

ПРИКЛАДНА ЕКОЛОГІЯ

ЗАГАЛЬНІ ПРОБЛЕМИ ЕКОЛОГІЧНОЇ БЕЗПЕКИ НАВКОЛИШНЬОГО СЕРЕДОВИЩА

УДК 616+631.95:631.445.2/4+633

БІОКУМУЛЯЦІЯ Pb, Cd, Zn, Cu ПРИ ІМПАКТНОМУ ЗАБРУДНЕННІ – ЕКОТОКСИКОЛОГІЧНИЙ КРИТЕРІЙ ЯКОСТІ ДОВКІЛЛЯ

Н.О. Риженко

Державна екологічна академія післядипломної освіти та управління,
вул. Урицького 35, 03035, RyzhenkoN@rambler.ru

Встановлено, що за екотоксикологічним критерієм біокумуляції у системі “грунт-рослина” важкі метали можна розташувати в такий ряд: $Cd > Cu > Zn > Pb$. Виявлено, що вміст важких металів зменшується в ряду: підземна фітомаса > генеративна фітомаса (зерно) > вегетативна фітомаса. Встановлена закономірність нерівномірної локалізації Cd, Cu, Zn, Pb у фракціях фітомаси в умовах імпактного забруднення. Розраховані коефіцієнти накопичення важких металів при різних рівнях забруднення чорнозема типового малогумусного до загальної фітомаси ячменю ярого: Cd (0,54–0,66); Cu (0,45–0,51); Zn (0,26–0,3); Pb (0,15–0,16) та генеративну фракцію фітомаси (зерно): Cd (0,13–0,15); Cu (0,08–0,09); Zn (0,04–0,05); Pb (0,02). Встановлено, що в умовах мультиметалічного забруднення інтенсивність біокумуляції була значно менше, ніж при монометалічному забрудненні, що пояснюється можливими процесами нигіляції, антагонізму чи синергізму важких металів при надходженні їх до рослин. **Ключові слова:** біокумуляція, екотоксикологічний критерій, важкі метали, імпактне забруднення

Биокумуляция Pb, Cd, Zn, Cu при импактных загрязнениях – экотоксикологический критерий качества окружающей среды. Н.А. Риженко. Установлено, что за экотоксикологическим критерием биокумуляции в системе “почва–растение” тяжелые металлы можно расположить в ряд $Cd > Cu > Zn > Pb$. Обнаружено, что содержание тяжелых металлов уменьшается в ряде: подземная фитомасса > генеративная фитомасса (зерно) > вегетативная фитомасса. Установлена закономерность неравномерной локализации Cd, Cu, Zn, Pb, во фракциях фитомассы в условиях импактного загрязнения. Рассчитаны коэффициенты накопления тяжелых металлов при различных уровнях загрязнения малогумусного

чернозема к общей фитомассе ячменя ярового: Cd (0,54–0,66); Cu (0,45–0,51); Zn (0,26–0,3); Pb (0,15–0,16), и генеративной фракции фитомассы (зерно): Cd (0,13–0,15); Cu (0,08–0,09); Zn (0,04–0,05); Pb (0,02). Установлено, что в условиях мультиметаллического загрязнения интенсивность биокумуляции была значительно меньше, чем при монометаллическом загрязнении, что объясняет возможный процесс нигилизации, антагонизма или синергизма тяжелых металлов при поступлении их в растения. **Ключевые слова:** биокумуляция, экотоксикологический критерий, тяжелые металлы, импактное загрязнение.

Pb, Cd, Zn, Cu biocumulation at the impact pollution is an ecotoxicologic criteria for environmental quality. N.A. Ryzhenko. The heavy metals row of the spring barley biocumulation intensity was determined: Cd > Cu > Zn > Pb. According to plant biocumulation criteria the most dangerous metal was cadmium and least dangerous metal was lead. The pattern of Cu, Zn, Pb, Cd irregular localization in different phytomass fractions was determined. It was defined that heavy metals content was decreasing according to a sequence: subterranean phytomass > generative phytomass (grain) > vegetative phytomass (straw). Heavy metals total plant biocumulation coefficients depending on different soil pollution levels were determined: Cd (0,54–0,66); Cu (0,45–0,51); Zn (0,26–0,3); Pb (0,15–0,16). Spring barley grain biocumulation coefficients were Cd (0,13–0,15); Cu (0,08–0,09); Zn (0,04–0,05); Pb (0,02). Plant biocumulation coefficients are the basis of the either crop products quality hygienic assessment or metal danger evaluation. It was established that plants biocumulation at mixed-metals polluted areas was less than at single-metal polluted areas. Such dependence is explained by heavy metals synergism and antagonism at plant biocumulation. **Keywords:** biocumulation, ecotoxicological criterion, heavy metals, impact pollution

Вступ

Далеко не завжди фітотоксичний ефект є первинним індикаторним показником забруднення біоценозу важкими металами (ВМ), оскільки зміна фітометричних індексів, як правило, відбувається внаслідок надходження токсиканту до організму рослини. Відомо, що існуючі гігієнічні показники (ГДК, МДУ, ОДК тощо) орієнтовані тільки на обґрунтування безпечного застосування рослинницької продукції людиною, включаючи, на жаль, екотоксикологічні показники оцінку стану екосистеми. Крім того, гігієнічні нормативи не враховують синергетичні або нігілятивні ефекти, які присутні за умов мультиметалічних забруднень біоценозу [1–4]. Дуже часто фітотоксичний ефект при суміші забруднювачів є меншим або якісно іншим порівняно до впливу монометалічного забруднення. Тому для оцінки токсичності поллютанта та стану яко-

сті екосистеми доцільно використовувати такий критерій, як біокумуляція у системі “грунт–рослина”.

Аналіз попередніх досліджень. Рух ВМ із ґрунту в рослини визначається, головним чином, їх фізико-хімічною природою та концентрацією в ґрунті їх доступних форм. Кількість останніх, в свою чергу, залежить від валового вмісту ВМ, вмісту органічної речовини та мінеральних елементів в ґрунті, генетико-морфологічної будови ґрунту тощо [5–7]. Показником біокумуляції в біоценозі є величина коефіцієнту накопичення (Кн), який розраховується як відношення вмісту метала у фітомасі, мг/кг сухої речовини, до вмісту його рухомих форм в ґрунті (мг/кг) у певну фазу вегетації рослин [2–3].

Метою роботи було проведення екотоксикологічної оцінки Cd, Pb, Cu, Zn за критерієм біокумуляції за умов моно-та мультиметалічного забруднення ґрунту.

Матеріали і результати дослідження

Досліджувані ґрунти: дерново-середньопідзолистий супіщаний (рН сол. – 5,5, гідролітична кислотність 2,7 мг-екв./100 г, вміст гумусу за Тюрніним 0,87 %, ступінь насиченості основами 58 %) та чорнозем типовий малогумусний (рН сол. – 6,2, ступінь насиченості основами 82,3 %, вміст гумусу 2,89 %) під посівом ячменю ярого. Дослідження проводились на базі Чернігівського інституту АПВ УААН.

Схема досліду за монометалічного забруднення передбачала внесення солей ВМ у ґрунт за схемою: 1. Контроль; 2, 3, 4 – Cu: 5 ГДК (500 мг/кг ґрунту), 10 ГДК (1000 мг/кг), 15 ГДК (1500 мг/кг); 5, 6, 7 – Zn: 5 ГДК (1500 мг/кг), 10 ГДК (3000 мг/кг), 15 ГДК (4500 мг/кг); 8, 9, 10, 11, 12, 13 – Cd: 5 ГДК (15 мг/кг), 10 ГДК (30 мг/кг), 15 ГДК (45 мг/кг), 30 ГДК (90 мг/кг), 50 ГДК (150 мг/кг), 100 ГДК (300 мг/кг); 14, 15, 16, 17, 18 – Pb: 5 ГДК (150 мг/кг), 10 ГДК (300 мг/кг), 15 ГДК (450 мг/кг), 30 ГДК (900 мг/кг), 50 ГДК (1500 мг/кг). Схема досліду при мультиметалічному забрудненні була такою: 1. Контроль; 2. 0,5 ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb; 3. 1 ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb; 4. 5 ГДК солей Zn, Cd, Cu, Pb.

При закладенні дослідів були використані наступні солі $Pb(NO_3)_2$, $ZnSO_4 \times 7H_2O$, $CuSO_4 \times 7H_2O$, $CdSO_4$. Закладка та проведення польового досліду проводились відповідно до загально прийнятих методик. Екстракцію рухомих та потенційно рухомих форм Cd, Pb, Cu, Zn проводили 1N HCl з подальшим визначенням хроматографічним методом в тонкому шарі адсорбенту (№ 50–97 від 19.06.1997 р.) [8].

Оцінку достовірності результатів досліджень проводили за допомогою дисперсійного аналізу, використовуючи показник найменшої суттєвої 5 % різниці (НСР).

У залежності від локалізації елемента в рослині розраховували коефіцієнти накопичення важких металів у підземній (Кн Фпідз), вегетативній (Кн Фвег), генеративній фракціях фітомаси (Кн Фгр).

Результати біокумуляції ВМ на контрольному варіанті наведені у табл. 1: ряд інтенсивності накопичення металів мав такий вигляд: $Zn > Cu > Pb > Cd$. Питоме поглинання металів знаходиться в залежності від фізико-хімічних властивостей ґрунту, зокрема рН ґрунтового розчину, окисно-відновних умов, органо-мінерального складу, тощо. Для дерново-середньопідзолистого ґрунту поглинання ВМ рослинами відбувається більш інтенсивно. Ця тенденція простежується як в контрольних умовах, так і в умовах імпактного забруднення, які розглядаються нижче. У зв'язку із більшою забезпеченістю чорнозему типового малогумусного мікроелементами – Cu та Zn, коефіцієнти накопичення на чорноземі для цих металів менші, ніж на дерново-середньопідзолистому ґрунті. У той же час, вміст Cd та Pb в 0–20 см шарі дерново-середньопідзолистого ґрунту менший, ніж на чорноземі. Виходячи з даних аналізу на контрольному варіанті, можна говорити про наявність нерівномірної локалізації металів у різних частинах рослинного організму [2–3]. У фазу повної стиглості в контрольних умовах найбільша кількість металів накопичувалась у підземній фракції фітомаси. Величина Кн по фракціях фітомаси зменшувалась в ряду: підземна > вегетативна > генеративна.

Таблиця 1.

**Коефіцієнти переходу Cd, Pb, Zn, Cu у системі “грунт-рослина”
на контрольному варіанті**

Елемент	Вміст в ґрунті (рухома форма), мг/кг	Вміст у загальній фітомасі, мг/кг	Кн Фзаг	Вміст у підземній фітомасі, мг/кг	Кн Фпідз	Вміст у вегетативній фітомасі, мг/кг	Кн Фвег	Вміст у генеративній фітомасі, мг/кг	Кн Фгнр
Дерново-середньопідзолистий ґрунт									
Cd	0,10	0,005	0,05	0,002	0,020	0,001	0,010	0,002	0,020
Pb	0,30	0,015	0,05	0,007	0,023	0,005	0,017	0,003	0,010
Cu	0,92	1,200	1,30	0,530	0,576	0,280	0,304	0,400	0,435
Zn	2,40	4,320	1,80	1,700	0,708	1,100	0,460	1,520	0,633
	<i>HCP_{5%}</i>		0,28		0,06		0,15		0,07
Чорнозем типовий малогумусний									
Cd	0,11	0,006	0,05	0,003	0,027	0,001	0,009	0,002	0,018
Pb	0,32	0,022	0,07	0,020	0,047	0,004	0,013	0,003	0,009
Cu	2,60	2,860	1,10	1,510	0,581	0,530	0,204	0,820	0,315
Zn	5,30	8,480	1,60	4,860	0,917	1,880	0,355	2,250	0,425
	<i>HCP_{5%}</i>		0,45		0,06		0,06		0,02

Примітка. – Інтенсивність переходу важких металів розрахована в кінці вегетації у фазу повної стиглості ячменю ярого

В умовах імпактного забруднення досліджувався характер та інтенсивність міграції Cd, Pb, Cu, Zn у системі “грунт-рослина” по порогах фітотоксичності, а саме: при 0 %, 10 %, 50 %, 75 % пригніченні росту та накопичення фітомаси (табл. 2). Порогова концентрація металу в рослині є величиною сталою для певної культури та залежить від токсичності металу та фізіологічних особливостей культури. Були встановлені концентрації металу в ґрунті та рослині по порогах фітотоксичності. При імпактному забрудненні екосистема характеризується нерівномірним розвитком: на першому етапі відмічається явище гормезису – підвищення інтенсивності переходу важких металів при 10 % порозі зниження фітопродуктивності. Так, при 10 % порозі зниження фітопродуктивності коефіцієнт накопичення у загальній фітомасі Cu збільшився від 0,516 (0 %

поріг) до 0,521 (10 % поріг), коефіцієнт накопичення у загальній фітомасі Zn змінився від 0,250 до 0,273 (на чорноземі типовому малогумусному). Аналогічна тенденція відмічалась і для Cd та Pb на обох досліджуваних ґрунтах (табл. 2). На другому етапі (50 % поріг фітотоксичної дії) спостерігається приведення системи до стану артефактного гомеостазису – умовної стабільності [1–3]. На даному етапі коефіцієнти переходу важких металів знижуються в більшості випадків до рівня 0 % порога фітотоксичності. Останній етап – 75 % поріг фітотоксичності – характеризується очевидним пригніченням розвитку фітокомпонента екосистеми. На цьому етапі коефіцієнти переходу в системі “грунт-рослина” різко зменшуються.

Таблиця 2.

Біокумуляція важких металів у системі “грунт–рослина” по порогах фітотоксичності

Чорнозем типовий малогумусний										
Поріг (пригнічення), %	Cd					Cu				
	Концентрація, мг/кг			Кп ф заг	Кп ф гнр	Концентрація, мг/кг			Кп ф заг	Кп ф гнр
	Грунт (рухома форма)	Загальна фіто-маса	Генеративна фітомаса			Грунт (рухома форма)	Загальна фіто-маса	Генеративна фітомаса		
0	13	7	1,7	0,538	0,131	55	29	5,1	0,516	0,093
10	21	13	3,1	0,619	0,148	71	37	6,8	0,521	0,096
50	78	45	10,7	0,577	0,137	135	65	11,6	0,481	0,086
75	130	70	16,6	0,538	0,128	185	82	14,6	0,443	0,079
				$\nu=6,8\%$	$\nu=6,49\%$				$\nu=7,38\%$	$\nu=8,58\%$
Zn					Pb					
0	380	95	15,5	0,250	0,041	200	30	4,3	0,150	0,022
10	440	120	19,6	0,273	0,045	280	50	7,1	0,179	0,025
50	650	170	27,8	0,262	0,043	700	105	14,9	0,150	0,021
75	750	195	31,9	0,260	0,043	990	145	20,6	0,146	0,021
				$\nu=3,61\%$	$\nu=3,8\%$				$\nu=9,78\%$	$\nu=8,51\%$
Дерново-середньопідзолистий ґрунт										
Поріг (пригнічення), %	Cd					Cu				
	Концентрація, мг/кг			Кп ф заг	Кп ф гнр	Концентрація, мг/кг			Кп ф заг	Кп ф гнр
	Грунт (рухома форма)	Загальна фіто-маса	Генеративна фітомаса			Грунт (рухома форма)	Загальна фіто-маса	Генеративна фітомаса		
0	9,5	7	1,7	0,737	0,179	49	29	5,2	0,592	0,106
10	17,0	13	3,1	0,765	0,182	60	37	6,6	0,617	0,110
50	70,0	45	10,7	0,643	0,153	119	65	11,6	0,546	0,097
75	120,0	70	16,6	0,583	0,138	151	82	14,6	0,543	0,097
				$\nu=12,34\%$	$\nu=12,98\%$				$\nu=6,29\%$	$\nu=6,4\%$
Zn					Pb					
0	330	95	15,5	0,288	0,047	170	30	4,3	0,176	0,025
10	370	120	19,6	0,324	0,053	210	50	7,1	0,238	0,034
50	590	170	27,8	0,288	0,047	650	105	14,9	0,162	0,023
75	680	195	31,9	0,287	0,047	970	145	20,6	0,149	0,021
				$\nu=6,12\%$	$\nu=6,19\%$				$\nu=9,78\%$	$\nu=8,51\%$

Таблиця 3

Біокумуляція важких металів в системі “грунт-рослина” при мульті-металічному імпактному забрудненні

Метал	Варіант	Вміст в ґрунті, мг/кг		Вміст у загальній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф заг.	Вміст у підземній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф підз.	Вміст у вегетативній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф вґт.	Вміст у генеративній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф ґнр.
		Внесена кількість	Рухомий								
Дерново-середньопідзолистий ґрунт											
Cd	0,5 ГДК	1,5	0,877	0,311	0,355	0,233	0,266	0,004	0,005	0,074	0,084
	1 ГДК	3,0	1,654	0,690	0,417	0,518	0,313	0,009	0,005	0,163	0,099
	5 ГДК	15,0	7,870	Загибель	-	-	-	-	-	-	-
				$HCP_{5\%} 0,16$	$v=11,36$	$HCP_{5\%} 0,12$	$v=11,48$	$HCP_{5\%} 0,01$	$v=0,02$	$HCP_{5\%} 0,04$	$v=11,59$
Pb	0,5 ГДК	15,0	8,22	0,82	0,100	0,621	0,076	0,084	0,014	0,117	0,014
	1 ГДК	30,0	16,14	1,92	0,119	1,45	0,09	0,197	0,017	0,273	0,017
	5 ГДК	150,0	79,50	Загибель	-	-	-	-	-	-	-
				$HCP_{5\%} 0,24$	$v=12,27$	$HCP_{5\%} 0,68$	$v=11,93$	$HCP_{5\%} 0,08$	$v=13,69$	$HCP_{5\%} 0,15$	$v=13,69$
Cu	0,5 ГДК	50,0	15,22	5,146	0,338	3,468	0,228	0,763	0,050	0,915	0,060
	1 ГДК	100,0	29,52	10,639	0,360	7,170	0,243	1,578	0,053	1,891	0,064
	5 ГДК	500,0	143,92	Загибель	-	-	-	-	-	-	-
				$HCP_{5\%} 2,47$	$v=4,46$	$HCP_{5\%} 1,49$	$v=4,50$	$HCP_{5\%} 0,75$	$v=4,12$	$HCP_{5\%} 0,5$	$v=4,56$
Zn	0,5 ГДК	150,0	54,9	13,60	0,248	9,48	0,173	1,90	0,035	2,22	0,040
	1 ГДК	300,0	107,4	27,75	0,258	19,34	0,180	3,88	0,036	4,53	0,042
	5 ГДК	1500,0	527,4	Загибель	-	-	-	-	-	-	-
				$HCP_{5\%} 4,06$	$v=2,79$	$HCP_{5\%} 2,05$	$v=2,80$	$HCP_{5\%} 1,13$	$v=1,99$	$HCP_{5\%} 1,29$	$v=3,45$

* Динаміка інтенсивності переходу ВМ у системі “грунт-рослина” розраховано в кінці вегетації ячменя ярого в фазу повної стиглості

Продовження таблиці 3

Метал	Варіант	Вміст в ґрунті, мг/кг		Вміст у загальній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф заг.	Вміст у підземній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф підз	Вміст у вегетативній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф вгт	Вміст у генеративній фітомасі, мг/кг сух.реч.	Кн ф гнр.
		Внесена кількість	Рухомий								
Чорнозем типовий малогумусний											
Cd	0,5 ГДК	1,5	0,823	0,279	0,339	0,209	0,254	0,004	0,005	0,066	0,080
	1 ГДК	3,0	1,536	0,612	0,398	0,459	0,299	0,008	0,005	0,145	0,094
	5 ГДК	15,0	7,240	2,852	0,394	2,139	0,295	0,038	0,005	0,675	0,093
				НСП5%0,5	v=8,75	НСП5%0,24	v=8,81	НСП5%0,01	-	НСП5%0,26	v=8,78
Pb	0,5 ГДК	15,0	7,556	0,659	0,086	0,493	0,065	0,068	0,009	0,094	0,012
	1 ГДК	30,0	14,882	1,53	0,103	1,156	0,078	0,157	0,011	0,217	0,015
	5 ГДК	150,0	73,490	7,326	0,100	5,533	0,075	0,753	0,010	1,040	0,014
				НСП5%0,86	v=9,42	НСП5%0,71	v=9,37	НСП5%0,38	v=10,00	НСП5%0,25	v=11,18
Cu	0,5 ГДК	50,0	14,250	3,495	0,245	2,355	0,165	0,518	0,036	0,621	0,044
	1 ГДК	100,0	25,900	8,272	0,319	5,574	0,215	1,227	0,047	1,471	0,057
	5 ГДК	500,0	119,100	37,280	0,313	25,123	0,211	5,530	0,046	6,628	0,056
				НСП5%3,08	v=14,06	НСП5%1,34	v=11,10	НСП5%0,67	v=14,15	НСП5%0,99	v=13,82
Zn	0,5 ГДК	150,0	52,7	11,96	0,227	8,34	0,158	1,67	0,032	1,95	0,037
	1 ГДК	300,0	100,1	23,43	0,234	16,33	0,163	3,27	0,033	3,83	0,038
	5 ГДК	1500,0	479,3	103,53	0,216	72,16	0,151	14,46	0,030	16,92	0,035
					НСП5%7,27	v=4,02	НСП5%1,43	v=3,83	НСП5%1,22	v=4,82	НСП5%1,54

* Динаміка інтенсивності переходу ВМ у системі "ґрунт-рослина" розраховано в кінці вегетації ячменя ярого в фазу повної стиглості

В умовах монометалічного забруднення найбільшим накопиченням у системі “грунт-рослина” характеризувався Cd: його коефіцієнти накопичення в загальній фітомасі знаходилися у межах від 0,539 до 0,659 (табл. 2). Найменшими коефіцієнтами накопичення у загальній фітомасі характеризувався Pb: в залежності від концентрації його в ґрунті, Кн варіювали від 0,152 до 0,157. Таким чином, була встановлена закономірність конгруентності транслокації важких металів: при різних рівнях забруднення кожний метал характеризувався своїм рівнем величин коефіцієнтів накопичення в системі “грунт-рослина”.

У зв'язку із наявністю явища екоотоксичної алометрії, яка полягала у нерівномірній локалізації Cd, Cu, Zn, Pb у фракціях фітомаси, найменша кількість полютантів локалізувалась у вегетативній фітомасі. В умовах забруднення генеративна фракція фітомаси (зерно) характеризувалась здатністю до накопичення. Для кадмію дана закономірність простежувалась особливо чітко (табл. 2). Для всіх досліджуваних елементів в умовах забруднення відмічалась відповідність послідовності збільшення величини Кн по мірі збільшення вмісту металу в тій чи іншій фракції, а саме: (Кн Фзаг) > Кн Фпідз > Кн Фгнр > Кн Фвег.

За умов мультиметалічного забруднення найбільшими коефіцієнтами переходу характеризувався кадмій: його Кн в загальній фітомасі у фазу повної стиглості на варіанті 1 ГДК складав 0,417 на дерново-середньопідзолистому ґрунті та 0,398 на чорноземі типовому малогумусному (табл. 3). Найменша величина коефіцієнтів переходу загальної фі-

томаси становила для свинцю: Кн на варіанті 1 ГДК у фазу повної стиглості він становив 0,175 на дерново-середньопідзолистому ґрунті та 0,103 на чорноземі. Коефіцієнти переходу міді, як і в умовах монометалічного забруднення були меншими, ніж у кадмію, та у фазу повної стиглості на варіанті 1 ГДК становили 0,360 на дерново-середньопідзолистому ґрунті і 0,319 на чорноземі типовому. Це дає підстави стверджувати, що кожний метал характеризується своїм рівнем коефіцієнтів переходу у системі “грунт-рослина” в умовах мультиметалічного забруднення.

У цілому, слід відмітити, що в умовах мультиметалічного забруднення інтенсивність переходу важких металів значно менша порівняно до монометалічного імпактного забруднення, що, може, пояснюється наявністю синергізму та антагонізму ВМ при надходженні їх до рослини [5].

Найбільшим вмістом ВМ характеризувалась підземна фракція фітомаси: вона містила кадмію від 0,23 до 0,52 мг/кг із загальної кількості у фітомасі від 0,31 до 0,69 мг/кг сухої речовини; Pb – 0,62–1,45 і 0,82–1,92 мг/кг; Cu – 3,47–7,17 і 5,146–10,639 мг/кг; Zn – 9,48–9,34 мг/кг та 13,6–27,75 мг/кг відповідно на дерново-середньопідзолистому ґрунті. Аналогічна тенденція відмічалась і на чорноземі типовому. Найменша кількість локалізувалась у вегетативній фракції. Аналогічні результати були отримані і для решти металів. Слід відмітити, що в умовах мультиметалічного, як і при монометалічному забрудненні, генеративна фракція характеризувалась чітко вираженою накопичувальною властивістю. Так, вміст Cd у генеративній фітомасі

становив від 0,074 до 0,163 мг/кг із кількості у загальній фітомасі від 0,311 до 0,69 мг/кг на дерново-середньопідзолиستому ґрунті та відповідно від 0,066 до 0,675 із кількості у загальній фітомасі від 0,28 до 7,24 мг/кг на чорноземі. За коефіцієнтами переходу ВМ у фракції фітомаси був встановлений такий ряд: Кн Фгнр Cd > Кн Фгнр Cu > Кн Фгнр Zn > Кн Фгнр Pb.

В умовах дії ВМ у суміші функціонування системи “ґрунт–рослина”, як і при монометалічному імпактному забрудненні, характеризується нерівномірним розвитком: на першому етапі спостерігається стимулювання – відбувається підвищення коефіцієнтів переходу в системі “ґрунт–рослина” (варіант 1 ГДК) (рис. 1). Так, Кн Фзаг Cd збільшився від 0,355 до 0,417 на дерново-середньопідзолистому ґрунті та від 0,339 до 0,398 на чорноземі.

Другий етап розвитку – умовної стабільності системи “ґрунт–рослина”. Кількість варіантів у нашому випадку не дозволяє чітко окреслити цей етап, але ясно виражена присутність його в умовах монометалічного забруднення та присутність першого та третього етапів функціонування дає підставу передбачити наявність другого етапу при мультиметалічному забрудненні. Останній етап характеризувався очевидним пригніченням розвитку агросистеми, що підтверджується зниженням коефіцієнтів переходу в системі “ґрунт–рослина” на чорноземі на варіанті 5 ГДК та загибеллю агродемпопуляції на дерново-середньопідзолистому ґрунті.

У зв'язку із різною геохімічною смістю досліджуваних ґрунтів, загибель рослин на дерново-середньо-

підзолистому ґрунті, очевидно, настає при меншій концентрації металів у ґрунті (рис. 1).

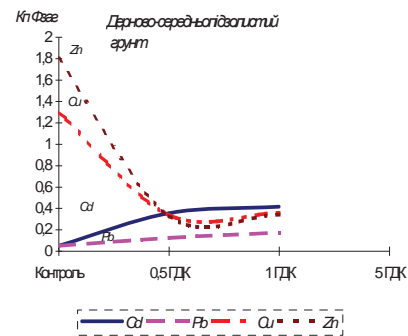


Рис. 1. Біокумуляція ВМ за умов мультиметалічного забруднення.

Слід відмітити, що на обох досліджуваних ґрунтах в області переходу від контролю до забруднення інтенсивність біокумуляції Cu, Zn зменшується. Для Cd, Pb відмічалася зворотна тенденція: інтенсивність даних металів в умовах імпактного забруднення збільшувалась, що дає підставу, аналогічно до монометалічного забруднення стверджувати про наявність явища конвергенції поглинання мікро- та ультрамікроелементів у зоні переходу від оптимуму до діапазону забруднення.

Висновки

Встановлено ряд інтенсивності поглинання металів ячменем ярим, який має такий вигляд: Cd > Cu > Zn > Pb.

Виявлено закономірність нерівномірної локалізації Cd, Cu, Zn, Pb у фракціях фітомаси в умовах імпактного забруднення. Послідовність металів за інтенсивністю накопичення по фенофазах була постійною впродовж усього вегетаційного пері-

оду та була такою: Кн Фзаг (гнр) Cd > Кн Фзаг (гнр) Cu > Кн Фзаг (гнр) Zn > Кн Фзаг (гнр) Pb.

Встановлені коефіцієнти переходу важких металів до загальної фітосади ячменю ярого при різних рівнях забруднення ґрунту: Cd (0,57–0,68); Cu (0,52–0,57); Zn (0,28–0,29); Pb (0,15–0,23) на дерново-середньо-підзолистому ґрунті та Cd (0,54–0,66); Cu (0,45–0,51); Zn (0,26–0,3);

Pb (0,15–0,16) на чорноземі типовому малогумусному.

Виявлено, що в умовах мультиметалічного забруднення інтенсивність переходу важких металів була значно менша порівняно до монометалічного імпактного забруднення, що, можливо, пояснюється наявністю синергізму та антагонізму ВМ при надходженні їх до рослини.

Література

1. Дедю И.И. Экологический энциклопедический словарь / И.И. Дедю – К. – 408 с.
2. Реймерс Н.Ф. Экология (теории, законы, правила, принципы и гипотезы) / Н.Ф. Реймерс. – М.: Журнал “Россия молодая”, 1994. – 367 с.
3. Реймерс Н.Ф. Природопользование: словарь-справочник / Н.Ф. Реймерс. – М.: Мысль, 1990. – 638 с.
4. Риженко Н.О. Фітотоксикологія: виникнення, методологія, основи / Н.О. Риженко // Науково-теоретичний збірник Вісник ДАУ. 2006р. – Житомир, 2006. – Вип. № 2 (17). – С. 60–68.
5. Экология и охрана природы словарь-справочник / В.В. Снакин. – М.: Academia, 2000. – 384 с.
6. Кавецкий В.Н. Система экотоксикологических исследований окружающей среды – основа обеспечения внутреннего динамического равновесия экосистем / В.Н. Кавецкий, Е.Н. Багацкая, Н.А. Рыженко // Современные проблемы токсикологии. – 2006. – № 2. – С. 59–65.
7. Кавецкий В.М. Экотоксичний моніторинг агрогеоценотичного покриву (концепція та критерії оцінка стану агроценозів) / В.М. Кавецкий, Н.О. Козьякова // Науковий вісник НАУ. – К. – 2002. – Вип. 50. – С. 290–293.
8. Методичні вказівки по визначенню Hg, Zn, Co, Cd, Cu, Ni в ґрунті, рослинах, у воді методом тонкошарової хроматографії № 50–97 від 19.06.97.