

КОНЦЕПТУАЛЬНІ ЗАСАДИ ЗДІЙСНЕННЯ ЕКОЛОГІЧНОГО НОРМУВАННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ

Розглянуті проблеми, що стосуються розроблення нормативів вмісту важких металів у ґрунтах. Запропоновано здійснювати екологічне нормування вмісту рухомих форм Cu, Pb, Cd і Zn у дерново-підзолистому ґрунті на основі даних про порушення його біогеоценотичних функцій. За критерій, що визначає гранично допустиме антропогенне навантаження на ґрунтову екосистему, пропонується використовувати «інтегральний показник еколого-біологічного стану ґрунту» (ПЕБС).

Постановка проблеми та аналіз останніх результатів досліджень.

Сучасна найбільш поширена концепція взаємодії суспільства і природи, якою наразі керуються передові держави світу, закріплена у програмі дій «Порядок денний на XXI століття», яка була схвалена у червні 1992 року на конференції ООН з проблем навколишнього середовища і розвитку у Ріо-де-Жанейро (Бразилія) [14]. Проголошення концепції стійкого розвитку на глобальному і національному рівнях означило пріоритети фундаментальних наукових досліджень в галузі екології та охорони навколишнього середовища. Однією з найважливіших визнана проблема встановлення меж стійкості екологічних систем різного ієрархічного рівня і просторового масштабу (від локальних до біосфери в цілому) до різних техногенно-антропогенних навантажень, оскільки без знання цих меж практична ефективна реалізація концепції стійкого розвитку стає неможливою [3, 17]. Людству і на сучасному етапі свого розвитку, і в майбутній перспективі вкрай важливо знати ту “кінцеву межу”, за яку воно не може переступати у своїх взаєминах із природою. Дане завдання вирішується в рамках екологічного нормування – одного з основних напрямів прикладної екології, головна мета якого – розроблення екологічних нормативів антропогенних навантажень на локальному, регіональному і глобальному рівнях [5, 16]. Не зважаючи на визнану актуальність досліджень у сфері екологічного нормування, а також численні теоретичні і експериментальні роботи, виконані в цьому напрямку [4, 7, 11 та ін.], багато питань ще залишаються невирішеними. Вся існуюча на даний час система регламентації забруднення компонентів довкілля базується на санітарно-гігієнічних нормативах, хоча загальновизнаною є їх неефективність для захисту біотичних компонентів як природних, так і штучно створених екосистем. Не в останню

чергу таке положення пов'язане з недостатнім розвитком методологічної бази екологічного нормування, відсутністю загальноновизнаних і належним чином офіційно узаконених методик екологічного (!) нормування, недостатністю фактичних даних щодо реакції природних екосистем на антропогенні навантаження (в першу чергу, за дозовими залежностями) і, зрештою, з відсутністю власне екологічних нормативів [1, 3, 7].

Мета і завдання досліджень

Метою досліджень стало вдосконалення підходів щодо здійснення екологічного нормування важких металів по відношенню до ґрунтової екосистеми. Для досягнення поставленої мети передбачалося вирішення таких завдань: 1) аналіз літературних даних щодо існуючих поглядів на принципи нормування важких металів у ґрунті; 2) встановлення впливу комплексного забруднення важкими металами (Cu, Zn і Pb) на хімічні, фізико-хімічні, інформаційні та цілісні категорії біогеоценотичних функцій дерново-підзолистого ґрунту; 3) оцінка можливості здійснення нормування вмісту рухомих форм важких металів у дерново-підзолистому ґрунті на підставі даних про порушення його біогеоценотичних функцій.

Об'єкти, методи та умови проведення досліджень

Польовий модельний дослід був закладений у 2006 році на території дослідного поля ЖНАЕУ на дерново-підзолистому глеюватому супіщаному ґрунті. Перед закладанням досліді ґрунт мав такі агрохімічні показники: вміст гумусу – 1,12 %, азоту лужногідролізованого – 72 мг/кг; рухомого фосфору – 270 мг/кг, обмінного калію – 130 мг/кг, рН_{KCl} – 5,1. Вміст рухомих форм важких металів на початок закладання досліді становив: мідь – 2,9 мг/кг, свинець – 1,3 мг/кг, цинк – 6,8 мг/кг, кадмій був відсутній. За речовини-забруднювачі було обрано Cu, Zn та Pb. Ґрунт забруднювали сумішшю металів – 1, 5, 10 і 15 ГДК кожного. Важкі метали вносили у 0–20 см шар ґрунту у вигляді октовокислих солей. При цьому виходили з того, що ГДК валових форм для Cu складає 55 мг/кг ґрунту, Zn – 100 мг/кг, Pb – 32 мг/кг, кадмію – 5 мг/кг [1]. Дослід був закладений у 5-кратній повторності. Для вивчення динаміки процесів зразки ґрунту для аналізів відбирались через різні проміжки часу від моменту забруднення: 1, 3, 6, 12, 24 і 36 місяців. 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; взагалі було проаналізовано 20 показників. Визначення інтегрального показника еколого-біологічного стану дерново-підзолистого ґрунту проводили, використовуючи методіку, наведену в роботі [2].

Класифікація біогеоценотичних функцій ґрунту, вплив на які оцінювався, дана за Добровольським і Нікітіним [12].

Результати досліджень та їх обговорення

Наразі в основі нормування лежить санітарно-гігієнічний підхід, метою якого є встановлення концентрації забруднюючої речовини чи іншого агента у компонентах навколишнього середовища. Особливість санітарно-гігієнічного нормування полягає у тому, що воно базується на антропоцентризмі і має за мету встановлення нормативів якості довкілля, прийнятних для людини. Критерієм оцінки при санітарно-гігієнічному нормуванні є встановлення єдиних, універсальних показників (гранично допустимих концентрацій, ГДК), які є еталоном для порівняння з показниками фактичного вмісту елемента у тому чи іншому середовищі (табл. 1).

Таблиця 1. Відмінності між санітарно-гігієнічним і екологічним нормуванням

Санітарно-гігієнічне нормування	Екологічне нормування
в основі лежить	
антропоцентризм	екоцентризм
мета:	
встановлення нормативів якості довкілля, прийнятних для людини	встановлення допустимих навантажень для екосистеми
критерії:	
максимально безпечна для людини кількість хімічних речовин-забруднювачів	збереження біотичного балансу, стабільності і біорізноманіття в екосистемі (екосистемах)
методологічні особливості:	
<ul style="list-style-type: none"> ▪ граничні навантаження встановлюються для окремих речовин чи їх сумішей, але з відомим співвідношенням компонентів; ▪ основа для одержання нормативів – лабораторні експерименти, що проводяться в екстремальних, штучно змодельованих умовах; ▪ використовуються параметри організменного рівня 	<ul style="list-style-type: none"> ▪ граничні навантаження встановлюються людиною, виходячи з її потреби в екологічно безпечному середовищі проживання; ▪ основа для одержання нормативів – проведення досліджень в умовах реальних екосистем на основі аналізу залежності «доза–ефект»; ▪ використовуються параметри екосистемного рівня

Виокремлюється цілий ряд проблем, пов'язаних як із розробленням нормативів у галузі нормування важких металів у ґрунті, так і з їх використанням та інтерпретацією одержаних даних. Зокрема, для оцінки геохімічного стану

територій та встановлення рівнів техногенного забруднення ґрунтів важкими металами використовують ГДК того чи іншого елемента, його орієнтовнодопустиму концентрацію (ОДК) чи кларк елемента за А.П. Виноградовим для ґрунтів колишнього СРСР [15]. Проте оцінка екологічного стану ґрунтів шляхом порівняння фактичного вмісту в них важких металів із величиною ГДК має ряд недоліків. Насамперед, гранично допустима концентрація дозволяє оцінити ступінь небезпечності поліютантів за сумою адаптивних ефектів без урахування ефектів синергізму та антагонізму, які завжди присутні в таких складних поліфункціональних системах, як екосистема ґрунту. Крім того, ГДК 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 у конкретних ґрунтово-кліматичних умовах. На нашу думку, спроби надати гігієнічній ГДК статусу універсальності лише дискредитують цей норматив, оскільки при нормуванні гігієністами переслідується виключно санітарна мета – ГДК в ґрунті, що безпечна для людини, а інші аспекти даної проблеми лишаються поза увагою. Крім того, пошук максимально безпечної кількості хімічних речовин-забруднювачів проводиться в екстремальних умовах (піщаний ґрунт, створення у ньому промивного водного режиму, вирощування рослин-концентраторів того чи іншого забруднювача), які не відповідають реальним, що мають місце в межах екосистем за умови їх імпактного забруднення і не враховують здатність ґрунту до самоочищення та пристосувальну здатність ґрунтової мікробіоти, яка є своєрідним буфером на шляху поліютантів. Доведено, що реакція біоти на токсичне навантаження не є і не може бути лінійною саме через наявність у живих істот пристосування до несприятливих змін навколишнього середовища [2, 5, 15 та ін.]

Іншою проблемою є невідповідність між геохімічним фоном (фоновим вмістом) важких металів у ґрунті та їх гранично допустимими концентраціями. Часто природний фоновий вміст того чи іншого елемента у ґрунті вищий за ГДК або значно менший за нього. У першому випадку як приклад можна навести свинець: ГДК його валових форм у ґрунті дорівнює 32 мг/кг, а у ґрунтах України вміст цього елемента коливається від 6 мг/кг (ґрунти Полісся) до 168–240 мг/кг (ґрунти Карпат) [12]. Прикладом значного перевищення величини ГДК над природним фоновим вмістом елемента може бути хром, фоновий вміст якого становить 200 мг/кг ґрунту, тоді як його концентрація у ґрунтах України коливається в межах від 25 до 111 мг/кг. Така невідповідність призводить до того, що, порівнюючи вміст у ґрунті конкретної ділянки окремих елементів із їх ГДК або фоновим вмістом, можна зробити помилкові висновки щодо техногенного забруднення ґрунту.

Використання єдиного для всіх ґрунтів показника фоновому вмісту валових форм важких металів теж неприпустиме, оскільки фоновий вміст елементів різняться залежно від типу ґрунту. Дослідженнями встановлено, що фонові значення вмісту хімічних елементів навіть у межах одного регіону різняться у 7–10 разів [8]. Вітчизняні дослідники також зазначають значні відмінності у фоновому вмісті важких металів залежно від природних зон та різновидів ґрунтів [6 та ін.]. Однак у методиці агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення [9], якою керуються всі суб'єкти, тією чи іншою мірою причетні до моніторингу екологічного стану педосфери; наводиться фоновий вміст мікроелементів та важких металів у ґрунті без вказівки на те, про яку конкретно ґрунтово-екологічну зону та ґрунтову відміну йде мова.

Хибними, на наш погляд, є й пропозиції щодо встановлення ГДК забруднювачів шляхом використання як тест-об'єктів ґрунтових мікроорганізмів. Насамперед, біоіндикація не вирішує питання оцінки стану ґрунту й екосистем, а лише констатує зміни. Більше того, наразі невідомі універсальні системи біотестування для встановлення ступеня забруднення ґрунтів чи біоценозів. При пошуку індикаторних мікроорганізмів на заводі стає їх адаптаційна здатність – наскільки вона велика й чи варто з нею рахуватися, хоча достеменно відомо, що мікроорганізми порівняно легко набувають здатності витримувати високі концентрації важких металів у середовищі.

Беручи до уваги значну строкатість ґрунтового покриву України, особливо її поліської частини, а також різні можливості сільськогосподарських культур обмежувати надходження надлишку поллютантів в їстівні органи, варто відмовитися від розроблення єдиних для всіх ґрунтів і культур ГДК через безперспективність. Особливо це стосується нормативів валового вмісту важких металів у ґрунті, що наразі має місце. На нашу думку, нормувати слід лише вміст рухомих форм токсикантів, оскільки саме вони можуть мігрувати в системі «ґрунт–рослина–рослинницька (тваринницька) продукція–продукти харчування» та здатні сильно варіювати залежно від конкретних ґрунтово-екологічних умов. Крім того, враховуючи те, що, окрім земель сільськогосподарського призначення існують ще й інші категорії земель (землі населених пунктів, промисловості, оборони, транспорту, рекреаційних та природоохоронних територій), які різняться як за функціональним призначенням, так і за інтенсивністю техногенно-антропогенного навантаження на них, величини ГДК рухомих форм важких металів, на нашу думку, слід диференціювати й за відношенням до земель тієї чи іншої категорії.

Для оцінки поліелементних аномалій, які характеризують наявність різноманітних забруднювачів у ґрунті та середнє перевищення їх концентрації відносно фону, досить широко використовують сумарний показник хімічного забруднення ґрунту Z_c , який, на нашу думку, не дає об'єктивної оцінки наявності

і концентрації забруднювачів, оскільки не враховує токсичність хімічних елементів (клас небезпечності) та їх можливий антагонізм і синергізм у ґрунтовому і рослинному середовищі. Наслідок використання такого оціночного показника – спотворення реальної картини стану ґрунтового покриву та негативного впливу на нього за рахунок забруднення важкими металами. Крім того, одне й те ж числове значення Z_c може характеризувати різний середній рівень концентрації забруднювачів у ґрунті залежно від того, яка кількість елементів аналізується, а величина показника Z_c не має ніякого практичного змісту. Використання такого показника є недоцільним, а наявність поліелементних аномалій слід оцінювати простим визначенням кількості різних видів забруднювачів у ґрунті, сумарний же їх вплив слід встановлювати з урахуванням наявності синергізму чи антагонізму між мікроелементами.

Чинним в Україні ГОСТ 17.4.3.06-86 «Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ» рекомендується визначати коефіцієнт реакції ґрунту у відповідь на вплив хімічного забруднення K_p , який є часткою від ділення різниці між контрольованими параметрами тієї чи іншої властивості у забрудненому і фоновому ґрунті, взятої за модулем, на величину контрольованого параметра властивості у фоновому ґрунті. Цей показник також є малоінформативним з екологічної точки зору, оскільки для нього не розроблено шкали, за якою можливо було б оцінити величину негативного впливу поллютантів. Крім того, він не здатний відобразити комплексного впливу забруднення, оскільки передбачає визначення реакції у відповідь лише за окремо взятим контрольованим параметром.

Екологічне нормування, на відміну від санітарно-гігієнічного, передбачає облік так званого припустимого техногенно-антропогенного навантаження на екосистему, у тому числі й на екосистему ґрунту, яке не перевищує меж її екологічної ємності та не призводить до збоїв чи руйнування механізмів саморегуляції. Основними критеріями екологічного нормування по відношенню до ґрунту є збереження біотичного й енергетичного балансу, стабільності й стійкості ґрунтової екосистеми. Схематично процес здійснення екологічного нормування виглядає наведено на рисунку 1.

Початковим етапом екологічного нормування в екосистемі ґрунту є одержання вихідної інформації для розроблення нормативів (так зване «соціально-економічне замовлення»), яка визначається біологічними, соціальними, матеріальними і духовними потребами людини. Іншими словами, на першому етапі дається відповідь на запитання: «З якою метою проводиться нормування?». Одержана вихідна інформація визначає вибір просторово-часового масштабу, цілей, методів і критеріїв екологічного нормування, які дають відповідь на запитання: «Що, на якому рівні і якими методами зберігати за допомогою нормативів?». Вихідна інформація для параметризації залежності

стану екосистеми ґрунту від техногенно-антропогенних навантажень може бути отримана за допомогою чотирьох груп методів: 1) активні натурні експерименти в екосистемах (наприклад, дослід з моделювання різних рівнів забруднення ґрунту шляхом штучного привнесення поллютантів); 2) пасивні натурні експерименти в екосистемах (аналіз змін у вже існуючому градієнті навантаження, наприклад, реєстрація параметрів ґрунтової екосистеми на різній відстані від точкового джерела емісії поллютантів); 3) лабораторні експерименти з подальшою екстраполяцією одержаних даних на умови природних екосистем (визначення мінімальних доз для одного або кількох видів забруднювачів і перенесення знайдених величин з певним коефіцієнтом запасу на рівень всієї ґрунтової екосистеми); 4) експертна оцінка (узагальнення багаторічних даних, перенесення експериментально отриманих закономірностей на інші ситуації). Вартість отримання необхідної інформації у цьому ряду зменшується зверху вниз, однак у цьому ж напрямку зменшується й її точність і надійність (наближеність до дійсних значень). На нашу думку, оптимальне співвідношення витрат і точності досягається при проведенні активних натурних експериментів.

У загальному вигляді вирішення задачі екологічного нормування за відношеннями до ґрунту зводиться до аналізу залежностей в системі “техногенно-антропогенне навантаження–стан ґрунтової біоти–якість екосистеми ґрунту”. У загальному вигляді знаходження екологічних нормативів можна представити як аналіз системи двох рівнянь [16, 17]:

$$\begin{cases} Z = F_2(Y); \\ Y = F_1(X). \end{cases}$$

де Z – якість екосистеми ґрунту; Y – набір параметрів, що описують стан екосистеми ґрунту; X – набір параметрів, що описують навантаження на екосистему ґрунту; F_1 – функція, що зв’язує навантаження і стан екосистеми ґрунту; F_2 – функція, що описує залежність якості екосистеми ґрунту від її стану.

Кінцевим етапом екологічного нормування повинне стати визначення гранично допустимого екологічного навантаження на ґрунтову екосистему через пошук такого набору навантажень, за якого буде зберігатися певне фіксоване значення оцінки якості екосистеми. У загальному вигляді гранично допустиме екологічне навантаження визначається як максимальне навантаження, яке ще не викликає небажаних змін у реципієнтів впливу (у нашому випадку, це екосистема ґрунту). Цей показник є межею, яка розділяє всю множину можливих станів екосистеми ґрунту на дві якісно відмінні підмножини: допустимі й не допустимі.

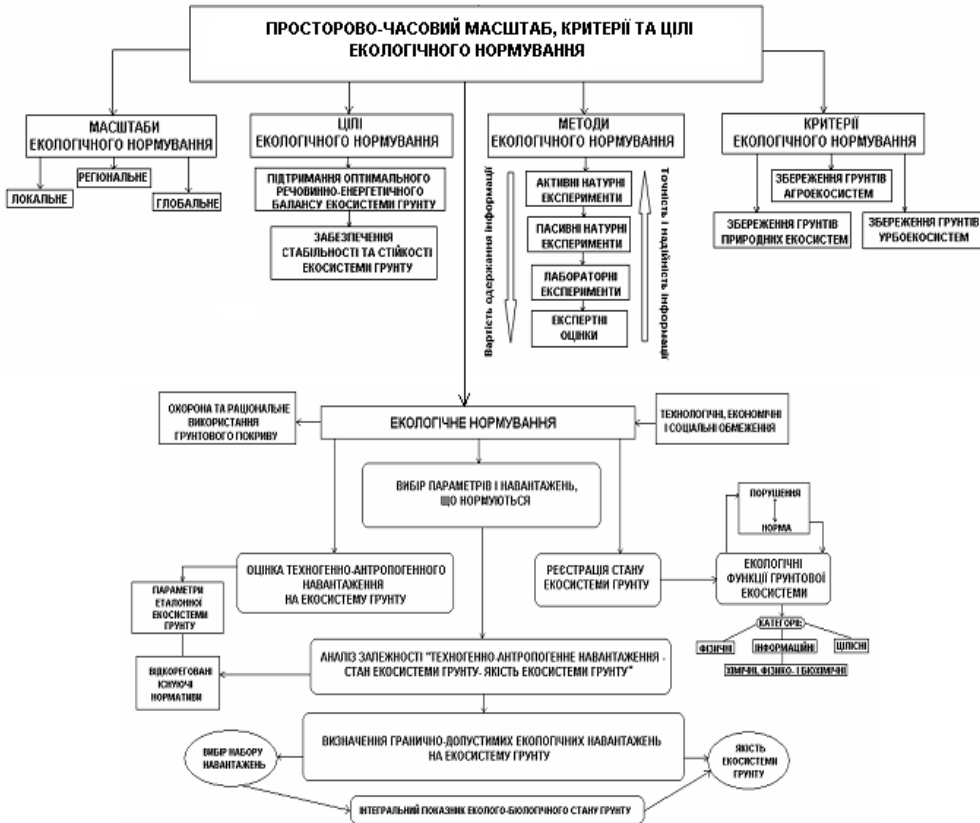


Рис. 1. Схема здійснення екологічного нормування ґрунту

Вся різноманітність існуючих підходів і концепцій у галузі екологічного нормування породжується конкретизацією його загального завдання, яке стосується вибору: а) просторово-часового масштабу розгляду об'єктів і процесів; б) цільових функцій використання екосистеми; в) способів вимірювання величини антропогенного навантаження; г) способів опису стану екосистеми; д) способів знаходження граничних значень техногенно-антропогенних навантажень.

При здійсненні екологічного нормування за відношенням до екосистеми ґрунту вимірювання величини антропогенного навантаження пропонуємо здійснювати або через порівняння фактичних параметрів з параметрами еталонної ґрунтової екосистеми, або шляхом їх порівняння з відкоригованими існуючими нормативами, встановленими шляхом санітарно-гігієнічного нормування. За еталон пропонується брати:

- цілинний ґрунт або ґрунти на території об'єктів природно-заповідного фонду, на які мінімізований або повністю виключений антропогенний вплив;

- переліг за умови, що він не використовувався в ріллі не менше ніж 20–25 років (за відсутності цілинного еталону);

- розораний ґрунт із параметрами періоду проведення початкових спостережень за станом ґрунтів (матеріали крупномасштабного обстеження ґрунтів України 1957–1961 рр.).

Однак сучасний екологічний стан біосфери, надзвичайно високий рівень антропогенного навантаження на ґрунти, особливо в агроекосистемах, можуть значно утруднити або й взагалі унеможливити вбір еталонного ґрунту. В такому разі виходом може стати уточнення чи корегування існуючих нормативів, які є як необґрунтовано жорсткими, так і необґрунтовано низькими. Для цього пропонується провести ряд модельних натурних експериментів із різними рівнями імпактного забруднення з метою оцінки впливу важких металів на комплекс ґрунтових властивостей і процесів, що визначають екологічні функції ґрунту та його стійкість до антропогенних навантажень. Той факт, що різні екологічні функції ґрунту порушуються за різної концентрації в ньому забруднювачів, може бути покладений в основу екологічного нормування забруднення таких ґрунтів важкими металами, оскільки встановлення окремих ГДК полютантів для кожної ґрунтової відміни – завдання нездійсненне.

Як критерій, що визначає гранично допустиме антропогенне навантаження на ґрунтову екосистему, нами пропонується використовувати «інтегральний показник еколого-біологічного стану ґрунту» (ШЕБС), що дозволяє комплексно оцінити різноманітні параметри (показники якості) ґрунтової екосистеми та інтенсивність виконання нею основних екологічних функцій. Стан екосистеми ґрунту пропонується оцінювати за величиною відхилення її ШЕБС від ШЕБС еталонної екосистеми. Для цього необхідно визначити перелік найбільш інформативних показників, за якими й слід проводити порівняння. Значення кожного з нормативних показників (еталонний ґрунт, відкоригований норматив) приймають за 100 % і за відношенням до нього виражають у відсотках значення фактичних показників якості ґрунтової екосистеми. Потім одержані відносні значення множини показників, абсолютні значення яких не можуть бути сумовані, оскільки мають різні одиниці вимірювання, сумують, визначають середнє значення і виражають його у відсотках за відношенням до еталону (нормативу). Результати такої оцінки, виконаної у балах, наведені в таблиці 2.

Ступінь небезпечності елемента та величину його впливу на виконання біогеоценотичних функцій екосистемою ґрунту оцінювали за ступенем зниження величини ШЕБС ґрунту, який визначали на підставі аналізу 21 інформативного показника-індикатора. Серед цих показників, у свою чергу, шляхом ранжування за впливом на зниження ШЕБС ґрунту було обрано 5 найбільш інформативних: активність уреаз; активність пероксидази; активність поліфенолоксидази; целюлозолітична активність ґрунту; чисельність мікроміцетів. Ці показники можливо також використовувати самостійно як біоіндикатори поліелементного імпактного забруднення дерново-підзолистого ґрунту, еквівалентного 1–15 ГДК валових форм Cu, Pb, Cd і Zn.

Таблиця 2. Бальна оцінка впливу комплексного імпактного забруднення важкими металами (Cu, Zn, Cd і Pb) на показники – індикатори виконання екологічних функцій екосистемою дерново-підзолистого ґрунту

Варіант досліду	Показник-індикатор виконання функцій, пов'язаних з хімічними, фізико-хімічними та біохімічними властивостями								Показник-індикатор виконання інформаційних функцій								Показник-індикатор виконання цілісних функцій				Інтегрований показник еколого-біологічного стану ґрунту (ШЕБС)	
	Гумус, %	С _{орг} , %	N _{заг} , мг/кг	активність ферментів					інтенсивність «дихання» ґрунту, мг СО ₂ /г ґрунту	біомаса мікроорганізмів, мг С/г ґрунту	целюзолітична активність ґрунту, %	чисельність основних еколого-трофічних груп мікроорганізмів, млн КУО/г ґрунту						фітотоксичність ґрунту за відношенням до озимої пшениці				
				уреази, мг амонію на 10 г ґрунту за добу	аскорбатоксидази, мг ДГ/АК/г ґрунту	пептид-гідролази, мг гліцину/100 г ґрунту	поліфенолоксидази, мг пурпургаліну н/г ґрунту	пероксидази, мг пурпургаліну н/г ґрунту				мікроміцети, тис. КУО г ґрунту	бактерії, що використовують мінеральні форми азоту	бактерій-амоніфікатори	бактерій-азотфікатори	оліготрофні мікроорганізми	бактерій-стрептоміцети	довжина коренів, мм	довжина пагонів, мм	маса коренів, г		маса пагонів, г
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ – фон (0–20 см)	99	101	100	158	100	234	125	113	100	149	100	113	116	113	117	193	162	102	88	97	82	122
Фон + 1 ГДК (0–20 см)	103	96	101	81	188	243	47	75	275	139	80	75	98	110	137	129	117	129	133	122	140	123
Фон + 5 ГДК (0–20 см)	98	96	100	47	232	325	38	55	210	101	72	55	122	157	169	155	110	42	48	39	53	109
Фон + 10 ГДК (0–20 см)	90	90	99	5	90	79	3	44	185	61	67	44	141	160	172	156	50	70	59	75	77	85
Фон + 15 ГДК (0–20 см)	90	90	99	5	19	70	3	26	95	56	50	26	106	111	116	110	31	75	71	67	69	65

Встановлено, що забруднення важкими металами, еквівалентне 1–5 ГДК, не спричиняє порушення виконання екологічних функцій дерново-підзолистим ґрунтом і не викликає негативних змін у функціонуванні ґрунтової екосистеми. Збільшення ж забруднення до 10–15 ГДК впливає на виконання екосистемою ґрунту інформаційних, хімічних, фізико-хімічних, біохімічних та цілісних функцій, що виражається зниженням інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту на 15–35 %.

Взявши за аналог класифікацію ґрунтів за ступенем забруднення, наведену в чинному ГОСТ 17.4.3.06-86. «Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ», пропонується здійснювати класифікацію забруднення дерново-підзолистого ґрунту за ступенем зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту (табл. 3).

Таблиця 3. Класифікація ґрунтів за ступенем забруднення важкими металами при санітарно-гігієнічному та екологічному нормуванні

Згідно з ГОСТ 17.4.3.06-86 «Охрана природы. Почвы. Общие требования к классификации почв по влиянию на них химических загрязняющих веществ»			За ступенем зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту (ШЕБС)		
слабо-забруднені	середньо-забруднені	сильно-забруднені	слабо-забруднені	середньо-забруднені	сильно-забруднені
			ступінь зниження ШЕБС, %		
вміст хімічних речовин, не перевищує ГДК, але вищий за природний фон	встановлено перевищення ГДК без видимих змін у властивостях ґрунтів	вміст забруднюючих речовин у декілька разів перевищує ГДК	<15 %	15–35 %	>35 %

Пропонована класифікація на основі екологічного нормування, на відміну від гостованої санітарно-гігієнічної, більш чітко й конкретно регламентує, який саме ґрунт вважати слабо-, середньо- чи сильнозабрудненим. Зважаючи на те, що критерієм забруднення є величина зниження ШЕБС ґрунту, дана класифікація може бути застосована й для оцінки ґрунтової екосистеми в цілому.

Встановлено, що за впливом на екологічний стан ґрунту досліджувані елементи не співпадають з класами небезпечності, розробленими за відношенням до здоров'я людини (ГОСТ 17.4.1.02-83) (табл. 4).

Таблиця 4. Класи небезпечності забруднюючих речовин (Cu, Pb, Cd і Zn) при санітарно-гігієнічному та екологічному нормуванні

Санітарно гігієнічне нормування – згідно з ГОСТ 17.4.3.06-86		
№ класу	назва класу	елемент
I	Високонебезпечні	Hg, Cd*, Pb*, Zn*, As, Se, F
II	Помірnoneбезпечні	Cu*, Co, Ni, Mo, Cr, B, Sb
III	Малонебезпечні	V, W, Mn, Sr, Ba
Екологічне нормування – за ступенем зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану ґрунту		
№ класу	назва класу	елемент
I	Високонебезпечні	Hg, Cd*, As, Se, F
II	Помірnoneбезпечні	Cu*, Pb*, Co, Ni, Mo, Cr, B, Sb
III	Малонебезпечні	Zn*, V, W, Mn, Sr, Ba

Примітка: * – елемент, що досліджувався

За відношенням до ґрунту кадмій пропонується віднести до першого класу небезпечності, мідь та свинець – до другого, а цинк – до третього. Рангований ряд досліджуваних хімічних елементів за ступенем негативного впливу на екосистему ґрунту має такий вигляд: якщо за одиницю вмісту елемента у ґрунті прийняти ГДК – Cd > Pb > Cu > Zn; якщо за одиницю вмісту елемента прийняти мг/кг – Cd > Cu > Pb > Zn.

Результати проведених експериментальних досліджень та аналіз літературних матеріалів щодо впливу важких металів на екологічні функції ґрунту дають підстави запропонувати схему екологічного нормування дерново-підзолистого ґрунту за ступенем порушення його екологічних функцій (табл. 5).

Таблиця 5. Схема екологічного нормування забруднення дерново-підзолистого ґрунту за ступенем порушення його екологічних функцій

Ґрунт	Сильнозабруднений	Середньозабруднений	Слабозабруднений
1	2	3	4
Ступінь зниження інтегрального показника еколого-біологічного стану, %	<15	15–35	>35
Екологічні функції, що порушуються (за [13])	–	Інформаційні, хімічні, фізико-хімічні, біохімічні, цілісні	Інформаційні, хімічні, фізико-хімічні, біохімічні, цілісні

Закінчення табл. 5

1	2	3	4
Елемент-забруднювач	Вміст елемента в ґрунті, мг/кг		
Cu	<35	35–70	>70
Pb	<61	61–134	>134
Cd	<5	5–12	>12
Zn	<94	94–208	>208
Концентрація елементів-забруднювачів (у ГДК валового вмісту)	1 ГДК – 5 ГДК	>5 ГДК – 15 ГДК	>15 ГДК

Запропонований підхід і одержані кількісні значення вмісту важких металів у ґрунті, що викликають порушення різних категорій екологічних функцій, доцільно використовувати при екологічному нормуванні, де головною метою є збереження стабільності і стійкості екосистеми ґрунту. Зауважимо, що все наведене вище, насамперед, справедливе по відношенню до дерново-підзолистого ґрунту.

Розроблена схема екологічного нормування вмісту важких металів на основі порушення екологічних функцій ґрунту може бути використана науковими, виробничими і природоохоронними організаціями при оцінці впливу на навколишнє середовище (розробленні розділів з ОВНС у проектах будівництва та реконструкції об'єктів господарювання); при біоіндикації та біодіагностиці деградаційних змін у ґрунтових екосистемах; при біомоніторингу стану природних і антропогенних порушених ґрунтових екосистем; при розробленні регіональних ГДК забруднювачів; при визначенні ступеня відповідальності та розміру відшкодування збитків суб'єктами господарювання при нераціональному природокористуванні; при розробленні методів відновлення і реабілітації порушених екосистем; при визначенні гранично допустимого антропогенного навантаження на територію; при створенні екологічних карт (районування, фактологічних і прогнозних); при прогнозуванні екологічних наслідків господарської діяльності на окремій території; при оцінці екологічного ризику техногенних аварій та катастроф; при проведенні еколого-агрохімічної паспортизації та експертної оцінки окремих категорій земель.

Висновки

1. Наразі відсутній єдиний системний підхід до питання екологічного нормування вмісту важких металів в ґрунті, а сам характер нормування є санітарно-гігієнічним.

2. Проведення екологічного нормування за відношенням до ґрунту необхідно здійснювати на основі порушення виконуваних ним екологічних функцій, яке, у свою чергу, слід оцінювати за комплексом індикаторних показників, які

характеризують ці функції. Оскільки ґрунт, з одного боку, розглядається як структурний компонент біосфери, а з іншого – як самостійна екосистема, функції, які він виконує, поділяють на дві групи: біосферні (глобальні) та біогеоценологічні (екосистемні).

3. За ступенем стійкості до забруднення важкими металами екологічні функції ґрунтового покриву розміщуються у такий спадаючий ряд: фізичні > хімічні, фізико-хімічні біохімічні й цілісні > інформаційні.

4. Процес екологічного нормування забруднення важкими металами у ґрунтовій екосистемі слід проводити у два етапи: підготовчий, кінцевим результатом якого є вибір просторово-часового масштабу, цілей, методів і критеріїв екологічного нормування, та основний, кінцева мета якого – встановлення гранично допустимого екологічного навантаження на ґрунтову екосистему через пошук такого набору навантажень, за якого буде зберігатися певне фіксоване значення оцінки якості екосистеми.

5. Як критерій, що визначає гранично допустиме антропогенне навантаження на ґрунтову екосистему, пропонується використовувати «інтегральний показник еколого-біологічного стану ґрунту» (ШЕБС) який дозволяє комплексно оцінити різноманітні параметри (показники якості) екосистеми ґрунту та інтенсивність виконання нею основних екологічних функцій.

6. Ступінь небезпечності елемента-забруднювача та величину його впливу на виконання біогеоценологічних функцій екосистемою дерново-підзолистого ґрунту доцільно оцінювати за ступенем зниження величини ШЕБС, який визначають на підставі аналізу найбільш інформативних показників-індикаторів.

Література

1. Агроекологічний моніторинг та паспортизація сільськогосподарських земель : метод.-норм. забезпечення / за заг. ред. *В.П. Патики, О.Г. Тараріка*. – К. : Фітосоціоцентр, 2002. – С. 35–37.
2. *Вальков В.Ф.* Методология исследования биологической активности почв на примере Северного Кавказа / *В.Ф. Вальков, К.Ш. Казеев, С.И. Колесников* // Научная мысль Кавказа. – 1999. – № 1. – С. 32–37.
3. *Воробейчик Е.Л.* Экологическое нормирование техногенных загрязнений наземных экосистем (локальный уровень) / *Е.Л. Воробейчик, О.Ф. Садыков, М.Г. Фарафонов*. – Екатеринбург : Наука, 1994. – 280 с.
4. *Глазовская М.А.* Принципы классификации почв по опасности их загрязнения тяжелыми металлами / *М.А. Глазовская* // Биологические науки. – 1990. – № 9. – С. 38–52.
5. *Жигальский О.А.* Проблемы экологического нормирования техногенных нагрузок / *О.А. Жигальский, Е.Л. Воробейчик* // Региональные и муниципальные проблемы природопользования. – Кирово; Чепецк, 1996. – С. 34–35.

6. *Жовинский Э.Я.* Геохимия тяжелых металлов в почвах Украины / *Э.Я. Жовинский, И.В. Кураева.* – К. : Наук. думка, 2002. – 214 с.
 7. *Ильин В.Б.* О нормировании тяжелых металлов в почве / *В.Б. Ильин* // Почвоведение. – 1986. – № 9. – С. 90–98.
 8. *Матвеев Ю.М.* Проблемы нормирования содержания химических соединений в почвах / *Ю.М. Матвеев, И.В. Попова, О.В. Чернова.* – М., 2001. – С. 54–60.
 9. Методика агрохімічної паспортизації земель сільськогосподарського призначення / за ред. *С.М. Рижюка, М.В. Лісового, Д.М. Бенцаровського.* – К., 2003. – 64 с.
 10. *Мислива Т.М.* Вплив імпактного забруднення на біологічні властивості дерново-підзолистого ґрунту / *Т.М. Мислива, Л.О. Герасимчук* // Вісн. ХНАУ. – 2011. – № 1. – С. 262–270.
 11. *Мислива Т.М.* Проблеми нормування важких металів в ґрунті / *Т.М. Мислива* // Вісн. ХНАУ. – 2008. – № 4. – С. 155–161.
 12. *Мірошниченко М.М.* Агрогеохімія мікроелементів у ґрунтах України / *М.М. Мірошниченко, А.І. Фатєєв* / Агрохімія і ґрунтознавство. – 2010. – Спец. вип., кн. 1. – Житомир : Рута, 2010. – С. 98–107.
 13. *Надточій П.П.* Екологія ґрунту: монографія / *П.П. Надточій, Т.М. Мислива, Ф.В. Вольвач.* – Житомир : ПП Рута, 2010. – 473 с.
 14. Програма дій “Порядок денний на ХХІ століття” : пер. з англ. ВГО “Україна. Порядок денний на ХХІ століття”. – К. : Інтелсфера, 2000. – 360 с.
 15. *Фатєєв А.І.* Фоновий вміст мікроелементів у ґрунтах України / *А.І. Фатєєв, Я.В. Пащенко.* – Харків, 2003. – 72 с.
 16. *Vorobeichik E.L.* Nonlinearity of an ecosystem response to toxic load: a fundamental for environmental quality estimation / *E.L. Vorobeichik* // Environmental Indices: system analysis approach. International Conference on Indices of Environment Quality. July 7–11, 1997, St.Petersburg, Russia / *Yu.A. Pykh, D.E. Hyatt, J.M.R. Lenz* – Oxford: EOLSS Publishers Co.Ltd., 1999. – P. 442–454.
 17. *Vorobeychik E.L.* Estimation of the toxic load critical levels for the forest ecosystems / *E.L. Vorobeichik, I.N. Mikhailova, E.V. Khantemirova* // Sustainable development: environmental pollution and ecological safety. – V. 1. Dnipropetrovsk, 1995. – P. 54–55.
-
-