

УДК 574.5 (477.41/.42)

**БІОМОНІТОРИНГ ВОДНИХ ЕКОСИСТЕМ ПОЛІССЯ УКРАЇНИ
НА ОСНОВІ ОЦІНКИ СТАБІЛЬНОСТІ РОЗВИТКУ МАКРОФІТІВ****Т. П. Федонюк***e-mail: tanyavasiluk2015@gmail.com*Житомирський національний агроекологічний університет
бульвар Старий, 7, м. Житомир, 10008, Україна

Найбільш виражені зміни видового складу проявляються у точках найістотнішого антропогенного тиску за наявності у водних екосистемах токсичних сполук. Значні варіювання вищооблікових показників відзначали при досягненні високої концентрації важких металів у донному ґрунті. Найістотніший вплив на видовий склад надають високі концентрації рухомих форм катіонів цинку та купруму і у прибережних ґрунтах, і у донних відкладах, хоча перевищення ГДК зафіксовані лише у другій групі речовин. Встановлені тісні кореляційні залежності між вмістом усіх досліджених груп важких металів у донних відкладах та чисельністю видів, індексом домінування, індексом загального біорізноманіття Шеннона, індексом вирівняності Пієлу. Для індексу видового багатства Маргалефа тісні залежності встановлені для рухомих форм катіонів нікелю, кобальту, цинку та кадмію, для інших груп зв'язки виявилися слабкими. Для індексу Сьйоренсена слабкими виявилися зв'язки з вмістом рухомих форм катіонів нікелю та хрому, для інших груп рухомих форм важких металів, окрім катіонів кобальту, теж встановлені тісні зв'язки.

Ключові слова: біомоніторинг, макрофіти, якість води, поверхневі води, біорізноманіття.

Постановка проблеми

Стан поверхневих вод річок України – результат інтегрованої дії багатьох природних та антропогенних чинників. Очевидним є те, що найбільший вплив здійснюють антропогенні фактори, серед яких чільну роль відіграють комунальне господарство, промисловість та сільськогосподарське виробництво [1, 2]. Одночасно, проблема забруднення водотоків Полісся України більш складна, оскільки доводиться враховувати вплив цілого комплексу різнонаправлених антропогенних впливів, що негативно відображаються на основних параметрах сталого розвитку річок. Проблема ускладнюється фінансовим потенціалом відповідних інстанцій контролю якості води, які не дозволяють здійснювати систематичний контроль за гідрологічними та гідрохімічними параметрами усіх без винятку річок.

У такому випадку, вивчення видового складу водних екосистем дозволяє вирішити питання, які не можуть бути реалізовані за допомогою інших методів досліджень. Таким чином вони дозволяють виявити та визначити наслідки разової чи тимчасової дії шкідливих факторів, які дослідник може пропустити, оскільки результати аналітичних досліджень відносяться тільки до моменту відбору проби. Тому, біомоніторинг за макрофітними організмами дозволяє визначити впливи на водні екосистеми,

які передують часу аналізу, окрім цього саме дана група організмів, видима неозброєним оком, створює можливості для неперервного моніторингу і дозволяє встановити виникнення та сумарний негативний ефект від дії поллютантів, які надходять у водойми з атмосферними опадами, поверхневими водами та в результаті антропогенної діяльності [3, 4].

У своїй роботі ми притримувалися такого біоіндикаційного параметру, як стабільність розвитку живого організму, обумовлена мірою порушеності гомеостазу розвитку, яка, у свою чергу, проявляється у кількісному та якісному розподілі організмів виду – біоіндикаторів.

Аналіз останніх публікацій

На думку Петрука В. Г. та (2011), Савіцької К. Л. (2014), Куриленко В. В. та Осмоловської Н. Г. (2006), Євтушенка М. Ю. та Хижняка М. І. (2009) та багатьох інших науковців однією із найперспективніших груп для фітомоніторингу – оцінки стану природного середовища за ботанічними ознаками – є макрофіти, тобто великі водорості, мохи і судинні рослини, які нормально розвиваються в умовах водного середовища і надлишкового зволоження та існують як у воді, так і в прибережній зоні [5, 6, 7, 8].

За даними деяких науковців, антропогенний тиск на водні та наземні екосистеми відображаються, насамперед, на видовому складі

фітоценозів [9]. Так, зміни можуть спостерігатися вже при настільки мінімальному забрудненні, яке ще неможливо виявити за допомогою хімічних чи бактеріологічних методів. Хоча у роботах С. О. Афанасьєва (2006), Г. А. Белої (1991) та інших науковців стверджується, що водним макрофітам властива консервативність відносно короткострокових, флуктуаційних змін навколишнього середовища, однак направлені зміни рослинності протягом кількох років, такі як ступінь і характер заростання водойми, флористичного складу, розвитку фітомаси і продукції макрофітів, їх хімічного складу можуть свідчити про трансформацію екосистеми і зміну якості води, чому треба приділити особливу увагу [9, 10, 11]. Саме тому макрофіти є вагомим об'єктом для багаторічних спостережень.

При розробці системи біологічного моніторингу водойм виникає необхідність визначення впливу хімічних елементів, що знаходяться у воді, донних відкладеннях і

прибережних ґрунтах. Одним з найбільш сильних стресоутворюючих чинників на фітоценози є високий вміст важких металів. Різні види рослин по-різному реагують на зміну концентрації солей важких металів, що містяться в середовищі існування. У порядку спадання токсичності для рослин вони розташовуються в наступний

ряд:
 $Cu \rightarrow Ni \rightarrow Cd \rightarrow Zn \rightarrow Pb \rightarrow Hg \rightarrow Fe \rightarrow Mo \rightarrow Mn$
 (Петруніна, Гараніна, 1995), [12].

Мета, завдання та методика досліджень

Всього протягом 2011–2013 років було обстежено 57 точок у межах Тетерівського екологічного коридору. Серед різних типів водойм були обрані річки, що відносяться до класу середніх і великих водотоків річки Тетерів, Гнилоп'ять, Ірша, Гуйва та Здвиг, які протікають територією Житомирської та Київської областей, а також досить великі водосховища – Чуднівське, Відсічне, Житомирське та Іршанське (рис. 1).

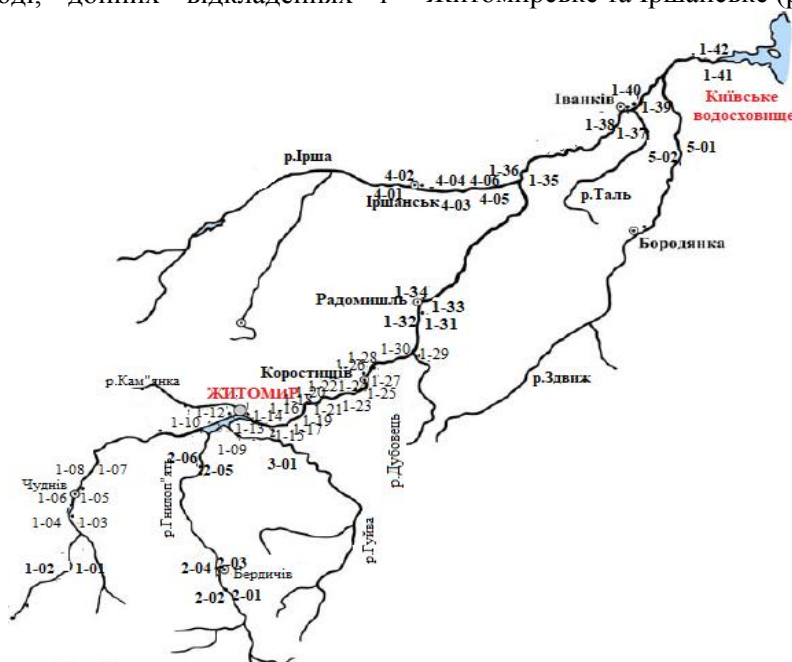


Рис. 1. Карта-схема розміщення точок спостережень у межах Тетерівського екологічного коридору

У 20-и точках, що піддавалися найбільшому антропогенному навантаженню, відбирали проби прибережного ґрунту та донних відкладів. Атомно-абсорбційне визначення рухомих форм важких металів визначали в полум'ї ацетилен-повітря у лабораторії відділу інструментально-

лабораторного контролю Державної екологічної інспекції у Житомирській області.

При цьому, здійснювали апробацію застосування методу довгострокової біоіндикації, у відповідності до якої здійснювали геоботанічні описи угруповань вищих водних рослин та оцінку отриманих даних за

диверситологічним підходом. Первинними матеріалами для здійснення біоіндикаційного аналізу слугували самостійні дослідження автора, які включали описи водних екосистем окремих ділянок ріки Тетерів та її найбільших приток, деякі види гідробіонтів – такі як біоіндикатори. Збір матеріалів здійснювався автором протягом 2011–2013 років.

У зв'язку з тим, що водно-болотні фітоценози є динамічними і чутливими компонентами до дії антропогенного тиску, нами було здійснено комплекс розрахунків, що математично інтерпретують видове різноманіття даних геосистем:

Індекс видового багатства Маргалефа (d) визначали за формулою: $d = \frac{S-1}{S}$, де S – число видів, N – число особин. Індекс домінування Сімпсона (c) визначали за формулою: $c = \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)^2$. Індекс різноманіття Сімпсона (i) – за формулою: $i = 1 - \sum \left(\frac{n_i}{N} \right)$, де n_i – оцінка значущості кожного виду (чисельність, біомаса та ін.); N – сума оцінок значущості. Загальна різноманітність по Шеннону (H_s) розраховували за (Одум, 1975; Бігон та інші,

1989) [13] за формулою: $H_s = - \sum_{i=1}^S \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln \left(\frac{n_i}{N} \right)$, де n_i – число особин виду i ; N – загальна кількість особин; S – число видів. Індекс вирівняності Пієлу (E) визначали за формулою: $E = \frac{H}{H_{max}}$, де H – індекс Шеннона; S – число видів.

Результати досліджень

У відповідності до даних, отриманих у 2011–2013 роках, варіювання вмісту рухомих форм катіонів Zn^{2+} у прибережних ґрунтах Тетерівського екологічного коридору був у діапазоні від 3,0 до 14,7 мг/кг, що загалом не перевищував встановлених нормативів. Середній вміст рухомих форм катіонів Zn^{2+} у басейні р. Тетерів становив $7,139 \pm 3,5988$ мг/кг. Найбільш критичними щодо вмісту даного поллютанту виявилися точки № 1-16, 1-22, 2-06 та 4-06, тобто ті ділянки, які піддавалися впливу стічних вод м. Житомир, м. Бердичів, м. Малин та ділянка гирла р. Кам'янки, яка привносить у р. Тетерів значну кількість забруднюючих речовин зі стічними та поверхневими стоками м. Житомир (табл. 1).

Таблиця 1. Вміст рухомих форм важких металів у прибережному ґрунті деяких точок вибірки водних рослин (2011–2013 рр.)

№ ПС	Co^{2+}	Cr^{2+}	Cu^{2+}	Ni^{2+}	Zn^{2+}
1-04	0.098±0.0065	0.226±0.0235	1.176±0.012	1.568±0.0985	2.938±0.2110
1-08	0.225±0.0231	0.265±0.0189	1.666±0.0996	2.254±0.1894	9.212±0.7890
1-10	0.519±0.0652	0.333±0.0123	1.568±0.0152	1.862±0.1714	8.232±0.5691
1-12	0.002±0.0003	0.010±0.0015	2.352±0.1536	0.294±0.0514	3.234±0.1522
1-16	0.216±0.0032	0.372±0.0214	3.136±0.0985	1.666±0.1348	10.780±0.9861
1-20	0.216±0.0095	0.108±0.0096	1.176±0.0977	0.588±0.0648	3.822±0.0986
1-22	0.490±0.0556	1.176±0.0125	6.076±0.4561	2.646±0.3338	14.700±1.2561
1-24	0.069±0.0089	0.274±0.0312	1.764±0.0896	0.686±0.0531	3.626±0.2463
1-26	0.049±0.0055	0.294±0.0136	1.764±0.0963	0.206±0.0189	3.430±0.0556
1-28	0.069±0.0071	0.392±0.0549	2.352±0.1739	0.294±0.0256	3.234±0.0741
1-30	0.265±0.0046	0.294±0.0127	1.078±0.0159	0.294±0.0365	5.292±0.3219
1-34	0.235±0.0022	0.294±0.0078	2.156±0.3579	0.392±0.0401	9.506±0.7410
1-36	0.039±0.0096	0.186±0.0028	1.960±0.0751	0.588±0.0498	5.586±0.0859
1-40	0.088±0.0079	0.431±0.0369	1.470±0.0213	0.882±0.0563	6.664±0.0963
2-02	0.235±0.0192	0.568±0.0412	2.352±0.0222	1.372±0.0256	4.018±0.2348
2-04	0.088±0.0069	0.186±0.0213	1.176±0.0100	0.196±0.0235	7.644±0.0036
2-06	0.167±0.0235	0.421±0.0398	1.274±0.0954	1.078±0.0963	13.720±1.0081
3-01	0.323±0.0456	0.480±0.0123	1.960±0.0128	1.666±0.0183	6.468±0.5428
4-02	0.118±0.0223	0.882±0.0956	1.568±0.0896	1.764±0.0045	10.780±0.7778
4-06	0.627±0.0856	0.980±0.0985	2.352±0.1896	2.646±0.0182	9.800±0.0965

Вміст рухомих форм Cu^{2+} у прибережних ґрунтах р. Тетерів та деяких її приток варіював в діапазоні від 1,078 до 6,076 мг/кг, що частково відповідало встановленим ГДК для даного поллютанту (3 мг/кг). Середнє значення у басейні

р. Тетерів за даними 2011–2013 років становило $2,019 \pm 1,0933$ мг/кг. Найбільш критичними ділянками щодо вмісту важких металів виявилися точки № 1-16, 1-22, тобто ділянки надмірного антропогенного тиску м. Житомир.

Як показують дані досліджень, вміст рухомих форм нікелю у прибережних ґрунтах та деяких її приток варіював в діапазоні від 0,196 до 2,646 мг/кг, що цілком відповідало встановленим ГДК для даного полютанту. Середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило $1,147 \pm 0,8218$ мг/кг. Найбільш критичними ділянками щодо вмісту важких металів виявилися точки № 1-08, 1-16, 1-22, 4-06, тобто ті ж ділянки, які піддавалися впливу стічних вод м. Чуднів, м. Житомир, м. Бердичів та ділянка гирла р. Кам'янки, що відзначалися підвищеним вмістом інших груп полютантів.

Вміст рухомих форм катіонів кобальту у прибережних ґрунтах р. Тетерів та деяких її приток варіював у діапазоні від 0,002 до 0,627 мг/кг, що повністю відповідало встановленим ГДК для даного полютанту (5 мг/кг). Середнє

значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило $0,206 \pm 0,1714$ мг/кг. Найбільші концентрації катіонів кобальту виявилися точки № 1-10, 1-22, 4-06, хоча і там цей показник майже у 10 разів був нижчим від встановленого ГДК.

За вмістом рухомих форм катіонів хрому також перевищень ГДК не виявлено. Його показники варіювали у діапазоні від 0,010 до 1,176 мг/кг, а середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило $0,407 \pm 0,2947$ мг/кг. Найбільші концентрації катіонів кобальту виявилися в точках № 1-22, 4-02, 4-06.

Між вмістом рухомих форм важких металів та основними критеріями біорізноманіття існують залежності різного ступеня тісноти (табл. 2).

Таблиця 2. Значення коефіцієнтів кореляції між концентрацією важких металів у прибережному ґрунті і біоіндикаційними показниками

Критерій біоіндикації	Co ²⁺		Cr ²⁺		Cu ²⁺		Ni ²⁺		Zn ²⁺	
	коефіцієнт кореляції	критерій Ст'юдента	коефіцієнт кореляції	критерій Ст'юдента	коефіцієнт кореляції	критерій Ст'юдента	коефіцієнт кореляції	критерій Ст'юдента	коефіцієнт кореляції	критерій Ст'юдента
Чисельність видів (N)	0.059	0.437	0.169	1.259	0.156	1.160	0.060	0.440	0.522	4.496
Індекс видового багатства Маргалефа (d)	0.066	0.489	0.194	1.450	0.349	2.740	0.053	0.389	0.551	4.848
Індекс домінування Сімпсона (с)	0.091	0.674	0.152	1.130	0.233	1.761	0.131	0.973	0.433	3.532
Індекс подібності Сьйоренсена (і)	0.176	1.313	0.255	1.935	0.102	0.756	0.102	0.754	0.314	2.431
Індекс загального різноманіття Шеннона (H)	0.074	0.546	0.166	1.240	0.315	2.442	0.124	0.915	0.420	3.401
Індекс вирівняності Пієлу (E)	0.021	0.157	0.053	0.393	0.079	0.583	0.045	0.330	0.371	2.937

Примітка: вагомість зв'язку на результативність ознаки прирівняна до критичного табличного значення для $n=20$ $t_{\text{Ст'юдента}}=2,10$.

Слід також зазначити, що більшість досліджуваних показників щодо вмісту важких металів має обернену залежність стосовно показників біорізноманіття. Проте, обернений зв'язок між ними має різну природу. Так, не виявлено залежностей між основними показниками біорізноманіття та вмістом катіонів нікелю, хрому та кобальту у прибережних ґрунтах. Підтвердженням цього є встановлені нами показники коефіцієнтів кореляції ($r = 0,045 \dots 0,131$, $r = 0,053 \dots 0,255$ та $r = 0,021 \dots 0,176$).

Іншим чином ситуація складається із взаємозалежністю усіх визначених нами критеріїв біорізноманіття з вмістом рухомих форм катіонів цинку у досліджуваних прибережних ґрунтах. Позитивний зв'язок та пряма залежність виявлені у залежностях між вмістом катіонів Zn²⁺ у прибережному ґрунті та значеннями критеріїв домінування Сімпсона та подібності Сьйоренсена. Підтвердженням цього є встановлені нами показники коефіцієнтів кореляції ($r = 0,433$ та $r = 0,314$ відповідно). Збільшення вмісту рухомих форм цинку впливає негативно та має тісні

обернені залежності до кількісної характеристики видового складу ($r = 0,522$), індексу видового багатства Маргалефа ($r = 0,551$), індексу Шеннона ($r = 0,420$) та індексу вирівняності Пієлу ($r = 0,371$).

Неоднозначною ситуація була з взаємозалежністю усіх визначених нами критеріїв біорізноманіття з вмістом рухомих форм Cu^{2+} у досліджуваних прибережних ґрунтах. Позитивний зв'язок та пряма залежність виявлені у залежностях між вмістом рухомих форм катіонів купруму та індексами видового багатства Маргалефа та загального різноманіття Шеннона. Підтвердженням цього є встановлені нами показники коефіцієнтів кореляції ($r = 0,349$ та $r = 0,315$ відповідно), які свідчать про наявність тісного кореляційного зв'язку з обома показниками. За іншими оціночними критеріями видового складу та вмістом даного поллютанту у прибережних ґрунтах достовірних залежностей не виявлено.

Таким чином, нами встановлені регресійні ряди щодо чутливості біоіндикаційних параметрів до вмісту досліджених важких металів у прибережному ґрунті.

Для загальної чисельності видів (N) регресійний ряд має такий вигляд: $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} \geq \text{Co}$; для індексу видового багатства Маргалефа (d): $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Co} > \text{Ni}$; для індексу домінування Сімпсона (c): $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} >$

$\text{Co} > \text{Ni}$, для індексу подібності Сьйоренсена (i): $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Co} > \text{Cu} \geq \text{Ni}$; для індексу Шеннона (H): $\text{Zn} > \text{Cr} > \text{Cu} > \text{Ni} > \text{Co}$; для індексу вирівняності Пієлу (E): $\text{Zn} > \text{Cu} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Co}$.

У відповідності до даних, отриманих у 2011–2013 роках, варіювання вмісту рухомих форм катіонів цинку у донних відкладеннях Тетерівського екологічного коридору був у діапазоні від 1,176 до 49,000 мг/кг, що перевищувало встановлені нормативи у точці № 1-22. Середній вміст рухомих форм катіонів цинку у донних відкладах р. Тетерів та деяких її приток становив $9,150 \pm 11,2567$ мг/кг. Високим вміст рухомих форм Zn^{2+} у порівнянні з фоновими та середньостатистичними значеннями по басейну р. Тетерів виявилися у точках №№ 1-04, 1-10, 1-16, 1-34, 2-06 та інші (табл. 3).

Вміст рухомих форм Cu^{2+} у донних відкладах р. Тетерів та деяких її приток варіював в діапазоні від 0,980 до 5,880 мг/кг, що частково відповідало встановленим ГДК для даного поллютанту (3 мг/кг). Середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило $1,929 \pm 1,1391$ мг/кг. Найбільш критичними ділянками щодо вмісту важких металів виявилися точки № 1-22, 1-34, тобто ділянки надмірного антропогенного тиску м. Житомир та м. Радомишль.

Таблиця 3. Вміст рухомих форм важких металів у донних відкладеннях деяких точок вибірки водних рослин (2011–2013 рр.)

№ ПС	Cd^{2+}	Co^{2+}	Cr^{2+}	Cu^{2+}	Ni^{2+}	Zn^{2+}
1	2	3	4	5	6	7
1-04	0.186±0.0194	0.882±0.0920	0.098±0.0102	1.274±0.1329	1.764±0.1840	10.780±1.1245
1-08	0.020±0.0277	1.176±0.0102	0.784±0.0020	1.862±0.0818	2.548±0.2658	9.800±0.1942
1-10	0.147±0.0153	1.176±1.0223	1.568±0.1636	1.764±0.1840	2.352±0.2351	16.660±1.7379
1-12	0.029±0.0031	0.098±0.1227	0.098±0.0102	1.274±0.1329	0.294±0.0307	1.372±0.1431
1-16	0.118±0.0256	0.980±0.1022	0.196±0.0204	1.666±0.1738	2.254±0.2453	12.740±1.3290
1-20	0.020±0.0032	0.294±0.0307	0.098±0.0102	0.980±0.1022	0.392±0.0409	1.568±0.1636
1-22	0.598±0.0624	1.274±0.1329	1.372±0.1431	5.880±0.6134	3.332±0.3476	49.000±5.1114
1-24	0.127±0.0143	0.098±0.0102	0.294±0,0336	1.372±0.0133	1.372±0.1329	3.430±0.1533
1-26	0.059±0.0041	0.137±0.0064	0.098±0.0102	1.376±0.0032	0.372±0.0409	1.176±0.0053
1-28	0.022±0,0018	0.147±0.1227	0.294±0.0245	1.470±0.0123	0.588±0.0020	1.568±0.1533
1-30	0.020±0.0026	0.127±0.0020	0.392±0.3578	1.274±0.0102	0.392±0.0043	1.372±0.1431
1-34	0.031±0.0363	0.294±0.0153	0.098±0.0133	3.626±0.1431	0.588±0.0388	18.620±1.9423

Закінчення таблиці 3

1	2	3	4	5	6	7
1-36	0.029±0.0020	0.147±0.1431	0.096±0.0064	1.372±0.0149	0.490±0.0307	8.526±0.8894
1-40	0.029±0.0031	0.396±0.0306	0.098±0.0102	1.470±0.1431	0.588±0.0613	2.842±0.2965
2-02	0.049±0.0043	0.392±0.0378	0.490±0.0307	1.862±0.1227	0.980±0.0409	2.254±0.2351
2-04	0.069±0.0064	0.294±0.0310	0.098±0.0061	1.960±0.1636	0.294±0.0031	3.332±0.3476
2-06	0.392±0.0307	0.980±0.0613	0.686±0.0511	1.568±0.1942	2.450±0.0613	15.680±1.6356
3-01	0.029±0.0027	0.490±0.0511	0.392±0.0307	2.940±0.2045	0.686±0.0511	3.332±0.3476
4-02	0.039±0.0041	0.294±0.0307	0.098±0.0102	1.666±0.1738	0.882±0.0920	9.800±1.0223
4-06	0.020±0.0027	1.078±0.1124	0.196±0.0204	1.470±0.1533	2.254±0.2351	7.938±0.8280

Як показують дані досліджень, вміст рухомих форм Ni^{2+} у донних відкладах р. Тетерів та деяких її приток варіював у діапазоні від 0,294 до 3,332 мг/кг, що цілком відповідало встановленим ГДК для даного поллютанту. Середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило 1,190±0,9540 мг/кг. Найбільш критичними ділянками щодо вмісту важких металів виявилися точки № 1-08, 1-10, 1-22, 2-06, 4-06, тобто ті ж критичні ділянки, пов'язані з впливом стічних вод міст Чуднів, Житомир, Малин та Бердичів.

Вміст рухомих форм Co^{2+} у донних відкладах р. Тетерів та деяких її приток варіював у діапазоні від 0,098 до 1,274 мг/кг, що повністю відповідало встановленим ГДК для даного поллютанту (5 мг/кг). Середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило 0,509±0,4186 мг/кг. Найбільші концентрації катіонів кобальту виявилися у тих самих точках, що і попередній поллютант.

За вмістом рухомих форм катіонів хрому також перевищень ГДК не виявлено. Його показники варіювали у діапазоні від 0,098 до 1,568 мг/кг. Середнє значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становило 0,387±0,4364 мг/кг. Найбільші концентрації рухомих форм Co^{2+} виявилися точки № 1-10 та 1-22.

За вмістом рухомих форм катіонів хрому та кадмію також перевищень ГДК не виявлено. Показники варіювали у діапазоні від 0,098 до 1,568 мг/кг та від 0,020 до 0,598 мг/кг відповідно. Середні значення у басейні р. Тетерів, за даними 2011–2013 років, становили 0,387±0,4364 мг/кг для катіонів хрому та 0,106±0,1496 мг/кг для катіонів кадмію. Найвищі концентрації Co^{2+} виявилися в точках № 1-10 та 1-22, кадмію – № 1-10 та № 2-06.

Між вмістом рухомих форм важких металів у донних відкладеннях та основними критеріями біорізноманіття існують залежності різного ступеня зв'язку (табл. 4).

Таблиця 4. Кореляційні зв'язки між концентрацією важких металів у донних відкладах і біоіндикаційними показниками (n=20)

Критерій біоіндикації	Cd^{2+}		Co^{2+}		Cr^{2+}		Cu^{2+}		Ni^{2+}		Zn^{2+}	
	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента	коефіцієнт кореляції	критерій Стьюдента
Чисельність видів (N)	0.829	10.900	0.519	4.465	0.539	4.699	0.381	3.025	0.613	5.701	0.600	5.513
Індекс видового багатства Маргалефа (d)	0.707	7.347	0.417	3.375	0.275	2.104	0.281	2.152	0.359	2.824	0.484	4.064
Індекс домінування Сімпсона (c)	0.918	17.034	0.601	5.529	0.608	5.624	0.543	4.752	0.660	6.452	0.721	7.650
Індекс подібності Сьйорнсена (i)	0.511	4.368	0.270	2.058	0.276	2.113	0.425	3.453	0.286	2.192	0.346	2.714
Індекс загального різноманіття Шеннона (H)	0.929	18.405	0.578	5.202	0.564	5.024	0.627	5.908	0.620	5.802	0.778	9.100
Індекс вирівняності Пієлу (E)	0.774	8.983	0.500	4.245	0.407	3.276	0.440	3.602	0.542	4.739	0.581	5.250

Примітка: вагомість зв'язку на результативність ознаки прирівняна до критичного табличного значення t Стьюдента =2,10.

Таким чином, між вмістом усіх груп катіонів важких металів та таким критеріями біорізноманіття, як чисельність видів (N), індекс домінування Сімпсона (с), індекс різноманіття Шеннона (H) та індекс вирівняності Піелу (E) встановлені тісні кореляційні залежності, що підтверджуються оціночними значеннями критерію Стьюдента. У залежностях між вмістом рухомих форм важких металів та чисельністю видів коефіцієнт кореляції були в межах від $r = 0,829$ для рухомих форм Cd^{2+} до $r = 0,381$ для Cu^{2+} ; індексом домінування Сімпсона – від $r = 0,918$ для рухомих форм Cd^{2+} до $r = 0,543$ для Cu^{2+} ; для індексу загального різноманіття Шеннона – від $r = 0,929$ для Cd^{2+} до $r = 0,564$ для Cr^{2+} ; для індексу вирівняності Піелу – від $r = 0,774$ для рухомих форм Cd^{2+} до $r = 0,407$ для Cr^{2+} .

З іншими критеріями біорізноманіття ситуація виявилася не настільки однозначною. Для індексу видового багатства Маргалефа тісні кореляційні зв'язки встановлені для вмісту рухомих форм Ni^{2+} ($r = 0,359$), Co^{2+} ($r = 0,417$), Zn^{2+} ($r = 0,484$) та Cd^{2+} ($r = 0,707$). Для інших груп вони були визначені як слабкі: $r = 0,275$ для рухомих форм Cr^{2+} та $r = 0,281$ для рухомих форм Cu^{2+} .

Для індексу подібності Сьйоренсена тісний кореляційний зв'язок встановлений лише для рухомих форм Zn^{2+} ($r = 0,346$), Cu^{2+} ($r = 0,425$) та Cd^{2+} ($r = 0,511$). Для інших груп важких металів зв'язки з даним показником виявилися слабкими ($r = 0,286$ для рухомих форм Ni^{2+} та $r = 0,276$ для рухомих форм Cd^{2+}) або були взагалі відсутніми ($r = 0,270$ для рухомих форм Co^{2+}).

Таким чином, нами встановлені регресійні ряди щодо чутливості біоіндикаційних параметрів до вмісту досліджених важких металів у прибережному ґрунті: для загальної чисельності видів (N) регресійний ряд має такий вигляд: $Cd > Ni > Zn > Cr > Co > Cu$; для індексу видового багатства Маргалефа (d): $Cd > Zn > Co > Ni > Cu > Cr$; для індексу домінування Сімпсона (с): $Cd > Zn > Ni > Cr > Co > Cu$, для індексу подібності Сьйоренсена (i): $Cd > Cu > Zn > Ni > Cr > Co$; для індексу Шеннона (H): $Cd > Zn > Cu > Ni > Co > Cr$; для індексу вирівняності Піелу (E): $Cd > Zn > Ni > Co > Cu > Cr$.

Висновки та перспективи подальших досліджень

Здійснений аналіз видового складу макрофітів дозволив локалізувати зони інтенсивного впливу природних та

антропогенних чинників у межах Тетерівського екологічного коридору. Вплив різного роду антропогенних чинників виявляється у вигляді загального зменшення чисельності видів, аж до повного їх зникнення. Найістотніший вплив на видовий склад мали високі концентрації Zn^{2+} та Cu^{2+} як у прибережних ґрунтах, так і донних відкладах, хоча перевищення ГДК зафіксовані лише у другій групі речовин. Для прибережних ґрунтів пряма залежність існувала між вмістом рухомих форм Zn^{2+} за усіма критеріями біорізноманіття та між вмістом рухомих форм Cu^{2+} та індексом видового багатства Маргалефа та індексом біорізноманіття Шеннона. Усі індекси видового різноманіття індикували у відповідь на підвищені концентрації рухомих форм важких металів у донних відкладах. Найбільш яскравою була реакція підвищені концентрації рухомих форм Cd^{2+} та Zn^{2+} . За вмістом рухомих форм Cu^{2+} та усіма дослідженими показниками біорізноманіття були відмічені тісні кореляційні зв'язки, за виключенням індексів видового багатства Маргалефа, де зв'язок відмічений як «слабкий». За вмістом Co^{2+} та Ni^{2+} тісні зв'язки відмічені також за усіма групами показників видового різноманіття, за виключенням індексу подібності Сьйоренсена, для якого зв'язок був відсутній для Co^{2+} та «слабкий» для Ni^{2+} . Для рухомих форм Cr^{2+} тісні зв'язки відмічені за усіма показниками видового різноманіття окрім індексів видового багатства Маргалефа та індексу подібності Сьйоренсена.

Подальші дослідження слід спрямувати на пошук видів-індикаторів наявності та варіювання вмісту специфічних сполук токсичної дії у водних екосистемах Полісся України.

Література

1. Романчук Л. Д. Техногенне навантаження Східної промзони м. Житомира на рослинний покрив прилеглих територій / Л. Д. Романчук, Т. П. Федонюк, Р. Г. Федонюк // Агроекологічний журнал. – 2017. – № 4. – С. 22–27.
2. Коцюба І. Г. Дослідження сучасного стану забруднення вод гідрографічної мережі Житомирського району / І. Г. Коцюба, А. О. Коробійчук, Л. М. Радченко // Екологічні науки. – 2014. – № 6. – С. 96–103.
3. Клименко М. О. Гідроекологічний моніторинг водних екосистем з огляду на сучасні європейські напрями у природоохоронній

діяльності / М. О. Клименко, О. М. Клименко, А. М. Петрук // Вісник Полтавської держ. аграр. академії. – 2013. – № 3. – С. 22–27.

4. Євтушенко М. Ю. До питання щодо створення системи біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення / М. Ю. Євтушенко, М. І. Хижняк, С. В. Дудник // Рибогосподарська наука України. – 2011. – № 1. – С. 39–49.

5. Контроль інтегрального рівня забруднення р. Південний Буг за характеристиками макрофітів / В. Г. Петрук, С. М. Кватернюк, І. В. Васильківський [та ін.] // Збірник наукових статей III-го Всеукраїнського з'їзду екологів з міжнародною участю, Вінниця, 21-24 вересня 2011 р. – Вінниця : ВНТУ, 2011. – Т. 1. – С. 377–380.

6. Особливості акумуляції важких металів гідробіонтами при біоочищенні сільськогосподарських стічних вод / Василюк Т. П., Васенков Г. І., Пазич В. М. [та ін.] // Вода і водоочисні технології. – 2011. – № 1 (3). – С. 28–37.

7. Савицкая К. Л. Оценка экологического состояния малых рек на основе биологического индекса макрофитов / К. Л. Савицкая // Вестник БГУ. Сер. 2. Химия. Биология. География. – 2014. – № 3. – С. 22–27.

8. Євтушенко М. Ю. Проблеми застосування індикаторних організмів у системі біомоніторингу водойм рибогосподарського призначення / М. Ю. Євтушенко, М. І. Хижняк // Сучасні проблеми теоретичної і практичної іхтіології : тези II Міжнар. наук.-практ. конф., Севастополь, 16–19 вересня 2009 р. – Севастополь, 2009. – С. 43–45.

9. Афанасьев С. О. Структура біотичних угруповань та оцінка екологічного статусу річок басейну Тиси / С.О. Афанасьев. – Київ : Інтертехнодрок, 2006. – 101 с.

10. Белая Г. А. Структура и функционирование высокопродуктивных травяных экосистем / Г. А. Белая. – Владивосток: ДВО АН СССР, 1991. – 272 с.

11. Romanchuk L. D. The model of landscape vegetation influence on the mass transfer processes / L. D. Romanchuk, T. P. Fedonyuk, R. G. Fedonyuk // Biosystems Diversity. – 2017. – Т. 25, № 3. – Р. 203–209.

12. Петрунина Н. С. Внутривидовая изменчивость растений в экстремальных геохимических условиях / Н. С. Петрунина,

Н. С. Гаранина // Экология популяций. Структура и динамика. – 1995. – № 2. – С. 884–893.

13. Одум Ю. Основы экологии / Ю. Одум. – Москва : Мир, 1975. – 328 с.

THE BIOMONITORING OF WATER ECOSYSTEMS IN UKRAINIAN POLISSYA ON THE BASIS OF EVALUATION OF THE STABILITY OF MACROPHYTE DEVELOPMENT

T. Fedonyuk

e-mail: tanyavasiluk2015@gmail.com

Zhytomyr National Agroecological University,
Stary Boulevard, 7, Zhytomyr, 10002, Ukraine

The most striking changes in the species composition are manifested at the points of the most significant anthropogenic pressure in the presence of toxic compounds in aquatic ecosystems. Significant variations in view indexes were noted when the high concentration of heavy metals was reached in the bottom soil. The most significant influence on the species composition is due to high concentrations of the active forms of zinc and cuprum cations in both coastal soils and bottom sediments, although the excessive maximum limits allowed were only in the second group of substances. The close correlation between the content of all investigated groups of heavy metals in bottom sediments and species numbers, the index of dominance, Shannon Diversity Index, and Pielou's Evenness Index were established. For Margalef Species Richness Index, close dependencies were established for active forms of cations of nickel, cobalt, zinc and cadmium, for other groups the bonds were weak. For Sørensen–Dice Index weaknesses were found with the contents of active forms of cations of nickel and chromium; for other groups of active forms of heavy metals, except cobalt cations, close ties were established as well.

Keywords: *biomonitoring, macrophytes, water quality, surface water, biodiversity.*

БИОМОНИТОРИНГ ВОДНЫХ ЭКОСИСТЕМ ПОЛЕСЬЯ УКРАИНЫ НА ОСНОВЕ ОЦЕНКИ СТАБИЛЬНОСТИ РАЗВИТИЯ МАКРОФИТОВ

Т. П. Федонюк

e-mail: tanyavasiluk2015@gmail.com

Житомирский национальный
агроэкологический университет
Старый бульвар, 7, г. Житомир, 10002, Украина

Наиболее выраженные изменения видового состава проявляются в точках существенного антропогенного давления при наличии в водных

экосистемах токсичных соединений. Значительные варьирования видоучетных показателей отмечали при достижении высокой концентрации тяжелых металлов в донном грунте. Существенное влияние на видовой состав оказывают высокие концентрации подвижных форм катионов цинка и меди и в прибрежных почвах, и в донных отложениях, хотя превышение ПДК зафиксированы лишь во второй группе веществ. Установлены тесные корреляционные зависимости между содержанием всех исследованных групп тяжелых металлов в донных отложениях и численностью видов, индексом доминирования, индексом общего биоразнообразия Шеннона, индексом выровненности Пилу.

Для индекса видового богатства Маргалефа тесные зависимости установлены для подвижных форм катионов никеля, кобальта, цинка и кадмия, для других групп связи оказались слабыми. Для индекса Сьоренсена слабыми оказались связи с содержанием подвижных форм катионов никеля и хрома, для других групп подвижных форм тяжелых металлов, кроме катионов кобальта, также установлены тесные связи.

Ключевые слова: биомониторинг, макрофиты, качество воды, поверхностные воды, биоразнообразие.