobiol. J*. 2021. Vol. 57, N 1. P. 78—94.
68. Linnik P.M., Zhezherya V.A. Peculiarities of the dynamics of some elements of hydrochemical regime in small water bodies of urban territories: oxygen regime and dissolved solids content. *Hydrobiol. J*. 2022. Vol. 58, N 4. P. 91—107.
69. Linnik P.N., Zhuravleva L.A., Samoylenko V.N., Nabivanets Y.B. Effect of reservoir operation on water quality of Dnieper reservoirs and the Dnieper Delta region. *Hydrobiol. J*. 1994. Vol. 30, N 1. P. 94—107.
70. Magnuson J.J., Webster K.E., Assel R.A. et al. Potential effects of climate changes on aquatic systems: Laurentian Great lakes and Precambrian Shield region. *Hydrological Processes*. 1997. Vol. 11, P. 825—871.
71. Mainuddin M., Karim F., Gaydon D.S., Kirby J.M. Impact of climate change and management strategies on water and salt balance of the polders and islands in the Ganges delta. *Scientific Reports*. 2021. Vol. 11. Article 7041. 15 p.
72. Meyer J.L., Sale M.J., Muiholland P.J., Poff N.L. Impacts of climate change on aquatic ecosystem functioning and health. *J. Amer. Water Res. Assoc. (JAWRA)*. 1999. Vol. 35, N 6. P. 1373—1386.
73. Mujere N., Moyce W. Climate change impacts on surface water quality. *Environmental sustainability and climate change adaptation strategies*. Ed. by Wayne Ganpat, Wendy-Ann Isaac, 2017. Chapter 12. P. 323—341.
74. Murdoch P.S., Baron J.S., Miller T.L. Potential effects on climate change on surface-water quality in North America. *J. Amer. Water Res. Assoc. (JAWRA)*. 2000. Vol. 36, N 2. P. 347—366.
75. Nahian M.A., Ahmed A., Lázár N. et al. Drinking water salinity associated health crisis in coastal Bangladesh. *Elem. Sci. Anth*. 2018. Vol. 6. Article number 2. 14 p.
76. Nielsen D.L., Brock M.A., Rees G.N., Baldwin D.S. Effects of increasing salinity on freshwater ecosystems in Australia. *Austral. J. Botany*. 2003. Vol. 51. P. 655—665.
77. Pereira C.S., Lopes I., Abrantes I. et al. Salinization effects on coastal ecosystems: a terrestrial model ecosystem approach. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci*. 2019. Vol. 374. Article number 20180251.
78. Pham H.V., Torresan S., Critto A., Marcomini A. Alteration of freshwater ecosystem services under global change — A review focusing on the Po River basin (Italy) and the Red River basin (Vietnam). *Sci. Total Environ*. 2019. Vol. 652. P. 1347—1365.

79. Pieper K.J., Tang M., Jones C.N. et al. Impact of road salt on drinking water quality and infrastructure corrosion in private wells. *Environ. Sci. Technol.* 2018. Vol. 52. P. 14078—14087.
80. Pletterbauer F., Melcher A., Graf W. Climate change impacts in riverine ecosystems. Riverine ecosystem management. *Aquatic ecology. Series 8*. Ed. by S. Schmutz, J. Sendzimir. 2018. Chapter 11. P. 203—223.
81. Priority substances list assessment report for road salts. ISBN 0-662-31018-7. Cat. No. En40-215/63E. Environment Canada, 2001. 180 p.
82. Rumuri R., Ramkumar T., Vasudevan S., Gnanachandrasamy G. Enrichment of heavy metals as function of salinity and pH of estuarine sediments, South East Coast of India. *Geology, Ecology, and Landscapes*. 2021. 9 p. Доступ: <https://doi.org/10.1080/24749508.2021.1952764>
83. Schuytema G.S., Nebeker A.V., Stutzman T.W. Salinity tolerance of *Daphnia magna* and potential use for estuarine sediment toxicity tests. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 1997. Vol. 33. P. 194—198.
84. Sereda J., Bogard M., Hudson J. et al. Climate warming and the onset of salinization: rapid changes in the limnology of two northern plains lakes. *Limnologica*. 2011. Vol. 41. P. 1—9.
85. Sikorski L. Effects of sodium chloride on algae and crustaceans — the neighbouring links of the water trophic chain. *Water*. 2021. Vol. 13. Article number 2493. 15 p.
86. Todd A.S., Manning A.H., Verplanck P.L. et al. Climate-change-driven deterioration of water quality in a mineralized watershed. *Environ. Sci. Technol.* 2012. Vol. 46. P. 9324—9332.
87. Van den Brink M., Huismans Y., Blaas M., Zwolsman G. Climate change induced salinization of drinking water inlets along a tidal branch of the Rhine river: Impact assessment and an adaptive strategy for water resources management. *Climate*. 2019. Vol. 7. Article number 49. 14 p.
88. Venâncio C., Castro B.B., Ribeiro R. et al. Sensitivity of freshwater species under single and multigenerational exposure to seawater intrusion. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 2019. Vol. 374. Article number 20180252.
89. Verweij W., Van der Wiele J., Van Moorselaar I., Van der Grinten E. Impact of climate change on water quality in the Netherlands. RIVM Report 607800007, 2010. 63 p.
90. Vincent W.F. Effects of climate change on lakes. Encyclopedia of inland waters. Likens G.E., Ed. Amsterdam: Elsevier Inc., 2009. P. 55—60.
91. Vineis P., Chan Q., Khan A. Climate change impacts on water salinity and health. *J. Epidemiol. Global Health*. 2011. Vol. 1. P. 5—10.
92. Wang Y.-J., Qin Da-He. Influence of climate change and human activity on water resources in arid region of Northwest China: An overview. *Advances in Climate Change Research*. 2017. Vol. 8. P. 268—278.
93. Whitehead P.G., Wilby R.L., Battarbee R.W. et al. A review of the potential impacts of climate change on surface water quality. *Hydrol. Sci. J.* 2009. Vol. 54, N 1. P. 101—123.
94. Williams D.D., Williams N.E., Cao Y. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water Res.* 2000. Vol. 34. P. 127—138.
95. Williams W.D. Salinization: a major threat to water resources in the arid and semi-arid regions of the world. *Lakes Reserv. Res. Manage.* 1999. Vol. 4. P. 85—91.
96. Xia X.H., Wu Q., Mou X.L., Lai Y.J. Potential impacts of climate change on the water quality of different water bodies. *J. Environ. Informatics*. 2015. Vol. 25, N 2. P. 85—98.
97. Zhuravleva L.A., Linnik P.N. Factors governing extreme situations in the hydrologic regime of the Dnieper-Bug Lagoon. *Hydrobiol. J.* 1989. Vol. 25, N 3. P. 73—77.

Надійшла 10.11.2022

P.M. Linnik, Dr. Sci. (Chem.), Prof., Head of Department,
Institute of Hydrobiology of the NAS of Ukraine,
Volodymyra Ivasyuka prosp., 12, Kyiv, 04210, Ukraine
e-mail: peter-linnik@ukr.net
ORCID 0000-0002-2144-4052

POTENTIAL IMPACT OF CLIMATE CHANGE ON THE TOTAL DISSOLVED
SOLIDS AND MAJOR ION RATIOS IN SURFACE FRESH WATERS (OVERVIEW)

The article examines the problem of salinization of fresh water in the context of its relevance for the normal functioning of aquatic ecosystems, the development of various branches of industry and agriculture, and human health. Attention is focused on the fact that the salinization of fresh waters inevitably leads to a decrease in the level of ecosystem services. The main factors and anthropogenic sources of influence on the total dissolved solids of fresh waters and the metamorphosis of their ionic composition are considered. It is noted that climate changes potentially affect and will affect on the total dissolved solids of surface waters in the future due to the amount and frequency of atmospheric precipitation, the intensity of weathering of rocks and minerals, the soil nutrition of rivers, the penetration of sea water into the estuaries of rivers, provided that the volume of their flow decreases, etc. The possible impact of changes in total dissolved solids on the migration of substances from bottom sediments into the water environment, that is, on the intensity of its secondary pollution, is discussed. Moreover, it can be direct and indirect. First of all, it concerns the migration ability of metals in bottom sediments. With an increased content of Na^+ , Ca^{2+} and Mg^{2+} ions in water, the migration of metals that are part of the exchangeable fraction of bottom sediments increases. The indirect effect of increased the total dissolved solids is manifested in the state of the oxygen regime of water bodies, which usually deteriorates in the bottom horizon of deep-sea lakes and reservoirs, delta areas of rivers and estuaries. A deficiency of oxygen dissolved in water becomes characteristic, anaerobic conditions are formed, which contribute to the release of metals from the composition of Fe(III) and Mn(IV) oxyhydroxides or the oxide fraction of bottom sediments. A certain part of the review deals with some aspects of the potential impact of the total dissolved solids of fresh water on the survival of hydrobionts of plant and animal origin and on biodiversity.

Keywords: *salinization of fresh waters, total dissolved solids, metamorphism of ionic composition, climate changes, surface water bodies, hydrobionts, biodiversity.*