

УДК 631.416.9: 632.15: 631.42:631.465; 632.95.024.4

АНАЛІЗ СТАНУ ЗАБРУДНЕНИХ ВАЖКИМИ МЕТАЛАМИ ҐРУНТІВ ЗА ОКРЕМИМИ БІОХІМІЧНИМИ ПОКАЗНИКАМИ

В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, О.Є. Найдџонова

Аналіз стану забруднених важкими металами ґрунтів за окремими біохімічними показниками. - В.Л. Самохвалова, А.І. Фатєєв, О.Є. Найдџонова. - У мікропольовому та вегетаційному дослідях на ґрунтах різного генезису досліджено дегідрогеназну, інвертазну, поліфенолоксидазну активність і фітотоксичність за умов забруднення важкими металами. Запропоновано їх використання для визначення ступеня біологічної деградації ґрунтів та оцінки забруднення ґрунтової системи металами - токсикантами. Визначено, що критерієм токсичного впливу забруднення ґрунту Cd, Pb, Ni, Cu, Zn є зміна тест функції біохімічної складової ґрунту за взаємодії з металами – токсикантами та контролі її параметрів.

Ключові слова: ґрунт, важкі метали, забруднення, ферменти ґрунтів, оцінка, фітотоксичність, біодеградація.

Адреса: ННЦ "ІГА імені О.Н. Соколовського", лабораторія охорони ґрунтів від техногенних забруднень, вул. Чайковського, 4, м. Харків, Україна; тел.: +38057 704-16-67; E-mail: v.samokhvalova@ua.fm

The state analysis of polluted by the heavy metals soils using of separate biochemical indexes. – Samokhvalova V.L., Fateev A.I., Naydjonova O.E. - In microfield and vegetation experiences on soils of different genesis the biochemical parameters of polluted by heavy metals soils (degidrogenase, invertase, polyphenoloxidase activity and phytotoxicity) are investigated. Their use for definition of a soils biological degradation degree and assessment of soil system pollution by metals–toxics is offered. Determined that criterion of soil pollution by Cd, Pb, Ni, Cu, and Zn toxic influence is the test function of biochemical soil component change at interaction with metals and control of its parameters.

Key words: soil, heavy metals, pollution, soils enzymes, assessment, phytotoxicity and biodegradation.

Address: NSC "Institute for Soil Science and Agrochemistry Research named after O.N. Sokolovsky", department for soil preservation from technogenic pollution, Chajkovsky str., 4, Kharkiv, 61024; tel.: +380 (57) 704-16-67, E-mail: v.samokhvalova@mail.ru, Ukraine.

Вступ

За даними Міністерств [22] в Україні більш як 4,5 млн. га ґрунтів забруднені здебільшого техногенними відходами (важкі метали, нафтопродукти, радіонукліди тощо). Негативними наслідками тривалих і інтенсивних антропогенних впливів є розвиток деградаційних процесів у ґрунтах [20]. Антропогенна деградація ґрунту - це його вторинні зміни, обумовлені діяльністю людини, які супроводжуються частковою та/або повною втратою родючості ґрунтового покриву та є причиною його знищення. Часткова втрата родючості ґрунту може бути відновлена. Проте ліквідація ґрунту є незворотним явищем, яке призводить до втрати стійкості та загибелі ландшафту [3,13]. Складовою антропогенної деградації ґрунту є біологічна його деградація внаслідок хімічного забруднення. Біологічна деградація забруднених важкими металами (ВМ) ґрунтів, у нашому розумінні, є складним процесом стійких змін біологічних властивостей ґрунту, що призводить до зменшення його

продуктивності. Тому, використання земельних ресурсів країни у зонах техногенезу потребує оцінки стану ґрунтового покриву, проведення заходів із попередження, усунення явищ його деградації, пов'язаних з забрудненням, відновлення продуктивності ґрунтів.

Ефективний захист довкілля від хімічного забруднення неможливий без отримання достовірної інформації про його ступінь та характер. Для аналізу стану ґрунту, забрудненого ВМ, важливим є визначення порушень його функціонування, що є можливим при розгляді взаємодії елементів агробіоценозу і чинника забруднення. Метод біотестування стану екосистем та агробіоценозів дозволяє визначити сумарну токсичність ґрунту, яка пов'язана з прямим та опосередкованим впливом ВМ на функціональні показники біогенності ґрунту (мікроорганізми, ферменти тощо). Оцінка змін біологічного потенціалу забруднених ВМ ґрунтів включає урахування показників, що комплексно характеризують основні ланки біологічного

кругообігу речовин, відображають як певні біологічні процеси, так і їх сукупність з урахуванням того, що кругообіг речовин в ґрунті є безперервним процесом циркуляції хімічних елементів, який відбувається за рахунок енергії сонячного випромінювання й здійснюється завдяки живим організмам через трофічні ланцюги.

Визначено вплив післядії різних рівнів забруднення ВМ на мікробіологічні показники чорнозему опідзоленого [28], динаміку чисельності основних еколого-трофічних груп мікрофлори, досвід використання показників біологічної деградації, сумарного біологічного показника для оцінки забруднення ґрунту ВМ за умов вивчення його післядії [4,26]. Однак, для вирішення задачі визначення ступеня порушення функціонування забруднених ВМ ґрунтів потрібно оцінювання впливу поллютантів не тільки безпосередньо на мікрофлору, але і на біохімічні процеси у ґрунтах. Деякі з дослідників вважають, що активність ґрунтових ферментів у ряді випадків більш достовірно, ніж чисельність мікроорганізмів основних груп, відображає екологічний стан та зміни родючості ґрунтів за забруднення ВМ [14,16,17,19,24]. Встановлено, що мікробіологічні показники першими реагують на забруднення, проте їх реакція гірше корелює зі вмістом у ґрунті ВМ, ніж реакція біохімічних показників. Тому, за забруднення ґрунтів ВМ, найбільш інформативними є біохімічні показники, насамперед, показники ферментативної активності. Численними авторами [8,23,1,2,6,17,18,29] в якості біологічних показників оцінки забруднення ґрунту ВМ запропоновано використовувати ферментативну активність ґрунтів (ФАГ). Проте, результати досліджень свідчать про певні протиріччя у висновках щодо можливості використання того чи іншого ферменту ґрунту як тесту забруднення. Останнє пов'язано з труднощами співставлення результатів модельних лабораторних дослідів за штучного внесення ВМ, польових досліджень, проведених в умовах безпосереднього техногенного впливу ВМ, використання різних методів визначення ФАГ. Окрім того, відомі аналітичні методи аналізу рівня ФАГ дозволяють визначити потенційну максимально можливу швидкість ферментативної реакції ґрунту, яка не зовсім відповідає реальному рівню ФАГ у польових умовах. Тому інтерпретація отриманих даних досить ускладнюється внаслідок відсутності уніфікованих методів визначення біологічних, біохімічних показників, різних ґрунтово-кліматичних умов проведення досліджень тощо. Поряд з тим, автори досліджень вказують на необхідність створення і використання системи інформативних біохімічних показників

забрудненості ґрунту ВМ та його фітопридатності.

Виходячи з вищенаведеного, мета проведення досліджень - визначення післядії одноразового поліелементного забруднення ВМ на ферментативну і фітотоксичну активність чорнозему опідзоленого в залежності від рівнів забруднення ВМ, вивчення впливу полікомпонентного забруднення на ФАГ різного генезису за умов мікропольового та вегетаційного дослідів відповідно.

Матеріал та методики. Для визначення біохімічної активності ґрунтів було обрано три найбільш поширених у ґрунтах ферменти – інвертаза (клас гідролаз), дегідрогеназа та поліфенолоксидаза (клас оксидоредуктаз). Класифікацію ферментів ґрунтів за класами наведено за Звягінцевим [21]. Ці ферменти досить досліджені, методи їх визначення нескладні, експресні, результати добре відтворюються. При виборі ферментів керувались їх чутливістю до забруднення ВМ і функціональними особливостями у ґрунтовій системі. Відомо, що оксидоредуктази є каталізаторами окисно-відновних процесів ґрунту, відіграють значну роль у процесах синтезу та розкладу органічних речовин ґрунтової системи. Інвертаза, як відомо, приймає участь у вуглеводному обміні речовин у ґрунті. Вивчасний спектр ферментів також тісно пов'язаний з іншими важливими ґрунтовими процесами: інтенсивністю дихання та вуглецевим циклом, нітрифікацією, загальною чисельністю мікроорганізмів, макро - та мікроелементами ґрунту тощо.

Визначення змін біохімічних властивостей ґрунту в умовах забруднення ВМ проводили за відомими методами: інвертазної та дегідрогеназної – за Хазієвим [27] та за [21], поліфенолоксидазної – за Карягіною та Михайловською [15].

Відбір ґрунтових зразків проводився в рамках експедиції по геохімічному обстеженню ґрунтів згідно з існуючими методиками [5,7] та діючим ДСТУ 4287-2004 [10].

В умовах вегетаційного дослідів вивчався вплив поліелементного забруднення ВМ на ферментативну активність ґрунтів різного генезису. Ґрунти відбирались у різних ґрунтово-кліматичних зонах України (Полісся, Лісостепова та Степова зони Харківської, Донецької та Запорізької областей). Показники складу та властивостей досліджуваних ґрунтів наведено у табл. 1. До складу забруднювачів входили: Cd - 3 мг/кг, Pb- 150 мг/кг, Ni – 100 мг/кг, Cu –100 мг/кг, Zn- 300 мг/кг ґрунту. Схему дослідів наведено в таблиці 2. Загальний показник деградації ФАГ розраховували як середнє арифметичне відхилення показників ФАГ від контролю. Повторність визначень – шестикратна.

Таблиця 1. Показники складу та властивостей незабруднених ґрунтів різної буферності модельного досліду
 Table 1. Indexes of composition and properties of unpolluted soils of different buffering capacity in model experience

Ґрунти	рН ґрунту		Вміст часток фізичної глини гранулометричного складу, %	Вміст гумусу, %	Ємність поглинання, ммоль/кг	Вміст R ₂ O ₃ за Таммом, %
	рН водний	рН сольовий				
Дерново-підзолистий (Чернігівська обл., Прогрес)	4,8	3,7	17,4	1,44	128	0,31
Темно-сірий (Харківська обл., Люботин)	6,5	5,2	29,2	1,9	368	0,39
Чорнозем типовий (Харківська обл., Рогань)	7,4	6,2	51,7	5,8	388	0,81
Лучно-чорноземний (Харківська обл., Рогань)	7,6	6,5	37,6	6,6	500	0,92
Чорнозем звичайний (Харківська обл., Близнюки)	7,45	6,1	61,9	4,5	400	1,06
Чорнозем звичайний (Донецька обл., Авдіївка)	8,0	7,15	63,6	5,3	453	0,92
Чорнозем звичайний (Запорізька обл., Токмак)	7,0	5,9	58,6	3,1	324	0,76
Чорнозем звичайний (Запорізька обл., Бердянськ)	7,65	7,35	57,0	1,8	260	0,58
Чорнозем південний (Запорізька обл., агрокомбінат "Азовський")	7,6	7,15	66,8	4,4	400	1,13
Чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ, 30 км від міста)	7,8	7,2	56,0	2,7	325	1,17
Чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ, 50 км від міста)	7,8	7,25	68,1	4,3	331	1,06
Чорнозем південний солонцюватий (Запорізька обл., Бердянськ, 15 км від міста)	7,75	7,20	61,2	3,7	325	0,99

В мікропольовому досліді (закладено у 1997 році) лабораторії охорони ґрунтів від техногенного забруднення вивчали післядію забруднення ВМ поліелементного характеру чорнозему опідзоленого важкосуглинкового різними дозами металів - токсикантів. В польових умовах моделювалось забруднення ґрунту до рівнів, які відповідають 3, 5, 7, 10, 15 та 20-разовому перевищенню фонового вмісту Cd, Zn, Ni, Pb шляхом внесення їх солей. Регіональний кларк ВМ складає відповідно 0,8 - 58 - 24 - 10 мг/кг ґрунту. Схему досліді наведено в табл. 2. Повторність варіантів досліді та визначень тест показників – трикратна.

Токсичність забрудненого ґрунту визначали за методом визначення фітотоксичної активності ґрунтової витяжки згідно з існуючими методами [21], нормативними документами [11,12]. Тест-культура – капуста (*Brassica oleracea*), сорт «Харківська зима». Перелік тест-показників представлено в табл. 3. Ступінь токсичності ґрунту визначали за кількістю насіння, що проросло, та довжиною ростків, корінців у дослідних варіантах та на контролі.

Проведення вегетаційного та мікропольового дослідів відбувалось за Соколовим [25],

Доспеховим [9]. Опрацювання результатів проводили в рамках пакету програм Statistica 6.0 за використання кореляційного та регресійного модулів.

Результати та їх обговорення.

Встановлено, що вплив післядії забруднення чорнозему опідзоленого різними дозами ВМ на активність ґрунтових ферментів є неоднозначним (табл.2). Так, інвертазна активність на 4-ий рік після внесення забруднювачів на варіантах з дозами 3 – 5 кларків була вищою за контроль. Зниження показника інвертазної активності відбувається починаючи з дози 7 кларків ВМ. На 7-ий рік післядії тенденції до зниження активності ферменту на варіантах з максимальними дозами не спостерігалось. На 8-ий рік на варіантах з дозами 3–10 кларків інвертазна активність зберігається на рівні контролю, у ряді випадків дещо перевищуючи його, але при забрудненні дозами 15–20 кларків різко знижується (на 37–38 %).

Таблиця 2. Ферментативна активність чорнозему опідзоленого важкосуглинкового на 4, 7 та 8 рік післядії забруднення ВМ* (мікропольовий дослід)

Table 2. Enzymes activity of chernozem podzolic clay loam on 4, 7 and 8 year of heavy metals contamination after action (in microfield experience)

Варіанти дослідів	Інвертазна активність, мг глюкози в 1г за 24 години			Дегідрогеназна активність, мг ТФФ** у 100 г за 24 години		Поліфенолоксидазна активність, мг 1,4-п-бензохінона в 10 г за 1 годину
	Роки досліджень					
	2001р.	2004р.	2005р.	2001р.	2005р.	2005р.
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ -фон	6,3	8,6	12,3	47,0	35,8	733,5
ВМ, 3 кларки	не визначали	9,3	13,5	не визначали	43,5	674,9
Фон + ВМ, 3 кларки	7,4	7,7	9,2	39,6	24,9	552,2
Фон + ВМ, 5 кларків	6,7	9,1	12,6	40,4	50,9	736,8
Фон + ВМ, 7 кларків	5,5	7,6	13,2	30,9	53,9	887,1
Фон + ВМ, 10 кларків	5,3	9,3	13,9	26,5	32,6	1220,3
Фон + ВМ, 15 кларків	6,2	7,9	7,8	17,5	17,1	583,7
Фон + ВМ, 20 кларків	5,4	8,1	7,7	13,5	8,1	1512,8
НІР _{0,95}	0,64	0,6	0,4	4,2	0,7	30,7

Примітка. *Експериментальні дані за 2005р. одержано разом із Ю.А. Польшиною; ** ТФФ – трифенілформазан

Таблиця 3. Фітотоксична активність ґрунтової витяжки на 8 рік післядії поліелементного забруднення ґрунту ВМ
Table 3. Fitotoxicity activity of soil extractions on 8 year of soil polyelements contamination by heavy metals

Варіанти дослідів	Схожість, % насіння, %	Схожість, відносно контролю, %	Середня довжина корінців, мм	Середня довжина проростків, мм	Пригнічення або стимуляція росту корінців, %	Пригнічення або стимуляція росту проростків, %
N ₆₀ P ₆₀ K ₆₀ -фон	70	95	12	10	+9	+66
ВМ, 3 кларки	78	92	16	6	+45	0
Фон + ВМ, 3 кларки	84	100	16	7	+45	+16
Фон + ВМ, 5 кларків	94	100	18	7	+64	+16
Фон + ВМ, 7 кларків	78	92	18	8	+64	+33
Фон + ВМ, 10 кларків	72	95	14	7	+27	+16
Фон + ВМ, 15 кларків	82	98	10	6	-9	0
Фон + ВМ, 20 кларків	86	85	9	6	-18	0
Контроль (ґрунт без добрив)	84	100	17	9	+55	+50
Контроль (вода)	84	100	11	6	0	0

Спостереження за динамікою значень ФАГ по роках досліджень показує зростання активності інвертази з часом – активність ензиму поступово відновлюється по мірі тривалості післядії забруднення. Низькі значення ФАГ зберігаються лише на варіантах з максимальними рівнями забруднення ґрунту ВМ.

Визначено, що найбільш чутливою до забруднення ВМ із досліджуваних ферментів виявилась дегідрогеназа. Найвище значення дегідрогеназної активності на 4-ий рік післядії ВМ спостерігається на контрольному варіанті. З підвищенням рівня забруднення металами – токсикантами активність цього ферменту поступово знижується, досягаючи мінімуму за 15 – 20 кларків (зниження відносно контролю відповідно на 63 – 71 %). На 8-ий рік післядії на варіантах з дозами від 3-х до 10-ти кларків зниження значень

активності дегідрогенази не відбувається. Навпаки, вони зростають, особливо при дозах 5 – 7 кларків на 42 – 51 %. Проте, на варіантах з високими дозами ВМ дегідрогеназна активність зберігається низькою, а при забрудненні 20 кларків знижується в порівнянні з 4-им роком післядії (відносно контролю зниження складає при 15 кларках 52 %, при 20 – 77 %). Тобто, з часом за рівнів забруднення ВМ, які перевищують фоновий їх вміст у 3 - 5 разів відбувається не тільки відновлення дегідрогеназної активності, але й деяка її стимуляція. Активізація ФАГ за невеликих рівнів забруднення ґрунту ВМ можливо пов'язана з сезонною динамікою змін ФАГ, трофічного режиму ґрунту та рухомості забруднювачів в системі ґрунт–рослина, коли ВМ виступають у ролі мікроелементів стимуляторів. Разом з тим, при максимальній дозі відбувається

подальше зниження активності ферменту. Отже, ймовірно припустити, що стимуляція ФАГ за невеликих рівнів забруднення можливо є тимчасовим явищем.

Поліфенолоксидазна активність нами визначалася лише на 8-ий рік післядії забруднення ВМ. За відсутності можливості спостереження цього показника у динаміці, було встановлено, що істотного зниження активності поліфенолоксидази зі збільшенням дози забруднювачів не відзначалось, навпаки, за рівнів забруднення ВМ у 10 і 20 кларків вона зростає, максимальне значення – за дози у 20 разів перевищуючій місцевий кларк вмісту ВМ.

Визначення відхилень ФАГ забруднених варіантів від контрольного (незабруднений удобрюваний варіант) дозволяє оцінити рівень деградації ґрунту за біохімічними показниками. Так, деградація забрудненого ВМ ґрунту за показником інвертазної активності відповідає нульовому (відхилення від контролю не перевищує 5 – 10 %), першому (слабкому, коли зниження показника не перевищує 25 %) та другому (середньому – погіршення показника складає 25 – 50 %) ступеню. Деградація за рівнем дегідрогеназної активності на 4-ий рік післядії була слабкою за рівнів забруднення 3 – 5 кларків (14 – 16 %), середнього ступеня - при забрудненні 7 – 10 кларків (34 – 44 %) та високого рівня (третьому - коли зниження показника складає 50 – 75 %) за 15 – 20 кларках (63 – 71 %). На 8-ий рік післядії за забруднення від 3 до 10 кларків деградація за біохімічними показниками відповідала нульовому ступеню (відсутність деградації), за 15 кларків – сильному (52 %), за 20 кларків – дуже високому рівню (четвертому – зниження від 75 % і вище (77 %)). Отже, з часом за низьких рівнів забруднення дегідрогеназна активність відновлюється, а при максимальних (15 – 20 кларків) ступінь деградації цього показника зберігається і навіть посилюється (за 20 кларків ВМ).

Розрахунок загального показника деградації ФАГ на 4-ий рік післядії забруднення (ураховуючи два ферменти) показав відсутність деградаційних змін при рівнях забруднення 3-5 кларків, слабку ступінь деградації за 7 кларків (24 %) і середній ступінь за рівнів забруднення 10-20 кларків ВМ (відповідно 30 %, 32 % та 43 %). На 8-ий рік післядії (розрахунок загального показника деградації ФАГ ураховуючи три ферменти) спостерігались деградаційні зміни середнього ступеня (36 % та 38 %) лише за високих рівнів забруднення ґрунту ВМ.

Таким чином, визначення біохімічних показників дозволяє оцінювати рівень деградації ґрунту, її динаміку за умов післядії фактору забруднення ВМ, а також швидкість відновлення біохімічних властивостей забрудненого ґрунту.

Характер зміни біологічних властивостей ґрунту залежить від рівнів забруднення та тривалості токсичної післядії ВМ.

Токсичність ґрунтів, забруднених ВМ, може обумовлюватися двома факторами: по-перше, токсичною дією самих ВМ, по-друге, тим, що мікробні ценози під впливом забруднювачів змінюються таким чином, що в їх складі з'являються мікроорганізми, які здатні продукувати токсичні речовини (особливо це стосується грибів роду *Penicillium* і *Aspergillus*).

Проведені нами дослідження фітотоксичної активності ґрунтових витяжок на 8 рік післядії поліелементного забруднення ВМ (табл.3) свідчать про відсутність суттєвого пригнічення схожості насіння, росту корінців та ростків тест-культури (токсичними вважають ґрунти, які викликають пригнічення на 20 – 30 % і більше).

Такі результати пояснюються поліелементним характером забруднення – не всі ВМ чинять однаковий вплив на схожість та розвиток насіння. Відомо, що Cu, Zn і Cd в основному виявляють токсичну дію, а Pb часто викликає стимулюючий ефект [16]. При забрудненні на рівні 3 кларків стимуляція росту корінців ростків складала 45 %, найбільший стимулюючий ефект спостерігався за рівнів забруднення ВМ, які перевищують природний кларк їх вмісту у 5 – 7 разів (64 %), за 10 кларків перевищення цей ефект послаблюється, а за 15 і 20 – помітна тенденція до пригнічення росту корінців тест - культури.

Оскільки різні умови формування ґрунтів визначають різну стійкість комплексу біологічних показників до забруднення ВМ, а властивості ґрунтів відіграють значну роль у процесі токсичної дії ВМ на мікробіологічну компоненту ґрунту [29], робочою гіпотезою досліджень було наступне: визначення зв'язків біохімічних та ґрунтових показників дозволить оцінити стан та інтенсивність протікання процесів деградації ґрунту за умов дії фактору забруднення ВМ, адже мікробіоценоз тісним чином пов'язаний з ФАГ, то, вочевидь, негативні наслідки забруднення ВМ найбільш яскраво виявляться, насамперед, на малобуферному кислому ґрунті (дерново-підзолистий). Високобуферні ґрунти більш родючі, характеризуються більшим вмістом гумусу, більшим відсотком часток фізичної глини гранулометричного складу, більшими величинами ємності поглинання, вагомими запасами валових та рухомих форм елементів мінерального живлення рослин, динаміка яких значною мірою залежить від біохімічних процесів ґрунту. Чим вища родючість ґрунту, тим більш активні ензими його гумусового горизонту. Таким чином, за наявності забруднення високобуферного ґрунту ВМ ФАГ буде змінюватись у більшій мірі у ґрунтах підзолистого ряду (темно-сірий, чорнозем опідзолений), менші зміни ФАГ спостерігатимуться у чорноземі звичайному,

чорноземі типовому, чорноземі південному. За результатами проведення вегетаційного дослідю (табл.4) найбільш уразливими до поліелементного забруднення були дерново-підзолистий та темно-сірий ґрунти, для яких активність вивчаємих ферментів значно знизилась, а загальний показник деградації ФАГ складав відповідно 71% і 41%, що відповідає сильному й середньому рівню біодеградації. Чорноземні ґрунти виявились більш стійкими до забруднення – у більшості варіантів показник деградації становив 25 - 33 % (середній рівень). Найбільш чутливою до токсичної дії ВМ була дегідрогеназна активність ґрунтів. Показники знижувались в інтервалі від 44% до 95% у відповідності до типу ґрунту. Найменшою свідчить про коректність вибору показників. Високі від'ємні значення коефіцієнту кореляції загального показника деградації ФАГ з іншими показниками ($r=0,54 - 0,92$) свідчить про доцільність використання його для оцінки рівня біодеградації ґрунтів різної буферної здатності в умовах забруднення. Встановлений зв'язок вказує на існуючі закономірності впливу забруднення ґрунтів різної буферності ВМ на активність ензимів, та зворотній зв'язок буферних властивостей ґрунтів з токсичним впливом ВМ на зниження ФАГ. Показник дегідрогеназної активності пов'язаний з показниками інвертазної та поліфенолоксидазної активностей ґрунтів ($r=0,57 - 0,78$), що свідчить про існування поліферментних систем ґрунтів різної буферності. Пригнічуюча дія ВМ на ФАГ ймовірно пов'язана, насамперед, зі здатністю ВМ осаджувати молекули білків, руйнуючи структуру молекул ферментів. Отже виявлення “слабкої ланки” у ґрунтовій системі, яка віддзеркалює вплив забруднення ВМ, є важливим для оцінки стану ґрунтової системи та характеру й рівнів її забруднення.

Перспективними завданнями з проблеми використання ФАГ для оцінки стану ґрунтів в умовах забруднення є уніфікація методів визначення ФАГ, розширення визначення спектру ферментів з метою виявлення найбільш чутливого їх набору до забруднення ВМ. Доцільно проводити також дослідження ФАГ у динаміці з урахуванням просторової та часової диференціації з метою визначення періодів мінімуму та максимуму активності ферментів ґрунту. Важливим є визначення ферментів-аналогів за реакцією на токсичну дію ВМ у системі ґрунт-рослина, урахуваючи поліферментні системи ґрунту, та вивчення природи токсичності у ґрунтовій системі з метою диференціації впливу токсичності ВМ та мікробних метаболітів в умовах забруднення тощо.

Висновки. Ферментативну активність та фітотоксичність слід використовувати як для

дегідрогеназна активність була у дерново-підзолистому ґрунті. Чутливість інвертази, поліфенолоксидази до забруднення були приблизно однакові, для більшості чорноземних ґрунтів не перевищували 15-16 % (що відповідає слабкому рівню деградації ФАГ). Отже, отримані дані підтверджують робочу гіпотезу досліджень. Матриця кореляцій досліджених біохімічних показників з показниками властивостей ґрунтів різної буферності (табл.5) свідчить про достовірний зв'язок показників (коефіцієнт кореляції змінювався від 0,5 до 0,8).

Виявлено зворотній зв'язок між рівнем ФАГ та загальним показником деградації ФАГ, що

діагностики екологічного стану ґрунтів, забруднених ВМ, визначення ступеня їх деградації, так відслідковування швидкості процесів відновлення біохімічних властивостей ґрунтів. ФАГ адекватно відображає стійкість ґрунтів різного генезису до забруднення ВМ, яка відповідає зональній закономірності їх поширення. Вплив ВМ на активність ензимів ґрунту залежить від рівнів забруднення, типу ґрунту.

Найбільш токсичну дію ВМ виявлено на малобуферному дерново-підзолистому ґрунті. ФАГ збільшується у досліджуваних ґрунтах наступним чином: дерново-підзолистий < темно-сірий < чорнозем звичайний (Харківська обл., Близнюки) < чорнозем південний < чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ, 30 км) = чорнозем південний солонцюватий (Запорізька обл., Бердянськ, 15 км від міста) < чорнозем звичайний (Донецька обл., Авдіївка) < чорнозем звичайний (Запорізька обл., Токмак) < чорнозем типовий (Харківська обл., Рогань) = чорнозем звичайний (Запорізька обл., Бердянськ) < чорнозем південний (Запорізька обл., агрокомбінат “Азовський”) = чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ) < лучно-чорноземний (Харківська обл., Рогань).

Найбільш чутливим індикатором забруднення ВМ, серед досліджених ферментів, виявилась дегідрогеназа. За ступенем чутливості до дії ВМ ферменти утворили ланцюг: дегідрогеназа > інвертаза = поліфенолоксидаза.

Автори статті завдячують доктору мед. наук, професору кафедри імунології та мікробіології ХМАПО Інституту мікробіології та імунології ім. І.І. Мечникова АМНУ Бірюковій С.В. та провідному науковому співробітнику ННЦ “ІГА ім. О.Н.Соколовського”, доктору біол. наук Мірошниченку М.М., за плідну співпрацю, цінні поради, зауваги й рекомендації у ході написання статті.

1. Андреев Е.И., Иутинская Г.А., Валагурова Е.В., Козырицкая В.Е., Иванова Н.И., Остапенко А.Д. Иерархическая система биоиндикации почв, загрязненных тяжелыми металлами //Почвоведение. – 1997. - №12. – С. 1491 – 1496
2. Андреев К.И., Иутинська Г.О., Антипчук А.Ф., Валагурова О.В., Козырицька В.С., Пономаренко С.П. Функціонування мікробних ценозів ґрунту в умовах антропогенного навантаження. – К.: Обереги. – 2001. – 240 с.
3. Бабьева И.П., Зенова Г.М. Биология почв. – М.: Изд.-во МГУ, - 1989. – 336 с.
4. Вплив тривалих антропогенних навантажень на біологічну деградацію ґрунтів. //Звіт (проміжний) про НДР. - Сектор мікробіології ґрунтів ННЦ ІГА, 2003. - 41с
5. Временные методические рекомендации по контролю загрязнения почв. - М.: Гидрометеиздат, 1983.- 128с.
6. Галиулин Р.В. Индикация загрязнения почв тяжелыми металлами путем определения активности почвенных ферментов //Агрохимия. – 1989. - № 11. – С. 133 – 142
7. Ґрунтово - геохімічні обстеження урбанізованих територій. – Харків: ННЦ “ІГА ім. О.Н. Соколовського”, 2004 - 54с.
8. Долгова Л.Г. Активность некоторых оксидоредуктаз как диагностический показатель, характеризующий почвы, загрязненные промышленными выбросами //Почвоведение. - 1978. - № 5. – С. 93 – 98.
9. Доспехов Б.А. Методика полевого опыта. - М.: Колос, 1976. - 336с
10. ДСТУ 4287-2004 Якість ґрунту. Відбирання проб. – К.: Держспоживстандарт України, 2005. - 5с.
11. ДСТУ ISO 11269-1:2004 Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч.1. Метод визначення гальмівної дії на ріст коренів. - К.: Держспоживстандарт України, 2005. - 9с.
12. ДСТУ ISO 11269-2:2002 Якість ґрунту. Визначання дії забрудників на флору ґрунту. Ч.2. Вплив хімічних речовин на проростання та ріст вищих рослин. - К.: Держспоживстандарт України, 2005. - 9с.
13. Зайдельман Ф.Р. Гидрологический фактор антропогенной деградации почвенного покрова России и меры ее предупреждения //Аграрная деградация почвенного покрова России и меры ее предупреждения. Всесоюз.конф. М.1998. Т.2. С.70-72.
14. Звягинцев Д.Г., Кураков А.В., Умаров М.М., Филип З. Микробиологические и биохимические показатели загрязнения свинцом дерново-подзолистой почвы //Почвоведение. – 1997. - № 9. – С. 1124 – 1131
15. Карягина Л.А., Михайловская Н.А. Определение активности полифенолоксидазы и пероксидазы в почве //Вестн АН БССР. - 1986.- №2. - С.41-42
16. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Биозкологические принципы мониторинга и нормирования загрязнения почв (на примере тяжелых металлов). - Ростов-на-Дону: Изд.-во ЦВВР. – 2001. – 64 с.
17. Колесников С.И., Казеев К.Ш., Вальков В.Ф. Влияние загрязнения тяжелыми металлами на микробную систему чернозема //Почвоведение. – 1999. - № 4. – С. 505 – 511
18. Козьякова Н.О., Макаренко Н.А., Кавецкий В.М. Ферментативна активність ґрунту як екотоксикологічний критерій небезпечності важких металів //Вісник ДААУ. - 2000. - №2. - С.286-292.
19. Крамарева Т.Н. Ферментативная активность почв при различных антропогенных воздействиях: Автореф. дис. канд. биол. наук: 03.00.27 /ВГУ. - Воронеж, 2003. - 24с
20. Медведев В.В. Мониторинг почв Украины. - Харьков: Антика, 2002.- 428с
21. Методы почвенной и микробиологии и биохимии /Под ред. Д.Г. Звягинцева. - М.: Изд.-во МГУ, 1980.- 223с.
22. Національна доповідь про стан техногенної та природної безпеки в Україні у 2004р. п.3.2 Розвиток загроз хімічної безпеки. – К., 2005. - С.67-72
23. Раськова Н.В. Изменение ферментного комплекса почв под влиянием антропогенного фактора. //Экологическая роль микробных метаболитов /Под ред. Д.Г. Звягинцева. – М.: Изд.-во МГУ, - 1986. – С. 21-25
24. Свирскене А. Микробиологические и биохимические показатели при оценке антропогенного воздействия на почвы //Почвоведение. – 2003. - № 2. – С. 202 – 210
25. Соколов А.В. Агрохимические методы исследования почв. - М.: Наука, 1975. – С.585-645
26. Фатєєв А.І., Самохвалова В.Л., Найдьонова О.Є Аналіз стану забруднення важкими металами ґрунту за біологічними показниками //Вісник ХНУ ім. В. Каразіна. Серія: Біологія. – 2006. – Вип.3, №729. – С.158-167
27. Хазиев Ф.Х. Ферментативная активность почв. - М.: Наука, 1976. - 180с.
28. Христенко С.І., Шатохіна С.Ф., Мірошніченко М.М., Фатєєв А.І. Вплив поліелементного забруднення на формування і функціонування мікробного ценозу чорнозему опідзоленого //Вісник Запорізького державного ун-ту. Біологічні науки. - 2002. - №2. - С.153-156
29. Черных Н.А., Милащенко Н.З., Ладонин В.Ф. Экотоксикологическая безопасность и устойчивое развитие. Книга 5. Экотоксикологические аспекты загрязнения почв тяжелыми металлами. Издание 2 е, переработанное и дополненное. - Пушкино: ОНТИ ПНЦ РАН, 2001. – 148 с.

Отримано: 07 січня 2007 р.

Прийнято до друку: 16 листопада 2007 р.

Таблиця 4. Вплив поліелементного забруднення ВМ на ферментативну активність ґрунтів різного генезису (вегетаційний дослід)*
 Table 4. Influence of soil polyelements contamination by heavy metals on enzymes activity of soils different genesis (vegetation experience)

Ґрунти	Дегідрогеназна активність, мг ТФФ у 100 г за 24 години			Інвертазна активність, мг глюкози в 1г за 24 години			Поліфенолоксидазна активність, мг 1,4-п бензохінона в 10г за 1 годину			Загальний показник деградації ЗПД ФАГ
	контроль	забруднення ВМ	відхилення, %	контроль	забруднення ВМ	відхилення, %	контроль	забруднення ВМ	відхилення, %	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Дерново-підзолистий (Чернігівська обл., Прогрес)	20,2	1,1	-95	1,5	0,5	-67	40,4	20,0	-50	71
Темно-сірий (Харківська обл., Люботин)	40,3	9,9	-75	4,7	3,5	-26	323,4	253,8	-22	41
Чорнозем типовий (Харківська обл., Рогань)	40,7	19,7	-52	8,7	7,7	-11	123,9	106,0	-14	26
Лучно-чорноземний (Харківська обл., Рогань)	35,7	20,1	-44	5,2	4,6	-12	279,3	246,1	-12	23
Чорнозем звичайний (Харківська обл., Близнюки)	38,6	13,2	-66	8,4	7,2	-14	240,4	111,8	-53	44
Чорнозем звичайний (Донецька обл., Авдіївка)	31,7	10,8	-66	7,9	6,7	-15	106,0	94,3	-11	31
Чорнозем звичайний (Запорізька обл., Токмак)	43,3	23,6	-45	7,8	6,7	-14	163,2	128,1	-22	27
Чорнозем звичайний (Запорізька обл., Бердянськ)	41,1	20,1	-51	5,4	5,0	-7	278,8	234,2	-16	25
Чорнозем південний (Запорізька обл., агрокомбінат "Азовський")	39,4	17,1	-57	6,3	5,9	-6	202,6	184,8	-9	24
Чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ, 30 км від міста)	41,1	18,4	-55	5,7	4,1	-28	525,8	452,6	-14	32
Чорнозем південний (Запорізька обл., Бердянськ, 50 км від міста)	53,8	24,9	-54	6,5	5,9	-9	328,9	296,1	-10	24
Чорнозем південний солонцюватий (Запорізька обл., Бердянськ, 15 км від міста)	43,3	11,8	-73	4,8	4,1	-15	191,1	172,0	-10	33

*- середні дані за два роки досліджень (2004 - 2005рр).

Таблиця 5. Матриця кореляцій досліджених показників властивостей ґрунтів різної буферності та біохімічних показників

Table 5. Correlations matrix of the different buffering capacity soils properties explored and biochemical indexes

Показники	Тип ґрунту	рН ґрунту		Вміст часток фізичної глини гранулометричного складу, %	Гумус, %	Ємність поглинання, ммоль/кг	Вміст R ₂ O ₃ , %	ЗПД ФАГ	Дегідрогеназна активність, %	Інвертазна активність, %	Поліфенолоксидазна активність, %
		рН водний	рН сольовий								
Тип ґрунту	1,00	0,67	0,80	0,78	0,03	0,05	0,69	-0,54	0,35	0,50	0,55
рН водний	0,67	1,00	0,95	0,83	0,56	0,68	0,79	-0,86	0,70	0,88	0,67
рН сольовий	0,80	0,95	1,00	0,84	0,39	0,49	0,75	-0,83	0,63	0,81	0,73
Вміст часток фізичної глини гранулометричного складу, %	0,78	0,83	0,84	1,00	0,36	0,38	0,79	-0,68	0,54	0,77	0,45
Гумус, %	0,03	0,56	0,39	0,36	1,00	0,82	0,59	-0,53	0,49	0,55	0,35
Ємність поглинання, ммоль/кг	0,05	0,68	0,49	0,38	0,82	1,00	0,55	-0,64	0,54	0,69	0,44
Вміст R ₂ O ₃	0,69	0,79	0,75	0,79	0,59	0,55	1,00	-0,58	0,50	0,59	0,39
ЗПД ФАГ	-0,54	-0,86	-0,83	-0,68	-0,53	-0,64	-0,58	1,00	-0,89	-0,92	-0,82
Дегідрогеназна активність, %	0,35	0,70	0,63	0,54	0,49	0,54	0,50	-0,89	1,00	0,78	0,57
Інвертазна активність, %	0,50	0,88	0,81	0,77	0,55	0,69	0,59	-0,92	0,78	1,00	0,61
Поліфенолоксидазна активність, %	0,55	0,67	0,73	0,45	0,35	0,44	0,39	-0,82	0,57	0,61	1,00