

ВПЛИВ КОМПЛЕКСНОГО ЗАБРУДНЕННЯ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ НА ЕКОЛОГІЧНІ ФУНКЦІЇ ДЕРНОВО-ПІДЗОЛИСТОГО ҐРУНТУ

Вивчено вплив комплексного забруднення дерново-підзолистого ґрунту міддю, цинком та свинцем на виконання ним біогеоценологічних функцій. Виконана серія модельних польових експериментів з дослідження закономірностей, механізмів та наслідків забруднення Cu, Zn, Pb, що вносились у формі ацетатів, на комплекс ґрунтових властивостей і процесів, які визначають екологічні функції ґрунту та його стійкість до антропогенних навантажень.

© Р.А. Валерко, Т.М. Мислива

Постановка проблеми

На початку III тисячоліття як в світогляді суспільства, так і в його науковій та практичній діяльності на заміну технократичній парадигмі постала парадигма екологічна, яка передбачає існування соціуму в біосферосумісній формі. Вирішення проблеми зниження техногенного впливу на екосистеми та їх охорони набуло наразі виключно важливого значення. Не є виключенням й екосистема ґрунту, яка піддається особливо важкому пресингу з боку людини [41]. Ґрунт є одним із найважливіших компонентів агроекосистем, який зазнає привнесення значної кількості антропогенної енергії, що надходить у вигляді добрив, хімічних меліорантів, пестицидів тощо і не завжди працює на користь ґрунтової екосистеми та сприяє її збереженню і відтворенню. З точки зору екологічної парадигми будь-яка діяльність має бути спрямована на збереження здатності ґрунту виконувати свої екологічні функції, без чого неможливе стабільне існування як біосфери в цілому, так і людини зокрема. Саме від того, чи зможе людство в найближчий час досягти розумного поєднання своїх економічних та екологічних інтересів, залежить його майбутнє. Таке ж розумне поєднання необхідно виробити й відносно використання ґрунту.

Важкі метали займають сьогодні одне з провідних місць серед антропогенних забруднювачів педосфери. Потрапляючи в ґрунт в кількостях, що перевищують їх гранично-допустимі концентрації, вони негативно впливають на екологічні функції ґрунту, його хімічні і фізичні властивості, погіршуючи цим родючість і таким чином виявляючи прямий вплив на фітоценози. Потрапляючи з ґрунту в рослинні організми важкі метали порушують в них обмін речовин. Ці два процеси призводять негативних наслідків: знижують продуктивність агрофітоценозів і якість продукції рослинництва [2, 8, 41].

Аналіз останніх результатів досліджень

Ґрунт, будучи невід'ємною частиною будь-якої надземної екосистеми та біосфери в цілому, виконує ряд екологічних функцій – екосистемних (біогеоценотичних) та глобальних (біосферних) [19, 27-29 та ін.]. Крім того, по відношенню безпосередньо до людини він виконує ще одну функцію – сільськогосподарську, будучи незамінним, вичерпним, відносно відновлюваним природним ресурсом [33, 41]. Для збереження здатності ґрунту до відновлення необхідні певні умови, порушення яких сповільнює чи взагалі припиняє цей процес. На жаль, вимог щодо раціонального використання і охорони ґрунтових ресурсів дотримуються далеко не завжди і, як наслідок, маємо прогресування деградаційних процесів у ґрунтах. Одним з таких процесів, у результаті якого ґрунт втрачає свою родючість, є забруднення його важкими металами, які займають особливе місце серед великої кількості різноманітних хімічних сполук, що надходять

до навколишнього середовища з антропогенних джерел [23, 33, 47].

Питанням оцінки впливу забруднення важкими металами на різноманітні ґрунтові процеси й параметри присвячено цілий ряд досліджень, проте вони проводились переважно в напрямку оцінки впливу окремих політантів на окремих ґрунтовий параметр: гумусний стан [5, 15], біологічну активність та мікробіологічні показники [6, 9, 30], вміст рухомих форм поживних речовин [33, 34], фітотоксичність [8, 22, 39], агрофізичні показники [13, 16] тощо.

Раздел 1.01 Численні дані свідчать, що при забрудненні важкими металами погіршується структура ґрунту, збільшується його щільність, зменшується загальна пористість, знижується водопроникність, погіршується повітряний режим [61, 26, 32 та ін.]. Це, в свою чергу, спричиняє пригнічення рослин, внаслідок чого посилюються процеси водної ерозії та дефляції, відбувається руйнування ґрунту, яке унеможливує виконання ним не лише групи функцій, що пов'язані з фізичними властивостями, але й будь-яких інших його функцій. При забрудненні важкими металами фізичні функції ґрунтів змінюються в останню чергу [16, 26]. Це виникає тільки за умови наявності важких металів в дуже високих концентраціях – значно більше 10 ГДК [32].

Рядом досліджень встановлено, що високі дози важких металів викликають аліфатизацію гумусу [17, 18, 31], що призводить до збільшення вмісту в гумусі вуглеводів, його гідролізування, зростання ступеня окислення гумусу і концентрації органічного вуглецю [17, 44]. Забруднення важкими металами впливає і на якісний склад гумусу, переважно сприяючи зменшенню в ньому вмісту гумінових кислот і збільшенню вмісту фульвокислот [18, 32 та ін.]. Крім того, важкі метали пригнічують процеси азотфіксації, амоніфікації, нітрифікації та мінералізації [30, 48 та ін.].

Важкі метали, як правило, викликають і підкислення середовища внаслідок гідролітичної кислотності їх сполук [21, 25, 34 та ін.]. Зміна окисно-відновного потенціалу ґрунту практично повністю залежить від ступеня зміни лужно-кислотних умов [32]. Забруднення важкими металами практично завжди призводить і до зниження ферментативної активності ґрунтів [12, 14, 36, та ін.], так як пригнічення ферментів є характерною особливістю важких металів. Зміна вищевказаних властивостей виникає вже при менш значному забрудненні ґрунту на рівні близько 1 ГДК і більше [32, 34].

Згідно з існуючими літературними даними, забруднення важкими металами значною мірою впливає й на загальну чисельність, видовий склад і активність ґрунтової мікробіоти [30, 36]. При забрудненні важкими металами чисельність ґрунтових мікроорганізмів може знижуватись [3, 6, 21 та ін.], не змінюватись [49-51] або навіть збільшуватись [20, 24, 37, 38]. Більш однозначними є зміни складу і структури комплексу ґрунтових

мікроорганізмів, які виявляються в зниженні їх видового різноманіття [11, 36 та ін.]. Вказані характеристики є найбільш чутливими до забруднення важкими металами і першими піддаються зміні – при вмісті важких металів у ґрунті до 1 ГДК [30, 32]. Забруднення важкими металами призводить до посилення фітотоксичних властивостей ґрунту, зниження урожайності і якості сільськогосподарської продукції [11, 32 та ін.]. Погіршення цілісних функцій ґрунту виникає одночасно із погіршенням хімічних, фізико-хімічних та біохімічних його функцій, при вмісті важких металів близько 1 і більше ГДК [8, 31, 32].

Однак досліджень, присвячених оцінці впливу забруднення важкими металами на комплекс ґрунтових властивостей і процесів, що визначають екологічні функції ґрунту та його стійкість до антропогенних навантажень, проведено недостатньо. Особливо мало зустрічається робіт, присвячених дослідженню впливу комплексного забруднення сполуками важких металів на екологічні функції дерново-підзолистих ґрунтів.

Завдання досліджень

Метою досліджень була оцінка впливу забруднення важкими металами на виконання біогеоценотичних функцій дерново-підзолистим ґрунтом. Для реалізації поставленої мети передбачалось вирішити наступні завдання:

- оцінити вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на хімічні та фізико-хімічні категорії біогеоценотичних функцій дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту;
- встановити характер впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на інформаційні категорії біогеоценотичних функцій дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту;
- визначити особливості впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на цілісні категорії біогеоценотичних функцій дерново-підзолистого глеюватого супіщаного ґрунту.

Об'єкти і методика проведення досліджень

Польовий модельний дослід був закладений у 2006 році на території НДГ “Україна” Черняхівського району Житомирської області на дерново-підзолистому глеюватому супіщаному ґрунті.

В якості речовин - забруднювачів були обрані мідь, цинк та свинець. Ґрунт забруднювали сумішшю металів – 1, 5, 10 і 15 ГДК кожного [1], що ГДК для Cu складає 55 мг/кг ґрунту, Zn – 100 мг/кг, Pb – 32 мг/кг. Прийняття ГДК, а не кількості елемента в мг/кг ґрунту за систему відліку кількості важких металів, було зроблено із міркувань, що різні метали містяться в ґрунті в різних непорівнянних, якщо їх виразити в мг, кількостях, що відрізняються на два порядки, і, крім того, володіють різним ступенем токсичності. Вибір же за систему відліку саме ГДК

елемента – забруднювача дозволяє співставити силу взаємодії різних важких металів між собою.

Важкі метали вносили у 0–20 см шар ґрунту у вигляді оцтовокислих солей для виключення можливості впливу на досліджувані показники сторонніх домішок, що містяться в хлоридах та сульфатах важких металів.

Для вивчення динаміки процесів зразки ґрунту для аналізів відбирали через різні проміжки часу від моменту забруднення: 30, 90 і 180 діб.

Було проаналізовано вплив сумісного забруднення Cu, Zn і Pb на комплекс показників, які характеризують еколого-біологічні функції ґрунту: чисельність мікроорганізмів та їх біологічну активність, гумусовий стан, вміст елементів живлення, рН сольове, фітотоксичність. Загалом було проаналізовано 20 показників.

Чисельність ґрунтових мікроорганізмів визначали методом посіву граничних розведень ґрунтових суспензій на агарові середовища, що відповідають потребам основних таксономічних і еколого-трофічних груп. Кількість амоніфікаторів визначали на м'ясо-пептонному агарі, азотфіксуючих бактерій – на середовищі Ешбі, бактерій, які вживають мінеральні форми азоту (на 5 добу інкубації посівів), і стрептоміцетів (на 8 добу) – на крохмально-аміачному агарі, мікроміцетів – на середовищі Чапека, оліготрофів – на розведеному в 100 разів середовищі Ешбі, азотобактера – методом обростання колонією азотобактера грудочок ґрунту на середовищі Федорова.

Целюлозолітичну активність визначали за швидкістю розкладання лляного полотна аплікаційним методом за І.В. Востровим (1987), активність аскорбатоксидази в ґрунті – за методикою, викладеною в роботі [1].

Вміст в ґрунті азоту, що легко гідролізується, визначали по Корнфілду (ГОСТ 26211-84); вміст нітратного азоту – за ГОСТом 23268.9-78; рухомі форми фосфору і обмінного калію – за ГОСТом 22204-84; рН_{KCl} – за ГОСТом 2649-85. Вміст гумусу визначали за ГОСТом 26213-84.

Фітотоксичність ґрунту встановлювали за зміною показників проростання насіння (схожість, енергія проростання, швидкість проростання) та інтенсивності початкового росту проростків (довжина коріння, довжина зелених проростків, маса коріння, маса зелених проростків) [46].

Визначення інтегрального показника еколого-біологічного стану дерново-підзолистого ґрунту проводили, використовуючи методику, наведену в роботі [7], яка дозволяє оцінити вплив комплексного забруднення важкими металами на сукупність біологічних та екологічних показників ґрунту. Для цього значення кожного із показників на контролі (в незабрудненому ґрунті) приймали за 100 % і по відношенню до нього виражали у відсотках значення показників на варіантах досліджу, що лишилися (в забрудненому ґрунті). Потім додавали відносні значення

багатьох показників, абсолютні значення яких не можуть бути доданими, так як мають різні одиниці виміру. Підсумок виражали у відсотках до контролю.

Статистична обробка експериментальних даних була проведена за допомогою визначення показників варіації, дисперсійного та кореляційного аналізів.

Класифікація біогеоценотичних функцій ґрунту дана за Добровольським та Нікітіним [19, 41].

Результати досліджень

Результати польових модельних досліджень і проведений аналіз даних інших дослідників дозволяють зробити ряд висновків щодо якісної і кількісної оцінки впливу комплексного забруднення дерново-підзолистого ґрунту важкими металами на його біогеоценотичні функції.

1. *Функції ґрунту, які зумовлені його фізичними властивостями: життєвий простір; житло та сховище; механічна опора; депо насіння та інших зародків.* З огляду на те, що в регіоні Житомирського Полісся масове забруднення ґрунтового покриву дуже високими концентраціями міді, цинку і свинцю відсутнє (рівні забруднення знаходяться переважно в межах від 5 до 10-12 ГДК) [23, 35, 40, 42], нами не проводилось спеціальних досліджень з встановлення впливу важких металів на такі важливі показники як водно - фізичні властивості дерново-підзолистого ґрунту.

Таблиця 1. Вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на вміст гумусу та співвідношення C : N в дерново-підзолистому ґрунті, %

Варіант досліджу	Вміст гумусу (фактичне значення)			Вміст гумусу (відхилення від контролю)			Співвідношення C : N		
	1*	3	6	1	3	6	1	3	6
Без добрив і важких металів - контроль	1,16	1,11	1,16	-	-		12,3	11,8	12,3
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ - фон	1,15	1,12	1,15	-0,01	+0,01	-0,01	12,2	11,9	12,2
Фон +1 ГДК	1,19	1,26	1,06	+0,03	+0,15	-0,10	12,7	13,4	11,3
Фон +5 ГДК	1,27	1,39	1,20	+0,11	+0,28	+0,04	13,5	14,8	12,8
Фон +10 ГДК	1,40	1,39	1,35	+0,24	+0,28	+0,19	14,9	14,8	14,4
Фон +15 ГДК	1,46	1,42	1,38	+0,30	+0,31	+0,22	15,5	15,1	14,7

Примітка: * – строк експозиції, місяців; розбіжності між показниками паралельних визначень вмісту гумусу при строках експозиції 1, 3 і 6 місяців не перевищували $\pm 0,01\%$; $\pm 0,01\%$ мг/кг і $\pm 0,02\%$ відповідно.

2. *Функції ґрунту, які пов'язані з його хімічними, фізико-хімічними та біохімічними властивостями: джерело елементів харчування; депо вологи, елементів живлення та енергії; сорбція речовин, що надходять з*

атмосфери та з ґрунтовими водами; сорбція мікроорганізмів; стимулятор та інгібітор біохімічних та інших процесів. Виконання ґрунтом перерахованих функцій залежить від таких його властивостей, як вміст, запаси гумусу та його якісний склад, вміст елементів мінерального живлення, вологоємність, лужно-кислотні і окисно-відновні умови, активність ферментів тощо. У результаті проведення власних досліджень було встановлено, що комплексне забруднення дерново-підзолистого ґрунту важкими металами сприяє помітному збільшенню вмісту в ньому гумусу: від 10% щодо з незабруднених ґрунтів при 5 ГДК до 25–28% при 10–15 ГДК забруднювачів (табл 1).

Вірогідно, це пов'язано з тим, що метод Тюріна, який використовувався нами для визначення вмісту гумусу, дозволяє визначити вміст органічного вуглецю в пробі, що аналізується, при умові, що органічні рештки з неї будуть попередньо відібрані за допомогою ебонітової палички. У разі внесення ацетатних солей важких металів у ґрунт має місце процес розкладання дрібних органічних часток, що містяться в ньому, які потім при застосуванні методу Тюріна враховуються як органічний вуглець гумусу, що пов'язано зі збільшенням окислюваності органічної речовини, а не з дійсним ростом вмісту гумусу, що підтверджують і дослідження [5]. Нашими дослідженнями встановлено також, що в присутності важких металів в концентраціях 5–15 ГДК вміст органічного вуглецю в дерново-підзолистому ґрунті зростає на 10–14% при експозиції 30 і 90 діб та на 56–76% при експозиції 180 діб відповідно. Очевидно, що на цей показник також вплинуло й те, які форми важких металів вносились у ґрунт (у нашому випадку це були ацетати). Зростало також і співвідношення C:N в сторону збільшення першого.

Відомо, що в ряді випадків при невисокій концентрації поліюанта або в багатих на гумус ґрунтах відмічається посилення інтенсивності процесів азотфіксації, амоніфікації, нітрифікації та мінералізації, внаслідок чого збільшується вміст у ґрунті доступних для рослин форм азоту, а часто і фосфору, тобто поживний режим поліпшується [16, 34, 48]. Це підтверджують і результати наших досліджень, в ході яких було встановлено, що внесення в дерново-підзолистий ґрунт ацетатів міді, цинку і свинцю на рівні 1, 5, 10 і 15 ГДК сприяло зростанню вмісту лужногідролізованого азоту на 7–25% при терміні експозиції 90 діб та на 4–16% при терміні експозиції 180 діб порівняно з контрольним варіантом, де важкі метали в ґрунт не вносились. Ця ж тенденція була характерною і для вмісту рухомого фосфору, який при терміні експозиції 180 діб зростає на 25–32% порівняно з контролем.

У наших дослідженнях за всіх рівнів вмісту важких металів в дерново – підзолистому ґрунті спостерігались зміни рН сольового у бік підкислення ґрунтового розчину. Ацетати міді, цинку і свинцю, які вносились в ґрунт в якості поліюантів, є середньо- і важкорозчинними сполуками. Очевидно з

цієї причини максимальне підкислення ґрунтового розчину – на 1,2–1,6 одиниці було зафіксоване через 90 діб після внесення в ґрунт полютантів.

Досить чутливо реагують на забруднення ґрунту важкими металами й ґрунтові ферменти, зокрема аскорбатоксидаза. Отримані нами експериментальні дані щодо впливу різних концентрацій важких металів на аскорбатоксидазну активність дерново-підзолистого ґрунту свідчать про те, що при концентрації забруднювачів на рівні 5–10 ГДК даний показник знижувався вдвічі порівняно з таким у незабрудненому ґрунті, а концентрація важких металів на рівні 15 ГДК спричиняла зниження аскорбатоксидазної активності ґрунту у 10 разів. Встановлено також зниження інтенсивності розкладання целюлози при забрудненні ґрунту на рівні 1 ГДК – на 6–19%; 5 ГДК – на 14–23%; 10 ГДК – на 22–31%; 15 ГДК – на 32–37% залежно від строку експозиції (табл. 2).

Таблиця 2. Вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на інтенсивність розкладання целюлози в дерново-підзолистому ґрунті, %

Варіант дослідження	Інтенсивність розкладання целюлози (фактичне значення)			Інтенсивність розкладання целюлози (відхилення від контролю)		
	1*	3	6	1	3	6
Без добрив і важких металів - контроль	99,6	54,0	49,4	-	-	-
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ - фон	97,4	50,1	49,1	-2,2	-3,9	-0,3
Фон +1 ГДК	80,2	47,0	47,1	-19,4	-7,0	-2,3
Фон +5 ГДК	85,3	41,4	37,9	-14,3	-12,6	-11,5
Фон +10 ГДК	70,0	42,2	34,3	-29,6	-11,8	-15,1
Фон +15 ГДК	68,1	34,7	31,1	-31,5	-19,3	-18,3

Примітка: * – строк експозиції, місяців; розбіжності між показниками паралельних визначень целюлозолітичної активності ґрунту при строках експозиції 1, 3 і 6 місяців не перевищували $\pm 12,8\%$; $\pm 8,5\%$ мг/кг і $\pm 5,4\%$ відповідно.

3. *Інформаційні функції ґрунту: сигнал для ряду сезонних та інших біологічних процесів; регулювання чисельності, складу та структури біоценозів; пусковий механізм деяких сукцесій; „пам'ять” біогеоценозу.* У порівнянні із речовинною та енергетичною сторонами природних процесів і явищ, що відбуваються у ґрунтовій екосистемі, інформаційний аспект її досліджується порівняно недавно. Очевидно саме тому відомості про вплив важких металів на цю групу екологічних функцій ґрунту практично відсутні. Виключенням є інформація про зміну чисельності, складу і структури біоценозів. Враховуючи те, що забруднення ґрунтів важкими металами набуло глобального характеру, звуження видового різноманіття забруднених важкими металами екосистем є дуже небезпечною тенденцією, тим паче, що виявляється вже при незначному ступені забруднення. Нашими дослідженнями було встановлено, що дія важких

металів на мікроорганізми залежить від вмісту їх у ґрунті, концентрації та строку експозиції, а також від стійкості самих мікроорганізмів. За ступенем толерантності до забруднення дерново-підзолистого ґрунту важкими металами групи мікроорганізмів розташовуються наступним чином: мікроскопічні гриби > азотобактер > стрептоміцети > оліготрофи > бактерії, що використовують мінеральні форми азоту > амоніфікатори > азотфіксуючі бактерії. Найбільш чутливими до дії важких металів виявились мікроміцети та азотобактер, що дає підставу використовувати ці групи мікроорганізмів в якості тест-об'єктів для індикації забруднення важкими металами дерново-підзолистого ґрунту.

4. *Цілісні функції ґрунту: акумуляція та трансформація речовин і енергії, що знаходяться в біогеоценозі або надходять до нього; санітарна функція; буферний та захисний біогеоценотичний екран; умови існування і еволюції організмів.* Дана група функцій залежить від сукупної дії всіх його властивостей та режимів [41]. На прикладі цілісних функцій найбільш чітко відслідковуються зворотні зв'язки між забрудненням ґрунту важкими металами і його здатністю виконувати свої екологічні функції. З одного боку, саме вказані функції повинні попереджувати негативні наслідки забруднення ґрунтів важкими металами, а з іншого – коли властивості ґрунту, які визначають ці функції, не в змозі протистояти антропогенному пресингу, що викликає збій у їх роботі – виникають порушення у функціонуванні всієї ґрунтової екосистеми. Стійкість саме цілісних функцій повинна визначати стійкість ґрунту до забруднення важкими металами або інших деградаційних процесів.

Таблиця 3. Вплив комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на інтенсивність початкового росту насіння озимої пшениці, у % до контролю*

Варіант досліджу	Довжина коренів			Довжина зелених пагонів			Маса коренів			Маса зелених пагонів		
	1**	3	6	1	3	6	1	3	6	1	3	6
Без добрив і важких металів - контроль	86	87	91	107	105	108	122	124	123	53	57	54
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ - фон	54	56	60	80	81	82	98	103	100	41	43	45
Фон +1 ГДК	60	71	76	88	100	112	100	114	123	48	52	63
Фон +5 ГДК	17	22	31	37	40	51	33	36	48	17	26	32
Фон +10 ГДК	17	20	25	24	29	35	28	32	40	17	21	25
Фон +15 ГДК	10	14	20	22	25	29	11	18	27	13	15	18
НІР _{0,5}	12	10	12	6	6	7	2	10	4	12	4	10

Примітка: * – за контроль приймали показники, одержані при пророщуванні насінин на зволоженій ваті; ** - строк експозиції - 1, 3 і 6 місяців, відповідно;

Про вплив забруднення важкими металами на групу цілісних властивостей ґрунту можна судити за показниками фітотоксичності ґрунту, продуктивності агроценозів та якості їх продукції. Проведені нами дослідження показали, що важкі метали в дерново-підзолистому ґрунті, в залежності від їх вмісту та строку експозиції, як пригнічували, так і стимулювали проростання насіння і ріст проростків озимої пшениці, яка була вибрана нами в якості тест-об'єкта згідно з методикою [4]. За умови внесення в ґрунт 1 ГДК суміші ацетатів Cu, Zn і Pb, спостерігалась помітна стимуляція проростання і росту насіння озимої пшениці порівняно з фоном, де важкі метали в ґрунт не вносились (табл. 3).

При вмісті важких металів у ґрунті на рівні 15 ГДК спостерігалось стимулювання проростання насіння, але пригнічення росту коренів та зелених проростків. Варто зауважити також і те, що в якості тест-об'єкта нами була свідомо обрана одна з найбільш толерантних до забруднення ґрунту важкими металами культур. У польових умовах, де на забруднених ділянках вирощувався люпин жовтий, на варіантах із забрудненням 10 – 15 ГДК рослини загинули, а при забрудненні 1–5 ГДК спостерігалось значне їх пригнічення.

Таким чином, беручи за основу результати проведених модельних досліджень та літературні дані про вплив важких металів на властивості ґрунту, з певною часткою узагальнення можна констатувати наступне: при забрудненні ґрунтів важкими металами порушення інформаційних функцій виникає вже при вмісті важких металів у ґрунті на рівні 1–5 ГДК, хімічних, фізико-хімічних, біохімічних і цілісних функцій – 5–15 ГДК, фізичних функцій – більше 15 ГДК. Наведені експериментальні дані більш стосуються дерново-підзолистих ґрунтів, оскільки вони варіюють в залежності від генетичних властивостей ґрунту, які визначають перехід важких металів в нерухомі нетоксичні форми.

Стійкість ґрунту до забруднення важкими металами та інших деградаційних процесів, на наш погляд – це стійкість саме цілісних функцій, перш за все таких, як акумуляція і трансформація речовин і енергії в біогеоценозі, санітарна функція, функція буферного і захисного біогеоценотичного екрану, умови існування і еволюції організмів.

Згідно з ГОСТ 17.4.3.06-86, класифікацію ґрунтів за ступенем забруднення проводять за гранично допустимими кількостями хімічних речовин в них та їх фоновим вмістом. За ступенем забруднення ґрунти поділяють на сильно- середньо- і слабозабруднені. Ми пропонуємо здійснювати класифікацію дерново-підзолистих ґрунтів за ступенем забруднення на основі інтегрального показника їх еколого-біологічного стану і порушення біогеоценотичних функцій (таблиця).

Таблиця 4. Класифікація дерново-підзолистих ґрунтів за ступенем забруднення на основі інтегрального показника еколого-біологічного стану

Ґрунти	Ступінь зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту	Екологічні функції, що порушуються (за [43])	Вміст важких металів в ґрунті
Не забруднені	-	Відсутні	Фон – до 1 ГДК
Слабозабруднені	< 10 %	Інформаційні	1-5 ГДК
Середньозабруднені	10-25 %	Хімічні, фізико-хімічні, біохімічні; цілісні	5-15 ГДК
Сильнозабруднені	> 25 %	Фізичні	> 15 ГДК

Більшість здійснюваних спроб нормування забруднення ґрунтів важкими металами зводились до того, щоб визначити гранично допустиму концентрацію металу в ґрунті. Однак, оцінка екологічного стану ґрунтів шляхом порівняння фактичного вмісту в них важких металів з величиною ГДК має ряд недоліків, серед яких найбільшими є наступні:

- гранично-допустима концентрація дозволяє оцінити ступінь небезпечності важких металів за сумою адаптивних ефектів без врахування ефектів синергізму та антагонізму, які завжди присутні в таких складних поліфункціональних системах, як екосистема ґрунту;

- гранично-допустимі концентрації важких металів у ґрунті було встановлено з урахуванням переважно гігієнічних позицій та без урахування ґрунтової різноманітності, фізико-хімічних властивостей ґрунтів, а також особливостей поведінки важких металів при поліелементному забрудненні в конкретних ґрунтово-кліматичних умовах; спроби надати гігієнічній ГДК статусу універсальності лише дискредитують цей норматив;

- існує невідповідність між геохімічним фоном (фоновим вмістом) важких металів у ґрунті та їх гранично допустимими концентраціями, оскільки перший може мати досить значні коливання навіть в межах однієї природно-кліматичної зони.

Такі недоліки ускладнюють проведення об'єктивної оцінки фактичного екологічного стану ґрунту за вмістом в ньому важких металів, однак наразі більш досконалої системи оцінки не існує. Крім того, перераховані фактори вимагають створення нескінченної множини ГДК забруднюючих речовин в ґрунті для кожного конкретного випадку, що є нереальним. Тому

в деяких випадках доцільніше нормувати забруднення не за концентрацією речовини в ґрунті, а за реакцією ґрунту на забруднення. Той факт, що різні екологічні функції дерново-підзолистого ґрунту порушуються за різної концентрації в ньому забруднювачів, може бути покладений в основу екологічного нормування забруднення таких ґрунтів важкими металами. Таке нормування буде дійсно екологічним, а не санітарно-гігієнічним, яким є наразі.

Висновки

1. З певною мірою узагальнення можна констатувати, що при забрудненні ґрунтів важкими металами порушення інформаційних функцій відбувається вже при вмісті полутантів в ґрунті до 1–5 ГДК; хімічних, фізико-хімічних, біохімічних та цілісних біогеоценотичних функцій – 5–15 ГДК; фізичних – понад 15 ГДК. Наведені експериментальні дані більшою мірою стосуються дерново-підзолистих ґрунтів, оскільки вони варіюють в залежності від генетичних властивостей ґрунту, які визначають перехід важких металів в нерухомі нетоксичні форми.

2. Під стійкістю дерново-підзолистого ґрунту до забруднення важкими металами та інших деградаційних процесів слід розуміти стійкість його цілісних біогеоценотичних функцій, насамперед таких як акумуляція і трансформація речовин і енергії в біогеоценозі, санітарна функція, функція буферного і захисного біогеоценотичного екрану, умови існування і еволюції організмів.

3. Той факт, що різні екологічні функції дерново-підзолистих ґрунтів порушуються при різних концентраціях важких металів в них, може бути покладено в основу екологічного нормування забруднення даних ґрунтів важкими металами і класифікації їх за ступенем забруднення на основі зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану і порушення біогеоценотичних функцій.

Подальші дослідження мають бути зосереджені на розробці нових, екологічно обґрунтованих нормативів забруднення ґрунтів важкими металами.

Література

1. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель (методично-нормативне забезпечення) / За заг. ред. В.П. Патики, О.Г. Тараріка. – К., 2002. – С. 35–37.
2. Агроекологія / В.А. Черников, Р.М. Алексахин, А.В. Голубев и др.; Под ред. В.А. Черникова, А.И. Черкеса. – М.: Колос, 2000. – 536 с.
3. Бабьева И.П., Левин С.В., Решетова И.С. Изменение численности микроорганизмов в почвах при загрязнении тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. – М., 1980. – С. 115–120.
4. Бабьева М.А., Зенова Н.К. Биология почв. Микробоценозы зональных

- типов почв СССР. - М.: Изд – во МГУ, 1989. – 201 с.
5. *Безуглова О.С., Вальков В.Ф., Казеев К.Ш.* Влияние высоких концентраций тяжелых металлов на гумусное состояние и биологическую активность чернозема обыкновенного карбонатного // Известия высших учебных заведений. - Северо-Кавказский регион. Естественные науки. – 1999. – №2. – С. 65–71.
 6. *Булавко Г.И., Наплекова Н.Н.* Влияние свинца на микрофлору дерново-подзолистой почвы и чернозема выщелоченного // Изв. СО АН СССР. – Сер. биол. наук. – 1984. – №18/3. – С. 36–39.
 7. *Вальков В.Ф., Казеев К.Ш., Колесников С.И.* Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа // Научная мысль Кавказа. – 1999. - №1. – С. 32–37.
 8. *Вальков В.Ф., Колесников С.И., Казеев К.Ш.* Влияние загрязнения тяжелыми металлами на фитотоксичность чернозема // Агрехимия. – 1997. – №6. – С. 50 – 55.
 9. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микроскопические грибы и Azotobacter чернозема обыкновенного / *Вальков В.Ф., Колесников С.И., Казеев К.Ш., Таццев С.С.* // Экология. – 1997. - № 5. – С. 388–390.
 10. *Веденеев А.Л.* О влиянии техногенных выбросов на микробиологическую активность почв // Микробные сообщества и их функционирование. К.: Наукова думка, 1981. – С. 160–161.
 11. *Власюк П.А.* Биологические элементы жизнедеятельности растений. – К.: Наук. думка, 1969. – 516 с.
 12. *Галиулин Р.В., Галиулина Р.А.* Ферментативная индикация загрязнения почв тяжелыми металлами // Агрехимия. – 2006. – №11. – С. 84–95.
 13. *Гилязов М.Ю.* Изменение некоторых агрофизических свойств выщелоченного чернозема при загрязнении товарной нефтью в условиях Татарстана // Почвоведение. – 2002. – №12. – С. 1515–1519.
 14. *Григорян К.В., Галстян А.Ш.* Влияние загрязненных промышленными отходами оросительных вод на ферментативную активность почв // Почвоведение. – 1979. – №3. – С. 130–138.
 15. *Гришина Л.А., Конорева И.А.* Гумусное состояние дерново-подзолистых почв и влияние на него аэрозатражения // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17 Почвоведение. – 1980. – №4. – С. 36–40.
 16. *Гришина Л.Г., Макаров М.И., Недбаев Н.П.* и др. Изменение свойств почв в условиях промышленного загрязнения // Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. – С. 22–64.
 17. *Гришина Л.Г., Макаров М.И., Сапегина И.В.* Влияние промышленного загрязнения на органическое вещество почв // Влияние атмосферного загрязнения на свойства почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1990. – С. 95–137.

18. *Гутиева Н.М.* Влияние выбросов промышленных предприятий через атмосферу на содержание и состав гумуса дерново-подзолистых почв // Докл. ТСХА. - 1980. – Вып. 258. – С. 81-85.
19. *Добровольский Г.В., Никитин Е.Д.* Функции почв в биосфере и экосистемах (экологическое значение почв). – М.: Наука, 1990. – 261 с.
20. *Евдокимова Г.А., Кислых Е.Е., Мозгова Н.П.* Биологическая активность почв в условиях аэротехногенного загрязнения на Крайнем Севере. – Л.: Наука, 1984. – 120 с.
21. *Евдокимова Г.А., Мозгова Н.П.* Влияние выбросов предприятия цветной металлургии на почву в условиях модельного опыта // Почвоведение. – 2000. – №5. – С. 630–638.
22. *Ельзина Г.Я., Безносиков В.А.* Формы соединений тяжелых металлов в подзолистых почвах и их фитотоксичность // Эколого – генетические аспекты почвообразования на Европейском северо – востоке. – Сыктывкар, 1996. – С. 91–100.
23. *Жовинский Э.Я., Кураева И.В.* Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины. – К.: Наукова думка, 2002. – 213 с.
24. *Загуральская Л.М., Зябченко С.С.* Воздействие промышленных загрязнений на микробиологические процессы в почвах бореальных лесов района Костамукши // Почвоведение. – 1994. – №5. – С. 105–110.
25. *Ильин В.Б., Байдина Н.Л., Конарбаева Г.А.* и др. Содержание тяжелых металлов в почвах и растения Новосибирска // Агрехимия. – 2000. - №1. – С. 66–73.
26. *Кабата-Пендиас А., Пендиас Х.* Микроэлементы в почвах и растениях: Пер. с англ. – М.: Мир, 1989. – 439 с.
27. *Карпачевский Л.О.* Экологическое почвоведение. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1993. – 184 с.
28. *Ковда В.А.* Основы учения о почвах. – М.: Наука, 1973. – Кн. 1. – 448 с.
29. *Ковда В.А.* Основы учения о почвах. – М.: Наука, 1973. – Кн. 2. – 468 с.
30. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробные сообщества чернозема // Почвоведение. – 1999. – № 4. – С. 506–511.
31. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Влияние загрязнения тяжелыми металлами на эколого-биологические свойства чернозема обыкновенного // Экология. – 2000. – №3. – С. 193–201.
32. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Экологические последствия загрязнения почв тяжелыми металлами. – Ростов-на-Дону: Изд-во КНЦ ВШ, 2000. – 232 с.
33. *Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф.* Экологические функции почв и влияние на них загрязнения тяжелыми металлами // Почвоведение. – 2002. – №12. – С. 1509–1514.
34. *Колесников С.И., Коваленко В.Д., Казеев К.Ш.* и др. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на содержание в черноземе

- обыкновенном подвижных форм азота и фосфора // Агрохимия. – 1999. – №2. – С. 73–78.
35. Корбут Г.А. Валовые запасы и подвижные формы В, Мп, Zn, Cu, Мо в почвах Лесостепной зоны Житомирской обл.: Автореф. дис. ... канд. с.-х. наук / Укр. с.-х. акад. – К., 1969. – 34 с.
36. Левин С.В., Гузев В.С., Асеева И.В. и др. Тяжелые металлы как фактор антропогенного воздействия на почвенную микробиоту // Микроорганизмы и охрана почв. М.: Изд-во МГУ, 1989. – С. 5–46.
37. Марфенина О.Е. Реакция комплекса микроскопических грибов на загрязнение почв тяжелыми металлами // Вестн. Моск. ун-та. Сер. 17. Почвоведение. – 1985. – №2. – С. 46–50.
38. Медведева М.В. Биологическая диагностика аэротехногенного загрязнения почв Северотаежной подзоны Карелии (на примере Костомукшского ГОКа): Автореф. дис.... канд. биол. наук. – М., 2001. – 25 с.
39. Мислива Т.М., Валерко Р.А. Вплив комплексного забруднення важкими металами на фітотоксичність дерново-підзолистого ґрунту / Вісник ДАУ. – 2006. – №2 – С. 28–36.
40. Надточій П.П., Трембицький В.А., Мартенюк Н.В. Агроэкологический мониторинг почв и растениеводческой продукции приусадебных хозяйств, подвергшихся влиянию аварии на ЧАЭС // Проблемы сільськогосподарської радіології: 17 років після аварії на ЧАЕС: (Доп. учасників четвертої міжнар. наук.-практ. конф.) – Житомир, 2003. – С. 27–34.
41. Надточій П.П., Вольвач Ф.В., Гермашенко В.Г. Екологія ґрунту та його забруднення. К.: Аграрна наука, 1997. – 286 с.
42. Надточій П.П., Мислива Т.М., Трембицький В.А. Агроєкологічний моніторинг присадибних ділянок на радіонуклідно забруднених територіях Житомирської області. // Таврійський наук. вісн. – 2004. – Вип. 31. – С. 87–93.
43. Никитин Е.Д. Почва как биокосная полифункциональная система, разнообразие и взаимосвязь почвенных экотонных функций
44. Прокопович Е.В., Кайгородова С.Ю. Трансформация гумусового состояния почв под действием выбросов среднеуральского медеплавильного завода // Экология. – 1999. – №5. – С. 375–378.
45. Розанов Б.Г., Розанов А.Б. Основные тенденции изменения почвенного покрова земли под воздействием человека // Почвенно – экологический мониторинг и охрана почв. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1994. – С. 105–126.
46. Рыбакова З.П. Методы отбора микробов – стимуляторов по их влиянию на семена // Некоторые новые методы количественного учета почвенных микроорганизмов и изучения их свойств. – Л., 1987. – С. 32.
47. Самчук А.І., Кураєва І.В., Єгоров О.С. Важкі метали у ґрунтах

- Українського Полісся та Київського мегаполісу. – К.: Наукова думка, 2006. – 108 с.
48. Умаров М.М., Азиева Е.Е. Некоторые биохимические показатели загрязнения почв тяжелыми металлами // Тяжелые металлы в окружающей среде. – М.: Изд-во Моск. ун-та, 1980. – С. 109–115.
49. Wainwright M. Effect of exposure to atmospheric pollution on microbial activity in soil // Plant Soil – 1980. – V. 55. – P. 199–204.
50. Wang W. The response of Nitrobacter on toxicity // Environ. Int. – 1984. - V. 10, № 1. – P. 21-26.
51. Williams S.F., Vollum A.C. Effect of cadmium on soil bacteria and actinomycetes // J. Environ. Qual. – 1981. – V. 10, № 2. – P. 142–144.
-
-