



БІОЛОГІЯ

УДК 574(477.51)

DOI <https://doi.org/10.32782/naturaljournal.6.2023.1>

СИНТАКСОНОМІЧНИЙ СКЛАД ТА АНАЛІЗ ЗАБРУДНЕНОСТІ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ПРИБЕРЕЖНО-ВОДНОЇ ТА ВОДНОЇ РОСЛИННОСТІ ЕКОСИСТЕМ ЗАПЛАВИ РІЧОК СНОВ, РЕВНА, ІРПА В МЕЖАХ ЧЕРНІГІВСЬКОЇ ОБЛАСТІ

О. Б. Мехед¹, С. В. Кирієнко²

Здатність вищих водних рослин та донних відкладів накопичувати речовини в концентраціях, що перевищують їх значення у водному середовищі, зумовила їх використання у системі моніторингу та контролю стану водойм. Метою дослідження було проаналізувати сучасний стан рослинності та техногенного забруднення прибережно-водних та водних екосистем річок в межах Чернігівської області. Дослідження ґрунтувалися на геоботанічному вивченні екосистем та хімічному аналізу води і донних відкладень на вміст важких металів, визначенні ступеня забруднення окремих видів рослин важкими металами. За результатами складено продромус синтаксонів водної та прибережно-водної рослинності екосистем річок Снов, Ревна та Ірпа, який включає 4 класи, 8 порядків, 11 союзів і 36 асоціації. Проаналізовано динаміку вмісту та особливості міграції важких металів (Zn, Mn, Fe, Co, Ni, Pb) у воді малих річок Чернігівщини. Хімічний аналіз проб води показав перевищення вмісту заліза і мангану у воді всіх річок, у донних відкладеннях відмічено перевищення вмісту міді від 1,1 до 3 разів. Найбільше міді виявлено у органах *Sium latifolium* L, цинку – у *Lemna trisulca* L., вміст свинцю і кадмію не перевищує фоновий. У всіх зразках зафіксоване значне підвищення вмісту цинку – від 12,11 мг/кг (*Poa pratensis* L) до 22,17 мг/кг (*Lemna trisulca* L), при фоновому вмісті – 1,41 мг/кг. Серед екологічних груп найбільший коефіцієнт накопичення міді, цинку, свинцю і кадмію зафіксовано у ряски триборозенчатої, яку можна вважати акумулятивним індикатором хімічного забруднення водойм.

Підвищений фоновий уміст хімічних елементів у донних відкладах часто просторово збігається з поширенням на водозбірних площах ґрунтових різновидів, які також відзначаються високим умістом цих елементів.

Ключові слова: екологічний стан річок, важкі метали, забруднення, донні відкладення, екологічні групи рослин, синтаксономія.

¹ кандидат біологічних наук, доктор педагогічних наук, професор, завідувачка кафедри біології (Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів) e-mail: mekhedolga@gmail.com ORCID: 0000-0001-9485-9139

² кандидат біологічних наук доцент кафедри екології, географії та природокористування (Національний університет «Чернігівський колегіум» імені Т. Г. Шевченка, м. Чернігів) e-mail: vettavl@ukr.net ORCID: 0000-0002-2960-8656

SYNTAXONOMIC COMPOSITION AND ANALYSIS OF HEAVY METAL CONTAMINATION OF COASTAL WATER AND AQUATIC VEGETATION ECOSYSTEMS OF THE FLOODPLAIN OF THE SNOV, REVNA, AND IRPA RIVERS WITHIN THE CHERNIHIV REGION

O. B. Mehed, S. V. Kiriienko

The ability of higher aquatic plants and bottom sediments to accumulate substances in concentrations exceeding their values in the aquatic environment has led to their use in the system of monitoring and control of the state of water bodies.

The purpose of the study was to analyse the current state of vegetation and anthropogenic pollution of coastal and aquatic ecosystems of rivers within the Chernihiv region. The research was based on the geobotanical study of ecosystems and chemical analysis of water and bottom sediments for heavy metals, as well as determining the degree of heavy metal contamination of certain plant species. Based on the results, a prodromus of syntaxa of aquatic and riparian vegetation of the ecosystems of the Snov, Revna and Irpa rivers was compiled, which includes 4 classes, 8 orders, 11 unions and 36 associations. The dynamic of content and peculiarities of migration of heavy metals in small rivers of Chernihiv region were analyzed (Zn, Mn, Fe, Co, Ni, Pb).

*Chemical analysis of water samples showed an excess of iron and manganese in the water of all rivers, and an excess of copper in the bottom sediments ranging from 1.1 to 3 times. The highest levels of copper were found in the organs of *Sium latifolium* L, zinc – *Lemna trisulca* L, the content of lead and cadmium did not exceed the background level. A significant increase in zinc content was recorded in all samples – from 12.11 mg/kg (*Poa pratensis* L) to 22.17 mg/kg (*Lemna trisulca* L), with a background content of 1.41 mg/kg. Among the ecological groups, the highest coefficient of accumulation of copper, zinc, lead and cadmium was recorded in triborozyan duckweed, which can be considered an accumulative indicator of chemical pollution of water bodies. Elevated background levels of chemical elements in sediments often spatially coincide with the distribution of soil types in the catchment areas that are also characterised by high levels of these elements.*

Key words: ecological state of rivers, heavy metals, pollution, bottom sediments, ecological groups of plants, syntaxonomy.

Вступ

Водні екосистеми, як елементи природного середовища, відчувають значний вплив антропогенного фактора. В більшості випадків система контролю базується на аналізі водного середовища, але його динамічність та нестійкість концентрації хімічних елементів значно знижують поінформованість даних. На теперішній час при оцінці стану водних об'єктів велике значення надається аналізу депонуючих середовищ, зокрема вищої водної рослинності та донних відкладів (Власов, 2002). Здатність вищих водних рослин та донних відкладів накопичувати речовини в концентраціях, що перевищують їх значення у водному середовищі, зумовила їх використання у системі моніторингу та контролю стану навколишнього середовища. Аквафлора займає особливе місце у рослинному світі завдяки специфічним морфологічним, біологічним та екологічним особливостям гідрофітів. Видовий склад та поширення водної рослинності залежать від особливостей морфологічної будови водного об'єкту, а також від фізичних і хіміч-

них властивостей доквілля. Вищі водні рослини становлять невід'ємний компонент водної екосистеми, формують біологічну різноманітність, є біологічними ресурсами, індикаторами стану водного середовища. Вони створюють основну частину первинної органічної речовини – матеріальну та енергетичну основу існування водних та навколоводних тварин, змінюють газовий режим води, беруть участь в обміні макро- та мікроелементів, а також трансформації донних відкладів.

Забруднення води важкими металами є одним з основних видів забруднення, яке може негативно позначитися на біотичній спільноті у водних екосистемах. Важкі метали мають особливе значення в екотоксикології, оскільки вони дуже стійкі і потенційно можуть бути токсичними для живих організмів (Kamarguzaman et al., 2020).

Прибережно-водні та водні екосистеми у всьому світі постійно знаходяться під загрозою забруднення: евтрофікація, токсичні речовини, важкі метали, замулення внаслідок антропогенної діяльності (Tavakoly Sany et al., 2013). Близько 80% забруднень водних

екосистем відбувається через промислову, сільськогосподарську та іншу антропогенну наземну діяльність (Tiquio et al., 2017).

Хімічний склад рослин, як відомо, відображає елементний склад ґрунтів та води, тому надмірне накопичення важких металів рослинами обумовлено, насамперед, їх високими концентраціями у ґрунтах та воді. Однак здатність ґрунтів зв'язувати та інактивувати важкі метали має свої межі, тому важливе значення набуває наявність у самих рослин фізіолого-біохімічних механізмів, що перешкоджають їх надходженню (Трус та ін., 2021). Іншим шляхом надходження важких металів до рослин є їх некоренева поглинання з повітряних потоків. Воно має місце при значному випадінні металів з атмосфери на листовий апарат, найчастіше поблизу великих промислових підприємств. Надходження елементів до рослин через листя (або фоліарне поглинання) відбувається, головним чином, шляхом неметаболічного проникнення через кутикулу. Важкі метали, поглинені листям, можуть переноситися до інших органів і тканин та включатися в обмін речовин. Показник ефективності переходу окремих важких металів у тканини рослин значно коливається залежно від їх виду (Гришко та ін., 2012).

Вивчення стану рослинності прибережно-водних та водних екосистем території досліджень проводилося фрагментарно (Дубина, 2006; Андрієнко, 2006; Аніщенко, 2014; Лукаш, 2014). Також епізодично проводилися і спеціальні дослідження рослинності та техногенного забруднення біотопів північних регіонів Чернігівщини (у прикордонній смугі з Брянською областю) (Лукаш та ін., 2012; Аніщенко, 2014). Тому метою дослідження було проаналізувати сучасний стан рослинності та техногенного забруднення прибережно-водних та водних екосистем річок Снов, Ревна і Ірпа.

Матеріал і методи

Дослідження проводилися протягом 2019–2021 рр. на річках Новгород-Сіверського району Чернігівської області: Снов, Ревна та Ірпа. Описи рослинності проводилися на ділянках з однорідними умовами – слабковиражені долини і широкі заплави, без значної течії. Об'єктами досліджень були прибережно-водні екосистеми. Було проаналізовано екосистеми трьох річок: р. Снов, права притока р. Десни (182 км, с. Тимоновичі, Семенівської громади Новгород-Сіверського району); р. Ірпа,

права притока р. Снов (2 км, с. Городок, Семенівської громади Новгород-Сіверського району) та р. Ревна, ліва притока р. Снов (52 км, с. Леонівка, Семенівської громади Новгород-Сіверського району). Програма досліджень включала геоботанічне вивчення та еколого-флористичну класифікацію за методом Браун-Бланке (Braun-Blanquet, 1964; Matuszkiewicz W., 2001.) прибережно-водних та водних екосистем; відбір зразків рослин, проб донних відкладів та води прибережно-водних та водних екосистем для хімічного аналізу на вміст важких металів; порівняльний аналіз ступеня забруднення видів рослин прибережно-водних та водних екосистем з акумуляції важких металів.

Для визначення хімічного складу фітомаси відбір рослинного матеріалу проводили на вибраних ділянках річок вручну. Видовий склад визначали за визначниками вищих рослин України. Після доставки рослинного матеріалу до лабораторії його висушували до повітряно-сухого стану при температурі 65 °С. Для визначення важких металів рослинний матеріал подрібнювали та спалювали в муфельній печі (сухий спосіб мінералізації), потім отриману золу переводили солянокислою витяжкою в мірні колби, і проводили визначення важких металів за методикою спектрального аналізу (Скоробагатий, 1993).

Для визначення акумуляції важких металів було використано коефіцієнт біологічного накопичення (КБН). КБН показує здатність рослин вибірково поглинати хімічні елементи. Його обчислювали за формулою: $КБН = \frac{\text{вміст елемента в рослині}}{\text{вміст у ґрунті}}$. Вважається, якщо $КБН > 1$, то рослина є концентратором досліджуваного елемента. Якщо $КБН < 1$, то вид не акумулює метал у своєму організмі (Аніщенко та ін., 2014).

Визначення донних відкладів проводився пробовідбірником ГР-89. Відібрані проби донних відкладів після доставки до лабораторії висушували до повітряно-сухого стану у фарфорових чашках при температурі 75 °С. Потім проби подрібнювали в агатовій ступці та упаковували в поліетиленові пакети для подальшого елементного аналізу (Методи ..., 2019).

Відбір проб води із природних горизонтів водної товщі виконували батометром ПВ-1,0. Пробу води відбирали в зоні скупчення водних рослин на глибині 20–30 см від поверхні. Об'єм проби води на хімічний

аналіз становив 2 л. Крім того, попередня обробка, транспортування та зберігання проб проводили таким чином, щоб у вмісті та складі визначених компонентів та властивостях води не відбувалося істотних змін. Для цього пробу води консервували хлороформом (додавали 2–4 мл CHCl_3 на 1 л проби). У день відбору проби доставляли до лабораторії, де їх фільтрували та аналізували на предмет вмісту важких металів (Pb, Cd, Cu, Mn, Ni, Co, Cr, Fe). Аналізи виконували в спеціалізованій лабораторії. У залежності від загальної площі водойми була проведена серія відборів води, на різних ділянках водойми з метою одержання узагальнених результатів їх гідрохімічного стану. У таблицях наведено усереднені показники. Порівняння ГДК проводили за ДСанПіН 2.2.4-171-10 (Гігієнічні вимоги до води, 2010.) Згідно з ним ГДК у воді для міді – 0,001 мг/дм³, цинку – 0,01 мг/дм³, заліза – 0,1 мг/дм³, хрому – 0,001 мг/дм³, свинцю – 0,1 мг/дм³, нікелю – 0,01 мг/дм³, кадмію – 0,005 мг/дм³. Отримані експериментальні дані опрацьовані загальноприйнятими методами варіаційної статистики.

Результати та обговорення

Відповідно до класифікації річок України р. Снов відноситься до середніх річок, р. Ревна та р. Ірпа – до малих річок. Річка Снов є правою притокою р. Десна, бере початок біля села Сновське (Риловичі) біля міста Новозибкова Брянської області. Протягом 20 км річкою проходить кордон України та Росії. Річка Снов впадає в р. Десна за 12 км вище Чернігова. Довжина річки 253 км (в тому числі по території Семенівської громади 41,2 км), площа басейну річки 8700 м², долина річки 10–12 м, заплава 60 м. Переважна ширина долини 1,5–4 км, річища – від 4 до 14 м у верхів'ї, до 20–40 м у нижній течії, найбільша – 200 м. Витрати води – 24 м³/с. Основне живлення снігове. Замерзає в листопаді – грудні, скресає в квітні. Використовується для водопостачання, в нижній течії судноплавна. На східній частині міста Семенівка протікає р. Ревна – ліва притока р. Снов. Вона має

загальну довжину 81 км (в тому числі по території Семенівської громади – 71,4 км), ширина русла 7–10 м, глибина 0,5–3 м, швидкість течії 0,1 м/сек, нахил русла 30 м на 1 км, ширина заплави річки 2 км, площа річкового басейну 1660 м². Основне живлення – снігове, в зимовий період – підземними джерелами. Річка Ірпа є правою притокою річки Снов (Новгород-Сіверський район), довжина річки 35 км, площа басейну – 491 км². Бере початок на північний схід від села Попівка. Долина коритоподібна, ширина до 2,5 км, глибина до 20 м. Заплава широка (до 1,5 км), подекуди заболочена. Річище завширшки 5 м. Похил річки 0,7 м/км. Живлення снігове і дощове. Замерзає наприкінці листопада, скресає у березні.

За комплексною оцінкою якості на основі індексу забруднення води (ІЗВ), води річок Снов, Ревна та Ірпа можна віднести до 3 класу якості (помірно забруднена) ($1,0 < \text{ІЗВ} \leq 2,5$).

Хімічний аналіз проб води р. Снов (табл. 1) показав, що перевищення значення ГДК по мангану спостерігалось у 2021р. – у 7,1 рази; у 2020 році – у 5,9 рази та у 2019 р. – у 4,7 рази. По залізу було незначне перевищення у 2019 р. та у 2021р. – у 1,1 та 1,4 рази відповідно. І лише у 2020 р. вміст заліза виявився нижчим за ГДК. Інші елементи – мідь, кобальт, свинець, хром та нікель не перевищували значень ГДК.

Хімічний аналіз проб донних відкладів (таблиця 2) р. Снов показав, що за вмістом міді в 2020 р. донні відклади перевищували ГДК більш ніж у 3 рази, в 2021 р. вміст міді виявився вищим за норму в 1,3 рази. За іншими досліджуваними елементами не встановлено перевищення гранично допустимої концентрації.

Аналіз проб води р. Ревна (табл. 3) показав, що було виявлено перевищення ГДК по залізу тільки у 2020 р., але за кількістю мангану перевищення відзначалося у всі роки (у 6,3; 8,3 та 6,6 рази відповідно). За рештою елементів не виявлено перевищення ГДК у воді.

Таблиця 1

Вміст важких металів у воді р. Снов

Рік	Вміст важких металів, мг/л								
	Fe	Mn	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cr	Ni
2019	0,334	0,474	0,0025	0,054	<0,001	0,0015	0,0079	<0,001	<0,0010
2020	0,290	0,591	<0,0010	0,046	<0,001	0,0007	0,0039	<0,001	<0,0010
2021	0,412	0,712	0,0027	0,076	<0,001	<0,0001	0,0064	<0,001	<0,0010

Таблиця 2

Вміст важких металів у донних відкладах р. Снов

Рік	Вміст важких металів, мг/кг							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cr	Ni
2019	68,35	2,49	8,55	0,48	0,089	0,75	0,6741	0,368
2020	28,00	11,06	19,22	0,59	0,126	4,12	1,5494	2,989
2021	11,77	3,89	7,44	<0,09	0,073	5,63	0,0864	1,2920

Таблиця 3

Вміст важких металів у воді р. Ревна

Рік	Вміст важких металів, мг/л								
	Fe	Mn	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cr	Ni
2019	0,122	0,638	0,0001	0,0093	<0,001	0,0026	0,0024	<0,001	0,0040
2020	0,436	0,829	<0,0010	0,0065	<0,001	0,0004	0,0109	<0,001	<0,0010
2021	0,254	0,658	0,0034	0,0028	<0,001	<0,0001	<0,001	<0,001	<0,0010

Аналізом проб донних відкладів р. Ревна (табл. 4) було встановлено, що за всіма досліджуваними елементами перевищення ГДК не спостерігалось.

Аналіз вмісту важких металів (табл. 5) у воді р. Ірпа виявив, що у всі роки вміст мангану перевищував ГДК у 3,1–8,3 рази. У 2020 р. та 2021 р. вміст заліза був дещо вище ГДК (у 2,1 та 1,5 рази відповідно). Вміст інших елементів відповідав вимогам нормативу.

Аналіз вмісту важких металів у донних відкладах р. Ірпа (таблиця 6) показав, що тільки вміст міді дещо перевищував ГДК

(у 1,1–1,5 рази), інші елементи відрізнялися нижчими за рівень ГДК вмістом.

За результатами проведених досліджень рослинного покриву було складено продромус синтаксонів водної та прибережно-водної рослинності екосистем річок Снов, Ревна та Ірпа.

Продромус синтаксонів прибережно-водної та водної рослинності:

Клас Lemnetea R. Tx 1955

Порядок *Lemnetalia minoris* R. Tx 1955

Союз *Lemnion minoris* R. Tx. ex de Bolos et Masclans 1955

Таблиця 4

Вміст важких металів у донних відкладах р. Ревна

Рік	Вміст важких металів, мг/кг							
	Cu	Zn	Co	Mn	Pb	Cd	Ni	Cr
2019	0,83	3,21	<0,025	64,55	1,33	<0,07	0,67	0,76
2020	0,17	3,67	<0,025	80,41	<0,33	<0,07	<0,2	0,31
2021	0,57	1,54	<0,025	58,16	<0,33	<0,07	<0,2	0,22

Таблиця 5

Вміст важких металів у воді р. Ірпа

Рік	Вміст важких металів, мг/л								
	Fe	Mn	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cr	Ni
2019	0,112	0,314	0,0026	0,0094	< 0,01	<0,0001	<0,0010	<0,001	<0,001
2020	0,631	0,831	0,0011	0,0059	< 0,01	<0,0001	<0,0010	<0,001	<0,001
2021	0,447	0,569	0,0015	0,0029	< 0,01	<0,0001	<0,0010	<0,001	<0,001

Таблиця 6

Вміст важких металів у донних відкладах р. Ірпа

Рік	Вміст важких металів, мг/кг							
	Mn	Cu	Zn	Co	Cd	Pb	Cr	Ni
2019	11,28	3,34	1,781	<0,09	0,144	0,24	0,043	<0,060
2020	8,22	4,29	1,870	<0,09	0,105	0,10	<0,030	<0,060
2021	175,34	4,62	2,012	0,28	0,089	0,50	0,529	0,252

- Acc. *Lemnetum minoris* Soó 1927
Acc. *Lemno-Spirodeletum polyrhizae*
W. Koch 1954 em. Müll. et Görs. 1960
Acc. *Lemnetum gibbae* Miyaw. et Tx. 1960
Союз *Lemnion trisulcae* den Hartog et Segal
1964
Acc. *Lemnetum trisulcae* Kelh. Ex Knapp et
Stoffers 1962
Порядок *Hydrocharietalia* Rübel 1933
Союз *Lemno minoris-Hydrocharion morsus-
ranae* Rübel 1933
Acc. *Lemno-Hydrochartietum morsus-ranae*
Oberd. 1957
Acc. *Ceratophylletum demersi* (Soó 1928)
Egglar 1933
Союз *Hydrocharion* Rübel 1933
Acc. *Stratiotetum aloidis* (Nowiński 1930)
Miljan 1933
**Клас Potamogetonetea Klika in Klika et
Novak 1941**
Порядок *Potamogetonetalia* W. Koch 1926
Союз *Potamogetonion pectinati* W. Koch
1926 em. Oberd. 1957
Acc. *Potamogetonetum pectinati* Carston
1955
Acc. *Potamogetonetum perfoliati* (Koch.
1926) Passarge 1964
Acc. *Potamogetonetum natantis* Soó 1927
Acc. *Potamogetonetum lucentis* Huek 1931
Acc. *Potameto perfoliati-Ranunculetum
circinati* Sauer 1937
Acc. *Potamogetonetum nodosi* (Soó 1960)
Segal 1964
Acc. *Polygonetum natantis* Soó 1927
Acc. *Elodeetum canadensis* Egglar 1933
Союз *Nymphaeion albae* Oberd. 1957
Acc. *Potameto natantis-Nymphaeetum
candidae* Hejný in Dykyjva et Kvet 1978
Acc. *Potameto natantis-Nupharetum luteae*
Müller et Görs 1960
Acc. *Nymphaeo-Nupharetum luteae*
Nowiński 1928
Acc. *Trapetum natantis* (Karpati 1963) Th.
Müller et Görs 1960
**Клас Isoëto-Nanojuncetea Br.-Bl. et
Tx. 1943**
Порядок *Cyperetalia fusci* Pietsch 1963
Союз *Nanocyperion* Koch ex Malcuit 1929
Acc. *Cypero-Limoselletum* (Oberd. 1957)
Korneck 1960
**Клас Phragmito-Magnocaricetea Klika
in Klika et Novak 1941**
Порядок *Phragmitietalia* Koch 1926
Союз *Phragmiton communis* Koch 1926
Acc. *Phragmitetum communis* (Gams 1927)
Schmale 1939
Acc. *Acoretum calamii* Knapp et Stoff. 1962
Acc. *Glycerietum maximae* Hueck 1931
Acc. *Equisetetum fluviatilis* Steffen 1931
Acc. *Scirpetum lacustris* (Allorge 1922)
Chourd 1924
Acc. *Sparganietum erecti* Roll 1938
Acc. *Thyphetum latifoliae* (Soó 1927) Long
1973
Acc. *Typhetum angustifoliae* (Allorge 1921)
Pignatti 1953
Acc. *Butometum umbellati* (Konczak 1968)
Philippi 1973
Порядок *Nasturtio-Glycerietalia* Pignatti
1953
Союз *Sparganio-Glycerion fluitantis* Br.-Bl.
et Siss. in Boer 1942
Acc. *Glycerietum fluitantis* Gams 1927
Порядок *Oenanthetalia aquatica* Hejný in
Korecky et Hejny 1965
Союз *Oenanthion aquatica* Hejný 1948 ex
Neuhäsl 1959
Acc. *Oenantho aquatica-Rorippetum
amphibiae* Lohm. 1950
Acc. *Sagittario-Sparganietum emersi*
Tx. 1953
Порядок *Magnocaricetalia* Pignatti 1953
Союз *Magnocaricion elatae* Koch 1926
Acc. *Caricetum gracilis* Almquist 1929
Acc. *Carici acutae-Glycerietum maximae*
Jilek et Valisek 1964
Acc. *Caricetum vesicariae* Br.-Bl. et
Denis 1926
Acc. *Phalaridetum arundinaceae* Koch ex
Libb. 1931
Відбір зразків рослин для аналізу прово-
дился з прибережно-водних та водних еко-
систем кожної річки.
В межах річки Снов досліджували еко-
системи меліоративного каналу на ліво-
бережній заплаві: а) водне угруповання
каналю відноситься до асоціації *Lemnetum
minoris* ass. nov. prov. союзу *Lemno minoris-
Salvinion natantis* Slavnić 1956 em. R.Tx. et
Schwabe 1981, порядку *Lemnetalia minoris*
R.Tx.1955, класу *Lemnetea minoris* R.Tx.1955
(домінантним видом є сальвінія плава-
юча); б) прибережно-водне угруповання
представлене асс. *Typhetum latifoliae* Soó
1297 союзу *Phragmiton* Koch 1926, порядку
Phragmitetalia Koch 1926, класу *Phragmito-
Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941
(домінантний вид рогоз широколистим);
в) рослинне угруповання поблизу мелі-
оративного каналу, входить до складу
асс. *Caricetum gracilis* (Almquist 1929)
R.Tx.1937 союзу *Magnocaricion elatae* Koch
1926, порядку *Magnocaricetalia* Pignatti
1953, класу *Phragmito-Magnocaricetea* Klika

in Klika et Novak 1941 (утворене доміантним видом осокою гострою). З досліджуваних ділянок було відібрано зразки рослин жовтеця закрученого, лепешняка великого, осоки лисячої, очеретянки звичайної, мітлиці повзучої.

Екосистеми правобережної притерасної заплави досліджували на річці Ревна: а) западина з водою на поверхні зайнята ас. *Agrostietum stoloniferae* Soo 1957 союзу *Agropyro-Rumicion crispi* Nordh. 1940, порядку *Agrostietalia stoloniferae* Oberd. in Oberd. et al. 1967, класу *Molinio – Arrhenatheretea* R. Tx. 1937 (утруповання утворене мітлицею повзучою); б) лучна екосистема на заплаві зайнята ас. *Caricetum gracilis* (Almquist 1929) союзу *Magnocaricion elatae* Koch 1926, порядку *Magnocaricetalia Pignatti* 1953, класу *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941 (асоціація. утворена доміантним видом осокою гострою); в) лучна екосистема в западині притерасної заплави відноситься до ас. *Phalaroidetum arundinaceae* Libb. 1931, союзу *Magnocaricion elatae* Koch 1926, порядку *Magnocaricetalia Pignatti* 1953, класу *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941 (доміантний вид очеретянка звичайна). З досліджуваних ділянок було відібрано зразки рослин ряски триборозенчастої, рогозу широколистого, осоки гострої, веху широколистого, кропиви дводомної, лопуха великого, молочаю блискучого, мітлиці повзучої.

В межах річки Ірпа досліджували екосистеми заплави (протоки поблизу русла): а) ас. *Oenanthon aquaticae-Rorippetum amphibiae* Lohm. 1950, союзу *Oenanthon aquaticae* Hejný 1948 ex Neuhäsl 1959, порядку *Oenanthetalia aquaticae* Hejný in Kopecky et Hejny 1965, класу *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941 (з води протоки відібрані зразки рослин омег водяний і водяний хрін земноводний), б) схил протоки представлений угрупованням асоціації *Carici acutae-Glycerietum maximae* Jilek et Valisek 1964, союзу *Magnocaricion elatae* Koch 1926, порядку *Magnocaricetalia Pignatti* 1953, класу *Phragmito-Magnocaricetea* Klika in Klika et Novak 1941 (доміант лепешняк великий з домішкою осоки гострої). З досліджуваних ділянок було відібрано зразки рослин рогозу широколистого, лепешняка великого, осоки лисячої, частухи подорожникової, веху широколистого, тонконогу лучного, водяного хрину земноводного, омегу водяного.

Аналіз вмісту важких металів в рослинних зразках (табл. 7) показав, що у вкоріненого еугідрофіта – жовтеця закрученого, вміст міді був вищий фонового у 1,78 раз, а у вільноплаваючого плейстогідрофіта – ряски триборозенчастої у 1,6 раз. Накопичення міді рослинами в усіх екологічних групах прибережно-водних екосистем, перевищувало фоновий вміст – від 1,7 до 2,93 рази, що корелюється з аналізом наявності важ-

Таблиця 7

Вміст важких металів у рослинах прибережно-водних та водних екосистем

Вид рослин, територія досліджуваної екосистеми	Показники, мг/кг			
	Cu	Zn	Pb	Cd
1	2	3	4	5
<i>еугідрофіти з повітряними генеративними органами, вкорінені</i>				
Жовтець закручений, (р. Снов)	6,25 13,02	12,84 17,35	0,0343 0,01	0,0024 0,04
<i>плейстогідрофіти некорінені, вільно плаваючі</i>				
Ряска триборозенчаста, (р. Ревна)	5,61 93,97	22,17 1508,16	0,0334 2,29	0,0034 0,87
<i>аерогідрофіти високорослі</i>				
Рогіз широколистий, (р. Ревна)	6,41 10,51	12,88 8,64	0,0386 0,03	0,0024 0,01
Рогіз широколистий, (р. Ірпа)	8,46 9,84	14,22 16,93	0,0363 0,02	0,0030 0,06
Лепешняк великий, (р. Снов)	5,95 12,40	12,62 17,05	0,0356 0,02	0,0031 0,06
Лепешняк великий, (р. Ірпа)	5,83 6,78	12,39 14,75	0,0317 0,01	0,0028 0,06
Середній вміст	5,68 7,67	12,65 10,93	0,03 0,02	0,0030 0,04

Продовження таблиці 7

1	2	3	4	5
<i>аерогідрофіти середньорослі</i>				
Осока гостра, (р.Ревна)	<u>8,21</u> 13,46	<u>14,11</u> 9,47	<u>0,0340</u> 0,03	<u>0,0029</u> 0,01
Осока лисяча, (р. Снов)	<u>6,41</u> 16,29	<u>16,23</u> 18,55	<u>0,0314</u> 0,02	<u>0,0028</u> 0,05
Осока лисяча, (р. Ірпа)	<u>7,82</u> 15,03	<u>13,73</u> 25,90	<u>0,0330</u> 0,02	<u>0,0027</u> 0,04
Частуха подорож- никова, (р. Ірпа)	<u>9,65</u> 11,22	<u>16,58</u> 19,74	<u>0,0379</u> 0,02	<u>0,0035</u> 0,07
Середній вміст	<u>7,00</u> 10,15	<u>13,00</u> 14,02	<u>0,03</u> 0,02	<u>0,035</u> 0,05
<i>Гігрофіти: еугігрофіти високорослі</i>				
Очеретянка звичайна, (р. Снов)	<u>6,10</u> 13,26	<u>12,63</u> 25,77	<u>0,0346</u> 0,02	<u>0,0030</u> 0,25
<i>Гігрофіти: еугігрофіти середньорослі</i>				
Вех широколистий, (р. Ревна)	<u>10,27</u> 18,34	<u>16,12</u> 8,62	<u>0,0439</u> 0,03	<u>0,0030</u> 0,01
Вех широколистий, (р. Ірпа)	<u>8,24</u> 15,85	<u>17,35</u> 32,74	<u>0,0321</u> 0,02	<u>0,0026</u> 0,04
Кропива дводомна, (р. Ревна)	<u>6,38</u> 11,39	<u>13,37</u> 7,15	<u>0,0400</u> 0,03	<u>0,0039</u> 0,02
Середній вміст	<u>7,66</u> 10,81	<u>13,49</u> 13,31	<u>0,03</u> 0,05	<u>0,003</u> 0,03
<i>Гігrogелoфіти: гігrogелoфіти середньорослі</i>				
Мітлиця повзуча, (р. Снов)	<u>9,00</u> 19,57	<u>18,95</u> 38,67	<u>0,0374</u> 0,03	<u>0,0024</u> 0,03
Мітлиця повзуча, (р. Ревна)	<u>6,16</u> 11,00	<u>14,64</u> 7,83	<u>0,0269</u> 0,02	<u>0,0027</u> 0,01
Тонконіг лучний, (р. Ірпа)	<u>5,77</u> 11,10	<u>12,11</u> 22,85	<u>0,0280</u> 0,01	<u>0,0034</u> 0,05
Водяний хрін земноводний, (р. Ірпа)	<u>9,68</u> 18,62	<u>14,81</u> 27,94	<u>0,0318</u> 0,02	<u>0,0032</u> 0,05
Середній вміст	<u>7,37</u> 11,70	<u>14,48</u> 17,43	<u>0,05</u> 0,02	<u>0,002</u> 0,003
<i>Гігrogелoфіти: гігrogелoфіти високорослі</i>				
Лопух великий, (р. Ревна)	<u>8,81</u> 15,73	<u>18,05</u> 9,65	<u>0,0385</u> 0,03	<u>0,0036</u> 0,02
Омег водяний, корні, (р. Ірпа)	<u>5,98</u> 11,50	<u>12,42</u> 23,43	<u>0,0401</u> 0,02	<u>0,0022</u> 0,03
Омег водяний, (р. Ірпа)	<u>6,75</u> 12,98	<u>18,40</u> 34,72	<u>0,0260</u> 0,01	<u>0,0022</u> 0,03
Молочай блискучий, (р. Ревна)	<u>10,26</u> 18,32	<u>13,58</u> 7,26	<u>0,0457</u> 0,04	<u>0,0025</u> 0,01
Середній вміст	<u>7,62</u> 13,14	<u>14,95</u> 16,63	<u>0,03</u> 0,02	<u>0,003</u> 0,02
Фоновий вміст	3,5	1,41	2,38	0,01
в числівнику – вміст елемента в рослині, в знаменнику – коефіцієнт біологічного накопичення.				

ких металів у донних відкладах річок Снов та Ірпа, де показник міді перевищував ГДК.

Прогнозовано встановлено, що усі рослини екологічних груп накопичували *цинк*, хоча показано, що його вміст у воді річок

має лише слабо виявлену тенденцію до зростання, однак його оксиди і гідроксиди володіють більшою розчинністю і він рухливіший за мідь і залізо (Зубко і Линник, 2004). Здатність рослин до акумуляції цього металу

може бути використана при моніторингу забруднення водойм і водотоків, оскільки значна кількість металу надходить у водні об'єкти з техногенними забрудненнями. Рослини використовують його у вуглеводневому та фосфорному обміні. Найбільше накопичення цинку відмічено у плейстогідрофіта – ряски триборозенчастої, перевищення фонового показника у 15,72 рази; найменше у гірогелофіта – тонконігу лучного, перевищення фонового показника у 8,5 раз.

Аналіз результатів вмісту свинцю і кадмію показав, що в усіх рослинних зразках не спостерігалось фонового перевищення цих елементів, і їх кількість була відносно невеликою.

Найвищий коефіцієнт накопичення міді відмічений у плейстогідрофіта – ряски триборозенчастої – 93,97 (р. Ревна) У аерогідрофітов високорослих КН виявився набагато нижчий, середній вміст – 7,67. Розмах коливань коефіцієнтів накопичення у рослинних зразках інших екологічних груп – 10,15 – 13,14 (усереднені показники).

Найбільший КН цинку спостерігався у ряски триборозенчастої – 1508,16 У інших екологічних груп рослин, які досліджувалися, коефіцієнти накопичення коливалися від 7,15 до 25,90, що у 210,93 – 58,23 рази менше у порівнянні з найвищим КН у плейстогідрофіта вільно плаваючого.

Найбільший КН свинцю і кадмію відмічено у того ж виду, у якого відзначався високий КН міді і цинку – ряска триборозенчастої. У інших рослинних зразках коефіцієнти накопичення були дуже незначні.

Дослідження по біонакопиченню важких металів у рослинах потребують продовження і оцінки з огляду на сезонні зміни, вплив факторів середовища (температури, рН води, гранулометричного складу ґрунту тощо) на здатність до акумуляції.

Висновки

За результатами проведення досліджень був складений продромус синтаксонів прибережно-водної і водної рослинності на основі еколого-флористичного підходу, який включає 4 класи, 8 порядків, 11 союзів

і 36 асоціацій. Виявлені фітоценози поширені уздовж русел річок, в заплавах.

Отримані показники вмісту важких металів у воді, донних відкладеннях та тканинах рослин інформативні і відображають процеси накопичення та перерозподіл забруднюючих речовин в межах річок Полісся.

Хімічний аналіз проб води показав перевищення вмісту заліза і мангану у воді всіх річок – Снов, Ревна, Ірпа, що може свідчити про забруднення стічних вод і використання великої кількості добрив на сільськогосподарських угіддях. У донних відкладеннях відмічено перевищення вмісту міді, особливо у р. Снов. Хронічне зростання забруднення Cu, ймовірно, може бути пов'язано зі зростаючим інтересом і активним використанням сполук міді для профілактики і боротьби з грибковими захворюваннями рослин. Ділянки з високими показниками акумуляції металів є потенційно небезпечними, оскільки здатні при змінених фізико-хімічних умовах збагачувати воду додатковими кількостями важких металів.

Аналіз середнього вмісту важких металів в рослинних зразках прибережно-водних та водних екосистем показав, що найбільший вміст міді виявлений у еугідрофіта середньорослого – веху широколистого, (р. Ревна), цинку – у плейстогідрофіта ряска триборозенчастої, свинцю і кадмію – практично в усіх групах був однаковий вміст, який не перевищує фоновий. Серед екологічних груп найбільший КН міді, цинку, свинцю і кадмію зафіксовано у ряска триборозенчастої.

Більшість видів акумуляють Cu, Zn і Pb в генеративних органах. Найбільш переобтяжені рослини цинком, у всіх зразках зафіксоване значне підвищення його вмісту від 12,11 (тонконіг лучний) до 22,17 (ряска триборозенчаста), при фоновому вмісті – 1,41.

Стабільно високий вміст важких металів у тканинах ряска триборозенчастої та відповідні високі значення коефіцієнта накопичення дозволяють вважати цей вид акумулятивним індикатором хімічного забруднення водойм.

Список використаної літератури

Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель (методично-нормативне забезпечення). Київ : Фітосоціоцентр, 2002. 296 с.

Аніщенко А.Н., Булохов А.Д., Дайнеко Н.М. та інші. Прибережно-водна рослинність прикордонних територій Брянської (Росія), Гомельської (Білорусь) та Чернігівської (Україна) областей. Чернігів : Десна Поліграф, 2014. 176 с.

Гігієнічні вимоги до води питної, призначеної для споживання людиною: ДСанПіН 2.2.4-171-10. Київ : Міністерство охорони здоров'я України, 2010. 89 с.

Гришко В.М. Важкі метали: надходження в ґрунти, транслокація у рослинах та екологічна безпека. Донецьк : Донбас, 2012. 304 с.

Дубина Д.В. Вища водна рослинність. Lemnetaea, Potametea, Ruppietea, Zosteretea, Isoëto-Littorelletea (*Eleocharition acicularis*, *Isoetion lacustris*, *Potamion graminei*, *Sphagno-Utricularion*), *Phragmito-Magnocaricetea* (*Glycerio-Sparganion*, *Oenanthion aquaticae*, *Phragmition communis*, *Scirpion maritimi*) / Відп. ред. Ю.Р. Шеляг-Сосонко. *Рослинність України*. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 412 с.

Зубко О.В., Линник П.М. Вплив різних чинників на міграцію Zn та Pb в системі «донні відклади–вода». *Наукові праці УкрНДГМІ*. 2004. Т. 253. С. 205–218.

Лукаш О.В., Сапегін А.М., Кириєнко С.В., Дайнеко М.М., Лукаш І.М., Тимофєєв С.Ф. Стан прибережно-водних екосистем на рекультивованих примостових ділянках Чернігівської і Гомельської областей у прикордонній смузі з Брянською областю. *Вісник Дніпропетровського державного аграрного університету*. 2012. № 1. С. 121–126 [Електронний ресурс]. URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vddau_2012_1_30 (дата звернення 17.05.2023).

Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення. Київ, 2003. 64 с.

Методи вимірювання параметрів навколишнього середовища: підручник / Г.І. Гринь, В.І. Мохонько, О. В. Суворін та ін. Северодонецьк : вид-во СНУ ім. В. Даля, 2019. 420 с.

Методи гідроекологічних досліджень поверхневих вод / Під ред. В.Д. Романенко. Київ: ЛОГОС, 2006. 628 с.

Скоробагатий Я.П. Фізико-хімічні методи аналізу. Львів : Каменяр, 1993. 164 с.

Трус О.М., Прокопенко Е.В., Поліщук Т.В. Біологічна активність ґрунту, її значення для родючості ґрунту і живлення рослин. *Вісник КрНУ імені М. Остроградського*. 2021. № 5 (130). С. 36–41.

Фіторізноманіття Українського Полісся та його охорона / за ред. Т.Л. Андрієнко. Київ : Фітосоціоцентр, 2006. 316 с.

Braun-Blanquet, J. *Pflanzensociologie*. Wien – New-York : Springer-Verlag, 1964. 865 p.

Matuszkiewicz W. *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski*. Warszawa : Wydawnictwo naukowe PWN, 2001. 540 p.

Tavakoly Sany S.B., Salleh A., Rezayi M., Saadati N., Narimany L. and Tehrani G.M. Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of port Klang, Selangor, Malaysia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2013. Vol. 224 № 4.

Tiquio, M., Marmier, N. and Francour, P. Management frameworks for coastal and marine pollution in the European and South East Asian regions, *Ocean and Coastal Management*. 2017. Vol. 135. P. 65–78.

Yunus, Kamaruzzaman, Zuraidah M.A., John Akbar. A review on the accumulation of heavy metals in coastal sediment of Peninsular Malaysia. *Ecofeminism and Climate Change*. 2020. <https://doi.org/10.1108/EFCC-03-2020-0003>.

References (translated & transliterated)

Aghroekologhichnyj monitoryng ta pasportyzacija sil'sjkozhospodarsjkykh zemelj (metodychno-normatyvne zabezpechennja) (2002). [Agroecological monitoring and certification of agricultural land (methodological and regulatory support)]. Kyjiv : Fitosociocentr [in Ukrainian].

Anishhenko, L.N., Bulokhov, A.D., & Dajneko, N.M. (ed.) (2014). *Pryberezhno-vodna roslynnistj prykordonnykh terytorij Brjanskoji (Rosija), Ghomel'sjkoji (Bilorusj) ta Chernihiv'sjkoji (Ukrajina) oblastej* [Coastal and aquatic vegetation of the border areas of Bryansk (Russia), Gomel (Belarus) and Chernihiv (Ukraine) regions]. Chernihiv : Desna Polighraf [in Ukrainian].

Ghghijienichni vymoghy do vody pytnoji, pryznachenoji dlja spozhyvannja ljudynoj: DSanPiN 2.2.4-171-10 (2010). [Hygienic requirements for drinking water intended for human consumption : DSanPiN 2.2.4-171-10] Kyjiv : Ministerstvo okhorony zdorov'ja Ukrajiny [in Ukrainian].

Ghryshko, V.M. (2012). *Vazhki metaly: nadkhodzhennja v grunty, translokacija u roslynakh ta ekologhichna bezpeka* [Heavy metals: inputs to soils, translocation in plants and environmental safety]. Donecjk : Donbas [in Ukrainian].

Dubyna, D.V. (2006). *Vyshha vodna roslynnistj*. [Higher aquatic vegetation]. Lemnetaea, Potametea, Ruppietea, Zosteretea, Isoëto-Littorelletea (*Eleocharition acicularis*, *Isoetion lacustris*, *Potamion graminei*, *Sphagno-Utricularion*), *Phragmito-Magnocaricetea* (*Glycerio-Sparganion*, *Oenanthion*

aquaticae, *Phragmites communis*, *Scirpus maritimi*) / Vidp. red. Ju.R. Sheljagh-Sosonko. *Roslynnistj Ukrajinjy [Vegetation of Ukraine.]* Kyjiv : Fitosociocentr [in Ukrainian].

Zubko, O.V., & Lynnyk, P.M. (2004). Vplyv riznykh chynnykiv na mighraciju Zn ta Pb v systemi “donni vidklady–voda” [Influence of various factors on the migration of Zn and Pb in the sediment-water system]. *Naukovi praci. UkrNDGhMI [Scientific papers. UkrNDGMI]*, 253, 205–218 [in Ukrainian].

Lukash, O.V., Sapjehin, L.M., Kyrijenko, S.V., Dajneko, M.M., Lukash, I.M., & Tymofjejev, S.F. (2012). Stan pryberezhno-vodnykh ekosystem na rekuljtyvovanykh prymostovykh diljankakh Chernihivskoj i Ghomeljskoj oblastej u prykordonnij smuzi z Brjanskoju oblastju [The state of coastal and aquatic ecosystems in the reclaimed bridge areas of Chernihiv and Gomel regions in the border area with Bryansk region]. *Visnyk Dnipropetrovsjkogho derzhavnogho aghrarnogho universytetu [Bulletin of Dnipro State Agrarian University]*, 1, 121–126. [Electronic resource] URL: http://nbuv.gov.ua/UJRN/vddau_2012_1_30 (access date 17.05.2023) [in Ukrainian].

Metodyka aghrokhimichnoji pasportyzaciji zemelj siljsjkoghospodarsjkogho pryznachennja (2003). [Methodology for agrochemical certification of agricultural land]. Kyjiv [in Ukrainian].

Ghrynj, Gh.I., Mokhonjko, V.I., & Suvorin, O.V. (ed.) (2019). *Metody vymirjuvannja parametriv navkolyshnjogho seredovyshha: pidruchik.* [Methods of measuring environmental parameters: a textbook]. Sjevjerodoneckj : vyd-vo SNU im. V. Dalja [in Ukrainian].

Romanenko, V.D. (2006). *Metody ghidroekologichnykh doslidzhenj poverkhnevnykh vod* [Methods of hydroecological research of surface waters]. Kyiv : LOGhOS [in Ukrainian].

Skorobaghatyj, Ja.P. (1993). *Fizyko-khimichni metody analizu* [Physical and chemical methods of analysis]. Ljviv : Kamenjar [in Ukrainian].

Trus, O.M., Prokopenko, E.V., & Polishhuk, T.V. (2021). Biologichna aktyvnistj gruntu, jiji znachennja dlja rodjuchosti gruntu i zhyvlennja roslyn [Biological activity of the soil, its importance for soil fertility and plant nutrition.] *Visnyk KrNU imeni M. Ostroghradsjkogho [Bulletin of Ostrogradsky National University]*, 5 (130), 36–41 [in Ukrainian].

Andrijenko, T.L. (2006). *Fitoriznomanittja Ukrajinsjkogho Polissja ta jogho okhrona* [Phytodiversity of Ukrainian Polissya and its protection]. Kyjiv : Fitosociocentr [in Ukrainian].

Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensociologie*. Wien – New-York : Springer-Verlag [in English].

Matuszkiewicz, W. (2001). *Przewodnik do oznaczania zbiorowisk roślinnych Polski* [Guide to the identification of plant communities of Poland]. Warszawa : Wydawnictwo naukowe PWN [in Polish].

Tavakoly Sany, S.B., Salleh, A., Rezayi, M., Saadati, N., Narimany, L., & Tehrani, G.M. (2013). Distribution and contamination of heavy metal in the coastal sediments of port Klang, Selangor, Malaysia. *Water, Air, and Soil Pollution*, 224 (4) [in English].

Tiquio, M., Marmier, N., & Francour, P. (2017). Management frameworks for coastal and marine pollution in the European and South East Asian regions, *Ocean and Coastal Management*, 135, 65-78 [in English].

Yunus, Kamaruzzaman., Zuraidah, M.A., & John, Akbar. (2020). A review on the accumulation of heavy metals in coastal sediment of Peninsular Malaysia. *Ecofeminism and Climate Change*. <https://doi.org/10.1108/EFCC-03-2020-0003> [in English].

Отримано: 06.11.2023

Прийнято: 20.11.2023