



Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.  
Visnik Dnipropetrovs'kogo universitetu. Seriâ Biologiâ, ekologîâ

Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.  
2013. 21(2)

ISSN 2310-0842

www.ecology.dp.ua

УДК 599:574.4+577.15

## Вплив іонів *Ni* на активність аспартатамінотрансферази в листках *Glechoma hederacea* в умовах рийної діяльності ссавців

О.Є. Пахомов, О.М. Василюк, Т.А. Замєсова

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, Дніпропетровськ, Україна

Визначено загальну активність ферментів класу трансфераз і вміст білків водорозчинної фракції в листках *Glechoma hederacea* L. Оцінено середовищотвірну роль рийної активності крота (*Talpa europaea* L.) в умовах екзогенного забруднення *Ni* у спектрі концентрацій 0,2, 1,0 та 2,0 г/м<sup>2</sup>, що відповідає 1, 5 та 10 гранично допустимим концентраціям (ГДК). Виявлено зниження активності аспартатамінотрансферази в листках *G. hederacea* на 12–65% і концентрації водорозчинної фракції білка на 30–60% відносно контролю (ділянка без забруднення на *Ni* та рийної активності крота). Комбінований ефект рийної активності *T. europaea* та дії *Ni* у дозах 5 та 10 ГДК сприяв збільшенню активності ферменту удвічі – утричі (порівняно з контролем у відповідній концентрації *Ni*). Концентрація водорозчинної фракції білка в листках *G. hederacea* L. в умовах рийної активності крота та за внесення *Ni* у максимальній концентрації знижена удвічі (порівняно з контролем у відповідній концентрації *Ni*), оскільки системі за даних умов навантаження важко відновити та нормалізувати функції, у той час як за низьких і середніх концентрацій *Ni* білковий обмін інтенсифікувався на 11–150%. Вивчено вплив рийної активності мишоподібних гризунів *Apodemus sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *Clethrionomys glareoles* Schreber на формування біологічної активності ґрунтів заплавної діброви за умов їх забруднення *Ni*. Важкі метали значною мірою інгібують протеолітичну активність ґрунту, яка визначається активністю мікроорганізмів. Рийна діяльність гризунів сприяє відновленню біологічної активності та відіграє важливу роль у формуванні механізму гомеостазу в едафотопі. У місцях поривів тварин при концентрації *Ni* 1 ГДК на глибині 0–30 см протеолітична активність вища в 1,99 раза порівняно з відповідними ділянками без поривів, при 5 ГДК – у 1,92 раза, при 10 ГДК – в 1,90 раза вища.

*Ключові слова:* водорозчинна фракція білка; гранично допустима концентрація; аспартатамінотрансфераза

## Effect of *Ni* on aspartataminotransferase activity in *Glechoma hederacea* leaves subject to digging function by mammals

A.Y. Pakhomov, O.M. Vasilyuk, T.A. Zamesova

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Using simple and highly sensitive methods of biochemical analysis (determination of total enzyme activity of the class transferase and content of water-soluble protein fraction in *Glechoma hederacea* L. leaves, as response mechanisms of organisms to environmental change) we have detected an environment forming role played by *Talpa europaea* L. (european mole), through its digging function, studied against the background of anthropogenic *Ni* pollution with concentrations of 0,2, 1.0 and 2.0 g/m<sup>2</sup>, which was equivalent to the presence of *Ni* at 1, 5, 10 times the dose of maximum permissible concentration (MPC). Thus, we discovered the fact of the reduction in total activity of aspartataminotransferase (AST) in *G. hederacea* leaves by 12–65% and concentrations of water-soluble protein fraction by 30–60% relative to control (the area without pollution of *Ni* and digging activity of mammals). The combined effect of the digging activity of *T. europaea* and *Ni* at doses of 5, 10 MAC contributed to the increased activity of the enzyme from 2.3 to 3.0 times (compared with the control in the corresponding concentration *Ni*). The concentration of water soluble protein fraction under the combined effect of the digging activity and *Ni* at maximum concentration in *G. hederacea* leaves was reduced by 2 times (compared with the control in the corresponding concentration *Ni*), because it was difficult for the system to operate the mechanisms of recovery and normalization function, while at low and medium metal concentration the processes of protein metabolism increased by 11–150%. Besides, the influence of the digging activity of mammals (*Apodemus sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *Clethrionomys glareoles* Schreber) as our examples under the condition of artificial *Ni* soil pollution of the *Ni* polluted soil in the natural humid forest was assessed. Pollutants drastically influence the proteolytic activity of the soil that reflects microorganism's metabolism. The digging activity of mammals is shown to boost restoration biological activity of the soil, following the

Дніпропетровський національний університет імені Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, 49010, Дніпропетровськ, Україна  
Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Av., 72, 49010, Dnipropetrovsk, Ukraine  
Tel.: +38093-358-07-45. E-mail: Vasilyuk.elena@mail.ru

impact of pollutants and plays an essential creative role in the homeostatics mechanism in soil ecosystems. At the burrows dug by mammals proteolytic activity (at a depth of 0–30 cm) increases by 1.99 times at a pollution level of 1 MPC Ni concentration, by 1.92 times – at a level of 5 MPC, by 1.90 times – at 10 MPC compared to areas untouched by mammals.

**Keywords:** water-soluble protein fraction; the maximum permissible concentration; the total activity of aspartate aminotransferase

## Вступ

Екологічний вплив (солоність, дефіцит води, інтенсивність опадів, хімічний склад ґрунтів, нестійкий температурний режим) і антропогенний прес (забруднення органічними та неорганічними сполуками) стимулювали вивчення дії різних чинників на компоненти біоти. Досліджено механізми для оптимізації стресу (Clemans, 2001; Nameed et al., 2011), запропоновано заходи з моніторингу, фітоіндикації (Ghavrii and Singh, 2010), фітореMediaції, з'ясовано вплив рослин на хімічний склад ґрунтів (Kupka et al., 2013), вивчено інтенсивність опадів (Akbarimehr and Jalilvand, 2013). Відбувається пошук чутливих і простих методів оцінки екологічного впливу, створені заходи зі збереження природних і відновлення порушених біосистем шляхом збільшення біорізноманіття на техногенно збіднених територіях (Dzyubak and Vasilyuk, 2009; Vasilyuk and Dzyubak, 2009). Визначено осмотичну та іонну фази сольового стресу (Shavrukov, 2013), вплив гербіцидів, регуляторів росту, розроблено механізми захисту від важких металів (ВМ) у рослин (Varenes et al., 1996; Gardea-Torresdey et al., 2005; Sun et al., 2013; Lefcort et al., 2013), визначено механізми стійкості до засоленості (Martín et al., 2013), холодового шоку (Hébrard et al., 2013), встановлено специфічність і неспецифічність біохімічних відгуків біосистем на дію екзогенних чинників (Naji and Devaraj, 2011).

Механізми стійкості рослин до важких металів (ВМ) (Perfetto et al., 2006) тісно пов'язані з механічним захистом (Bulakhov and Pakhomov, 2006) (поглинання, блокування, зберігання, розповсюдження, детоксикація ВМ кореневою системою) і біохімічним захистом: обмін речовин, застосування регуляторів росту рослин, фітогормонів (Clemans, 2001; Bernini et al., 2010). Визначено метаболізм за умови впливу таких ВМ як *Cd*, *Co*, *Mn*, *Cr* (Vestena et al., 2011; Nameed et al., 2011; Hasan et al., 2011; Ruscitti et al., 2011; Millaleo et al., 2013; Becerril et al., 2013), роботу ферментативних реакцій, що відбуваються в рослинних, тваринних клітинах. У біотопі ферменти беруть участь у важливих біохімічних процесах: синтезі та розпаді гумусу, гідролізі органічних сполук, решток вищих рослин та мікроорганізмів, переведенні їх у доступні для засвоєння стани; фіксують вільні елементи, беруть активну участь у кругообігах життєво необхідних для рослин елементів, окисно-відновних реакціях тощо (Kong et al., 2009; Liu et al., 2008; Melero et al., 2008). Мікроорганізми відіграють визначну роль в утворенні ензимів та інтенсифікації ферментативної активності ґрунтів, яка може виступати раннім індикатором змін властивостей ґрунтів (Melero et al., 2008; Wang et al., 2011).

Забруднення ґрунту ВМ згубно відбивається на його ферментативній активності. У високих концентраціях ВМ коагулюють білки, що спричинює негайну загибель клітин (Azcon et al., 2009; Medina and Azcon, 2010).

У високих концентраціях їх дія може бути специфічнішою, оскільки різні метали мають спорідненість до певних активних груп молекул клітин. При цьому частіше за все пошкоджуються біохімічні блоки, пов'язані з диханням мікроорганізмів (Salminen et al., 2002). Зазначено (Bilanich, 2008), що існують екологічні заходи підвищення стійкості рослин до стресів від ВМ: використання *Bacillus subtilis* L. під час обробки насіння *Jatropha curcas* L. для поліпшення структури ґрунтів, забруднених *Fe* (Ghavri and Singh, 2010).

Ми з'ясовували вплив *Ni* як одного з поширених забруднювачів Дніпропетровщини на рослинний організм. *Ni* цікавий і тим, що є кофактором уреаз *i*, водночас, належить до ВМ (Clemans, 2001; Lefcort et al., 2013). Зниженню токсичності іонів *Ni* сприяли такі екологічні чинники, як рийна активність ссавців (Pakhomov and Vasilyuk, 2011). Рийна функція ссавців (Bulakhov and Pakhomov, 2006) поліпшила фізичні (твердість, вологість, порозність) та хімічні властивості ґрунтів (амінокислотний склад і дихання ґрунтів, мікробна та ферментативна активність). Ссавці як біотичний чинник відіграють екологічну роль у відновленні техногенно забруднених та збіднених територій. Саме у створенні екологічного буфера проти антропогенного навантаження на біоту, у процесі самоочищення ґрунтів, у відновленні біорізноманіття в умовах антропогенного впливу на біоту, і полягає середовищотвірна роль ссавців. Рийна активність *Mammalia* сприяла адаптивним механізмам для підтримання стану гомеостазу під впливом металу в межах допустимого рівня, що має велике практичне значення. За допомогою ферментів азотного метаболізму (Vasilyuk and Pakhomov, 2012) як чутливих індикаторів зміни навколишнього середовища визначено вплив ВМ (антропогенний чинник) та порио (біотичний чинник) на деякі рослинні об'єкти.

## Матеріал і методи досліджень

Дослідження здійснювали в умовах Присамарського міжнародного біосферного стаціонару ім. О.Л. Бельгарда (с. Андріївка Новомосковського району Дніпропетровської області). Як контроль обрано територію без впливу ссавців і незабруднену *Ni* (ліпо-ясенева діброва). При внесенні враховували кількість ГДК (для *Ni* – 4 мг/кг ґрунту). У дослідні варіанти *Ni* вносили у ґрунт у вигляді сольового розчину  $Ni(NO_3)_2 \cdot 6H_2O$  з концентрацією 0,2, 1,0 та 2,0 г/м<sup>2</sup>, що еквівалентно 1, 5 та 10 ГДК *Ni*. Для запобігання забрудненню шарів ґрунту сполуками *Ni* використано ізольовані ґрунтові блоки: у ґрунт по периметру ділянки вертикально розташували пластини з інертного водонепроникного матеріалу на глибину 20 см.

Через місяць визначено загальну активність ферменту аспартатамінотрансферази (АСТ, КФ 2.6.1.1; нМ піровиноградної кислоти/мл·с) методом В. Польового та О. Максимова (1978) і концентрацію водорозчинної фракції білка (мг/мл) методом М. Bradford (1976). Дані

біохімічні показники визначали в листках *Glechoma hederacea* L., що домінувала на дослідній території на фоні рийної активності *T. europaea* L. і в умовах екзогенного забруднення *Ni*. Аспаратамінотрансфераза і аланінамінотрансфераза (АЛТ, КФ 2.6.1.2) – частини ферментативних систем, що використовують первинний продукт фотосинтезу  $C_4$  групи рослин – аспарат, який синтезується в мезофілі листка. За допомогою АСТ за присутності коферменту піридоксальфосфату (ПФ, похідного вітаміну  $B_6$ ), відбувається декарбоксілювання аспартату. Утворюється шавлевооцтова кислота, яка за участю малатдегідрогенази перетворюється на малат. Малат вступає в наступну реакцію за участю малікензиму з утворенням піровиноградної кислоти та вуглекислого газу. Піруват, після амінування за участі АЛТ та присутності ПФ, повертається до мезофілу листка, де дезамінується за участю цього ж ферменту.

Експеримент зі впливу рийної активності *T. europaea* на відновлення біологічного різноманіття антропогенно забруднених територій, на фоні дії екзогенного внесення *Ni*, проводили протягом місяця за схемою: контроль (ділянка без забруднення на *Ni* і без активності ссавців), контроль *Ni* 1 ГДК, комбінована дія рийної активності ссавців та *Ni* у дозі 1 ГДК, контроль *Ni* 5 ГДК, комбінована дія рийної активності ссавців та *Ni* у дозі 5 ГДК, контроль *Ni* 10 ГДК, комбінований ефект рийної активності ссавців та *Ni* у дозі 10 ГДК.

Протеолітичну активність ґрунту визначали аплікаційним методом (Mishustin et al., 1968) у таких ґрунтових горизонтах: ґрунтовий викид, 0–10, 10–20, 20–30 см. Експериментально оцінювали рийну активність *Apodemus sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *Clethrionomys glareoles* Schreber. Відбирання проб здійснювали через місяць після забруднення поллютантом. Дослід виконували протягом місяця за такою схемою: контроль (непорушений ґрунт, забруднений *Ni* у дозі 1 ГДК), комбінована дія *Ni* у дозі 1 ГДК та рийна активність гризунів, контроль (непорушений ґрунт, що був забруднений *Ni* у дозі 5 ГДК), комбінована дія *Ni* у дозі 5 ГДК та рийна активність гризунів, контроль (непорушений ґрунт, забруднений *Ni* у дозі 10 ГДК), комбінована дія *Ni* у дозі 10 ГДК та рийна активність гризунів.

Отримані результати описуються розподілом Бернуллі, але при великих значеннях розподіл Бернуллі збігається із розподілом Гаусса, що суттєво спрощує статистичну обробку. Достовірно вважали різницю між вибірками за  $P < 0,05$ .

### Результати та їх обговорення

Під впливом рийної активності *T. europaea* в листках *G. hederacea* спостерігали достовірне зниження загальної активності АСТ (на 20%). Концентрація водорозчинної фракції білків протягом одного місяця знизилася на 12% відносно контролю (ділянка без забруднення на *Ni* і без активності ссавців). Це може бути пояснено механічною деструкцією ґрунту, збідненням рослинності, недостатнім терміном для самовідновлення біохімічних процесів рослин і ґрунту. Додавання солі *Ni* в діапазоні концентрацій (1, 5, 10 ГДК) сприяло достовір-

ному ( $P < 0,05$ ) зниженню активності АСТ на 18–65% для всіх варіантів експерименту порівняно з контролем (площа без забруднення *Ni* та без рийної активності *T. europaea*). Отриманий результат спростовує нульову гіпотезу ( $P < 0,05$ ). Доведено токсичний вплив металу на ґрунти, ріст і розвиток рослин за даних концентрацій. Концентрація водорозчинної фракції білків у листках *G. hederacea* була зменшеною на 31–64% у всіх варіантах досліду відносно контролю (табл. 1).

Таблиця 1

#### Вплив *Ni* на загальну активність аспаратамінотрансферази та концентрацію водорозчинної фракції білків у листках *G. hederacea* L.

Показники	Варіанти досліду	$x \pm S_x$	Співвідношення дослід / контроль, %
АСТ	Контроль	0,88 ± 0,079	–
	<i>Ni</i> 1 ГДК	0,53 ± 0,032*	60,8
	<i>Ni</i> 5 ГДК	0,31 ± 0,018*	35,1
	<i>Ni</i> 10 ГДК	0,72 ± 0,066*	82,4
Водорозчинна фракція білка	Контроль	0,91 ± 0,051	–
	<i>Ni</i> 1 ГДК	0,63 ± 0,011*	69,4
	<i>Ni</i> 5 ГДК	0,34 ± 0,005*	36,8
	<i>Ni</i> 10 ГДК	0,60 ± 0,023*	65,6

Примітки:  $x$  – середнє значення,  $S_x$  – стандартне відхилення; \* – достовірність відмінності між дослідним варіантом і контролем,  $P < 0,05$ ; для кожного варіанту досліду  $n = 3$ .

Додавання солі *Ni* у дозі 1 ГДК в умовах рийної активності *T. europaea* (спільна дія антропогенних і природних чинників) сприяло невірогідному ( $P > 0,05$ ) збільшенню активності АСТ на 11% відносно контролю (контроль *Ni* 1 ГДК), у той час, як зі збільшенням концентрації металу (5 та 10 ГДК) відбулось підвищення активності АСТ удвічі та у 3,8 раза ( $P < 0,05$ ) порівняно з відповідним контролем (5 та 10 ГДК) відповідно. Тобто рийна активність крота сприяла інтенсифікації процесів нітратного метаболізму в умовах середніх і невисоких концентрацій *Ni*, що довело шкідливий вплив *Ni* на процеси самовідновлення біологічних систем (табл. 2).

Таблиця 2

#### Вплив комбінованої дії рийної активності *T. europaea* L. та *Ni* на загальну активність аспаратамінотрансферази в листках *G. hederacea* L.

Варіанти досліду	$x \pm S_x$	Співвідношення дослід/контроль, %
Контроль	0,89 ± 0,063	78,7
Рийна активність	0,69 ± 0,048	
Контроль + <i>Ni</i> 1 ГДК	0,53 ± 0,032	111,1
Рийна активність + <i>Ni</i> 1 ГДК	0,59 ± 0,037	
Контроль <i>Ni</i> 5 ГДК	0,31 ± 0,018	230,8
Рийна активність + <i>Ni</i> 5 ГДК	0,71 ± 0,063*	
Контроль <i>Ni</i> 10 ГДК	0,72 ± 0,066	308,2
Рийна активність + <i>Ni</i> 10 ГДК	2,23 ± 0,204*	

Примітка: див. табл. 1.

Рийна активність ссавців сприяла вірогідному ( $P < 0,05$ ) зниженню концентрації водорозчинної фракції білків (на 12%) відносно контролю (ділянка без рийної активності ссавців та *Ni*). В умовах комбінованої дії рийної активності *T. europaea* та *Ni* у дозі 1 ГДК спостерігали невірогідне ( $P < 0,05$ ) підвищення

концентрації водорозчинної фракції білків (на 10%) відносно контролю (1 ГДК), та у 2,5 раза ( $P < 0,05$ ) порівняно з контролем (5 ГДК). Рийна активність малих ґрунторіїв та  $Ni$  у максимальній дозі 10 ГДК не нівелювала токсичної дії  $Ni$ . Відбулось вірогідне ( $P < 0,05$ ) зниження удвічі концентрації водорозчинної фракції білків відносно контролю (10 ГДК). Рийна активність ссавців за умов дії солей  $Ni$  у максимальній дозі не забезпечила нівелювання токсичного впливу  $Ni$  через нездатність біологічних систем до адаптації та відновлення функціональної активності процесів метаболізму за даних концентрацій  $Ni$ . Активність крота зменшила антропогенний прес, забезпечила нівелювання токсичного впливу  $Ni$  на компоненти біосистем і навколишнє середовище в умовах невисоких і середніх доз  $Ni$  (табл. 3).

У місцях порийв гризунів *Apodemus sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *Clethrionomys glareoles* Schreber загальний рівень ґрунтових біологічних процесів вищий, ніж на ділянках без порийв. На контрольних площах протеолітична активність ґрунту достатньо низька. В умовах трьох концентрацій  $Ni$  найменші значення протеолітичної активності спостерігалися на верхніх

ґрунтових горизонтах. Рівень протеолітичної активності ґрунту максимальний на нижньому ґрунтовому горизонті. На ділянках із пориями мишоподібних гризунів протеолітична активність ґрунту значно вища. На цих площах максимальне її значення в ґрунтових викидах. На верхніх і середніх ґрунтових горизонтах активність поступово коливалась: знижувалась із наступним зростанням на найнижчих горизонтах (табл. 4).

Таблиця 3

**Вплив комбінованої дії рийної активності *T. europaea* L. та  $Ni$  на концентрацію водорозчинної фракції білків у листках *G. hederacea* L.**

Варіанти дослідів	$x \pm S_x$	Співвідношення дослід / контроль, %
Контроль	1,82 ± 0,102	88,96
Рийна активність	1,62 ± 0,112	
Контроль I $Ni$ 1 ГДК	1,26 ± 0,021	109,68
Рийна активність + $Ni$ 1 ГДК	1,39 ± 0,085	
Контроль $Ni$ 5 ГДК	0,67 ± 0,012	250,91
Рийна активність + $Ni$ 5 ГДК	1,68 ± 0,077*	
Контроль $Ni$ 10 ГДК	1,20 ± 0,046	59,50
Рийна активність + $Ni$ 10 ГДК	0,71 ± 0,053*	

Примітка: див. табл. 1.

Таблиця 4

**Рівень протеолітичної активності ґрунту ( $x \pm S_x$ , %) в місцях порийв мишоподібних гризунів після забруднення  $Ni$**

Концентрація	Показники протеолітичної активності ґрунту	ґрунтовий горизонт, см			
		викид	0–10	10–20	20–30
1 ГДК	контроль	–	31,5 ± 2,0	36,7 ± 2,0	40,9 ± 2,1
	порий	78,2 ± 2,7	77,3 ± 2,7	67,3 ± 2,4	69,4 ± 2,4
	ефективність	–	245,0	183,0	170,0
5 ГДК	контроль	–	30,3 ± 2,0	35,7 ± 2,1	39,8 ± 2,2
	порий	74,3 ± 2,5	67,1 ± 2,4	64,6 ± 2,3	69,5 ± 2,4
	ефективність	–	221,0	181,0	175,0
10 ГДК	контроль	–	29,2 ± 2,0	36,8 ± 2,0	39,1 ± 2,1
	порий	70,9 ± 2,4	65,0 ± 2,3	63,2 ± 2,3	68,8 ± 2,4
	ефективність	–	223,0	172,0	176,0

Примітка: див. табл. 1.

У місцях рийної активності *A. sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *C. glareoles* Schreber відбулося швидше вимивання поллютантів у нижні ґрунтові горизонти, про що свідчить мінімальне значення рівня протеолітичної активності на горизонті 10–20 см і вище значення – на горизонті 0–10 см. На верхньому ґрунтовому горизонті, який максимально заселений живими організмами, ступінь токсичності  $Ni$  достовірно знижено.

**Висновки**

З'ясовано достовірне гальмування загальної активності АСТ на 12–65% ( $P < 0,05$ ) і зниження концентрації водорозчинних білків на 30–60% ( $P < 0,05$ ) порівняно з контролем (площа без забруднення  $Ni$  і рийної активності *T. europaea* L.) в листках *G. hederacea* L. за умов дії солей  $Ni$  у спектрі концентрацій 1, 5 та 10 ГДК. Комбінована дія рийної активності *T. europaea* L. і  $Ni$  сприяла підвищенню активності ферменту удвічі – утричі (порівняно з контролем у відповідній концентрації  $Ni$ ). Концентрація водорозчинної фракції білків в умовах спільної дії рийної активності ссавців та  $Ni$  у максимальній концентрації

зменшена удвічі (порівняно з відповідним контролем). В умовах низької та середньої концентрації  $Ni$  процеси білкового метаболізму підвищені на 11–150% ( $P < 0,05$ ). Рийна активність *T. europaea* L. сприяла зменшенню токсичного впливу  $Ni$  (у малих і середніх концентраціях) на нормальний ріст і розвиток рослин. На верхньому ґрунтовому горизонті, який максимально заселений живими організмами, ступінь токсичності  $Ni$  також достовірно знижено в умовах дії *Apodemus sylvaticus* L., *A. flavicollis* Melchior, *Clethrionomys glareoles* Schreber. Отже, рийна активність тварин на фоні антропогенного забруднення ґрунтів виступає чинником, що послаблює негативний вплив важких металів. Використання окремих елементів зооценозу в умовах степової зони України у системі охорони природи має позитивні результати.

**Бібліографічні посилання**

Akbarimehr, M., Jalilvand, H., 2013. Considering the relationship of slope and soil loss on skid trails in the north of Iran (a case study). J. For. Sci. 59, 339–344.

- Alexeev, J.V., 1987. Tjzhelye metally v pochve i rastenijah [Heavy metals in soil and plants]. Nauka, Leningrad (in Russian).
- Azcón, R., Perálvarez, M.C., Biró, B., Roldan, A., Ruíz-Lozano, J.M., 2009. Antioxidant activities and metal acquisition in mycorrhizal plants growing in a heavy-metal multicontaminated soil amended with treated lignocellulosic agrowaste. *Appl. Soil Ecol.* 41, 168–177.
- Becerril, F.R., Juárez-Vázquez, L.V., Hernández-Cervantes, S.C., Acevedo-Sandoval, O.A., Vela-Correa, G., Cruz-Chávez, E., Moreno-Espíndola, I.P., Esquivel-Herrera, A., de León-González, F., 2013. Impacts of manganese mining activity on the environment: Interactions among soil, plants and arbuscular Mycorrhiza. *Environ. Contam. Toxicol.* 64(2), 219–227.
- Bernini, E.S., Carmo, T.M.S., Cuzzuol, do G.R.F., 2010. Spatial and temporal variation of the nutrients in the sediment and leaves of two Brazilian mangrove species and their role in the retention of environmental heavy metals. *Braz. J. Plant Physiol.* 22(3), 177–187.
- Bilanich, M.M., 2008. The current state of research of influence of heavy metals on plant life [Suchasnij stan doslidzhennja vplivu vazhkih metaliv na roslinnij svit]. *Visn. Prikarpat'skyj Univ. Biol.* 12, 161–176 (in Ukrainian).
- Bradford, M., 1976. A rapid and sensitive method for the quantification of microgram quantities of protein utilising the principle of protein-dye binding. *J. Anal. Biochem.* 72, 248–254.
- Bulakhov, V.L., Pakhomov, O.Y., 2006. Biologichne riznomanittja Ukraïny. Dnipropetrovs'ka oblast'. Ssavci (Mammalia) [Biological diversity of Ukraine. Dnipropetrovsk region. Mammals (Mammalia)]. Dnipropetrovsk University Press, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
- Clemans, S., 2001. Molecular mechanisms of plant metal tolerance and homeostasis. *Planta J.* 212(4), 475–486.
- Dzyubak, O.I., Vasilyuk, O.M., 2009. Vplyv hlorydnogo zasolenja na morfometrychni ta biohimichni pokaznyky roslyn u dynamici rostu ta rozvytku [Effect of chloride salinity on morphometric and biochemical indices in the dynamics of plant growth and development]. *Fundamental'ni Ta Prykladni Doslidzhennja v biologii: 'Materialy I Mizhnarodnoi' Naukovoï Konferencii'*. Veber, Donets'k, 2, 231–232 (in Ukrainian).
- Gardea-Torresdey, J.L., Rosa, G., Peralta-Videa, J.R., Montes, M., Cruz-Jimenez, G., Cano-Aguilera, I., 2005. Differential uptake and transport of trivalent and hexavalent chromium by tumbleweed (*Salsola kali*). *Environ. Contam. Toxicol.* 48(2), 225–232.
- Ghavrı, S.V., Singh, R.P., 2010. Phytotranslocation of Fe by biodiesel plant *Jatropha curcas* L. grown on iron rich wasteland soil. *Braz. J. Plant Physiol.* 22(4), 235–243.
- Hameed, A., Mahmooduzzafar, T.N.Q., Siddiqi, T.O., Iqbal, M., 2011. Differential activation of the enzymatic antioxidant system of *Abelmoschus esculentus* L. under CdCl<sub>2</sub> and HgCl<sub>2</sub> exposure. *Braz. J. Plant Physiol.* 23(1), 46–54.
- Hasan, S.A., Hayat, S., Wani, A.S., Ahmad, A., 2011. Establishment of sensitive and resistant variety of tomato on the basis of photosynthesis and antioxidative enzymes in the presence of cobalt applied as shotgun approach. *Braz. J. Plant Physiol.* 23(3), 175–185.
- Hébrard, C., Trap-Gentil, M.V., Lafon-Placette, C., Delaunay, A., Joseph, C., Lefévre, M., Barnes, S., Maury, S., 2013. Identification of differentially methylated regions during vernalization revealed a role for RNA methyltransferases in bolting. *J. Exp. Bot.* 64(2), 651–663.
- Kupka, I., Podrázský, V., Kubeček, J., 2013. Soil-forming effect of Douglas fir at lower altitudes – a case study. *J. For. Sci.* 59, 345–351.
- Kong, L., Wang, Y.-B., Zhao, L.-N., Chen, Z.-H., 2009. Enzyme and root activities in surface-flow constructed wetland. *Chemosphere.* 76, 601–608.
- Lefcort, H., Wehner, E.A., Cocco, P.L., Lefcort, H., 2013. Look inside get access pre-exposure to heavy metal pollution and the odor of predation decrease the ability of snails to avoid stressors. *Environ. Contam. Toxicol.* 64(2), 273–280.
- Liu, X.-M., Li, Q., Liang, W.-J., Jiang, Y., 2008. Distribution of soil enzyme activities and microbial biomass along a latitudinal gradient in farmland of Songliao Plain, Northeast China. *Pedosphere.* 18, 431–440.
- Martín, J.A.R., Carbonell, G., Nanos, N., Gutiérrez, S.C., 2013. Identification of soil mercury in the Spanish Islands. *Environ. Contam. Toxicol.* 64(1), 171–179.
- Medina, A., Azcón, R., 2010. Effectiveness of the application of arbuscular mycorrhiza fungi and organic amendments to improve soil quality and plant performance under stress conditions. *J. Soil Sci. Plant Nutr.* 10(3), 354–372.
- Melero, S., Vanderlinden, K., Ruiz, J.C., Madejon, E., 2008. Long-term effect on soil biochemical status of a Vertisol under conservation tillage system in semi-arid Mediterranean conditions. *Eur. J. Soil Biol.* 44, 437–442.
- Millaleo, R., Reyes-Díaz, M., Alberdi, M., Ivanov, A.G., Krol, M., Hüner, N.P.A., 2013. Excess manganese differentially inhibits photo system I versus II in *Arabidopsis thaliana* L. *J. Exp. Bot.* 64(91), 343–354.
- Mishustin, Y.N., Nikitin, D.I., Vostrov, I.S., 1968. Prjamoy metod opredelenija summarnoy proteaznoy aktivnosti pochv [The direct method for determination of summary protease activity in soils]. *Sborn. Dokladov Simpoziuma po Fermentam Pochvy. Nauka i tehnika, Minsk*, 144–150 (in Russian).
- Naji, K.M., Devaraj, V.R., 2011. Antioxidant and other biochemical defense responses of *Macrotyloma uniflorum* (Lam.) Verdc. (Horse gram) induced by high temperature and salt stress. *Braz. J. Plant Physiol.* 23(3), 187–195.
- Pakhomov, O.Y., Vasilyuk, O.M., 2012. Vplyv antropogennykh faktoriv na aktyvnist' transferaz na foni seredovyshtvirnoi' funkcii' ssavciv [The influence of anthropogenic factors on the activity of transferases in the background environment generating function of mammals]. *Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol.* 20(2), 64–70 (in Ukrainian).
- Perfetto, B., Lamberti, M., Giuliano, M.T., 2006. Analysis of the signal transduction pathway of nickel-induced matrix metalloproteinase-2 expression in the human keratinocytes *in vitro*: preliminary findings. *J. Cutan. Pathol.* 34(6), 441–447.
- Polevoy, V., Maximov, G. (eds.), 1978. Metody biohimicheskogo analiza rastenij [Methods of biochemical analysis of plants]. Leningrad University Publish., Leningrad (in Russian).
- Ruscitti, M., Arango, M., Ronco, M., Beltrano, J., 2011. Inoculation with mycorrhizal fungi modifies proline metabolism and increases chromium tolerance in pepper plants (*Capsicum annuum* L.). *Braz. J. Plant Physiol.* 23(1), 15–25.
- Salminen, I., Liiri, M., Haimi, J., 2002. Responses of microbial activity and decomposer organisms to contamination in microcosms containing forest soil. *Ecotox. Environ. Save.* 53(1), 93–103.
- Shavrukov, Y., 2013. Salt stress or salt shock: Which genes are we studying. *J. Exp. Bot.* 64(1), 119–127.
- Sun, J., Cui, J., Luo, C., Gao, L., Chen, Y., Shen, Z., 2013. Contribution of cell walls, nonprotein thiols, and organic acids to cadmium resistance in two cabbage varieties. *Environ. Contam. Toxicol.* 64(2), 243–252.
- Varennes, A., Torres, M.O., Coutinho, J.F., Rocha, M.M.G.S., Neto, M.M.P.M., 1996. Effects of heavy metals on the growth and mineral composition of a nickel hyper accumulator. *J. Plant Nutr.* 19(5), 669–676.
- Vasilyuk, O.M., Dzyubak, O.I., 2009. Physiological and biochemical parameters of plants as markers of a condition of

- environment. Fundamental'ni ta Prykladni Doslidzhennja v Biologii: Materialy I Mizhnarodnoi' Naukovoï Konferencii'. Weber, Donets'k, 2, 348–349.
- Vasilyuk, O.M., Pakhomov, O.Y., 2012. Vplyv ioniv nikelju na funkcional'nu aktyvnist' transaminaz v lystkah *Glechoma hederatia* L. v umovah ryjnoï aktyvnosti Mammalia [Effect of nickel ions on the functional activity of enzymes in the leaves of *Glechoma hederatia* L. under conditions of Mammalia digging activity]. Achievement of High school – 2012: Materialy VIII Mezhdunarodnoj Nauchno-Prakticheskoy Konferencii. Bjalgrad, Sofija, Bolgarija, 21, 43–49 (in Ukrainian).
- Vestena, S., Cambraia, J., Ribeiro, C., Oliveira, J.A, Oliva, M.A., 2011. Cadmium induced oxidative stress and antioxidative enzyme response in water hyacinth and salvinia. *Braz. J. Plant Physiol.* 23(2), 131–139.
- Wang, J.B., Chen, Z.H., Chen, L.J., Zhu, A.N., Wu, Z.J., 2011. Surface soil phosphorus and phosphatase activities affected by tillage and crop residue input amounts. *Plant Soil Environ.*, 6, 251–257.

Надійшла до редколегії 27.10.2013