

Влияние физико-химических свойств почв на образование мобильных форм тяжелых металлов

Самчук А. И., Кураева И. В., Худайкулова О. А., Красюк О. П., Огар Т. В., Деревицкая Ю. А.

Институт геохимии, минералогии и рудообразования НАН Украины, Киев

Изучено влияние процессов растворимости, комплексообразования и сорбции на образование мобильных форм Cu, Zn, Pb, Ni в почвах. Модифицирована разработанная ранее физико-химическая модель образования мобильных форм ТМ в почвах.

Введение. Интенсивное загрязнение биосферы вследствие роста масштабов техногенеза – одна из актуальных проблем современной геохимии окружающей среды. Для ее решения необходимо изучить механизм миграции ТМ (ТМ) в экосистеме почва-раствор. В последнее время особенно важное значение имеет определение подвижных и фиксированных форм ТМ, а также буферность почв по отношению к токсичным металлам [1–8]. Опубликовано ряд работ, посвященных нормированию содержания подвижных форм ТМ, а также разработке предельно допустимых концентраций подвижных форм ТМ в почвах.

Таким образом, изучение механизма миграции, степени подвижности и форм нахождения в почвах имеет большое значение для решения не только фундаментальных проблем геохимии техногенеза, но и прикладных задач, связанных с технологией повышения устойчивости и реабилитации техногенных ландшафтов.

В данной работе, служащей составной частью цикла публикаций, посвященных исследованию миграции токсичных металлов в почвах, приведены результаты изучения физико-химических условий образования мобильных форм токсичных металлов в почвах [6–8].

Объекты и методы исследований. Экспериментальное изучение сорбционной емкости почвенно-поглощающего комплекса (ППК) и буферности основных типов почв проводилось на образцах почв эколого-геохимических полигонов, расположенных в Киевской, Житомирской и Волынской обл. Для исследования выбраны разные типы природных ландшафтов – лесные, луговые, лесостепные, а также техногенные. Последние включают городские агломерации, участки, прилегающие к тепловым и атомным электростанциям, металлургическим заводам, а также сельскохозяйственные угодья. Емкость поглощения почв определяли согласно [1]. Вытеснение обменных катионов производили 1М раствором NH_4Cl . В полученном растворе кальций и магний определяли с помощью комплексонометрического, а натрий и калий пламеннофотометрического методов (табл. 1).

Для выбора экстрагентов с целью извлечения мобильных форм микроэлементов нами проведено изучение растворяющей способности многих экстрагентов разной химической природы. Сущность методики состояла в следующем: воздушно сухую почву 1–5 г, пропущенную через сито с отверстиями диаметром 1 мм, помещали в кони-

ческую колбу емкостью 160 мл, доливали растворитель, встряхивали на электромеханическом вибраторе в течение 8 ч и через 24 ч отфильтровывали раствор через синий фильтр. Содержание мобильных форм металлов в фильтрате определяли с помощью атомно-абсорбционного метода. Определение содержания ТМ в почвах проводилось на атомно-абсорбционном спектрофотометре Сатурн-3; рН водных вытяжек из почв измеряли на приборе рН-340.

Результаты и обсуждение. К основным физико-химическим характеристикам почв, которые в значительной мере влияют на миграцию и аккумуляцию ТМ относятся: сорбционная емкость ППК, буферность, растворимость, комплексообразующая способность, Тп и рН.

Из полученных результатов исследований следует, что максимальная сорбционная емкость ППК характерна для черноземов и сапропелей (50–120); средняя – для луговых, торфяных и дерново-подзолистых суглинистых почв (30–50), а минимальная – для дерново-подзолистых песчаных почв (0–25 мг·экв/100 г). Следует отметить, что техногенные почвы обладают наиболее низкой сорбционной емкостью ППК (3–10 мг·экв/100 г) по сравнению с аналогичными почвами природных ландшафтов. Анализ распределения обменных катионов ППК в профилях почв показывает, что в верхних слоях их доля значительно выше, чем в нижних.

Данные изучения буферности свидетельствуют о том, что, как правило, чем выше содержание гумусовых кислот в почве, тем выше сорбционная емкость ППК и коэффициент буферности. Черноземы, луговые, торфянистые и глинистые почвы обладают более высокими буферными свойствами, чем дерново-подзолистые песчаные. Это определяет более высокие защитные свойства первых к воздействию техногенных металлов и кислотных дождей. Защитные свойства почв проявляются в нейтрализации кислотных дождей, ограничении образования мобильных форм токсичных элементов и, как следствие, ограничении их миграции в грунтовые воды и поглощения растениями.

Ионообменные реакции в системе почва-раствор отражают изменения свободной энергии (ΔG) при переходе ионов из твердой фазы в жидкую. В природной системе возможны метастабильные состояния, характеризующиеся локальными участками термодинамического равновесия, несмотря на то, что вся система неравновесная.

Физико-химические свойства почв природных и техногенных ландшафтов Украины

Тип почвы	Сорг	рН	Обменные катионы, мг-экв/100 г							
			H ⁺	Ca ²⁺	Mg ⁺	K ⁺	Na ⁺	? E	Кб	Кф
Чернозем обычный	6,6	6,2	6,8	4420	12	0,4	0,6	64,1	56,2	2,7
Дерново торфяной	12,1	5,8	16,06	12,1	6,04	0,32	0,6	36,1	22,2	
Торфянисто-болотный	4,8	5,1	16	6,3	0,6	0,2	0,24	23,3	10,1	18
Дерново-подзолистый суглинистый	1,1	6,1	6,2	8,37	1,08	0,17	0,16	11,08	10,3	14
Дерново-подзолистый глеевой	1,8	6,5	5,36	12,18	2,17	0,18	0,1	20,4	4,8	
Дерново-подзолистый лесной	5,6	5,4	12,1	12,9	1,6	0,2	0,28	27,1	12,7	20
Дерново-луговой	4,51	5,1	13,16	8,5	1,81	0,12	0,2		16,1	32
Дерново-слабоподзолистый песчаный	0,8	6,6	8,8	0,4	1,1	0,18	0,2	16,7	4,5	49
Техногенные почвы на территории промзон	0,32	5,2	4,4	6,1	1,1	0,16	0,42	10,2	4,2	36
То же, на уч-ке ТЭЦ	0,6	5,6	8,7	6,2	0,8	0,12	0,5	11,32	4,5	42
То же, на уч-ке свалок	0,6	5,1	6,8	7,8	0,9	0,3	0,4	12,6	4,7	
То же, на уч-ке автомагистрали	0,6	6,1	6,2	8,2	1,9	0,21	0,4	11,5	4,0	38
Сапропель	19	5,4	28,9	35	2,2	0,16	0,35	66,1	12	
Сапропель организованный	12,4	6,8	2,8	38	2,2	0,17	0,22	43,3	14	

Такой подход позволяет использовать методы термодинамики для анализа почвенных растворов и вод, для количественной оценки процессов в почвах, протекающих с участием загрязняющих веществ. В этом случае величина ΔG^0 определяет количество энергии, которое необходимо затратить на депортацию 1 моля техногенного элемента из почвы в раствор. Реакция обмена между катионами ППК и техногенными металлами имеет следующий вид: $(Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+, H^+) - П + M^{n+} \rightarrow M - П + Ca^{2+}, Mg^{2+}, K^+, Na^+, H^+ (1)$

Отсюда можно вывести константу равновесия этой реакции (К):

$$K = (M - П) [Ca^{2+}] / (Ca - П) [M^{n+}] (2)$$

где $(M - П)$, $(Ca - П)$ – обменные массы исследуемого иона металла и Ca (Mg, K, Na) в твердой фазе почвы, мг*экв; M^{n+} и Ca^{2+} – их равновесные концентрации в растворе; П – почва.

Полученные данные свидетельствуют – сорбционное поглощение металлов зависит от насыщенности коллоидного комплекса почв обменными катионами и содержания гуминовых кислот. Ионы Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ и гуминовые кислоты повышают сорбционную емкость ППК, способствуют образованию фиксированных форм металлов, мобилизуют защитные свойства почв. Почвы с высоким содержанием гуминовых кислот поглощают значительное количество токсичных элементов и снижают их доступность для растений. Увеличение доли фульвокислот в составе почв способствует образованию мобильных форм. Константы обмена систем Ca–Cu, Ca–Pb, Ca–Zn, K–Cr (3,0–3,1) для болотно-луговых почв и чернозема выше, чем для дерново-подзолистых песчаных почв (0,8–0,2). Можно сделать вывод, что константа обмена выступает как критерий прочности связи техногенных металлов с почвенными коллоидами. Она позволяет дать количественную оценку

процессов в системе почва–раствор и прогнозировать образование мобильных форм токсичных элементов.

Токсичные элементы, поступающие в почву, трансформируются. Они вступают в химические реакции с минеральными и органическими компонентами почвы и образуют различные соединения. Новые химические формы токсичных элементов отличаются по своим физико-химическим свойствам: одни могут аккумулироваться в виде труднорастворимых соединений, другие образуют истинный раствор, доступный для биоты. Особенно интересно определение мобильных форм микроэлементов, представляющих собой соединения, переходящие в разные вытяжки. Чаще всего эти соединения растворимы в воде, слабых кислотах и буферных растворах.

Полученные результаты по извлечению мобильных форм ТМ позволяют сделать вывод, что растворяющая способность экстрагентов зависит от свойств металла, экстракта и почвы, силы кислот и рН раствора.

Проведенные эксперименты позволили определить (табл. 2), что наибольшую долю мобильных форм при воздействии экстрагентов на почвы составляют Cu и Zn. С увеличением силы кислот и кислотности раствора увеличивается количество мобильных форм микроэлементов. Растворимость Zn и Cu заметно возрастает в щелочной среде. Это обусловлено амфотерной природой этих металлов и их способностью образовывать гидроксокомплексы типа $[M(OH)_n]^{m-n}$. Cu, Pb и Zn образуют тиокомплексы типа $M(HS)_n$ с экстрагентами, содержащими донорные атомы серы (ДЭДТК, тиомочевина), которые способствуют увеличению доли мобильных форм халькофильных металлов в слабокислых и щелочных средах. Для всех исследуемых металлов характерно увеличе-

ние доли мобильных форм при использовании в качестве экстрагентов фульвокислоты (ФК) и бинарных смесей: ФК-NaOH, ФК-HCl, ФК-HCO₃⁻, ФК-F⁻. Это обусловлено процессом образования разнолигандных комплексов типа M[ФК, HCO₃], M[ФК, OHF]. Среди органических экстрагентов, наибольшей растворяющей способностью обладают фульво- и лимонная кислоты. Это согласуется с условиями образования наиболее прочных комплексов. При использовании в качестве экстрагента 0,1 М раствора AlCl₃ доля мобильных форм металлов уменьшается, что вызвано процессом коагуляции коллоидных растворов вследствие уменьшения электрокинетического потенциала диффузионного слоя коллоидных частиц при введении AlCl₃ и увеличения ионной силы раствора.

Таким образом, в образовании мобильных форм металлов большую роль играют комплексы, содержащие лиганды OH⁻, F⁻, Cl⁻, HCO₃⁻. Комплексы с такими лигандами образуют катионы с s- и d-уровнями. В присутствии органических кислот (фульват-, цитрат-, ацетат-лигандов) эти металлы формируют хорошо растворимые и способные к миграции разнолигандные комплексы типа [M(OH)_xL_m]ⁿ⁻.

В результате анализа полученных данных представляется возможность выбрать наиболее перспектив-

ные микроэлементы из ближнего резерва. Такой подход позволит прогнозировать поток токсичных металлов из почвы в экстремальных условиях.

Токсичные элементы в почвах разных ландшафтно-геохимических зон находятся в следующих формах: легко обменные ионы, коллоидные частицы, комплексы с гумусовыми кислотами и адсорбированные комплексы на гидроксидах железа, марганца, на глинистых дисперсных минералах, карбонатах, а также плохо растворимые соли, комплексные соединения и изоморфные примеси. Формы миграции токсичных элементов в почвах разных ландшафтно-геохимических зон Украины изучали методом поэтапного растворения или вытяжек [5, 8].

Сравнительная характеристика распределения форм нахождения ТМ в почвах показывает, что в техногенных почвах значительно возрастает содержание мобильных форм ТМ по сравнению с черноземом и дерново-подзолистыми почвами (рис. 1-3).

В дерново-подзолистых песчаных почвах доля обменных форм микроэлементов Zn, Cu, Pb, Cd, N, Cr составляет 3-6, абсорбированных на гидроксидах - 10-14, органических - 28-38 %. В черноземах и луговых торфянистых почвах значительно возрастает доля форм, связанных с гумусовыми кислотами. Так, доля Zn, Cu, Pb со-

Таблица 2

Зависимость извлечения мобильных форм ТМ из разных почв от природы растворителя, мг/кг

Экстрагент	Техногенная				Чернозем				Дерново-подзолистая песчаная			
	Cu	Pb	Ni	Zn	Cu	Pb	Ni	Zn	Cu	Pb	Ni	Zn
0,1 М HCl	15,1	3,2	1,6	32,4	2,4	0,3	0,18	4,2	1,5	0,5	0,6	6,3
0,1 М HNO ₃	143,2	5,3	1,8	36,3	2,6	0,4	0,28	4,8	1,6	0,7	1,2	6,8
Лимонная к-та	12,3	4,4	1,6	28,1	2,8	0,4	0,16	5,1	1,4	0,7	0,5	6,2
Уксусная к-та	12,4	3,1	1,6	30,3	2,6	0,4	0,2	4,6	1,4	0,6	0,4	6,4
Фульвовая к-та	16,6	4,6	2,1	40,4	3,1	0,5	0,31	6	1,8	0,8	0,8	7,4
ФК+NaOH	14,8	3,8	1,9	36,8	3,2	0,5	0,28	6,1	1,6	0,7	0,6	7,2
0,05M AlCl ₃	2,1	2	0,8	16,1	1,6	0,1	0,1	2,2	0,6	0,2	0,02	3,2
0,1 М NH ₄ Cl	8	3,5	1,4	29,8	2,8	0,3	0,22	4,1	1,1	0,6	0,4	6,1
CH ₃ COOH+	14,1	3,6	2,1	34,1	3,8	0,4	0,24	4,4	1,4	0,7	0,6	7,2
Тиомочевина	12,4	2,8	2	33,1	2,6	0,3	0,2	4,8	1,4	0,6	0,4	6,8
0,1M ЭДТА	14,4	3,4	1,9	32,4	3,2	0,3	0,22	5,8	1,6	0,7	0,6	7
CH ₃ COOH+ CH ₃ COONH ₄	12,8	4,6	2,4	34,1	3,4	0,4	0,2	5,6	1,8	0,7	0,6	7,2
ФК+HCO ₃ ⁻ +F ⁻	14,1	6,8	2,8	38,1	4	0,6	0,36	6,8	2	0,9	0,8	7,6
ФК+ЭДТА	14,6	6,1	2,9	40,2	4,2	0,8	0,4	6,6	2,1	0,9	0,8	7,8
Валовое содержание в почве	86/1	48,2	20,4	180,1	30,1	10,2	8,4	60,2	10,4	8,2	6,2	4

ные экстрагенты для извлечения подвижных форм микроэлементов: "мягкие" растворители - ацетатно-аммонийный буфер с pH 4,8; 0,05 М ЭДТА + 1 М CH₃COOH; ацетатно-цитратная смесь (1:1); 0,05 М ЭДТА + лимонная кислота; "жесткие" растворители - 1 М HCl; 1 М HNO₃; 1 М HNO₃ + H₂O₂; фульватно-цитратная смесь (1:1). При этом принимается во внимание, что "мягкие" растворители извлекают доступную для растений часть микроэлементов, а "жесткие" - кроме усвояемой формы также ми-

ставляет 46-54, а Ni, Cr - 42-50 %. Содержание мобильных форм токсичных металлов в почве динамично как во времени, так и в пространстве. Очевидно, правильное представление о подвижности микроэлементов можно получить при изучении кинетики мобильного фонда и его комплексообразующей способностью.

Способность химических элементов к образованию комплексных соединений определяется строением их атомов. По этому свойству катионы делятся на три группы [8]: 1 - с электронной конфигурацией типа инерт-

ного газа, у которых на внешнем электронном слое находится 2 или 8 электронов (Be, Mg, Ca, Sr, Ba, Al); 2 – с недостроенным d-подуровнем (V, Cr, Fe, Co, Ni, Cu); 3 – на внешнем электронном слое находится 18 или 18+2 электронов (Zn, Cd, Hg, Sn, As, Sb, Pb).

Катионы первой группы обладают малой поляризуемостью и деформацией внешних электронных слоев при взаимодействии с лигандами; катионы этого типа образуют комплексы со значительной долей электровалентной связи. Взаимодействие металл–лиганд происходит в результате электростатического притяжения, сила которого определяется по закону Кулона: $F=Ne/r^2$.

Таким образом, прочность комплексов, образуемых катионами первой группы, в значительной мере определяется отношением заряда к радиусу (z/r), которое называется ионным потенциалом. При сопоставлении значений ионных потенциалов катионов с 2- или 8-электронной оболочкой и констант устойчивости, можно сделать вывод, что с увеличением ионных потенциалов константа устойчивости возрастает. Однако для катионов второй и третьей групп мало приемлемы простые электростатические построения. Устойчивость комплексов, сложенных катионами с формой орбиталей d-электронов, связана главным образом с их способностью к образованию ковалентных связей или с ковалентной характеристикой.

На поведение токсичных металлов в почвах – их миграцию и аккумуляцию – существенное влияние оказывает органическое вещество. Составной его частью служат гумусовые кислоты, представляющие собой смесь гуминовых, фульво-, оксикарбоновых и других кислот. Наличие их в почве оказывает влияние на процессы сорбции, образование растворимых и нерастворимых комплексных соединений, коагуляцию и экранирование поверхности минеральных частиц пленками гелей. Гуминовые кислоты, группа высокомолекулярных азотсодержащих ароматических кислот, состоят из серых и бурых гуминовых, а также гиматомелановых кислот. Первые имеют очень близкие химические свойства и различаются незначительно лишь по степени полимеризации и окисления; гиматомелановые кислоты способны растворяться в бензолно-спиртовых смесях. Фульвокислоты – продукт окисления гуминовых кислот; в их составе содержание кислорода выше, чем в гуминовых, а углерода – ниже.

В состав гумусовых кислот входят следующие функциональные группы: карбоксильные, карбонильные, фенольные, гидроксильные, аминные. Наличие функционально-аналитических карбоксильных и гидроксильных групп, диссоциирующих в водной среде, а также нуклеофильных центров обуславливает реакционную способность гумусовых кислот. Процессы взаимодействия токсичных элементов с гумусовым веществом могут быть следующими: ионный обмен, адсорбция на поверхности, хелатообразование, реакции коагуляции. Основные продукты этих взаимодействий – простые соли: гуматы и фульваты, а также комплексные соединения.

Хелатные соединения микроэлементов с гуминовыми и фульвокислотами в почвах играют важную роль в

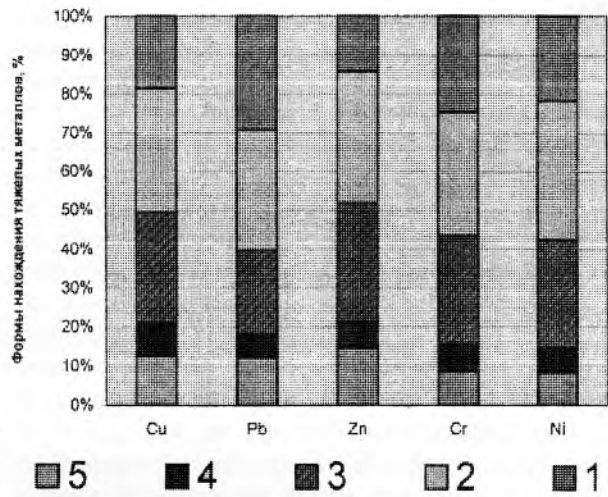


Рис. 1. Диаграмма распределения форм нахождения ТМ в почвах промзоны. Здесь и на рис. 2, 3: 1 – остаточная, 2 – органическая, 3 – адсорбированная на гидроксидах, 4 – карбонатная, 5 – обменная

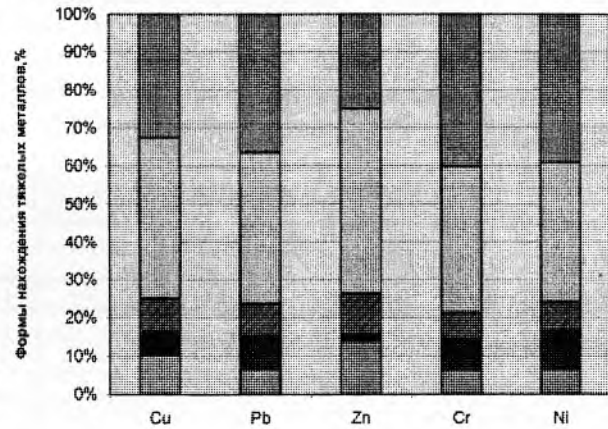


Рис. 2. Диаграмма распределения форм нахождения ТМ в черноземах

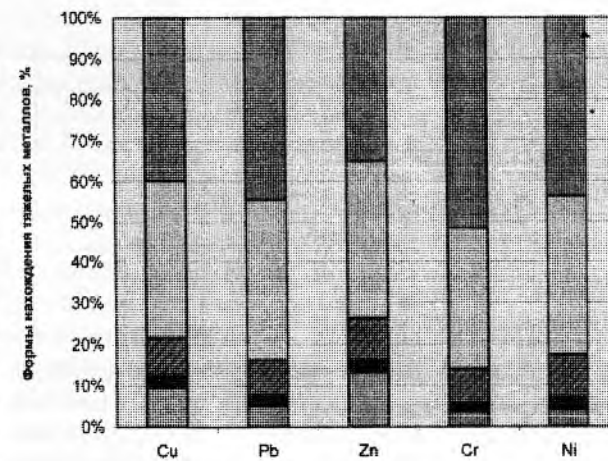


Рис. 3. Диаграмма распределения форм нахождения ТМ в дерново-подзолистых почвах

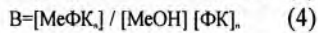
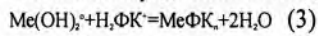
образовании мобильных форм, миграции различных элементов и питания растений. Миграционные способности металлов в почвах обусловлены образованием растворимых комплексов с фульво- и оксикарбоновыми кислота-

ми. Практически нерастворимые и неподвижные соединения в почвенном профиле, относящиеся к адсорбированным комплексам, образуются в результате взаимодействия металлов с гуминовыми кислотами.

Содержание гуминовых кислот в почве зависит от ландшафтно-геохимических и климатических условий, а также от степени перераспределения почвообразующих пород. По мере развития почвообразующего процесса происходит изменение геохимических условий: повышение pH среды, что способствует увеличению гумуса в почвах, повышение содержания гуминовых и уменьшение фульвокислот. Так, в условиях Украинского Полесья повышенная влажность и кислотность способствуют процессу подзолообразования и окислению гумуса. В этом случае продукты окисления гумусовых кислот в подзолистых почвах (фульво- и оксикарбоновые кислоты) составляют более 40 %.

Структурные фрагменты и состав гуминовых, а также фульвокислот, выделенных из почв разных ландшафтов, различны. Следовательно, и устойчивость гуматов (константы устойчивости комплексов металлов и их молекулярные массы) изменяется достаточно широко. Поэтому для определения форм миграции микроэлементов в разных ландшафтах расчетным способом с использованием констант устойчивости необходимо экспериментально определять их в каждом конкретном случае.

Комплексообразование бериллия и ТМ из фульвовой кислотой изучали методом растворимости [5]. Процесс растворения и комплексообразования в присутствии ФК можно представить в виде следующих уравнений:



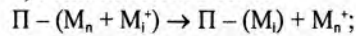
Комплексы металлов с фульвокислотой характеризуются достаточно высокой прочностью связи металлов с органическим веществом; логарифмы констант устойчивости фульватов: Be (9,4), Sr (9,8), Cu (12,1), Ni (8,4), Zn (10,1), Cd (9,2) [8]. Тяжелые металлы существенно различаются по прочности связи с органическим веществом. Интенсивность этой связи зависит от состава органического вещества и свойств элемента, а также от кислотно-основных характеристик среды.

Как показали наши эксперименты, в условиях Украинского Полесья в процессе миграции ТМ главную роль играют гумусовые кислоты. Они влияют как на перераспределение химических элементов по латерали почвенного профиля, так и на их вынос за его пределы. Следует отметить двоякое воздействие гумусовых кислот на миграцию ТМ в почвах. Особенно активны фульвокислоты в почвах, затронутых процессами подзолообразования. Они образуют с тяжелыми металлами комплексы, растворимые в широком диапазоне pH и мигрирующие по профилю почв. С гуминовыми кислотами образуются малоподвижные, слабо растворимые в кислой среде комплексы, что способствует накоплению их в гумусовом горизонте. Тяжелые металлы распределяются в профиле почв неравномерно. Накопление ТМ, проявляющееся как в увеличении валового содержания, так и содержания по-

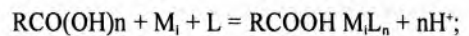
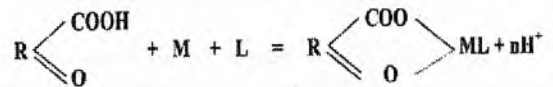
движных форм, происходит в приповерхностном слое гумусового горизонта. Некоторое накопление наблюдается в иллювии. Повышение pH среды наряду с присутствием глинистых минералов и гуминовых кислот способствует накоплению ТМ. Нисходящей их миграции препятствуют оксиды железа и марганца. Доля поглощенных ими ТМ может быть значительной. По способности аккумулироваться в органическом веществе почв токсичные элементы располагаются в следующей убывающей последовательности: Cu – Zn – Pb – Ni – Cr.

Таким образом, взаимодействие микроэлементов в почвах с органическим веществом и минеральными коллоидными частицами, их трансформацию можно описать реакциями ионного обмена, адсорбции на поверхности, хелатообразования, коагуляции и гидролиза. В соответствии с современными представлениями, а также исходя из полученных результатов исследований, нами предложена физико-химическая модель образования мобильных форм токсичных металлов (ФХМ МФ) в системе почва-раствор. ФХМ МФ объединяет следующие процессы при взаимодействии металлов с ППК:

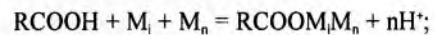
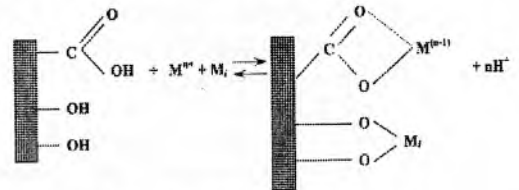
1) ионный обмен в ППК



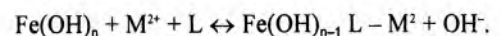
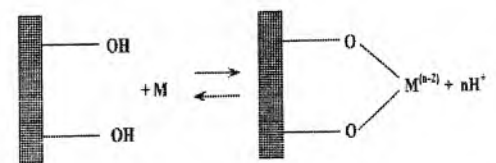
2) образование растворимых разнолигандных и разнометалльных хелатных соединений с фульвокислотой



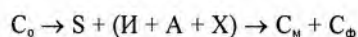
3) образование абсорбционно мицелярных комплексов с гуминовой кислотой



4) образование абсорбционных соединений ТМ на поверхности гидроксидов железа и марганцев; адсорбционный процесс включаются помимо гидроксидных групп лиганды других типов



Совокупность процессов взаимодействия и образования мобильных форм токсичных металлов можно представить в виде следующей схемы:



$$C_m = C_x + C_e + C_a + C_n;$$

$$C_o = C_x + C_e + C_a + C_n + C_\phi,$$

где C_o – общая концентрация металла; C_x, C_e, C_a, C_ϕ – доля металла в составе хелатного и абсорбционного комплексов, соли, обменно и необратимо поглощенной фиксированной формы. Процессы: S – растворение; И – ионный обмен; А – абсорбция; X – хелатообразование.

Выводы. Изучена сорбционная емкость, буферность, рН, $C_{орг}$ разных типов почв.

Дана сравнительная характеристика растворяющей способности экстрагентов для извлечения подвижных форм токсичных элементов из почв.

Предложена физико-химическая модель образования мобильных форм микроэлементов в почвах.

1. Горбунов Н. И. Минералогия и коллоидная химия почв. – М.: Наука, 1974. – 314 с.

2. Жовинский Э. Я., Кураева И. В., Новикова Л. Б. Подвижность разных форм цинка, меди, кобальта и никеля в почвах Украины // Минерал. журн. – 1996. – 18, № 5. – С.57–67.

3. Зырин Н. Г., Каплунова Г. В., Сердюкова Л. В. Нормирование содержания ТМ в системе почва–растение // Химия в сел.хоз-ве. – 1985. – № 6. – С.45–48.

4. Ильин В. Б. Тяжелые металлы в системе почва–растение. – Новосибирск: Наука, 1991. – 149 с.

5. Кузнецов В. А., Шимко Г. А. Метод постадийных вытяжек при геохимических исследованиях. – Минск: Наука и техника, 1990. – 65 с.

6. Мицкевич Б. Ф., Сущик Ю. Я., Самчук А. И. Физико-химические условия формирования экзогенных ореолов и потоков рассеяния бериллия. – К.: Наук.думка, 1984. – 176 с.

7. Самчук А. И., Мицкевич Б. Ф., Сущик Ю. Я., Шраменко И. Ф. Подвижные формы ТМ в почвах Киевского Полесья // Геол. журн. – 1993. – № 1. – С.81–87.

8. Самчук А. И., Бондаренко Г. Н., Долин В. В. и др. Физико-химические условия образования мобильных форм токсичных металлов в почвах // Минерал. журн. – 1988. – 20, № 2. – С. 48 – 59.

Проведено експериментальне вивчення сорбційної ємності ґрунтового-поглинаючого комплексу та буферності основних типів ґрунтів України. Зроблено порівняльну характеристику розчинної здатності екстрагентів і запропоновано найбільш прийнятні із них для вилучення рухомої форми мікроелементів із ґрунтів. Запропоновано молекулярно-колоїдну модель утворення мобільних форм мікроелементів у ґрунтах.

The experimental investigation of the sorption capacity of soil absorbing complex and of bufferness of Ukraine soils general types was executed. Comparative characteristic of solubility ability for the extract was made and the most suitable from these were proposed for elicit of the minor elements mobile form from the soils. The molecular colloidal model of the generation mobile forms microelements in the soils was proposed.