

## ГЕОХІМІЧНА ТРАНСФОРМАЦІЯ МІГРАЦІЙНИХ ВЛАСТИВОСТЕЙ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ ПІД ВПЛИВОМ ТЕХНОГЕННОГО НАВАНТАЖЕННЯ ПІРОГЕННОГО ПОХОДЖЕННЯ

**Ю. В. Буц**

Харківський національний економічний університет імені Семена Кузнеця  
пр. Науки, 9А, Харків, Харківська, 61166, Україна. E-mail: butsyura@ukr.net

**О. В. Крайнюк**

Харківський національний автомобільно-дорожній університет  
вул. Ярослава Мудрого, 25, Харків, Харківська область, 61000, Україна. E-mail: alenauvarova@ukr.net

Дослідженням геохімічних аспектів трансформації міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження приділено недостатньо уваги. Відзначено різноманітність та різнобічність поведінки хімічних елементів у компонентах довкілля після ураження пожежами. У різних екологічних умовах можна спостерігати широкий діапазон кількісних значень геохімічної міграції або акумуляції будь-якого конкретного хімічного елементу. Аналітичні результати доводять, що за вмістом елементів-мігрантів (мг/кг), величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно. Важкі метали, що потрапили у довкілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Крім того, у ґрунтовому розчині є ймовірність утворення металами гідросококомплексів з різною кількістю гідроксид-іонів. Діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідросококомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логіфімічних діаграм (КЛД).

**Ключові слова:** природні пожежі, міграція важких металів.

## ГЕОХИМИЧЕСКАЯ ТРАНСФОРМАЦИЯ МИГРАЦИОННЫХ СВОЙСТВ ТЯЖЕЛЫХ МЕТАЛЛОВ ПОД ВЛИЯНИЕМ ТЕХНОГЕННОЙ НАГРУЗКИ ПИРОГЕННОГО ПРОИСХОЖДЕНИЯ

**Ю. В. Буц**

Харьковский национальный экономический университет имени Семена Кузнеця  
пр. Науки, 9А, Харьков, Харьковская, 61166, Украина. E-mail: butsyura@ukr.net

**Е. В. Крайнюк**

Харьковский национальный автомобильно-дорожный университет  
ул. Ярослава Мудрого, 25, Харьков, Харьковская область, 61000, Украина. E-mail: alenauvarova@ukr.net

Исследованиям геохимических аспектов трансформации миграционных свойств тяжелых металлов под влиянием техногенной нагрузки пирогенного происхождения уделено недостаточно внимания. Отмечено разнообразие и разносторонность поведения химических элементов в компонентах окружающей среды после поражения пожарами. В различных экологических условиях можно наблюдать широкий диапазон количественных значений геохимической миграции или аккумуляции любого конкретного химического элемента. Аналитические результаты доказывают, что по содержанию элементов-мигрантов (мг/кг), величине рН, участки пожарищ, которые находятся примерно в одинаковых условиях, но пройденные низовым или верховым пожаром различаются весьма ощутимо. Тяжелые металлы, попавшие в окружающую среду, могут образовывать труднорастворимые гидроксиды. Кроме того, в почвенном растворе вероятность образования металлами гидросококомплексов с разным количеством гидроксид-ионов. Диапазон осаднения гидроксидов и области преобладания растворимых гидросококомплексов изучены с помощью построения концентрационно-логарифмических диаграмм (КЛД).

**Ключевые слова:** природные пожары, миграция тяжелых металлов.

**АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ.** На теперішній час в Україні науковим дослідженням, що спрямовані на вивчення техногенного навантаження внаслідок дії пірогенного (дослівно – «породженого вогнем») чинника на довкілля, приділено недостатньо уваги. При цьому кількість природних пожеж та їх наслідки із року в рік збільшуються.

**МАТЕРІАЛИ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ.**

Метою представленої публікації є дослідження геохімічних аспектів трансформації міграційних властивостей важких металів під впливом техногенного навантаження пірогенного походження.

Однозначного пояснення причин, що впливають на поведінку мікроелементів, зокрема, важких металів (ВМ), під дією техногенного впливу, не існує. Аналіз літературних даних дозволяє

відзначити різноманітність та різнобічність поведінки хімічних елементів у компонентах довкілля після ураження пожежами. У різних екологічних умовах можна спостерігати широкий діапазон кількісних значень геохімічної міграції або акумуляції будь-якого конкретного хімічного елементу [2]. Наприклад, концентрація ртуті у ґрунті після низової пожежі складає від +27,3% до 64,3%. Розбіжність – майже у 2,36 рази [1].

Переважає маса залучених в атмосферну емісію ВМ (Hg, Cd, As, Pb та ін.) мігрує у складі пилу і аерозолів. Але коли мова йде про поодинокі випадки незначної міграції рудних елементів (Cr, Ni, Co, Mg та інших), які найчастіше все-таки пасивно акумулюються у літогенній основі згарищ або прилеглих до них площах, то тут слід визнати роль крупніших пилових частинок.

## Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

Звичайно, на міграцію хімічних елементів вплив створює тип пожежі, її інтенсивність. Чим вище потужність вогню, тим вище кількісна оцінка повітряної міграції хімічних елементів. Цілком очевидно, що існують й інші чинники, які визначають поведінку ВМ при пожежах в екосистемах.

Аналітичні результати продемонстрували, що за вмістом елементів-мігрантів (мг/кг), величин рН, ділянки згарищ, які знаходяться приблизно в однакових умовах, але пройдені низовою або верховою пожежею розрізняються досить відчутно.

При повальній верховій пожежі ряд хімічних елементів, наприклад ртуть, кадмій, селен і штучні радіонукліди виносяться поза зону території пожеж, їх вміст складає 30-45% від їх концентрації на ділянках низової пожежі [1]. Величина рН підвищується на 6-10%. Безсумнівно, це пов'язано зі збільшенням кількості золи, яка має лужну реакцію, проте вона могла бути частково видалена з ґрунтового покриву згарища еоловими або гідрологічними процесами. З цієї причини коректне встановлення залежності між кількістю золи і величиною рН на згарищах через певний час після пожежі не представляється можливим. Наведені приклади процесів геохімічної міграції з переконливістю свідчать про те, що окрім виду пожежі як чинника міграції хімічних елементів зі згарищ презентабельну роль відіграє і стан легкогорючих матеріалів, а саме – вологість лісової підстилки. Це дозволяє сформулювати ще одну причину, від якої залежить поведінка ВМ при лісових пожежах: фізичний стан наземних лісових горючих матеріалів також слугує одним з чинників, що визначають геохімічну міграцію при природній пожежі.

Відомо, що різні рослини по-різному акумулюють різні мікроелементи. Тобто, варто враховувати і характер розподілу важких металів у наземних частинах рослин. Від цього залежать кількісні показники геохімічної міграції хімічних елементів при пожежі. Найбільш характерним є радіальний розподіл більшості ВМ у ґрунтовому розрізі, включаючи верхні ґрунтові горизонти з прошарками повсті та лісової підстилки. І у цьому випадку існує суттєва флуктуація концентрацій ВМ у радіальній диференціації у ґрунтовому профілі.

Вигорання верхніх частин степової повсті, мохів, лишайників і лісової підстилки супроводжується слабкою емісією мікроелементів-мігрантів не лише тому, що верхні прошарки наземних горючих матеріалів висихають швидше, ніж нижні, але ще й тому, що у цих горизонтах їх підвищений вміст знаходиться у нижніх інтервалах, а не в верхніх.

Отже, слід підкреслити, що, комплексна взаємодія хімічних елементів один з одним, стан наземних горючих матеріалів і розподіл елементів у ґрунтових вертикальних розрізах відповідають за поведінку хімічних елементів при пожежах у екосистемах.

У безвітряну погоду, під час поширення пожежі у екосистемі, хімічні елементи, що утримуються вогняним конвекційним потоком, мігрують

вертикально у вищі атмосферні шари і в міру його охолодження осідають на площі згарища. Вітер сприяє поширенню димового шлейфу за межі пірогенно ураженої площі. Це дозволяє визнати також за погодними умовами роль одного з факторів, що визначають міграцію хімічних елементів зі згарищ. Проте, на наш погляд, цей чинник можна застосувати лише до невеликих пожеж, оскільки повальні верхові пожежі супроводжуються утворенням вихрових повітряних потоків, що затягують холодні маси повітря з прилеглих до пожежі площ. А горизонтальний адвекційний рух димового шлейфу при таких пожежах можна не лише передбачити, але і практично неможливо урахувати під час пожежі. Водночас, суха і тепла погода будуть сприятливі для атмосферної міграції, а туманна і дощова сприятиме швидкому вимиванню і осадженню пилових і аерозольних часток димового шлейфу. Вся представлена проаналізована інформація дозволяє стверджувати існування ще одного фактора, від якого залежить поширення димового шлейфу при пожежі в екосистемі: погодні умови, що впливають на міграцію або акумуляцію окремих хімічних елементів в межах згорілої території.

Немає сумніву у тому, що трансформація степової повсті, лісових підстилок, мохів, лишайників, тощо у різні продукти горіння (золу, вугілля, пил, аерозолі та т.д.) під впливом високих температур природних пожеж повинні впливати на всі хімічні елементи.

Доведено, що у компонентах природних комплексів хімічні елементи знаходяться у різних станах: це і сорбція, і абсорбція, і складні органічно-мінеральні сполуки і т.і. Але, оскільки мова йде про природні пожежі, а, отже, і про високі температури, Алексєнко І.В. [1] розглядає їх поведінку в залежності від температури їх кипіння і випаровування. Активну міграцію кадмію і ртуті він пов'язує з низькою температурою кипіння, тоді як у таких ВМ, як мідь, хром, нікель, кобальт вона на порядок вище, а саме вони мають тенденцію до геохімічної акумуляції літо генної основи згарища (°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 і Co – 3000.

З наведеної тенденції випадають марганець, маючи високу температуру кипіння він легко мігрує. З іншого боку, низькою виявляється міграція миш'яку, хоча вже при температурі 610°C відбувається сублімація цього хімічного елементу. Причиною низьких значень цього показника може служити знаходження його у мінеральній частині лісової підстилки і виражений тісний зв'язок із залізом. Не відповідає даній закономірності і поведінка натрію і калію, які накопичуються у ґрунтах згарищ, але мають низький температурний градієнт.

Таким чином, аналіз наведених вище даних дозволяє зробити висновок про те, що поведінка важких металів при пожежах в екосистемах залежить від багатьох причин, головними з яких є: тип пожежі, стан лісових горючих матеріалів,

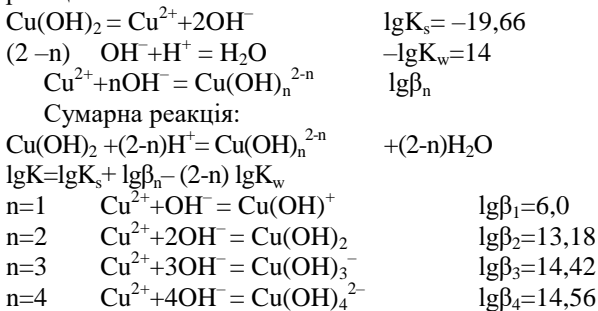
**Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля**

метеоумови, геохімічні властивості хімічних елементів і характер їх розподілу у компонентах екосистеми.

Під час пожеж першочерговому впливу високої температури піддаються верхні кілька сантиметрів ґрунту, тому найбільш кардинальні зміни відбуваються у підстильці і верхній частині гумусового горизонту. У процесі горіння відбувається значна втрата органічної речовини ґрунту. Під впливом високих температур під час пожежі більша частина карбону з органічної речовини окислюється до газоподібних форм (в основному CO<sub>2</sub>) і випаровується. Під час інтенсивних пожеж відбувається знищення органічної речовини надґрунтових горизонтів і верхньої частини гумусового горизонту, а також утворення великої кількості карбонатних сполук лужних і лужноземельних елементів, що викликає збільшення реакції рН. Як відзначають Ю.М. Краснощоків і ін. [4], зміна кислотності ґрунтів після пожежі може бути дуже істотна, зафіксовані випадки від рН=5,7...5,9 до пожежі до рН=8,7 після проходження низової пожежі. Через два місяці після пожежі рН поверхневого горизонту дорівнює 8,0, і тільки на ділянках згаріщ десятирічної давнини реакція верхніх органогенних горизонтів відновлюється. Крім необхідних для рослин мікроелементів, що надходять у ґрунт після проходження пожежі, велика кількість Fe, Al, Zn, Mn та інших важких металів надходить разом із золюю.

Розглянемо докладніше умови утворення рухомих форм важких металів у ґрунті, що дозволить зробити висновок про їх міграцію або акумуляцію у геохімічному середовищі.

Важкі метали, що потрапили у довкілля, можуть утворювати важкорозчинні гідроксиди. Крім того, у ґрунтового розчині є ймовірність утворення металами гідроксокомплексів з різною кількістю гідроксид-іонів [3]. Діапазон осадження гідроксидів і області переважання розчинних гідроксокомплексів вивчені за допомогою побудови концентраційно-логіфімічних діаграм (КЛД). Розчинення гідроксиду металу (на прикладі утворення гідроксиду купруму) і утворення його комплексних сполук описується трьома основними реакціями:



Для розрахунку константи рівноваги сумарної реакції використовувалися логарифми добуток розчинності гідроксидів і констант стійкості комплексів металів з гідроксид-іонами (табл. 1).

Рівноважні концентрації металвмісних частинок

при цьому будуть:

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

Таким чином, з наведених діаграм (рис. 1) можна чітко визначити області максимального осадження гідроксидів металів (рис. 2). Умовою осадження Me<sup>2+</sup> вважаємо досягнення його концентрації у ґрунтового розчині порядку 10<sup>-5</sup> моль/л. Таким чином (рис. 1), до рН≤6,8 купрум знаходиться у розчиненому вигляді, при більш високих значеннях рН купрум осідає у вигляді гідроксиду Cu(OH)<sub>2</sub>, а при дуже великих значеннях рН>13 утворюються гідроксокомплекс Cu(OH)<sub>3</sub><sup>-</sup>, але їх концентрація дуже незначна, можна зробити висновок про високу міграційну здатність сполук купруму до нейтрального середовища і їх фіксації при рН≥6,8. Зроблені розрахунки і діаграми для цілого ряду металів (рис. 1-6).

Таблиця 1 – Логарифми констант стійкості комплексів з гідроксид іонами [5, 6]

Катіон	K <sub>s</sub>	lgβ <sub>1</sub>	lgβ <sub>2</sub>	lgβ <sub>3</sub>	lgβ <sub>4</sub>
Al <sup>3+</sup>	-32	9,0	18,7	27	33
Cd <sup>2+</sup>	-13,7	6,08	8,70	8,38	8,42
Co <sup>2+</sup>	-14,7	4,4	9,2	10,5	
Cr <sup>3+</sup>	-30,18	10,1	17,8	24	29,9
Cu <sup>2+</sup>	-19,66	6,0	13,18	14,42	14,56
Fe <sup>2+</sup>	-15,0	5,56	9,77	9,67	8,56
Fe <sup>3+</sup>	-37,42	11,87	21,17	30,67	-
Mg <sup>2+</sup>	-9,2	2,60	16,3	-	-
Mn <sup>2+</sup>	-12,7	3,90	5,8	8,3	7,7
Ni <sup>2+</sup>	-18,06	4,97	8,55	11,33	12
Zn <sup>2+</sup>	-17	6,31	11,19	14,31	17,70
Hg <sup>2+</sup>	-25,44	10,59	21,82	20,89	10,67
Pb <sup>2+</sup>	-14,9	6,29	10,87	13,39	-

Розраховані нами за допомогою КЛД інтервали осадження гідроксидів добре узгоджуються з експериментальними даними Ю.Ю. Лур'є [7].

У нейтральному ґрунті більшість металів (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Co, Ni) знаходяться у важкорозчинній формі (у вигляді гідроксидів), при цьому їх міграційна здатність не велика, що призводить до накопичення хімічних елементів у ґрунті (рис. 2). У таких умовах важкі метали не вимиваються з ґрунту, не засвоюються рослинами, відбувається їх акумуляція у ґрунті.

Якщо відбувається значна зміна рН, наприклад як зафіксовано Ю.М. Краснощоківим та ін. [4], поведінка сполук купруму зміниться кардинальним чином. При рН=5,7 до пожежі концентрація [Cu<sup>2+</sup>]=0,01 моль/л, при рН=8,7 після пожежі весь купрум у нерозчинній формі буде накопичуватися у ґрунті.

Іони Fe<sup>2+</sup> легко мігрують у кислому, нейтральному та навіть у слабо лужному

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

середовищі до pH=9,5, лише у сильно лужному середовищі утворюється гідроксид Fe(OH)<sub>2</sub> (рис. 2).

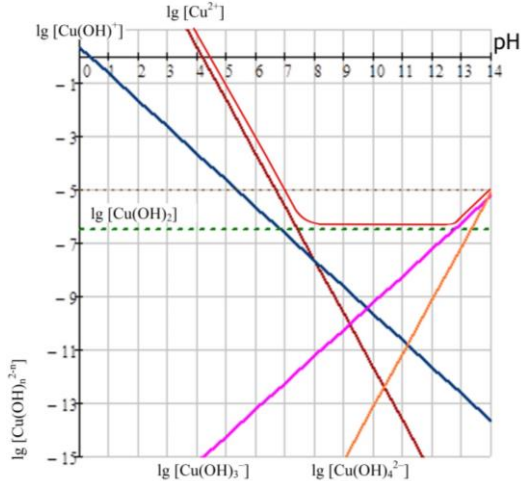


Рисунок 1 – Концентраційно-логіфічна діаграма (КЛД) утворення гідроксикомплексів купруму

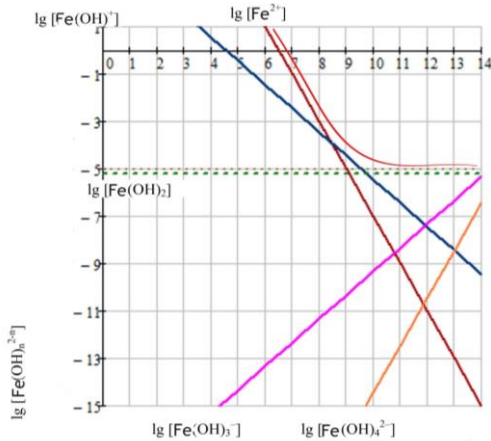


Рисунок 2 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідроксикомплексів феруму (II)

Зовсім інакше ведуть себе іони феруму (III). У сильно кислому середовищі вони присутні у вигляді Fe<sup>3+</sup> та Fe(OH)<sup>2+</sup>, вже при pH>5 утворюється нерозчинний гідроксид Fe(OH)<sub>3</sub>. Тобто при збільшенні pH після пожежі ферум (III) завжди буде накопичуватися у ґрунті (рис. 3).

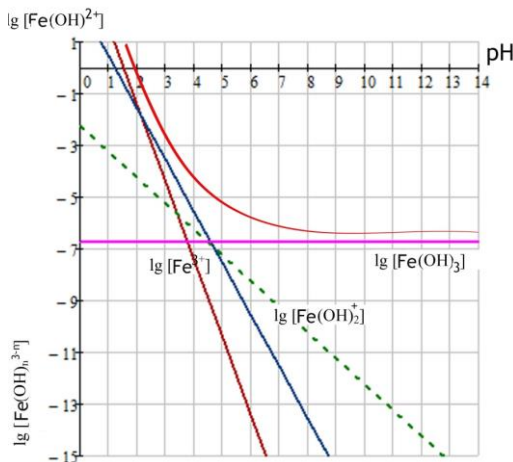


Рисунок 3 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідроксикомплексів феруму (III)

Сполуки цинку ведуть себе у різному середовищі наступним чином (рис. 4): у кислому та нейтральному середовищі присутні іони Zn<sup>2+</sup>, при pH=8–11,5 утворюються нерозчинний гідроксид Zn(OH)<sub>2</sub> і у сильно лужному середовищі цинк знову стає рухомих у вигляді гідроксикомплексів Zn(OH)<sub>2</sub><sup>2-</sup>.

Тобто у таких умовах, як наприклад, описано Ю.М. Краснощоким та ін. [4], при кислотності до пожежі pH=5,7...5,9 концентрація рухливого цинку може бути до lg[Zn<sup>2+</sup>]=-1, тобто до 0,1 моль/л, а при pH=8,7 після пожежі lg[Zn<sup>2+</sup>]=-4, тобто рухомих форми у ґрунтового середовищі буде лише 0,0001 моль/л, тобто цинк переходить у нерозчинні форми і буде накопичуватися.

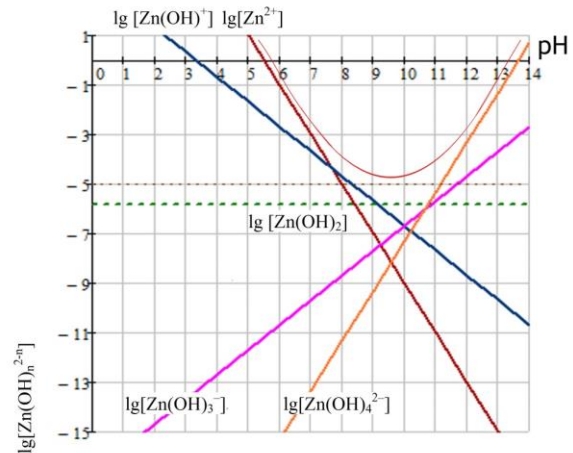


Рисунок 4 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідроксикомплексів цинку

Для сполук нікелю спостерігаємо наступну залежність (рис. 5): у кислому та нейтральному середовищі переважають рухомих форми сполук нікелю, однак при зміні pH, наприклад, всього від 5,5 до 6,0 кількість рухомих форм нікелю зменшується у 10 разів з lg[Ni<sup>2+</sup>]=-1 до lg[Ni<sup>2+</sup>]=-2, тобто концентрація іонів Cu<sup>2+</sup> змінюється з 0,1 моль/л до 0,01 моль/л при збільшенні pH з 5,5 до 6,0. При pH>8 сполуки нікелю будуть знаходитися у нерозчинній формі.

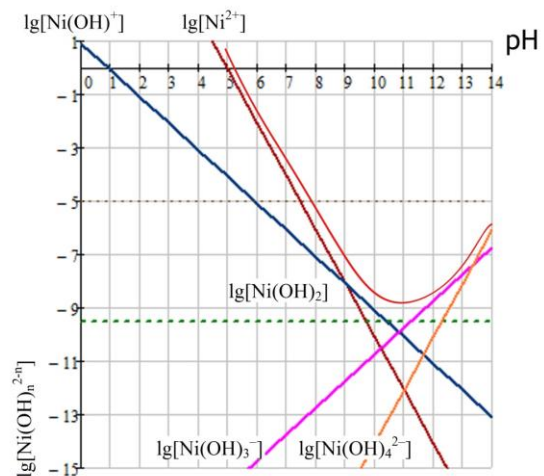


Рисунок 5 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідроксикомплексів нікелю

Оцінка та прогнозування техногенного впливу на довкілля

Свинець при  $pH < 9$  перебуває у рухомій формі, тільки у лужному та сильно лужному середовищі можуть переважати нерозчинні комплекси та гідроксид (рис. 6). При збільшенні  $pH$  концентрація рухливих форм свинцю різко зменшується.

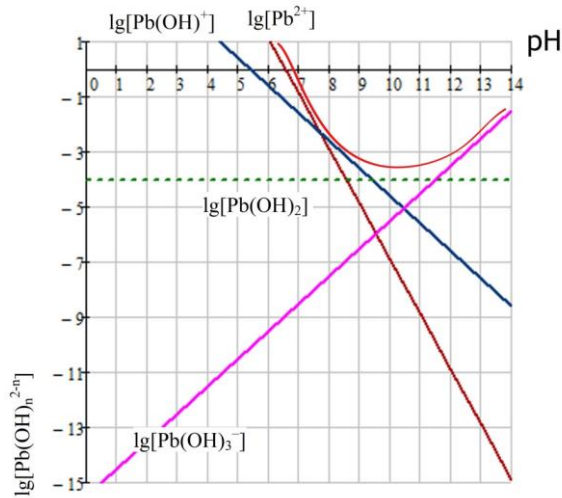


Рисунок 6 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідросокомплексів свинцю

Сполуки хрому (III) будуть поводити себе наступним чином (рис. 7): у кислому середовищі переважають розчинні, тобто рухомі форми  $Cr^{3+}$ , але їх концентрація при збільшенні  $pH$  різко зменшується. Наприклад, якщо при  $pH=5$ , концентрація рухомих форм хрому може становити 0,01 моль/л, при  $pH=5,7$  вже 0,001 моль/л. Тобто при дії пожежі хром буде накопичуватися у ґрунтах. У нейтральному середовищі хром утворює нерозчинний гідроксид, у лужному середовищі при  $pH=8,5...9$  починають утворюватися розчинні гідросокомплекси  $Cr(OH)_4^-$ .

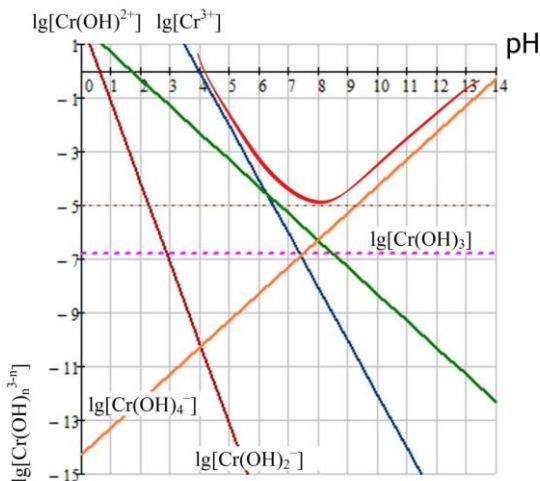


Рисунок 7 – Концентраційно-логіфічна діаграма утворення гідросокомплексів хрому

**ВИСНОВКИ.** На підставі розрахунків можна стверджувати, що має місце вплив техногенного навантаження пірогенного походження на

геохімічну міграцію важких металів. Найменшу міграційну здатність мають сполуки  $Fe^{3+}$  при  $pH=4,5-14$ ,  $Cu^{2+}$  – при  $pH=7-14$ ,  $Cr^{2+}$  – при  $pH=7-9$ ,  $Zn^{2+}$  при  $pH=8-11$ ,  $Ni$  – при  $pH=8-14$ ,  $Pb^{2+}$  – при  $pH=9-12$ ,  $Fe^{2+}$  – При  $pH=9,5-14$ . У більш кислому середовищі утворюються розчинні речовини, але їх при збільшенні  $pH$  всього на 0,5–1 може на порядок зменшити їх рухомість, що сприяє їх концентрації у ґрунтах після пожежі.

У нейтральному за реакцією ґрунті більшість важких металів (Al, Cr, Zn, Cu, Fe (II), Ni) знаходяться у важкорозчинній формі (у вигляді гідроксидів), при цьому їх міграційна здатність незначна, що призводить до акумуляції цих хімічних елементів у ґрунті.

В окрему групу слід виділити важкі метали рухомі у нейтральному середовищі (Fe (II), Cd, Co, Mg, Mn). Будь-яке підвищення значень  $pH$  сприяє їх фіксації.

Одержані результати розрахунків можна використовувати для прогнозування геохімічної міграції важких металів у ґрунтах після техногенних наслідків надзвичайних ситуацій пірогенного походження.

ЛІТЕРАТУРА

1. Алексеев И.В. Влияние лесных пожаров на свойства почв таёжных ландшафтов хребта Хамар-Дабан / И.В. Алексеев, Н.С. Гамова // Биогеохимия техногенеза и современные проблемы геохимической экологии (в двух томах) – Барнаул, 2015. – Т. 1. – С. 171-174.
2. Буц Ю.В., Крайнюк О.В. Забруднення важкими металами ландшафтних комплексів як результат техногенно-екологічного навантаження / Ю.В. Буц, О.В. Крайнюк // Проблеми надзвичайних ситуацій. Зб. наук. пр. УЦЗ України. – Вип. 10. – Харків : УЦЗУ, 2009. – С. 52–60.
3. Буц Ю.В., Крайнюк Е.В. Моделирование миграционной способности тяжелых металлов при чрезвычайных ситуациях техногенного характера / Ю.В. Буц, Е.В. Крайнюк // Вестник Российской военно-медицинской академии. – Приложение 2, Ч.1. – 3 (23), 2008. – С.90–91.
4. Краснощеков Ю.Н. Влияние контролируемого выжигания шелкопряdnиков на свойства дерново-подзолистых почв в Нижнем Приангарье / Краснощеков Ю.Н., Валендик Э.Н., Безкоровая И.Н., Верховец С.В., Кисляхов Е.К., Кузьмиченко В.В. // Лесоведение. –2005. – № 2. – С. 16-24.
5. Гороновский И.Т., Назаренко Ю.П., Некряч Е.Ф. Краткий химический справочник / Под ред. О.Д. Куриленко.– К.: Наук. думка, 1974.– 995 с.
6. Рабинович В. А., Хавин З. Я. Краткий химический справочник: Справ. изд. / Под. ред. А. А. Потехина и А. И. Ефимова.– Л.: Химия, 1991.– 432 с.
7. Лурье Ю. Ю. Справочник по аналитической химии.– М.: Химия, 1989.– 446 с.

## GEOCHEMICAL TRANSFORMATION OF MIGRATION PROPERTIES OF HEAVY METALS UNDER THE INFLUENCE OF THE TECHNOGENIC LOAD OF PYROGEN ORIGIN

### **Yu. Buts**

Simon Kuznets Kharkiv National University of Economics  
prosp. Nauky, 9A, Kharkiv, 61166, Ukraine. E-mail: butsyura@ukr.net

### **O. Krainyuk**

Kharkiv National Automobile and Highway University  
vul. Yaroslava Mudrogo, 25, Kharkov, 61000, Ukraine. E-mail: alenauvarova@ukr.net

The study of the geochemical aspects of the transformation of the migration properties of heavy metals under the effect of the technogenic load of pyrogenic origin has not been paid enough attention. The variety of the behavior of chemical elements in the components of the environment after fire damage has been noted. The **purpose** of the presented publication is to study the geochemical aspects of the transformation of migration properties of heavy metals under the influence of man-made loading of pyrogenic origin. In various environmental conditions, a wide range of quantitative values of geochemical migration or accumulation of any particular chemical element can be observed.

**Results.** Analytical results prove that the content of migrant elements, the pH value, the areas of fires that are located approximately the same conditions, but are affected by ground fire or crowning fire, are very different. Heavy metals that enter to the environment can form hardly soluble hydroxides. In the soil solution there is a probability of the formation of hydroxocomplexes with metals and different amounts of hydroxide ions. The range of precipitation of hydroxides and the range of predominance of soluble hydroxocomplexes have been studied by constructing concentration-logarithmic diagrams (CLD). *References 7, tables 1, figures 7.*

**Key words:** forest fires, migration of heavy metals.

### REFERENCES

1. Alekseenko I.V. (2015) Influence of forest fires on soil properties of taiga landscapes of Khamar-Daban Range, Biogehimiya tehnogeneza i sovremennyye problemy geohimicheskoy ekologii, Barnaul. – T. 1. – P. 171-174.
2. Buts Yu.V. (2009) Zabrudnenya with important metals of landscape complexes as a result of technogenic-eco-logical accumulation, Problemi nadzvichaynih situatsiy. – T. 10. – Kharkiv. – P. 52–60.
3. Buts Yu.V. (2008) Modeling the migration ability of heavy metals in emergency situations of anthropogenic nature Bulletin of the Russian Military Medical Academy. – 3 (23). – P. 90–91
4. Krasnoshchekov Y.N. (2005) The effect of controlled silkworm burning on the properties of sod-podzolic soils in the Lower Angara / Lesovedenie. – № 2. – P. 16-24.
5. Goronovsky I.T. (1974) Brief Chemical Handbook / Kiev.: Nauk. dumka. – 995 p.
6. Rabinovich V. A. (1991) Brief Chemical Handbook. – Leningrad.: Himiya. – 432 p.
7. Lurie Yu. Yu. (1989) Handbook of Analytical Chemistry. – Moscow.: Himiya. – 446 p.