



Вісник Дніпропетровського університету. Біологія, екологія.
 Visnik Dnipropetrovs'kogo universitetu. Seriâ Biologiâ, ekologiâ
 Visnyk of Dnipropetrovsk University. Biology, ecology.

Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ekol. 2014. 22(2), 99–104.

doi:10.15421/011414

ISSN 2310-0842 print
 ISSN 2312-301X online

www.ecology.dp.ua

УДК 591.5:631.4 (075)

Трофометаболическая активность дождевых червей (*Lumbricidae*) как зоогенный фактор поддержания устойчивости рекультивированных почв к загрязнению медью

Ю.Л. Кульбачко, О.А. Дидур, А.Е. Пахомов, И.М. Лоза

Днепропетровский национальный университет имени Олеся Гончара, Днепропетровск, Украина

Рассматриваются вопросы зоогенного формирования защитных возможностей почвы к действию повышенного содержания тяжелых металлов в условиях техногенеза. Исследованы особенности трофометаболической активности дождевых червей на участке лесной рекультивации Западного Донбасса с различными вариантами насыпных почвогрунтов. Доказано, что копролиты червей активно влияют на иммобилизационную способность почвогрунтов (в частности, на буферность к тяжелым металлам на примере меди), которая увеличивается для копролитов в ряду «безгумусный лессовидный суглинок – верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного». Эффективность иммобилизации меди копролитами дождевых червей на участке с насыпкой из чернозема статистически достоверно больше, чем эффективность иммобилизации исходного почвогрунта. Проведенные исследования позволяют рассматривать трофометаболическую активность дождевых червей как зоогенный фактор, важный для ограничения движения избыточного количества химических элементов, поддержания устойчивости и повышения защитных свойств почвогрунтов к загрязнению медью. При этом возможно ускорение натурализации искусственного лесного эдафотопы на рекультивированных землях и возрастание его экологической ценности.

Ключевые слова: беспозвоночные; сапрофаги; лесная рекультивация; буферная способность; насыпные эдафотопы

Trophic-metabolic activity of earthworms (*Lumbricidae*) as a zoogenic factor of maintaining reclaimed soils' resistance to copper contamination

Y.L. Kulbachko, O.A. Didur, O.Y. Pakhomov, I.M. Loza

Oles Honchar Dnipropetrovsk National University, Dnipropetrovsk, Ukraine

Soil contamination by heavy metals, first of all, influences biological and ecological conditions, and it is able to change the conservative soil features, such as humus content, aggregation, acidity and others, leading to partial or total diminishing of soil fertility and decrease in soil economic value. Zoogenic issues of soil protective capacity formation in conditions of heavy metal content rise under technogenesis have been studied. The article discusses the features of earthworm trophic-metabolic activity in the afforested remediated site (Western Donbass, Ukraine) with different options of mixed soil bulk. Western Donbass is the large center of coal mining located in South-Western part of Ukraine. High rates of technical development in this region lead to surface subsidence, rising and outbreak of high-mineralized groundwater, and formation of dump pits of mine wastes. Remediated area is represented by the basement of mine wastes covered by 5 options of artificial mixed soil with different depth of horizons. The following tree species were planted on top of artificial soil: *Acer platanoides* L., *Robinia pseudoacacia* L., and *Juniperus virginiana* L. The main practical tasks were to define on the quantitative basis the buffer capacity of artificial mixed soil and earthworm excreta in relation to copper contamination and to compare its immobilization capacity in conditions of artificial forest plants in the territory of Western Donbass. It was proved that earthworm excreta had a great influence on soil immobilization capacity (particularly, on soil buffering to copper) which increased for excreta in the following range: humus-free loess loam – top humus layer of ordinary chernozem. Immobilization efficiency of copper by earthworm excreta from ordinary chernozem bulk compared with baseline (ordinary chernozem) was significantly higher. It should be noted that trophic-metabolic activity of earthworms plays very important role as a zoogenic factor which restricts movement of excess chemicals, maintains

Дніпропетровський національний університет ім. Олеся Гончара, пр. Гагаріна, 72, Дніпропетровськ, 49010, Україна
Oles' Honchar Dnipropetrovsk National University, Gagarin Ave., 72, Dnipropetrovsk, 49010, Ukraine
 Tel.: +38-067-633-38-34. E-mail: a.pakhomov@i.ua

stability and increases resistance to soil contamination, in particular, with copper. Besides, it is possible to accelerate the artificial forest edaphotop naturalization on reclaimed land, and to increase its ecological value.

Keywords: invertebrates; saprophages; forest remediation; buffer capacity; bulk soil

Введение

Медь наряду с такими микроэлементами как цинк, молибден, кадмий и свинец является одним из основных антропогенных загрязнителей среды (Pokarzhevskiy, 1985; Safonov, 2005). При изучении техногенного загрязнения окружающей среды встает вопрос о защитных возможностях почвы к действию повышенных концентраций тяжелых металлов. Чем выше защитные свойства почвы, тем большее количество тяжелых металлов она в состоянии переводить в малодоступные для корней растений и слабомигрирующие соединения. В результате ограничивается движение избыточного количества химических элементов по пищевым цепям и в сопредельные среды экосистемы (Pampura et al., 1993; Pyin, 1995; Cooke and Johnson, 2002). Загрязнение почвы тяжелыми металлами влияет в первую очередь на ее биологическое и экологическое состояние, способно изменять ее консервативные признаки, такие как гумусное состояние, структуру, кислотность и другие характеристики, что приводит к частичной, а в некоторых случаях и к полной утрате почвой плодородия и снижению ее экономической ценности (Frank, 1976; Andersson, 1977; Branulou, 1984; Orlov, 1994; Motuzova and Bezuglova, 2007).

Способность животных оказывать влияние на различные свойства почв, а в некоторых случаях их оптимизирующее действие, отражено в работах многих исследователей (Kul'bachko et al., 2007; Loranger-Merciris et al., 2008; Pakhomov et al., 2009; Fonte et al., 2010; Bulakhov et al., 2003; Bulakhov and Pakhomov, 2011; Pecharová et al., 2011; Zicsi et al., 2011; Didur et al., 2013). Среди биоты важную роль в создании механизмов устойчивости эдафотопов лесных биогеоценозов играет почвенная мезофауна, в частности, представители ее сапротрофного комплекса – дождевые черви, энхитреиды, двупарноногие многоножки, мокрицы (Brygadyrenko, 2006; Bottinelli et al., 2010; Kul'bachko et al., 2011). Этих животных в последнее время называют «экосистемными инженерами» – организмами, способными посредством своей активности оказывать влияние на среду обитания и почвенные сообщества биоты, а также способными вызывать сукцессии экосистем (Lavelle et al., 2006; Bernard et al., 2009; Eisenhauer, 2010; Gutiérrez-López et al., 2010; Jouquet et al., 2014). Оценка степени их воздействия на среду, в частности, влияния трофометаболической активности дождевых червей на буферные свойства рекультивированных почв по отношению к тяжелым металлам, представляет научный и практический интерес.

Цель работы – выявить влияние трофометаболической активности дождевых червей (Lumbricidae) на поддержание устойчивости насыпных почвогрунтов участков лесной рекультивации к загрязнению тяжелыми металлами на примере меди. Для достижения поставленной цели решались следующие практические задачи: (1) количественно определить буферную емкость искусственных почвогрунтов и копролитов дождевых червей по отношению к загрязнению медью, (2) сравнить им-

мобилизационную способность копролитов червей и рекультивированных в искусственных лесных насаждениях на территории Западного Донбасса.

Материал и методы исследований

Материал отобран на участке лесной рекультивации № 1 на территории Западного Донбасса (Днепропетровская область, Павлоградский район). Западный Донбасс представляет собой крупный центр по добыче каменного угля, расположенный в юго-восточной части Украины. Высокие темпы промышленного освоения этого региона связаны с просадками территории, подъемом и выходом на дневную поверхность высокоминерализованных грунтовых вод, а также с образованием отвалов из шахтных пород. Экспериментально-производственный участок лесной рекультивации расположен на территории шахты «Павлоградская». На техническом этапе рекультивации поверх фундамента из шахтных пород создано пять вариантов искусственных эдафотопов с различной мощностью рекультивационного слоя. На биологическом этапе рекультивации были высажены древесные и кустарниковые породы, в частности, клен остролистный (*Acer platanoides* L.), робиния псевдоакация (*Robinia pseudoacacia* L.), можжевельник виргинский (*Juniperus virginiana* L.) и другие. Описание вариантов насыпных эдафотопов участка приводится ниже по литературным источникам (Tsvetkova, 1992; Zverkovskiy, 2002) и самостоятельным уточнениям.

Вариант I. Шахтная порода. В процессе многолетнего эксперимента установлено полную ее непригодность для существования и развития древесных пород. Все насаждения деревьев на этом участке рекультивации погибли по причине токсичного действия шахтной породы.

Вариант II. Стратиграфическое строение эдафотопа: лессовидный суглинок – 0–50 см, третичный песок – 50–100 см, шахтная порода – 100–700 см. Насаждения клена остролистного (*A. platanoides*) этого варианта характеризуется полутеневым типом световой структуры. Высота деревьев – 5–8 м, диаметр стволов – 100–120 мм. Подстилка из листьев клена развита слабо. Травостой отсутствует.

Вариант IV. Тип лесорастительных условий – СГ₀₋₁ (суглинок суховатый). Толща насыпных грунтов имеет следующую стратиграфию: верхний насыпной гумусированный слой чернозема обыкновенного – 0–50 см, третичный песок – 50–150 см, лессовидный суглинок – 150–200 см. Высота деревьев – 10–12 м, диаметр стволов – 100–120 мм. Насаждение характеризуется высокой жизненностью. На поверхности почвы хорошо выражена подстилка, прошлогодний лиственный опад перегнивает практически полностью. Почва влажная на ощупь, хорошо оструктурена. С глубины 30 см уплотнена, густо переплетена корнями клена до глубины 50 см. Травостой отсутствует.

Вариант V. Насыпной почвогрунт имеет следующую стратиграфию: верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного – 0–50 см, песок – 50–100 см, лессовидный суглинок – 100–200 см, шахтная порода – 200–700 см.

Насаждение клена остролистного этого варианта характеризуется полусветленным типом световой структуры. Высота деревьев – 8–9 м, диаметр стволов – 100–120 мм. Хорошо выражена подстилка, опавшие листья почти полностью разложились. Травостой отсутствует.

С целью определения зоогенного участия в формировании устойчивости почвогрунтов к загрязнению медью нами выполнены лабораторно-аналитические исследования иммобилизации (неподвижности) – мобилизации (подвижности) ионов меди в копролитах дождевых червей и насыпных почвогрунтах; рассчитан вклад копролитов дождевых червей в устойчивость насыпных почвогрунтов к загрязнению медью.

Образцы почвогрунтов (слой 0–10 см) и свежие морфологически ненарушенные копролиты дождевых червей *Aporrectodea caliginosa* (Savigny, 1826) отобраны в различных вариантах насаждений клена остролистного (II, IV и V варианты). *A. caliginosa* относят к эндогеиным почвенным червям. Это сапрофаг, вторичный деструк-

тор, нитролиберант, гумификатор, копролиты которого локализируются на поверхности почвы (Kozlovskaya, 1976; Striganova, 1980; Butt and Lowe, 2011).

Воздушно-сухие образцы копролитов и почвогрунтов взвешивали, помещали в химические стаканы и заливали в соотношении 1/10 раствором пятиводного медного купороса, содержащим медь в соответствующих концентрациях (табл. 1), взбалтывали в течение двух часов и оставляли настаиваться в течение суток. Затем суспензию взбалтывали и фильтровали, оставляя для дальнейшего анализа лишь содержимое воронки с фильтром. Оставшуюся на фильтре массу переносили в стеклянный бюкс и высушивали до воздушно-сухого состояния. Из полученных образцов брали навески для определения подвижных форм соединений меди (Truskavetskiy, 2003). В качестве экстрагента применяли аммонийно-ацетатный буфер с pH 4,8 (Arinushkina, 1970). В фильтрате анализировали содержание подвижной меди на атомном абсорбционном спектрофотометре AAS-30 (Carl Zeiss).

Таблица 1

Содержание меди в рабочих растворах для определения буферной способности рекультивированных почв

<i>Cu</i> , мг/л	5,0	10,0	15,0	20,0	25,0	30,0	35,0	40,0
Эквивалент содержания <i>Cu</i> в растворе, мг/л	50	100	150	200	250	300	350	400
Содержание <i>Cu</i> , выраженное по отношению к предельно допустимой концентрации (ПДК)	0,9	1,8	2,7	3,6	4,5	5,5	6,4	7,3

Примечание: ПДК валового содержания меди в почве – 55 мг/кг (Tsvetkova and Yakuba, 2007; Buskunova and Amineva, 2011).

Для количественной оценки влияния трофометаболической активности дождевых червей в поддержании устойчивости почвогрунтов к загрязнению медью как их среды обитания рассчитывали буферную емкость (площадь буферности) образцов почвы и копролитов, а также величину эффекта влияния и эффективность иммобилизации токсиканта. Эффект влияния выражается условными единицами и представляет собой разницу площадей буферности стандарта и опыта. Величина эффекта влияния свидетельствует об устойчивости почвенного материала к действию загрязнителя. Чем она выше, тем устойчивее почва к данному воздействию.

Эффективность иммобилизации (связывания) токсиканта рассчитана как отношение эффекта влияния к стандарту. Стандарт представлен кривой, образованной точками, соответствующими логарифму исходных концентраций металла в растворе. Эффективность иммобилизации выражается в относительных безразмерных единицах (%). С ее увеличением уровень устойчивости почвенных материалов к воздействию тяжелого металла повышается. Экспериментальные данные обработаны статистически. Рассчитывали среднее арифметическое, его стандартную ошибку, разницу средних по критерию Стьюдента (Van Emden, 2008).

Результаты и их обсуждение

В нативных образцах копролитов дождевых червей (вариант II, насыпка безгумусного лессовидного суглинка) в насаждении клена остролистного среднее содержание меди составляет 0,96 мг/кг, на вариантах с насыпкой верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного (варианты IV и V) оно колеблется в интервале от 0,22

до 0,82 мг/кг. Количество меди в гумусированном слое чернозема обыкновенного (вариант V) составляет 2,01 мг/кг. Наблюдаемые различия в содержании подвижных форм соединений меди в копролитах и почвогрунтах (табл. 2 и 3) можно объяснить тем, что часть меди либо поглощается организмом дождевого червя и не выводится вместе с копролитами, либо связывается в слабоподвижные формы соединений.

Эффект влияния копролитов дождевых червей на лессовидном суглинке в диапазоне действующих концентраций меди от 0,9 до 7,3 ПДК уступает эффекту влияния копролитов на слое чернозема обыкновенного (197,5 ед. – лессовидный суглинок, 336,1 и 384,9 ед. – чернозем, см. табл. 4). При этом эффективность иммобилизации, отражающая степень устойчивости к загрязнению данным металлом, возрастает от 23,1% до 39,2–45,0% соответственно. Это объясняется тем, что копролиты, сформированные на лессовидном суглинке, в своей основе представлены суглинистой породой, не содержащей органическое вещество, в то время как копролиты, сформированные на насыпном черноземе, обогащены почвенным органическим веществом. То есть наличие в копролитах органического вещества является дополнительным фактором устойчивости искусственных почвогрунтов к воздействию токсических концентраций меди. При сравнении эффективностей иммобилизации токсиканта для копролитов дождевых червей черноземных вариантов с подстилающей прослойкой песка высотой 1 м (вариант B) и 0,5 м (вариант C), наблюдается увеличение этого показателя в пользу варианта C (39,2% и 44,9% соответственно, см. табл. 4).

Результаты статистической оценки разницы буферной емкости копролитов дождевых червей и почвогрунтов к загрязнению медью приведены в таблице 5.

Таблица 2

Среднее содержание подвижных форм меди (мг/кг) в почвогрунтах и копролитах на участке лесной рекультивации при токсической нагрузке от 0,9 до 3,6 ПДК Cu ($x \pm SE$)

Вариант	Токсическая нагрузка				Нативный образец (контроль), мг/кг
	0,9 ПДК	1,8 ПДК	2,7 ПДК	3,6 ПДК	
A	7,14 ± 0,15	28,3 ± 0,08	45,2 ± 0,18	67,5 ± 0,32	0,960 ± 0,049
B	3,52 ± 0,03	10,3 ± 0,09	17,6 ± 0,94	28,0 ± 2,23	0,824 ± 0,049
C	1,71 ± 0,04	7,44 ± 0,11	14,3 ± 0,11	24,7 ± 0,01	0,219 ± 0,020
D	6,01 ± 0,14	6,63 ± 0,04	19,6 ± 0,87	23,3 ± 0,15	2,010 ± 0,020

Примечание: А – копролиты дождевых червей (безгумусный лессовидный суглинок), В – копролиты дождевых червей (насыпной слой чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 1 м), С – копролиты дождевых червей (насыпной слой чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 0,5 м), D – насыпной слой чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 0,5 м.

Таблица 3

Среднее содержание подвижных форм меди (мг/кг) в почвогрунтах и копролитах дождевых червей на участке лесной рекультивации при токсической нагрузке от 4,6 до 7,3 ПДК Cu ($x \pm SE$)

Вариант	Токсическая нагрузка				Нативный образец (контроль), мг/кг
	4,5 ПДК	5,5 ПДК	6,4 ПДК	7,3 ПДК	
A	94,0 ± 0,47	122,5 ± 0,58	149,0 ± 0,60	169,6 ± 0,48	0,960 ± 0,049
B	41,2 ± 3,63	56,0 ± 4,42	70,4 ± 3,66	82,0 ± 0,57	0,824 ± 0,049
C	38,1 ± 0,08	53,0 ± 0,14	66,0 ± 0,36	73,9 ± 0,76	0,219 ± 0,020
D	46,7 ± 1,97	53,4 ± 1,23	62,0 ± 1,10	65,0 ± 0,68	2,010 ± 0,020

Примечание: обозначения см. табл. 2.

Таблица 4

Оценка устойчивости копролитов дождевых червей и насыпных почвогрунтов к загрязнению медью

Вариант	Площадь, занимаемая стандартом, усл. ед. ($S_{ст}$)	Площадь, занимаемая опытным образцом, усл. ед. ($S_{оп}$)	Эффект влияния ($S_{ст} - S_{оп}$), усл. ед.	Эффективность иммобилизации токсиканта $\frac{S_{ст} - S_{оп}}{S_{ст}} \cdot 100, \%$
A	857,1	659,6 ± 1,55	197,5	23,0
B		521,0 ± 8,80	336,1	39,2
C		472,2 ± 0,55	384,9	44,9
D		534,5 ± 4,23	322,6	37,6

Примечание: обозначения см. табл. 2.

Таблица 5

Статистическая оценка разницы средних площадей устойчивости копролитов дождевых червей и почвогрунтов к загрязнению медью

Сравниваемая пара		Увеличение силы вклада в буферность, Δ %	Уровень значимости P
Копролиты безгумусного лессовидного суглинка (вариант А)	копролиты насыпного верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 1 м (вариант В)	+70,0	< 0,01
	копролиты насыпного верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 0,5 м (вариант С)	+94,9	< 0,001
Копролиты насыпного верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 1 м (вариант В)	копролиты насыпного верхнего гумусированного слоя чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 0,5 м (вариант С)	+14,5	< 0,03
Почвогрунт: насыпной верхний гумусированный слой чернозема с подстилающей прослойкой песка 0,5 м (вариант D)	копролиты безгумусного лессовидного суглинка (вариант А)	-63,3	< 0,001
	насыпной верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 1 м (вариант В)	+4,02	> 0,30
	насыпной верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного с подстилающей прослойкой песка 0,5 м (вариант С)	+16,2	< 0,01

Найдены достоверные отличия буферной емкости между копролитами безгумусного лессовидного суглинка (вариант А) и копролитами гумусированного слоя чернозема обыкновенного (варианты В и С) в насаждениях клена остролистного. При этом сила вклада копролитов с насыпных черноземных вариантов в буферную емкость статистически достоверно больше, чем с лессовидного суглинка на 70% и 95% соответственно. Это указывает на важную роль органического вещества в копролитах дождевых червей при формировании устойчивости почвогрунтов рекультивированных территорий к загрязнению медью. Так, копролиты на черноземных насыпках имеют большую (на 16–22%) эффективность иммобилизации меди, чем копролиты безгумусного лессовидного суглинка (табл. 4).

При сравнении копролитов (варианты В и С насыпки чернозема) и почвогрунтов (вариант D) эффективность иммобилизации меди больше для копролитов и составляет соответственно 39,2%, 44,9% и 37,6% (табл. 4). Разница эффекта влияния и, соответственно, эффективности иммобилизации между копролитами (вариант С) и почвогрунтом (вариант D) статистически достоверна (16,2%, табл. 5), что также свидетельствует о положительной средообразующей роли трофометаболической активности дождевых червей в создании защитного буферного экрана почвогрунтов рекультивированных территорий.

Выводы

Трофометаболическая активность дождевых червей на различных вариантах участка лесной рекультивации влияет на поддержание иммобилизационной способности почвогрунтов (на буферность к тяжелым металлам). По величине буферность к повышенным концентрациям меди увеличивается для копролитов в ряду: безгумусный лессовидный суглинок – верхний гумусированный слой чернозема обыкновенного. Эффективность иммобилизации меди копролитами дождевых червей на участке с насыпкой из чернозема статистически достоверно больше, чем эффективность иммобилизации исходного почвогрунта (44,9% и 37,6% соответственно).

Проведенные исследования позволяют рассматривать трофометаболическую активность дождевых червей как зоогенный фактор, важный для ограничения движения избыточного количества химических элементов, поддержания устойчивости и повышения защитных свойств почвогрунтов к загрязнению тяжелыми металлами, в частности, медью. При этом возможно ускорение натурализации искусственного лесного эдафотоп на рекультивированных землях и возрастание его экологической ценности.

Библиографические ссылки

Andersson, A., 1977. The distribution of heavy metals and soil material as influenced by the ionic radius. *Swed. J. Agri. Res.* 7(2), 79–83.
 Arinushkina, E.V., 1970. *Rukovodstvo po himicheskomu analizu pochv* [Manual on soil chemical analysis]. MSU, Moscow (in Russian).

Bernard, M.J., Neatrou, M.A., McCay, T.S., 2009. Influence of soil buffering capacity on earthworm growth, survival, and community composition in the Western Adirondacks and Central New York. *Northeast. Nat.* 16(2), 269–284.
 Bottinelli, T., Henry-des-Tureaux, V., Hallaire, J., Mathieu, Y., Benard, T., Duc Tran, P., Jouquet, 2010. Earthworms accelerate soil porosity turnover under watering conditions. *Geoderma* 156(1–2), 43–47.
 Branulou, A.H., 1984. *Geohimiya* [Geochemistry]. Nedra, Moscow (in Russian).
 Brygadyrenko, V.V., 2006. *Vozmozhnosti ispol'zovaniya napochvennyh bespozvonochnyh dlya indikacii gradaciy uvlazhneniya edafotopa v lesnyh ekosistemah* [The possibility to use soil invertebrates to indicate soil moisture gradations in the forest ecosystems]. *Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ecol.* 14(1), 21–26 (in Russian).
 Bulakhov, V.L., Emel'janov, I.G., Pakhomov, O.Y., 2003. *Bio-ravnoobrazie kak funkcional'naja osnova jekosistem* [Biodiversity as functional basis of ecosystems]. *Visn. Dnipropetr. Univ. Ser. Biol. Ecol.* 11(1), 3–8.
 Bulakhov, V.L., Pakhomov, O.Y., 2011. *Funkcional'na zoologiya* [Functional Zoology]. DNU, Dnipropetrovsk (in Ukrainian).
 Buskunova, G.G., Amineva, A.A., 2011. *Soderzhanie medi i cinka v sisteme «pochva – rastenie» v usloviyah geohimicheskoy provincii yuzhnogo Urala (na primere *Achillea nobilis* L.)* [Copper and zinc in the "soil – plant" system in conditions of geochemical province, southern Ural (e.g. *Achillea nobilis* L.)]. *Izvestiya Samarskogo Nauchnogo Centra Rossiyskoy Akademii Nauk* 13(1), 31–35 (in Russian).
 Butt, K.R., Lowe, C.N., 2011. Controlled cultivation of endogenic and anecic earthworms. *Ed. A. Karaca. Soil Biology. Biology of Earthworms* 24, 107–121.
 Cooke, J.A., Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10(1), 41–71.
 Didur, O., Loza, I., Kul'bachko, Y., Pakhomov, O., Kryuchkova, A., 2013. Environmental impact of earthworm (Lumbricidae) excretory activity on pH-buffering capacity of remediated soil. *Visnyk of Lviv University. Series biological* 62, 140–145.
 Eisenhauer, N., 2010. The action of an animal ecosystem engineer: Identification of the main mechanisms of earthworm impacts on soil microarthropods. *Pedobiologia* 53(6), 343–352.
 Fonte, S.J., Barrios, E., Six, J., 2010. Earthworm impacts on soil organic matter and fertilizer dynamics in tropical hillside agroecosystems of Honduras. *Pedobiologia* 53(5), 327–335.
 Frank, R., 1976. Metals in agricultural soils of Ontario. *Can. J. Soil. Sci.* 56(3), 181–196.
 Gutiérrez-López, M., Jesús, J.B., Trigo, D., Fernández, R., Novo, M., Díaz-Cosín, D.J., 2010. Relationships among spatial distribution of soil microarthropods, earthworm species and soil properties. *Pedobiologia* 53(6), 381–389.
 Ilyin, V.B., 1995. *Ocenka bufernosti pochv po otnosheniyu k tiazhelym metallam* [Soil buffering evaluation with respect to heavy metals]. *Agrohimiya* 10, 109–113 (in Russian).
 Jouquet, P., Blanchart, E., Capowiez, Y., 2014. Utilization of earthworms and termites for the restoration of ecosystem functioning. *Appl. Soil Ecol.* 73, 34–40.
 Kozlovskaya, L.S., 1976. *Rol' pochvennyh bespozvonochnyh v transformacii organicheskogo veshhestva bolotnyh pochv* [Role of soil invertebrates in transformation of organic matter in marsh soils]. *Nauka, Leningrad* (in Russian).
 Kul'bachko, Y., Didur, O., Loza, I., 2007. *Ocenka vliyanija predstaviteley dvuparnogih mnogonozhek (Diplopoda) na emissiyu uglekislogo gaza model'nymi pochvosmesiami pri reshenii problem rekul'tivacii narushennyh zemel'* [Impact assessment of centipedes millipedes (Diplopoda) effect on

- carbon dioxide emissions in the model of mixed soil to solve remediation problems]. *Problems of Ecology and Nature Protection in Technogenic Region 7*, 93–99 (in Russian).
- Kul'bachko, Y., Loza, I., Pakhomov, O., Didur, O., 2011. The zoological remediation of technogen faulted soil in the industrial region of the Ukraine Steppe zone. Behnassi, M. et al. (eds.), *Sustainable agricultural development*. Springer Science + Business Media, Dordrecht, Heidelberg, London, New York. pp. 115–123.
- Lavelle, P., Decaëns, T., Aubert, M., Barot, S., Blouin, M., Bureau, F., Margerie, P., Mora, P., Rossi, J.-P., 2006. Soil invertebrates and ecosystem services. *Eur. J. Soil Biol.* 42(1), 3–15.
- Loranger-Merciris, G., Laossi, K.-R., Bernhard-Reversat, F., 2008. Soil aggregation in a laboratory experiment: Interactions between earthworms, woodlice and litter palatability. *Pedobiologia* 51(5–6), 439–443.
- Metodicheskie ukazaniya po opredeleniyu tiazhelyh metallov v pochvah sel'hozugodiy i produkcii rastenievodstva [Manual for heavy metals determination in soils and crop production] 1992. CINAO, Moscow (in Russian).
- Motuzova, G.V., Bezuglova, O.S., 2007. *Ekologicheskiy monitoring pochv* [Soil environmental monitoring]. Gaudeamus, Moscow (in Russian).
- Orlov, D.S., 1994. *Pochvenno-ekologicheskiy monitoring* [Environmental and soil monitoring]. MGU, Moscow (in Russian).
- Pakhomov, O., Kul'bachko, Y., Didur, O., Loza, I., 2009. Mining dump rehabilitation: The potential role of bigeminate-legged millipeds (Diplopoda) and artificial mixed-soil habitats. Optimization of disaster forecasting and prevention measures in the context of human and social dynamics. I. Apostol et al. (Eds.) *NATO science for peace and security series*. IOS Press, Amsterdam, Berlin, Tokyo, Washington. pp. 163–171.
- Pampura, T.V., Pinskiy, D.L., Ostroumov, V.G., 1993. Eksperimental'noe izuchenie bufernosti chernozema pri zagriaznenii med'yu i cinkom [Experimental study of chernozem buffering at copper and zinc contamination]. *Pochvovedenie* 2, 104–110 (in Russian).
- Pecharová, E., Martis, M., Kašparová, I., 2011. Environmental approach to methods of regeneration of disturbed landscapes. *Journal of Landscape Studies* 4(2), 71–80.
- Pokarzhevskiy, A.D., 1985. *Geohimicheskaya ekologiya nazemnyh zhitovnyh* [Geochemical ecology of terrestrial animals]. Nauka, Moscow (in Russian).
- Safonov, A.E., 2005. *Fitogeohimiya midi u antropogenno transformovanomu seredovishhi* [Phytogeochemistry of copper in anthropogenically transformed environment]. *Problems of Ecology and Nature Protection in Technogenic Region 5*, 68–74 (in Ukrainian).
- Striganova, B.R., 1980. *Pitanie pochvennyh saprofavog* [Feeding of soil saprophages]. Nauka, Moscow (in Russian).
- Truskavetskiy, R.S., 2003. *Buferna zdatnist' gruntiv ta yih osnovni funkcii* [Soil buffer capacity and its main functions]. Nove Slovo, Kharkiv (in Ukrainian).
- Tsvetkova, N.M., 1992. *Osobennosti migracii organo-mineral'nyh veshhestv i mikroelementov v lesnyh biogeocenozah stepnoy Ukrainy* [Features of organic and mineral substances and trace elements migration in the forest biogeoceneses in Steppe of Ukraine]. DNU, Dnipropetrovsk (in Russian).
- Tsvetkova, N.M., Yakuba, M.S., 2007. *Mid' u lisovih ekosistemah Prissamar'ya Dniprov'skogo* [Copper in forest ecosystems of Prysamar'ye Dnieprovskoe]. *Pitannia Stepovogo Lisoznavstva ta Lisovoy Rekul'tivacii Zemel'*. DNU, Dnipropetrovsk. pp. 15–21 (in Ukrainian).
- Van Emden, H.F., 2008. *Statistics for terrified biologists*. Blackwell, Oxford.
- Zicsi, A., Szlavecz, K., Csuzdi, C., 2011. Leaf litter acceptance and cast deposition by peregrine and endemic European lumbricids (Oligochaeta: Lumbricidae). *Pedobiologia* 54, 145–152.
- Zverkovskiy, V.N., 2002. *Osobennosti razvitiya lesnyh nasazhdeniy v mnogoletnem eksperimente po rekul'tivacii otvala shahty "Pavlogradskaya"* [Features of forest plantations development in the long-term experiment to dump reclamation of "Pavlogradskaya" mine]. *Pitannia Stepovogo Lisoznavstva ta Lisovoy Rekul'tivacii Zemel'*. DNU, Dnipropetrovsk. pp. 21–30 (in Russian).

Надійшла до редколегії 10.07.2014