

ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТІВ І ОВОЧЕВОЇ ПРОДУКЦІЇ В ЗОНІ АВТОТРАСИ

Г.О. Усманова, А.І. Мельник

Чернігівський обласний державний проектно-технологічний центр охорони родючості ґрунтів і якості продукції

Наведено результати вивчення техногенного забруднення ґрунтів і рослинницької продукції городніх ділянок уздовж автотраси Чернігів–Гомель. Виявлено, що за умов “допустимої” категорії поліелементного забруднення Pb, Cd, Zn і Cu значна частина овочевої продукції, вирощеної на таких ґрунтах, має перевищення ГДК за вмістом Cd і Zn. Розрахунок K_{6n} дає змогу розташувати важкі метали за інтенсивністю їх поглинання овочевою продукцією в наступному порядку: $Zn > Cd > Cu > Pb$.

Серед великої кількості речовин, які потрапляють в навколишнє середовище, особливе місце займають важкі метали. Найпоширенішим джерелом забруднення є автотранспорт, вихлопні гази якого дають основну масу свинцю і кадмію, зношування шин — цинку [1]. Потрапляючи в навколишнє середовище, важкі метали включаються в біогеохімічний кругообіг і мігрують ланками трофічних ланцюгів. Беручи до уваги кумулятивний і мутагенний ефекти важких металів, забруднення ними довкілля є небезпечним явищем. Особливо турбує забрудненість важкими металами (ВМ) рослинницької продукції, яка є першою ланкою трофічних ланцюгів. У зв'язку з цим вивчаються шляхи та механізми надходження ВМ у рослинний організм. Відомо, що поглинання ВМ рослинами здійснюється як через кореневу систему, так і позакоренево. Найбільше ВМ сконцентровано у тканинах коренів, дещо менше — в надземних вегетативних органах (листі і стеблах) і найменше — в органах запасання асимілятів (товарній продукції більшості сільськогосподарських культур). Подібне розподілення характерне для значної кількості хімічних елементів, які знаходяться у ґрунті в надлишковій кількості. Це пояснюється наявністю в рослинному організмі захисних (буферних) механізмів, які оберігають життєво важливі процеси і органи від небажаних концентрацій (ВМ) [2].

Для прогнозування екологічної безпечності рослинницької продукції важливо знати залежності між рівнями забруднення ВМ ґрунтів та рослин. Метою нашої роботи є визначення інтенсивності міграції ВМ з ґрунту в овочі в зоні автотраси.

МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Об'єктом досліджень були ґрунти і овочева продукція, вирощена на приватних городніх ділянках, розташованих уздовж автотраси Чернігів–Гомель. Відбір проб здійснено відповідно до затвердженої методики на відстані 5, 10 і 50 м від полотна автотраси [3]. Вміст важких металів (Cd, Zn, Pb, Cu) у ґрунті визначали з використанням 1н HCl, в рослинах — HNO₃(1:1) на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115 [4]. Дослідження проводились щорічно в трикратному повторенні впродовж 2003–2008 рр.

При оцінці техногенних аномалій прийнято вести порівняння з геохімічним фоном — фоновими територіями, по можливості віддаленими від джерела забруднення понад 30–50 км. Для цього було використано відповідну градацію [5] та середні дані щодо вмісту ВМ у ґрунтах Чернігівського району, отримані при проведенні суцільної агрохімічної паспортизації земель. Для оцінки забрудненості ґрунтів також використовували коефіцієнт техногенної концентрації K_c (відношення вмісту ВМ в аномальному об'єкті S_a до

Фоновий його вміст S_f в компонентах природного середовища: $K_c = C_a/S_f$ [6] та сумарний показник забруднення Z_c , що характеризує ступінь забруднення ґрунту асоціацією елементів відносно фону $Z_c = \sum K_c - (n - 1)$ [7].

Для характеристики поглинання ВМ рослинами розраховували коефіцієнт біологічного поглинання [6] — відношення кількості хімічного елемента в рослині до вмісту його у ґрунті.

РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Проведені дослідження виявили істотне забруднення ґрунту на обстежених городніх ділянках (табл. 1). На відстані до 50 м від автотраси вміст Cu, Zn, Cd і Pb у ґрунті перевищував середні показники по району (Cd — 0,13 мг/кг, Pb — 5,4, Zn — 4,8, Cu — 3,7 мг/кг ґрунту). Найбільше забруднення свинцем виявлено на відстані 5 і 10 м від автотраси, середній рівень якого становить відповідно 13,5 і 11,0 мг/кг ґрунту. Максимальний вміст Cd і Cu у ґрунті відповідає помірному рівню забруднення відповідно 0,33 мг/кг і 10,0 мг/кг, Zn — середньому рівню забруднення — 25,4 мг/кг (табл. 1) [5].

Внаслідок розрахунку коефіцієнта техногенної концентрації K_c виявлено, що цей показник майже в усіх точках відбору перевищує одиницю і коливається в межах 1,0–5,3. Цікавим є те, що з віддаленням від автотраси коефіцієнт техногенної концентрації зменшується лише для Pb — з 2,5 на відстані 5 м до 1,2 на відстані 50 м.

Це є закономірним, адже основні викиди вихлопних газів, насичених свинцем, концентруються поблизу автотраси. Але для Cd, Zn і Cu з віддаленням від траси K_c збільшується. Це свідчить про існування іншого, додаткового джерела забруднення. У результаті обстежень городніх ділянок виявлено, що вони удобрювалися відходами виробництва Чернігівського камвольно-суконного комбінату (КСК) та осадами стічних вод (ОСВ) м. Чернігова. Хімічний аналіз цих відходів, відібраних з обстежуваних ділянок, показав, що вони містять важкі метали, кількість яких не перевищує допустимі величини в ОСВ, які дозволено використовувати як добрива у дозах, адекватних стандартним добривам (табл. 2) [8]. Так, відходи КСК мали вміст: Cd — 0,13 мг/кг, Pb — 6,2, Zn — 59,7, Cu — 14,1 мг/кг, а відходи ОСВ — значно більший вміст важких металів: Cd — 4,65 мг/кг, Pb — 34,5, Zn — 482,0, Cu — 174,0 мг/кг.

Оскільки внаслідок техногенного навантаження ґрунт на обстежених ділянках має поліелементне забруднення, розраховували його сумарний показник Z_c . Виявлено, що сумарне забруднення Cd, Zn, Pb і Cu існує майже в усіх точках відбору і збільшується в напрямку віддалення від автотраси (табл. 1). Згідно оціночної шкали небезпечності забруднення ґрунтів за сумарним показником Z_c , отримані нами величини відносяться до категорії “допустима” (<16) [9].

Отже, незважаючи на постійне техногенне навантаження, ґрунт на обстежених городніх ділянках має “допустиму” кате-

Таблиця 1

Забруднення важкими металами ґрунтів уздовж автотраси Чернігів–Гомель

Місце відбору проб ґрунту від автотраси, м	Cd		Pb		Zn		Cu		Z_c
	мг/кг	K_c	мг/кг	K_c	мг/кг	K_c	мг/кг	K_c	
5	0,14	1,1	13,5	2,5	20,1	4,2	3,9	1,1	5,9
10	0,33	2,5	8,0	1,5	25,4	5,3	10,0	2,7	9,1
50	0,30	2,3	6,5	1,2	22,6	4,7	9,5	2,6	7,8
Середній вміст ВМ у ґрунті Чернігівського р-ну	0,13	–	5,4	–	4,8	–	3,6	–	–

Нормативи та допустимі величини вмісту важких металів у осадах стічних вод міських очисних споруд, мг/кг сухої речовини [8]

Показник	ГДК в ОСВ міських очисних споруд (не допускається використовувати для удобрення с.-г. культур без попереднього обробітку ґрунту)	Допустимі величини в осадах, які дозволено використовувати як добрива у дозах, адекватних стандартним добривам
Cd	20,0	3–5
Pb	750,0	100–200
Zn	2500,0	300–1000
Cu	1500,0	100–300

горію забруднення, тобто вважається придатним для вирощування будь-яких сільськогосподарських культур.

Відомо, що міграція важких металів у системі ґрунт–рослина перебуває в прямій залежності від особливостей ґрунту – його агрохімічних і фізико-хімічних показників. А оскільки ґрунти на обстежуваних ділянках характеризуються легким гранулометричним складом, кислою реакцією ґрунтового розчину (рН 4,9–5,5) і мають низький вміст гумусу (0,89–1,6%), то незважаючи на допустиму категорію забруднення цих ділянок, близькість їх до авто-траси і щорічне внесення у ґрунт відходів виробництва ставить під сумнів отримання екологічно безпечної сільськогосподарської продукції на цих ділянках. З огляду на це було проведено хімічний аналіз рослинницької продукції, вирощеної на обстежених городніх ділянках.

Забруднення ВМ рослинницької продукції оцінювали за їх вмістом у капусті, кабачках, помідорах, бульбах картоплі, коренеплодах буряків і моркви. Результати аналізів показали, що частина обстеженої овочевої продукції містить небезпечну для здоров'я людей концентрацію ВМ. Із 42 зразків 19 – забруднені кадмієм, 4 – свинцем, 11 – цинком. Найвище забруднення рослинницької продукції пов'язано з Cd і Zn. Вміст ВМ у зразках перевищує ГДК: Cd в 1,3–3 рази, Zn – в 1,2–4,6 рази (табл. 3).

Розрахунки коефіцієнта біологічного поглинання $K_{\text{бп}}$ свідчать, що сільськогоспо-

дарські культури мають різні захисні властивості щодо поглинання ВМ (табл. 3). Так, найбільш здатні до поглинання Cd капуста і картопля, стійкіші до цього хімічного елемента буряк і морква, найменший вміст Cd виявлено у зразках кабачків і помідорів. Оскільки Cd не є біофільним елементом, його концентрація в рослинах найменша порівняно з іншими ВМ. Незважаючи на це, Cd є наймобільнішим елементом щодо рослин. Так, навіть за невисокої концентрації у ґрунті, він здатен найуспішніше проходити фізіологічні бар'єри рослинного організму і накопичуватися в ньому до значень, що перевищують ГДК. На обстежених ділянках до рослин потрапляє 2,3–18,8% запасу кислоторозчинної форми Cd, який знаходиться у ґрунті.

Zn інтенсивно накопичували всі досліджувані овочі, найбільше – картопля – $K_{\text{бп}} > 1$ (табл. 3). Очевидно, це зумовлено високою потребою в ньому рослин, адже він є незамінним елементом – біофілом, який входить до складу активних центрів багатьох ферментів, у тому числі тих, 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 Zn ґрунтах, і тому при постійній потребі в цьому мікроелементі захисні реакції на надлишок Zn-полютанта повністю не проявляються або відсутні зовсім [2]. Отже не випадково, що серед обстежених овочів, цинком забруднено рослини кожного обстеженого виду. Із усього ґрунтового запасу

в рослинах накопичилось 29,0–102,5% кислоторозчинної форми Zn.

Накопичення Pb понад ГДК спостерігали лише в капусті. В картоплі, моркві, буряку столовому вміст Pb не перевищував 0,6 ГДК. Найменший вміст Pb, як і Cd, виявлено в кабачках і помідорах. Загалом, рослини з ґрунту поглинають Pb найменше: $K_{\text{бп}}$ найнижчий – від 0,02 до 0,08. Рослинам потрапляє 1,5–7,5% від загальної кількості кислоторозчинної форми Pb.

Cu найбільше накопичують картопля і буряк столовий, проте перевищень ГДК по вмісту цього елемента не відзначено в жодному із видів рослинницької продукції: $K_{\text{бп}}$ становить 0,04–0,16. Із ґрунту в рослини надходить 3,6–16,4% запасу кислоторозчинної форми Cu.

Отже, результати досліджень свідчать, що твердження про надання ґрунту “допустимої” категорії забруднення ($Z_c < 16$) для вирощування будь-яких сільськогосподарських культур є необ’єктивним. Адже продукція, вирощена на дерново-підзолистому ґрунті вказаного рівня забруднення має перевищення ГДК за вмістом трьох ВМ (Cd, Zn, Pb).

Порівняння значень $K_{\text{бп}}$ вказує на різні захисні властивості одних і тих самих рослин щодо надходження ВМ (табл. 3). Загалом, середні значення коефіцієнтів біологічного накопичення можна розташувати у порядку збільшення інтенсивності накопичення ВМ рослинами: $K_{\text{бпZn}} > K_{\text{бпCd}} > K_{\text{бпCu}} > K_{\text{бпPb}}$. Отже, за даного рівня забруднення ґрунту, найінтенсивніше рослинами поглинається Zn, найменш інтенсивно – Pb. Це пояснюється тим, що на поверхні коріння рослин ВМ можуть зв’язуватися з карбоксильними групами поліуронових кислот слизу, здатність якого зв’язувати ВМ залежить від природи катіона. У порядку зменшення здатності слизу до зв’язування катіонів ВМ їх розміщують в такий ряд: $\text{Pb}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+}$ [10]. Таке зв’язування ВМ зі слизом обмежує їх надходження до коріння і є важливим компонентом бар’єрної функції кореневої системи при їх надходженні до рослини [11].

Таблиця 3

Накопичення важких металів с.-г. культурами

Культура	Вміст важких металів у продукції, мг/кг											
	Cd			Pb			Zn			Cu		
	від-до	середнє	$K_{\text{бп}}$	від-до	середнє	$K_{\text{бп}}$	від-до	середнє	$K_{\text{бп}}$	від-до	середнє	$K_{\text{бп}}$
Картопля	0,03–0,08	0,06±0,004	0,17	0,12–0,30	0,21±0,01	0,03	3,7–45,5	24,6±8,7	1,03	1,0–1,7	1,3±0,06	0,14
Капуста	0,02–0,10	0,06±0,010	0,19	0,13–0,96	0,55±0,10	0,08	1,7–12,2	7,0±2,5	0,29	0,4–0,9	0,7±0,07	0,07
Морква	0,02–0,05	0,04±0,010	0,11	0,23–0,33	0,28±0,02	0,04	3,9–13,9	8,6±2,7	0,36	0,5–1,0	0,8±0,11	0,08
Буряк столовий	0,02–0,04	0,03±0,004	0,09	0,16–0,27	0,22±0,02	0,03	4,7–12,3	8,5±1,7	0,35	1,1–2,1	1,6±0,22	0,16
Кабачок	0,005–0,01	0,01±0,001	0,02	0,07–0,15	0,11±0,01	0,02	1,8–18,3	10,1±2,0	0,42	0,2–0,5	0,4±0,03	0,04
Помідори	0,01–0,03	0,02±0,010	0,06	0,12–0,13	0,12±0,003	0,02	1,8–15,2	8,5±4,4	0,35	0,3–0,6	0,4±0,10	0,04
ГДК		0,03			0,5			10,0			5,0	

ВИСНОВКИ

Дослідженням виявлено поліелементне забруднення ґрунтів на городніх ділянках, розташованих уздовж автотраси Чернігів — Гомель, такими важкими металами, як Pb, Cu, Cd, Zn ($K_c > 1$). За сумарним показником Z_c ґрунт має “допустиму” категорію забруднення.

Значна частина рослинницької продукції, отриманої із цих ділянок, містить ВМ понад ГДК: кадмієм забруднено 45% продукції, цинком — 26%, свинцем — 1%.

Важкі метали за інтенсивністю накопичення рослинами розташовуються в наступному порядку: $Zn > Cd > Cu > Pb$.

При визначенні можливості вирощування будь-якої сільськогосподарської продукції на ґрунті допустимої категорії забруднення важкими металами, окрім рівня забрудненості необхідно враховувати властивості ґрунту та фізіологічні особливості сільськогосподарських культур.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алексеев Ю.В. Тяжелые металлы в почвах и растениях. — Л.: Агрпромиздат, 1987. — 142 с.
2. Ильин В.Б. К оценке массопотока тяжелых металлов в системе почва—сельскохозяйственная культура // Агрехимия. — 2006. — № 3. — С. 52–59.
3. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / За ред. С.М. Рижук, М.В. Лісового, Д.М. Бенцаровського. — К., 2003. — 64 с.
4. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственной и продукции растениеводства / Изд. 2-е, перераб. и доп. — М., 1992. — 61 с.
5. Методика суцільного ґрунтового-агрохімічного моніторингу сільськогосподарських угідь України / За ред. О.О. Созінова, Б.С. Прістера. — К., 1994. — 162 с.
6. Перельман А.И. Геохимия ландшафта. — М.: Географгиз, 1961. — 495 с.
7. Геохимия окружающей среды / Ю.Е. Саев, Б.А. Ревич, Е.П. Янин и др. — М.: Недра, 1990. — 335 с.
8. Технологічні та агроекологічні нормативи використання осадів стічних вод міських очисних споруд у сільському господарстві / КНД 33.-3.3-02-99. — К.: Аграрна наука, 2000. — 38 с.
9. Загрязнение кадмием и свинцом почв в зоне автомагистралей / Л.Н. Скипин, А.А. Таймер, Ю.В. Квашнина и др. // Плодородие. — 2007. — № 3. — С. 37–38.
10. Morel J.L., Guckert A., Chavanon M., Mench M. Etude des interactions entre les produits d'exsudation racinaire et des metaux lourds. I. Recherche d'une methode de mesure de la capacite et de l'energie de liaison metalique des exsudats // Acta oecol. Oecol. Plant. — 1983. — V. 4, N 4. — P. 363–376.
11. Серегин И.В. Физиологические аспекты токсического действия кадмия и свинца на высшие растения / И.В. Серегин, В.Б. Иванов // Физиология растений. — 2001. — Т. 48, № 4. — С. 606–630.

УДК 504. 53: 546. 48: 631. 4

ЗАКОНОМІРНІСТЬ ПЕРЕРОЗПОДІЛУ МІДІ В ОРНОМУ ШАРІ СІРОГО ЛІСОВОГО ҐРУНТУ

Б.В. Борисюк¹, Р.А. Залевський, В.М. Мількевич²

¹ Житомирський національний агроекологічний університет

² Житомирський державний університет ім. Івана Франка

Наведено результати досліджень вмісту та залежностей кількісних показників просторової динаміки рухомих форм міді в агробіоценозах 8-пільної сівозміни від різних прийомів основного обробітку ґрунту та типів систем удобрення в середині ротації сівозмінного циклу.

Однією з важливих агроекологічних проблем культурних біоценозів є вивчення закономірностей перерозподілу біо-

фільних елементів, які є необхідними для збалансованого живлення рослин та водночас можуть спричиняти їх забруднення. Як зазначають ряд дослідників [1, 2], мідь