

УДК : 504.054, 574.4

РОЛЬ ЗЕЛЕНИХ НАСАДЖЕНЬ В МІГРАЦІЇ ТА ФІКСАЦІЇ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ (НА ПРИКЛАДІ НАЦІОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКУ «ГОЛОСІЇВСЬКИЙ», м. КИЇВ)

Т. С. Тесьолкіна, Д. В. Лукашов

Київський національний університет імені Тараса Шевченка,
вул. Володимирська 60, 01033, Київ, Україна, tania.tesolkina@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-1375-0447>

Забруднення атмосферного повітря важкими металами в урбанізованому середовищі є серйозною загрозою для здоров'я людини та довкілля. Значним рівнем забруднення вирізняється дорожній пил, що характеризується великим вмістом важких металів. Одну із провідних ролей у покращенні якості атмосферного повітря у мегаполісах відіграють зелені насадження. Вони затримують забруднюючі речовини. В основному поллютанти осідають на поверхнях листків рослин, також можуть поглинатися через продиhi. Унаслідок протікання цих процесів, забрудники, разом з опалим листям, в подальшому можуть мігрувати в інші компоненти екосистеми. Важливим компонентом у цій системі є лісова підстилка, що виконує своєрідну тригерну роль – забезпечення регуляції напрямків потоків речовини у системі «листя–підстилка–грунт», втримуючи від вимивання хімічні елементи та рівномірно розподіляючи їх надходження. Таким чином, лісова підстилка є своєрідним біогеохімічним бар'єром, що затримує більшість токсичних металів та відіграє провідну роль у здатності екосистем до саморегуляції.

Тому, метою даної роботи було оцінити роль зелених насаджень у покращенні якості атмосферного повітря міського середовища та попередня оцінка особливостей процесів трансформації важких металів у лісовій підстилці. Модельна ділянка досліджень розташована в межах території Голосіївського лісу, що є частиною НПП «Голосіївський» (м. Київ). Вміст важких металів у лісовій підстилці визначали за допомогою методів атомно-абсорбційної спектроскопії. Результати досліджень річної динаміки вмісту *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd*, *Cr* та *Zn* у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» показують, що максимальні концентрації є характерними для літнього періоду, коли запаси підстилки різко зменшуються, мінімальні – для осінньо-зимового, під час її накопичення. Порівняння розподілу вмісту важких металів у листяному та ферментованому шарах показало, що в умовах модельної ділянки, *Zn*, *Cu* та *Ni* переважно акумулюються саме в листяному шарі лісової підстилки. Також, виявлено, що процеси мінералізації листового опаду зумовлюють міграцію *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd* і *Cr*, та фіксацію *Zn*.

Ключові слова: важкі метали; лісова підстилка; аеротехногенне забруднення; зелені насадження; лісова екосистема.

1. ВСТУП

Не зважаючи на те, що за даними *EuroStat* за період з 1990 по 2018 рік рівень емісії поллютантів атмосферного повітря знизився, питання якості атмосферного повітря залишається важливим [1]. Особливо актуальною є проблема забруднення атмосфери у населених пунктах з великими промисловими підприємствами та значними показниками щільності населення – мегаполісах та промислових агломераціях. Статистика Всесвітньої організації охорони здоров'я (ВООЗ) свідчить, що на забруднене повітря припадає 29% усіх смертей та захворювань від раку легень, 17% – від гострої інфекції нижніх дихальних шляхів, 25% – від ішемічної хвороби серця, 43% – від хронічної обструктивної хвороби легень та 24% смертей від інсульту [2].

Забруднене повітря негативно впливає не ли-

ше на здоров'я людини. Результати дослідження залежності якості повітря та збереження об'єктів культурної спадщини, виявило, що стан колекцій бібліотек, які розташовані в агломераціях великих мегаполісів, є гіршим, ніж стан книг у сільській місцевості. Порівняння друкованих екземплярів одного видання, що розташовані в районах з різним рівнем забруднення атмосферного повітря виявило залежність між швидкістю «старіння» паперу та матеріалів на основі целюлози від рівня забруднення повітря в місці зберігання [3]. Дія окремих поллютантів має значний негативний вплив і на об'єкти скульптури. Виявлено, що довготривале перебування у такому середовищі призводить до корозії металів, руйнування каменю, вицвітання покривних лакофарбових матеріалів [4].

Одним із типів забруднюючих речовин в ат-

мосферному повітрі, що можуть мати серйозний токсичний ефект, є важкі метали, що переважно містяться у складі пилу та аерозолів (PM10 та PM2,5). Зелені насадження, як один із елементів урбанізованого середовища, відіграють значну роль у покращенні екологічного стану міста. Крім регуляції мікроклімату, захисту від шумового забруднення та поліпшення естетичного вигляду міського середовища, зелена інфраструктура міста затримує техногенні важкі метали в атмосферному повітрі. Доповідь *Millennium Ecosystem Assessment* [5] визначає однією із ключових екосистемних послуг, що надають зелені насадження в урбанізованому середовищі, регуляцію якості атмосферного повітря шляхом затримки пилового забруднення та інших токсичних домішок, що становлять загрозу здоров'ю людини та міської екосистеми в цілому. При цьому виникає логічне питання їх подальшої трансформації та міграції. Адже деякі з хімічних елементів активно накопичуються у фітомасі, у той час як інші активно мігрують до лісової підстилки та ґрунту. Тому метою представленої роботи було оцінити роль зелених насаджень у покращенні якості атмосферного повітря міського середовища та попередня оцінка особливостей процесів трансформації важких металів у лісовій підстилці на прикладі модельної ділянки НПП «Голосіївський» (м.Київ).

2. ОГЛЯД ЛІТЕРАТУРИ

Обсяги більшості важких металів, що надходять до земної поверхні з атмосфери внаслідок техногенної діяльності, у багато разів перевищують емісію природних фонових джерел [6]. Так, транспорт, активна промислова діяльність та використання викопних видів палива є основним джерелом забруднення важкими металами міського атмосферного повітря [7]. Джерела таких, токсичних елементів як *Cu*, *Zn* і *Pb* в урбанізованому середовищі в основному пов'язані з викидами двигунів транспортних засобів [8]. Забруднення довкілля *As*, *Cd*, *Cu*, *Ni* і *Zn* відбувається внаслідок активної діяльності металургійної промисловості [9, 10]. Деякі дослідники визначали джерелами *Ni* і *Zn* спалювання викопних видів палива та вихлопні гази автомобілів [11].

Дослідження особливостей забруднення атмосферного повітря поблизу автомобільних доріг населених пунктів виявило значне забруднення пилу важкими металами. Викиди автомобільних двигунів внутрішнього згорання, стирання деталей транспортних засобів (шин, час-

тин автомобіля і т.д.) є додатковими джерелами важких металів [12, 13]. Такий забруднений дорожній пил, потрапляючи в атмосферу, переноситься на великі відстані [14]. Ресуспендований пил при потрапленні в організм людини становить загрозу здоров'ю. Також пил може транспортуватися до водного середовища за рахунок випадання опадів на водну поверхню та поверхневого стоку. Як наслідок, такі процеси можуть спричинити погіршення екологічного стану водних об'єктів.

Серед металів *Pb* і *Cd* мають найбільшу здатність накопичуватися у доквіллі [15]. Варто відзначити, що *Cd*, *Co* та *Ni* за фітотоксикологічною класифікацією є високо небезпечними для рослин, водночас за гігієнічними критеріями відносяться до другого класу небезпеки [16]. Натомість *Pb*, який за гігієнічною класифікацією відноситься до другого класу небезпечності, є малонебезпечним для рослин.

У цілому основним механізмом поліпшення якості атмосферного повітря міською зеленою інфраструктурою є безпосередній бар'єрний шлях. Відомо, що більшість забруднюючих частинок затримуються на поверхні рослини. Проте перехоплені пилоподібні поллютанти здатні ресуспендуватися до атмосфери, змиватися атмосферними опадами або в разі накопичення фітомасою – потрапляти на земну поверхню у складі опалого листя. Крім того рослини здатні поглинати та накопичувати газоподібні та дрібнодисперсні забруднювачі шляхом поглинання їх через продихи, в результаті чого відбувається їх дифузія до міжклітинного простору та накопичення у паренхімі листка [17]. Таким чином, рослини є проміжною ланкою у процесах міграції таких полютантів в умовах урбоекосистем.

Більшість досліджень, що були присвячені впливу міської зеленої інфраструктури на якість атмосферного повітря, підтвердили зменшення забруднення компонентів при збільшенні площі зелених насаджень [18]. Міські зелені насадження особливо важливі для скорочення вмісту твердих частинок повітря [17]. Модельним дослідженням було оцінено, що збільшення площі зелених насаджень в Лос-Анджелесі на мільйон дерев призведе до скорочення PM10, зменшення вмісту O_3 та NO_2 . Загальна вартість цієї вигоди оцінювалась на основі сценаріїв високої та низької загибелі дерев у межах від 53 до 83 мільйонів доларів США протягом 35 років. Дослідники припускають, що розвиток міських лісів, особливо в районах з низькою густотою дерев та високим рівнем забруднення PM10, суттєво сприятиме поліпшенню якості повітря у межах

міських кварталів [19].

В Україні на законодавчому рівні питання організації зелених зон (як компонентів санітарно-захисної зони, так і рекреаційних територій) регулюється Державними санітарними правилами планування та забудови населених пунктів (ДСП 173-96) [20]. Згідно пункту 5 промислові, сільськогосподарські та інші об'єкти, що є джерелами хімічного, фізичного та біологічного забруднення навколишнього середовища повинні відокремлюватись від житлової забудови санітарно-захисними зонами. У залежності від ширини санітарно-захисної зони мінімальна площа озеленення повинна складати: до 300 м – 60%, від 300 до 1000 м – 50%, понад 1000 м – 40%. Крім того, встановлено норматив площі озеленених територій загального користування для міст на рівні не менше 10 м²/люд., в сільських поселеннях – не менше 12 м²/люд.

Особливо актуальним питання захисту атмосферного повітря з використанням зелених зон постає у великих мегаполісах. За високого антропогенного навантаження на цей компонент довкілля зелена інфраструктура залишається одним з найбільш ефективних елементів, що поліпшує його стан. Київ, як найбільше місто України, теж має проблеми погіршення якості повітря. За даними Екологічного атласу Києва щільність викидів від стаціонарних джерел у 6,8 разів перевищувала середнього показника по Україні (станом на 2015 р.) [21]. Загалом, у цьому ж році викиди від стаціонарних та пересувних джерел становило 171 тис. тонн. Серед них 85% припадає на автотранспорт. Фактичний стан розвитку зеленої інфраструктури Києва перебуває на стадії формування, незважаючи на наявність програмного документу «Про затвердження Програми розвитку зеленої зони м. Києва до 2010 року та концепції формування зелених насаджень в центральній частині міста», що була продовжена до 2019 року [22]. У контексті захисту атмосферного повітря за допомогою створення зелених зон на території міста документ визначає, що деревні насадження на вулицях міста є ефективною механічною перешкодою на шляху поширення токсичних речовин. Наявність щільних посадок є надійним бар'єром, що обмежує поширення пилу і газів з проїжджої частини вулиці. Проте фактично облаштування зелених зон столиці – це проведення робіт з благоустрою і створення об'єктів для естетичного задоволення населення без врахування специфічних екологічних потреб. Слід відзначити, що останні 15 років фактична забезпеченість зеленими насадженнями населення м. Києва з міськими лісами

зменшилася з 215,2 м²/люд до 118,3 м²/люд. (Розраховано авторами на основі Екологічного паспорту м. Києва за 2019 рік).

Модельна ділянка, де проводилися дослідження розташована на території Національного природного парку (НПП) «Голосіївський» – унікальної лісової екосистеми на території України, що розташовується в межах мегаполісу мільйонника. На дану територію здійснюється активне антропогенне навантаження. Згідно з даними Екологічного паспорту міста Києва за 2019 рік, найбільшим джерелом аеротехногенного забруднення у Голосіївському районі міста є ТЕЦ-5 ПАТ «Київенерго» [23]. В останній офіційній публікації, де зазначається кількість викидів металів та їх сполук з даного об'єкту промисловості, цей показник становить 0,15 т/рік (станом на 2010 р.) [24]. Відповідно до Екологічного паспорту міста Києва за 2019 вміст важких металів у атмосферному повітрі був значно нижче рівнів нормативів. Середньорічні концентрації *Pb*, *Cr*, *Cd*, *Cu*, *Ni* та *Zn* у 2019 році на всіх постах спостереження за забрудненням повітря по місту відповідали 0,0-0,1 ГДК_{сд}. Максимальні середньомісячні концентрації становили для *Pb* – 0,3 ГДК_{сд}, з *Cd* – 0,3 ГДК_{сд}, *Cu* та *Ni* – 0,1 ГДК_{сд} [23].

Лісова підстилка надзвичайно чутлива до забруднення і є одним із перших компонентів екосистеми, що реагує на зміну умов довкілля. В умовах хімічного забруднення вона є одним з основних акумуляторів поліютантів [25]. Листолий опад або підстилка як найдинамічніша частина ґрунтового покриву є одним головних компонентів лісових екосистем, що визначає характер та інтенсивність процесів кругообігу речовини та виступає основним депо хімічних елементів [26]. Таким чином, вона є важливою структурно-функціональною ланкою, що поєднує фітоценоз, зооценоз та мікробоценоз лісової екосистеми в єдину злагоджену систему. Лісова підстилка є одним з основних акумуляторів поліютантів, тому зміни в ній повинні реєструватися в першу чергу. Саме тому, хімічний склад листового шару підстилки є одним з маркерів ступеню забруднення території [27]. У результаті процесів розкладання підстилки стійкі форми металів перетворюються на лабільні форми – потенційне джерело забруднення довкілля [28]. Метали, що виділяються з розкладом листової підстилки, можуть вимиватися в ґрунт або сорбуватися органічними речовинами поверхні ґрунту. Окремі дослідження вказують на збільшення вмісту металів у підстилці, що розкладається, особливо *Cu*, *Zn* та *Pb* [29]. Факт підвищення

концентрацій, також, пояснюється додатковим внесенням важких металів з атмосферного повітря (пилон) або вологого осадження [30]. Отже, розуміння механізму вивільнення елементів із підстилки розкладається може допомогти контролювати процеси, що відбуваються у системі «листя-підстилка-грунт».

3. МАТЕРІАЛИ ТА МЕТОДИ

Проби підстилки відбирали щомісячно на ділянці плакору грабово-дубової діброви в межах НПП «Голосіївський», що розташована на відстані 500 м від однієї з центральних автомагістралей Києва – проспекту Академіка Глушкова, середня інтенсивність руху на якому за авторськими вимірюваннями становить 4540 автомобілів/година. Площа відбору – 1 м². Підстилку висушували до повітряно-сухого стану в умовах приміщення лабораторії. Після повного висихання, проби зважували з метою визначення запасу підстилки. Підготовлений матеріал визолювали в муфельній печі за температури 450°C. До отриманої золи додавали азотну кислоту, розчин нагрівали, потім відфільтровували суспензію. Вміст важких металів у лісовій підстилці визначали за допомогою атомно-абсорбційного спектрофотометру С115-М1 з комп'ютерно-аналітичним комплексом КАС-101.

4. РЕЗУЛЬТАТИ ТА ЇХ ОБГОВОРЕННЯ

Лісова підстилка на дослідній ділянці мала виражену двошарову структуру. Верхній горизонт підстилки складається із залишків органічного походження, які майже не втратили своєї морфологічної структури, що дозволяє візуально виділити окремі складові. Від наступного горизонту відділяється легко, між ними існує чітка межа. Під верхнім горизонтом розміщений трухоподібний горизонт, перехід від нього до ґрунту виражений слабше. Результати досліджень вмісту важких металів у шарах представлено на графіках (рис.1). Аналіз річної динаміки вмісту важких металів в листовому шарі лісової підстилки дослідної ділянки НПП «Голосіївський» показав, що максимальні концентрації характерні для кінця весняно-літнього періоду, що знижуються до мінімуму наприкінці осіннього – середини зимового періоду.

Для *Ni* та *Cu* у листовому та ферментованому шарах були виявлені схожі закономірності зміни концентрації протягом року. Так, протягом листопаду-січня концентрація металів у листовому шарі характеризувалася відносною стабільністю ($9,01 \pm 0,51$ – $12,60 \pm 0,44$ мг/кг для *Cu* та $11,08 \pm 0,57$ – $14,20 \pm 0,15$ мг/кг для *Ni*), проте

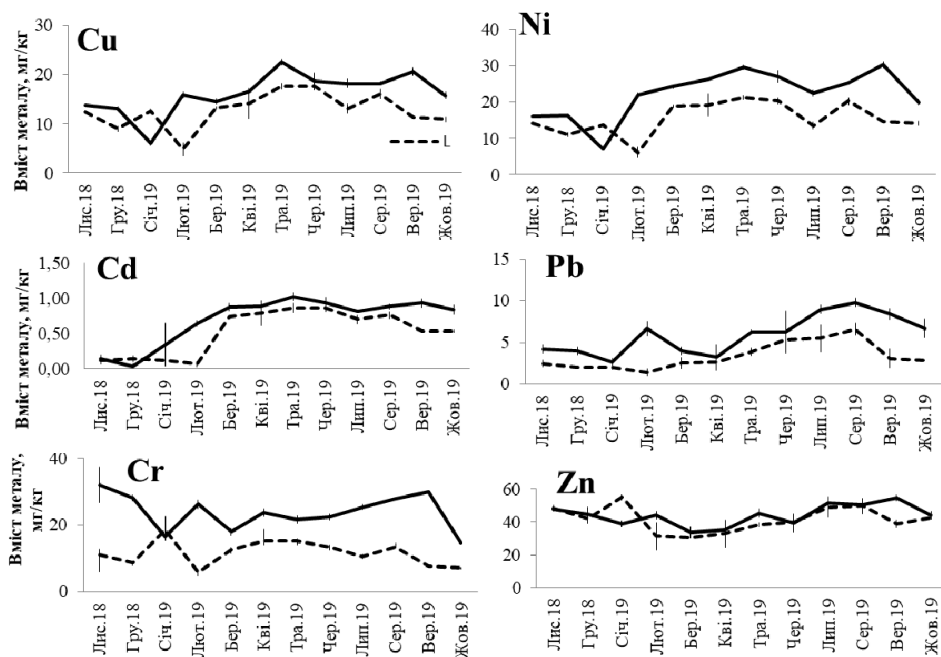


Рис. 1 – Річна динаміка вмісту важких металів у лісовій підстилці НПП «Голосіївський» у 2018-2019 рр.
Fig. 1 – Annual dynamics of the content of heavy metals in the leaf litter of Holosiivskiy National Nature Park in 2018-2019

у лютому відбувається різке зниження вмісту у 3 рази для Cu ($4,87 \pm 1,35$ мг/кг) та у 2 рази для Ni ($6,17 \pm 3,19$ мг/кг). У подальшому спостерігається поступове збільшення концентрацій до червня ($21,25 \pm 0,19$ мг/кг для Cu), незначне зменшення у липні і ще один пік у серпні. Найімовірніше, це пов'язано з надходженням свіжого листового опаду, що забруднений важкими металами.

Для ферментованого шару було зафіксовано зменшення концентрації Ni та Cu у 2 рази у лютому місяці. Потім спостерігається тенденція до збільшення вмісту цих металів до першого піку у травні. Проте, на відміну від листового шару, другий пік був виявлений у вересні, на місяць пізніше. Це, ймовірно, пояснюється поступовою мінералізацією речовини та міграцією Ni та Cu у нижній шар лісової підстилки. Дослідження динаміки вмісту Cu та Ni у підстилці неурбанізованих лісів (без поділу на шари) північної Польщі показало подібну тенденцію вмісту металів. Так максимальні концентрації Cu та Ni для дубового лісу були характерні для літнього періоду ($5,2$ мг/кг та $31,6$ мг/кг відповідно) [28]. Відзначимо, що концентрації міді на цій території були суттєво нижчими у порівнянні з екосистемою НПП «Голосіївський» (у 3,5-4 рази). Проте концентрація Ni у ферментовану шарі майже не відрізнялася і була в 1,4 рази вищою, ніж у листовому на території НПП «Голосіївський». Виявлено, що на динаміку Cu у підстилці впливає величина концентрації у ґрунті з накопиченням/вивільненням з цього компонента в залежності від високого/низького рівня вмісту цього металу у ґрунті відповідно [31].

Загальні тенденції зміни протягом року Pb у листовому шарі характеризуються відносно стабільним вмістом цього металу з листопада до квітня. Потім відбувається поступове збільшення з максимумом у серпні ($6,60 \pm 0,72$ мг/кг), за яким слідує різке зниження у 2 рази. У ферментованому шарі на фоні відносно стабільного вмісту у листопад-січні було зафіксовано різке збільшення концентрації у 2,5 рази у лютому. У подальшому концентрація знижується і з квітня, аналогічно листовому шару, відбувається збільшення вмісту до серпня ($9,80 \pm 0,52$ мг/кг). У вересні-жовтні прослідковується поступове зниження вмісту даного металу. Привертає увагу той факт, що з надходженням великої кількості свіжого листового опаду (у вересні-жовтні) концентрація Pb зменшується. За даними Watmoug, під час розкладу підстилки Pb активно вилучався з листового матеріалу та накопичувався у верхньому (0-1 см) шарі ґрунту [32]. Водночас за

даними [33] у лісопаркових зонах м. Слесь саме лісова підстилка є основним акумулятором цього металу.

Вміст Cd у листовому шарі протягом листопада-лютого характеризувався низькими рівнями ($< 0,15$ мг/кг). З початком весняного періоду відбувається різке збільшення до $0,74$ мг/кг. У подальшому концентрація металу досягає максимуму у травні ($0,87 \pm 0,07$ мг/кг), другий пік – у серпні ($0,76 \pm 0,05$ мг/кг). Для ферментованого шару поступове збільшення вмісту Cd було характерне із січня по травень ($0,15 \pm 0,05$ мг/кг до $1,02 \pm 0,05$ мг/кг відповідно). Потім другий пік зафіксовано у вересні ($0,93 \pm 0,06$ мг/кг), на місяць пізніше, ніж у листовому. Аналогічно як і для Ni та Cu , відбувається зростання концентрації з надходженням свіжого листового опаду та подальший розклад і міграція металу в нижні ферментовані шари підстилки.

Для хрому у листовому шарі було зафіксовано різке збільшення вмісту у 2,1 рази у січні у порівнянні з груднем, потім зменшення у 3,1 рази у лютому. Далі відбувається поступове збільшення з невеликими підвищеннями у травні ($15,31 \pm 0,54$ мг/кг) та серпні ($13,56 \pm 1,10$ мг/кг). Ферментований шар характеризувався досить високими у порівнянні з листовим (у 3 рази більшим) вмістом Cr протягом листопада-грудня. Далі відбувається різке зменшення вмісту у 1,7 рази у січні і знову збільшення у лютому. Наступне збільшення концентрації відбувається у період з березня до вересня ($29,95 \pm 0,27$ мг/кг) і зменшення у 2 рази в жовтні.

Досить складною поведінкою характеризувався Zn , максимальний вміст якого був зафіксований у січні ($55,00 \pm 1,48$ мг/кг), з березня ($30,27 \pm 0,26$ мг/кг) фактично спостерігаємо поступове збільшення концентрації в листовому шарі до серпня ($49,79 \pm 4,63$ мг/кг). Для ферментованого шару збільшення вмісту спостерігається до вересня ($54,56 \pm 1,74$ мг/кг). У порівнянні з даним польських дослідників, вміст Zn на нашій модельній ділянці в окремі місяці був у 3 рази вищим [28]. Відзначимо, що найбільша величина концентрації була зафіксована у січні ($18,6$ мг/кг), мінімальна у жовтні ($7,9$ мг/кг). У загальному тенденція зміни вмісту цього металу протягом року була схожа з отриманими даними: зменшення у зимовий період, потім поступове збільшення з весни до літа. Дослідження залежності розкладу підстилки та концентрації Zn виявило на всіх досліджених ділянках абсолютну залежність між збільшенням кон-

центрації цього металу із втратою маси при розкладанні [31].

Ряд накопичення важких металів у листяному шарі лісової підстилки має вигляд: Zn (55,00 мг/кг) > Ni (21,25 мг/кг) > Cr (18,55 мг/кг) > Cu (17,71 мг/кг) > Pb (6,60 мг/кг) > Cd (0,87 мг/кг). Отже, в умовах НПП «Голосіївський» Zn , Cu та Ni переважно акумулюються в листяному шарі лісової підстилки. Загальна послідовність за концентрацією важких металів у ферментованому шарі лісової підстилки має вигляд: Zn (54,56 мг/кг) > Ni (30,29 мг/кг) > Cr (29,95 мг/кг) > Cu (22,61 мг/кг) > Pb (9,80 мг/кг) > Cd (1,02 мг/кг).

ВИСНОВКИ

Таким чином, серед екологічних проблем на сьогодні, забруднення атмосферного повітря у містах є однією з ключових. Одним із ефективних засобів, що можуть використовуватися для поліпшення його якості є створення оптимальної зеленої інфраструктури – зелених насаджень різного типу. Проте, не зважаючи на те, що рослини активно затримують пил та інші забруднювачі, токсичні елементи залишаються на поверхні та у складі їх фітомаси і в подальшому можуть мігрувати в інші компоненти довкілля після опадання листя. Процеси мінералізації листового опаду зумовлюють міграцію одних металів, та фіксацію інших.

Результати досліджень річної динаміки вмісту важких металів у лісовій підстилці грабової діброви НПП «Голосіївський» показують, що максимальні концентрації є характерними для літнього періоду, коли запаси підстилки різко зменшуються, мінімальні – для осінньо-зимового під час її накопичення. Найбільш швидко листовим шаром втрачаються Cu , Ni , Pb та Cd . У той час як Zn , виявляє тенденцію до фіксації у лісовій підстилці.

СПИСОК ЛІТЕРАТУРИ

- Air pollution statistics – emission inventories. URL: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Air_pollution_statistics_-_emission_inventories (Accessed: 29.04.2021).
- Ambient air pollution. URL: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/ambient-air-pollution> (Accessed: 30.04.2021).
- Trees as natural barriers against heavy metal pollution and their role in the protection of cultural heritage / Kocić K. et al. *Journal of Cultural Heritage*. 2014. 15 (3). Pp. 227-233.
- Atmospheric deposition: Effects on sculptures / Abulude F. O. et al. *Chemistry International*. 2018. 4(2). Pp. 136-145.
- Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human well being: Synthesis. Island Press, Washington, DC, 2005. 154 p.
- Battarbee R. W., Anderson N. J., Appleby P. G. Lake acidification in the United Kingdom 1800-1986: Evidence from analysis of lake sediments. London: ENSIS Ltd., 1988.
- Wei B., Yang L. A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem J.* 2010. 94(2). Pp. 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
- A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment / Harrison R. M. et al. *Atmos. Environ.* 2003. 37(17). Pp. 2391-2402. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00122-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00122-5)
- Source identification, size distribution and indicator screening of airborne trace metals in Kanazawa / Wang X. L. et al. *Japan J. Aerosol. Sci.* 2005. 36(2). Pp. 197-210.
- Park K., Dam H. Characterization of metal aerosols in PM10 from urban, industrial and Asian dust sources. *Environ. Monit. Assess.* 2010. 160(1-4). Pp. 289-300. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0695-6>
- Size distribution of metals in urban aerosols in Seville (Spain) / Fernandez A. J. et al. *Atmos. Environ.* 2001. 35(14). Pp. 2595-2601.
- Li X., Poon C. S., Liu P. S. Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*. 2001. 16(11). Pp. 1361-1368. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00045-2).
- Johansson C., Norman M., Burman L. Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment*. 2009. 43(31). Pp. 4681-4688.
- Apeageyi E., Bank M. S., Spengler J. D. Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*. 2011. 45(13). Pp. 2310-2330. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015>.
- Tchounwou P. B. et al. Heavy metal toxicity and the environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*. 2012. Pp. 133-164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6.
- Риженко Н. Наукові основи фітотоксикологічної оцінки небезпечності металів (Cd, Pb, Co, Ni, Zn) у екосистемах: автореф. дис... д-ра біол. наук: 03.00.16. / НААН України. Київ, 2018.
- Nowak D. J., Gordon M. H. *Air Quality Effects of Urban Trees and Parks* / National Recreation and Park Association, 2010. 48 p.
- Modeled PM 2.5 removal by trees in ten US cities and associated health effects / Nowak D. J. et al. *Environmental Pollution*, 2013. 178. Pp. 395-402.
- Tallis H., Polasky S. Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 2009. 1162. Pp. 265–283.
- Державні санітарні правила планування та забудови населених пунктів: затверджено наказом Міністерства охорони здоров'я України від 19 червня 1996 р. №173 // Верховна Рада України: сайт. <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text> (Accessed: 7.05. 2021).
- Екологічний атлас Києва. Київ: ТОВ «Людопринт-Україна» з іноземними інвестиціями», 2017. 60 с.
- Програма розвитку зеленої зони м. Києва до 2010 року та концепція формування зелених насаджень в

- центральної частині міста: затверджено рішенням Київської міської ради від 19 липня 2005 року № 806/3381 // Ліга. Закон: сайт http://kmr.ligazakon.ua/SI/TE2/I_docki2.nsf/alldocWWW/F568AC23F047A944C22573C00053FA80?OpenDocument (Accessed: 7. 05. 2021).
23. Екологічний паспорт міста Києва за 2019 рік. URL: https://ecodep.kyivcity.gov.ua/files/2020/9/1/eco_pasport_2019.pdf. (Accessed: 05. 05. 2021).
 24. Екологічний паспорт міста Києва за 2010 рік. URL: https://kga.gov.ua/dp.kga.gov.ua/images/files/16_eco_pasport.pdf. (Accessed: 05. 05. 2021).
 25. Коношина С., Хилкова Н. Накопление ионов тяжелых металлов в листовом опаде различных видов древесных растений на урбанизованных территориях. *Вестник ОрелГАУ*. 2015. 2(53). С. 29-35.
 26. Wildung R., Gauland T., Buschbom R. The independent effects of soil temperature and water content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biol. Biochem.* 1975. 7. Pp. 373–378.
 27. Воробейчик Е. Изменение мощности лесной подстилки в условиях химического загрязнения. *Экология*. 1995. 4. С. 278-284.
 28. Jonczak J., Parzych A., Sobisz Z. Dynamics of Cu, Mn, Ni, Sr and Zn release during decomposition of four types of litter in headwater riparian forests in northern Poland. *Forest Research Papers*. 2014. 75(2). Pp. 193-200.
 29. Laskowski R., Berg B. Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. *Scand. J. For. Res.* 1993. 8. Pp. 446-456.
 30. Lomander, A. Organic matter turnover in forest and arable land – temperature and moisture effects and dynamics of heavy metals: diss. of Dr.Sc. / Department of Forest Soils, Uppsala, Sweden; Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria, 2002. 250 p.
 31. Virzo De Santo A. et al. Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests. *Developments in Soil Science*. 2002. 28, part A. Pp. 63-78.
 32. Watmough S., Hutchinson T., Dillon P. Lead dynamics in the forest floor and mineral soil in South-Central Ontario. *Biogeochemistry*. 2004. 71(1). Pp. 43-68.
 33. Дубровина О. А., Зубкова Т. В. Содержание свинца и кадмия в почве и органах растений сосны обыкновенной в лесопарковых зонах г. Ельца. *Плодоводство и ягдоводство*. 2019. Т. 57. С. 56-60.
- REFERENCES**
1. *Air pollution statistics – emission inventories*. Available at: https://ec.europa.eu/eurostat/statistics-explained/index.php?title=Air_pollution_statistics_-_emission_inventories (Accessed: 29 April 2021).
 2. *Ambient air pollution*. Available at: <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/air-quality-and-health/ambient-air-pollution> (Accessed: 30 April 2021).
 3. Kocić, K. et al. (2014). Trees as natural barriers against heavy metal pollution and their role in the protection of cultural heritage. *Journal of Cultural Heritage*, 15(3), pp. 227-233. <https://doi.org/10.1016/j.culher.2013.05.001>
 4. Abulude, F.O. et al. (2018). Atmospheric deposition: Effects on sculptures. *Chemistry International*, 4(2), pp. 136-145.
 5. *Millennium ecosystem assessment. Ecosystems and human well being: Synthesis* (2005). Island Press, Washington, DC.
 6. Battarbee, R.W., Anderson, N.J. & Appleby, P.G. (1988). *Lake acidification in the United Kingdom 1800-1986: Evidence from analysis of lake sediments*. London: ENSIS Ltd.
 7. Wei, B. & Yang, L. (2010). A review of heavy metal contaminations in urban soils, urban road dusts and agricultural soils from China. *Microchem J*, 94(2), pp. 99-107. <https://doi.org/10.1016/j.microc.2009.09.014>
 8. Harrison, R.M. et al. (2003). A study of trace metals and polycyclic aromatic hydrocarbons in the roadside environment. *Atmos Environ*, 37(17), pp. 2391-2402. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(03\)00122-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(03)00122-5)
 9. Wang, X.L. et al. (2005). Source identification, size distribution and indicator screening of airborne trace metals in Kanazawa. *Japan J Aerosol Sci*, 36(2), pp. 197-210.
 10. Park, K. & Dam, H. (2010). Characterization of metal aerosols in PM10 from urban, industrial and Asian dust sources. *Environ Monit Assess*, 160(1-4), pp. 289-300. <https://doi.org/10.1007/s10661-008-0695-6>
 11. Fernandez, A.J. et al. (2001). Size distribution of metals in urban aerosols in Seville (Spain). *Atmos Environ*, 35(14), pp. 2595-2601.
 12. Li, X., Poon, C.S. & Liu, P.S. (2001). Heavy metal contamination of urban soils and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16(11), pp. 1361-1368. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(01\)00045-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(01)00045-2)
 13. Johansson, C., Norman, M. & Burman, L. (2009). Road traffic emission factors for heavy metals. *Atmospheric Environment*, 43(31), pp. 4681-4688.
 14. Apeagyei, E., Bank, M.S. & Spengler, J.D. (2011). Distribution of heavy metals in road dust along an urban-rural gradient in Massachusetts. *Atmospheric Environment*, 45(13), pp. 2310-2330. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.11.015>
 15. Tchounwou, P.B. et al. (2012). Heavy Metal Toxicity and the Environment. *Molecular, Clinical and Environmental Toxicology*, pp. 133-164. https://doi.org/10.1007/978-3-7643-8340-4_6
 16. Ryzhenko, N.O. (2018). *Naukovi osnovy fitotoksikologichnoi otsinky nebespechnosti metaliv (Cd, Pb, Co, Ni, Zn) u ekosystemakh [Scientific principles of phytotoxicological assessment of metals hazard (Cd, Pb, Co, Ni, Zn) in ecosystems]*. Abstract of Dr. Sc. in Biology. Kyiv: Institute of Agroecology and Environmental Management of National Academy of Agrarian Sciences of Ukraine. (in Ukr.).
 17. Nowak, D.J. & Gordon, M.H. (2010). *Air quality effects of urban trees and parks*. National Recreation and Park Association.
 18. Nowak, D.J. et al. (2013). Modeled PM 2.5 removal by trees in ten US cities and associated health effects. *Environmental Pollution*, 178, pp. 395-402.
 19. Tallis, H. & Polasky, S. (2009). Mapping and valuing ecosystem services as an approach for conservation and natural-resource management. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162, pp. 265–283.
 20. *Derzhavni sanitarni pravyla planuvannia ta zabudovy naselenykh punktiv: zatverdzheno nakazom Ministerstva okhorony zdorovia Ukrainy vid 19 chervnia 1996 r. №173 [State sanitary rules of planning and development of settlements: approved by the order of the Ministry of Health of Ukraine of June 19, 1996 No. 173]*. Verkhovna Rada of Ukraine. Available at: <https://zakon.rada.gov.ua/laws/show/z0379-96#Text>. (Accessed: 7 May 2021).
 21. *Ekologichnyi atlas Kyieva [Environmental atlas of Kyiv city]* (2017). Kyiv : Liudoprynt.
 22. *Prohrama rozvytku zelenoi zony m. Kyieva do 2010 roku ta kontsepsiia formuvannia zelenykh nasadzen v tsentralnii*

- chastyni mista : zatverdzheno rishenniam Kyivskoi miskoi rady vid 19 lypnia 2005 roku № 806/3381 [Kyiv green zone development program until 2010 and the concept of green plantation formation in the central part of the city: approved by the decision of the Kyiv City Council of July 19, 2005 no. 806/3381. Liga.Zakon. Available at: http://kmr.ligazakon.ua/SITE2/1_docki2.nsf/alldocWWW/F568AC23F047A944C22573C00053FA80?OpenDocument. (Accessed: 7 May 2021).
23. *Ekolohichniy pasport mista Kyieva za 2019 rik [Ecological passport of the city of Kyiv for 2019]*. Available at: https://ecodep.kyivcity.gov.ua/files/2020/9/1/eco_pasport_2019.pdf. (Accessed: 5 May 2021).
 24. *Ekolohichniy pasport mista Kyieva za 2010 rik [Ecological passport of the city of Kyiv for 2010]*. Available at: https://kga.gov.ua/dp.kga.gov.ua/images/files/16_eco_pasport.pdf. (Accessed: 5 May 2021).
 25. Konoshina, S.V. & Khilkova, N.L. (2015). [Accumulation of heavy metals in leaf litter of different tree species in urban areas]. *Vestnik OrelGAU [Oryol State Agrarian University Bulletin]*, 2(53), pp. 29-35. (in Russ.). <https://doi.org/10.15217/307127>
 26. Wildung, R., Gauland, T. & Buschbom, R. (1975). The independent effects of soil temperature and qater content on soil respiration rate and plant root decomposition in arid grassland soils. *Soil Biol. Biochem.*, 7, pp. 373–378.
 27. Vorobeichik, E.L. (1995). Changes in thickness of forest litter under chemical pollution. *Ekologiya [Russian Journal of Ecology]*, pp. 278-284. (in Russ.).
 28. Jonczak, J., Parzych, A. & Sobisz, Z. (2014). Dynamics of Cu, Mn, Ni, Sr and Zn release during decomposition of four types of litter in headwater riparian forests in northern Poland. *Forest Research Papers*, 75(2), pp. 193-200.
 29. Laskowski, R. & Berg, B. (1993). Dynamics of some mineral nutrients and heavy metals in decomposing forest litter. *Scand. J. For. Res*, 8, pp. 446-456.
 30. Lomander, A. (2002). *Organic matter turnover in forest and arable land – temperature and moisture effects and dynamics of heavy metals*. Diss. of Dr.Sc. Uppsala, Sweden: Department of Forest Soils; Acta Universitatis Agriculturae Sueciae. Silvestria.
 31. Virzo De Santo, A. et al. (2002). Heavy metals and litter decomposition in coniferous forests. *Developments in Soil Science*, 28, part A, pp. 63-78.
 32. Watmough, S., Hutchinson, T. & Dillon, P. (2004). Lead dynamics in the forest floor and mineral soil in South-Central Ontario. *Biogeochemistry*, 71(1), pp. 43-68.
 33. Dubrovina, O.A. & Zubkova, T.V. (2019). [The content of lead and cadmium in the soil and organs of scots pine in forest park zones yelets]. *Plodovodstvo i yagodovodstvo [Pomiculture and small fruits culture in Russia]*, 57(1), pp. 56-60. (in Russ.). <https://doi.org/10.31676/2073-4948-2019-57-56-60>.

ROLE OF GREEN SPACES FOR MIGRATION AND SETTING OF HEAVY METALS (AS ILLUSTRATED BY HOLOSIIVSKYI NATIONAL NATURE PARK, KYIV)

T. S. Tesolkina, D. V. Lukashov

*Taras Shevchenko National University of Kyiv,
60, Volodymyrska St., 01033 Kyiv, Ukraine, tania.tesolkina@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-1375-0447>*

Air pollution by heavy metals in the urbanized surroundings presents a serious threat to human health and the environment. Road dust is distinguished as a high-level pollutant and characterized by a significant content of heavy metals. Green spaces play a leading role when it comes to improving the quality of atmospheric air in megalopolises. They trap pollutants. Most of them settle on the surfaces of plant leaves, but some can be also absorbed through the stomata. As a result of these processes, pollutants, along with fallen leaves, can later migrate to other components of the ecosystem. An important component of this system is forest litter that plays a kind of trigger role by regulating the directions of substance flows in the “leaves-litter-soil” system, keeping chemical elements from leaching out and evenly distributing their inflows. Thus, forest litter functions as a sort of biogeochemical barrier and plays a leading role in the ability of ecosystems to self-regulate.

Thus, the purpose of this work was to assess the role of green spaces in improving the quality of atmospheric air in the urban surroundings and to conduct a preliminary assessment of the features of the processes of heavy metals transformation within the forest litter. The model site of research is located within the territory of Holiivskiy forest, a part of the Holiivskiy National Nature Park (Kyiv). The content of heavy metals in the forest litter was determined using the methods of atomic absorption spectrophotometry. The results of the study of *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd*, *Cr* and *Zn* content annual dynamics within the forest litter of the hornbeam forest of the Holiivskiy National Nature Park show that the maximum concentrations are typical for the summer period, when the litter reserves sharply decrease, and the minimum ones – for the autumn-winter period during their accumulation. Comparison of the distribution of heavy metals content within the leaf and fermented layers showed that, under the conditions of the model area, *Zn*, *Cu*, and *Ni* are

predominantly accumulated right in the leaf layer of the forest litter. Moreover, it was revealed that the processes of leaf litter mineralization lead to migration of *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd* and *Cr*, and setting of *Zn*.

Keywords: heavy metals; forest litter; antropogenic air pollution; green spaces; forest ecosystem.

РОЛЬ ЗЕЛЕННЫХ НАСАЖДЕНИЙ В МИГРАЦИИ И ФИКСАЦИИ ТЯЖЁЛЫХ МЕТАЛЛОВ (НА ПРИМЕРЕ НАЦИОНАЛЬНОГО ПРИРОДНОГО ПАРКА «ГОЛОСЕЕВСКИЙ», КИЕВ)

Т. С. Теселкина, Д. В. Лукашов

Киевский национальный университет имени Тараса Шевченко,
ул. Владимирская, 60, 01033, Киев, Украина, tania.tesolkina@gmail.com
<https://orcid.org/0000-0002-1375-0447>

Загрязнение атмосферного воздуха тяжелыми металлами в урбанизированной среде является серьезной угрозой для здоровья человека и окружающей среды. Значительным уровнем загрязнения отличается дорожная пыль и характеризуется большим содержанием тяжелых металлов. Одну из ведущих ролей в улучшении качества атмосферного воздуха в мегаполисах играют зеленые насаждения. Они задерживают загрязняющие вещества. В основном поллютанты оседают на поверхностях листьев растений, также могут поглощаться через устьица. В результате протекания этих процессов, загрязнители, вместе с опавшими листьями, в дальнейшем могут мигрировать в другие компоненты экосистемы. Важным компонентом в этой системе является лесная подстилка, выполняет своеобразную триггерную роль – обеспечение регуляции направлений потоков вещества в системе «листья-подстилка-грунт», удерживая от вымывания химические элементы и равномерно распределяя их поступления. Таким образом, лесная подстилка является своеобразным биогеохимическим барьером, задерживает большинство токсичных металлов и играет ведущую роль в способности экосистем к саморегуляции.

Поэтому, целью данной работы было оценить роль зеленых насаждений в улучшении качества атмосферного воздуха городской среды и предварительная оценка особенностей процессов трансформации тяжелых металлов в лесной подстилке. Модельный участок исследований расположен в пределах территории Голосеевского леса, является частью НПП «Голосеевский» (г. Киев). Содержание тяжелых металлов в лесной подстилке определяли с помощью методов атомно-абсорбционной спектрофотометрии. Результаты исследований годовой динамики содержания *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd*, *Cr* и *Zn* в лесной подстилке грабовой дубравы НПП «Голосеевский» показывают, что максимальные концентрации характерны для летнего периода, когда запасы подстилки резко уменьшаются, минимальные – для осенне-зимнего во время ее накопления. Сравнение распределения содержания тяжелых металлов в листовом и ферментированном слоях показало, что в условиях модельного участка, *Zn*, *Cu* и *Ni* преимущественно аккумулируются именно в листовом слое лесной подстилки. Также, выявлено, что процессы минерализации листового опадания обуславливают миграцию *Cu*, *Ni*, *Pb*, *Cd* и *Cr*, и фиксацию *Zn*.

Ключевые слова: тяжелые металлы; лесная подстилка; аеротехногенное загрязнение; зеленые насаждения; лесная экосистема.

Подання до редакції: 03. 06. 2021
Надходження остаточної версії: 12. 06. 2021
Публікація статті: 30. 06. 2021