

<https://doi.org/10.15407/mineraljournal.43.03.091>
УДК 550.4: 614.841.2 (438.42)

Н.О. Крюченко, д-р геол. наук, проф., зав. від.

Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України
03142, м. Київ, Україна, пр-т Акад. Палладіна, 34

E-mail: nataliya.kryuchenko@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0001-8774-9089>

Е.Я. Жовинський, д-р геол.-мін. наук, чл.-кор. НАН України, проф., гол. наук. співроб.

Інститут геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України
03142, м. Київ, Україна, пр-т Акад. Палладіна, 34

E-mail: zhovinsky@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0003-1601-5998>

П.С. Папарига, канд. геол. наук, старш. наук. співроб., зав. лабораторією

Карпатський біосферний заповідник

Міністерство захисту довкілля та природних ресурсів України
90600, м. Рахів, Україна, вул. Красне Плесо, 77

E-mail: paparyga.ps@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0002-4021-0809>

ГЕОХІМІЧНІ ОСОБЛИВОСТІ ПОСТПІРОГЕННИХ ЗМІН ҐРУНТІВ ПОЛІССЯ (НИЗОВА ПОЖЕЖА)

Геохімічні постпірогенні зміни ґрунтів — один із найважливіших факторів визначення стану лісової екосистеми. Уперше за допомогою методу ICP-MS визначено вміст мікроелементів (Hg, As, Ba, Mg, Mn, Mo, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Ni) у постпірогенних дерново-підзолистих ґрунтах під сосновим лісом Житомирського Полісся (Україна). Дослідження ґрунтується на порівнянні вмісту мікроелементів у дерново-підзолистих ґрунтах фоновій території та вигорілих площ (низова пожежа 2019 р.). Проведено аналіз вмісту мікроелементів у ґрунтовому профілі горілої та фоновій ділянок до глибини 10 см (через 1 см) та встановлено межю — 3–5 см (гумусово-елювіальний горизонт), після якої можна фіксувати накопичення чи розсіювання елементів після пожежі на поверхні. Шляхом розрахунку коефіцієнта відсоткової зміни (відносно фонових ґрунтів) встановлено інтенсивне накопичення (більше 20 %) елементів у постпірогенних ґрунтах — Cu, Ni, Co, V і помірне накопичення (до 10 %) — Pb, Mo, Mg, Ba, Cr та інтенсивне розсіювання — Hg, As, Cd, Zn, Mn. Визначено підвищення рН постпірогенних ґрунтів (від 4,2 до 7,5), побудовано просторові картосхеми, завдяки цьому виявлено напрямок пожежі — з південного сходу на північний захід. Змодельована (програма PHREEQC) зміна вмісту іонних форм металів (Cu, Pb, Zn, Mn) у ґрунтовому розчині за різних значень рН (від 4 до 8 з кроком 0,2) та виявлено поточну тенденцію: Pb — лінійна залежність, Cu, Zn, Mn — поліноміальна. Розраховано межі рН, де наявні вільні форми металів, які надходять до рослин: Pb 3,9–8,2; Zn 5,5–7,5; Cu 5–8,2; Mn 5–11,5. Виявлено післяпожежну трансформацію ґрунтів, що виражено у збільшенні рН (до пожежі — 4,2–4,8; після пожежі — 6,5–7,2; через рік після пожежі — 4,5–5,5). Отримані результати підтвердили необхідність геохімічного моніторингу постпірогенних ґрунтів щодо відновлення екосистеми та рослинного біорізноманіття.

Ключові слова: низова пожежа, ґрунти, мікроелементи, накопичення, розсіювання, моделювання.

Вступ. Сучасний ґрунт має здатність тривалий час зберігати незмінними свої, зокрема і геохімічні, характеристики. Унаслідок пожеж відбувається зміна фізико-хімічних властивостей

ґрунтів, що призводить до їхньої трансформації в геохімічному плані. Починаються пожежі з випаровування води за температури 100–150 °C [4]. Далі з підвищенням температури до

Цитування: Крюченко Н.О., Жовинський Е.Я., Папарига П.С. Геохімічні особливості постпірогенних змін ґрунтів Полісся (низова пожежа). *Мінерал. журн.* 2021. 43, № 3. С. 91–103. <https://doi.org/10.15407/mineraljournal.43.03.091>

270—290 °С відбувається процес розкладання матеріалу з сублімацією летких речовин, що утворюють з повітрям горючу суміш (віск, смоли). За температури 400—500 °С розкладання та виділення диму, вуглекислого газу, водяної пари та незгорілих газів завершується; подальше горіння й обвуглювання до повного згоряння горючих матеріалів відбувається за температури до 1000 °С [8, 17]. Доведено, що ймовірність загорання та швидкість горіння лісової підстилки залежать від її вологості. Температура її горіння може перевищувати 600 °С, водночас верхній шар згорає швидко, а нижній — повільно [7]. Пожежа в лісах починається в нижньому ярусі — опала хвоя, мохи, лишайники, відмерла трава, а потім за певних умов переходить у верхову. За допомогою математичного моделювання [10] можна передбачити швидкість такого переходу.

Як показують дослідження [4, 10], горіння лісів супроводжується, з одного боку, залученням в повітряну емісію групи важких металів, з іншого боку, пасивним накопиченням в згарищах ряду металів. На міграцію та концентрацію хімічних елементів у ґрунтах впливають: їхні геохімічні характеристики, особливості розподілу в лісових рослинах, тип пожежі, погодні умови та інші фактори.

Нами розглянуто геохімічні особливості лісової екосистеми Полісся, що є актуальним щодо збільшення числа пожеж на цій території. Геохімічним змінам ґрунтів Полісся після пожеж присвячено надто мало наукових робіт [4, 5], хоча в зарубіжній науковій літературі вони займають важливе місце [17, 21—23, 25, 28, 29].

2019 року кількість пожеж в екосистемах України зросла на 40 %, а площа — у 40 разів [12], порівняно з попередніми роками. Серед причин виникнення лісових пожеж головним вважається антропогенний фактор (згідно зі статистичними даними, з вини населення щорічно виникає 96—98 % лісових пожеж). Річ у тому, що під час пожежі органічна речовина, що розташована на поверхні ґрунту швидко згорає. Вогонь діє як швидкий мінералізуючий агент [11, 17, 20], який миттєво вивільняє поживні речовини, на відміну від природних процесів розкладання, на які можуть знадобитися роки.

На території досліджень відбулася антропогенна пожежа внаслідок спалювання бур'яну населенням — через пориви вітру вогонь пере-

кинувся на ліс. Це була низова пожежа, у результаті якої згоріли лісова підстилка, лишайники, мохи, трави, опалі на землю гілки та молоді сосни. Швидкість руху пожежі за вітром становила 0,25—5 км/год. Низова пожежа охопила 4 га соснового лісу, унаслідок якої частково вигоріла лісова підстилка. Висота полум'я сягала до 2,5 м, температура горіння — орієнтовно 700 °С. Через лісові пожежі відбувається зміна геохімічних характеристик ґрунту не тільки на вигорілих площах, але і на прилеглих територіях.

Головною метою здійсненого дослідження було визначення постпірогенного впливу низової пожежі на геохімічні властивості дерново-підзолистих ґрунтів Житомирського Полісся.

Об'єктом дослідження є дерново-підзолисті ґрунти Житомирського Полісся територій згарища та фонові ділянки.

Предметом дослідження є вміст хімічних елементів (Hg, As, Ba, Mg, Mn, Mo, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Ni) у дерново-підзолистих ґрунтах досліджуваних територій.

Методика досліджень. Відбір проб ґрунту виконано у травні 2019 р. (через місяць після пожежі, яка сталася у квітні 2019 р.) з двох ділянок — фонові та згарища за стандартними методиками [9].

Площа відбору 100×100 м (крок 20×20 м). Всього відібрано по 25 проб з кожної ділянки, глибина відбору 3—5 см, маса проб — 200 г. Точкові проби відбиралися за допомогою методу конверта. Також у п'яти точках на кожній ділянці проведено відбір проби з ґрунтового профілю до глибини 10 см (через 1 см). На фонівій площі вивчалися ґрунти, на згарищі — продукти горіння лісової підстилки або її залишків та верхнього шару ґрунту.

У польових умовах проби висушено до повітряно-сухого стану та упаковано в поліетиленові пакети. Перелік досліджуваних елементів такий: Hg, As, Ba, Mg, Mn, Mo, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Ni.

Вимірювання вмісту хімічних елементів у зразках ґрунтів виконано за допомогою методу маспектрометрії з індукційно зв'язаною плазмою (ICP-MS) на аналізаторі *Element-2* (Німеччина) в Інституті геохімії, мінералогії та рудоутворення ім. М.П. Семененка НАН України та у Лабораторії *ACME* (Канада). Статистичні розрахунки виконано за допомогою програми *Statistica 10*, картографічні побудови — *Surfer*.

Кількісне визначення виносу або накопичення хімічних елементів у ґрунтах згарища (%) проведено шляхом розрахунку коефіцієнта відсоткової зміни ($K_{вз}$): $K_{вз} = (a_i - v_i) / v_i \times 100$, де a_i — середній вміст (медіана) елемента у ґрунтах горілої площі, v_i — середній вміст (медіана) елемента у ґрунтах фонові площі.

Термодинамічні розрахунки умов рівноваги природної системи "тверда фаза — розчин" у багатокомпонентних системах виконували за програмою *PHREEQC* (міграції елементів, що враховує всі ймовірні форми, і всі конкуруючі реакції, що відбуваються в системі) за допомогою методів термодинамічного аналізу та математичного моделювання [26]. Моделювалася наявність іонних форм металів (%) — Cu, Pb, Zn, Mn від значень рН ґрунтового розчину від 4 до 8 з кроком 0,2. Всього проведено 115 розрахунків (25 по кожному елементу) та додатково для встановлення 100 % наявності чи відсутності вільних форм металів.

Природні умови території досліджень. Територія досліджень розташована у межах Житомирського Полісся. Це область помірно континентального типу клімату. Середня температура січня $-5,7^\circ\text{C}$, липня $+18,9^\circ\text{C}$, кількість опадів 625 мм/рік [2]. Протягом холодного періоду року переважають вітри західного напрямку, а протягом теплого — північно-західного напрямку. Ця територія відмінна від інших природних областей Українського Полісся значно вищим гіпсометричним положенням, великим впливом кристалічних порід докембрійського фундаменту на формування рельєфу, значним розвитком вузьких та відносно глибоких річкових долин, наявністю великих лесових островів і незначною заболоченістю території [1]. Характерно близьке залягання кристалічних порід, що перекриваються водно-льодовиковими піщаними відкладами, неогеновими та четвертинними утвореннями — глинами строкато-барвистими. У ландшафтній структурі переважають зандрові та моренно-зандрові рівнини на кристалічній основі.

Ґрунти дерново-слабопідзолисті [6], що сформувалися на рівнинному слабохвилястому рельєфі, абсолютні висоти якого коливаються в межах 150—220 м. Переважають дерново-підзолисті ґрунти легкого (піщаного, глинисто-піщаного, супіщаного) гранулометричного складу. Вміст загальної фракції піску в ґрунтах обох об'єктів досліджень є практично однаковою та коливається в межах 88—89 %, вміст фі-

зичної глини — 7,2 % [1]. Завдяки чому ґрунти мають вищий лісорослинний потенціал, оскільки дрібнозернистий пісок, на відміну від крупнозернистого, окрім кварцу містить деяку кількість глинистих мінералів, польових шпатів, слюд, а зростання вмісту мулистої фракції збагачує піщані ґрунти на мінерали монтморилонітової та гідролітичної груп [14].

Реакція ґрунтового розчину слабокисла: рН 4,6—6,0, гідролітична кислотність 1,7—3,0 мг-екв/100 г ґрунту. Запаси поживних речовин дуже низькі; азоту 0,05—0,08, фосфору 0,04—0,09, калію 1,0—1,5 %, ємність поглинання ґрунтів 15—20 мг-екв/100 г ґрунту [14]. У складі поглинених катіонів — Ca, Mg, H, Al. У результаті цього ґрунти характеризуються слабкою насиченістю основами — 50—70 %.

Ґрунтоутворювальні породи складаються з оксидів силіцію (SiO_2), алюмінію (Al_2O_3) та заліза (Fe_2O_3) [3], такий розподіл хімічних елементів свідчить про процес опідзолення (накопичення SiO_2 у верхніх горизонтах і винесення продуктів руйнування вниз по профілю).

На цій території росте сосновий ліс з переважанням сосни звичайної (*Pinus sylvestris L.*), яка має висоту 25—30 м, діаметр стовбура до 1 м. Коренева система сосни — стрижнева (глибиною до 30 м), але розміри та галузнення кореня залежать від умов її зростання [6].

Результати та обговорення. Лісова низова пожежа, яка відбулася у квітні 2019 року, характеризувалася горінням сухого трав'яного покриву, лісової підстилки та підліску без захоплення крон дерев, обходячи місця з підвищеною вологістю. Тому частина площі залишалася незачепленою вогнем.

Нами апробовано дві ділянки досліджень — фонову та згарище. Території досліджень за адміністративним поділом розташовані в межах Олевського району Житомирської області — 12 км на південний захід від м. Олевськ. Вся територія Олевського району лежить у межах Поліської низовини, для якої властиві заболочені низовинні рівнини, що характеризуються підвищеною вологістю та низькою дренажністю поверхні, значними масивами хвойно-широколистяних лісів.

На території згарища переважає сосновий ліс. Фонові ділянки обиралися за ідентичністю ділянки згарища та розташовані за 3 км на південний захід від неї (рис. 1).

У результаті пожежі ґрунтові пори заповнюються органічною речовиною різної природи,

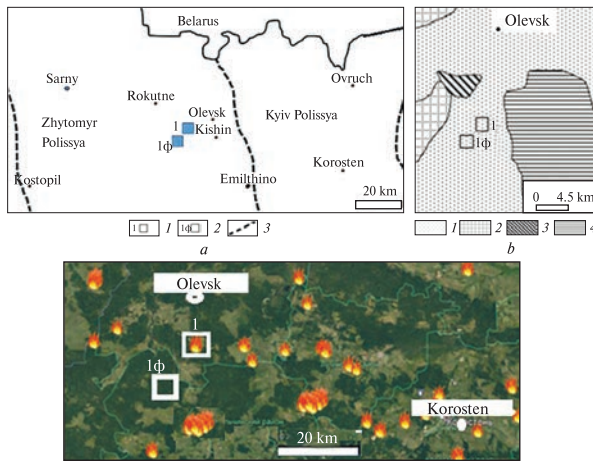


Рис. 1. Схема розташування ділянок досліджень: а) адміністративне розташування: 1 — горіла ділянка; 2 — фонова ділянка (тут і далі); 3 — границі фізико-географічних областей Полісся; б) на геологічній основі [3]: 1 — зhyтомирські граніти та мігматити (AR—PR); 2 — граніти рожеві, дрібнозернисті осницького комплексу (PR); 3 — габро коростенського комплексу (PR); 4 — граніти рожеві грубозернисті степанівського комплексу (PR); в) пожежі, що відбулися у квітні 2019 р. ("Google Планета Земля")

Fig. 1. Diagram of research sites: a) administrative location: 1 — burned area; 2 — background area (here in after); 3 — borders of physical and geographical areas of Polissya; b) on a geological basis [3]: 1 — Zhytomyr granites and migmatites (AR—PR); 2 — pink granites, fine-grained Osnytsky complex (PR); 3 — gabbro Korosten complex (PR); 4 — pink coarse-grained granites Stepanivsky complex (PR); c) fires that occurred in April 2019 ("Google Планета Земля")

а потім ці органічні залишки трансформуються, обуглюються, перетворюючись у темний матеріал. Це результат накопичення гумонів — частинок чорного вуглецю [30], які є результатом нагрівання ґрунту після пожеж (рис. 2).

Зменшення порового простору також може бути викликано накопиченням золи [32], що теж характерно для досліджуваної постпірогенної ділянки. Пори, тріщини й інші просторові форми дають можливість продуктам зго-

ряння проникати в ґрунт і впливати на накопичення хімічних елементів. Поровий простір верхніх горизонтів горілих площ заповнений тонкодисперсним органічним матеріалом рослинного походження, які зазнали дії пожеж.

Першим етапом робіт було визначення геохімічної поведінки хімічних елементів унаслідок горіння лісової підстилки. Оскільки мова йде про різку зміну температури від 10—20 °C до 400—900 °C, нами розглянуто фактор — температура кипіння хімічних елементів, отже, і випаровування [19]. Температура кипіння елементів має суттєві відмінності (рис. 3).

Хімічні елементи, що перебувають в ґрунтах є необхідними поживними речовинами для рослин. Мікроорганізми розкладають органічну речовину ґрунтів і з часом повільно виділяють багато важливих поживних речовин. Під час пожежі поживні речовини ґрунтів зазнають значні незворотні перетворення, тобто у ході згоряння органічна речовина зазнає фізичних і хімічних перетворень [29]. Спочатку випаровується вільна волога, коли температура наближається до 100 °C, згодом за температури ґрунту вище 280 °C переважають екзотермічні реакції (з виділенням тепла). Однак вміст глини також є чинником ступеня вигорання лісової підстилки. Глина концентрується в підповерхневих горизонтах ґрунту, де вона ізолювана від нагрівання поверхні.

Активна міграція елементів пов'язана з низькою температурою кипіння, проте висока (більше 1500 °C) передбачає тенденцію до геохімічної акумуляції у ґрунтах [4]. Порогові температури визначаються як температури, за яких відбувається випаровування хімічних елементів. Порогові значення можна розділити на три основні категорії: чутливі (від 200 до 375 °C), помірно чутливі (375—1100 °C) і відносно нечутливі (вище 1100 °C), виходячи з того, що температура горіння деревного палива 1100 °C [8].

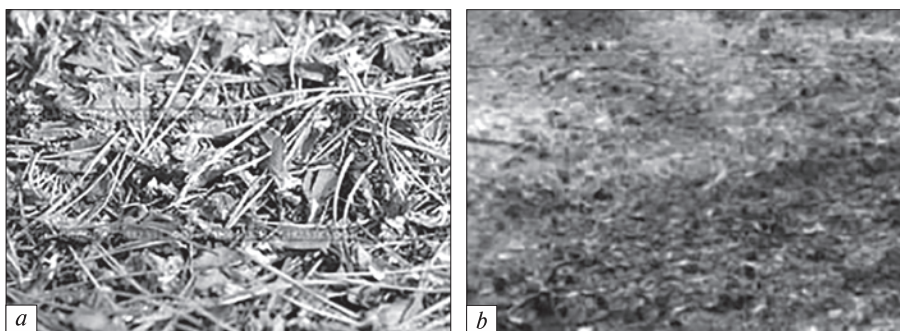


Рис. 2. Фотографії лісової підстилки фонової ділянки (а) та горілої (б)

Fig. 2. Photos of forest litter background area (a) and burnt (b)

Аналізуючи поведінку розглянутих хімічних елементів виокремлено, що чутливим елементом є Hg (356 °C), помірно чутливими — As, Cd, Zn, інші елементи — нечутливі. З наведеної тенденції випадає марганець; маючи високу температуру кипіння, він легко мігрує. З іншого боку, низькою виявляється міграція арсену, хоча вже за температури 610 °C відбувається сублімація цього хімічного елемента [22]. Причиною низьких значень цього показника може служити перебування його в мінеральній частині лісової підстилки та виражений тісний зв'язок з залізом (температура кипіння 2862 °C).

Необхідно зазначити, що такі метали як цинк і мідь, які розглядаються в комплексі під час вивчення геохімії ґрунтів, поведуться по-різному. Так, температура кипіння цинку 907 °C, а міді — 2563 °C [19]. Висока порогова температура кипіння міді, а також інших нечутливих елементів передбачає їхнє накопичення в ґрунті, а чутливі та помірно чутливі легко випаровуються з органічної речовини під час горіння.

Другим етапом робіт було визначення змін значень рН ґрунтів на горілій ділянці. Ґрунтові зразки — це лісові підстилки з деякою частиною дерново-підзолистих ґрунтів. Ці зразки містять як рослинні, так і мінеральні компоненти. Мінеральна частина під час низової пожежі (400–600 °C) не може зазнати будь-яких кардинальних змін, але рослинні компоненти перетворюються в золу та сажу, а це спричиняє підвищення значень рН ґрунтів [9]. Під час пожеж відбувається знищення органічної речовини надґрунтових горизонтів і верхньої частини гумусового горизонту, а також склад гумусу ґрунтів після пожеж характеризується зменшенням кількості гумінових кислот, що призводить до збільшення рН.

Нами побудовано схему розподілу значень рН у ґрунтах горілої ділянки (рис. 4).

Зауважимо, що на фоновій ділянці рН ґрунтів становило 4,2–4,8, після пожежі — 6,5–7,2 (максимальне зафіксоване значення — 7,5). Таке підвищення рН властиво для пожеж в соснових лісах. Це відбувається за рахунок утворення великої кількості оксидів, гідроксидів і карбонатів Na і K, які з часом вимиваються дощами [27, 28, 31].

Просторовий розподіл значень рН у постпірогенних ґрунтах нерівномірний. За значенням рН постпірогенних ґрунтів (більше 6,5)

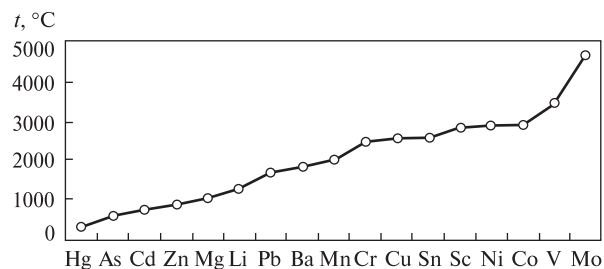


Рис. 3. Графік температури кипіння хімічних елементів
Fig. 3. Graph of the boiling point of chemical elements

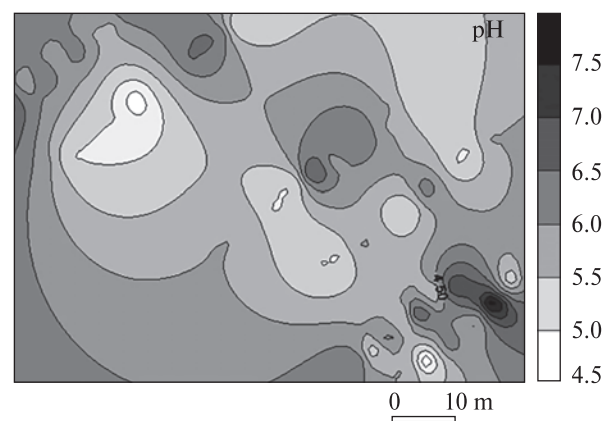


Рис. 4. Схема просторового розподілу значень рН у постпірогенних ґрунтах
Fig. 4. Scheme of spatial distribution of pH values in postpyrogenic soils

можна спостерігати напрямок пожежі — з південного сходу на північний захід (саме таким був напрям вітру під час пожежі).

Різні значення рН ґрунтів після пожежі можуть залежати від тривалості впливу різної температури — або це нетривалий вплив температури 600 °C, або температури 300 °C протягом тривалого часу. Низова пожежа певною мірою змінює гранулометричний склад ґрунтів (вміст піщаних фракцій зменшується, а пилуватих і мулистих збільшується). Відомо, що наявність Fe і Al [24, 25] прискорює теплове розкладання полісахаридів і лігніну, що теж призводить до збільшення значень рН.

Другий фактор зміни рН — наявність ґрунтових ліпідів (жири, бітуми, смоли). Дослідниками відзначається значне, до шестиразового, збільшення в результаті пожежі фракції ґрунтових ліпідів під сосновим лісом [16, 20], порівняно з ґрунтом, що не піддавався впливу пірогенного фактору. Таке значне збільшення ліпідів пов'язують з надходженням до ґрунту органічних речовин, що виділяються у ході

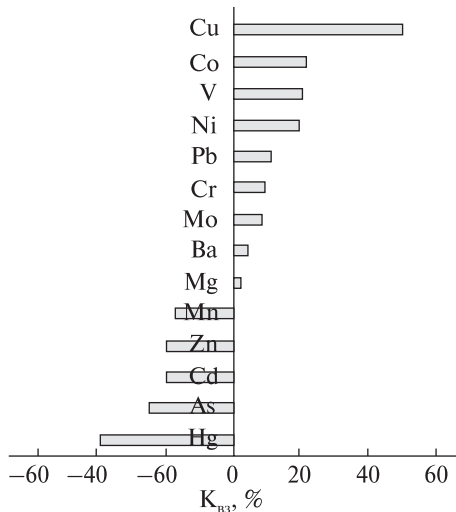


Рис. 5. Діаграма відсоткової зміни (K_{B3}) хімічних елементів у постпірогенних ґрунтах

Fig. 5. Diagram of the percentage change (K_{B3}) of chemical elements in post-pyrogenic soils

згорання рослинних залишків та підстилки [21]. Це веде до формування після пожеж гідрофобних (не змочуваних) ґрунтів [23]. Позбавлений захисної дії лісової підстилки поверхневий шар ґрунту під ударами дощових крапель ущільнюється через руйнування агрегацій і заповнення пір частинками золи та глини, отже, знижується кисневе забезпечення, а мінералізація згорілих органічних речовин збільшує питому вагу ґрунту, змінює агрегатний і мікроагрегатний склад. Але прямий вплив пожеж на фізичні властивості проявляється, насамперед, у створенні водовідштовхувального шару на поверхні ґрунту, який змен-

шує водопроникність ґрунту. Це фактор збільшення рН ґрунту, що здатний прискорити, загальмувати або змінити спрямованість фізико-хімічних і біологічних процесів. Підвищення рН ґрунту, що наявне під час пожежі, сприяє порушенню процесів поглинання поживних речовин кореневими системами рослин. Доступність важливих біофільних елементів падає в результаті їхнього вилугування з ризосфери (вузька зона ґрунту, що безпосередньо оточує корінь) у глибші ґрунтові горизонти.

Вимірявши значення рН поверхневих відкладів на горілій ділянці в 2020 році було встановлено, що рН знижується від 6,5–7 одиниць (2019 р.) до 4,5–5,5 (2020 р.). Це пояснюється промивальним режимом дощових і талих снігових вод, а також новим надходженням кислих продуктів з рослинним опадом.

Третім етапом робіт визначено вміст хімічних елементів на горілій і фоновій ділянках — на площі та у ґрунтового розрізі. Типовий профіль дерново-слабопідзолистих ґрунтів має такий вигляд: за шаром пухкої підстилки (Н₀), потужністю до 4 см, залягає світло-сірий гумусовий слабоелювіюваний горизонт (Н_е) глинисто-піщаного складу; глибина горизонту становить орієнтовно 20 см; гумусовий шар змінюється жовтувато-буруватим піском зі слідами ілювіюваності, який поступово переходить у материнську породу — флювіогляціальний пісок, пронизаний переривчастими псевдофібрами. Породу залягає не глибоко — від 80 см від поверхні ґрунту [14]. Відбір проб за ґрунтовым профілем виконано через 1 см до глибини 10 см.

Вміст хімічних елементів у дерново-підзолистих ґрунтах фоновій та постпірогенній ділянок, мг/кг

The content of chemical elements in sod-podzolic soils of background and post-pyrogenic areas, mg/kg

Хімічний елемент	Фонова ділянка			Постпірогенна ділянка		
	med	min	max	med	min	max
As	1,5	1,5	11	1,2	1,2	9
Hg	0,025	0,017	0,033	0,018	0,01	0,2
Ba	176,5	50	350	185	60	400
Mg	603	121	800	613	140	900
Mn	340	50	600	290	70	600
Mo	1	0,6	16	1,1	0,5	17
Cd	0,06	0,02	0,25	0,05	0,02	0,2
Co	1,1	0,1	4	1,4	0,1	6
Cr	19	7	40	21	10	50
Cu	2	2	6	4	2,7	10
Pb	8	4	17	9	8	20
Zn	30	7	60	25	5	50

Площинний відбір проб виконувався з глибини 3–5 см (границя лісової підстилки та гумусованого горизонту). Результати визначень хімічних елементів у ході площинного відбору проб представлено у таблиці.

З метою визначення ступеня накопичення чи розсіювання хімічних елементів у постпірогенних ґрунтах розраховано коефіцієнт відсоткової зміни ($K_{вз}$), що дало можливість виокремити елементи, які накопичуються або розсіюються (рис. 5).

Виокремилися групи елементів, що накопичилися у ґрунті після пожежі, та розсіялися (відносно фоновій ділянці). Після пожежі встановлено інтенсивне накопичення (більше 20 %) елементів у постпірогенних ґрунтах — Cu, Ni, Co, V та помірне накопичення (до 10 %) — Pb, Mo, Mg, Ba, Sr. Також виявлено інтенсивне розсіювання — Hg, As, Cd, Zn, Mn.

Ґрунти згарищ відмінні від фонових ґрунтів лише у верхній частині профілю, де лісова підстилка перетворюється на органо-мінеральну суміш сірого кольору (зола). Для визначення особливостей розподілу металів у ґрунтовому профілі проаналізовано вміст металів. Для порівняльної характеристики фоновій та горілої ділянок обрано метали (Co, Cu, Pb), що накопичуються у ґрунті після пожежі та Cd, Zn, Mn, що розсіюються (рис. 6).

Виявлено, що для всіх елементів існує межа — 3–5 см, після якої можна фіксувати накопичення (Co, Cu, Pb) чи розсіювання (Cd, Zn, Mn) елементів у постпірогенних ґрунтах. Це саме границя гумусово-елювіального горизонту. Нижче цієї межі (горизонт вимивання — 5–6 см) вміст елементів зменшується, після чого знову підвищується і стає максимальним на глибині 10 см, що свідчить про надходження елементів з материнських порід.

Отже, аналіз фізико-хімічних показників вказує, що основні ґрунтові властивості змінюються в межах верхніх 0–5 см. Однак зміни можуть відбуватися і в нижніх горизонтах, що обумовлено надходженням в них з опадами легкокорозинних лужних компонентів золи. За високої температури спостерігається зменшення частинок діаметром 0,01–0,005 мм за рахунок зростаючої після пожеж ерозії та вимивання тонких частинок [4]. Це призводить до змін водного та повітряного режимів ґрунтів, що веде до посилення елювіально-ілювіальної диференціації та спричиняє втрату найважливіших елементів з профілю ґрунту.

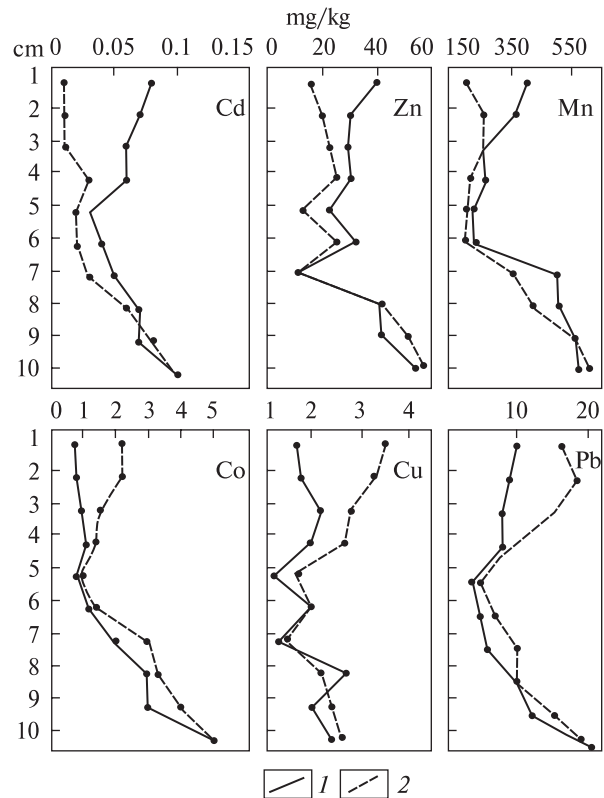


Рис. 6. Графіки розподілу металів у ґрунтовому профілі, мг/кг: 1 — фонові ділянки 2 — горілі ділянки

Fig. 6. Graphs of metal distribution in the soil profile, mg/kg: 1 — background area 2 — burned area

Четвертий етап — моделювання форм розташування елементів залежно від рН ґрунтового розчину. Ґрунтовий розчин є рідкою фазою ґрунту, вміщує розчинені солі, органічні та органо-мінеральні сполуки, гази та колоїди. Основні хімічні та біологічні процеси в ґрунті можуть здійснюватися тільки за наявності вільної води.

Застосування імітаційних моделей, що враховують вплив пожеж на трансформацію ґрунтів могло б створити теоретичну основу для прогнозу швидкості відновлення лісових екосистем [10]. Математичні моделі, побудовані на універсальних, загальних законах, дають можливість без істотних витрат враховувати більшість кліматичних, ґрунтових, гідрологічних та інших умов властивостей об'єкта, а також показати ймовірність його зміни у процесі того чи іншого зовнішнього впливу, що найчастіше недосяжно в умовах натурного експерименту [5, 15]. Для вирішення його нами розраховано форми міграції компонентів — неорганічні форми (у відсотках від суми молярних

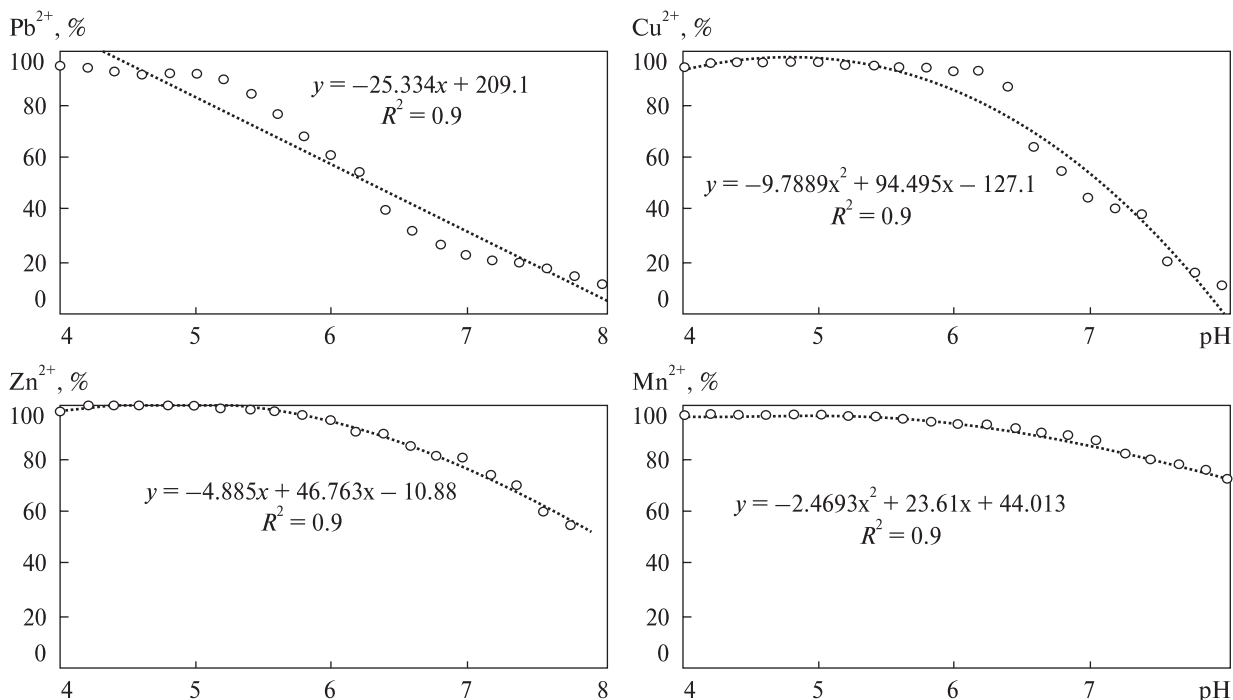


Рис. 7. Графіки залежності іонних форм металів від рН ґрунтового розчину
 Fig. 7. Graphs of dependence of ionic forms of metals on the pH of the soil solution

концентрацій всіх форм). Утворення різних форм значною мірою залежить від фізико-хімічних параметрів системи "ґрунт — розчин" і, насамперед, від рН ґрунту. Сумарний склад ґрунтового розчину фонові ділянки (рН 4,5) такий, мг/дм³: Ca²⁺ — 10; Na⁺ — 2; K⁺ — 2; Mn²⁺ — 0,09; Fe²⁺ — 3; Cl⁻ — 4; SO₄²⁻ — 8; HCO₃⁻ — 30; Cu²⁺ — 0,05; Zn²⁺ — 0,1; Pb²⁺ — 0,01. Змодельоване значення рН ґрунтових розчинів, що змінюється від 4 до 8 та прорахований можливий вміст різних форм міграції (у відсотках від суми молярних концентрацій всіх можливих форм) компонентів (зміни значень — 0,2) за температури 25 °С.

Нами з'ясовано, що мінімальне значення рН ґрунтів до пожежі становить 4,2, тоді як максимальне значення після пожежі — 7,2. Для розуміння природних процесів під час зміни кислотності ґрунту проведено моделювання форм міграції Cu, Pb (елементи, що накопичуються під час пожежі) та Zn, Mn (елементи, що розсіюються) у ґрунтовому розчині з кроком 0,2 в межах значень рН від 4 до 8 (рис. 7).

Метою нашого прогнозування є виявлення поточної тенденції щодо наявності іонних форм металів у ґрунтовому розчині і рН. Побудувавши і проаналізувавши графіки вмісту іонних форм металів залежно від рН ґрунтового розчину, ми бачимо, що у всіх випадках цей

показник зменшується з ростом рН (зворотна залежність). Коефіцієнт детермінації (R^2), який показує якість моделі та наскільки добре вона описує процес у всіх випадках — достовірний. Встановлено, що залежність Pb²⁺ від рН є лінійною, а Cu²⁺, Zn²⁺, Mn²⁺ — поліноміальною.

Формули на діаграмах надають можливість прогнозувати поведінку іонних форм металів у процесі зміни рН ґрунтів. Наприклад, залежність Pb²⁺ від рН є лінійною: $y = -25,334x + 209,1$, де x — значення рН, y — кількість іонних форм (%). Підставивши значення рН, нами виявлено, що за рН 8,2 і вище вільних іонів свинцю у ґрунтовому розчині не буде (тільки комплексні сполуки), а за рН 3,9 і нижче — тільки вільні іони.

Визначено поліноміальну залежність Cu²⁺ від рН: $y = -9,7889x^2 + 94,495x - 127,1$. Розраховано, що за рН 5 і нижче вміст Cu²⁺ буде становити 100 %, а за рН 8,2 і вище — вільних форм не буде. Катіони міді володіють різноманітними властивостями, і в ґрунтах виявляють більшу схильність до хімічної взаємодії з мінеральними та органічними компонентами. Вони можуть також легко осідати такими аніонами як сульфід, карбонат і гідроксид [8]. В результаті Cu є малорухливим елементом в ґрунтах.

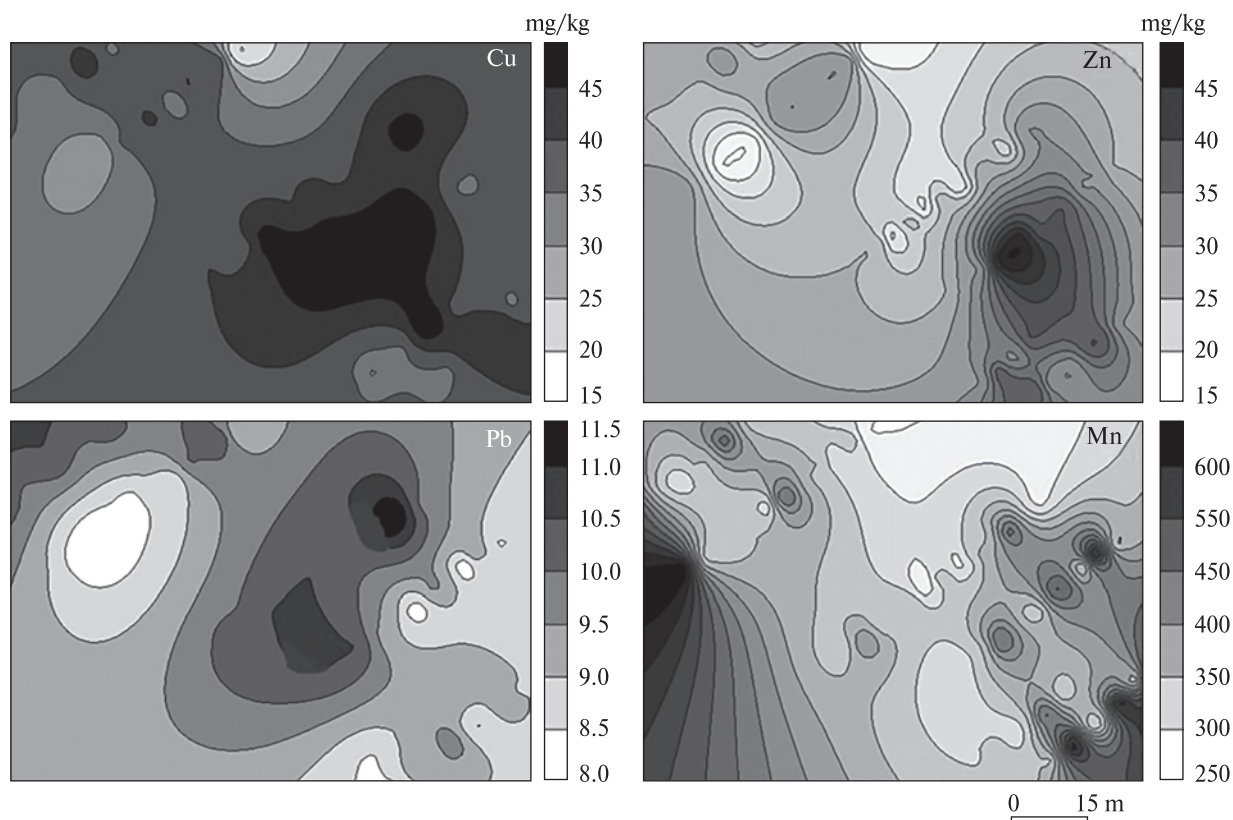


Рис. 8. Схема просторового розподілу Cu, Pb, Zn, Mn у постпірогенних ґрунтах, мг/кг

Fig. 8. Scheme of spatial distribution of Cu, Pb, Zn, Mn in post-pyrogenic soils, mg/kg

Також визначено поліноміальну залежність Zn^{2+} від рН: $y = -4,885x^2 + 46,763x - 10,885$. Розраховано, що за рН 9, вміст Zn^{2+} буде становити 20 %, а за рН 9,5 і вище — вільних форм не буде. Коли значення рН 5,5 і нижче, цинк буде перебувати у ґрунтовому розчині у формі вільних іонів.

Поліноміальна залежність також характерна Mn^{2+} від рН: $y = -2,4693x^2 + 23,61x + 44,013$. Розраховано, що за рН 5 і нижче — вміст Mn^{2+} буде становити 100 %, а за рН 11,5 і вище — вільних форм не буде.

Варто підкреслити, що у ході моделювання не враховано багато супутніх факторів, що впливають на наявність вільних форм металів у ґрунтах. Не прийняті до уваги органічна та глиниста складова ґрунтів, що буде зрушувати вміст іонних форм у той чи інший бік. Тобто, визначено межі рН, де наявні переважно вільні форми металів, які надходять до рослин: Pb 3,9–8,2; Zn 5,5–7,5; Cu 5–8,2; Mn 5–11,5.

Говорячи про пожежі, відмітимо, що нами проводились детальні геохімічні дослідження (2019 р.) у Карпатському заповідному масиві — ділянка "Долина нарцисів" [13]. "Долина нар-

цисів" — унікальний ботанічний об'єкт, в якому охороняється найбільший у Середній Європі осередок нарцису вузьколистого (*Narcissus angustifolius*), занесеного до Червоної книги України (період масового цвітіння — з 10 травня до 1 червня). Ґрунти — суглинисто-супіщано-галечникові буроземно-підзолисті містять понад 5 % гумусу, є слабокислими (рН 5,5–6,5). У 2019 р. відбулася пожежа на площі 3 га (у результаті спалювання сухої трави мешканцями ближніх сіл). Три місяці потому була суха погода, ми виміряли рН ґрунту горілих площ, яке становило 7,5–7,8. Тобто, наявне суттєве збільшення рН ґрунту в лужному напрямі. Наприклад, за значення рН ґрунту 7,5 до рослини потрапляє всього 35 % іонних форм міді. Річ у тому, що нарцис схильний до грибкових захворювань і саме надходження міді у достатній кількості перешкоджає цьому. У травні 2020 року (період цвітіння нарцисів) рН ґрунтів було подібним до фонового вмісту, але нарциси були меншого розміру та наявність світлих плям на листях свідчила про недостатнє надходження міді під час формування нової квіткової стрілки, яка закладалася саме після

пожежі. Отже, моделювання доступності іонних форм мікроелементів у межах певних значень рН дає змогу прогнозувати їхнє надходження до рослин з різних типів ґрунтів на різних територіях.

Наприкінці дослідження Полісся побудовано картосхеми розподілу хімічних елементів у ґрунтах. Встановлено кореляцію вмісту Cu, Pb та Zn, Mn у постпірогенних ґрунтах (рис. 8).

Відомо, що лісові підстилки є саморегулювальною системою, де склад і форми міграції хімічних елементів відображають характер біологічного колооберту речовин між ґрунтом і рослинністю. Розсіяння пов'язано з тим, що рослини поглинають ці елементи і під час горіння вони виділяються в атмосферу в складі компонентів димового шлейфу і виносяться.

Під час візуального аналізу рослинності на горілій площі помічено, що у південно-східній частині території найбільше молодих паростків сосни, саме тут у ґрунтах встановлено максимальний вміст Mn (600 мг/кг) та Zn (50 мг/кг). В центральній частині ділянки, де ростуть зрілі дерева зафіксовано розсіювання Mn (70 мг/кг) та Zn (25 мг/кг). Але тут є залежність від інтенсивності пожежі за часом, оскільки елементи легко поглинаються органікою: одна їхня частина залишається в золі, друга мігрує в складі димового шлейфу.

Щодо Cu, Pb — їхнє накопичення характерне для ґрунтів під зрілими деревами. Вміст Cu становить 10 мг/кг (за середнього — 4 мг/кг), Pb — 20 мг/кг (за середнього — 9 мг/кг). На просторовий розподіл важких металів у ґрунтах території згарища впливає атмосферна міграція, пасивне накопичення хімічних елементів на підвітряній стороні та далекі перенесення. Знищення молодих дерев низовою пожежею змінює водний режим ґрунтів, що спричиняє розсіювання хімічних елементів. Водночас під дорослими деревами водний режим майже не змінюється і метали здатні до акумуляції.

Необхідно зазначити, що у липні 2021 р. було виміряно рН ґрунтів горілої площі, яке становило 4,8—5,3 (до пожежі — 4,2—4,8). Тобто з часом, внаслідок вилуговування золи талими і дощовими водами, рН зменшується. Це відбувається за рахунок збільшення вмісту гігроскопічної вологи, накопичення гумусу внаслідок надходження рослинних залишків. Було наявно більше молодих сосен, які виростили на згарищі. Відомо, що сосни стрімко ростуть, збільшуючись на 30—50 см за рік, що передбачає

швидке відновлення ґрунтів. Але саме ці підліски під час повторної пожежі можуть перевернути низову пожежу в категорію верхової, що згубно для екосистеми загалом.

Необхідно зазначити, що низові пожежі є менш небезпечними для соснового лісу. Рідкісні низові пожежі, що повторюються з інтервалом в раз за 30—110 років, створюють умови для самовідновлення сосни [18]. Вважається, що 70-річний інтервал між низовими пожежами є достатнім для компенсації його екологічного збитку.

Однак кількість пожеж на території Житомирського Полісся за останні 10 років суттєво збільшилась і повторюються вони з інтервалом 5—10 років, що може призвести до незворотних наслідків. Негативний вплив низових пожеж полягає у збідненні тваринного та рослинного світу, що відбивається на екосистемі загалом. Облік пірогенних порушень та прогнозування реабілітації лісових екосистем необхідні не тільки для розроблення заходів щодо відновлення деревостану та планування лісогосподарських заходів, а і з метою проведення геохімічного моніторингу ґрунтового покриву, що дає змогу зрозуміти ступінь стійкості екосистеми.

Висновки. 1. Вперше визначено концентрацію Hg, As, Ba, Mg, Mn, Mo, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Ni (*ICP-MS*) у постпірогенних дерново-підзолистих ґрунтах соснового лісу Житомирського Полісся (Україна).

2. Проаналізовано температурний фактор, що дало змогу визначити температуру випаровування чи накопичення хімічних елементів у ґрунтах під час низової пожежі. Виокремлено порогові температури, за яких відбувається випаровування хімічних елементів: чутливі (від 200 до 375 °C) — Hg (356 °C), помірно чутливі (375—1100 °C) — As, Cd, Zn і відносно нечутливі (вище 1100 °C) — Ba, Mg, Mn, Mo, Co, Cr, Cu, Pb, V, Ni.

3. Проведено аналіз вмісту мікроелементів у ґрунтовому профілі дерново-підзолистих постпірогенних ґрунтів до глибини 10 см (через 1 см) та встановлено межу — 3—5 см (гумусово-елювіальний горизонт), де фіксуються кількісні зміни.

4. Встановлено підвищення рН постпірогенних ґрунтів (від 4,2 до 7,5), побудовано просторові картосхеми, завдяки цьому виявлено напрямок пожежі — з південного сходу на північний захід.

5. Шляхом розрахунку коефіцієнта відсоткової зміни (відносно фонового вмісту) встановлено інтенсивне накопичення відносно фонового вмісту (більше 20 %) елементів у постпірогенних ґрунтах — Cu, Ni, Co, V і помірне накопичення (до 10 %) — Pb, Mo, Mg, Ba, Cr та інтенсивне розсіювання — Hg, As, Cd, Zn, Mn.

6. Встановлено просторову кореляцію вмісту Cu і Pb (накопичення) та Zn і Mn (розсіювання) у постпірогенних ґрунтах Житомирського Полісся.

7. Змодельовано (програма *PHREEQC*) вміст іонних форм Cu, Pb, Zn, Mn залежно від значення рН ґрунтових розчинів — від 4 до 8 (з кроком 0,2). У результаті цього виявлено по-

точну тенденцію: Pb — лінійна залежність, Cu, Zn, Mn — поліноміальна.

8. Розраховано межу рН, де наявні вільні форми металів, які легко надходять до рослин: Pb 3,9—8,2; Zn 5,5—7,5; Cu 5—8,2; Mn 5—11,5.

9. Виявлено післяпожежну динаміку ґрунтів, що виражено в зменшенні рН (до пожежі 4,2—4,8; одразу після пожежі 6,5—7,2; через рік після пожежі 4,5—5,5) за рахунок накопичення гумусу, що надійшов на поверхню з рослинними залишками.

Отримані результати підтвердили необхідність геохімічного моніторингу постпірогенних ґрунтів щодо відновлення екосистеми та рослинного біорізноманіття.

ЛІТЕРАТУРА

1. Атлас почв Украинской ССР. Под ред. Н.К. Крупского, Н.И. Полупана, В.П. Кузьмичева. Киев: Урожай, 1979. 160 с.
2. Барбарич А.І. Флора і рослинність Полісся Української РСР. *Нариси про природу і сільське господарство Українського Полісся*. Київ: Київ. держ. ун-т, 1955. 531 с.
3. Бухарев В.П. Геологическая карта СССР. М-6 1 : 200 000. Серия Центральноукраинская. Лист М-35-Х. Киев: Киевск. геологоразв. трест, 1961.
4. Буц Ю.В. Динаміка ландшафтних пожеж в Україні та еколого-економічні наслідки їх виникнення. *Вісн. Одеського нац. ун-ту. Сер. географ. та геолог. науки*. 2013. **18**, Вип. 2. С. 111—117.
5. Буц Ю.В. Про математичне моделювання пожеж в природних екосистемах. *Людина та довкілля. Проблеми неоекології*. 2012. № 3—4. С. 17—22.
6. Ведмідь М.М., Распопіна С.П., Зборовська О.В. Лісорослинний потенціал дерново-підзолистих ґрунтів у зоні Східного та Центрального Полісся. *Наук. вісн. Нац. ун-ту біоресурсів і природокористування України. Сер. Лісівництво та декоративне садівництво*. 2013. Вип. 187, Ч. 3. С. 176—184.
7. Ворон В.П., Ткач О.М., Сидоренко С.Г. Особливості пошкодження пожежами лісів Полісся. *Наук. пр. Лісівничої академії наук України*. 2016. Вип. 14. С. 38—44.
8. Глинка Н.Л. Общая химия. В 2 т. Москва: Изд-во Юрайт, 2018. Т. 1. 353 с.
9. Григорян С.В., Кузин М.Ф., Соловов А.П. Инструкция по геохимическим методам поисков рудных месторождений. Москва: Недра, 1983. 191 с.
10. Гришин А.М. Математические модели лесных пожаров и новые способы борьбы с ними. Новосибирск: Наука, 1997. 408 с.
11. Гынинова А.Б., Сымпилова Д.П. Изменение свойств дерново-лесных почв под влиянием пожаров. *Почвы Сибири, их использование и охрана*. 1999. С. 120—124.
12. Кількість лісових пожеж за рік зросла втричі — ДСНС. *Слово і діло. Аналітичний портал*. 1 серпня 2020 р. URL: <https://www.slovovidlo.ua/2020/08/01/novyna/suspilstvo/kilkist-lisovyx-pozhezh-rik-zroslo-vtrychi-dsns> (дата звернення: 12.05.2021).
13. Крюченко Н.О., Жовинський Е.Я., Папарига П.С. Геохімія ґрунтів Долини нарцисів та урочища Співакове (Закарпаття). *Мінерал. журн*. 2019. **41**, № 4. С. 50—60. <https://doi.org/10.15407/mineraljournal.41.04.050>
14. Маринич О.М. Полісся. Географічна енциклопедія України. Київ: Вид-во "Укр. енциклопедія ім. М.П. Бажана", 1993. Т. 3. 480 с.
15. Поротов Г.С. Математические методы моделирования в геологии. Санкт-Петербург: С.-Петербург. гос. горный ин-т, 2006. 223 с.
16. Розенцвиг О.А., Федосеева Е.В., Терехова В.А. Липидные биомаркеры в экологической оценке почвенной биоты: анализ жирных кислот. *Успехи соврем. биологии*. 2019. **139**, № 2. С. 1—17. <https://doi.org/10.1134/S0042132419020078>
17. Санников С.Н. Лесные пожары как фактор преобразования структуры, возобновления и эволюции биогеоценозов. *Экология*. 1981. № 6. С. 23—33.
18. Санников С.Н. Экологические катастрофы и микроэволюция популяций. *Эко-потенциал*. 2014. № 2 (6). С. 42—54.
19. Температуры плавления и кипения чистых химических элементов при атмосферном давлении. *Химический портал*. URL: http://www.himikatus.ru/art/melt_boil_el/melt_boil.php (дата звернення: 12.05.2021).

20. Almendros G., González-Vila F.J., Martín F., Fründ R., Lüdemann H.-D. Solid state NMR studies of fire-induced changes in the structure of humic substances. *Science of the Total Environment*. 1992. **117—118**. P. 63—74. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90073-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90073-2)
21. DeBano L.F. The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review. *J. of Hydrology*. 2000. **231—232**. Connecticut, USA. P. 195—206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3)
22. Giovannini G., Lucchesi S. Modifications induced in soil physico-chemical parameters by experimental fires at different intensities. *Soil Science*. 1997. **162**. P. 479—486. <https://doi.org/10.1097/00010694-199707000-00003>
23. Gonzalez-Perez J.A., Gonzalez-Vila F.J., Almendros G., Knicker H. The effect of fire on soil organic matter — a review. *Environment Int*. 2004. **30**. P. 855—870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
24. Macadam A.M. Effects of broadcast slash burning on fuels and soil chemical properties in the sub-boreal spruce zone of central British Columbia. *Canad. J. of Forest Research*. 1987. **17**. P. 1577—1584. <https://doi.org/10.1139/x87-242>
25. Miltner A., Zech W. Effects of minerals on the transformation of organic matter during simulated fire-induced pyrolysis. *Organic Geochem*. 1997. **26**. P. 175—182. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(97\)00002-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00002-8)
26. Parkhurst D.L., Appelo C.A.J. Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3-A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations. Denver:US Geological Survey Techniques and Methods. 2013. Book 6, Chapter A43, 497 p.
27. Pereira P., Cerdà A., Úbeda X., Mataix-Solera J., Martín D., Jordán A., Burguet M. Spatial models for monitoring the spatiotemporal evolution of ashes after fire — a case study of a burnt grassland in Lithuania. *Solid Earth*. 2013. **4** (1). P. 153—165. <https://doi.org/10.5194/se-4-153-2013>
28. Pereira P., Úbeda X., Martín D.A. Fire severity effects on ash chemical composition and water-extractable elements. *Geoderma*. 2012. **191**. P. 105—114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.005>
29. Chandler C., Cheney P., Thomas P., Trabaud L., Williams D. Fire in forestry. Vol. 1. Forest fire behavior and effects. New York: John Wiley & Sons, 1983. 450 p.
30. Tinoco P., Almendros G., Sanz J., Gonzalez-Vazquez R., Gonzalez-Vila F.J. Molecular descriptors of the effect of fire on soils under pine forest in two continental Mediterranean soils. *Organic Geochem*. 2006. **37** (12). P. 1995—2018. <https://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.08.007>
31. Ulery A.L., Graham R.C., Amrhein C. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*. 1993. **156**. P. 358—364. <https://doi.org/10.1097/00010694-199311000-00008>
32. Woods S.W., Balfour V.N. The effects of soil texture and ash thickness on the post-fire hydrological response from ash-covered soils. *J. Hydrology*. 2010. **393**. P. 274—286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.025>

Надійшла 21.05.2021

REFERENCES

1. Krupskiy, N.K., Polupan, N.I. and Kuzmicheva, V.P. (eds) (1979), *Atlas of soils of the Ukrainian SSR*, Urozhay publ., Kyiv, UA, 160 p. [in Russian].
2. Barbarich, A.I. (1955), *Flora i roslynnist Polissya Ukrayinskoyi RSR. Narysy pro pryrodu i silske gospodarstvo Ukrayinskogo Polissya*. Kyiv derzh. Univ. publ., Kyiv, UA, 531 p. [in Ukrainian].
3. Bukharev, V.P. (1961), *Geological map of the USSR*, Scale 1 : 200 000. *Central Ukrainian Series. Sheet M-35-X*, Kievskiy geologorazvedochnyy trest, Kyiv, UA [in Russian].
4. Buts, Yu.V. (2013), *Bull. Odessa Nat. Univ., Ser. Geograph. and geolog. sci.*, Vol. 18, Iss. 2, Odesa, UA, pp. 111-117 [in Ukrainian].
5. Buts, Yu.V. (2012), *Man and the environment. Problems of neoecology*, No. 3-4, Kharkiv, UA, pp. 17-22 [in Ukrainian].
6. Védmid', M.M., Raspopina, S.P. and Zborovs'ka, O.V. (2013), *Sci. Bull. Nat. Univ. of Life and Environmental Sci. of Ukraine, Ser. Forestry and ornamental horticulture*, Iss. 187, Ch. 3, Kyiv, UA, pp. 176-184 [in Ukrainian].
7. Voron, V.P., Tkach, O.M. and Sidorenko, S.G. (2016), *Proc. Forestry academy of sciences of Ukraine*., Iss. 14, Lviv, UA, pp. 38-44 [in Ukrainian].
8. Glinka, N.L. (2018), *General Chemistry*, Vol. 1, Yurayt Publ. House, Moscow, RU, 353 p. [in Russian].
9. Grigoryan, S.V., Kuzin, M.F. and Solovov, A.P. (1983), *Instruction on geochemical methods of prospecting for ore deposits*, Nedra, Moscow, RU, 191 p. [in Russian].
10. Grishin A.M. (1997), *Mathematical models of forest fires and new ways to combat them*, Science publ., Novosibirsk, RU, 408 p. [in Russian].
11. Gyninova, A.B. and Sympilova, D.P. (1999), *Siberian soils, their use and protection*, Novosibirsk, RU, pp. 120-124 [in Russian].
12. (2020) Kilnist lisovih pozhezh za rik zrosla vtrichi — DSNS, *Word and deed. Analytical portal*, available at: <https://www.slovoidilo.ua/2020/08/01/novyna/suspilstvo/kilnist-lisovyx-pozhezh-rik-zrosla-vtrychi-dsns> (Last accessed: 12.05.2021) [in Ukrainian].
13. Kryuchenko, N.O., Zhovinsky, E.Ya. and Paparyga, P.S. (2019), *Mineral. Journ. (Ukraine)*, Vol. 41, No. 4, Kyiv, UA, pp. 50-60 [in Ukrainian]. <https://doi.org/10.15407/mineraljournal.41.04.050>
14. Marynych, O.M. (1993), *Polissya. Geographical encyclopedia of Ukraine*, DP All-Ukrainian State Specialized Form "Ukrainian Encyclopedia name of M.P. Bazhan", Vol. 3, Kyiv, UA, 480 p. [in Ukrainian].
15. Porotov, G.S. (2006), *Mathematical modeling methods in geology*, Saint-Petersburg State Mining In-te, St. Petersburg, RU, 223 p. [in Russian].
16. Rozentsvet, O.A., Fedoseeva, E.V. and Terekhova, V.A. (2019), *Advances in modern biology*, Vol. 139, No. 2, Moscow, RU, pp. 1-17 [in Russian]. <https://doi.org/10.1134/S0042132419020078>

17. Sannikov, S.N. (1981), *Ecology*, No. 6, Moscow, RU, pp. 23-33 [in Russian].
18. Sannikov, S.N. (2014), *Eco-potential*, No. 2 (6), Yekaterinburg, RU, pp. 42-54 [in Russian].
19. (2020) *Melting and boiling points of pure chemical elements at atmospheric pressure Chemical portal*, available at: http://www.himikatus.ru/art/melt_boil_el/melt_boil.php (Last accessed: 12.05.2021) [in Russian].
20. Almendros, G., González-Vila, F.J., Martín, F., Fründ, R. and Lüdemann, H.-D. (1992), *Science of the Total Environment*, Vol. 117-118, pp. 63-74. [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(92\)90073-2](https://doi.org/10.1016/0048-9697(92)90073-2)
21. DeBano, L.F. (2000), *J. of Hydrology*, Vol. 231-232, Connecticut, USA, pp. 195-206. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00194-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00194-3)
22. Giovannini, G. and Lucchesi, S. (1997), *Soil Science*, Vol. 162, pp. 479-486. <https://doi.org/10.1097/00010694-199707000-00003>
23. Gonzalez-Perez, J.A., Gonzalez-Vila, F.J., Almendros, G. and Knicker, H. (2004), *Environment Int.*, Vol. 30, pp. 855-870. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2004.02.003>
24. Macadam, A.M. (1987), *Canad. J. of Forest Research.*, Vol. 17, pp. 1577-1584. <https://doi.org/10.1139/x87-242>
25. Miltner, A. and Zech, W. (1997), *Organic Geochem.*, Vol. 26, pp. 175-182. [https://doi.org/10.1016/S0146-6380\(97\)00002-8](https://doi.org/10.1016/S0146-6380(97)00002-8)
26. Parkhurst, D.L. and Appelo, C.A.J. (2013), *Description of Input and Examples for PHREEQC Version 3-A Computer Program for Speciation, Batch-Reaction, One-Dimensional Transport and Inverse Geochemical Calculations*, Book 6, Chapter A43, US Geological Survey Techniques and Methods, Denver, 497 p.
27. Pereira, P., Cerdà, A., Úbeda, X., Mataix-Solera, J., Martín, D., Jordà, A. and Burguet, M. (2013), *Solid Earth*, No. 1, pp. 153-165. <https://doi.org/10.5194/se-4-153-2013>
28. Pereira, P., Úbeda, X. and Martín, D.A. (2012), *Geoderma*, Vol. 191, pp. 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.02.005>
29. Chandler, C., Cheney, P., Thomas, P., Trabaud, L. and Williams, D. (1983), *Fire in forestry. Forest fire behavior and effects*, Vol. 1, New York, John Wiley & Sons, 450 p.
30. Tinoco, P., Almendros, G., Sanz, J., Gonzalez-Vazquez, R. and Gonzalez-Vila, F.J. (2006), *Organic Geochemistry*, Vol. 37 (12), pp. 1995-2018. <http://doi.org/10.1016/j.orggeochem.2006.08.007>
31. Ulery, A.L., Graham, R.C. and Amrhein, C. (1993), *Soil Science*, Vol. 156, Philadelphia, USA, pp. 358-364. <https://doi.org/10.1097/00010694-199311000-00008>
32. Woods, S.W. and Balfour, V.N. (2010), *J. Hydrology*, Vol. 393, pp. 274-286. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.08.025>

Received 21.05.2021

N.O. Kryuchenko, DrSc (Geology), Prof., Head of Department. M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the NAS of Ukraine
34, Acad. Palladin Ave., Kyiv, Ukraine, 03142

E-mail: nataliya.kryuchenko@gmail.com; <https://orcid.org/0000-0001-8774-9089>

E.Ya. Zhovinsky, DrSc (Geology & Mineralogy), Prof., Corresp. member of NAS of Ukraine, Chief Research Fellow
M.P. Semenenko Institute of Geochemistry, Mineralogy and Ore Formation of the NAS of Ukraine
E-mail: zhovinsky@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0003-1601-5998>

P.S. Paparyga, PhD (Geology), Senior Research Fellow, Head of the Laboratory. Carpathian Biosphere Reserve of the
Ministry of Ecology and Natural Resources of Ukraine
77, Red Pleso Str., Rakhiv, Ukraine, 90600

E-mail: paparyga.ps@ukr.net; <https://orcid.org/0000-0002-4021-0809>

GEOCHEMICAL FEATURES OF POST-PYROGENIC CHANGES OF POLISSYA SOILS (LOW FIRE)

Geochemical post-pyrogenic soil changes are one of the most important factors in determining the state of the forest ecosystem. For the first time the content of microelements (Hg, As, Ba, Mg, Mn, Mo, Cd, Co, Cr, Cu, Pb, Zn, V, Ni) in post-pyrogenic sod-podzolic soils under the pine forest of Zhytomyr Polissya (Ukraine) was determined by the ICP-MS method. The study is based on a comparison of the content of trace elements in the sod-podzolic soils of the background area and burnt areas (grassland fire in 2019). The analysis of microelements in the soil profile of the burned and background areas to a depth of 10 cm (after 1 cm) and set the limit — 3-5 cm (humus-eluvial horizon), after which you can record the accumulation or scattering of elements after a fire on the surface. By calculating the percentage change (relative to background soils), intensive accumulation (more than 20%) of elements in post-pyrogenic soils — Cu, Ni, Co, V and moderate accumulation (up to 10%) — Pb, Mo, Mg, Ba, Cr and intensive scattering — Hg, As, Cd, Zn, Mn. The increase in the pH of post-pyrogenic soils (from 4.2 to 7.5) was determined, spatial map-schemes were constructed, due to which the direction of the fire was revealed — from the south-east to the north-west. The change of the content of ionic forms of metals (Cu, Pb, Zn, Mn) in the soil solution at different pH values (from 4 to 8 with a step of 0.2) is modeled (PHREEQC program) and the current trend is revealed: Pb — linear dependence, Cu, Zn, Mn is polynomial. The pH limits are calculated, where there are free forms of metals that enter the plants: Pb 3.9-8.2; Zn 5.5-7.5; Cu 5-8.2; Mn 5-11.5. The post-fire transformation of soils was revealed, which is expressed in the increase of pH (before the fire — 4.2-4.8; after the fire — 6.5-7.2; a year after the fire — 4.5-5.5). The obtained results confirmed the need for geochemical monitoring of post-pyrogenic soils for ecosystem restoration and plant biodiversity.

Keywords: grassroots fire, soils, microelements, accumulation, scattering, modeling.