

О. Н. Кунах

Днепропетровский национальный университет

ДИНАМИКА СОДЕРЖАНИЯ НИКЕЛЯ И СВИНЦА В ПРОФИЛЕ ПОЙМЕННОЙ ЛУГОВО-ЛЕСНОЙ ПОЧВЫ В ЭКСПЕРИМЕНТЕ

Наведено результати експерименту по вивченню міграції нікелю і свинцю в ґрунтовому профілі. Особлива увага приділена зоогенному факторові міграції важких металів. Запропоновано застосування ентропійної міри для оцінки розподілу важких металів у ґрунтовому профілі. Показано, що ентропійний індекс вирівненості дозволяє кількісно оцінити процеси міграції в горизонтальному і вертикальному напрямках. Вирівнювання розподілу металів у вертикальному напрямку відбувається більш активно, ніж у горизонтальному. При цьому ґрунтові тварини відіграють дуже важливу роль у процесі активізації горизонтальної міграції металів.

The results of the experiment dealing with the study of nickel and lead migration through the soil profile have been presented in the work. Special attention has been paid to zoogenic factor of heavy metal migration. The usage of entropy measure to assess the heavy metal distribution in the soil profile has been proposed. The entropy evenness index has been shown to permit quantity estimation of the migration processes in the horizontal and vertical direction. The evenness of metal distribution in vertical direction is more active than in horizontal direction. The soil animals have an impotent role in the processes of increasing of horizontal heavy metal migration.

Подвижность тяжелых металлов в почве зависит от химической формы, которая определяется физико-химическими свойствами почвы. Например, в некоторых почвах присутствие карбонатов эффективно иммобилизует кадмий и медь за счет увеличения адсорбционной поверхности буферной стабилизации pH [8]. Почвенные параметры, такие как pH, содержание органического углерода, содержание железа и марганца, общее содержание металлов влияют на распределение тяжелых металлов между различными почвенными фракциями.

Миграционные процессы металлов тесно связаны со свойствами жидкой и твердой фаз почвы. Многие химические изменения могут происходить при передвижении воды через почву, включая растворение-выпадение в осадок, адсорбцию-десорбцию, деградацию, фильтрацию и разнообразные транспортные процессы [9].

Подвижность многих металлов увеличивается с уменьшением pH [5]. Миграционная способность металлов обусловлена образованием комплексов с фульвокислотами. При снижении pH происходит увеличение растворимости фульвокислот, что дает возможность образованию большего количества комплексных соединений [5].

Металлы содержатся в различных фракциях почвы. Наибольшие концентрации меди характерны для органического вещества почвы, кадмий в большей концентрации обнаруживается в карбонатной фракции, цинк и свинец связаны фракцией оксидов железа и марганца [18].

В работе Ma *et al.* [15] металлы разделены на пять категорий: 1) связанные с карбонатами; 2) связанные с восстановительной фазой (оксиды железа и марганца); 3) связанные с органическими веществами и сульфидами; 4) адсорбированные и обменные формы; 5) связанные с детритом металлы. Приоритет в связи с различными фракциями металлов относителен. Так, распределение свинца между водо-

растворимой фракцией, карбонатами, оксидами Fe-Mn и органическим веществом изменяется в зависимости от глубины почвенного слоя [16].

Подвижность тяжелых металлов может возрастать при образовании неорганических комплексов. Например, хлорид может образовывать комплексы с множеством катионов, таких как Cd (II), Hg (II), Pb (II), Zn (II) и Cu (II). Эти комплексообразующие механизмы очень важны, особенно в засоленных почвах. Кроме того, внесение соли на дороги при гололедице также является важным источником хлоридов [7].

Тяжелые металлы различаются по своей подвижности в почве. Так, отмечалось, что цинк и кадмий относятся к подвижным металлам, а медь и хром – относительно малоподвижным [9]. Доступность металлов во многом определяется взаимодействием металлов с гидроксидами марганца и железа [12]. Важный эффект органического вещества состоит в обеспечении восстановительной среды, необходимой для поддержания марганца и железа в гидратированном микрокристаллическом состоянии [9].

Может быть выделено два типа транспорта металлов в почвенном профиле. Один тип объясняется сродством металлов к органическому веществу почвы, а второй – растворимостью металлов в разбавленных кислотах и минеральных компонентах почвы [14]. Особенности транспорта кадмия и цинка соответствуют транспорту неорганического алюминия в почве. Кроме того, показано, что эти два металла обладают сродством к органическому веществу почвы. Свинец и медь, в свою очередь, обладают сродством к фульвокислотам [14].

Растворимые продукты микробиальной активности, такие как протеины, энзимы, органические кислоты, аминокислоты, полисахариды, структурные компоненты клеток обладают способностью хелатировать тяжелые металлы. При этом снижается их токсичность, биодоступность и подвижность в почве [13]. Микроорганизмы имеют высокое соотношение площади поверхности к объему, что увеличивает возможность их взаимодействия с ионами металлов [10].

Металлы могут быть обнаружены в жидкой фазе почвы, связанные с коллоидами, такими как растворимый органический углерод [11]. Концентрация тяжелых металлов в почвенном растворе возрастает с увеличением растворенного органического углерода [6]. Подвижные коллоиды могут оказывать существенную помощь в транспорте тяжелых металлов [4; 20]. Коллоидные частички имеют большую площадь поверхности и многие исследователи считают, что они играют ключевую роль в подвижности металлов.

Адсорбция является наиболее важным процессом, определяющим биодоступность металлов в почве. Причина лежит в том, что происходит контроль концентрации ионов металлов и их комплексов в почвенном растворе. Гумусовые вещества и другие органические лиганды могут образовывать хелатные комплексы с металлами, что приводит к абсорбции в своей структуре. Карбоксильные группы играют ведущую роль в связывании металлов как в гумусовых, так и фульвокислотах [3].

В реальных условиях распределение тяжелых металлов в окружающей среде является контагиозным и участки с относительно высокой концентрацией токсиканта чередуются с участками с низкой концентрацией. Такая мозаичность характерна для распределения микроэлементов на различных иерархических уровнях организации земной поверхности – от микрорельефа до всей земной поверхности в целом. Воздействие тяжелых металлов на живые организмы определяется концентрацией металла в среде – то есть отношением его абсолютного количества на объ-

ем пространства, в котором это количество распределено. Поэтому существенным моментом в оценке экологического воздействия тяжелых металлов является не только количество, но и характер пространственного распределения токсических элементов.

Почвенные животные являются важным фактором активизации защитных механизмов почвенного покрова в условиях загрязнения среды тяжелыми металлами. Их позитивный эффект может сказываться не только в аспекте ускорения выведения токсических веществ из почвенного профиля. Почвенные животные могут способствовать выравниванию концентраций тяжелых металлов в горизонтальном и вертикальном направлении в почвенном профиле. Таким образом, при фиксированном количестве поступления металлов в почву, педобионты активно нейтрализуют негативное влияние токсикантов на почвенный покров.

Показать роль почвенных животных в горизонтальной и вертикальной миграции тяжелых металлов было одной из целей полевого эксперимента.

В эксперименте тяжелые металлы были внесены в почвенные образцы площадью 50х50 см. Никель и свинец внесены в двух вариантах концентраций. Это количество металлов, необходимое для того, чтобы концентрация этих элементов в верхнем 10-сантиметровом слое почвы соответствовала 2 и 5 ПДК. Для никеля это 46 и 115 мкг/г, а для свинца – 64 и 160 мкг/г. Металлы вносились в форме нитрата. Часть почвенных образцов была экранирована сеткой с размером ячеек 0,5 мм для снижения интенсивности горизонтальной миграции почвенных животных. Сеть такого размера является относительным препятствием для почвенной мезофауны. Сеть была вкопана по периметру образца на глубину 50 см. Эксперимент был начат в ноябре 2003 года.

Данные по распределению никеля и свинца в почве в естественных условиях в профиле пойменной лугово-лесной почвы центральной поймы р. Самара представлены в табл. 1. Для никеля характерен максимум накопления в верхнем 10-сантиметровом слое почвы, где этот металл достигает концентрации 2,1 мкг/г. По мере продвижения вниз по профилю концентрация никеля снижается до уровня 1,2 мкг/г в слое глубиной 40–50 см. Концентрация свинца в верхнем 10-сантиметровом слое почвы составляет 1,1 мкг/г. В слое почвы 10–30 см наблюдается максимальная концентрация этого металла – 1,9–2,0 мкг/г, после чего в слое 30–50 см происходит снижение концентрации до уровня 0,9 мкг/г.

Наши результаты хорошо согласуются с данными, приведенными Н. Н. Цветковой [1]. Этот автор по особенностям накопления никеля в один ряд выделяет почвы пойменно-лугово-лесные, лугово-лесные солонцово-солончаковые и пойменные лесо-болотные, которые характеризуются максимальным накоплением никеля в верхнем гумусированном горизонте с постепенным уменьшением его к подпочве, что свидетельствует об интенсивной фиксации никеля растениями соответствующих лесных биогеоценозов. В почвах центральной поймы происходит накопление свинца в иллювиальном горизонте, что также наблюдается и в нашем исследовании.

Миграция тяжелых металлов может осуществляться в горизонтальном и вертикальном направлениях. Поэтому помимо определения динамики изменения концентрации элементов в экспериментальном почвенном образце мы отбирали пробы и в почве, непосредственно соседствующей с экспериментальным образцом. Данные по распределению элементов в апреле и октябре 2004 г. представлены в табл. 1 и 2. В таблицах приведены данные по горизонтальной и вертикальной миграции. Под вертикальной миграцией мы понимаем количество металла, которое покинуло

слой почвы 0–50 см и поступило в подлежащие почвенные горизонты. Под горизонтальной миграцией мы понимаем то количество металла, которое пересекло вертикальную границу экспериментального образца и оказалось в соседнем почвенном участке.

Таблица 1

Распределение никеля по почвенному профилю (в мкг/г)

Горизонт, см	0–10	10–20	20–30	30–40	40–50	Запас Ni в слое 0–50 см, мг	А	В
Апрель 2004 г.								
Контроль	2,1	1,9	1,85	1,7	1,2	156,3		
2 ПДК, изоляция	17,6	18,3	10,2	4,38	1,84	933,5	39	5,11
Граничный слой	2,46	2,95	2,71	2,09	1,39	161,4		
2 ПДК, без изоляции	11,5	14,6	10,1	5,15	2,23	778,2	179	20,2
Граничный слой	4,85	5,91	4,66	2,99	1,65	176,4		
5 ПДК, изоляция	40,8	42,9	22,5	8,24	2,7	2091,2	106	12,1
Граничный слой	3	4,36	3,95	2,68	1,54	168,3		
5 ПДК, без изоляции	25,7	33,6	22,3	10,2	3,71	1706,5	454	37,4
Граничный слой	8,88	11,8	8,74	4,82	2,2	205,7		
Октябрь 2004 г.								
Контроль	2,1	1,9	1,85	1,7	1,2	156,25		
2 ПДК, изоляция	6,25	11,4	12,9	10,3	6,03	836,92	131	9,38
Граничный слой	2,38	2,76	3,34	3,25	2,28	165,63		
2 ПДК, без изоляции	4,93	8,79	10,1	8,11	4,82	656,58	294	26,7
Граничный слой	3,53	5,43	6,18	5,26	3,29	182,93		
5 ПДК, изоляция	12,1	25,7	29,5	22,7	13	1840	348	21,6
Граничный слой	2,62	4,07	5,35	5,15	3,65	177,85		
5 ПДК, без изоляции	9,2	19,1	22,3	17,5	10,3	1398,5	746	65,5
Граничный слой	5,5	10,5	12,6	10,4	6,41	221,77		

Условные обозначения: А – вертикальная миграция; В – горизонтальная миграция

В естественных условиях запас никеля в почвенном образце площадью 50х50 см и глубиной 50 см составляет 156,25 мг, а свинца – 126,78 мг. Внесение никеля в количестве 2 ПДК в верхнем 10-сантиметровом слое эквивалентно увеличению запаса до 821,42 мг, а 5 ПДК – 2053,56 мг. Внесение свинца в количестве 2 ПДК в верхнем 10-сантиметровом слое эквивалентно увеличению запаса до 1142,85 мг, а 5 ПДК – 2857,12 мг.

К апрелю 2004 года запас тяжелых металлов в экспериментальных образцах изменился за счёт вертикальной и горизонтальной миграции. В варианте с никелем 2 ПДК с изоляцией за счёт горизонтальной миграции запас уменьшился на 5,11 мг, а за счёт вертикальной миграции – на 39,04 мг. Изменилось распределение металла в почвенном профиле. Максимальная концентрация металла отмечена не в верхнем 10-сантиметровом слое, а в слое 10–20 см. Соседняя с экспериментальным образцом почва приобрела за счёт горизонтальной миграции металл. Концентрация в соседнем слое почвы никеля выше, чем в контрольных условиях. Процесс этой миграции является пассивным физическим процессом растекания металла не в строго

вертикальном направлении, а в пределах конуса с расширяющимся вниз основанием. При этом конус растекания охватывает и соседние участки почвенной толщи. Миграционная активность в варианте без изоляции значительно выше. Вертикальная миграция составляет 179,24, а горизонтальная – 20,19 мг. Как следствие, запас никеля в почвенной толще значительно снизился до уровня 778,24 мг. К октябрю 2004 наблюдалось нарастание отмеченных тенденций. Запас никеля в условиях изоляции составил 836,92 мг, а запас в условиях без изоляции – 656,58 мг.

Таблица 2

Распределение свинца по почвенному профилю (в мкг/г)

Горизонт, см	0–10	10–20	20–30	30–40	40–50	Запас Pb в слое 0–50 см, мг	А	В
Апрель 2004 г.								
Контроль	1,1	2	1,9	1,3	0,9	126,78		
2 ПДК, изоляция	50,4	13,2	3,2	1,5	1	1237,55	26,98	5,1
Граничный слой	2,5	2,8	2,2	1,4	1,1	131,88		
2 ПДК, без изоляции	48	12,8	3,2	1,5	0,9	1185,68	74,13	9,83
Граничный слой	4,8	3,4	2,1	1,3	1	136,63		
5 ПДК, изоляция	124,2	30,1	5,1	1,5	1,1	2891,28	81,63	11,03
Граничный слой	4,3	4,2	2,4	1,3	1	137,8		
5 ПДК, без изоляции	118,3	28,9	4,9	1,5	1	2760,35	199,53	13,03
Граничный слой	10	5,4	2,6	1,5	1,1	150,83		
Октябрь 2004 г.								
Контроль	1,1	2	1,9	1,3	0,9	126,78		
2 ПДК, изоляция	40,9	18,4	5,3	1,9	1,1	1206,01	55,67	7,96
Граничный слой	3	3,7	2,6	1,4	0,9	134,74		
2 ПДК, без изоляции	37,8	17,2	5	1,7	1,1	1119,35	133,94	16,34
Граничный слой	6,2	4,9	2,7	1,5	1	143,12		
5 ПДК, изоляция	100,7	43	10,1	2,4	1,1	2815,2	149,02	18,78
Граничный слой	5,8	6,2	3,3	1,6	1	145,57		
5 ПДК, без изоляции	92,8	39,9	9,7	2,4	1,2	2601,11	343,23	20,78
Граничный слой	13,7	9,1	3,8	1,7	1,1	166,35		

Условные обозначения: А – вертикальная миграция; В – горизонтальная миграция

При уровне загрязнения почвы никелем 5 ПДК отмечаются подобные закономерности. В апреле в варианте с изоляцией запас никеля составил 2091,23 мг, а без изоляции – 1706,51 мг. Через год эксперимента запасы снизились до уровня 1840,03 и 1398,48 мг с изоляцией и без изоляции соответственно.

Интересно, что активизация зоогенной горизонтальной миграции приводит к нарастанию вертикальной миграции тяжелого металла. Очевидно, что миграция металла по почвенному профилю в вертикальном направлении есть результат сложных физико-химических процессов, которые происходят при участии воды, попадающей в почву с осадками. Горизонтальная миграция металлов увеличивает площадь сечения, которую пронизывает нисходящий ток влаги, вовлекающий в вертикальную миграцию металл. Поэтому в вариантах без изоляции наблюдается

активизация в целом миграционной активности металла как в вертикальном, так и горизонтальном направлении.

Миграционная активность свинца в вертикальном направлении гораздо ниже, чем никеля. В апреле 2004 г. при уровне 2 ПДК в условиях изоляции и без изоляции концентрация свинца в слоях почвы 30–50 см практически не изменилась, а при 5 ПДК концентрация несколько увеличилась. Фактор изоляции образцов в большей степени сказывается на вертикальной миграции свинца, чем на горизонтальной. Так, при 2 ПДК в условиях изоляции вертикальная миграция свинца равна 39,04 мг, а без изоляции – 179,24 мг. Миграционная активность свинца в вертикальном направлении без изоляции возрастает в 2,75 раза. Горизонтальная миграция при 2 ПДК составляет 5,1 и 9,83 мг с изоляцией и без изоляции соответственно. Рост миграционной активности при устранении изоляции составляет 1,93 раза. При загрязнении 5 ПДК устранение препятствия приводит к увеличению вертикальной миграционной активности в 2,44 раза, а горизонтальной – в 1,18 раза.

В октябре 2004 г. в экспериментальных участках максимальная концентрация свинца по-прежнему наблюдалась в верхнем почвенном горизонте. Однако эти максимальные значения были уже существенно ниже начальных за счет перераспределения тяжелого металла по профилю и вывода его за пределы изучаемого почвенного горизонта. Повышение концентрации свинца отмечено в нижних почвенных горизонтах 30–50 см и в соседствующих с экспериментальными слоями почвы.

Миграционная активность никеля выше, чем миграционная активность свинца. Из почвенного слоя 0–50 см за год эксперимента выведено 14,63–16,79% никеля и 4,94–5,76% свинца. Таким образом, скорость очищения почвы от никеля составит 6–7 лет, а от свинца – 17–20 лет. Эти цифры согласуются с данными по интенсивности круговоротов этих микроэлементов в естественных биогеоценозах, приведенных Н. Н. Цветковой [2]. Автор указывает, что в центральной пойме р. Самара интенсивность круговорота никеля составляет 5–8, а свинца 9–10. Для никеля скорость круговорота в пределах повышенного уровня загрязнения совпадает со скоростью круговорота в естественных условиях. Для свинца происходит торможение круговорота, что приводит к его значительной концентрации в почвенном профиле.

Скорость очищения почвы увеличивается за счёт зоогенного фактора. При этом активизация горизонтальной миграции способствует как снижению максимальных концентраций в почве, так и ускорению вертикальной миграции и выведению токсикантов из почвенного профиля. Можно выделить следующие аспекты деятельности почвенных животных, увеличивающих миграционную активность металлов. Это роющая деятельность крупных сапрофагов, которая приводит к формированию дриллосферы и увеличивает порозность почвы. Мощная дриллосфера способствует ускорению миграции и перераспределению почвенного раствора как в вертикальном, так и в горизонтальном направлении. Вместе с почвенным раствором активизируется миграция микроэлементов. Почвенные животные, особенно сапрофаги, потребляют почву и переносят её в различных направлениях. Микроэлементы в копролитах, без попадания в ткани животного, могут переноситься на существенные расстояния, увеличивая миграционную дисперсию элементов. Кроме того, микроэлементы могут накапливаться в органах и тканях животных. При миграции по трофическим цепям процессы концентрации увеличиваются. Поэтому представители различных трофических групп педобионтов могут вносить существенный вклад в миграцию тяжелых металлов, рассеивая их совместно с собственным передвижением.

Важной функцией почвенной фауны в миграции тяжелых металлов является выравнивание распределения металлов в почвенной толще в горизонтальном и вертикальном направлениях. В качестве меры выравнивленности распределения металлов в почве можно использовать индекс выравнивленности Пилоу [17], который является производным от энтропийного индекса Шеннона [19]:

$$E = H/H_{\max}, \text{ где } H_{\max} = \log_2(N);$$

$$H = -1 \times \sum_{i=1}^{i=N} (p_i \times \log_2 p_i),$$

где N – число дискретных категорий объекта, разнообразие или выравнивленность которых необходимо оценить; p_i – вероятность появления i -категории объекта.

В случае сообщества живых организмов в качестве категории могут выступать виды, которые по определению являются дискретными категориями. Почвенный профиль может быть искусственно разделен на дискретные участки. В нашем исследовании это слои толщиной 10 см. Вероятность нахождения металла в i -том слое почвы может быть определена по формуле:

$$p_i = \frac{C_i}{\sum_{i=1}^{i=N} C_i},$$

где C_i – концентрация металла в i -том слое почвы.

Энтропия распределения металлов и выравнивленность распределения может быть вычислена в горизонтальном направлении, в вертикальном направлении и в целом по почвенной толще. При вычислении выравнивленности в вертикальном направлении $N=5$ мы выделили 5 слоев по 10 см каждый. При вычислении горизонтальной выравнивленности $N=2$ мы рассматриваем две категории участков почвы в горизонтальном направлении – экспериментальный участок и соседний с ним участок. При вычислении общей выравнивленности $N=2 \times 5 = 10$ – выделяется 10 дискретных участков в почвенной толще. Энтропия H зависит числа объектов N и выравнивленности численности этих объектов. Численное значение энтропии изменяется от 0 до бесконечности. Выравнивленность E изменяется от 0 до 1. Выравнивленность равняется 0, если все количество изучаемого металла находится в одной категории почвенного профиля, т.е. металл сосредоточен в одном месте. Выравнивленность равняется 1, если в каждой точке почвенного профиля концентрация металла одинакова. Результаты вычислений представлены в табл. 3.

Для оценки выравнивленности распределения металлов в естественных условиях разбивания почвенного профиля на слои толщиной 10 см не достаточно, так как вычисленная выравнивленность распределения никеля и свинца в контрольных условиях пренебрежительно мало отличается от единицы. Со временем происходило увеличение выравнивленности распределения металлов, стремящееся к контрольным условиям. К концу эксперимента выравнивленность никеля в почвенном профиле приблизилась к выравнивленности, которая наблюдается в естественных условиях. Выравнивленность свинца значительно приблизилась к контрольным значениям. Присутствие изоляции существенно снижает скорость выравнивания распределения металлов в почве. Так, никель при уровне 2 ПДК без изоляции в апреле 2004 г. был распределен примерно так же равномерно, как и в естественных условиях. В то время как в условиях изоляции выравнивленность находилась на уровне 0,68–0,89.

Таблица 3

Выравнивание распределения тяжелых металлов в почве в процессе эксперимента

Выравненность распределения металла	Конт- роль	Началь- ный этап, 2003 г.	2 ПДК		Началь- ный этап, 2003 г.	5 ПДК	
			изоля- ция	без изоля- ции		изо- ляция	без изоля- ции
Никель, апрель 2004 г.							
Общая	0,99	0,47	0,82	0,91	0,27	0,74	0,88
Горизонтальная	1,00	0,58	0,68	0,90	0,35	0,52	0,85
Вертикальная	0,99	0,50	0,89	0,92	0,29	0,85	0,90
Никель, октябрь 2004 г.							
Общая	0,99	0,47	0,92	0,97	0,27	0,87	0,96
Горизонтальная	1,00	0,58	0,78	0,97	0,35	0,65	0,95
Вертикальная	0,99	0,50	0,98	0,98	0,29	0,97	0,97
Свинец, апрель 2004 г.							
Общая	0,98	0,36	0,57	0,60	0,19	0,45	0,49
Горизонтальная	1,00	0,44	0,55	0,63	0,25	0,39	0,52
Вертикальная	0,97	0,40	0,62	0,61	0,22	0,50	0,50
Свинец, октябрь 2004 г.							
Общая	0,98	0,36	0,65	0,70	0,19	0,56	0,62
Горизонтальная	1,00	0,44	0,60	0,74	0,25	0,48	0,65
Вертикальная	0,97	0,40	0,70	0,71	0,22	0,62	0,62

Применение индекса выравнивания позволяет количественно оценить процессы миграции в горизонтальном и вертикальном направлениях. Выравнивание распределения металлов в вертикальном направлении происходит более активно, чем в горизонтальном направлении. При этом животные играют очень важную роль в процессе активизации горизонтальной миграции металлов.

Библиографические ссылки

1. Цветкова Н. Н. Особенности миграции органоминеральных веществ и микроэлементов в лесных биогеоценозах Степной Украины. – Д.: Изд-во ДГУ, 1992.
2. Цветкова Н. Н. Металлы в почвогрунтах биогеоценозов Присамарского мониторинга // Мониторинговые исследования биогеоценологических катен степной зоны. – Д., 1995. – С. 12–34.
3. Alloway B. J. Soil Processes and the behavior of Metals. // Heavy Metals in Soil. Edited by: B.J. Alloway, Blackie Academic & Professional. – London, 1995.
4. Amrhein C. Colloid-Assisted Transport of Trace Metals in Roadside Soils Receiving Deicing Salts / C. Amrhein, P. A. Mosher, J. E. Strong // Soil Science Society of America Journal. – 1993. – Vol. 57. – P. 1212–1217.
5. Brown S. Subsurface Liming and Metal Movement in Soil Amended with Lime-Stabilized Biosolids / S. Brown, R. Chaney, J. S. Angle // Journal Environment Quality. – 1997. – Vol. 26. – P. 724–732.
6. Castilho P. del Influence of Cattle Manure Slurry Application on the Solubility of Cadmium, Copper and Zinc in a Manure Acidic, Loamy-Sandy Soil / P. del Castilho, W. J. Chardon, W. Salomons // Journal Environment Quality. – 1993. – Vol. 22. – P. 689–697.
7. Doner H. E. Chloride as a Factor in Mobility of Ni (II), Cu(II) and Cd(II) in Soil // Soil Science Society of America Journal. – 1978. – Vol. 42. – P. 125–139.

8. **Dudley L. M.** Sorption of Cadmium and Copper from an Acid Mine Waste Extract by two Calcareous Soils: Column Study / L. M. Dudley, J. E. McLean, T. H. Furst, J. J. Jurinak // *Soil Science*. – 1991. – Vol. 151, № 2. – P. 121–135.
9. **Fig M., Schroter M. I.** Batch studies for the investigation of the mobility of the heavy metals Cd, Cr, Cu and Zn // *Journal of contaminated hydrology*. – 1989. – Vol. 4. – P. 69–78.
10. **Huang P. M.** An Overview of Dynamics and Biototoxicity of Metals in the Freshwater Environment // *Water Pollution Reseach Journal of Canada*. – 1993. – Vol. 28. – P. 1–5.
11. **Huang B. G.** Importance of DOC in Sediments for Contaminant Transport Modeling / B. G. Huang, K. S. Jun, Y. D. Lee, W. S. Lung // *Water Science Technolgy*. – 1998. – Vol. 38, № 11. – P. 193–199.
12. **King L. D.** Retention of Metal by Several Soils of the Southeastern United States // *Journal of Environment Quality*. – 1988. – Vol. 17, № 2. – P. 239–246.
13. **Kuo W. C.** Characterization of Soluble Microbial Products from Anaerobic Treatment by Molecular Weight Distribution and Nickel-Chelating Properties / W. C. Kuo, G. F. Parkin // *Water Research*. – 1996. – Vol. 30, № 4. – P. 915–922.
14. **Lazerte B.** Deposition and Transport of Trace Metals in an Acidified Catchment of Central Ontario / B. Lazerte, D. Evans, P. Graunds // *The science of the total Environment*. – 1989. – Vol. 87–88. – P. 209–221.
15. **Ma Lena Q.** Chemical Fractionation of Cadmium, Copper, Nickel and Zinc in Contaminated Soils / Q. Ma Lena, G. N. Rao // *Jornal Environment Quality*. – 1997. – Vol. 26. – P. 259–264.
16. **Melamed R.** Field assessment of lead immobilization in a contaminated soil after phosphate application / R. Melamed, X. Cao, M. Chen, Q. Ma Lena // *The Science of the Total Environment*. – 2003. – № 305. – P. 117–127
17. **Pielou E. C.** Shannon's formula as a measure of species diversity: its use and misuse // *American Naturalist*. – 1966. – № 100. – P. 463–465.
18. **Ramos L.** Sequential Fractionation of Copper, Lead, Cadmium and Zinc in Soils from or Near Donana National Park / Ramos L., L. M. Hernandez, M. J. Gonzalez // *Jornal Environment Quality*. – 1994. – Vol. 23. – P. 50–57.
19. **Shannon C.** A mathematical theory of communication // *Bell System Technology Journal*. – 1948. – № 27. – P. 379–423.
20. **Thompson M. L.** An Improved Zero Tension lysimeter to Monitor Colloid Transport in Soils / M. L. Thompson, R. L. Scharf // *Jornal Environment Quality*. – 1994. – Vol. 23. – P. 378–383.

Надійшла до редколегії 14.02.05