

УДК 57.085.2 : 582.736.3

ОСОБЛИВОСТІ АКУМУЛЯЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ В РОСЛИНАХ *TRIFOLIUM PRATENSE L.*

Денчиля-Сакаль Г. М., Ніколайчук В. І., Колесник А.В., Вакерич М.М., Ткач О.П.

Особливості акумуляції важких металів в рослинах Trifolium pratense L — Г. М. Денчиля-Сакаль, В. І. Ніколайчук, А.В. Колесник, М.М. Вакерич, О.П. Ткач — Досліджено особливості накопичення важких металів конюшиною лучною. Встановлено закономірності акумуляції та розподілу важких металів у вегетативних органах Trifolium pratense L.

Ключові слова: важкі метали, цинк, мідь, акумуляція.

Адреса: Ужгородський національний університет, кафедра генетики, фізіології рослин, мікробіології, загальної і медичної біології; вул. Волощина, 32, Ужгород, 88000.

The peculiarities of the accumulation of heavy metals in plants Trifolium pratense L. — H. Denchilja-Sakal, V. Nikolaychuk, A. Kolesnik, M. Vakerich, O. Tkach — Investigated the peculiarities of accumulation of heavy metals by clover. The regularities of accumulation and distribution of heavy metals in vegetative organs.

Key words: heavy metals, zinc, copper accumulation

Address: Uzhgorod National University; Department of Genetics, Plant Physiology, Microbiology General & Medical Biology; Voloshyn str., 32, Uzhgorod, 88000.

Вступ. Забруднення навколишнього середовища важкими металами є актуальною та одночасно складною для вирішення проблемою сьогодення [2]. Одним з шляхів вирішення проблеми може бути фітореMediaція, яка полягає у використанні здатності деяких видів рослин поглинати полутанти та акумулювати їх у біомасі. Подальша утилізація біомаси елімінує накопичені забруднювачі з середовища. У зв'язку з цим актуальним є пошук толерантних видів рослин, здатних акумулювати важкі метали, розподіляти їх у органах та тканинах і одночасно продукувати велику біомасу для зручного їх збору з забрудненої ділянки.

Матеріали та методи досліджень. В якості об'єкту досліджень нами було вибрано *T. pratense*, як високобілкову кормову культуру перспективну для Закарпаття. Схема вегетаційного досліді передбачала внесення ВМ у ґрунт дозами:

– Cu — 1, 5, 10, МДК, що в перерахунку на елемент становило 100, 500 та 1000 мг/кг ґрунту; Zn — 1, 5, 10 МДК, що в перерахунку на елемент становило 300, 1500, та 3000 мг/кг ґрунту. При відборі варіантів експерименту користувалися оціночними таблицями максимально допустимих рівнів вмісту ВМ у ґрунтах і рослинній продукції [7,8].

Вміст металів визначали атомно-абсорбційним методом на спектрофотометрі $C_{11}5M_1$ у пропан-

бутановому полум'ї з використанням дейтерієвого коректора неселективної абсорбції. Вміст ВМ визначали у середній пробі, яку утворювали, залежно від маси пагонів, із 10-15 пагонів, відібраних рендомним методом. Проби повітряно сухого рослинного матеріалу озолювали за температури 450°C, дотримуючись технології спалювання з метою попередження втрат елементів. Одержану золу після зважування розчиняли розведеною HNO_3 . Визначення проводили у трьох повторностях [5].

Для оцінки забрудненості ґрунтів використовували коефіцієнт концентрації Кс, який розраховували за формулою:

$K_c = C/C_f$, де: С – фактичний вміст забруднення; С_ф – фоновий вміст.

Для кількісної оцінки надходження важких металів з ґрунту в рослини використовували коефіцієнт біологічного поглинання (Кбп), який розраховували за формулою:

$K_{bp} = C_n/C_p$, де: С_р – концентрація забруднюючої речовини у фітомасі рослини, мг/кг; С_п – концентрація забруднюючої речовини в ґрунті, мг/кг.

Результати досліджень та їх обговорення. Дослідження вмісту важких металів в рослинній сировині в залежності від валового в ґрунті не завжди відбивають дійсну міграційну рухомість в ланцюзі ґрунт – рослина. Це насамперед, пов'язане з наявністю кількох форм елементів, що

мають різну силу зв'язку та не однаково поглинаються рослинами. Для більшої точності оцінок використовують коефіцієнти нагромадження в залежності від рухомої форми елементів. Але треба мати на увазі, що внаслідок дії ґрунтових мікроорганізмів, процесів розкладання гумусу та рослинних решток, кислотністю атмосферних опадів, вилужування тощо, баланс між розчинною і нерозчинною формами елементів може суттєво змінюватися, як з роками, так і протягом вегетаційного періоду. Врахування цих факторів значно ускладнює проведення експерименту, тому використання валового вмісту, може служити для оцінки загальної тенденції цих процесів.

Оцінюючи рівень забруднення рухомими формами важких металів (мідь, цинк) ґрунту ми встановили особливості їх накопичення рослинами конюшини лучної.

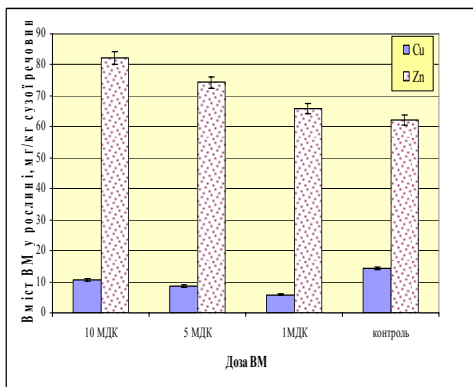


Рис. 1. Вміст важких металів в рослині при внесенні солей цинку

Figure 1. The content of heavy metals in the plant to bring zinc salts

Надходження цинку в рослини супроводжувалось зменшенням вмісту міді (рис.1). Вміст іонів цинку в рослинах конюшини лучної в контрольному варіанті становив 62 мг/ кг сухої речовини. При перевищенні 1 МДК солей цинку

Таблиця 1. Валовий вміст цинку в органах конюшини лучної

Table 1. Gross zinc content in the organs of clover

Варіанти дослідів	Валовий вміст в рослині, мг/кг								
	корінь			стебло			листок		
	мг/кг	K _c	K _{бп}	мг/кг	K _c	K _{бп}	мг/кг	K _c	K _{бп}
10 МДК	128,6	5,35	1,56	62,5	4,92	0,76	110	5,32	1,34
5 МДК	105,2	4,33	1,43	49,7	3,91	0,68	96	4,64	1,31
1 МДК	56	2,3	0,86	25	1,96	0,38	47	2,27	0,72
Контроль	24,3	-	0,36	12,7	-	0,19	20,67	-	0,33

За літературними даними, коефіцієнт біологічного поглинання (КБП) важких металів змінюється залежно від виду рослин і для кожного з них є сталим [1,9]. Усе це свідчить про те, що потрібні детальні дослідження особливостей нагромадження іонів важких металів.

Значення коефіцієнта біотичного поглинання (Кб) є прямо пропорційним до інтенсивності біотичного поглинання елементів. Потрапляючи у

кількість металу перевищувала контроль в 1,5 рази.

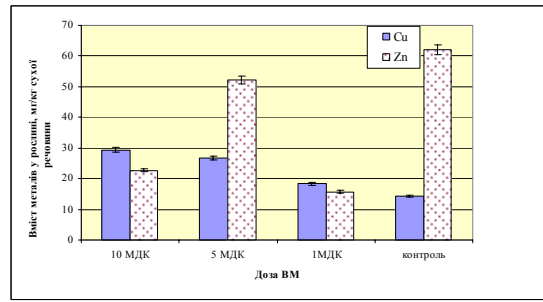


Рис. 2. Вміст важких металів в рослині при внесенні солей міді

Figure 2. The content of heavy metals in the plant to bring copper salts

За дії солей міді особливо при 5 МДК вміст цинку зростав. Зниження вмісту цинку за дії міді спостерігали при 1 МДК. Очевидно, це пояснюється, тим, що цинк є незамінним елементом – біофілом, який входить до складу активних центрів багатьох ферментів, що відповідають за процес формування генеративних органів і утворення плодів. Вважається, що це є наслідком еволюційних процесів у рослин, які спочатку росли на бідних з доступним цинком ґрунтах, і тому при постійній потребі в цьому мікроелементі захисні реакції не проявляються, або відсутні зовсім [3,6].

При дослідженні нагромадження цинку рослинами конюшини ми виявили здатність рослин акумулювати досить значні кількості цього токсичного іону. При цьому спостерігається неоднаковий вміст цинку в надземній та підземній частині. Найбільше він накопичується в корені та листках, порівняно з пагоном (табл.1).

Важливим показником в оцінці біогенної міграції елементів є коефіцієнт біотичного поглинання [4].

біогеохімічний кругообіг, метали фіксуються рослинністю і через певний час опиняються в опаді. Після розкладання опадів хімічні елементи переходять у водорозчинні форми, знову потрапляючи у біотичний кругообіг або виводячись за межі ґрунтового профілю і екосистеми. Разом з опадом ВМ можуть мігрувати у фіксованому стані з вітром та водними потоками і нагромаджуватися в зонах акумуляції

або виноситися за межі екосистеми. З огляду на це, К_{бп}, відображає здатність ґрунтів до самоочищення.

Розрахунки коефіцієнта біологічного поглинання К_{бп} свідчать, що органи конюшини лучної мають різні захисні властивості щодо поглинання іонів цинку. Як видно з табл. (1) Z_p інтенсивно накопичували корінь та листок при концентрації 5-10 МДК – К_{бп} >1, найменш інтенсивно – стебло, у всіх варіантах експерименту К_{бп} <1.

Дослідженнями встановлено, що при збільшенні концентрації елемента в ґрунті їх концентрація в рослині зростає до певної межі, а при низьких концентраціях зростає лінійно. Так, при концентрації цинку в ґрунті (1, 5, 10 МДК,) вміст даного полутанта в коренях зростає в 2, 3, в надземній частині в 1,5-2 рази. Із літературних джерел відомо, що ріст коренів є більш чутливим до дії важких металів в порівнянні з ростом пагонів. Це пояснюється тим, що важкі метали у більшості видів рослин накопичуються саме в коренях.

Таблиця 2. Валовий вміст міді в органах конюшини лучної

Table 2. Gross copper content in the organs of clover

Варіанти досліджу	Валовий вміст в рослині, мг/кг								
	корінь			стебло			листок		
	мг/кг	K _c	K _{бп}	мг/кг	K _c	K _{бп}	мг/кг	K _c	K _{бп}
10 МДК	89	3,7	1,51	52,5	2,18	0,89	76	3,16	1,29
5 МДК	66,5	2,77	1,44	28,7	1,18	0,62	45	1,87	0,97
1МДК	25,6	1,06	1,02	12,3	0,51	0,42	24,6	1,02	0,83
Контроль	24,3		1,03	12		0,51	20,7		0,89

Висновки

Низькі значення коефіцієнтів біологічного поглинання свідчать про низький рівень нагромадження елементів у ґрунті. Високі значення коефіцієнтів біотичного поглинання, свідчать про значний потенціал ґрунтів дослідження до самоочищення і, водночас, про загрозу накопичення у рослинах, що за критичних рівнів забруднення становить безпосередню небезпеку для нормального функціонування рослинного покриву.

Результати наших досліджень з рослинами конюшини лучної за дії солей міді свідчать, що головним органом накопичення міді є корені. Коефіцієнт біологічного поглинання міді з ґрунту – у межах 1,03–1,51, виявлено за дії всіх концентрацій (2). Значно менше іонів у стеблах рослин конюшини К_{бп} <1. Листки конюшини накопичували мідь у межах 0,89–1,29.

Як стверджує Кабата-Пендіас, рухомість міді у рослинних тканинах дуже залежить від рівня її надходження, досягаючи максимуму за оптимального рівня. Однак мідь має меншу рухомість порівняно з іншими елементами. Велика її частина міститься в тканинах коренів та листків, до тих пір поки рослина не загине і тільки невелика частина може переміститися у молоді органи.

Отже, згідно з нашими дослідженнями, концентрація іонів міді зменшується у ряді: корені > листки > стебло.

Отримані нами дані про вміст ВМ у рослинах конюшини лучної показують, що в коренях накопичується значно більше металу, ніж у пагонах.

Проведені на сьогодні дослідження дозволяють зробити висновок про достовірну взаємозалежність вмісту ВМ в надземних частинах рослини від вмісту рухомих форм ВМ в ґрунті. Також при досягненні границі токсичності, змінюється характер накопичення ВМ.

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почве и растениях / Ю.В Алексеев.– Л.: Наука, 1987. – 201 с.
2. Головач О., Козловський В., Демків О. Забруднення сільськогосподарських ґрунтів важкими металами та характер їхнього перерозподілу у рослинах кукурудзи. // Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна. – 2004.– Вип. 38. – С. 205-210.
3. Ильин В. Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва-сельскохозяйственная культура // Агрохимия. - 2006. - № 3. - С. 52-65.
4. Козловський В., Романюк Н., Терек О., Чонка І., Колесник О., Болаші Ш., Бойко Н./ Важкі метали в ґрунтах та рослинах заплави ріка Тиса. // Вісник Львівського ун-ту. Серія біологічна. – 2005.– Вип. 40. – С. 35-50.

5. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственной и продукции растениеводства. – М.: ЦИНАО, 1992. – 53 с.
6. Усманов Т. Ю., Рахманкулова З. Ф., Кулагин А. Ю. Экологическая физиология растений. - М.: Логос. - 2001. – 224 с.
7. Фатеев А.І. Забруднення ґрунтів важкими металами як фактор їх деградації / Фатеев А.І., Мірошниченко М.М. // Вісник ХДАУ., 1999. – №1 – С. 206-209.
8. Фононий вміст мікроелементів у ґрунтах України / За ред. А. І. Фатеева, Я. В. Пашенка. Харків, 2003. 117 с.
9. Kabata-Pendias, A. Trace Elements in Soil and Plants / A. Kabata-Pendias, H. Pendias. CRC Press, Boca Raton, FL. 2001

Отримано: 28 листопада 2012 р.
Прийнято до друку: 12 грудня 2012 р.