

Шифр «ЛИСТЯ»

Дослідження впливу викидів автотранспорту на вміст важких металів
у опалому листі

Зміст

	С.
Вступ.....	3
.....	
Розділ 1 Аналіз небезпечного впливу автотранспорту на навколишнє середовище.....	5
Розділ 2 Методика визначення вмісту важких металів у листі листяних рослин.....	13
2.1 Характеристика місць проведення дослідження.....	13
2.2 Методика визначення вмісту важких металів у листі листяних рослин.....	16
Розділ 3 Результати визначення важких металів у листі досліджуваних дерев.....	19
Висновки.....	22
Список використаних джерел.....	24
Додатки	26

ВСТУП

На вулицях міст і сіл України постійно зростає чисельність автомобілів, які негативно впливають на стан довкілля, спричиняють як пряму, так і опосередковану дію: шум, забруднення повітря й ґрунтів, ущільнення ґрунтів тощо.

Вплив системи „автомобіль – дорога” на природне середовище в умовах міста значно більший ніж промисловості і теплоенергетики, що пов'язано з великою кількістю автотранспортних засобів, наявністю великих площ доріг і вулиць з асфальто- і цементобетонним покриттям. Матеріали таких покриттів мають більш високу теплопровідність у порівнянні з ґрунтом, через що самі перегріваються, нагрівають автомобілі і повітряне середовище суміжних територій. Унаслідок цього значно погіршується мікроклімат у будинках, розташованих уздовж вулиць. Вихлопні гази автомобілів знижують обсяг біомаси міської території, тому що погіршують відновні властивості природного комплексу міста.

З метою зменшення забруднення повітря в міських регіонах використовується рослинність, адже вона має здатність очищати повітря від забруднювачів. Деревя «збирають» значну кількість забруднюючих речовин із повітря і поліпшують якість повітря [1]. Вважається, що листя рослинності поглинають забруднювачі повітря через свої продихи, тому захоплюють шкідливі частинки на свої листя і гілки [2]. Ефективність цього процесу залежить від метеорологічних і особливостей самої рослини.

Деревя можуть видаляти газоподібне забруднення повітря різними шляхами. Вологі, шорсткі або електрично заряджені поверхні найбільше поглинають частинки забруднювача з повітря [3]. Деякі частинки потім поглинаються в середині листа, де газоподібні речовини дифундують у міжклітинних просторах і можуть бути поглинені, утворюючи кислоти, але більшість частинок залишаються на поверхні рослини. Ці «перехоплені» частинки часто повертаються в атмосферу, вимиті дощем або скинуті на

землю з опалим листям у ґрунт. Одним із заходів санітарного очищення міст є збирання опалого листя і подальша його утилізація або переробка. В останні роки, з огляду на вимоги нової Стратегії поводження з відходами (2018 р.) [4], існує думка, що опале листя з міських територій можливо використовувати в якості компосту [5]. Постає питання, чи безпечно використовувати таке листя, якщо воно зібрано поблизу міських автомобільних шляхів.

Тому метою даної роботи є визначенні вмісту важких металів у опалому листі деревних порід рослин, що формується під впливом викидів автотранспорту.

Для вирішення цієї мети були поставлені такі завдання:

- проаналізувати вплив викидів автотранспорту на довкілля;
- проаналізувати джерела надходження важких металів та особливості їх поширення у екосистемі;
- визначити ділянки в межах міста для проведення дослідження;
- зібрати матеріал для дослідження (опале листя деревних порід рослин);
- визначити методом атомної абсорбції вміст важких металів у опалому листі досліджуваних порід дерев.

Предмет дослідження – вміст важких металів у опалому листі.

Об'єкт дослідження – опале листя тополі чорної та берези повислої.

Наукова новизна отриманих результатів полягає у науковому обґрунтуванні акумуляції важких металів листям дерев, що ростуть вздовж міських автомобільних доріг.

РОЗДІЛ 1 АНАЛІЗ НЕБЕЗПЕЧНОГО ВПЛИВУ АВТОТРАНСПОРТУ НА НАВКОЛИШНЄ СЕРЕДОВИЩЕ

Система автомобіль-дорога-довкілля включає автомобільні транспортні засоби, автомобільну дорогу, придорожню структуру (автозаправні станції, станції технічного обслуговування, зони відпочинку, підприємства харчування, будівельно-ремонтні ділянки і т. ін.), а також навколишнє середовище, на яке вони прямо або побічно впливають [6, 7, 8, 9].

Непрямий вплив на екосистеми здійснюється шляхом фізичного і хімічного впливу потоку автотранспорту. Фізичний вплив являє собою шумовий, вібраційний, електромагнітний і радіоактивний вплив [9]. Але найбільш істотний вплив справляє хімічне забруднення [10].

Кожна тисяча автомобілів викидає впродовж дня в атмосферу 3,2 т карбон (II) оксиду, близько 400 кг органічних речовин, приблизно 150 кг сполук нітрогену і 3 кг свинцю (навіть при використанні неетильованого бензину виявляються сліди свинцю у викидах відпрацьованих газів). У середньому при пробігу 15 тис. км. за 1 рік кожен автомобіль спалює 2 т палива і близько 26—30 т повітря, зокрема 4,5 т кисню, що в 50 разів більше за потреби людини [6]. Упродовж 1 року експлуатації автомобіль викидає в атмосферу 700 кг чадного газу, 40 кг нітроген діоксиду, 230 кг незгорілих вуглеводнів і 2—5 кг твердих речовин [8]. Склад відпрацьованих газів автомобільного транспорту наведено у табл. 1.1.

У газах, що відходять від автомобіля з дизельним двигуном, міститься велика кількість сажі (тверді невизначені частинки з розмірами 0,3—100 мкм). Утворення сажі залежить від температури в зоні згоряння, тиску в камері згоряння, типу палива, співвідношення паливо—повітря. Основною причиною підвищеної димності є зношеність парку дизельних автомобілів, тому необхідно поліпшення їх технічного стану і перехід до використання екологічно чистого дизельного палива. [8].

Таблиця 1.1 – Компоненти відпрацьованих газів

Компоненти	Вміст компонента, %		Примітка
	Карбюраторні ДВЗ	Дизельні ДВЗ	
N ₂	74-77	76-78	Нетоксичні
O ₂	0,3-8,0	2,0-18,1	Нетоксичні
H ₂ O	3,0-5,5	0,5-4,0	Нетоксичні
CO ₂	5,0-12,0	1,0-10,0	Нетоксичні
H ₂	0-0,5	-	Токсичні
CO	5,0-12,0	0,01-0,50	Токсичні
NO _x	До 0,8	0,0002-0,5	Токсичні
C _n H _m	0,2-3,0	0,009-0,5	Токсичні
Альдегіди	До 0,2 мг/л	0,001-0,09 мг/л	Токсичні
Сажа	0-0,04 г/м ³	0,01-1,1 г/м ³	Токсичні
Бензапірен	10-20 мкг/м ³	До 10 мкг/м ³	Токсичні

У викидах карбюраторних двигунів основна частка шкідливих продуктів припадає на карбон (II) оксид, вуглеводні і та оксиди нітрогену, у викидах дизельних двигунів – на оксиди нітрогену та сажу [10]. Перевищення ГДК карбон (II) оксиду у в повітрі створює передумови для послаблення загальної реактивності організму, зниження працездатності, підвищеної стомлюваності, гіпоксії [11].

Забруднення атмосферного повітря підвищеними концентраціями нітроген діоксиду заслуговує на особливу увагу, бо під дією довгохвильового ультрафіолетового випромінювання вони каталізують окиснювальний розпад вуглеводнів, сприяючи утворенню високотоксичних проміжних продуктів, що призводить до утворення фотохімічного смогу. Надмірні концентрації нітроген діоксиду сприяють подразненню слизової оболонки очей, носоглотки, вступають у взаємодію зі слизовими оболонками дихальних шляхів, трансформуючись при цьому у в нітритну (HNO₂) и й нітратну кислоти (HNO₃). У кров'яному руслі нітрити перешкоджають надходженню кисню, знижують тонус судин. [2, 3, 7].

Як присадка для попередження явища детонації в автомобільному паливі міститься сульфур. В У результаті з 1 г сульфуру утворюється 2 г

сірчистого газу [9]. Викиди сірчистого газу залежать від виду і та кількості спалюваного палива, що спалюється. На відміну від вуглекислого газу сірчистий газ є дуже нестійкою сполукою. Під впливом короткохвильової сонячної радіації він швидко перетворюється в на сірчаний ангідрид і в контакт з водяною парою атмосфери — в на сірчисту кислоту. Сульфур діоксид здійснює подразнювальну дію на дихальні шляхи, викликаючи спазм бронхів, а також шлунково–кишковий кишкового тракту. При контакт з слизовими оболонками утворює сульфїтну (H_2SO_3) и й сульфатну (H_2SO_4) кислоти [6]. За статистичними даними, у 2018 р. в цілому за всіма джерелами відбулося збільшення викидів діоксиду та інших сполук сульфуру на 1,73 тис. т, або на 47,3 % [12].

Крім вказаних зазначених вище компонентів, у викидах автомобільного транспорту містяться такі канцерогенні речовини, як бензопірен, формальдегід, акролеїн, бензол, фенол, важкі метали. Концентрація будь-якого з них, що перевищує ГДК в 2 і більше разів, сприяє онкоутворенню [6]. Перевищення ГДК фенолу в повітрі ($0,003 \text{ мг/м}^3$) призводить до зниження артеріального тиску, судомного синдрому, загальної інтоксикації [13]. Формальдегід запускає ланцюг клітинних перетворень, здійснюючи загальнотоксичну дію. Акролеїн, крім подразнювальної дії на дихальні шляхи, здійснює мутагенну дію при довготривалому контакт з [8].

Олефіни, що входять до складу вихлопних газів, не чинять подразнювальної дії, але подібно до ароматичних вуглеводнів, каталізують процеси утворення фотохімічного смогу, сприяючи виділенню таких високотоксичних окиснювачів, як озон, гідрозакиси, органічні закиси, озоніди, нітросполуки, каталізуючи процес утворення нітроген діоксиду [6].

Пил на поверхні дорожнього покриття являє собою продукти зношення дорожнього покриття і накопичення мінеральних частинок в у періоди між випаданням опадів. У складі пилу більше ніж 30 % становлять дрібні частинки розміром менше ніж 100 мкм [6, 8, 9], що вільно переносяться повітряними потоками в придорожню смугу й там осідають. Частина їх із

поверхні дорожнього полотна та узбіч переноситься в придорожню смугу водними потоками.

Пил, що осідає на листі, екранує лист знижуючи ефективність фотосинтезу та водночас різко підвищуючи поглинання теплової частини спектру. Важкі метали, що містяться у повітрі, осідають в складі пилу на листову пластину призводячи до забивання продихів, зміну рН при наявності опадів, зміну теплового балансу та уповільнення процесів фотосинтезу. В результаті цього лист перегрівається, збільшується витрата води на транспірацію, продуктивність фотосинтезу знижується.

Найбільш стійкими до пилу є рослини із гладким листям (тополя, береза), з якого пил легко струшується [3].

Частинки пилу адсорбують усі хімічні речовини. Особливо, небезпечні для компонентів екосистем сполуки важких металів — свинцю, нікелю, кобальту, хрому, цинку, купруму та кадмію, що мають здатність накопичуватися в харчових ланцюгах.

Важкі метали надходять у навколишнє середовище здебільшого при стиранні дорожнього полотна та автопокришок. У результаті стирання автопокришок у ґрунт поблизу автомобільної дороги надходять алюміній, кобальт, купрум, залізо, марганець, свинець, нікель, фосфор, титан, цинк і та інші елементи [10, 11]. Кадмій надходить у природне середовище в результаті зношення шин і стирання асфальтобетону. Нікель і хром — продукти зношення антикорозійних покриттів кузовів автомобілів [13].

Найбільш небезпечними забруднювачами природного середовища серед важких металів вважаються свинець і кадмій. Специфіка поведінки цих металів у поверхневому шарі ґрунтів і закономірності їх розсіювання від дороги добре вивчена вивчені [10, 13]. Фракції більше ніж 10 мкм осідають у безпосередній близькості (на відстані 5–7 м) від дорожнього полотна; більш дрібна (2–10 мкм) фракція відрізняється більшою розчинністю, а отже, більшою токсичністю. Зона дії цієї фракції свинцю на біоту вважається активною на відстані 30–100 м від краю полотнища полотна [13]. Найбільш

дрібні частинки третьої фракції (менше ніж 10 мкм) із потоком повітря переносяться на великі відстані, їх розподіл пов'язаний, насамперед, із метеоумовами. Вони мають найбільшу відносну частку в повітряних техногенних викидах – у середньому до 60 % [9].

Частинки кадмію осідають в основному в безпосередній близькості від краю автомобільної дороги. Їх розсіювання в повітрі сильно залежить від метеорологічних умов, зокрема від наявності та сили вітру [13]. Кадмій досить рухливий рухомий у ґрунтах і мігрує тим легше, чим менший шар гумусу. Нормативними документами України гранично допустима концентрація (ГДК) кадмію в ґрунті прийнята за 1 мг/кг [14]. Джерел цього токсиканта досить багато — це мастило й дизельні олії, шини, деякі деталі двигунів, лакофарбове покриття автомобіля, фарба для розмітки дорожнього полотна.

Основна маса металів автотранспортного походження дуже швидко потрапляє на поверхню ґрунту. Частина з них включається в процеси ґрунтоутворення, частина поглинається рослинами, частина виноситься поверхневими і ґрунтовими стоками. У результаті вздовж автомобільних доріг формуються геохімічні аномалії важких металів. Так, при фоновому вмісті цинку в чистих ґрунтах від 30 до 220 мг/кг, поблизу автомобільної дороги вміст може складати становити до 400 мг/кг [14].

Тривалість перебування забруднюючих речовин у ґрунтах набагато більша, ніж в атмосфері або гідросфері, і тому забруднення ґрунтів, і насамперед, важкими металами, практично незворотна.

Метали, що накопичуються в ґрунті, можуть бути винесені з нього при ерозії, дефляції, вилуговуванні і та засвоєнні біотою. Період напіввиведення важких металів із ґрунтів у середньому складає становить: для Pb – від 740 до 5900 років, для Cr – 13–100, Zn – 70–510, Cu – 310–1500 років [13, 10].

Найменування і функції компонентів відпрацьованих газів автомобілів при загальному високому рівні забруднення атмосферного повітря в переважній більшості збігаються з найменуваннями забруднюючих речовин,

концентрації яких в атмосфері перевищують ГДК. Ситуація ускладнюється ще й тим, що автомобіль є приземним джерелом викидів і викидає шкідливі хімічні речовини в безпосередній близькості до людини. До того ж, у зв'язку з низьким технічним рівнем і переважною відсутністю систем нейтралізації відпрацьованих газів основний парк вітчизняних автомобілів викидає на порядок більше шкідливих речовин порівняно із сучасними зарубіжними аналогами [6].

Склад вихлопних газів автомобіля коливається в широких межах і залежить від ряду факторів: типу двигуна (карбюраторний, дизельний), режиму роботи і навантаження, технічного стану, якості палива, кваліфікації і досвідченості водія.

Частка викидів автотранспорту у в загальній кількості викидів в атмосферу складає становить 35,5 % і з кожним роком зростає. Частка ж автотранспорту у загальній кількості викидів від пересувних джерел становить 90 % [12, 9].

Станом на 2018 р. до 70 % всіх автомобілів України відповідали стандарту до Євро-0, що є значним джерелом забруднення атмосферної складової урбоекосистем.

Проблему забруднення повітря в м. Суми в останні роки визначають не стільки викиди стаціонарних джерел, як більшою мірою викиди від автотранспорту [9]. У м. Суми викиди від автотранспорту складають 58,2% від загального обсягу викидів міста (табл. 1.2) [12]. Тому проблема загазованості викидами від автотранспорту є актуальною.

Забруднення атмосферного повітря, особливо селітебних територій, відпрацьованими газами автомобілів становить серйозну небезпеку здоров'ю людей. На рівень викидів впливає інтенсивність та умови руху транспортних засобів, їх структура, рік випуску, категорія (вантажні чи легкові), вид палива та інші [11].

Таблиця 1.2 – Викиди забруднюючих речовин від автотранспорту в атмосферне повітря за 2018 рік у м. Суми

Забруднююча речовина	Обсяги викидів		
	т.	у % до 2017	у % до підсумку
Діоксид сірки	250,6	92,8	1,6
Діоксид азоту	2911,2	93,2	1,9
Оксид азоту	14,3	87,7	1,7
Оксид вуглецю	27492,9	93,9	2,5
Метан	113,8	94,7	2,3
НМЛОС	3751,9	91,3	2,3
Аміак	0,2	84,2	2,1
Сажа	279,2	92,2	1,4
Бенз(а)пірен	1,2	91,9	1,4
Діоксид вуглецю	297042,0	88,7	1,8

Шкідливі речовини, під час експлуатації автотранспорту, потрапляють у повітря з вихлопними газами, випарами з паливних систем, а також під час заправки автомобіля паливом. На викиди оксидів вуглецю (вуглекислий газ і чадний газ) впливає також рельєф дороги та режим і швидкість руху автомобіля. Наприклад, якщо збільшувати швидкість авто і різко зменшувати її під час гальмування, то у вихлопних газах кількість оксидів вуглецю збільшується у 8 разів. Мінімальна кількість оксидів вуглецю виділяється при рівномірній швидкості автомобіля 60 км/год [9].

Найбільша кількість забруднюючих речовин викидається при розгоні автомобіля, особливо при швидкому, а також при русі з малою швидкістю (з діапазону найбільш економічних). Відносна частка (від загальної маси викидів) вуглеводнів й оксиду вуглецю найбільш висока при гальмуванні й на неодруженому ході, частка оксидів азоту - при розгоні. Отже, автомобілі особливо сильно забруднюють повітряне середовище при частих зупинках і при русі з малою швидкістю. Створювані в містах системи руху в режимі "зеленої хвилі", істотно скорочують число зупинок транспорту на перехрестях і покликані скоротити забруднення атмосферного повітря в містах [11].

Таким чином, вміст шкідливих речовин у вихлопних газах залежить від ряду умов: режиму руху автотранспорту, рельєфу дороги, технічного стану автомобіля та ін.

Вимір рівня забруднення повітря у місті, зумовленого викидами автотранспорту, проводиться у комплексі з вимірюванням рівня забруднення викидами промислових джерел, але може проводитися й окремо. Для загальної оцінки рівня забруднення, без кількісних підрахунків, можна використовувати рослини-біоіндикатори. Це можуть бути представники як нижчих рослин (лишайники, мохи) так і вищих (деревні, квіткові рослини) [15, 16]. Оцінювання зміни якісних ознак деревних рослин є найбільш прийнятним і зручним у випадку оцінювання викидів від автотранспорту оскільки як правило автомобільні дороги мають захисні смуги озеленення.

РОЗДІЛ 2 МЕТОДИКА ПРОВЕДЕННЯ ДОСЛІДЖЕНЬ

2.1 Характеристика місць проведення дослідження

Для дослідження впливу автотранспорту на вміст важких металів використовували як досліджуваний матеріал опале листя рослин [17]. Відстань від дороги до дерев – 2-6 м.

Для загальної характеристики забруднення атмосферного повітря використовували фонові види деревних рослин, які ростуть у кожному досліджуваному районі в екологічно однакових умовах за вологістю й освітленістю. Спільними породами дерев для всіх обраних для дослідження ділянок є береза повисла і тополя чорна, які й були обрані для проведення дослідження. Обрані для дослідження рослини відносять до відділу покритонасінних (*Angiospermae*) класу дводольних (*Dicotilidones*). Ці рослини деревні, листяні, світлолюбні й вологолюбні:

– тополя чорна (*Populus nigra L.*) – це дерево зі світлою корою з нечисленними чорними тріщинами стовбура висотою до 30 м. Листя дельтоподібне з великими нерівними тупими зубцями. Верхня поверхня листка – темно-зелена. Черешки біля основи листової пластинки з дуже розвиненими залозками, що сильно відрізняються за розмірами від залозок по краях листової пластинки;

– береза повисла (*Betula pendula Roth*) – це дерево з білою корою до 20 м заввишки. Листя загострені, зубчасті, з округлими боками, 4–6 см довжиною. Середня жилка листової пластинки різко виступає (часто на 2/3 товщини). Серезки циліндричні, повислі, 3–4 см довжиною. Гілки повислі.

Дослідження проводили у жовтні-листопаді 2019 р. Листя збирали протягом 1 дня на всіх ділянках за сухої погоди. Опадів не було 15 днів до початку збору. Збирання проводили у поліетіленові мішки (сміттєві пакети) – рис. 2.1. Пакети маркувалися відповідно до ділянки. Листя тополі та берези збиралися окремо.



Рисунок 2.1 – Збір листя на досліджуваних ділянках

Місцем дослідження вмісту важких металів у опалому листі були обрані чотири райони на території м. Суми. Вибір ділянок дослідження обумовлюється інтенсивністю руху автомобільного транспорту на досліджуваних ділянках. Були обрані місця інтенсивного руху із наявністю та відсутністю транзитного вантажного транспорту. Також враховувалось наявність однакових порід дерев на досліджуваних ділянках для забезпечення репрезентативності результатів. Це такі райони:

1. Парк культури та відпочинку ім. Кожедуба – знаходиться в центрі міста, місце інтенсивного руху автотранспорту, без транзитного. Умовна назва ділянки – Центр;
2. Пр. Курський - місце інтенсивного руху автотранспорту, густонаселений район, виробничі площадки ПАТ «СМНВО ім. Фрунзе», транзитна траса у напрямку Курська;
3. вул. Харківська (район вул. Сумсько-Київських дивізій) – місце інтенсивного руху автотранспорту (без транзитного через місто). Умовна назва ділянки – вул. СКД;
4. вул. Харківська 111 – місце інтенсивного руху автотранспорту, транзитна дорога у напрямі Харкова. Умовна назва ділянки – вул. Харківська;
5. Контрольна ділянка була обрана поза містом (с. Могриця, Сумського р-ну) – практично відсутній рух автотранспорту.

На всіх досліджуваних ділянках було визначено структуру транспортного потоку та інтенсивність руху. Спостереження проводились у жовтні 2019 р. Враховували обидва напрямки руху. Пр виборі досліджуваних ділянок також враховувались кількість смуг руху (3 смуги в кожному напрямку – всього смуг), тип забудови та наявність дерев-індикаторів.

Інтенсивність руху автотранспорту з урахуванням структури транспортного потоку на досліджуваних ділянках, що наведена на у табл. 2.1 та графічно відображена на рис. 2.2.

Таблиця 2.1 – Структура транспортного потоку та інтенсивність руху на досліджуваних ділянках за 1 годину (ранок, година пік)

Ділянка дороги	Вантажні	Пасажирські (автобуси та маршрутні таксі)	Легкові
Центр	4	268	863
пр. Курський	96	236	740
вул. Харківська	130	153	687
вул. СКД	6	204	732
Контроль	0	2	5

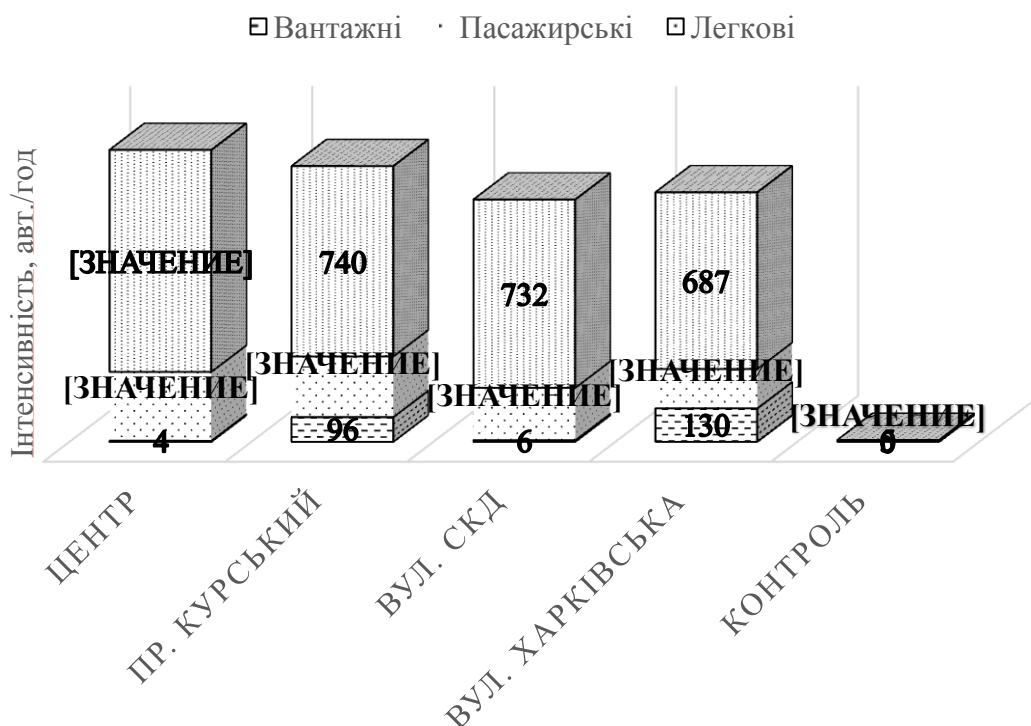


Рисунок 2.2 – Інтенсивність руху автотранспорту на досліджуваних ділянках автодоріг

2.2 Методика визначення вмісту важких металів у листі листяних рослин

Дослідження вмісту важких металів (ВМ) проводили методом атомно-абсорбційного аналізу. Важкі метали в рослинних пробах визначають в їх зольних розчинах. Різна концентрація рухомих форм важких металів у тканинах листя рослин відображає їх уміст у навколишньому середовищі.

Для визначення вмісту важких металів у листях рослин підготовлений матеріал озолювали за методикою [17] і золу обробляли 5М-розчином нітратної кислоти для переведення токсичних елементів у нітрати, з метою кращого розчинення у фоновому розчині приладу. Через 3 години тиглі із золою в розчині нітратної кислоти охолоджували. Після чого визначали вміст солей важких металів у кожній пробі. Всі проби виконувалися тричі, і визначали середню величину. Рівень значущості відмінностей між досліджуваними ділянками визначали за t-критерієм Стюдента. Достовірним брали 5 % рівень. Отримані розчини були проаналізовані на спектрофотометрі С115-М1 (ВАТ «СЕЛМІ», Україна) з електротермічним атомізатором (рис. 2.3).



Рисунок 2.3 - Спектрофотометр С115-М1

Використовують аналітичні лінії: для цинку – 213,8 нм, для купруму – 324,7 нм. Для атомізації елементів використовують повітряно-ацетиленове полум'я.

Мінералізацію проб рослин проводять методом сухого озолення [19]. Визначення вмісту Cu, Zn, проводять в розчині золи після мінералізації аналізованого матеріалу.

Золу змочували декількома краплями бідистильованої води, потім дозатором до золи додавали 10 куб. см нітратної кислоти розведеної (1:1), покривали тигель годинниковим склом і витримували на киплячій водяній бані протягом 30 хв.

Вміст тигля фільтрували у мірну колбу місткістю 50 см³ через маленький фільтр "біла стрічка". Фільтр попередньо ретельно промивали розведеною HNO. Тигель та фільтр три рази сполоскували гарячою бідистильованою водою, доводячи об'єм розчину до мітки. Вміст колби перемішували та залишили до наступного дня для відстоювання. Після відстоювання розчини використовували для аналізу.

Одночасно проводили контрольний дослід, включаючи всі стадії аналізу, крім відбору проб рослинного матеріалу.

Визначення важких металів у розчинах золи здійснювали на атомно-абсорбційному спектрофотометрі С-115-М1.

Вміст металів у досліджуваних пробах рослин розраховується за формулою:

$$x = \frac{V \cdot (A_1 - A_0)}{m} \cdot K \quad (2.1)$$

де x – масова концентрація металу, що визначається, у рослинній пробі, мг · л⁻¹

V – об'єм досліджуваного розчину золи, куб. см;

A_1 – концентрація металу в розчині золи, мг/куб. дм (визначається за градувальним графіком);

A_0 – концентрація металу в холостій пробі, мг/куб. дм (визначається за градувальним графіком);

m – маса повітряно-сухої проби рослин, г;

K – коефіцієнт, що враховує зменшення маси наважки рослинної проби (приймали $K = 1$).

Аналізи проводили з двома паралельними, середнє арифметичне двох паралельних – результат визначення однієї проби.

Результати розраховували до другого десяткового знаку. Допустимі розбіжності між результатами двох паралельних визначень за імовірності $P=0,95$ не перевищували 30 %.

РОЗДІЛ 3 РЕЗУЛЬТАТИ ВИЗНАЧЕННЯ ВАЖКИХ МЕТАЛІВ У ОПАЛОМУ ЛИСТІ

Для оцінювання впливу важких металів (купрум, цинк) на придорожні екосистеми ми провели дослідження на вміст важких металів у листі тополі чорної (*Populus nigra* L.) та берези повислої (*Betula pendula* Roth). З огляду на різну інформативність обраних листяних рослин [2, 17] їх спільна оцінка дає найбільш комплексну характеристику техногенного впливу на довкілля. Надходження солей важких металів у тканини досліджуваних рослин відбувається з ґрунту та в процесі дихання рослин через відкриті продихи. Процес дихання у рослин відбувається у світлу пору доби, коли продихи відкриті. Найбільш істотне атмосферне забруднення також припадає на денні години доби. Особливо активне накопичення відбувається за відсутності опадів, коли концентрація забруднюючих речовин сягає максимуму, а процеси самоочищення атмосфери відбуваються повільно.

Вміст солей важких металів у золі листя тополі чорної та берези повислої наведений у табл. 3.1 та на рис. 3.1-3.2.

Таблиця 3.1 – Середній вміст солей важких металів у золі листя досліджуваних порід дерев

Ділянка	Тополя чорна (<i>Populus nigra</i> L.)		Береза повисла (<i>Betula pendula</i> Roth)	
	Zn, мг/кг	Cu, мг/кг	Zn, мг/кг	Cu, мг/кг
Центр	148,35	4,62	145,73	1,18
Пр. Курський	180,76	7,94	252,55	2,04
Вул. СКД	73,52	3,05	101,18	0,68
Вул. Харківська	203,44	8,23	190,53	1,72
Контроль	11,56	1,36	24,74	0,15

* ГДК купруму у рослинній сировині 55 мг/кг, цинку – 100 мг/кг [14]

Найбільше накопичення важких металів в тканинах тополі чорної і берези повислої виявлено в зразках, які ростуть у придорожній зоні на пр. Курському та вул. Харківській. Тут простежується не тільки висока інтенсивність потоку автотранспорту, алей, найголовніше – наявний інтенсивний рух вантажного автомобільного транспорту. Отже простежується чітка залежність між вмістом важких металів у опалому листі та кількістю викидів, адже від вантажного автотранспорту їх завжди більше.

На рисунку 3.1 показана концентрація цинку у золі листя досліджуваних порід дерев, на рис. 3.2 – концентрація купруму. У золі берези повислої з різних ділянок уміст цинку сягає 271,55 мг/кг, купруму – 2,16 мг/кг, а в золі тополі чорної – 203,41 мг/кг та 8,45 мг/кг відповідно.

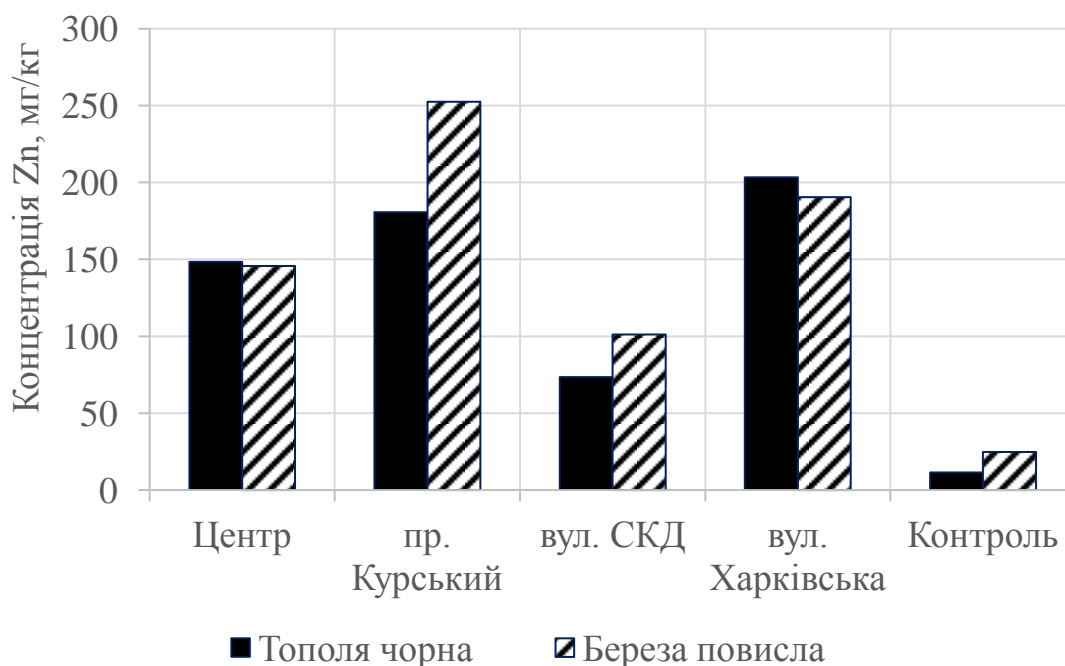


Рисунок 3.1 – Уміст цинку у золі досліджуваних порід дерев

Як видно із наведених результатів вимірювання, у золі листя досліджуваних рослин у кількісно переважає цинк. Найбільша його кількість виявлена у пробах із ділянок на пр. Курському та вул. Харківській. Найменший вміст цинку зафіксовано на вул. СКД. Концентрація цинку перевищує гранично-допустимі концентрації важких металів у рослинній сировині на трьох з чотирьох досліджуваних ділянок – пр. Курський, Центр,

вул Харківська.

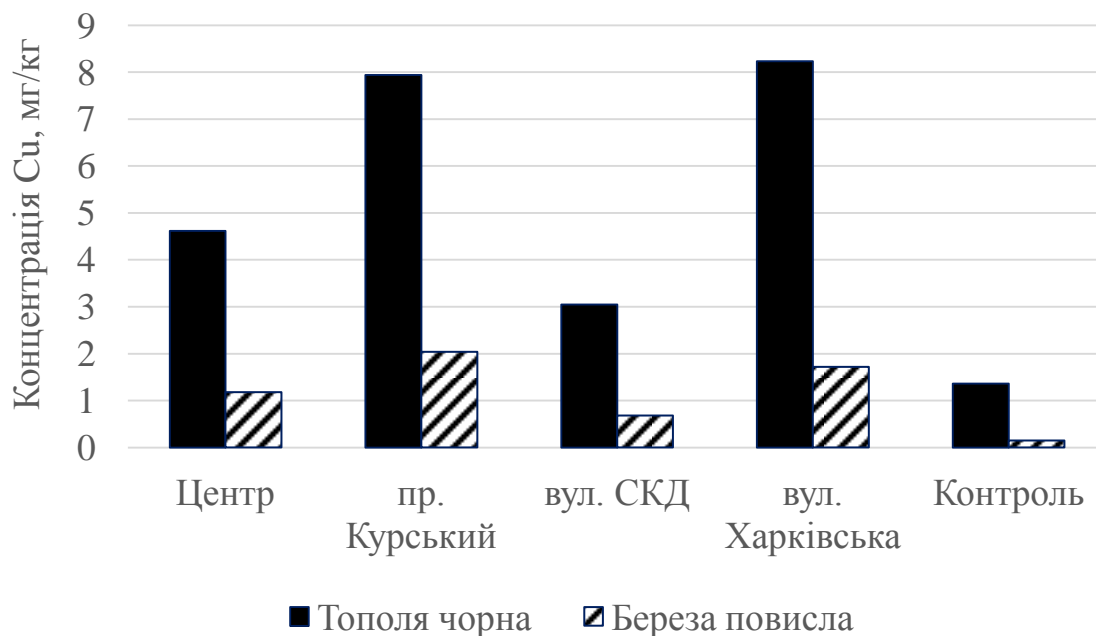


Рисунок 3.2 – Уміст купруму у золі досліджуваних порід дерев

Щодо купруму – то перевищень ГДК в рослинній сировині не зафіксовано.

З аналізу даних видно, що різні породи дерев по різному накопичують окремі важкі метали. Наприклад, береза повисла інтенсивніше накопичує цинк, тоді як тополя чорна – купрум.

Унаслідок впливу викидів автомобілів, рослини як біоіндикатори реагують насамперед сильніше там, де рівень забруднення вищий, а саме в районах із найбільшою інтенсивністю руху, особливо вантажного транспорту.

ВИСНОВКИ

В роботі було визначено вміст важких металів (цинк та купрум) у золі листя досліджуваних дерев (тополя чорна та береза повисла). Він досягає максимуму 200,76–271,55 мг/кг (для цинку) і перевищує ГДК цинку на трьох з чотирьох досліджених ділянок. Концентрація купруму сягає максимуму 2,16–8,16 мг/кг на ділянці, що відповідає пр. Курському (інтенсивність руху автотранспорту 1072 авт./год., при чому 10% складає транзитний вантажний транспорт). Перевищень ГДК не зафіксовано. Мінімальне значення зафіксовано вздовж ділянки по вул. СКД (93,15 мг/кг цинку та 0,87 мг/кг купруму). Інтенсивність руху на цій ділянці склала 942 авт./добу. При цьому вантажні автомобілі лише поодинокі, бо рух вантажного транспорту в цій зоні заборонений.

Найбільшу кількість забруднюючих речовин викидають вантажні автомобілі, навіть з урахуванням того, що їх частка у транспортному потоці менша порівняно із легковими автомобілями. На досліджуваних ділянках міських автодоріг, де кількість вантажних автомобілів вища, спостерігається і підвищення рівня техногенного навантаження на придорожні екосистеми, що зумовлює зміни у компонентах екосистем, в першу чергу рослинні організми.

Зниженню токсичності сприяє раціональна організація транспортного процесу, тобто забезпечення оптимального руху транспортного потоку із переважанням оптимальної швидкості руху на перегонах без зайвої необхідності гальмування. Для більшості вулиць м. Суми характерне перевищення еколого-санітарних норм забруднення атмосферного повітря, що пов'язане з відсутністю своєчасного ремонту покриттів. Так, через низький технічний рівень автомобільних доріг, аварійність окремих ділянок, перевантаження доріг не реалізуються швидкісні можливості автомобілів, витрачається в 1,3–1,5 рази більше палива і відповідно збільшуються викиди токсичних компонентів у довкілля.

Концентрації важких металів (цинка) у золі опалого листя досліджуваних дерев перевищує ГДК цього металу в рослинній сировині майже у 2 рази. Але з огляду на широке використання у країнах Європи опалого листя з міських територій для компостування необхідно провести додаткові дослідження щоб визначити, чи переходить даний метал у компост. дане листя можна використовувати для компостування.

СПИСОК ВИКОРИСТАНИХ ДЖЕРЕЛ

1. Gromke, C. and Ruck, B. (2007). Influence of trees on the dispersion of pollutants in an urban street canyon — experimental investigation of the flow and concentration field. *Atmos Environ*, 41, 3287–3302.
2. Vos, P.E.J., Maiheu, B., Vankerkom, J. and Janssen, S. (2012). Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental pollution*, 183, 113–122.
3. Beckett, K.P., Freer-Smith, P.H. and Taylor, G. (2000). Effective tree species for local air-quality management. *Arbor Journal*, 26, 12–19.
4. Національна стратегія управління відходами в Україні до 2030 року. Схвалено Розпорядженням КМУ від 8 листопада 2017 р. № 820-р.
5. Джафарова В. Р. Васькіна І. В. Екологічні аспекти поводження з опалим листям // Сучасні технології у промисловому виробництві : матеріали та програма VI Всеукраїнської науково-технічної конференції (м. Суми, 16–19 квітня 2019 р.). – Суми : Сумський державний університет, 2019. – С. 161-162.
6. Нахаев З. Н. Техногенное воздействие автомобильных дорог на экосистемы придорожной полосы. Труды лесоинженерного факультета ПетрГУ. 2003. С. 1–3.
7. Амбарцумян В. В., Носов В. Б., Тагасов В. И. Экологическая безопасность автомобильного транспорта. Москва, 1999. 208 с.
8. Кавтарадзе Д. Н., Николаева Л. Ф., Поршнева Е. Б., Флорова Н. Б. Автомобильные дороги в экологических системах (проблемы взаимодействия). Москва, 1999. 240 с.
9. Внукова Н. В. Методологія екологічної безпеки комплексу АДС (автомобіль—дорога—середовище): монографія. Харків, 2011. 196 с.
10. Внукова Н. В., Желновач Г. М., Підгорна Т. В. Оцінка автомобільної дороги з точки зору її екологічної безпеки. *Вестник ХНАДУ: сб.науч. трудов*. 2010. Вип. 48. С. 108–111.

11. Ємець О., Мельничук О. Вплив автомобільного транспорту на навколишнє середовище. Сучасні досягнення геодезичної науки та виробництва. 2009. Вип. 1 (17). С. 296–300.
12. Доповідь про стан навколишнього природного середовища у м. Суми у 2018 р. Департамент екології та природних ресурсів. – Суми. 2019. – 233 с.
13. Матвійчук Л. Ю. Особливості забруднення важкими металами приавтомагістральних територій Волинської області: дис. ... канд. геогр. наук: 11.00.01 / Львівський національний ун–т ім. Івана Франка. Львів, 2007.
14. Беспмятнов Г.П. Предельно допустимые концентрации химических веществ в окружающей среде / [Г.П. Беспмятнов, Ю.А. Кротов]. Справочник. Л.: Химия, 1985. – 528 с.
15. Leung, D.Y.C., Tsui, J.K.Y., Chen, F., Yip, W.K., Vrijmoed, L.L.P. and Liu, C. (2011). Effects of urban vegetation on urban air quality. *Landsc Res*, 36 (2), 173–88.
16. McDonald, A.G., Bealey, W.J., Fowler, D., Dragosits, U., Skiba, U., Smith, R.I., Donovan, R.G., Brett, H.E., Hewitt, C.N. and Nemitz, E. (2007). Quantifying the effect of urban tree planting on concentrations and depositions of PM10 in two UK conurbations. *Atmospheric Environment*, 41, 8455–8467.
17. Луговской А. М. Оценка качества окружающей природной среды методом дендроиндикации. Москва, 2004. Вып. 6. С. 33–37.
18. Методические указания по определению тяжелых металлов в почвах сельхозугодий и продукции растениеводства. Москва, 1989. 62 с.
19. Калетина Н. И. Токсикологическая химия. Метаболизм и анализ токсикантов. Москва, 2008. 1016 с.