

Динамика геохимической миграционной способности химических элементов под влиянием техногенной нагрузки пирогенного происхождения

*Харьковский национальный экономический университет имени Семена Кузнеця
Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет*

Проведены исследования концентрации тяжелых металлов в почвах методом атомно-абсорбционного анализа, результаты указывают на динамичность их миграционных свойств. Отмечено разнообразие и разносторонность поведения химических элементов в компонентах окружающей среды после поражения пожарами. В различных экологических условиях прослеживается широкий диапазон количественных значений геохимической миграции или аккумуляции конкретного химического элемента.

Аналитические результаты доказывают, что по содержанию элементов-мигрантов, величин рН, участки пожарищ, которые находятся примерно в одинаковых условиях, но пройденные низовым или верховым пожаром различаются весьма ощутимо.

Тяжелые металлы, попавшие в почвах могут образовывать труднорастворимые гидроксиды. Кроме того, в почвенном растворе есть вероятность образования металлами гидроксокомплексов с разным количеством гидроксид-ионов. Диапазон осаждения гидроксидов и области преобладания растворимых гидроксокомплексов изучены с помощью построения концентрационно-логарифмических диаграмм (КЛД).

Полученные расчеты можно использовать для прогнозирования геохимической миграции тяжелых металлов в почвах после техногенных последствий чрезвычайных ситуаций пирогенного происхождения.

Ключевые слова: природные пожары, миграционная способность химических элементов.

Введение

Научным исследованиям, направленным на изучение геохимической миграционной способности химических элементов под влиянием техногенной нагрузки, уделяется существенное внимание в связи с большим токсичным действием, например, тяжелых металлов (ТМ). Однако, на наш взгляд, недостаточно выявлена роль пожаров, в том числе в природных экосистемах, на динамику поведения тяжелых металлов в компонентах окружающей среды, в частности в почвах.

Постановка проблемы

Однозначного объяснения причин, влияющих на поведение микроэлементов, в частности, ТМ, под действием техногенной нагрузки, не существует. Анализ литературных данных позволяет отметить разнообразие и разносторонность поведения химических элементов в компонентах окружающей среды после возникновения пожаров. В различных экологических условиях можно наблюдать широкий диапазон динамики количественных показателей геохимической миграции или аккумуляции любого конкретного химического элемента [1]. Например, концентрация ртути в почве после низового пожара составляет от + 27,3% до 64,3%. Расхождение - почти в 2,36 раза [2].

Целью представленной публикации является исследование динамики геохимической миграционной способности тяжелых металлов в результате действия техногенной нагрузки пирогенного происхождения.

Анализ последних исследований

Как показывают многолетние исследования, пожары в экосистемах сопровождаются, с одной стороны, привлечением в воздушную эмиссию тяжелых металлов и искусственных радионуклидов, с другой стороны, пассивным накоплением в пожарищах ряда химических элементов [3]. На поведение химических элементов влияют: их геохимические характеристики, особенности распределения в горючих материалах, тип пожара, погодные условия и другие факторы [4].

Отдельные звенья трофических цепей, в том числе растения и почвы, активно участвуют в стабилизации экосистем, выступая как в роли геохимических барьеров, так и в качестве естественных депо химических элементов. При этом, например, Cd, Pb, Hg не входят в число необходимых элементов для растений, однако активно, часто с разной интенсивностью поглощаются их корневой и наземной системами. Несмотря на активное воздействие человека на природу, химический состав растений в основном определяется средой их обитания [5].

В результате пожара любого типа (верховой или низовой) повышается зольность почв, что приводит к снижению кислотности (повышение pH). Поскольку тепловой градиент низового пожара не вызывает кардинальных изменений минеральной части и образования золы происходит за счет сгорания растительных компонентов, снижение кислотности в данном случае незначительно. pH почв фоновой и подвергшейся пожару поверхности составила 5,5 и 5,8 соответственно [4]. С изменением физико-химических показателей почвенного покрова связано и различное поведение отдельных элементов.

Исследованием Журкова И.С., Щербова Б.Л. проведено сравнение содержания в почвенном покрове фоновых и выгоревших площадей [3]. Результаты сравнения обнаружили две группы элементов, различающихся характером поведения при пожаре: мигранты (Hg, Cd, Pb, Mn, Zn и ^{137}Cs) и пассивно накапливающиеся в пожарище (Al, Fe, Na, Cr, V, Mg, Ba). Показатели pH, зольности и плотности грунтов после пожара повысились. Выведено правило: чем ниже температура кипения элемента, тем выше вероятность его миграции в составе дымового шлейфа; и чем выше температура кипения элемента, тем выше вероятность пассивного его накопления в выгоревшей площади [6].

Подавляющая масса привлеченных в атмосферную эмиссию ТМ (Hg, Cd, As, Pb и др.) мигрирует в составе пыли и аэрозолей. Но когда речь идет о единичных случаях незначительной миграции рудных элементов (Cr, Ni, Co, Mg и других), которые чаще всего все-таки пассивно аккумулируются в литогенной основе пожарищ или прилегающих к ним площадях, то следует признать роль крупных пылевых частиц [7].

В группу активных воздушных мигрантов входят Hg, Cd, Pb, As, Sb, Se, Mn, Zn, U, ^{90}Sr , ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, в группу пассивно накапливающихся на пожарищах – Cr, Ni, Co, V, Th, Mg, K, Na, Ca, Al и некоторые другие. Это приводит к изменению химического состава почвенно-растительного покрова не только на выгоревших площадях, но и прилегающих к ним территориях [8].

Регулярное выгорание приводит к значительному смещению реакции среды в щелочную область (pH = 6,8-7,1), а также повышение содержания катионов Ca, Mg, K, Na в поверхностных горизонтах пирогенных почв [5]. Обнаружена внутренняя почвенная миграция зольных элементов вниз по склону. Почвы аккумулятивной части ландшафта содержат запасы зольных элементов, в 1,2-2,3 раза превышающие запасы этих элементов в почвах склонов и водоразделов [5].

Анализ постпирогенного почвенного покрова подтверждает, что огнем

нарушена, главным образом, верхняя его часть. При низовых пожарах происходит более интенсивная потеря органических веществ, чем при верховых. Однако при верховых пожарах увеличивается вероятность водной эрозии почвенного покрова [9].

В почвах лесных пожарищ происходят потери органических веществ в верхних горизонтах почвы до глубины 20-30 см, что связано с непосредственными разрушениями их под воздействием высоких температур (сгорание гумуса) [10]. В растительном сообществе после лесного пожара происходит увеличение количества рудеральных видов растений, из-за освещения и появления свободных ниш в сообществе.

Конечно, на динамику миграционной способности химических элементов влияние оказывает тип пожара, его интенсивность. Чем выше мощность огня, тем выше количественная оценка воздушной миграции химических элементов. Совершенно очевидно, что существуют и другие факторы, которые определяют поведение ТМ при пожарах в экосистемах [11].

Аналитические результаты показали, что по содержанию элементов-мигрантов (мг / кг), величин рН, участки пожарищ, которые находятся примерно в одинаковых условиях, но пройденные низовым или верховым пожаром различаются весьма ощутимо [12].

При повальном верховом пожаре ряд химических элементов, например ртуть, кадмий, селен и искусственные радионуклиды выносятся за зону территории пожаров, их содержание составляет 30-45% от их концентрации на участках низового пожара [1]. Величина рН повышается на 6-10%. Несомненно, это связано с увеличением количества золы, которая имеет щелочную реакцию, однако она могла быть частично удалена из почвенного покрова пожарища эоловыми или гидрологическими процессами. По этой причине корректное установление зависимости между количеством золы и величиной рН на пожарищах через некоторое время после пожара не представляется возможным. Приведенные примеры процессов динамичности геохимической миграции с убедительностью свидетельствуют о том, что кроме вида пожара как фактора миграции химических элементов из пожарищ важную роль играет и состояние легкогорючих материалов, а именно - влажность лесной подстилки. Это позволяет сформулировать еще одну причину, от которой зависит поведение ТМ при лесных пожарах: физическое состояние наземных лесных горючих материалов также служит одним из факторов, определяющих геохимическую миграцию при пожарах в экосистемах.

Следует учитывать и характер распределения тяжелых металлов в наземных частях растений. От этого зависят количественные показатели геохимической миграционной способности химических элементов при пожаре. Наиболее характерно радиальное распределение большинства ТМ в почвенном разрезе, включая верхние грунтовые горизонты с прослойками войлока и лесной подстилки. И в этом случае существует значительная флуктуация концентраций ТМ в радиальной дифференциации в почвенном профиле [13].

Выгорания верхних частей степного мха, лишайников и лесной подстилки сопровождается слабой эмиссией микроэлементов мигрантов не только потому, что верхние слои наземных горючих материалов высыхают быстрее, чем нижние, но еще и потому, что в этих горизонтах их повышенное содержание находится в нижних интервалах, а не в верхних.

Итак, следует подчеркнуть, что, комплексное взаимодействие химических элементов друг с другом, состояние наземных горючих материалов и распределе-

ние элементов в грунтовых вертикальных разрезах отвечают за динамическое поведение химических элементов при пожарах в экосистемах [14].

В безветренную погоду, во время распространения пожара в экосистеме, химические элементы, подхваченные огненным конвекционным потоком, мигрируют вертикально в высшие атмосферные слои и по мере его охлаждения оседают на площади пожарища. Ветер способствует распространению дымового шлейфа за пределы пирогенной пораженной площади. Это позволяет признать также погодные условия в качестве одного из факторов, определяющих миграцию химических элементов с места пожарищ. Однако, на наш взгляд, этот фактор можно применить только к небольшим пожарам, поскольку повальные верховые пожары сопровождаются образованием вихревых воздушных потоков, затягивают холодные массы воздуха с прилегающих к пожару площадей. А горизонтальное адвекционное движение дымового шлейфа при таких пожарах невозможно предсказать и практически невозможно учесть при пожаре. В то же время, сухая и теплая погода будет благоприятна для атмосферной миграции, а туманная и дождливая будет способствовать быстрому вымыванию и осаждению пылевых и аэрозольных частиц дымового шлейфа. Вся представленная проанализированная информация позволяет утверждать о существовании еще одного фактора, от которого зависит распространения дымового шлейфа при пожаре в экосистеме: погодные условия, влияющие на миграцию или аккумуляцию отдельных химических элементов в пределах сгоревшей территории.

Доказано, что в компонентах природных комплексов химические элементы находятся в разных состояниях за счет сорбции, абсорбции и образования сложных органо-минеральных соединений и т.д. Но, поскольку речь идет о природных пожарах, а, следовательно, и о высоких температурах, Алексеенко И.В. [2] рассматривает их поведение в зависимости от температур их кипения и испарения. Активную миграцию кадмия и ртути он связывает с низкой температурой кипения, тогда как у таких ТМ, как медь, хром, никель, кобальт она на порядок выше, а именно они имеют тенденцию к геохимической аккумуляции литогенной основы пожарища (° C): Hg - 357, As - 610, Cs - 690, Cd - 765, Zn - 907, Mg - 1107, Pb - 1744, Mn - 2151, Sr - 1384, Cr - 2482, Cu - 2595, Ni - 2732, V и Co - 3000.

Из приведенной тенденции выпадают марганец; имея высокую температуру кипения - он легко мигрирует. С другой стороны, низкой оказывается миграция мышьяка, хотя уже при температуре 610° C происходит сублимация этого химического элемента. Причиной низких значений этого показателя может служить нахождение его в минеральной части лесной подстилки и выраженная тесная связь с железом.

Таким образом, анализ приведенных выше данных позволяет сделать вывод о том, что динамичное поведение тяжелых металлов при пожарах в экосистемах зависит от многих причин, главными из которых являются: тип пожара, состояние горючих материалов, метеоусловия, геохимические свойства химических элементов и характер их распределения в компонентах экосистемы [14].

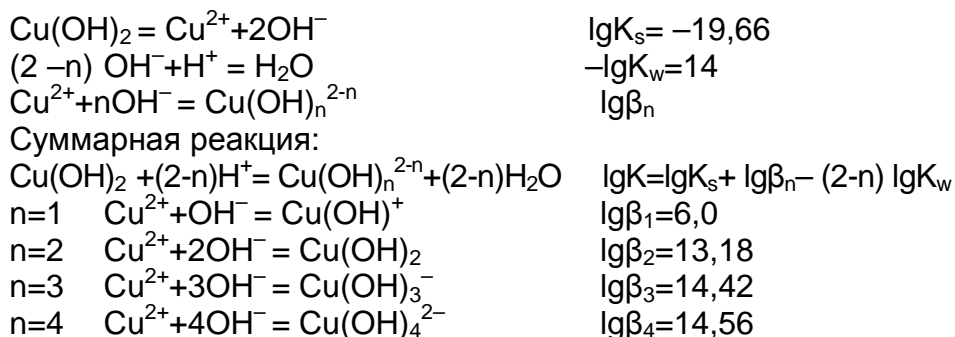
Во время пожаров первоочередным воздействием высокой температуры подвергаются верхние несколько сантиметров почвы, поэтому наиболее кардинальные изменения происходят в подстилке и в верхней части гумусового горизонта. В процессе горения происходит значительная потеря органического вещества почвы. Под воздействием высоких температур при пожаре большая часть углерода из органического вещества окисляется до газообразных форм (в основном CO₂) и улетучивается. Во время интенсивных пожаров происходит уничтоже-

ние органического вещества напочвенных горизонтов и верхней части гумусового горизонта, а также образование большого количества карбонатных соединений щелочных и щелочно-земельных элементов, что вызывает увеличение реакции рН. Изменение кислотности почв после пожара может быть очень существенно, зафиксированы случаи от рН = 5,7 ... 5,9 до пожара до рН = 8,7 после прохождения низового пожара. Через два месяца после пожара рН поверхностного горизонта равен 8,0, и только на участках пожарищ десятилетней давности реакция верхних органогенных горизонтов восстанавливается. Кроме необходимых для растений микроэлементов, поступающих в почву после прохождения пожара, большое количество Fe, Al, Zn, Mn и других тяжелых металлов поступает вместе с золой [14].

Изучение миграции тяжелых металлов с помощью построения концентрационно-логарифмических диаграмм

Рассмотрим подробнее условия образования подвижных форм тяжелых металлов в почве, что позволит сделать вывод об их миграции или аккумуляции в геохимической среде.

Тяжелые металлы, попавшие в окружающую среду, могут образовывать труднорастворимые гидроксиды. Кроме того, в почвенном растворе есть вероятность образования металлами гидроксокомплексов с разным количеством гидроксид-ионов [1]. Диапазон осаждения гидроксидов и области преобладания растворимых гидроксокомплексов изучены с помощью построения концентрационно-логарифмических диаграмм (КЛД). Растворение гидроксида металла (на примере образования гидроксида меди) и образование его комплексных соединений описывается тремя основными реакциями:



Для расчета константы равновесия суммарной реакции использовались логарифмы произведений растворимости гидроксидов и констант устойчивости комплексов металлов с гидроксид-ионами (табл. 1).

Равновесные концентрации металлосодержащих частиц при этом будут:

$\lg [\text{Cu}(\text{OH})_n^{2-n}] = \lg K_s + \lg \beta_n - (2-n)$	$\lg K_w - (2-n)\text{pH}$
$n=0 \quad \lg [\text{Cu}^{2+}] = \lg K_s - 2\lg K_w - 2\text{pH} = 8,34 - 2\text{pH}$	
$n=1 \quad \lg [\text{Cu}(\text{OH})^+] = \lg K_s + \lg \beta_1 - \lg K_w - \text{pH} = 0,34 - \text{pH}$	
$n=2 \quad \lg [\text{Cu}(\text{OH})_2] = \lg K_s + \lg \beta_2 = -6,48$	
$n=3 \quad \lg [\text{Cu}(\text{OH})_3^-] = \lg K_s + \lg \beta_3 + \lg K_w + \text{pH} = -19,24 + \text{pH}$	
$n=4 \quad \lg [\text{Cu}(\text{OH})_4^{2-}] = \lg K_s + \lg \beta_4 + 2\lg K_w + 2\text{pH} = -33,1 + 2 \text{pH}$	

Таблица 1

Логарифмы констант устойчивости комплексов с гидроксид ионами

Катион	K_s	$\lg\beta_1$	$\lg\beta_2$	$\lg\beta_3$	$\lg\beta_4$
Al^{3+}	-32	9,0	18,7	27	33
Cd^{2+}	-13,7	6,08	8,70	8,38	8,42
Co^{2+}	-14,7	4,4	9,2	10,5	
Cr^{3+}	-30,18	10,1	17,8	24	29,9
Cu^{2+}	-19,66	6,0	13,18	14,42	14,56
Fe^{2+}	-15,0	5,56	9,77	9,67	8,56
Fe^{3+}	-37,42	11,87	21,17	30,67	–
Mg^{2+}	-9,2	2,60	16,3	–	–
Mn^{2+}	-12,7	3,90	5,8	8,3	7,7
Ni^{2+}	-18,06	4,97	8,55	11,33	12
Zn^{2+}	-17	6,31	11,19	14,31	17,70
Hg^{2+}	-25,44	10,59	21,82	20,89	10,67
Pb^{2+}	-14,9	6,29	10,87	13,39	–

Таким образом, из приведенных диаграмм (рис. 1) можно четко определить области максимального осаждения гидроксидов металлов (рис. 2). Условием осаждения Me^{z+} считаем достижения его концентрации в почвенном растворе порядка 10^{-5} моль/л. Таким образом (рис. 1), до $pH \leq 6,8$ медь находится в растворенном виде, при более высоких значениях pH медь осаждается в виде гидроксида $Cu(OH)_2$, а при очень больших значениях $pH > 13$ образуются гидроксокомплексы $Cu(OH)_3^-$, но их концентрация очень незначительна, можно сделать вывод о высокой миграционной способностью соединений меди в нейтральной среды и их фиксации при $pH \geq 6,8$. Произведенные расчеты и диаграммы для целого ряда металлов (рис. 1-6).

Результаты и их анализ

Рассчитанные нами по концентрационно-логарифмическим диаграммам (КЛД) интервалы осаждения гидроксидов хорошо согласуются с экспериментальными данными Ю.Ю. Лурье.

В нейтральной почве большинство металлов (Al , Cr , Zn , Cu , Fe (II), Co , Ni) находятся в труднорастворимой форме (в виде гидроксидов), при этом их миграционная способность не велика, что приводит к накоплению химических элементов в почве (рис. 2). В таких условиях ТМ не вымываются из почвы, не усваиваются растениями, происходит их накопление в почве.

Если происходит значительное изменение pH , поведение соединений меди изменится кардинальным образом. При $pH = 5,7$ до пожара концентрация $[Cu^{+2}] = 0,01$ моль/л, при $pH = 8,7$ после пожара вся медь в нерастворимой форме будет накапливаться в почве (рис. 1).

Ионы Fe^{2+} легко мигрируют в кислой, нейтральной и даже в слабо щелочной среде до $pH = 9,5$, только в сильно щелочной среде образуется гидроксид $Fe(OH)_2$ (рис. 2).

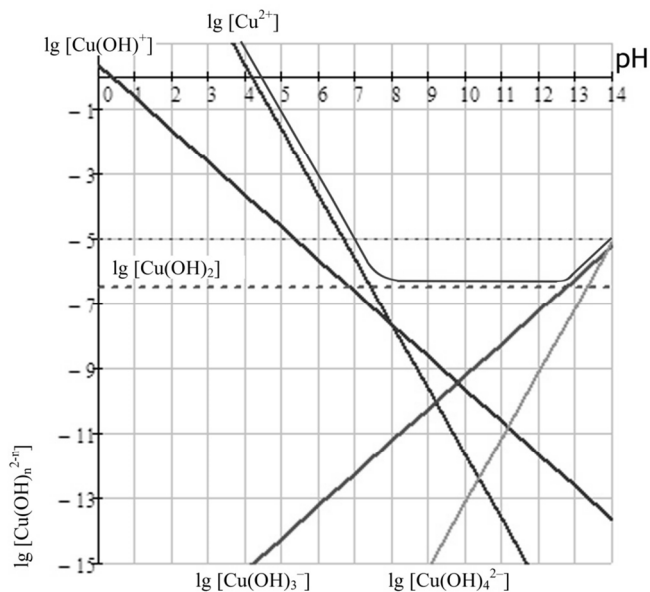


Рис. 1. КЛД образования гидроксокомплексов меди

Совсем иначе ведут себя ионы железа (III). В сильно кислой среде они присутствуют в виде Fe^{3+} и $\text{Fe}(\text{OH})^{2+}$, уже при $\text{pH} > 5$ образуется нерастворимый гидроксид $\text{Fe}(\text{OH})_3$. То есть при увеличении pH после пожара железа (III) всегда будет накапливаться в почве (рис. 3).

Соединения цинка ведут себя в разной среде следующим образом (рис. 4): в кислой и нейтральной среде присутствуют ионы Zn^{2+} , при $\text{pH} = 8-11,5$ образуется нерастворимый гидроксид $\text{Zn}(\text{OH})_2$ и в сильно щелочной среде цинк снова становится подвижным в виде гидроксокомплексов $\text{Zn}(\text{OH})_2^{2-}$.

То есть, при кислотности до пожара $\text{pH} = 5,7 \dots 5,9$ концентрация подвижного цинка может быть до $\lg[\text{Zn}^{2+}] = -1$, то есть до 0,1 моль / л, а при $\text{pH} = 8,7$ после пожара $\lg[\text{Zn}^{2+}] = -4$, то есть подвижной формы в почвенном среде лишь 0,0001 моль/л, цинк переходит в нерастворимые формы и будет накапливаться.

Для соединений никеля наблюдаем следующую зависимость (рис. 5): в кислой и нейтральной среде преобладают подвижные формы соединений никеля, однако при изменении pH , например, всего от 5,5 до 6,0 количество подвижных форм никеля уменьшается в 10 раз с $\lg[\text{Ni}^{2+}] = -1$ до $\lg[\text{Ni}^{2+}] = -2$, то есть концентрация ионов Ni^{2+} меняется с 0,1 моль / л до 0,01 моль / л при увеличении pH с 5,5 до 6,0. При $\text{pH} > 8$ соединения никеля будут находиться в нерастворимой форме.

Свинец при $\text{pH} < 9$ находится в подвижной форме, только в щелочной и сильно щелочной среде могут преобладать нерастворимые комплексы и гидроксид (рис. 6). При увеличении pH концентрация подвижных форм свинца резко уменьшается.

Соединения хрома (III) будут вести себя следующим образом (рис. 7): в кислой среде преобладают растворимые, то есть подвижные формы Cr^{3+} , но их концентрация при увеличении pH резко уменьшается. Например, если при $\text{pH} = 5$, концентрация подвижных форм хрома может составлять 0,01 моль/л, при $\text{pH} = 5,7$ уже 0,001 моль/л. То есть при воздействии пожара хром будет накапливаться в почве. В нейтральной среде хром образует нерастворимый гидроксид, в щелочной среде при $\text{pH} = 8,5 \dots 9$ начинают образовываться растворимые гидроксокомплексы $\text{Cr}(\text{OH})_4^-$.

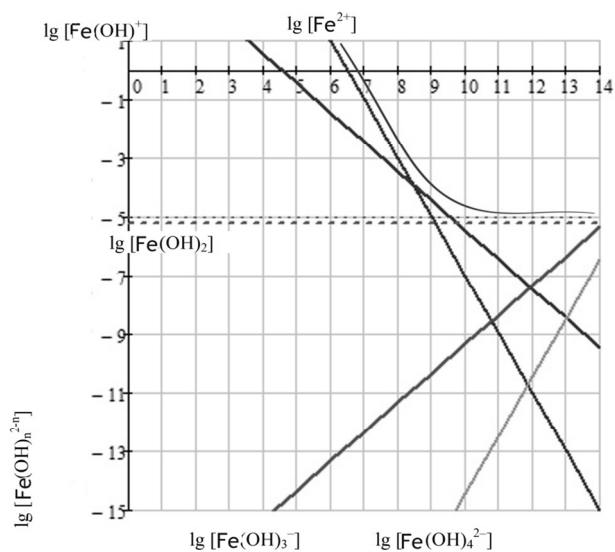


Рис. 2. КЛД образования гидроксокомплексов железа (II)

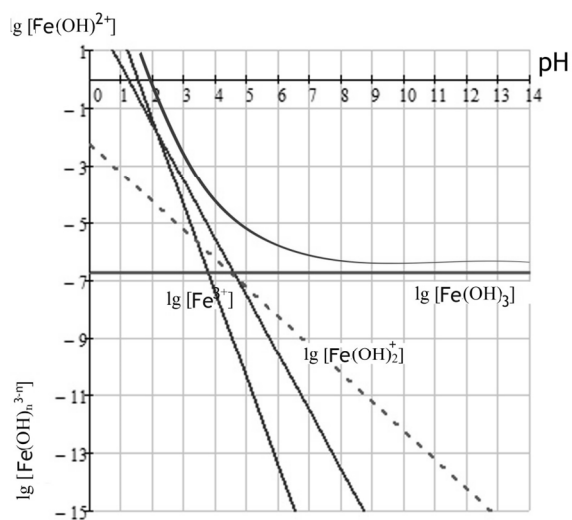


Рис. 3. КЛД образования гидроксокомплексов железа (III)

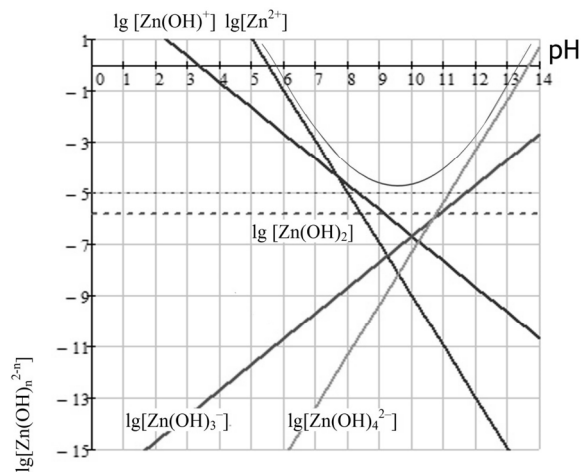


Рис. 4. КЛД образования гидроксокомплексов цинка

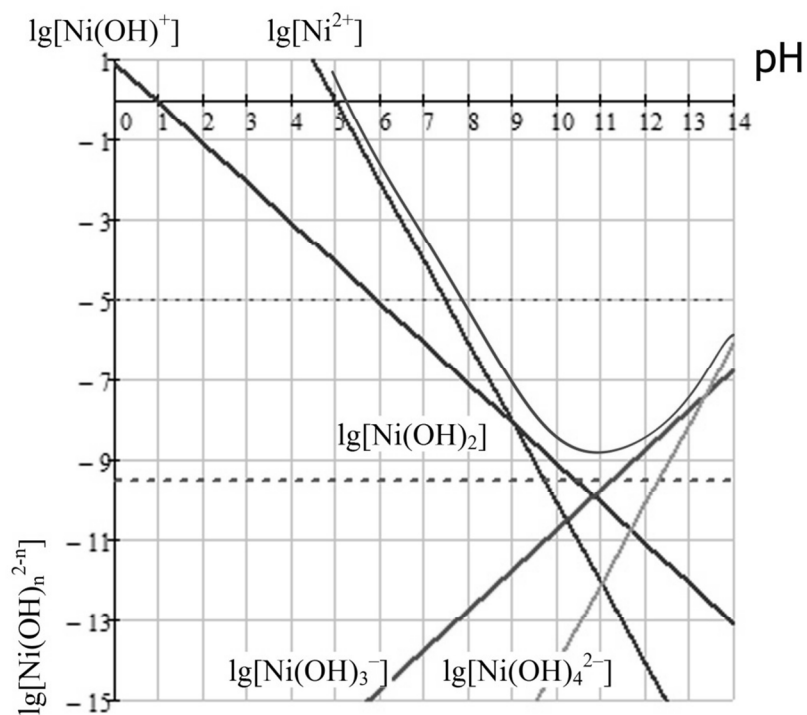


Рис. 5. КЛД образования гидроксокомплексов никеля

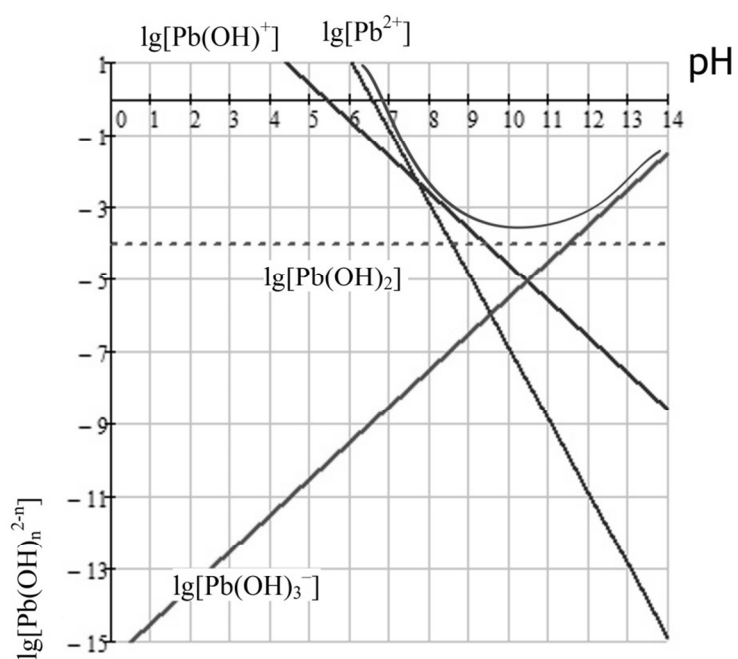


Рис. 6. КЛД образования гидроксокомплексов свинца

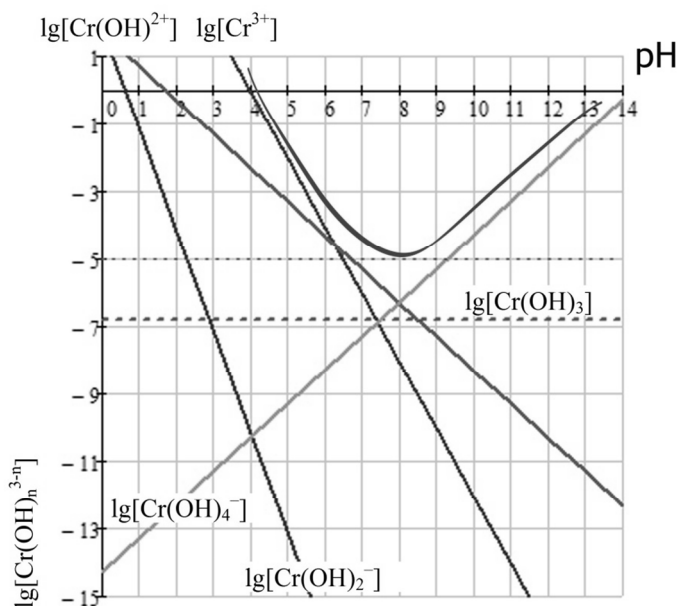


Рис. 7. КЛД образования гидроксокомплексов хрома

Выводы

На основании расчетов можно утверждать, что имеет место влияние техногенной нагрузки пирогенного происхождения на динамику геохимической миграционной способности ТМ. Наименьшую миграционную способность имеют соединения Fe^{3+} при $\text{pH} = 4,5-14$, Cu^{2+} – при $\text{pH} = 7-14$, Cr^{2+} – при $\text{pH} = 7-9$, Zn^{2+} при $\text{pH} = 8-11$, Ni – при $\text{pH} = 8-14$, Pb^{2+} – при $\text{pH} = 9-12$, Fe^{2+} – при $\text{pH} = 9,5-14$. В более кислой среде образуются растворимые вещества, но увеличение pH всего на 0,5-1 может на порядок уменьшить их растворимость, что способствует их концентрации в почве после пожара.

В нейтральной почве большинство ТМ (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) находятся в труднорастворимых форме (в виде гидроксидов), при этом их миграционная способность незначительна, что приводит к аккумуляции этих химических элементов в почве. В отдельную группу следует выделить ТМ подвижные в нейтральной среде (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Любое повышение уровня pH способствует их фиксации.

Полученные расчеты можно использовать для прогнозирования геохимической миграции тяжелых металлов в почвах после чрезвычайных ситуаций пирогенного происхождения.

Список литературы

1. Буц Ю.В. Геохімічна трансформація міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пирогенного походження [Текст] / Ю.В. Буц, О.В. Крайнюк. // Екологічна безпека. – 2017. – №2(24). – С. 95–100.
2. Алексеенко И.В. Влияние лесных пожаров на свойства почв таёжных ландшафтов хребта Хамар-Дабан [Текст] / И.В. Алексеенко, Н.С. Гамова // Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии (в двух томах). Барнаул. – 2015. – Т. 1. – С. 171-174.

3. Журкова И.С. Миграция химических элементов при лесном низовом пожаре (Алтайский край) [Текст] / И.С. Журкова, Б.Л. Щербов // Известия Иркутского государственного университета. Серия: Науки о земле.– 2016.– Т.16.– С. 30-41.
4. Щербов Б. Л. Лесные пожары и их последствия [Текст] / Б. Л. Щербов, Е. В. Лазарева, И. С. Журкова. – Новосибирск: ГЕО.– 2015. – 154 с.
5. Брянин С.В. Миграция и аккумуляция зольных элементов в лесных ландшафтах под влиянием периодических пожаров на Амуро-Зейской равнине [Текст] // Фундаментальные исследования. 2014. №8. С. 859-863.
6. Мартынюк Т.А. Постпирогенные изменения лесного почвенного покрова [Текст] / Т.А. Мартынюк, Т.С. Половинкина, Л.Г. Деменкова // Инновационные технологии: сборник трудов VIII Международной научно-практической конференции. Юргинский технологический институт. Юрга.– 2017.– С. 235-238.
7. Тарасов П.А. Послепожарные изменения гидротермических параметров почв балгазынского бора и проблема его восстановления [Текст] / П.А. Тарасов, А.Ф. Гайдукова, В.А. Иванов // Хвойные бореальной зоны.– 2013.– Т. XXXI.– № 5-6.– С. 15-21.
8. Журкова И.С. Влияние низового пожара на перераспределение химических элементов [Текст] / И.С. Журкова // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири.– 2014.– №3.– С. 11-13.
9. Щербов Б.Л. Лесные пожары - важный фактор рассеяния и концентрирования химических элементов в ландшафтах Сибири [Текст] / Б.Л. Щербов, И.С. Журкова // Геология и минерально-сырьевые ресурсы Сибири.– 2014.– №3.– С. 37-40.
10. Щербов Б.Л. Поведение тяжелых металлов и искусственных радионуклидов при лесных пожарах [Текст] / Б.Л. Щербов // Тяжелые металлы в окружающей среде: материалы II Международной школы молодых ученых. Новосибирский государственный аграрный университет.– 2017.– С. 183-199.
11. Горбунова Ю. С. Влияние пожаров на почвенный и растительный покров лесов центра русской равнины [Текст] / Ю. С. Горбунова, Т. А. Девятова, А. Я. Григорьевская // Вестник ВГУ, Серия: химия. биология. Фармация.– 2014.– № 4.– С. 52–56.
12. Buts Yu. Methodology for studying of influence of fire factor on geosystems [Text] // Securitologia : Zeszyty Naukowe European association for security. 2013, № 1(17). – P.13-17
13. Буц Ю.В. Проблема дослідження впливу пірогенних процесів на компоненти геосистем [Текст] / Ю.В. Буц, А.Н. Некос // Збереження та відтворення біорізноманіття природно-заповідних територій : Матеріали ІХ Міжнародної науково-практичної конференції присвяченої 15-річчю створення Національного природного парку «Сколівські Бескиди». – Львів: ЗУКЦ.– 2014. – С. 21-25.
14. Буц Ю.В. Геохімічні трансформації ґрунтового покриву внаслідок впливу пірогенного чинника [Текст] / Ю.В. Буц, О.В. Крайнюк // Екологічні дослідження лісових біогеоценозів степової зони України: матер. міжнародної наук. Конф. (ДНУ ім. О. Гончара 25-27 жовтня).– Дніпро: Ліра.– 2016.– С. 14–15.

Поступила в редакцию 20.05.2018

Динаміка геохімічної міграційної здатності хімічних елементів під впливом техногенного навантаження пірогенного випалювання

Проведені дослідження концентрації важких металів (ВМ) у ґрунтах методом атомно-абсорбційного аналізу, результати вказують на трансформацію їхніх міграційних властивостей. У різних екологічних умовах можна спостерігати широкий діапазон кількісних значень геохімічної міграції або акумуляції хімічних елементів.

Аналітичні результати доводять, що за вмістом елементів-мігрантів, величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно. ВМ у ґрунтах можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Є ймовірність утворення ВМ гідроксокомплексів з різною кількістю гідроксид-іонів. Діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідроксокомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логарифмічних діаграм (КЛД). Отримані розрахунки можна використовувати для прогнозування геохімічної міграції важких металів у ґрунтах після техногенних наслідків надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

Ключові слова: природні пожежі, міграційна здатність хімічних елементів.

Dynamics of Geochemical Migration Ability of Chemical Elements Under the Influence of Technogenic Loading of Pyrogen-Free Origin

The study of the concentration of heavy metals in soils by atomic absorption analysis was carried out. The results indicate the transformation of their migration properties. In different ecological conditions, it is possible to observe a wide range of quantitative values of geochemical migration or accumulation of any particular chemical element.

Analytical results show that the contents of migrant elements, pH values, areas of incidents, which are approximately in the same conditions, but passed by the grass or upper fire differ quite tangibly. Heavy metals that hit the environment can form difficult soluble hydroxides. In addition, in the soil solution, there is a probability of the formation of hydroxocomplexes with different amounts of hydroxide ions by metals. The range of precipitation of hydroxides have been studied by constructing concentration-logarithmic diagrams. The obtained calculations can be used to predict the geochemical migration of metals in soils after the man-made consequences of emergencies of pyrogenic origin.

Key words: natural fires, migration ability of chemical elements.

Сведения об авторах:

Буц Юрій Васильович – канд. геогр. наук, завідувач кафедри природоохоронних технологій, екології та безпеки життєдіяльності, Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця. Тел.: (050) 68-30-899. E-mail: butsyura@ukr.net

Крайнюк Олена Володимирівна – канд. техн. наук, доцент кафедри метрології та безпеки життєдіяльності, Харківський національний автомобільно-дорожній університет. Тел.: (050) 404-26-73. E-mail: alenauvarova@ukr.net