

ВПЛИВ ПОЖЕЖ В ПРИРОДНИХ ЕКОСИСТЕМАХ НА МІГРАЦІЙНУ ЗДАТНІСТЬ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ, МЕТОДИ СОРБЦІЙНО-СПЕКТРОФОТОМЕТРИЧНОГО ЇХ ВИЗНАЧЕННЯ**Т. В. Магльована**

Черкаський інститут пожежної безпеки імені Героїв Чорнобиля Національного університету цивільного захисту України

ORCID: 0000-0002-6780-9045**Л. Б. Ящук**

Черкаський державний технологічний університет

ORCID: 0000-0001-8975-851X

Внаслідок лісових пожеж в природних екосистемах концентрації рухомих форм деяких хімічних елементів (Pb, Cu, Cr, Ni та Fe) у верхньому ґрунтовому горизонті може збільшуватися до 10 разів в порівнянні з ґрунтом не пройденим вогнем. Це приводить до зміни геохімічного фону та рослинно-ґрунтового покриву, зниження продуктивності і врожайності, порушує нормальне функціонування екосистем і негативно впливає на здоров'я населення. В умовах зміни клімату та зростання кількості пожеж в природних екосистемах актуальним завданням є виявлення хімічно деградованих та забруднених важкими металами ґрунтів з метою прийняти науково-обґрунтованих рішень щодо впровадження природоохоронних заходів. В роботі запропоновано методики ґрунтового сорбційно – спектрофотометричного визначення Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) у основних компонентах навколишнього середовища (ґрунти та природні води) на основі сорбентів, модифікованих специфічними аналітичними реагентами, що є одним з перспективних напрямків підвищення чутливості та вибіркової аналізу. Сформульовано практичні рекомендації щодо використання отриманих сорбентів для розділення і ґрунтового концентрування Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III).

Ключові слова: пожежі, екосистеми, ґрунт, метали, адсорбція, сорбенти, полігексаметиленгуанідин.

АКТУАЛЬНІСТЬ РОБОТИ. Одним із джерел техногенного навантаження та деструктивного впливу на екосистему є пожежі. За цих умов спостерігаються порушення гідрохімічних, геохімічних та теплових балансів у навколишньому середовищі. Небезпечними є пожежі в природних парках, заповідних територіях, що обумовлено високим ступенем уразливості оскільки постає питання відновлення й відтворення біорізноматіття. Небезпека пожеж у природних екосистемах полягає у непередбачуваності, різних походженнях джерел загорання, швидкості розповсюдження. Крім значних економічних збитків такі пожежі мають як прямі негативні екологічні наслідки так і віддалені. Пожежі в природних екосистемах пошкоджують надґрунтовий покрив та можуть спричинити втрату родючого шару ґрунту; втрату макро- та мікроелементів у верхньому шарі ґрунту, що провокує ерозію ґрунту, зсуви, селі й обвали [1–3].

До вторинних наслідків відносяться викиди в повітря шкідливих та небезпечних для здоров'я людей речовин, які утворюються в результаті повного та неповного згорання радіоактивних матеріалів, що призводить до утворення речовин у повітрі, які надзвичайно небезпечні для здоров'я людей та можуть проявлятися протягом тривалого часу після пожежі. Особливо небезпечними є пожежі на радіоактивно забруднених територіях та у зонах військових конфліктів, оскільки супроводжуються виділенням в атмосферу продуктів повного та неповного згорання, що містять в своєму складі оксиди карбону, нітрогену, сульфору, аерозолі твердих і рідких частинок, зокрема важких металів та радіонуклідів у вигляді пилу та диму. Шкідливий екологічний вплив пожеж в природних екосистемах обумовлений кожним компонентом окремо, а в деяких випадках може проявлятися і ефект синергізму. Причому чим нижче температура кипіння елемента, тим вище ймовірність

його міграції у складі димового шлейфу, і чим вище температура кипіння – тим більша ймовірність пасивного його накопичення у вигорілій площі згарища [2–3].

За характером поведінки під час пожежі розрізняють дві групи елементів: мігранти (Hg, Cd, Pb, Mn, Zn і ¹³⁷Cs) і пасивні акумулянти, які накопичуються у ґрунтах згарищ (Al, Fe, Na, Cr, V, Mg, Ba). Переважна маса залучених у атмосферну емісію важких металів та радіонуклідів Hg, Cd, Pb, As, Sb, Se, Mn, Zn, U, ⁹⁰Sr, ¹³⁷Cs, ^{239,240}Pu мігрує у складі пилу і аерозолів. Пасивні акумулянти (Cu, V, Ni, Cr, Co), що мають температуру кипіння вище 2500°C, залишаються на місці згарищ і можуть накопичуватися у ґрунтах та природних водах. Емісія хімічних елементів може становити %: Hg – 40; Cd – 34; Pb – 15; Mn – 25; Sb – 32 [1].

Низові пожежі на відміну від верхових характеризуються меншою кількістю винесених з лісового горючого матеріалу хімічних елементів [1]. Після верхової пожежі, в верхньому горизонті ґрунту спостерігається накопичення хімічних елементів, які в подальшому мігрують в нижні горизонти [4]. Концентрації рухомих форм деяких хімічних елементів (Pb, Cu, Cr, Ni та Fe) у верхньому ґрунтовому горизонті може збільшуватися до 10 разів в порівнянні з ґрунтом не пройденим вогнем. Все це веде до зміни геохімічного фону та рослинно-ґрунтового покриву [5]. За цих умов спостерігається зміна рН ґрунтового розчину верхніх горизонтів від слабкокислого до лужного, що змінює рухливість більшості хімічних елементів [1, 5]. Втручання в біохімічні цикли і трофічні ланцюги в кількостях і співвідношеннях, що не властиві сформованому природному «геохімічному гомеостазу» екосистеми приводить до негативних змін еколого-геохімічних показників навколишнього природного середовища [6]. Внаслідок накопичення у верхніх горизонтах ґрунту надлишку

важких металів змінюється не тільки склад ґрунтових вод, а й знижуються темпи росту та розвитку, проростання насіння культурних і дикорослих видів. Під дією забруднення може знижуватися врожайність сільськогосподарських культур, погіршуватися якість продукції [7].

Таким чином виявлення хімічного забруднення важкими металами на деградованих ґрунтах в результаті техногенної діяльності, пожеж, змін клімату є надзвичайно актуальним завданням для прийняття необхідних управлінських рішень.

Для визначення концентрації йонів важких металів у компонентах навколишнього середовища та отримання інформації про рівень забруднення, пряме визначення елементів ускладнюється недостатньою чутливістю методів, заважаючий вплив сторонніх компонентів, відсутністю стандартних зразків [8].

Визначення концентрації йонів важких металів фізичними та фізико-хімічними методами не завжди можливо в силу обмеженості методів за чутливістю та селективністю, а також через складність досліджуваних об'єктів [8]. Перспективними є використання комбінованих методів аналізу, що включають отримання ґрунтових витяжок, концентрування мікрокомпонентів та їхнє подальше спектрофотометричне та атомно-емісійне визначення [8]. Для оцінки вмісту рухливих форм важких металів та отримання з ґрунту витяжок використовуються довготривалі агрохімічні методики [9]. Пришвидшити стадію пробопідготовки та скоротити затрачений час дозволяє використання методу ультразвукової обробки проби ґрунту [9, 10].

Серед способів концентрування найбільш ефективним є сорбційний, що дозволяє проводити концентрування мікрокомпонентів із великих об'ємів розчинів на відносно невеликій масі сорбенту. У зв'язку з цим особливого значення набуває пошук і розробка доступних і недорогих сорбентів, що мають здатність групового вилучення йонів металів із складних розчинів [11].

Застосування сорбентів, модифікованих специфічними аналітичними реагентами, для попереднього сорбційного концентрування є одним з перспективних напрямків підвищення чутливості та вибіркової аналізу. Застосування таких сорбентів дозволяє поєднувати операції концентрування і розділення речовин з наступним детектуванням безпосередньо у фазі сорбенту методами спектроскопії дифузного відбиття, твердофазної спектрофотометрії, візуальними тест-методами або після елюювання, електрохімічними чи спектроскопічними методами [11].

Доступність сорбентів визначається доступністю матриць, органічних реагентів, що використовуються в якості функціональних груп, і простотою синтезу [8]. Даним вимогам відповідають сорбенти на основі неорганічних оксидів, зокрема силікагелі, модифіковані різними органічними реагентами, селективними до вилучених йонів металів. Застосування силікагелів в якості основи для синтезу сорбентів обумовлено доступністю і можливістю отримання їх з різними геометричними параметрами

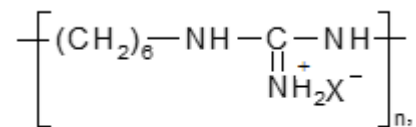
[11]. Серед відомих способів модифікування найбільшою простотою характеризується нековалентне модифікування, що дозволяє швидко і з достатньою міцністю закріпити на поверхні силікагелю органічний реагент, істотно не змінюючи його властивостей.

Метою роботи є розробка методик сорбційно-спектрофотометричного та атомно-емісійного визначення небезпечних токсикантів для підвищення достовірності контролю параметрів забруднення та оцінки можливих майбутніх несприятливих наслідків для людини і навколишнього середовища.

МАТЕРІАЛ І РЕЗУЛЬТАТИ ДОСЛІДЖЕНЬ. Ультразвукову обробку зразків ґрунту проводили за допомогою ультразвукового диспергатора УЗДН-1М. З проб ґрунтів були отримані водні та 1,0 М хлоридні витяжки при співвідношенні ґрунт:розчинник 1:10.

В якості сорбенту використовували силікагель Silika 60 фірми "Merck", питома площа поверхні ~260 м²/г, визначена по низькотемпературній сорбції азоту за БЕТ [15], середнім діаметром пор 12 нм, фракція 0,06–0,16 мм.

В роботі використовували водні розчини катіонної полімерної поверхнево-активної речовини полігексаметиленгуанідин дигідрогенфосфату (ПГМГ-ГФ) молекулярної маси 10000–11000 а.о.м. загальної формули [13]:



де X – H₂PO₄⁻, n = 30-120.

Водні розчини ПГМГ-ГФ з концентрацією 1 г/дм³ одержували розчиненням відповідних точних наважок у дистильованій воді.

Для цього 1г сухого ПГМГ-ГФ вносили в колбу на 1000 см³. Додавали 500 см³ дистильованої води, залишали на 3–4 години і доводили дистильованою водою до мітки. Залишали розчин на 2–3 години за температури 25±5°C.

Для приготування робочих розчинів відбирали 100 см³ основного розчину, переносили у колбу на 1000 см³, доводили об'єм розчину до мітки дистильованою водою та залишали розчин на 3–4 години за температури 25±5°C. Робочі розчини ПГМГ-ГФ мали концентрацію 100 мкг/см³.

Для приготування розчину барвника з молярною концентрацією 1·10⁻⁴ моль/дм³ відповідну наважку арсеназо-І (2-(1,8-диокси-3,6-дисульфо-2-нафтилазо) бензоларсонова кислота, натрієва сіль) розчиняли в дистильованій воді.

Вихідні розчини досліджуваних металів Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) готували за методиками описаними в [14]. Робочі розчини з меншою концентрацією металів одержували розведенням стандартних розчинів відповідними розчинами кис-

лот, лугів чи дистильованою водою в день проведення експерименту.

Для приготування боратного буферного розчину з рН=9,8 використовувались речовини NaOH та Na₂B₄O₇, які розчинялись у дистильованій воді наступним чином: 36,3 см³ розчину NaOH з концентрацією 0,1 моль/дм³ доводили до об'єму 100 см³ розчином Na₂B₄O₇ з концентрацією 0,05 моль/дм³ [14].

Модифікування поверхні силікагелю проводили в статичному режимі. Для цього наважку силікагелю контактували з розчином ПГМГ-ГФ при інтенсивному перемішуванні, з розрахунку 500 мкг/г. Методом декантації сорбат промивали 2–3 рази дистильованою водою, відфільтровували і висушували за кімнатної температури [11].

Рівноважні концентрації ПГМГ-ГФ визначали спектрофотометрично з еозином-Н за рН = 9,8, використовуючи кювети l = см при λ = 540 нм. Для цього в мірні колби на 25 см³ вносили 2 см³ розчину еозину, додавали 5 см³ буферного розчину вносили аліквоту солі ПГМГ-ГФ і доводили до мітки буферним розчином [14].

Фіксацію арсеназо-І на поверхню сорбату проводили обробляючи його розчином арсеназо-І при інтенсивному перемішуванні 3–5 хв. Отриманий сорбент відфільтровували, просушували і використовували для адсорбції іонів металів із розчинів.

Адсорбцію досліджуваних іонів металів проводили в статичному і динамічному режимі. Під час адсорбції, в статичному режимі, в конічні колби об'ємом 50 см³ з притертими пробками вносили 0,2 г отриманого сорбенту і додавали 25 см³ розчину, який містив йони досліджуваного металу, розчини мінеральних кислот чи натрій гідроксиду для створення необхідного рН. Колби закривали пробками і перемішували за кімнатної температури, протягом часу, що необхідний для встановлення сорбційної рівноваги. Сорбент відділяли фільтруванням.

Рівноважну концентрацію іонів металів у розчині визначали спектрофотометрично [15] або атомно-абсорбційно.

Концентрацію іонів металів у фазі сорбенту розраховували за різницею між вихідною і рівноважною концентрацією іонів у водній фазі. Ступінь адсорбції досліджуваних іонів металів розраховували за формулою:

$$R = (m_{\text{ads}}/m_0) \cdot 100\% = (m_0 - [m]/m_0) \cdot 100\%,$$

де m_0 – маса металу у вихідному розчині, m_{ads} – маса адсорбованого металу, $[m]$ – маса металу у рівноважному розчині після адсорбції [8].

Під час дослідження адсорбції елементів в залежності від рН концентрацію іонів водню вимірювали до і після адсорбції. Вимірювання початкових і рівноважних значень рН проводились з використанням універсального іономеру «Іономер І-130.2М.1». Всі досліджувані процеси адсорбції, вимірювання рівноважних концентрацій проводили за кімнатної температури.

Для проведення адсорбції іонів металів в динамічному режимі використовували колонки діамет-

ром 0,5 см заповнені сорбентом, через який пропускали досліджуваний розчин. Швидкість пропускання досліджуваного розчину становила ≤3 см³/хв. Концентрацію досліджуваного елемента в розчині визначали за висотою забарвленої зони.

Для вимірювання спектрів дифузного відбиття використовували зразки масою 0,2 г сорбенту, використовуючи вологі щойно приготовлені зразки. Для одержання спектрів дифузного відбиття використовували спектрофотометр Specord M-40.

ПГМГ-ГФ є високомолекулярним похідним специфічної основи гуанідину і одночасно проявляє властивості катіонної поверхнево-активної речовини та четвертинної амонійної солі. Зручне просторове розташування атомів в гуанідиновій групі створює сприятливі умови для утворення багатоцентрових водневих зв'язків, тому солі ПГМГ, які містять ще й гідрофобну поліметиленову ланку, можуть служити хорошими аніонообмінниками. Кількісна адсорбція ПГМГ-ГФ на поверхні силікагелю відбувається в інтервалі рН=0÷9 в результаті корпоративної взаємодії макромолекул полімеру з активними групами поверхні силікагелю. Час встановлення сорбційної рівноваги складає не більше трьох хвилин. Утворений сорбат дуже стійкий і придатний для використання протягом 12 місяців.

Під час модифікування поверхні силікагелю ПГМГ-ГФ в багатоцентровій взаємодії з силанольними групами поверхні приймає участь тільки частина гуанідинових груп полімеру. «Вільні» групи гуанідину на поверхні отриманого сорбату приймають участь в утворенні йонних асоціатів під час взаємодії з аніонним барвником за схемою (рис. 1).

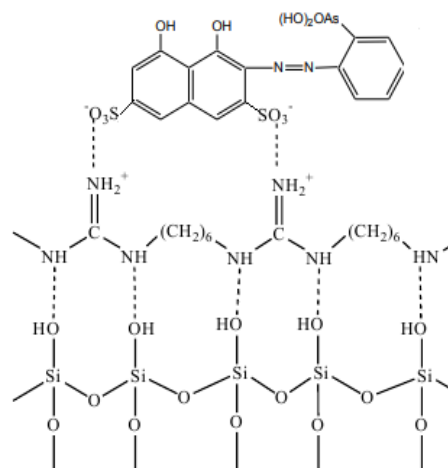


Рисунок 1 – Схема утворення комплексу ПГМГ-ГФ та арсеназо-І на поверхні силікагелю

За низьких концентраціях ПГМГ-ГФ молекули можуть бути орієнтовані паралельно поверхні, за більш високих концентрацій стає ймовірно їхня вертикальна орієнтація [11]. Положення максимумів спектрів поглинання водних розчинів арсеназо-І і максимумів спектрів дифузного відбиття цього ж барвника, фіксованого на поверхні силікагелю істотно не відрізняються (рис. 2).

Однотипність спектрів поглинання арсеназо-І в розчині та на поверхні силікагелю модифікованого

ПГМГ-ГФ свідчить про те, що аналітико-активні групи не задіяні [11].

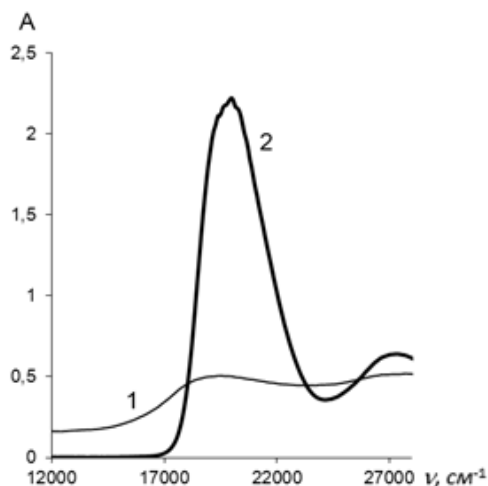


Рисунок 2 – Спектри поглинання водного розчину арсеназо-I (2) та спектри дифузного відбиття арсеназо-I (1) на поверхні силікагелю модифікованого ПГМГ-ГФ.

Ізотерма адсорбції арсеназо-I (рис. 3) відноситься до L-типу і має вигуклий вид з насиченням, що свідчить про міцне закріплення молекули досліджуваного барвника на поверхні отриманого сорбату. Максимальна ємність арсеназо-I складає $2,27 \cdot 10^3$ ммоль/г.

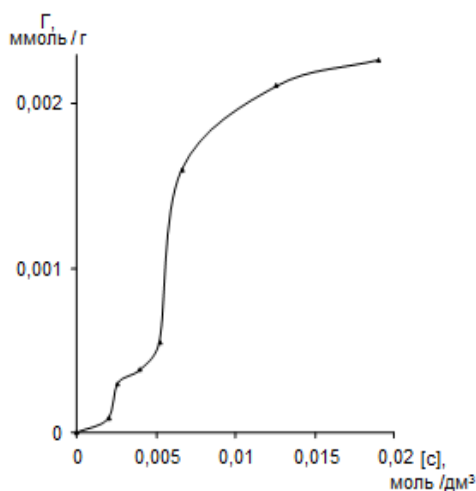


Рисунок 3 – Ізотерма адсорбції арсеназо-I на поверхні силікагелю модифіковано ПГМГ –ГФ рН=6,8±0,1.

Адсорбцію металів проводили в статичному режимі. Для цього точну наважку сорбента вносили в конічні колби з притертими пробками, додавали 25 см³ розчину солі металу відомої концентрації з оптимальним рН розчину.

Суміш інтенсивно перемішували протягом 1–2 хвилин. Швидкість встановлення сорбційної рівноваги не перевищує 3–5 хвилин, що дозволяє проводити сорбційне концентрування металів із досліджуваних розчинів, як в статичних так і в динамічних умовах. Відфільтровували розчини. Визна-

чали рівноважні концентрації досліджуваних металів та ступінь адсорбції. Оптимальні умови рН адсорбції досліджуваних йонів на отриманому сорбенті представлені в таблиці 1.

Таблиця 1 - Оптимальні умови адсорбції Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) на силікагелі послідовно модифікованому ПГМГ-ГФ та арсеназо-I

Досліджуваний йон	рН	R, (%)
Cu(II)	5,0–7,0	>99
Ni(II)	6,0–7,0	>99
Cd(II)	5,6–7,0	>99
Pb(II)	5,6–7,0	>99
Al(III)	4,0–7,0	>99
Fe(III)	3,0–6,0	>99

Кількісна адсорбція Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II) на отриманому сорбенті відбувається в нейтральному середовищі. Кількісна адсорбція Al(III), Fe(III) на отриманому сорбенті відбувається в слабкокислому та нейтральному середовищі. Слід відмітити, що досліджувані йони асорбуються у вигляді комплексних сполук з арсеназо-I за тим механізмом що і сам барвник, а саме кислотно-основної взаємодії між сульфогрупою барвника та аміногрупою поверхні [11].

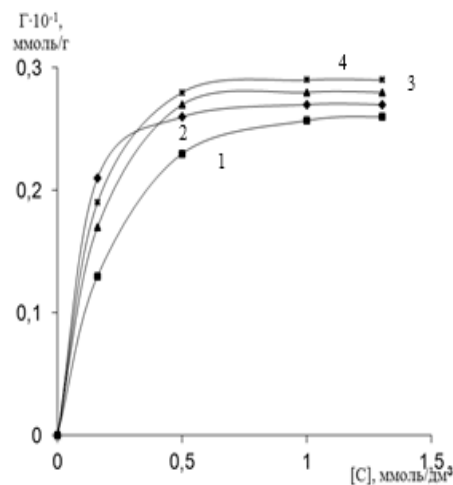


Рисунок 4 – Ізотерми адсорбції Cu(II) (1), Ni(II) (2), Cd(II) (3), Pb(II) (4) на поверхні отриманого сорбенту рН=6,8±0,1.

Під час контакту досліджуваних розчинів металів із сорбентом спостерігається утворення інтенсивно забарвлених йонних асоціатів, з максимумами поглинання в області 19500–19800 см⁻¹. Інтенсивність смуг поглинання йонних асоціатів збільшується із збільшенням концентрації досліджуваних металів, адсорбованих на поверхні отриманого сорбенту. Ця залежність є лінійною в інтервалі концентрацій 0–50 мкг на 0,2 г сорбента для Cu(II), Ni(II), Al(III), Fe(III) та 0-60 мкг на 0,2 г сорбента для Cd(II).

Даний факт використаний нами для розробки методики сорбційно-спектрофотометричного визначення Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III).

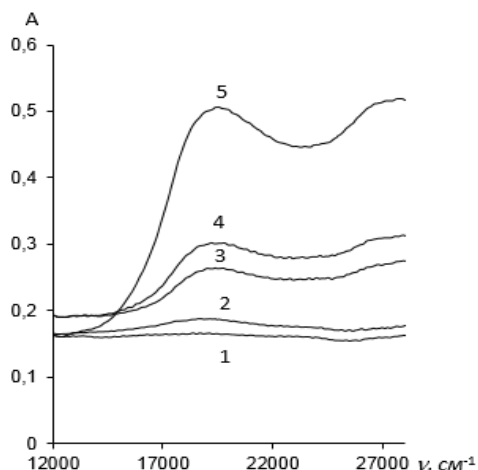


Рисунок 5 – Електронні спектри дифузного відбиття зразків із сорбованим на поверхні отриманого сорбенту Cd: 1 – 0 мкг, 2 – 5 мкг, 3 – 20 мкг, 4 – 30 мкг, 5 – 60 мкг, рН=6,8±0,1; m(сил.)=0,2 г.

Отримані сорбенти володіють хорошими сорбційними характеристиками, малим часом встановлення сорбційної рівноваги, що дає можливість використовувати їх для концентрування досліджуваних йонів у динамічних умовах.

Таблиця 2 – Результати сорбційно-спектрофотометричного визначення Cu(II), Ni(II), Cd(II), Pb(II), Al(III), Fe(III) з використанням отриманого сорбенту

Досліджуваний йон	Введено мкг/см ³	Знайдено мкг/см ³	Sr
Cu(II)	0	–	–
	2,5	2,4±0,08	0,06
	5,0	5,0±0,02	0,04
Ni(II)	0	–	–
	2,5	2,6±0,08	0,06
	5,0	5,2±0,04	0,05
Cd(II)	0	–	–
	2,5	2,4±0,08	0,06
	4,0	3,8±0,02	0,04
Al(III)	0	–	–
	2,5	2,4±0,08	0,06
	4,0	4,1±0,02	0,04
Fe(III)	0	–	–
	2,5	2,4±0,08	0,06
	4,0	3,9±0,02	0,04

Під час пропускання розчинів досліджуваних металів через заповнену отриманим сорбентом колонку відбувається їхня кількісна адсорбція за оптимальних умов. При цьому довжина забарвленої зони індикаторної трубки пропорційна концентрації

досліджуваного металу в розчині. Інтенсивність забарвленої зони за однакової кількості адсорбованого металу зменшується із збільшенням розміру частинок силікагелю, що обумовлено зменшенням питомої густини забарвлених комплексів. Тому, дрібнозернистий силікагель доцільно застосовувати для визначення мікрокількостей і слідових кількостей досліджуваних йонів, а грубозернистий силікагель доцільно використовувати для визначення більш високих концентрацій досліджуваних йонів.

ВИСНОВКИ. Методом нековалентного модифікування поверхні силікагелю полігексаметиленгуанідином і сульфобарвником трифенілметанового ряду отримано сорбенти для групового вилучення йонів важких металів. Розроблені методики сорбційно-спектрофотометричного та атомно-емісійного їх визначення з використанням силікагелю, послідовно модифікованого солями полігексаметиленгуанідину та арсеназо-I, що може бути використано для простих, експресних тест-методів визначення міграційної здатності важких та перехідних металів у техногенно забруднених екосистемах та дозволить прийняти науково-обґрунтовані рішення щодо пріоритетності впровадження природоохоронних заходів.

ЛІТЕРАТУРА

- Щербов Б. Л. Лесные пожары как геохимическая угроза. *Наука из первых рук*. 2011. Т.39. №3. С. 120–127.
- Whicker J. J., Pinder J. E., Breshears D. D., Eberhart C. F. From dust to dose : effects of forest disturbance on increased inhalation exposure. *Sci Total Environ*. 2006. Vol. 368 (2–3). P. 519–530.
- Whicker J. J., Pinder J. E. Breshears D. D. Increased wind erosion from forest wildfire : implications for contaminant-related risks. *J Environ Qual*. 2006. Vol. 35 (2). P. 468–478.
- Несговорова Н. П., Савельев В. Г., Иванцова Г. В. Изучение проблемы лесных пожаров как фактора экологической опасности : региональный аспект. *Фундаментальные исследования*. 2014. № 12–6. С. 1207–1211.
- Крайнюк О. В., Буц Ю. В. Міграційна здатність свинцю у ґрунтах Харківщини під впливом пірогенного фактора. *Третій сумський науковий географічний читання : матеріали наук. конф. (м. Суми, 10–12 жовт. 2018 р.)*. Суми : СумДПУ імені А. С. Макаренка, 2018. С. 128–131.
- Стеценко Д. О. Важкі метали в ґрунтах радіоактивно забруднених лісових екосистем. *Пошукова та екологічна геохімія*. 2009. №1(9). С. 42–47.
- Арцыбашев Е. С. О влиянии пожаров на лесные экосистемы. *Пожары в лесных экосистемах Сибири* : материалы Всерос. конф. с междунар. участием (Красноярск, 17–19 сентября 2008 г.). Красноярск, 2008. С. 89–91.
- Лисичкин Г. В., Фадеев А. Ю., Сердан А. А. Химия привитых поверхностных соединений / под ред. Г. В. Лисичкина. Москва : Физматлит. 2003, 592 с.
- Чмиленко Ф. О., Смітюк Н. М. Використання ультразвукових коливань для прискорення гетеро-

генних реакцій. *Акустичний симпозиум «Консонанс-2009»*. Київ, 2009. С. 298–303.

10. Яшук Л. Б. Використання методу ультразвукової обробки проби ґрунту для визначення важких металів. *Materials of Anternational scientific and practical conference «Respective trends in scientific research – 2015»*. (Slovak Republic, October 17–22). Volume 2. Bratislava, 2015. P. 97–98.

11. Магльована Т. В. Отримання сорбентів для системи комплексного екологічного моніторингу важких металів у стічних водах. *Вісник Кременчуцького національного університету ім. М. Остроградського*. 2017. №1 (102). С. 129–134.

12. Тарасевич Ю. И., Трофимчук А. К., Легенчук А. В., Иванова З. Г. Структурные особенности сили-

кагеля модифицированного кремний органическими соединениями, по данным адсорбции паров воды и н-гексана. *Журн. коллоид. химии*. 2004. 64. №1. С. 88–94.

13. Гембицкий П. А., Воинцева И. И. Полимерный биоцидный препарат полигексаметиленгуанидин. Запорожье. 1998, 44 с.

14. Киселева М. А. Аналитическая химия. Химический анализ реальных объектов. Томск : РИО ТГУ. 2012, 91 с.

15. Марченко З., Бальцежак М. Методы спектрофотометрии в УФ и видимой областях в неорганическом анализе : пер. с польск. – М : БИНОМ. Лаборатория знаний. 2007, 711 с.

INFLUENCE OF FIRE IN NATURAL ECOSYSTEMS ON MIGRATIVE ABILITY OF HEAVY METALS, METHODS OF SORPTION-SPECTROPHOTOMETRIC DETERMINATION

T. Maglyovana

Cherkasy Institute of Fire Safety Named after Chernobyl Heroes of National University of Civil Protection of Ukraine

ORCID: 0000-0002-6780-9045

L. Yashchuk

Cherkasy State Technological University

ORCID: 0000-0001-8975-851X

Purpose. Development of methods for sorption-spectrophotometric and atomic-emission determination of hazardous toxicants in order to increase the reliability of monitoring pollution parameters and assess possible future adverse consequences for humans and the environment. **Methodology.** Sorption-spectrophotometric and atomic-emission determination of Cu (II), Ni (II), Cd (II), Pb (II), Al (III), Fe (III), in soils degraded due to fires, using sorbents based on silica gel, sequentially modified with polyhexamethylene guanidine and arsenazo-I salts, which can be used for simple and fast methods for the determination of heavy and transition metals. **Findings.** Identification of chemical pollution by heavy metals in degraded soils as a result of tectogenic activity, fires, climate change for making the necessary management decisions. **Originality.** Sorbents for the group extraction of heavy metal ions were obtained by the method of non-covalent modification of the silica gel surface with polyhexamethylene guanidine and a triphenylmethane sulfonyl dye. **Practical value.** Techniques have been developed for the sorption-spectrophotometric and atomic-emission determination of Cu (II), Ni (II), Cd (II), Pb (II), Al (III), Fe (III) using silica gel, sequentially modified with salts of polyhexamethylene guanidine and arsenazo I, which can be used for simple, rapid test methods for determining the migration capacity of heavy and transition metals in technogenically polluted ecosystems and will make it possible to make scientifically based decisions on the priority of the implementation of environmental protection measures. To determine the microquantities of the ions under study, it is advisable to use fine-grained silica gel, and coarse-grained silica gel – to determine higher concentrations of the tested ions. **Conclusions.** The paper proposes methods for the group sorption - spectrophotometric determination of Cu (II), Ni (II), Cd (II), Pb (II), Al (III), Fe (III) in the main components of the environment (soil and natural waters) on based on sorbents modified with specific analytical reagents, which is one of the promising directions for increasing the sensitivity and selectivity of analysis. References 15, tables 2, figures 5.

Key words: fires, ecosystems, soil, metals, adsorption, sorbents, polyhexamethylene guanidine.

REFERENCES

1. Shcherbov, B.L. (2011). Lesnye pozhary kak geohimicheskaya ugroza [Forest fires as a geochemical threat]. *Nauka iz pervykh ruk*, Vol. 39, pp. 120–127. [in Russian]

2. Whicker, J. J., Pinder, J. E., Breshears, D. D., Eberhart, C. F. (2006). From dust to dose: Effects of forest disturbance on increased inhalation exposure. *Sci Total Environ*. Vol. 368 (2–3), pp. 519–530.

3. Whicker, J. J., Pinder, J. E. Breshears, D. D. (2006). Increased wind erosion from forest wildfire: implications for contaminant-related risks. *J Environ Qual*. Vol. 35 (2), pp. 468–478.

4. Nesgovorova, N.P., Savelyev, V.G., Ivantsova, G.V. (2014). Izuchenie problem lesnykh pozharov kak

faktora ekologicheskoy opasnosti: regionalnyy aspect [Study of the problem of forest fires as a factor of environmental hazard: a regional aspect]. *Fundamental'nyye issledovaniya*. № 12–6, pp. 1207–1211. [in Russian]

5. Krainyuk, O.V., Buts, Yu. V. (2018). Migrantsiina zdatnist syvntsiu u gruntakh Kharkivshchyny pid vplyvom pyrohennoho faktora [Migration ability of lead in the soils of Kharkiv region under the influence of pyrogenic factor]. *Treti sum's'ki naukovi heohrafichni chyttannya: materialy nauk. konf.* Sumy: Sumy State Pedagogical University named after A. S Makarenko Sumy. October 10–12. 2018, pp. 128–131. [in Ukrainian]

6. Stetsenko, D. O., Dolin, V. V. (2009). Vazhki metaly v hruntakh radioaktyvno zabrudnennykh lisovykh ekosystem [Heavy metals in soils of radioactive contaminated forest ecosystems]. *Poshukova ta ekolohichna heokhimiya*. № 19, pp. 88–94. [in Ukrainian]
7. Artsybashev, E. S. (2008). O vliyanii pozharov na lesnye ekosistemy [On the impact of fires on forest ecosystems]. *Pozhary v lesnykh ekosistemah Sibiri: materialy Vseros. konf. s mezhdunarodnym uchastiem (Krasnoyarsk, September 17–19)*. Krasnoyarsk, pp. 89–91. [in Russian]
8. Lisichkin, G. V., Fadeev, A. Yu., Serdan A. A. (2003). Khimiya pryvytykh poverkhnostnykh soedyneny [Chemistry of Surface Grafted Compounds]. Moskva, 592 p. [in Russian]
9. Chmilenko, F. O., Smityuk, N. M. (2009). Vykorystannia ultrazvukovykh kolyvan dlia pryskorennia heterohennykh reaktsii [The use of ultrasonic vibrations to accelerate heterogeneous reactions]. *Acoustic Symposium «Consonance-2009»*. Kyiv, pp. 298–303. [in Ukrainian]
10. Yashchuk, L. B., Maglyovana, T. V. (2015). Vykorystannia metodu ultrazvukovoi obrobky probe gruntu dlia vyznachennia vazhkykh metaliv [The use of the method of ultrasonic treatment of soil samples for the determination of heavy metals]. *Materials of Anternational scientific and practical conference «Respective trends in scientific research – 2015» (Bratislava, October 17–22)*. Bratislava. Vol. 2, pp. 97–98. [in Ukrainian]
11. Maglyovana, T. V. (2017). Otrymannia novykh sorbentiv dlia systemy kompleksnoho ekolohichnoho monitorynhu vazhkykh metaliv u stichnykh vodakh
12. [Obtaining sorbents for the system of complex ecological monitoring of heavy metals in wastewater]. *Transactions of Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskiy National University*. №1. Vol. 102, pp. 129–134. [in Ukrainian]
13. Tarasevych, Yu. Y., Trofymchuk, A. K., Lehenchuk, A. V., Yvanova Z. H. (2004). Strukturnye osobennosti silikagelya modifitsirovannogo kremniy organicheskimi soedineniyami, po dannym adsorbtsii parov vody i n-geksana [Structure features silica modified silicon compounds, according to the adsorption of water vapor and n-hexane]. *Zhurnal koloidnoyi khimiyi*. Vol. 64. No. 1, pp. 88–94. [in Russian]
14. Hembits'ky, P. A. (1971). Polimernyy biotsydnyy prepat poliheksametylenhuanidyn [The polymeric biocide prepat polyhexametheleneguanidin]. Zaporozh'e, 44 p. [in Russian]
15. Kiseleva, M. A. (2012). Analiticheskaya khimiya. Khimicheskyy analiz real'nykh ob'yektov [Analytical chemistry. Chemical analysis of real objects]. Tomsk, 91 p. [in Russian]
16. Marchenko, Z. Balcezhak, M. (2007). Metody spektrofotometrii v UF i vidimoy oblastiakh v neorganicheskom analize: per. from polish [Methods of spectrophotometry in the UF and visible regions in inorganic analysis: trans. from Polish]. Moskva, 711 p. [in Russian]

Стаття надійшла 20.09.2021