

УДК 504.453:546.3 (477.81)

І.Б. ГРЮК, І.Л. СУХОДОЛЬСЬКА

Тернопільський національний педагогічний університет ім. Володимира Гнатюка
вул. М. Кривоноса, 2, Тернопіль, 46027, Україна

ДИНАМІКА ВМІСТУ ЕСЕНЦІАЛЬНИХ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ВОДІ МАЛИХ РІЧОК РІВНЕНЩИНИ З РІЗНИМ РІВНЕМ АНТРОПОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ

Визначено середньорічний вміст есенціальних важких металів у воді малих річок Рівненщини на територіях з різним рівнем антропогенного навантаження. Проаналізовано динаміку вмісту Феруму, Мангану, Цинку, Купруму у поверхневих водах екосистем рекреаційної, аграрної, урбанізованої та техногеннотрансформованої територій Рівненської області впродовж 2005-2010 рр. Здійснено порівняльний аналіз результатів дослідження з ГДК та фоновими показниками. Знайдено залежність вмісту важких металів у воді малих річок від рівня антропогенного навантаження, температурних умов та обсягів атмосферних опадів. Стан води малих річок щодо вмісту біотичних компонентів забруднення свідчить про високу антропогенну трансформацію малих річок Рівненщини.

Ключові слова: малі річки, вода, Купрум, Манган, Ферум, Цинк, Рівненщина

Головним чинником антропогенного впливу на природні водні об'єкти є забруднення хімічними сполуками антропогенного походження. Серед них особливу небезпеку для водних екосистем становлять важкі метали (ВМ) [19, 28]. На відміну від інших токсикантів, іони ВМ при потраплянні до водойм у подальшому не виводяться з екосистеми, а перерозподіляються в ній [3, 10]. Потрапивши у водне середовище в активному стані, ВМ мігрують, залучаючись у колообіг і за певних умов здатні впливати на фізіологічні і біохімічні процеси у організмах, а унаслідок цього порушувати самоочищення водойм з погіршенням якості поверхневих вод [2, 3, 19]. Насамперед, активними щодо біоти є так звані есенціальні (біогенні) метали, що беруть участь у забезпеченні багатьох метаболічних процесів у організмах як мікроелементи (Купрум, Манган, Ферум, Цинк), але у понаднормових концентраціях щодо біоти можуть виявляти токсичність.

Суттєво вміст іонів металів у воді регулюють водневі іони (рН), вміст розчиненого кисню, наявність зависів, органічних сполук, розвиток фітопланктону і вищих рослин тощо [1, 3, 11]. Тому існує пряма залежність якості природних вод від рівня антропогенного навантаження [23], збільшення якого актуалізує проблему моніторингу вмісту ВМ у поверхневих водах. Для Рівненської області це питання є вкрай актуальним з урахуванням високого ступеня антропогенного навантаження територій.

З огляду на зазначене, метою досліджень є визначення вмісту найбільш поширених есенціальних ВМ у воді малих річок екосистем з різним рівнем антропогенного навантаження та співставлення цих даних з фоновими показниками і значеннями ГДК, а також встановлення деяких факторів, що визначають вміст і форму знаходження металів у воді.

Матеріал і методи досліджень

Об'єктом дослідження була вода малих річок Рівненської області з різним рівнем антропогенного навантаження. Умовно виділено 4 типи територій, що відрізняються за рівнем антропогенного навантаження: рекреаційна, аграрна, урбанізована та техногеннотрансформована.

З огляду на те, що до основних об'єктів природно-заповідного фонду Рівненщини належить Рівненський природний заповідник, який складається з чотирьох масивів, один з яких розташований у Рокитнівському районі та регіональний ландшафтний парк «Прип'ять-Стохід», розміщений у Зарічненському районі, до рекреаційної території було віднесено Зарічненський та Рокитнівський райони Рівненської області. Найбільш розорені південні райони області (Радивилівський, Дубенський, Млинівський та Демидівський) – до аграрної території. За

урбанізовану територію було обрано м. Рівне, за техногеннотрансформовану - Здолбунівський район, в якому зосереджено найбільші підприємства Рівненщини (ВАТ «Укрцемремонт» та ВАТ «Здолбунівський ремонтно-механічний завод»).

З метою оцінки якості водних об'єктів було використано результати аналізів хімічного складу води, виконаних службами Держуправління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області [6, 7]. Зокрема проаналізовано проби води з 12 малих річок, відібрані впродовж 2005-2010 рр. Зразки води було відібрано по різних створах Рівненщини на зазначених вище територіях відповідного рівня антропогенного навантаження. Було досліджено 117 зразків води із 40 контрольних створів 8 районів Рівненської області та м. Рівне, розміщених на територіях з різним рівнем антропогенного забруднення. Зокрема, на рекреаційній території було досліджено 30 зразків води, на аграрній – 35, на урбанізованій – 31, на техногеннотрансформованій – 21.

Відбір проб води проводився у 2005-2010 рр. Методику вибору місць відбору води викладено в [20]. Проби води відбирали з середини річки з поверхневого горизонту водойм з глибини 0,5-0,7 м за допомогою пластикових пробовідбірників. Воду фільтрували через мембранний фільтр з розміром пор 0,45 мкм, концентрували у 10 разів і визначали вміст ВМ методом атомно-абсорбційної спектрофотометрії з допомогою С-115-М1 при відповідних довжинах хвиль, які відповідали максимуму поглинання кожного з досліджуваних металів згідно зі стандартними методиками [22, 26].

Статистичне опрацювання одержаних даних здійснювали за методом [13].

Результати досліджень та їх обговорення

Динаміку середньорічного вмісту важких металів у воді малих річок екосистем з різним рівнем антропогенного навантаження Рівненщини впродовж 2005-2010 рр. наведено на рис. 1. Фонові показники вмісту ВМ та значення їх ГДК у воді наведено у табл. 1.

Ферум. Вміст Феруму у воді малих річок рекреаційної території у 2006-2007 р. збільшився відносно 2005 р. у 4-4,5 рази до максимальних за весь період досліджень показників ($4,54 \text{ мг/дм}^3$), а впродовж 2008-2009 рр. поступово зменшувався. У 2009 р. було зафіксовано мінімальний вміст Феруму, що склав $0,22 \text{ мг/дм}^3$, проте вже у 2010 р. знову спостерігалось значне зростання середньої концентрації Феруму (у 6 разів в порівнянні з 2009 р.) до $1,26 \text{ мг/дм}^3$. Отже, щорічний середній вміст Феруму у поверхневих водах рекреаційної території Рівненської області впродовж 2005-2010 рр. значно перевищував фонові значення і ГДК.

На аграрній території найбільші концентрації Феруму у воді малих річок спостерігалися у 2006 р. ($1,19 \text{ мг/дм}^3$) та 2007 р. ($2,25 \text{ мг/дм}^3$), але впродовж наступних років вони поступово зменшувались. У 2010 р. середня концентрація Феруму у воді становила $0,3 \text{ мг/дм}^3$.

У воді малих річок урбанізованої території найбільші концентрації Феруму спостерігалися у 2006 р. ($1,46 \text{ мг/дм}^3$) та 2007 р. ($2,6 \text{ мг/дм}^3$), найменші – у 2005 р. ($0,07 \text{ мг/дм}^3$).

Вміст Феруму у воді річок техногеннотрансформованої території був значно підвищеним у 2008 р. ($2,25 \text{ мг/дм}^3$) та 2010 р. ($2,1 \text{ мг/дм}^3$) порівняно з попередніми роками дослідження.

Ферум у розчині існує переважно у вигляді іонів, проте у поверхневих водах він часто зустрічається в органічних сполуках. Якщо рН води нижче значення 3,0, то в ній присутні іони Fe^{3+} . При вищому рН Fe^{3+} може бути присутнім у вигляді комплексного іона. Якщо величина Eh не дуже висока, вода містить двовалентний Ферум. В розчиненому стані поверхневими та підземними водами переноситься лише невелика кількість Феруму, а більша його частина переміщається поверхневими водами у вигляді твердих часток, включаючи колоїди, та органічної речовини [31].

Крім того, іони Феруму характеризуються значною міграційною рухливістю, особливо при зменшенні рН води, що контактує з донними відкладами [4, 5, 17, 18]. Разом з тим частина Феруму може знаходитись у складі комплексних сполук, і його перехід із донних відкладів у воду та навпаки лімітується, оскільки залежить від інтенсивності міграції органічних речовин, з якими метал зв'язаний у комплекси [18, 29].

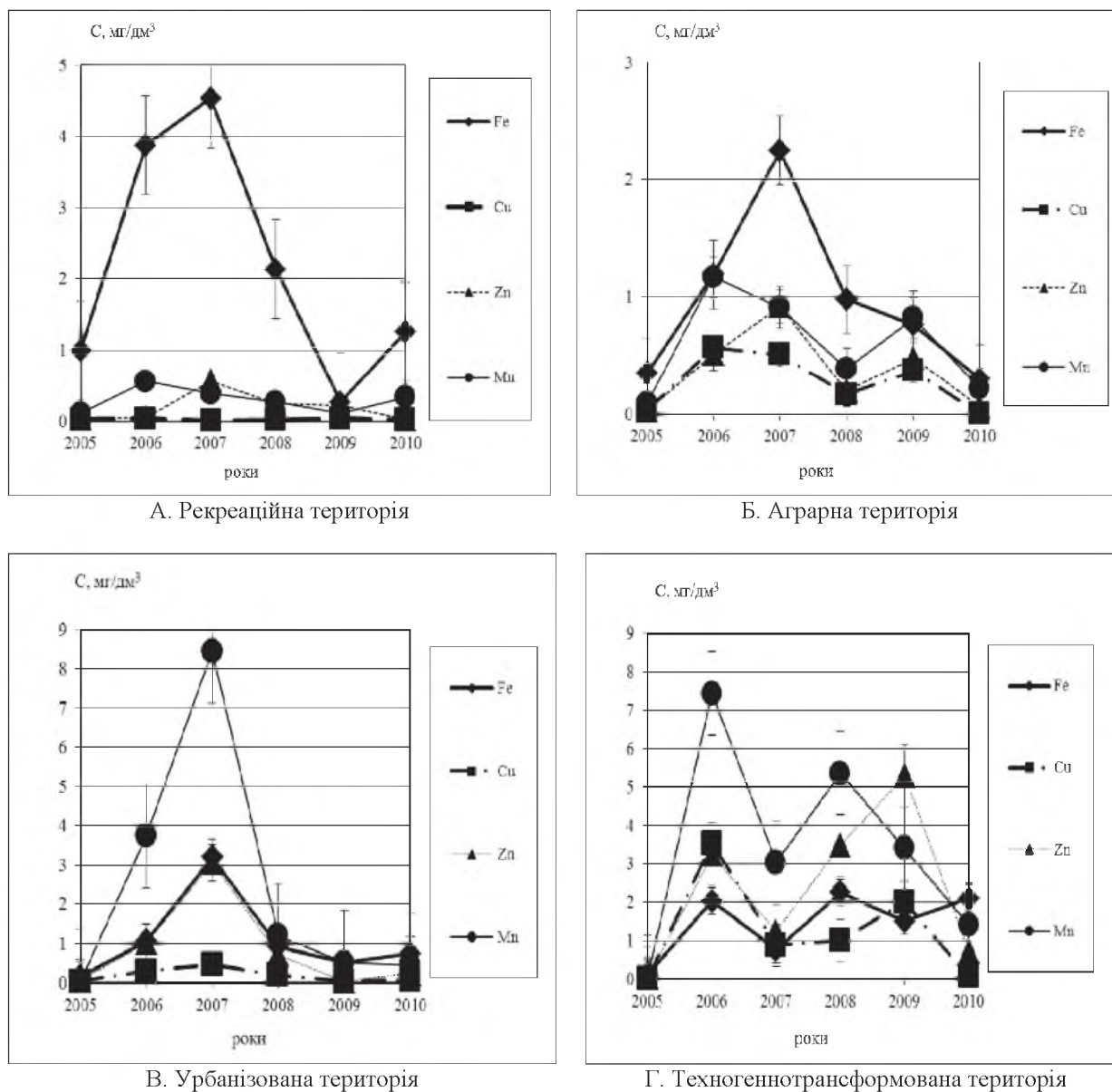


Рис. 1. Динаміка середньорічного вмісту важких металів у воді малих річок екосистем з різним рівнем антропогенного навантаження Рівненщини впродовж 2005-2010 рр., mg/dm^3 ($M \pm m$, $n=2-11$)

Таблиця 1

ГДК та фонові показники вмісту важких металів у воді

Метали	Концентрація важких металів, mg/dm^3		
	Регіональні фонові показники [1]	ГДК [9]	
		Господарсько-питтєве та культурно-побутове	Рибогосподарське
Fe	0,1	0,3	0,1
Cu	0,002	0,1-0,5	0,001-0,01
Zn	0,015	1,0-5,0	0,01
Mn	0,1	0,1	0,01

Купрум. Вміст Купруму у воді малих річок рекреаційної території впродовж 2005-2010 рр. практично не змінювався і залишався у межах $0,01-0,04 mg/dm^3$.

У поверхневих водах малих річок аграрної території найбільші концентрації Купруму спостерігалися в 2006 (0,56 мг/дм³) та 2007 рр. (0,51 мг/дм³), а найменші (сліди) - в 2010 р.

У воді річок урбанізованої території найбільші концентрації Купруму були виявлені у 2006 (1,83 мг/дм³) та 2007 рр. (1,48 мг/дм³). В 2009 р. у поверхневих водах урбанізованої території спостерігали найменше значення вмісту Купруму (0,03 мг/дм³).

Перевищення над ГДК вмісту Купруму у поверхневих водах техногеннотрансформованої території було виявлено у 2008 і 2009 рр. та склало, відповідно, 1,0 і 0,99 мг/дм³.

Відсутність чітко визначеної динаміки вмісту Купруму у воді малих річок Рівненщини може свідчити про наявність залежності від значної кількості чинників, вплив яких не завжди можливо оцінити, проте основними серед них є вміст розчиненого кисню, рівень кислотності водного середовища (рН), присутність розчинених органічних речовин та завислих частинок органічної та мінеральної природи [12, 21, 24]. Крім того, певний вплив створюють деякі випадкові фактори, наприклад, надходження іонів металу з стічними водами (токсикогенний стік) та атмосферними опадами.

Найбільші концентрації іонів Купруму спостерігаються у водах з низьким рН або високою температурою [31]. У природних водах небезпечні концентрації Купруму зустрічаються дуже рідко.

Цинк. Вміст Цинку у воді малих річок рекреаційної території впродовж 2005-2010 рр. коливається у межах від 0,03 до 0,57 мг/дм³.

Найменший вміст Цинку у поверхневих водах аграрної території було виявлено у 2005 р., він становив 0,03 мг/дм³. У 2007 р. було зафіксовано найбільше значення показника – 0,92 мг/дм³.

Середній вміст Цинку у поверхневих водах урбанізованої території Рівненщини впродовж 2005-2010 рр. варіював від 0,02 до 3,2 мг/дм³. Найменші значення концентрації Цинку було виявлено у 2005 та 2009 рр. (0,02 мг/дм³), найбільші (3,2 мг/дм³) - у 2007 р.

У 2009 р. вміст Цинку у воді малих річок техногеннотрансформованої території Рівненської області становив 5,3 мг/дм³, що значно перевищувало ГДК (табл. 1). Найменший вміст Цинку спостерігався у 2005 р. і склав у середньому 0,02 мг/дм³, а в окремих створах таких річок як Устя та Світенька - 0,05 та 0,02 мг/дм³, відповідно.

Оскільки Цинк є біогенним металом, можна передбачити його активне засвоєння фітогідробіонтами, в клітинах яких іони Цинку беруть участь у ключових реакціях фотосинтезу [8], з чим можна пов'язати зменшення вмісту цього металу у воді з настанням вегетаційного періоду. Аналогічно Купруму, найбільші концентрації іонів Цинку спостерігаються у водах з низьким рН або високою температурою [31]. У природних водах небезпечні концентрації Цинку майже не зустрічаються.

Манган. Вміст Мангану у воді малих річок рекреаційної території збільшився у 2006 р. в порівнянні з 2005 р. у 5 разів, а у 2009 р., навпаки, зменшився до мінімального значення (0,10 мг/дм³), і знову підвищився у 2010 р. до 0,33 мг/дм³, що у тричі більше показників 2009 та 2005 рр.

У 2006 р. було виявлено перевищення середньої концентрації Мангану у воді малих річок аграрної території Рівненської області в 13 разів у порівнянні з 2005 р., що в 11 разів більше норми ГДК_{рибгосп.} (0,01 мг/дм³).

У водах малих річок урбанізованої території значні концентрації Mn спостерігали у 2006 р. (4,92 мг/дм³) та 2008 р. (6,98 мг/дм³), відповідно, найменшу концентрацію вмісту Mn виявили у 2005 році, вона становила 0,01 мг/дм³ і не перевищувала ГДК.

Вміст Мангану у воді малих річок техногеннотрансформованої території впродовж усього періоду дослідження був значно підвищеним, особливо у 2006 р. (5,35 мг/дм³) та 2008 р. (9,0 мг/дм³). У 2010 р. порівняно з 2009 р. спостерігається зменшення середньої концентрації Мангану у 3 рази, але все ще залишається перевищення ГДК.

Підвищений вміст Мангану в зазначені роки можна пояснити характерним для Mn невисоким показником комплексоутворення [2, 19, 27]. Зв'язування Mn залежить від таких факторів як рН середовища, вміст розчиненого кисню, наявність органічних та інших

комплексоутворюючих речовин, концентрація завислих компонентів та окисно-відновна здатність води [23].

Геохімічні властивості Мангану та Феруму дуже схожі. У природних водах концентрація сполук Мангану складає менше половини концентрації сполук Феруму [31]. Деякі кислі води містять сполук Мангану більше 1 ч на 1 млн., але більшість вод — менше 0,2 ч на 1 млн. Подібно до Феруму присутність сполук Мангану у воді сприяє розвитку бактеріопланктону. Хоча Манган є життєво необхідним для рослин, його кількість, що вноситься до ґрунту атмосферними опадами і зрошувальними водами, ймовірно, незначна у порівнянні з кількістю Мангану, що вивільняється в результаті вивітрювання мінералів. За певних умов Манган здатен вивільнитися із донних відкладів, чому найбільшою мірою сприяє зниження рівня рН [14-16, 18, 23, 29]. Зростання вмісту металу у воді малих річок Рівненщини може бути наслідком зазначеного процесу.

Отже, у досліджуваній період спостерігалось збільшення вмісту есенціальних елементів - важких металів (Fe, Cu, Zn, Mn) у воді малих річок Рівненської області незалежно від ступеня антропогенного навантаження території.

Водневий показник. Середньорічні результати визначення рН у воді малих річок Рівненщини з різним рівнем антропогенного навантаження впродовж періоду дослідження наведено на рис. 2, коефіцієнти кореляційного зв'язку рН і ВМ – у табл. 2.

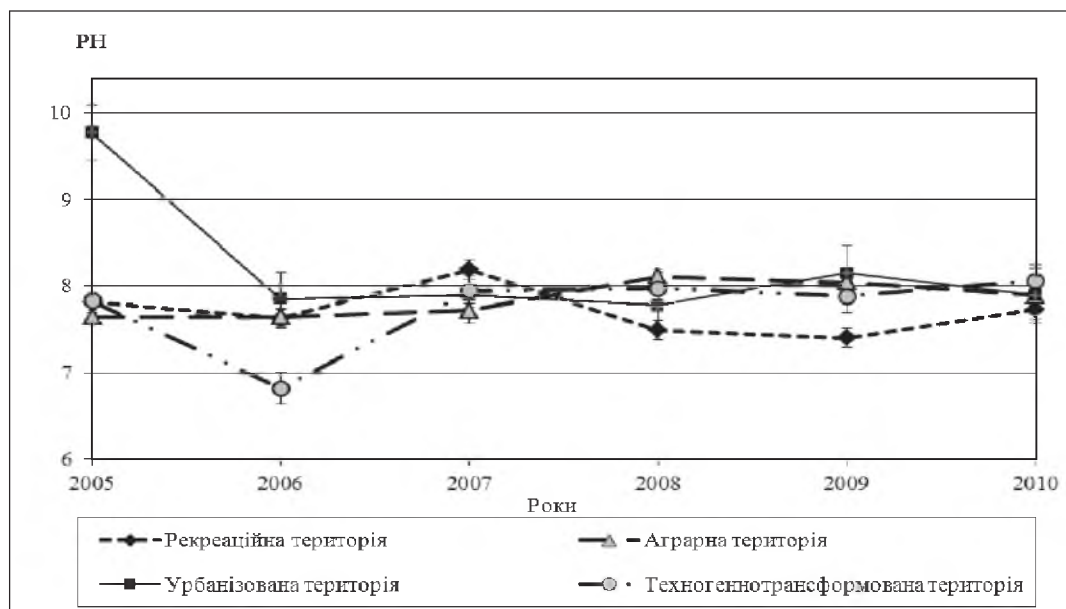


Рис. 2. Середньорічні зміни величин рН води малих річок Рівненської області з різним рівнем антропогенного навантаження впродовж 2005-2010 рр. ($M \pm m$, $n=4-12$)

Отримані результати по визначенню водневого показника у пробах води із контрольних створів виявилися в лужній області рН у межах 7,22-8,19, що дещо нижче оптимальних значень рН у поверхневих водах річок ($pH_{opt} \leq 8,4$ [33]). Різниця у максимальному і мінімальному значеннях рН склала в цілому близько одиниці, що свідчить про збільшення концентрації H^+ майже у 10 разів, тобто про значне закислення природних вод річок дослідженої території.

Величина водневого показника визначає розвиток і життєдіяльність водних рослин, стійкість різних форм міграції елементів, змінює токсичність забруднюючих речовин. Нижче подано коефіцієнти кореляційного зв'язку між середньорічним вмістом розчинних форм ВМ та середньорічним рН у поверхневих водах малих річок (табл. 2).

Коефіцієнт кореляційного зв'язку між середньорічним вмістом розчинних форм ВМ та середньорічним значенням рН у поверхневих водах малих річок (2005-2010 рр.)

Досліджені території	Коефіцієнт кореляційного зв'язку, r			
	Fe	Cu	Zn	Mn
Рекреаційна	0,271	-0,080	0,082	0,117
Аграрна	-0,710	-0,539	-0,478	-0,443
Урбанізована	-0,042	0,283	0,034	0,158
Техногеннотрансформована	0,264	0,032	0,220	-0,046
<i>Середнє значення</i>	<i>-0,054</i>	<i>-0,076</i>	<i>-0,036</i>	<i>-0,054</i>

Слід відмітити, що за визначення зв'язку між вмістом ВМ і рН за досліджуваний період в середньому отримано від'ємні коефіцієнти кореляції ($r = -0,076 \pm -0,036$). Найзначніша залежність між фактором кислотності середовища та вмістом металу виявлена для Купруму.

Очевидно, що показник кислотності води є результатом перебігу комплексу хімічних та біохімічних процесів, пов'язаних, насамперед, з вмістом розчиненого кисню та окисно-відновним потенціалом води, що формується також за рахунок інших компонентів: спиртів, фенолів, органічних кислот тощо.

Розчинений кисень. Динаміка середньорічної концентрації розчиненого кисню у поверхневих водах малих річок Рівненщини на територіях різного рівня навантаження наведена на рис. 3.

Зниження рН води тісно пов'язане з витратою розчиненого кисню на процеси окислення [27]. У поверхневих водах вміст розчиненого кисню варіює в широких межах і схильний до сезонних і добових коливань, що залежать від інтенсивності його продукування і споживання і можуть досягати $2,5 \text{ мг/дм}^3$ [25]. Концентрація кисню визначає розмір окисно-відновного потенціалу і значною мірою спрямування і швидкість хімічного і біохімічного окислення органічних і неорганічних сполук. Концентрація розчиненого кисню у воді зменшується при потраплянні у річку з побутовими і промисловими стічними водами органічних речовин [30]. Це викликано окисленням органічних речовин водними організмами.

Середньорічний вміст розчиненого кисню у поверхневих водах малих річок усіх досліджених територій Рівненщини впродовж 2005-2010 рр. незначно відрізнявся і склав у середньому $8,84 \text{ мг/дм}^3$, що в 1,6 разів менше ГДК ($\text{ГДК}(\text{O}_2)_{\text{рибгосп.}} = 14 \text{ мг/дм}^3$) [9]. Максимальна концентрація кисню ($10,68 \text{ мг/дм}^3$) спостерігалась у 2005 р. у водах річок техногеннотрансформованої та у 2010 р. – аграрної територій, мінімальна ($7,49 \text{ мг/дм}^3$) – у 2009 р. у поверхневих водах рекреаційної території.

Збільшення вмісту розчиненого кисню означає поліпшення якості води [30]. Навпаки, зниження його концентрації свідчить про погіршення якості води в досліджуваному регіоні, що й спостерігалось впродовж 2005-2010 рр. у поверхневих водах рекреаційної, у 2005-2008 рр. – аграрної та урбанізованої, 2005-2006 рр. – техногеннотрансформованої територій Рівненської області. Найімовірніше, що погіршення кисненасичення річок є результатом збільшення вмісту органічних відходів, що потрапляють у воду.

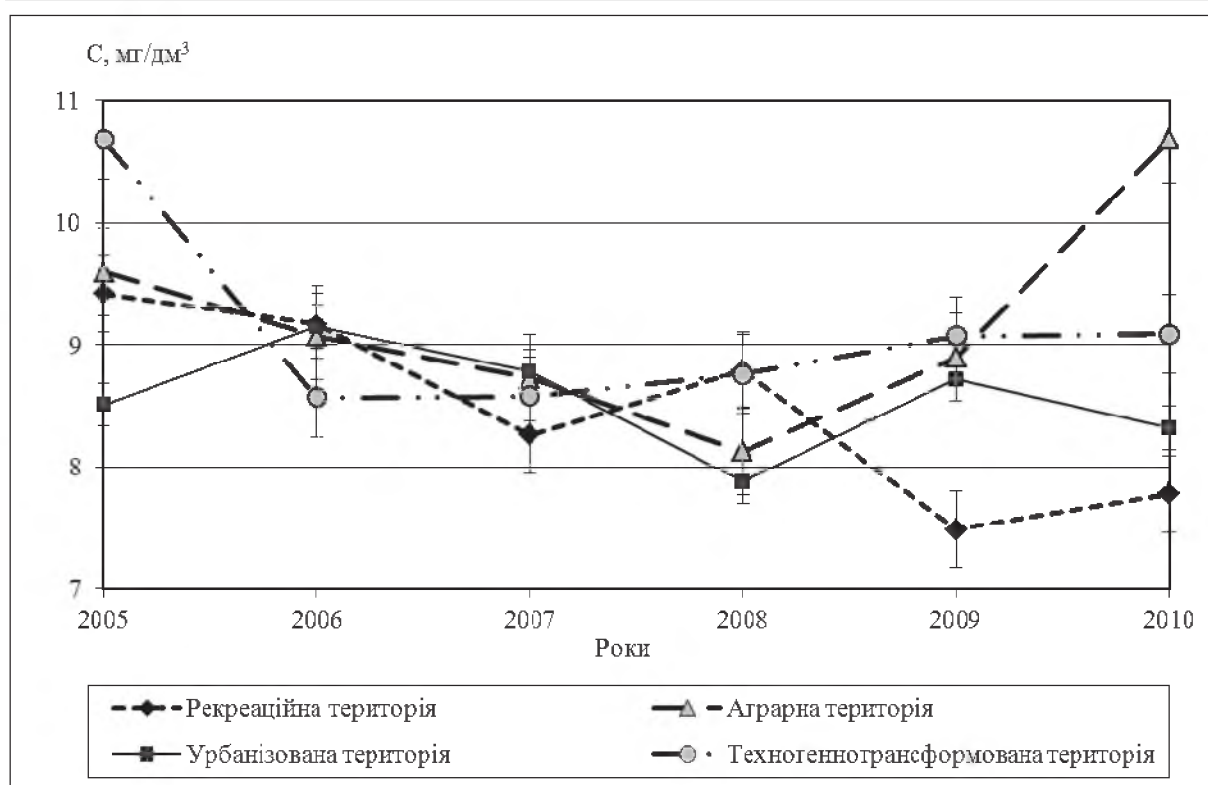


Рис. 3 Динаміка середньорічного вмісту розчиненого кисню у воді малих річок екосистем з різним рівнем антропогенного навантаження в період 2005-2010 рр. (мг/дм³; $M \pm m$; $n=4-12$)

Проведений кореляційний аналіз дозволив встановити зв'язок середньорічних величин рН з середньорічним вмістом розчиненого кисню у поверхневих водах Рівненської області впродовж 2005-2010 рр. (табл. 3). Отриманий середній коефіцієнт кореляції r склав 0,444.

Таблиця 3

Коефіцієнт кореляційного зв'язку між середньорічною величиною рН та середньорічним вмістом розчиненого кисню (2005-2010 рр.)

Досліджені території	Коефіцієнт кореляційного зв'язку, r
1	2
Рекреаційна	0,657
Аграрна	0,380
Урбанізована	0,158
Техногеннотрансформована	0,581
Середнє значення	0,444

Високий позитивний кореляційний зв'язок між середньорічними значеннями рН та вмісту розчиненого кисню було виявлено у поверхневих водах річок усіх досліджених територій, причому найвищий (0,657) - рекреаційної, найнижчий (0,158) – урбанізованої.

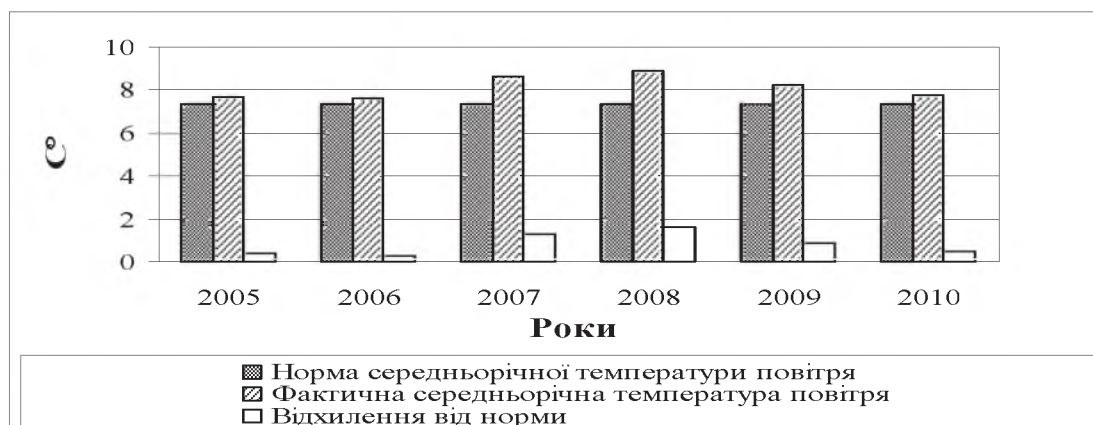
Отже, високий вміст розчиненого кисню сприяє зменшенню рН.

У процесі хімічних (біохімічних) перетворень у поверхневих водах річок з територій з високим антропогенним навантаженням за участю розчиненого кисню здатні вступати важкі метали. При надлишку органічної речовини у воді утворюються органо-мінеральні комплекси з важкими металами, в деяких випадках більш токсичні, ніж самі метали [32]. На окислення величезної кількості новоутвореної органічної речовини витрачається значна частина розчиненого у воді кисню – виникає кисневий дефіцит, що вкрай негативно впливає на цінні породи риб і їх кормову базу – зообентос. Крім того, дефіцит кисню призводить до того, що з

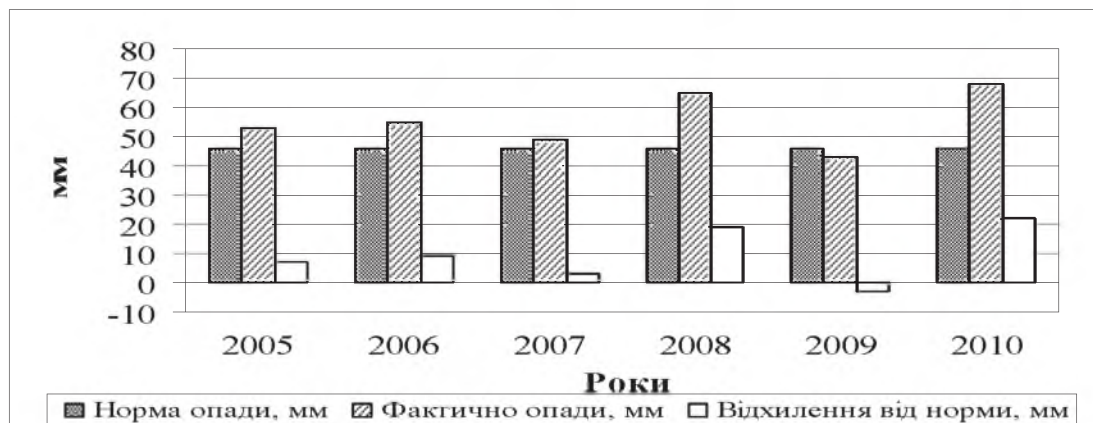
донних відкладів у воду більш активно вивільняється ряд речовин, у тому числі фосфор, а це, у свою чергу інтенсифікує процес евтрофування. Отже, починаючи з певного моменту евтрофування, отримуючи внутрішньоводне прискорення, стає незворотним, викликаючи деградацію водойм.

Абіотичні фактори впливу на вміст есенціальних елементів у воді. В результаті зміни атмосферного тиску і температури, викликаних переміщенням повітряних мас, повітря насичується водяною парою, що конденсується довкола найдрібніших твердих часток, які знаходяться в повітрі. На урбанізованій та техногеннотрансформованій території ядрами конденсації переважно є частки пилу і диму, що утворюються в результаті роботи заводів, вуличного руху та іншої діяльності людини. Пил, дим і різні гази викликають значне підвищення загальної мінералізації дощової води поблизу міст [31].

З метою визначення факторів впливу на вміст есенціальних елементів у поверхневих водах було досліджено особливості температурних умов та атмосферних опадів впродовж 2005-2010 рр. На рис. 4 наведено динаміку середньорічної температури повітря (а) та обсяги опадів (б) впродовж періоду досліджень.



(а)



(б)

Рис. 4 Динаміка середньорічної температури повітря (а) та опадів (б) впродовж 2005-2010 рр.

Проведений кореляційний аналіз дозволив встановити зв'язок погодних умов 2005-2010 рр. з вмістом ВМ у поверхневих водах Рівненської області (табл. 4, 5).

Таблиця 4

Коефіцієнт кореляційного зв'язку між вмістом ВМ у воді та температурою повітря (2005-2010 рр.)

Досліджувані території	Коефіцієнт кореляційного зв'язку, r			
	Fe	Cu	Zn	Mn
Рекреаційна	0,199	-0,561	0,775	-0,153
Аграрна	0,528	0,142	0,369	0,058
Урбанізована	0,389	-0,06	0,309	0,203
Техногенно-трансформована	0,516	0,548	0,493	0,277
<i>Середній результат</i>	<i>0,408</i>	<i>0,017</i>	<i>0,487</i>	<i>0,096</i>

Таблиця 5

Коефіцієнт кореляційного зв'язку між вмістом ВМ у воді та кількістю опадів (2005-2010 рр.)

Досліджувані території	Коефіцієнт кореляційного зв'язку r			
	Fe	Cu	Zn	Mn
Рекреаційна	-0,015	-0,382	-0,387	0,283
Аграрна	-0,368	-0,576	-0,600	-0,517
Урбанізована	-0,149	-0,213	-0,203	-0,270
Техногенно-трансформована	0,394	0,123	-0,518	-0,156
<i>Середній результат</i>	<i>-0,034</i>	<i>-0,262</i>	<i>-0,427</i>	<i>-0,165</i>

Слід відмітити що, за визначення зв'язку між вмістом ВМ із температурою повітря за досліджуваний період в середньому отримано додатні коефіцієнти кореляції ($r=0,408\pm 0,096$), а із кількістю опадів – від'ємні ($r=-0,034\pm -0,165$). Найзначніша залежність між температурним фактором та вмістом металу виявлена для Цинку, рухливість якого у біогеосистемах пов'язана, насамперед з активністю метаболізму біоти, яка зростає зі збільшенням температури. Щодо залежності між температурним фактором та вмістом Феруму, особливо на забруднених територіях, то вона може бути пов'язана з прискоренням за підвищених температур хімічної рухливості сполук цього металу (гідроліз, комплексоутворення тощо).

Інтенсивність опадів найменше визначає вміст металів на аграрних територіях, ймовірно у зв'язку з їх комплексуванням гуміновими та фульвокислотами ґрунтів. Найбільше опади сприяють накопиченню металів, крім Цинку, у воді річок техногеннотрансформованої території. При цьому відмітимо високий від'ємний зв'язок між інтенсивністю опадів і вмістом металу для Купруму і Цинку, що також може бути пов'язано з їх значним залученням до метаболізму рослин, про що свідчать найвищі абсолютні значення коефіцієнтів кореляції у річках агроавантаженої території.

Висновки

У водах малих річок на рекреаційній та аграрній територіях за весь період дослідження впродовж 2005-2010 рр. серед важких металів переважав Ферум, у поверхневих водах техногеннотрансформованої та урбанізованої територій – Манган.

Найбільша концентрація Купруму серед усіх досліджених територій була зафіксована в малих річках урбанізованої території. Найбільший вміст Цинку та Мангану був виявлений у водах техногеннотрансформованої території.

Негативним явищем є перевищення фонових показників по вмісту у воді Феруму, Купруму, Цинку та Мангану. Особливу небезпеку становить збільшення у 2006 році концентрації Мангану до 9 мг/дм^3 у поверхневих водах техногеннотрансформованої території.

Вміст важких металів у природних водах змінюється в залежності від їх потрапляння із забрудненими стічними водами, з поверхневим та підземним стоком, а також у складі

атмосферних опадів. Рухливість есенціальних елементів у воді досліджуваних річок значною мірою визначається такими чинниками як вміст розчиненого кисню та рН води.

1. *Балюк С.А.* Оцінка забруднення зрошувальної води і ґрунтів важкими металами / С.А. Балюк, В.Я. Ладних, Л.І. Мошник // Вісник аграрної науки. — 2003. — №1. — С. 65—68.
2. *Geoglobus.ru* - Геолого-географическое и техно-экологическое обозрение [электронный ресурс]. Режим доступа — URL: <http://www.geoglobus.ru/info/review>.
3. *Гидрогеология: Курс лекций Стендсфордского университета.* - 2001-2002 [электронный ресурс]. Режим доступа — URL: <http://geohydrology.ru>.
4. *Гуменюк Г.Б.* Порівняльна характеристика розподілу важких металів у гідроекосистемах різного типу / Г.Б. Гуменюк // Наукові записки ТНПУ ім. В.Гнатюка. Серія: Біологія. Спец. вип.: Гідроecологія. — 2010. — № 2 (43). — С. 139—148.
5. *Давыдова С.Л.* Тяжелые металлы как супертоксиканты XXI века: Учебн. пос. / С.Л. Давыдова, В.И. Тагасов. — М., 2002. — 140 с.
6. *Денисова А.И.* Донные отложения водохранилищ и их влияние на качество воды / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина, Б.И. Новиков [и др.]. — К.: Наукова думка, 1987. — 164 с.
7. *Денисова А.И.* Процессы обмена биоэлементов в системе вода – донные отложения в водохранилищах днепровского каскада / А.И. Денисова, Е.П. Нахшина // Взаимодействие между водой и седиментами в озерах и водохранилищах. — Л.: Наука, 1984. — С. 106—114.
8. *Доповідь* про стан навколишнього природного середовища в Рівненській області у 2009 р. — Рівне: Державне управління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2010.
9. *Екологічний паспорт* Рівненської області за даними 2005-2010 року. — Рівне: Держуправління охорони навколишнього природного середовища в Рівненській області, 2006; 2007; 2008; 2009; 2010; 2011.
10. *Забокрицька М.Р.* Характеристика антропогенного навантаження в басейні р. Західний Буг / М.Р. Забокрицька, В.І. Осадчий // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. — 2003. — Т. 5. — С. 218—225.
11. *Забруднення* води [электронный ресурс]. Режим доступа — URL: <http://www.npblog.com.ua/index.php/ekologiya/zabrudnennja-vodi.html>.
12. *Загальний перелік* ГДК і ОБРВ шкідливих речовин для води рибогосподарських водойм (№ 12-04-11 від 09.08.1990).
13. *Инженерная энциклопедия: Очистка сточных вод от соединений азота* [электронный ресурс]. Режим доступа — URL: <http://engineeringssystem.ru/o/ochistka-stochnih-vod-ot-soed-azota.php>.
14. *Клименко М.О.* Кругообіг важких металів у водних екосистемах. Монографія / М.О. Клименко, О.О. Бедункова. — Рівне: НУВГП, 2008. — 216 с.
15. *Клименко М.О.* Накопичення важких металів гідрофітами / М.О. Клименко, Ю.Р. Гроховська, О.О. Бедункова / Вісник національного університету водного господарства та природокористування. — 2006. — Вип. 1(33). — С. 159—164.
16. *Короблева А.И.* Оценка загрязнения водных экосистем тяжелыми металлами / А.И. Короблева // Вод. ресурсы. — 1991. — № 2. — С. 105—111.
17. *Лакин Г. Ф.* Биометрия / Г. Лакин. — М.: Высшая школа, 1990. — 352 с.
18. *Ларина Н. С.* Оценка химико-экологического состояния водоемов по результатам анализа вод и донных отложений / Н.С. Ларина // Успехи современного естествознания. — 2008. — № 7. — С. 77—82.
19. *Линник П.М.* Десорбція сполук азоту, фосфору і заліза з донних відкладів за дії різних чинників / П.М. Линник, А.О. Морозова // Гідрологія, гідрохімія і гідроecологія. — К.: Обрії, 2006. — Т. 10. — С. 73—81.
20. *Линник П.Н.* Влияние различных факторов на десорбцию металлов из донных отложений в условиях экспериментального моделирования / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. — 2006. — Т. 42, № 4. — С. 111—118.
21. *Линник П.Н.* Влияние рН на миграцию различных форм металлов в системе «донные отложения-вода» в экспериментальных условиях / П.Н. Линник, А.В.Зубко, И.Б. Зубенко, И.И. Игнатенко [и др.] // Гидрохимия. — 2009. — Т. 45, № 1. — С. 99—109.
22. *Линник П.Н.* Особенности миграции металлов в системе «донные отложения-вода» при снижении рН и повышении концентрации фульвокислот / П.Н. Линник, В.А. Жежеря // Гидробиол. журн. — 2011. — Т. 47, № 3. — С. 91—109.
23. *Линник П.Н.* Тяжелые металлы в поверхностных водах Украины: содержание и формы миграции / П.Н. Линник // Гидробиол. журн. — 1999. — Т. 3, № 1. — С. 22—42.

24. Малахов І.М. Результати досліджень розподілу питомої щільності техногенних донних відкладів р. Інгулець / І.М. Малахов, А.О. Бобко // Доповіді НАН України. — 2007. — № 5. — С. 190—193.
25. Никаноров Н. А. Биомониторинг металлов в пресноводных экосистемах / Н.А. Никаноров, А.В. Жулидов. — Л.: Гидрометиздат, 1991. — 312 с.
26. Новиков Ю.В. Методы исследования качества воды водоемов / [Ю.В. Новиков, К.О. Ласточкина, З.Н. Болдина]. — М.: Медицина, 1990. — 400 с.
27. Перевозников М.А. Тяжелые металлы в пресноводных экосистемах / М.А. Перевозников, Е.А. Богданова. — С.-Пб.: ГосНИОРХ, 1999. — 228 с.
28. Руденко Л. Г. Екологічна оцінка сучасного стану поверхневих вод (методичні аспекти) / Л.Г. Руденко, О.І. Денісова, А.В. Яцик // Укр. геогр. журн. — 1996. — № 3. — С. 35—38.
29. Руководство по химическому анализу поверхностных вод суши / Под ред. А.Д. Семенова. — Л.: Гидрометеоздат, 1977.
30. Сборник санитарно-гигиенических нормативов и методов контроля вредных веществ в объектах окружающей среды. — М., 1991. — 55 с.
31. Трахтенберг И. М. Тяжелые металлы как химические загрязнители производственной и окружающей среды / И.М. Трахтенберг // Довкілля та здоров'я. — 1997. — №2. — С. 48—51.
32. Тяжелые металлы как фактор экологической опасности: Метод. указ. / Сост. Ю.А. Холопов. — Самара: СамГАПС, 2003. — 16 с.
33. Linnik P.M. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds / P.M. Linnik, I.B. Zubenko // Lakes and Reservoirs: Research and Management. — 2000. — Vol. 5. — P. 11—21.

И.Б. Грюк, И.Л. Суходольская

Тернопольский национальный педагогический университет им. Владимира Гнатюка, Украина

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ ЭССЕНЦИАЛЬНЫХ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ В ВОДЕ МАЛЫХ РЕК РОВЕНЩИНЫ С РАЗЛИЧНЫМ УРОВНЕМ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

Определено среднее содержание биогенных тяжелых металлов в воде малых рек Ровенщины на территориях с разным уровнем антропогенной нагрузки. Проанализирована динамика содержания железа, марганца, цинка, меди в поверхностных водах экосистем рекреационной, аграрной, урбанизированной и техногенно трансформированной территорий Ровенской области в течение 2005-2010 гг. Проведен сравнительный анализ результатов исследования с ПДК и фоновыми показателями. Выявлена зависимость содержания тяжелых металлов в воде малых рек к уровням антропогенной нагрузки, температурных условий и объемов атмосферных осадков. Состояние воды малых рек в отношении содержания биотических компонентов загрязнения свидетельствует о высокой антропогенной нагрузке Ровенщины.

Ключевые слова: малые реки, вода, Феррум, Манган, Купрум, Цинк, Ровенская область

I.B. Gryuk, I.L. Sukhodolska

Тernopil National Pedagogical University named after Volodymyr Gnatyuk, Ukraine

DYNAMICS CONTENT OF ESSENTIAL HEAVY METALS IN WATER OF SMALL RIVERS ECOSYSTEMS WITH DIFFERENT LEVELS ANTHROPOGENEOUS LOAD RIVNE

The article analyzes the dynamics of heavy metal content in water of small rivers ecosystems with different levels of anthropogenic load of Rivne region. A comparative analysis of survey results with MPC and background characteristics.

Key words: small rivers, water, ferrum, manganese, copper, zinc, Rivne region

Рекомендує до друку

Надійшла 06.03.2013

В.В. Грубінко