FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA DE BIODIVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

TEMA:

ESPECIES FORESTALES URBANAS COMO POTENCIALES BIOINDICADORES DE ENRIQUECIMIENTO Y CONTAMINACIÓN EN ENTORNOS URBANOS

Trabajo de titulación previo a la obtención del título de Ingeniero(a) en Biodiversidad y Recursos Genéticos

Autora

Díaz Carrillo Carla Emilia

Tutor

Bonilla Bedoya Santiago, Ph.D.

QUITO – ECUADOR

2025

AUTORIZACIÓN POR PARTE DEL AUTOR PARA LA CONSULTA, REPRODUCCIÓN PARCIAL O TOTAL, Y PUBLICACIÓN ELECTRÓNICA DEL TRABAJO DE TÍTULACIÓN

Yo, Carla Emilia Díaz Carrillo, declaro ser autor del Trabajo de Titulación con el nombre "Especies Forestales Urbanas como Potenciales Bioindicadores de Enriquecimiento y Contaminación en Entornos Urbanos", como requisito para optar al grado de Ingeniería en Biodiversidad y Recursos Genéticos y autorizo al Sistema de Bibliotecas de la Universidad Tecnológica Indoamérica, para que con fines netamente académicos divulgue esta obra a través del Repositorio Digital Institucional (RDI-UTI).

Los usuarios del RDI-UTI podrán consultar el contenido de este trabajo en las redes de información del país y del exterior, con las cuales la Universidad tenga convenios. La Universidad Tecnológica Indoamérica no se hace responsable por el plagio o copia del contenido parcial o total de este trabajo.

Del mismo modo, acepto que los Derechos de Autor, Morales y Patrimoniales, sobre esta obra, serán compartidos entre mi persona y la Universidad Tecnológica Indoamérica, y que no tramitaré la publicación de esta obra en ningún otro medio, sin autorización expresa de la misma. En caso de que exista el potencial de generación de beneficios económicos o patentes, producto de este trabajo, acepto que se deberán firmar convenios específicos adicionales, donde se acuerden los términos de adjudicación de dichos beneficios.

Para constancia de esta autorización, en la ciudad de Quito, a los 7 días del mes de febrero de 2025, firmo conforme:

Autor: Carla Emilia Díaz Carrillo
Firma: .....
Número de Cédula: 1725252520
Dirección: Pichincha, Quito, Cotocollao, El Condado.
Correo Electrónico: emidiaz_11@outlook.com
Teléfono: (+593) 0998080210

APROBACIÓN DEL TUTOR

En mi calidad de Tutor del Trabajo de Titulación “Especies Forestales Urbanas como Potenciales Bioindicadores de Enriquecimiento y Contaminación en Entornos Urbanos” presentado por Carla Emilia Díaz Carrillo, para optar por el Título Ingeniera en Biodiversidad y Recursos Genéticos,

CERTIFICO

Que, dicho trabajo de investigación ha sido revisado en todas sus partes y considero que reúne los requisitos y méritos suficientes para ser sometido a la presentación pública y evaluación por parte del Tribunal Examinador que se designe.

Quito, 7 de febrero del 2025

……

PhD. Santiago Bonilla Bedoya

DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD

Quien suscribe, declaro que los contenidos y los resultados obtenidos en el presente trabajo de investigación, como requerimiento previo para la obtención del Título de Ingeniero(a) en Biodiversidad y Recursos Genéticos, son absolutamente originales, auténticos y personales y de exclusiva responsabilidad legal y académica del autor

Quito, 7 de febrero de 2025

.....

Carla Emilia Díaz Carrillo
1725252520

APROBACIÓN TRIBUNAL

El trabajo de Titulación ha sido revisado, aprobado y autorizada su impresión y empastado, sobre el Tema: ESPECIES FORESTALES URBANAS COMO POTENCIALES BIOINDICADORES DE ENRIQUECIMIENTO Y CONTAMINACIÓN EN ENTORNOS URBANOS, previo a la obtención del Título de Ingeniero(a) en Biodiversidad y Recursos Genéticos, reúne los requisitos de fondo y forma para que el estudiante pueda presentarse a la sustentación del trabajo de titulación.

Quito, 17 de febrero de 2025

……..

Ernesto Fabián Santos, Ph. D.
PRESIDENTE DEL TRIBUNAL

…….

Jean Carlo Andrade, MSc.
VOCAL

DEDICATORIA

A mi mamá, papá, hermanas, y a mi gatito Nix por ser mi compañía y soporte en esta etapa de mi vida y siempre.

AGRADECIMIENTO

Santiago Bonilla-Bedoya, María Belén Buenaño, Kevin Valencia y mis compañeras Tamar Santana y Rebeca Paredes

INDICE DE CONTENIDOS

PORTADA ……..... i
AUTORIZACIÓN PARA EL REPOSITORIO DIGITAL..... ii
APROBACIÓN DEL TUTOR iii
DECLARACIÓN DE AUTENTICIDAD..... iv
APROBACIÓN TRIBUNAL v
DEDICATORIA vi
AGRADECIMIENTO vii
ÍNDICE DE CONTENIDOS viii
ÍNDICE DE TABLAS x
ÍNDICE DE GRÁFICOS xi
RESUMEN EJECUTIVO xii
ABSTRACT xiv
INTRODUCCIÓN 1
MÉTODOS 10
RESULTADOS 19
DISCUSIÓN 26
CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES 33
LITERATURA CITADA 35

CAPITULO I

Objetivo general 9
Objetivos específicos 9

CAPITULO II

Área de estudio..... 10
Especies (*Populus alba* y *Alnus acuminata)* 10
Diseño experimental y levantamiento de datos 12
Análisis multielemental ….. 15
Análisis de datos 16
Análisis de varianza (ANOVA) 17
Correlación 17

Regresión lineal 18

CAPITULO III

Identificación de patrones de variación de oligoelementos y metales pesados …….... 19

Análisis de correlación de oligoelementos, metales pesados y datos ambientales 18

Modelado de concentraciones de oligoelementos y metales pesados en relación con PM2.5 ..... 3.2

CAPITULO IV

Patrones de variación de oligoelementos y metales pesados en hojas de *Populus alba* y *Alnus acuminata* 26

Evaluación de *Populus alba* y *Alnus acuminata* como bioindicadores de contaminación ambiental urbana 30

CAPITULO V

Recomendaciones 34

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla No. 1 (ANOVA de una vía de la concentración de elementos por especie) 14

Tabla No. 2 (ANOVA de múltiples factores de la concentración de elementos por especies, por periodo) 15

Tabla No. 3 (ANOVA de una vía de la concentración de elementos por parque) 16

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura No. 1(Mapa de la ubicación de los individuos muestreados) 9

Figura No. 2 (Matriz de correlación) 17

Figura No. 3 (Regresión lineal de las concentraciones de *Cr* en función de PM2.5) 18

Figura No. 4 (Regresión lineal de las concentraciones de *Cu* en función de PM2.5) 18

Figura No. 5 (Regresión lineal de las concentraciones de *Ni* en función de PM2.5) 19

Figura No. 6 (Regresión lineal de las concentraciones de *P* en función de PM2.5) 20

Figura No. 7(Regresión lineal de las concentraciones de S en función de PM2.5) 20

Figura No. 8 (Regresión lineal de las concentraciones de *Zn* en función de PM2.5) 21

Figura No. 9 (Regresión lineal de las concentraciones de *Pb* en función de PM2.5) 22

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA BIODIVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

TEMA: ESPECIES FORESTALES URBANAS COMO POTENCIALES BIOINDICADORES DE ENRIQUECIMIENTO Y CONTAMINACIÓN EN ENTORNOS URBANOS

AUTOR: Carla Emilia Díaz Carrillo

TUTOR: PhD, Santiago Bonilla Bedoya

RESUMEN EJECUTIVO

El monitoreo de la contaminación urbana es fundamental para evaluar la calidad ambiental y la exposición humana a contaminantes. Aunque se han propuesto diversos modelos, muchos no han sido validados. Un enfoque efectivo para validar dichos modelos y, al mismo tiempo, monitorear la contaminación urbana es el uso de bioindicadores. Este estudio tiene como objetivo monitorear las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en dos especies forestales (*Populus alba* y *Alnus acuminata*), con el fin de evaluar su potencial como bioindicadores de enriquecimiento y contaminación ambiental en entornos urbanos. Se recolectaron muestras de hojas en cuatro parques de Quito, Ecuador, y se analizaron las concentraciones de Zn, Pb, Ni, Cr, S y Cu. Para ello, se realizaron diversos análisis estadísticos, incluyendo ANOVA, correlación y regresión lineal, con el propósito de evaluar la influencia de variables ambientales (PM2.5, precipitación, radiación solar, humedad y temperatura) en la acumulación de metales. Los resultados revelaron diferencias significativas en las concentraciones de metales entre las dos especies y entre los periodos analizados, mientras que no se identificaron diferencias significativas entre los parques. Se observaron correlaciones positivas entre los niveles de PM2.5 y la acumulación de Cr, Cu, Ni, P y S, mientras que la precipitación mostró una correlación negativa con los niveles de PM2.5. Ambas especies demostraron un gran potencial como bioindicadores, Aunque *Populus alba* mostró una mayor

sensibilidad a las variaciones de Cu, Ni y Pb, *Alnus acuminata* presentó asociaciones más fuertes con Cr, P, S y Zn. Estos hallazgos resaltan el potencial de las especies nativas como herramientas para el monitoreo de la contaminación urbana y respaldan su integración en la planificación urbana y en estrategias de mitigación de la contaminación. Este estudio, además, proporciona una base para futuras investigaciones sobre bioindicadores nativos y su papel en el desarrollo de ecosistemas urbanos sostenibles.

DESCRIPTORES: Alnus acuminata, Populus alba, bioindicadores, contaminación

UNIVERSIDAD TECNOLÓGICA INDOAMÉRICA

FACULTAD DE CIENCIAS DEL MEDIO AMBIENTE

CARRERA BIODOVERSIDAD Y RECURSOS GENÉTICOS

THEME: URBAN FOREST SPECIES AS POTENTIAL BIOINDICATORS OF ENRICHMENT AND POLLUTION IN URBAN ENVIRONMENTS

AUTHOR: Carla Emilia Díaz Carrillo

TUTOR: PhD, Santiago Bonilla Bedoya

ABSTRACT

Urban pollution monitoring is essential for evaluating environmental quality and human contaminant exposure. Although numerous models have been proposed, many remain unvalidated. An effective approach to validating pollution models while simultaneously monitoring urban contamination is the use of bioindicators. This study evaluates the potential of two tree species, Populus alba, and Alnus acuminata, as bioindicators of heavy metal and trace element pollution in urban environments. Leaf samples were collected from four parks in Quito, Ecuador, and analyzed for Zn, Pb, Ni, Cr, S, and Cu concentrations. Statistical analyses, including ANOVA, correlation, and linear regression, were conducted to evaluate the influence of environmental variables (PM2.5, precipitation, solar radiation, humidity, and temperature) on metal accumulation. The results revealed significant differences in metal concentrations between the two species and across the analyzed periods, while no significant differences were identified between parks. Positive correlations were observed between PM2.5 and the accumulation of Cr, Cu, Ni, P, and S, while precipitation was negatively correlated with PM2.5. Both species demonstrated strong bioindicator potential. Populus alba was more sensitive to variations in Cu, Ni, and Pb, whereas Alnus acuminata showed stronger associations with Cr, P, S, and Zn. These findings highlight the potential of native tree species for urban pollution monitoring and support their integration into urban planning

and pollution mitigation strategies. This study also provides a foundation for further research on native bioindicators and their role in sustainable urban ecosystems.

KEYWORDS: Alders, bioindicators, poplars, pollution

CAPITULO I

1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas, las grandes olas de migración hacia las ciudades son el principal impulso del acelerado crecimiento de las zonas urbanas, representando un impacto negativo en el ambiente y calidad de vida de las personas tanto a nivel local como global (Cichowicz y Bochenek, 2024). En su gran mayoría, las ciudades están diseñadas con una capacidad de manejo de desechos sólidos, transporte y contaminación limitada, por lo que un incremento abrupto de la población provoca una sobre carga del sistema urbano, enfrentando graves consecuencias económicas, sociales y ambientales (Salman y Hasar, 2023). Actualmente, las ciudades son responsables del 60% de consumo de energía global y más del 75% de emisiones de gases de efecto invernadero (Salman y Hasar, 2023).

Cichowicz y Bochenek, (2024), mencionan que, a nivel global, el 57% de la población es considerada urbana y mantiene una tendencia positiva de crecimiento. Además, estiman que para el año 2030 más del 60,4% de la población residirá en áreas urbanas y para el año 2050 llegará al 75% (Salman y Hasar, 2023). Informes del Banco Interamericano de Desarrollo indican que el crecimiento urbano del Caribe y Latinoamérica es el más acelerado del mundo (Ulloa-Espíndola y Pérez-Albert, 2022), y presentan una densidad poblacional urbana del 81%, según datos de Statista Research Department hasta el 2022 (Cichowicz y Bochenek, 2024). El problema se agrava en África, Asia y Latinoamérica, ya que existe una gran concentración de megaciudades, en las cuales se pueden encontrar conurbaciones de hasta más de 20 millones de personas (Verma y Raghubanshi, 2018). En países al sur global, esta concentración urbana va de la mano con una poca o nula capacidad económica de los mismos para mantener sistemas de sostenibilidad en las ciudades (Childers et al., 2014).

En Ecuador aproximadamente el 63,1% de la población habita zonas urbanas, y se concentra principalmente en Pichincha y Guayas, cuya densidad poblacional es la más alta del país (INEC, 2022). Aunque la región cuenta con una gran reserva de recursos, la huella ecológica sigue en aumento debido al crecimiento económico y poblacional, lo que ha generado un incremento en las emisiones de CO_2 y otros gases de efecto invernadero (Ilbay et al., 2021). Asimismo, la estabilidad del ecosistema, el manejo eficiente de los recursos ecológicos y la capacidad de regenerar y restablecer los recursos utilizados, conocido como biocapacidad (Wackernagel y Beyers, 2019), presentan un déficit del 71% en el país (Alvarado et al., 2022). Tan solo en el Distrito Metropolitano de Quito, la población asciende a 2.679.722 habitantes, de los cuales el 63,4% reside en zonas urbanas (INEC, 2022). Además, se estima que, en los últimos 100 años, el aumento en la temperatura promedio de Quito ha influido en los patrones climáticos, los ecosistemas y la salud humana, entre otros factores (Bonilla-Bedoya et al., 2019).

Cada vez es más evidente las consecuencias ambientales del desarrollo urbano, sobre todo en ciudades industrializadas, lo que dirige la atención del ámbito político y científico hacia la búsqueda de soluciones (Cichowicz y Bochenek, 2024). Uno de los principales problemas ambientales en las ciudades es la contaminación del aire (Yang et al., 2020; Cichowicz y Bochenek, 2024). El exceso de pavimento, la presencia de plantas industriales y la organización espacial urbana generan corrientes de aire que favorecen la dispersión de contaminantes y aire caliente hacia zonas urbanas, provocando una concentración extrema de calor conocida como el fenómeno de la Isla de Calor Urbana (UHI) (Yang et al., 2020; Cichowicz y Bochenek, 2024). Además, la contaminación difusa por el flujo de contaminantes como metales pesados, sedimentos contaminados, subproductos del petróleo, pesticidas, entre otros, que se encuentran disueltos o particulados, disminuyen la calidad del aire, entran en los sistemas hídricos o se depositan en el suelo (Paton y Haacke, 2021). Dichos materiales particulados se clasifican

según el diámetro de las partículas, ≤10 μm – PM10 y ≤2.5 μm – PM2.5 (Zalakeviciute et al., 2020), y su aumento se debe a la construcción, el transporte y otras actividades industriales (Al-Thani et al., 2018).

En el caso de los sistemas hídricos, el proceso de contaminación se produce por eventos físicos en las superficies de zonas urbanas e ingresa al sistema de forma vertical hacia aguas subterráneas o de forma lateral hacia ríos o lagos (Paton y Haacke, 2021). De igual forma, la contaminación de suelos es una de las problemáticas ambientales predominantes en las ciudades (Wieczorek et al., 2020). La mayoría de los suelos urbanos no son naturales y actúan como sumideros de sustancias peligrosas como metales pesados, macronutrientes, micronutrientes y nutrientes traza, los cuales suelen estar biodisponibles y tienden a persistir en los suelos más que en otros componentes ambientales (Bonilla-Bedoya et al., 2021). De hecho, se estima que los contaminantes más comunes en los suelos son los metales principalmente producidos por actividades industriales (Wieczorek et al., 2020).

El aumento de la densidad del tráfico, mayor demanda de alimentos, índices más altos de pobreza, espacios limitados para habitar, debilitación de la cohesión social, calentamiento de las zonas urbanas, mayor producción de desechos, mayor consumo de energía, pérdida de biodiversidad y hábitats naturales, son impactos ya observables a causa de la urbanización (Riffat et al., 2016). Particularmente en Quito, el problema más destacable es la contaminación atmosférica, influenciada por el arrastre de material contaminado del suelo (Bonilla-Bedoya et al., 2021). Este material particulado presenta una alta concentración de óxidos de nitrógeno (NOx), monóxido de carbono (CO), dióxido de azufre (SO_2) material particulado (PM_{10} y $PM_{2,5}$), amoniaco (NH_3), benceno, entre otros. (Cornejo-Vásconez et al., 2022). Se estima que los niveles a largo plazo de material particulado fino en la ciudad son más altos que los estándares de la OMS (Organización Mundial de la Salud) de 10mg/m3 y los estándares

nacionales de 15mg/m3 (World Health Organization, 2021; Álvarez et al., 2024), a pesar del descenso de los niveles de contaminación durante la pandemia del COVID-19 (Chau et al., 2022).

En este contexto, surge la necesidad de modelar la contaminación en las ciudades para analizar la situación actual de la calidad ambiental, identificar el nivel de exposición de las personas a dicha contaminación, predecir las variaciones en los niveles de contaminación y, en base a eso, establecer programas de planificación (Tse et al., 2018). En las últimas décadas, se ha evidenciado un aumento en los esfuerzos para modelar la contaminación urbana aplicando nuevas tecnologías como sustituto de la experimentación, lo que permite tanto entender la contaminación como predecirla (Pantusheva et al., 2022). Entre los esfuerzos más destacables, se encuentra el desarrollo de modelos de calidad de aire urbana (Lu et al., 2021), modelos urbanos integrados como SmartAirQ (Kaginalkar et al., 2022), Machine Learning (Rybarczyk y Zalakeviciute, 2016; Deters et al., 2017), monitores remotos como Carbon Monitor Europe (CM-EU), entre otros (Copernicus Atmosphere Monitoring Service, 2025). No obstante, es necesario resaltar que los modelos son aproximaciones de la realidad en base a suposiciones y en muchos artículos científicos se prescinde de algunos detalles de los modelos utilizados (Pantusheva et al., 2022). Esto limita la posibilidad de replicar el proceso, por lo que es necesario que los modelos pasen por un proceso de validación.

Tomando en cuenta lo mencionado anteriormente, la validación permite identificar el nivel en el que un modelo representa de forma precisa la realidad, basado en los usos previstos para dicho modelo (Pantusheva et al., 2022). Como ejemplo, Xu et al., (2023) realizaron la verificación de la precisión del modelo TOAR-SO2, propuesto como fuente de información de la distribución de dióxido de azufre (SO_2), concluyendo que es necesario mejorarlo debido a que su estimación solo es precisa en áreas altamente contaminadas por SO_2. De igual forma, en

el estudio de Patel y Patel (2023), se detectó que el modelo operativo de contaminación en calles (OSPM) predecía concentraciones de PM10 y PM2.5 en exceso y era más efectivo en áreas más congestionadas y transitadas que se encuentren rodeadas por edificios altos. Para validar modelos, comúnmente se utilizan métodos como Hold-out (HO), Validación Cruzada Anidada por Bloques (Cordova et al., 2021), 10-Fold Cross-Validation (Xu et al., 2023), comparación con estaciones de monitoreo (Patel y Patel, 2023) y métodos experimentales como el uso de indicadores biológicos para determinar la validez del modelo (Vieille et al., 2021).

Varios estudios (Gorelova y Frontasyeva, 2017; El-Khatib et al., 2019), determinaron la capacidad de ciertas especies de plantas para bioacumular contaminantes en sus hojas, raíces y corteza como método de biomonitoreo y detección de contaminación en áreas urbanas. Dichos organismos sirven como herramienta para monitorear la salud ambiental e identificar cambios positivos o negativos, sean de carácter natural o de origen antrópico (Parmar et al., 2016), y pueden tener una respuesta sensitiva o bioacumulativa ante la presencia de compuestos tóxicos en el ambiente (Gorelova y Frontasyeva, 2017). Vieille et al. (2021), detallan que usualmente se utilizan epífitas como musgos, líquenes y bromelias para el monitoreo de contaminación debido a sus propiedades morfológicas y fisiológicas. Además, reportan una correlación significativa entre las concentraciones medidas en musgos pleurocárpicos y los datos de deposición atmosférica modelados por el Programa Europeo de Seguimiento y Evaluación (EMEP) para cadmio (*Cd*) y plomo (*Pb*). Por otor lado, Benítez et al., (2019), evaluaron la capacidad de los líquenes y bromelias del Ecuador como bioindicadores de deposición de metales pesados y concluyeron que las especies *Parmotrema arnoldii* y *Tillandsia usneoides* son efectivas en el monitoreo de contaminación.

Los árboles y arbustos de zonas urbanas también suelen ser utilizados como biomonitores de la calidad ambiental, como alternativa a las epífitas como líquenes y musgos. Esto se debe a

que, tienen la capacidad de acumular elementos químicos potencialmente tóxicos (PTEs), son de fácil muestreo, están ampliamente distribuidos y son longevos, lo que permite monitorear áreas extensas (Madejón et al., 2004; Mataruga et al., 2020; Miletíc et al., 2024). Delavar y Safari (2015), demostraron que la distribución espacial de contaminantes en el suelo muestra una tendencia similar a la presencia de estos mismos contaminantes en las plantas que crecen en áreas contaminadas. Los beneficios de usar plantas radican en que son soluciones rentables para el muestreo de filtración de aire, dan información útil para el diseño de redes de vigilancia de deposición, ofrecen una medición integrada de la exposición durante un período específico y favorecen la determinación analítica de elementos traza (Yousseff, 2020). Sin embargo, la capacidad de bioacumulación, y por ende su potencial como indicador, depende de diversos factores como la especie de la planta, las propiedades fisicoquímicas del suelo y las concentraciones de elementos (Delavar y Safari, 2015), por lo que, es imperativo identificar las especies vegetales más idóneas. Yousseff (2020), menciona especies utilizadas en casos exitosos de biomonitoreo de contaminación de aire y suelo en diferentes partes del mundo, como *Phoenix dactylifera, Pinus sylvestris, Pinus pinea, Pittosporum tobira, Populus nigra,* entre otros.

El género *Populus* (álamos), ha sido muy estudiado en las últimas décadas como un potencial bioindicador debido a su amplia distribución, al ser utilizado en el ornato urbano y como cortinas forestales (Sluchyk et al., 2014), además de su alta tolerancia a la contaminación por PTEs (Mataruga et al., 2020). Levei et al. (2021) detalla que los álamos se caracterizan por su alta producción de biomasa, rápido crecimiento, resistencia a la escasez de agua y nutrientes y, especialmente, a su tolerancia a metales pesados y potencial de bioacumulación. El mismo estudio determinó que la efectividad de los álamos como indicadores biológicos se debe a la sensibilidad de las hojas a metales pesados. Simón et al., (2011), analizaron la concentración de elementos traza en el polvo del follaje y en las hojas de los álamos, y encontraron que la

concentración era mayor en árboles de las zonas urbanas. Las especies que más resaltan del género *Populus* por su capacidad bioindicadora son, *Populus nigra* y *Populus alba.* Específicamente, *Populus nigra* está establecido como un bioindicador estandarizado para el mapeo de metales pesados en Bulgaria (Sluchyk et al., 2014) y se considera un buen bioindicador de *Li* en suelos junto a ríos (Miletíc et al., 2024). Yalaltdinova et al., (2017), determinaron que *Populus nigra* es un buen bioindicador de concentraciones de *Ag, As, Na, Sb, Sr, Ta, U, Zn*, en áreas urbanas. Madejón et al. (2004) y Madejón et al. (2013), realizaron dos estudios, con 11 años de diferencia, utilizando *Populus alba* como indicador biológico para el monitoreo de la contaminación del suelo en una zona de derrame minero, confirmando su efectividad como bioindicador a largo plazo de elementos traza. Además, se ha evaluado su potencial en el biomonitoreo de suelos ribereños contaminados por PTEs y su capacidad de acumulación y fitoextracción de elementos como el Cd (Miletíc et al., 2024).

En cuanto a los alisos (género *Alnus*), es común encontrar a *Alnus acuminata*, una especie nativa y la única del género *Alnus* presente en la región andina (Weng et al., 2004). Esta es una especie leñosa pionera con valor ecológico y económico en las zonas andinas, distribuida desde el sur de México hasta el norte de Argentina (Weng et al., 2004; Zanabria et al., 2024). Se caracteriza por la adaptabilidad a suelos pobres en nutrientes y su capacidad de restaurarlos (Lorenc-Pluciriska, 2013; Escobar y Dussán, 2016; Zanabria et al., 2024). Esto es posible debido a la simbiosis que ha desarrollado con la especie de bacteria *Frankia alnii* que permite la fijación de N2 del aire y la micorriza *Glomus* spp., que mejora el acceso a nutrientes, junto a las comunidades microbianas y a los exudados de fosfatos en las raíces (Lorenc-Pluciriska, 2013; Escobar y Dussán, 2016).

Investigaciones enfocadas en su capacidad de fitorremediación y bioacumulación (Jing et al., 2014) mencionan, por ejemplo, que *Alnus incana* limita la absorción de metales como *Zn, Cd*

y *Cu*. Asimismo, *Alnus glutinosa* destaca por sus bajas concentraciones de metales pesados en las hojas, perfilándola como una posible especie para la fitoremediación, junto a *Alnus hirsuta* y *Alnus firma*. Ramos-Montaño et al. (2019) también demostraron la tolerancia de *Alnus acuminata* a metales pesados, especialmente frente al arsénico (As), mostrando una capacidad de acumulación superior a especies como lechuga, arroz o tabaco. Sin embargo, el potencial bioindicador de los alisos sigue siendo un área poco explorada. Dado que el género *Populus* ha sido ampliamente investigado como bioindicador por su adaptabilidad y resistencia a contaminantes en zonas urbanas, el interés en explorar especies nativas como *Alnus acuminara* con fines similares es cada vez mayor.

En Ecuador, el uso de estas especies bioindicadoras, particularmente *Populus alba* y *Alnus acuminata,* puede aportar en la modelación de la contaminación en áreas urbanas y en suelos contaminados. Hasta la fecha, los esfuerzos significativos para modelar la contaminación en áreas urbanas están principalmente enfocados en la contaminación del aire y atmosférica. Para estimar la contaminación del aire a nivel de fondo urbano para Quito, Valencia et al., (2019) utilizaron el modelo Urban Background Model (UBM), desarrollado por la Universidad de Aarhus en Dinamarca, el cual mostró una predicción satisfactoria de las concentraciones de *CO, NO_2, NO_3, O_3* y *$PM_{2.5}$,* y una predicción insatisfactoria de concentraciones de SO_2. Otro estudio, elaboró un modelo preliminar usando un enfoque de aprendizaje automático para inferir la concentración de aerosoles finos (Rybarczyk y Zalakeviciute, 2016). No obstante, también se han desarrollado modelos de la contaminación de suelos.

En el artículo de Bonilla-Bedoya et al., (2021), se analiza el papel de los suelos urbanos como indicadores espaciales de calidad para los sistemas socio-ecológicos urbanos y destaca la importancia de comprender y gestionar adecuadamente estos recursos para promover ciudades más saludables y sostenibles. A la vez, se desarrolla un modelo espacial de las variaciones de

las concentraciones y la distribución de macronutrientes, micronutrientes, y nutrientes traza del suelo, y se los relaciona con un socio-ecosistema urbano. El estudio agrupó los oligoelementos en cuatro factores que describen la variación de los atributos de suelos urbanos y presentó la distribución espacial de cada factor en la ciudad de Quito.

Estos estudios subrayan la importancia de continuar desarrollando herramientas y metodologías para monitorear de manera eficaz distintos tipos de contaminación ambiental, empleando tanto modelos como especies bioindicadoras de alto potencial. Por esta razón, el objetivo de este estudio es monitorear las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en dos especies forestales, con el fin de evaluar su potencial como bioindicadores de enriquecimiento y contaminación ambiental en entornos urbanos.

1.1 Objetivo general

Monitorear las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en dos especies forestales, con el fin de evaluar su potencial como bioindicadores de enriquecimiento y contaminación ambiental en entornos urbanos.

1.2 Objetivos específicos

a. Establecer un diseño experimental con especies forestales, mediante el monitoreo e identificación de patrones de variación en las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en las hojas, para validar un modelo de enriquecimiento y contaminación de suelos en la ciudad de Quito.
b. Modelar las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en *Populus alba* y *Alnus acuminata* a partir de datos ambientales, con el propósito de evaluar su potencial como bioindicadores de contaminación ambiental en entornos urbanos.

CAPITULO II

2. MÉTODOS

2.1 Área de estudio

El estudio se realizó en Quito, Ecuador. Quito se encuentra entre los 2639–3451m.s.n.m (Bonilla-Bedoya et al., 2021), en un valle tropical interandino, a lo largo del volcán Pichincha, en la cordillera de los Andes (Rybarczyk, y Zalakeviciute, 2016). La ciudad cuenta con una población estimada de 2.679.722 habitantes, y en los últimos años la urbanización en la ciudad se ha incrementado, teniendo cerca del 63,4% de habitantes en zonas urbanas (INEC, 2022). Esto significa un reto en el aprovisionamiento de servicios de calidad para los habitantes, además de representar un limitante en el desarrollo de una ciudad sostenible (Valencia et al., 2020). Bonilla-Bedoya et al., (2021), explican que el área urbana de la ciudad se encuentra delimitada físicamente por su topografía que, junto a otros factores como la zona de convergencia del Atlántico Sur y la zona de convergencia intertropical, también determinan el clima de Quito, dando un promedio de 1200 mm de precipitación anual y 13,4 ◦C de temperatura anual. Así mismo, detallan que se pueden identificar las siguientes tres formaciones geológicas: Machángara al norte y centro norte de la ciudad, Cangahua, y La Carolina en la subcuenca central de Quito. La ciudad presenta diferentes perturbaciones antrópicas como el relleno de la red hídrica para la continuidad de la red vial, y perturbaciones mixtas como la erosión en cuencas de ríos, arroyos, etc.

2.2 Especies seleccionadas

El álamo (*Populus* spp.) es comúnmente empleado en el arbolado urbano, y se tiene registro de su uso ornamental en zonas urbanas desde la década de 1940 en Asia, evidenciando además un aumento en su uso (Profous, 1992). Los álamos son especialmente comunes en Europa central

(Costache et al., 2021) y en zonas pavimentadas de países nórdicos, donde *Populus trichocarpa* y otras especies del género *Populus* son de las más frecuentes (Sæbø et al., 2003). En España, *Populus alba* (Fig. 1a) también destaca como una de las especies más comunes (Calatayud y Cariñanos, 2024). Aunque son originarios de Europa y Asia occidental (Palancean et al., 2018), los colores contrastantes del follaje y el tono característico de la corteza de especies como *Populus alba* incrementa su atractivo ornamental, fomentando su uso en el diseño urbano de varios países de América (Martínez-Trinidad et al., 2013; Costache et al., 2021). No obstante, diversos estudios (Celik et al., 2005; Costache et al., 2021; Calatayud y Cariñanos, 2024) han señalado que el género *Populus* presenta un alto potencial alergénico (VPA) en determinadas épocas del año, lo que debe considerarse para su planificación y manejo dentro de entornos urbanos.

Figura 1. Muestras montadas de las especies seleccionadas (*Alnus acumintata* y *populus alba*): a) *Populus alba*; b) *Alnus acuminata*

Modificado de: Royal Botanical Gardens KEW, 2025. Plants of the World Online.

En el manual propuesto por Gallego et al. (2014), se detalla que las especies utilizadas en la planificación de la arborización urbana deben seleccionarse teniendo en cuenta su longevidad, resistencia a plagas y enfermedades, valor decorativo, características de la flor y el fruto, follaje, ramificación y corteza. *Alnus acuminata* (Fig. 1b), comúnmente conocido como álamo es una de las especies más recomendadas como ornamento urbano en Sudamérica debido a su condición de especie nativa, lo que le da adaptabilidad y resistencia (Weng et al., 2004), además de su capacidad de absorber gases de efecto invernadero (Rodríguez-Laredo, 2011). A pesar de sus beneficios, el aliso no es comúnmente utilizado en la planificación urbana, y su distribución se ve restringida por el crecimiento desordenado de las ciudades, la falta de desarrollo normativo y la ausencia de un programa integral para el manejo del arbolado urbano actual. Asimismo, la falta de planificación para nuevas iniciativas de arborización resulta en ciudades con una cobertura arbórea madura, caracterizada por un alto porcentaje de especies foráneas, densidades excesivas y árboles con bajo vigor (Tovar, 2006).

2.3 Diseño experimental y levantamiento de datos

La ubicación de los puntos de recolección se determinó a partir del modelo de distribución espacial del Factor 1b, asociado a actividades antrópicas, obtenido por Bonilla-Bedoya et al., 2021. El modelo indica los intervalos de predicción medios para la intensidad del Factor 1, es decir la concentración de los elementos asociados al factor (*Zn, Pb, Ni, Cr, S* y *Cu*). Cada punto se ubica en diferentes intensidades del factor: intensidad positiva alta, intensidad positiva media, intensidad negativa alta e intensidad negativa media (Fig. 2).

Se recolectaron muestras vegetales de hojas de individuos de las especies *Populus Alba* y *Alnus acuminata,* distribuidos en cuatro parques y áreas verdes del Distrito Metropolitano de Quito (Fig. 2): Parque Santa Ana (Sur), Parque Lineal Oriental (Centro), Parque Unión Nacional

(Norte) y Parque Bicentenario (Norte centro). Para la recolección de muestras, se seleccionaron varias hojas jóvenes de cada individuo. Después de la recolección de muestras en cada zona, se describió el estado de los individuos en una hoja de datos para posteriores consideraciones (CITEHS, 2022).

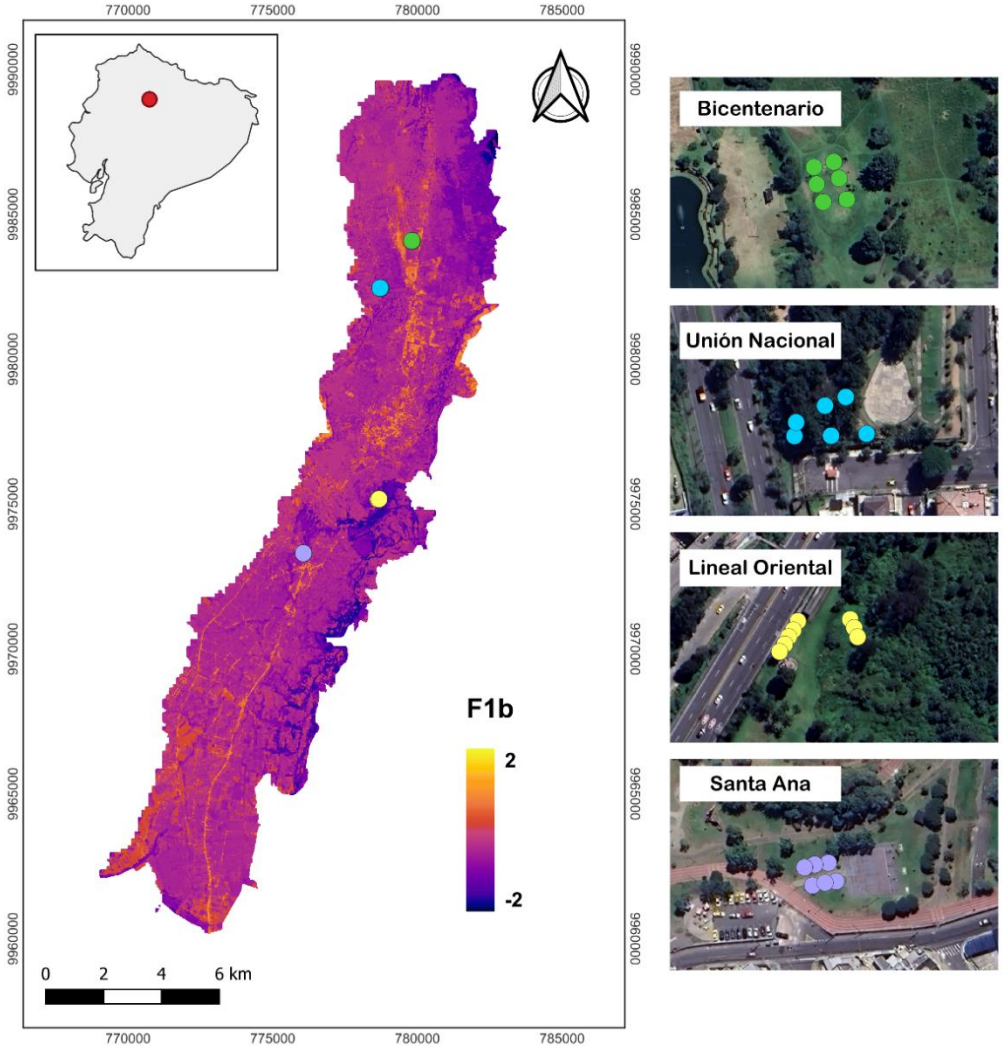

Figura 2. Mapa de la ubicación de los individuos muestreados. Diseño experimental en base a modelo espacial de predicción (intervalo medio) del Factor 1. Medida -2 a 2 indica la intensidad del factor (concentración de los elementos asociados al Factor 1)
Modificado de: Bonilla-Bedoya et al. 2021. Urban soils as a spatial indicator of quality for urban socio-ecological systems.

2.3.1 Parque Santa Ana

Se tomaron muestras de tres individuos de *Populus alba* ubicados frente al segundo parqueadero del parque (Tabla 1). Del mismo modo, se recolectaron muestras de tres individuos de *Alnus acuminata* (CITEHS, 2022).

2.3.2 Parque Lineal Oriental

A lo largo del borde de la quebrada en el parque, se tomaron las muestras correspondientes de tres individuos de *Populus alba*. Durante el segundo ciclo de monitoreo, se establecieron muestras base de cinco árboles de *Alnus acuminata*, los cuales fueron marcados con aerosol y numerados para su fácil identificación (Tabla 1). Esta medida se implementó debido a la extracción de muestras en dos ocasiones previas, lo que llevó a la decisión de utilizar individuos preexistentes en el área para asegurar la continuidad del estudio (CITEHS, 2022).

2.3.3 Parque Unión Nacional

Se recolectaron tres muestras de *Populus alba* correspondientes a tres individuos ubicados en el parque. En cuanto a *Alnus acuminata,* se tomaron muestras de los únicos tres individuos presentes en el parque, ubicados al costado del camino y en paralelo a los *Populus alba* (Tabla 1). Las muestras de *Alnus acuminata* están igualmente numeradas en orden desde la entrada al camino (CITEHS, 2022).

2.3.4 Parque Bicentenario

Se recolectaron muestras de tres individuos de *Populus alba* en un claro de bosque cercano a la Cruz del Papa, junto a la plantación agroforestal, organizados en secuencia de norte a sur (Tabla 1). Para *Alnus acuminata*, se tomaron muestras de los únicos tres ejemplares presentes en el parque, ubicados en la misma área que los *Populus alba* (CITEHS, 2022).

Tabla 1. Resumen del levantamiento de datos.

Parque	Especies	Periodo A - 2021	Periodo C - 2022	Ubicación y observaciones
Parque Santa Ana (Sur)	*Alnus acuminata*	3 individuos	3 individuos	Frente al segundo parqueadero del parque.
	Populus alba	3 individuos	3 individuos	
Parque Lineal Oriental (Centro)	*Alnus acuminata*	3 individuos	5 individuos	Al filo de la quebrada del parque. Individuos *A. acuminata* (marcados con aerosol y numerados)
	Populus alba	3 individuos	3 individuos	
Parque unión Nacional (Norte)	*Alnus acuminata*	3 individuos	3 individuos	Esquina izquierda superior del parque frente a la reja con salida a la Av. Mariscal Sucre
	Populus alba	3 individuos	3 individuos	
Parque Bicentenario (Norte)	*Alnus acuminata*	3 individuos	3 individuos	En un claro de bosque a un costado de la plantación agroforestal. Cerca de la Cruz del Papa.
	Populus alba	3 individuos	3 individuos	

2.4 Análisis multielemental

Las muestras recolectadas en los parques Santa Ana, Lineal Oriental, Unión Nacional y Bicentenario, fueron enviadas los laboratorios de investigación de la Universidad de las Américas (UDLA) para un análisis de metales de 33 elementos en cada muestra. Los elementos analizados fueron: *Ag, Al, As, B, Ba, Be, Bi, Ca, Cd, Co, Cr, Cs, Cu, Fe, Ga, In, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, P, Pb, Rb, S, Se, Si, Sr, Te, Tl, V* y *Zn*. Las muestras fueron entregadas en la UDLA, en fundas Ziploc con los códigos previamente establecidos. Los códigos corresponden al lugar, la especie y el periodo de recolección.

El informe técnico de servicios de ensayo elaborado por la Universidad de las Américas (2023), detalla la siguiente metodología utilizada en el análisis. Para la preparación de cada muestra en el laboratorio, se pesó 0,5 g de muestra seca y molida y se añadió 1 ml de Peróxido de Hidrógeno, 7 ml de Ácido Nítrico libre de metales y 1 ml de Agua Ultrapurificada. Previo al análisis, la digestión de las muestras se realizó con el método EPA 3015A, una técnica de extracción rápida de múltiples elementos (U.S. EPA, 2007). Las muestras se digestaron en el microondas CEM modelo MARS6 con la metodología Plant Material para plantas. Después de la digestión, las muestras fueron filtradas en balones de 25 ml y fueron aforadas con agua Tipo 1. Finalmente, los análisis se realizaron mediante la técnica de Plasma Inductivo Acoplado (ICP-OES), debido a su capacidad de medición simultanea de múltiples elementos (UDLA, 2023). La técnica consta de utilizar plasma acoplado inductivamente para excitar electores y iones de la muestra que, posteriormente, emiten fotones con longitudes de onda particulares que pueden ser atribuidas a elementos específicos (Douvris et al., 2023).

2.5 Análisis de Datos

Se utilizaron los datos obtenidos de la recolección de muestras del periodo 2021 y 2023, de los elementos *Cr, Cu, Ni, S, P, Pb, Zn*, como se determinó en el diseño experimental. Los análisis de datos se llevaron a cabo en el software estadístico RStudio, (versión 2024.09.1+394), comenzando con un análisis descriptivo de los valores de metales presentes en las muestras.

Para esto, se utilizó la función “Resúmenes numéricos” del paquete Rcmdr en Rstudio que arroja datos de media, desviación estándar y medidas de variabilidad, para cada elemento analizado en las muestras de *Populus Alba* y *Alnus acuminata*. Asimismo, se elaboraron gráficos de cajas para la visualización de las medias, la desviación estándar y valores atípicos de los elementos, mediante la función “Diagrama de caja” del paquete Rcmdr. Por otro lado,

para determinar si los datos seguían una distribución normal se aplicaron dos pruebas de normalidad, Shapiro Wilk y Lilliefors. Se compararon los resultados de ambas pruebas y se observó la distribución de frecuencias en los histogramas para verificar la normalidad de los datos o determinar el tipo de sesgo de los datos. Una vez determinado que los datos no seguían una distribución normal, se procedió a la transformación y estandarización de las variables mediante la aplicación de logaritmo, método de conversión matemática no linear para las distribuciones con sesgo positivo (Cooksey, 2020).

2.5.1 Análisis de varianza (ANOVA)

Para la identificación de diferencias significativas en las concentraciones entre distintas categorías, se realizó un ANOVA de una vía, donde los parques fueron definidos como los grupos a comparar (variable independiente) y cada elemento analizado como la variable de respuesta. Por otro lado, para comparar las especies *Alnus acuminata* y *Populus alba* en función de su capacidad para retener elementos en sus hojas, se llevó a cabo otro ANOVA de una vía, tomando "Especie" como los grupos a comparar y cada elemento como variable de respuesta. Además, se ejecutó un ANOVA multivariado para determinar si existen diferencias significativas en las concentraciones de cada elemento dependiendo de las variables independientes “Especie” y “Periodo”.

2.5.2 Correlación

Se realizó una matriz de correlación para identificar la fuerza y la dirección de la relación entre los valores de los elementos analizados y las variables ambientales de cada parque. Las variables ambientales fueron obtenidas del registro histórico de la Red Metropolitana de Monitoreo Atmosférico de Quito (REMMAQ). Para la elaboración de la tabla con los datos de contaminación se utilizaron los datos de las siguientes estaciones de monitoreo de factores ambientales en base a su cercanía con los parques analizados: “Centro” para el parque Lineal

y el parque Santa Ana, “Belisario” para el parque Unión Nacional y “Cotocollao” para el parque Bicentenario. Se escogió a las variables PM2.5, precipitación, radiación solar, humedad y temperatura debido a que se ha demostrado su influencia en la concentración de diferentes elementos en el aire. Los datos utilizados iban desde dos años antes de cada periodo, periodo de recolección 2021, se utilizaron los datos del año 2019 y 2020, y periodo de recolección 2023, se utilizaron los datos de los años 2021 y 2022.

Para la evaluación de correlación entre *Cr, Cu, S, Ni, P, Pb* y *Zn*, y las variables ambientales, se inició con el cálculo del coeficiente de correlación (*r*) y el cálculo de la significancia de cada correlación. Debido a la naturaleza de los datos analizados (no cumplen el supuesto de normalidad), se utilizó el método de Spearman para calcular *r*. Como explica Cooksey (2020), este método realiza una conversión de datos y al ser una técnica no paramétrica no requiere la asunción de normalidad. Para una mejor visualización de los datos, se realizó una matriz de correlación que muestra el tipo de correlación (positiva o negativa) y la pendiente mediante una gama de colores. Después, se calculó el coeficiente de determinación (r^2), elevando los coeficientes de correlación al cuadrado, para determinar la fuerza de asociación entre las variables.

2.5.3 Regresión lineal

En base a los resultados de correlación, se procedió a realizar un análisis de regresión lineal para cada especie. Esto permitió modelar la influencia de la variable ambiental “PM2.5” en la concentración de cada elemento analizado tanto en *Alnus acuminata* como en *Populus alba* y su capacidad de indicar la contaminación por material particulado. Los gráficos fueron elaborados mostrando la regresión lineal por especie en cada caso. En el análisis de los resultados, se adoptó un nivel de significancia de $p < 0.1$, considerando las particularidades y

limitaciones asociadas a los estudios *in situ*, como la variabilidad ambiental y la heterogeneidad de las muestras.

CAPITULO III

3. RESULTADOS

Durante el monitoreo realizado entre 2021 y 2023, se recolectaron muestras de hojas jóvenes de *Populus alba* y *Alnus acuminata* en cuatro puntos seleccionados. Los puntos de muestreo estuvieron ubicados en cuatro parques del Distrito Metropolitano de Quito (Santa Ana, Lineal Oriental, Unión Nacional y Bicentenario). Las muestras recolectadas permitieron analizar y comparar la variación en la acumulación de oligoelementos y metales pesados, e identificar patrones de acumulación diferenciados entre zonas y especies.

3.1 Identificación de patrones de variación de oligoelementos y metales pesados

El análisis estadístico ANOVA de una vía realizado para evaluar si la concentración de los respectivos elementos se ve influenciada por la variación en las especies *Alnus acuminata* y *Populus alba*, reveló diferencias significativas en la concentración de ciertos elementos. Los resultados indican que el contenido de *Cu* y *Zn* en las hojas presenta diferencias altamente significativas entre las especies ($p < 0.001$, respectivamente), tal como se muestra en la Tabla 2. La concentración de *Cu* en *Alnus acuminata* (9.05 ± 5.22) es significativamente mayor que en *Populus alba* (4.51 ± 2.55). Por otra parte, el contenido de *Zn* es notablemente superior en *Populus alba* (47.33 ± 61.98) en comparación con *Alnus acuminata* (19.58 ± 9.61). El contenido de *Ni* también mostró diferencias significativas entre las dos especies ($p < 0.05$), con valores ligeramente más altos en *Alnus acuminata* (1.58 ± 0.71) que en *Populus alba* (1.49 ± 2.02). De igual forma *P* y *Pb* mostraron diferencias significativas entre ambas especies ($p < 0.1$), siendo mayor la concentración de *P* en *Populus alba* (1675.32 ± 1048.35) que *Alnus*

acuminata (1363.14 ± 877.89). Asimismo, el *Pb* fue más alto en *Populus alba* (1.24 ± 1.14) que en *Alnus acuminata* (0.73 ± 0.85). En contraste, otros elementos, como *Cr* y *S*, no presentaron diferencias estadísticamente significativas. Además, *Populus alba* mostró una desviación particularmente alta, a diferencia de *Alnus acuminata* que presentó variabilidades más moderadas para la mayoría de los elementos.

Tabla 2. ANOVA de una vía de la concentración de elementos por especie

Elementos	**Alnus acuminata**	**Populus alba**
Cr	0.69±0.48	0.68±0.46
Cu*	9.05±5.22	4.51±2.55
Ni*	1.58±0.71	1.49±2.02
P.	1363.14±877.89	1675.32±1048.35
Pb.	0.73±0.85	1.24±1.14
S	1388.05±750.30	155213±1311.27
Zn*	19.58±9.61	47.33±61.98

Nota: Estadística descriptiva (media y desviación estándar) de oligoelementos y metales pesados de las muestras recolectadas de *A. acuminata y P. alba*. Concentraciones en ppm (mg/kg). Significancia del ANOVA se representa de la siguiente forma: 0.1 (.), 0.05 (*), 0.01 (**), 0.001 (***).

El análisis de varianza (ANOVA) de múltiples factores permitió evaluar el efecto de la especie y el período (2021 y 2023) en la concentración de los elementos *Ni, Cr, Cu, P, Pb, S* y *Zn* en *Alnus acuminata* y *Populus alba* (Tabla 3). Se encontraron diferencias significativas entre especies en las concentraciones de *Ni* ($p < 0.001$), *Cu* ($p < 0.001$), *P* ($p < 0.01$) y *Zn* ($p < 0.001$), al igual que lo presentado en la Tabla 2. En contraste, la especie no tuvo un efecto significativo en las concentraciones de *Cr* ($p = 0.436$), *Pb* ($p = 0.195$) y *S* ($p = 0.121$). Por otro lado, el período tuvo un efecto altamente significativo en todas las variables analizadas ($p < 0.001$),

indicando que las concentraciones de los elementos variaron entre los períodos evaluados. La interacción entre especie y período fue significativa únicamente para Ni ($p < 0.001$), por lo que, el efecto del periodo sobre Ni varía dependiendo de la especie. En general, las concentraciones de *Cu, P, S, Zn, Ni* y *Cr* aumentaron con el tiempo, mientras que *Pb* disminuyó del periodo 2021 al periodo 2023.

Tabla 3. ANOVA de múltiples factores de la concentración de elementos por especie, por periodo

Elemento	**Alnus acuminata**		**Populus alba**	
	2021	**2023**	**2021**	**2023**
Cr	0.31±0.18	1.08±0.36	0.42±0.25	0.99±0.45
Cu	5.19±1.86	12.91±4.60	3.08±1.14	6.23±2.74
Ni*	1.05±0.41	2.11±0.53	0.25±0.19	2.97±2.23
P.	700.85±192.68	2025.42±785.71	1134.78±230.27	2323.97±1281.61
Pb	1.18±0.96	0.24±0.25	1.61±1.16	0.33±0.24
S	735.24±84.14	2040.86±490.08	955.52±189.86	2268.10±1709.91
Zn	12.20±3.89	26.97±7.68	37.23±12.99	71.18±50.17

Nota: Estadística descriptiva (media y desviación estándar) de la concentración de elementos analizados, por cada especie en cada periodo de monitoreo. Concentraciones en ppm (mg/kg). Significancia del ANOVA (especie:periodo) se representa de la siguiente forma: < 0.1 (.), < 0.05 (*), < 0.01 (**), < 0.001 (***).

El análisis ANOVA de una vía realizado para evaluar la concentración de metales pesados en diferentes parques (Bicentenario, Lineal Oriental, Santa Ana, y Unión Nacional) mostró variaciones en las concentraciones medias de los elementos entre los sitios estudiados, sin embargo, las diferencias no fueron significativas en ninguno de los casos (Tabla 4). En general, las concentraciones más elevadas de *Cu, Ni, P, S* y *Zn* se observaron en el parque Lineal

Oriental, destacando especialmente el contenido de *Cu* (8.21 ± 5.08), P (2034.57 ± 1525.08), S (1956.13 ± 1783.59) y Zn (42.21 ± 50.00). Por otro lado, Santa Ana, Bicentenario y Unión Nacional presentaron concentraciones intermedias en la mayoría de los elementos. El contenido de *Cr* osciló entre 0.56 ± 0.29 en Bicentenario y 0.81 ± 0.57 en Unión Nacional, sin mostrar diferencias pronunciadas entre parques. Por otro lado, el Pb presentó las concentraciones más bajas en el parque Lineal Oriental (0.56 ± 0.66) y las más altas en Unión Nacional (1.21 ± 1.04).

Tabla 4. ANOVA de una vía de la concentración de metales pesados por parque.

Elemento	Bicentenario	Lineal Oriental	Santa Ana	Unión Nacional
Cr	0.56±0.29	0.77±0.55	0.59±0.39	0.81±0.57
Cu	7.23±4.99	8.21±5.08	5.38±2.69	6.44±5.48
Ni	1.42±0.97	1.88±2.43	1.35±0.99	1.48±1.01
P	1376.22±640.27	2034.57±1525.08	1290.93±440.85	1311.12±714.16
Pb	0.98±1.41	0.56±0.66	1.04±0.93	1.21±1.04
S	1305.72±547.36	1956.13±1783.59	1248.72±502.86	1319.23±665.97
Zn	26.75±13.96	42.21±50.00	39.78±23.12	33.61±27.36

Nota: Estadística descriptiva (media y desviación estándar) de la concentración de elementos analizados, por parque. Concentraciones en ppm (mg/kg). Significancia del ANOVA se representa de la siguiente forma: 0.1 (.), 0.05 (*), 0.01 (**), 0.001 (***).

3.2 Análisis de correlación de oligoelementos, metales pesados y datos ambientales

La matriz de correlación observada en la Figura 3, muestra el nivel de correlación entre elementos y variables ambientales. Se observa que el *Cr, Cu, Ni, S* y *P* muestran una correlación negativa alta ($r < -0.6$) con la precipitación, a diferencia del *Pb* que presenta una correlación positiva alta ($r > 0.6$). Por otro lado, se observa una correlación positiva altamente significativa de *Cr, Cu, Ni, S* y *P* con PM2.5, indicando una posible relación entre la concentración de estos

elementos y el material particulado en el ambiente. En el análisis de correlación con PM2.5, el *Pb* vuelve a presentar resultados diferentes al resto de elementos analizados, arrojando una correlación negativa altamente significativa. Además, *Pb* también presenta una correlación negativa con la radiación. Esto podría implicar una posible relación entre los niveles de radiación solar, PM2.5 y la concentración del elemento en las hojas de las plantas. Por otra parte, se destaca la correlación negativa altamente significativa entre la precipitación y PM2.5.

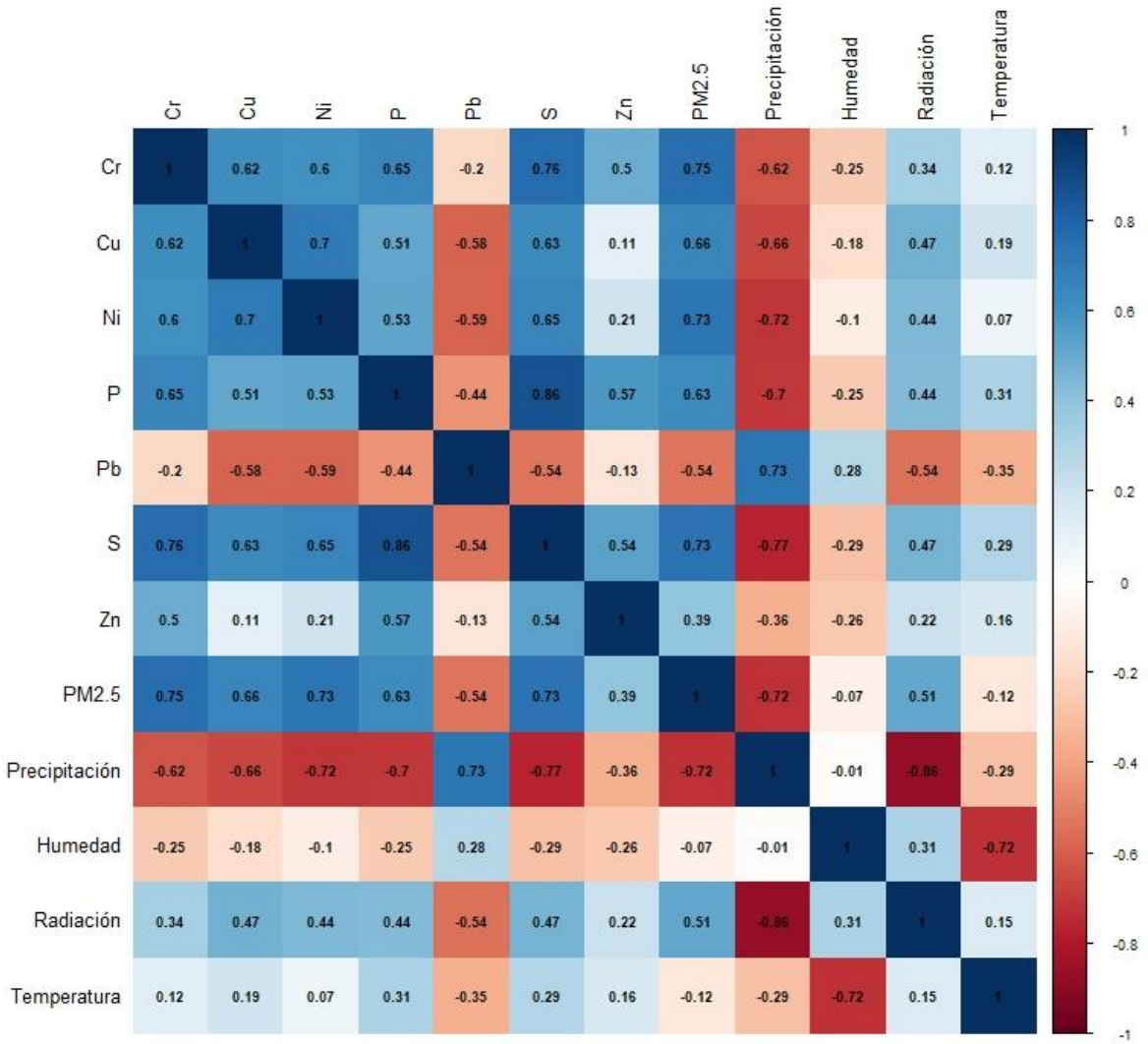

Figura 3. Matriz de correlación. Se presenta el coeficiente de correlación en cada caso, mientras que el gradiente de color representa visualmente el nivel de correlación. Rojo = correlación negativa perfecta (-1) y azul = correlación positiva perfecta (1).

3.3 Modelado de concentraciones de oligoelementos y metales pesados en relación con PM2.5

Por su parte, la regresión lineal realizada muestra la relación entre cada elemento analizado y las concentraciones de PM2.5 en *Populus alba* y *Alnus acuminata*, evaluando la capacidad indicadora de ambas especies en base a contaminantes ambientales presentes en PM2.5 (Fig. 4). La Figura 4a indica que las concentraciones de *Cr* son similares en ambas especies. *Cr* presenta una correlación positiva con PM2.5 en ambas especies, siendo más fuerte en *Alnus acuminata*, donde se detecta un coeficiente de determinación (R^2=0.71) más alto, el cual indica una fuerza de asociación alta. Cu también muestra una correlación positiva moderada con PM2.5 en ambas especies (Fig. 4b).

El coeficiente de determinación es más alto en *Populus alba* y muestra una fuerza de asociación moderada (R^2=0.61), a pesar de que las concentraciones de *Cu* son mayores en *Alnus acuminata*. En el caso de *Ni*, se observa una correlación positiva moderada con PM2.5 en ambas especies y se evidencia que la concentración inicia siendo mucho más baja en *Populus alba* que en *Alnus acuminata* (Fig. 4c). No obstante, *Populus alba* presenta una fuerza de asociación alta (R^2=0.54), mientras que en *Alnus acuminata* esta asociación es mediana. En la Figura 4d, el *P* muestra una correlación positiva con PM2.5 y una fuerza de asociación moderada en ambas especies. Sin embargo, en *Alnus acuminata* es más alto (R^2=0.60) en comparación con *Populus alba*. En cuanto al *S*, se detecta una correlación positiva con PM2.5 en ambas especies (Fig. 4e). *Alnus acuminata* presenta una fuerza de asociación alta (R^2=0.76), mientras que en *Populus alba* esta asociación es moderada.

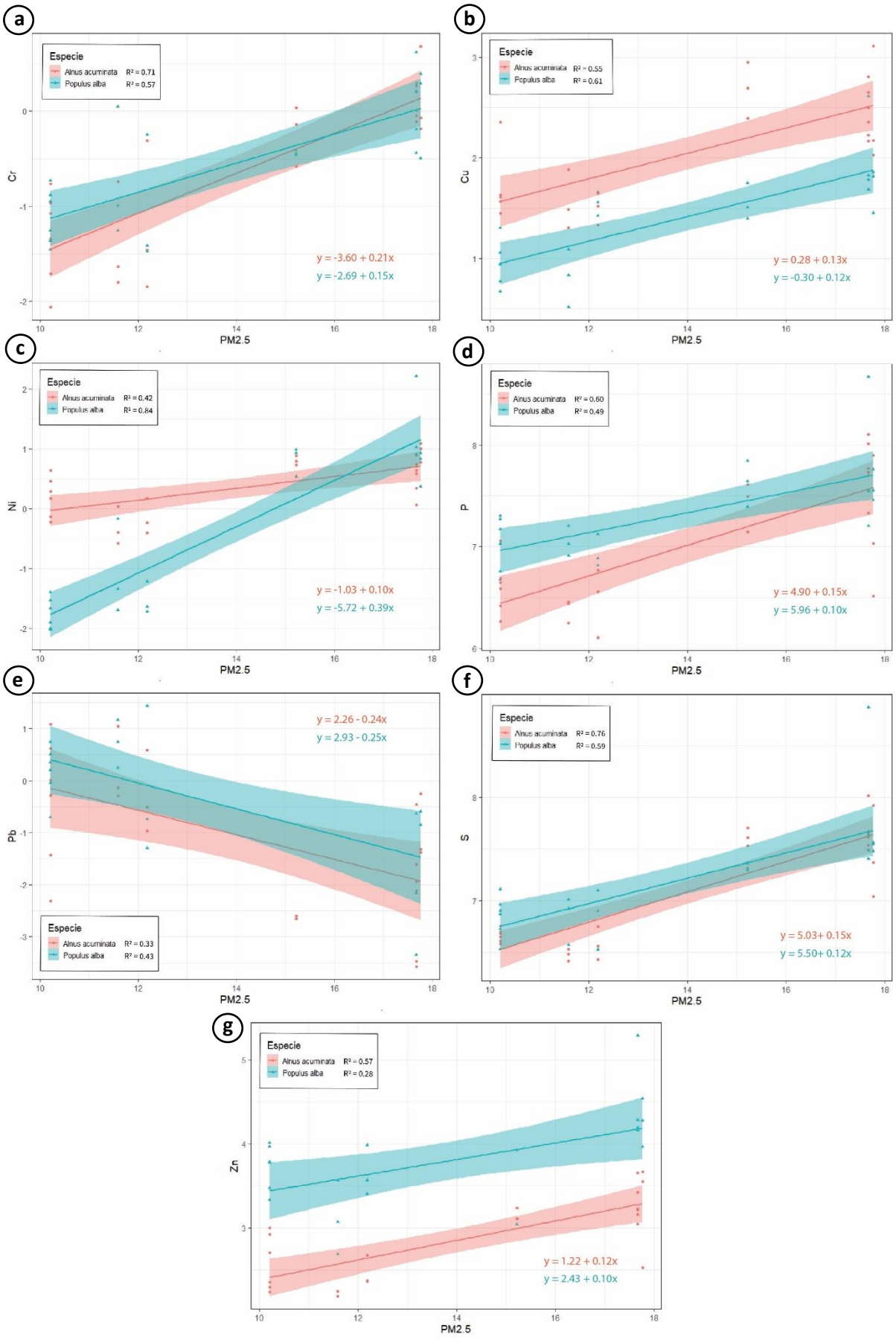

Figura 4. Regresión lineal de las concentraciones de los elementos analizados en función de

PM2.5 diferenciados por especie (*Alnus acuminata* y *Populus alba*). a) *Cr* en función de PM2.5; b) *Cu* en función de PM2.5; c) *Ni* en función de PM2.5; d) *P* en función de PM2.5; e) *Pb* en función de PM2.5; f) *S* en función de PM2.5; g) *Zn* en función de PM2.5.

Para el *Pb* se muestra una correlación negativa con PM2.5 en ambas especies, con una fuerza de asociación mediana (Fig. 4f). *Populus alba* presenta un coeficiente de determinación ligeramente mayor (R^2=0.43), en comparación con *Alnus acuminata*. Finalmente, el *Zn*, la Figura 4g muestra una correlación positiva con PM2.5, pero con una fuerza de asociación moderada en *Alnus acuminata* (R^2=0.57), en contraste con *Populus alba*, que presenta una fuerza de asociación baja. No obstante, las concentraciones de *Zn* son mayores en esta última.

CAPITULO IV

4. DISCUSIÓN

El diseño experimental establecido en la ciudad de Quito empleó Alnus acuminata y Populus alba, en los cuales se evaluó la acumulación y movilidad de oligoelementos y metales pesados. El monitoreo realizado entre 2021 y 2023, de hojas jóvenes en cuatro parques representativos del Distrito Metropolitano de Quito permitió analizar y comparar la variación en la acumulación de estos elementos, identificando patrones diferenciados según la zona y la especie.

4.1 Patrones de variación de oligoelementos y metales pesados en hojas de *Populus alba* y *Alnus acuminata*

Los resultados mostraron diferencias significativas en la acumulación de metales pesados y elementos esenciales entre *Alnus acuminata* y *Populus alba.* La mayor concentración de *Cu* en *Alnus acuminata* (Tabla 2) podría estar relacionada a su capacidad para establecer simbiosis con bacterias fijadoras de nitrógeno del género *Frankia*, que mejoran la disponibilidad de ciertos elementos en la rizosfera, incluido el *Cu* (Bélanger et al., 2015; Swiatek et al., 2019;

Mataruga et al., 2020). No obstante, el *Cu* tiende a acumularse principalmente en las raíces debido a su baja movilidad en sistemas biológicos (Swiatek et al., 2019). Esto sugiere que, aunque las hojas de *Alnus acuminata* muestran mayores concentraciones de *Cu* en comparación con *Populus alba*, las raíces podrían ser el principal sitio de acumulación. Esto coincide con estudios previos que reportan concentraciones de *Zn*, *Pb* y *Cu* más altas en las raíces de *Alnus* en comparación con los tejidos aéreos (Lorenc-Plucinska et al., 2013, Bélanger et al., 2015). En contraste, *Populus alba* mostró una menor acumulación de *Cu* en los tejidos aéreos, lo que concuerda con estudios previos que indican que este género tiende a acumular niveles bajos de *Cu* en comparación con elementos más móviles como *Zn* y *Pb* (Simon et al., 2011; Madejón et al., 2013).

La mayor concentración de *Zn* identificada en *Populus alba* (Tabla 2) es consistente con la capacidad del género para acumular *Zn* en las hojas en ambientes urbanos e industriales (Zhang et al., 2017). De la misma manera, el contenido de *Pb* fue significativamente mayor en *Populus alba* que en *Alnus acuminata* (0.73 ± 0.85). Lo que puede atribuirse a la morfología foliar de *Populus*, cuyas hojas anchas y lisas facilitan la captura de partículas suspendidas en el aire (Zalakeviciute et al., 2020). A diferencia de *Alnus* que limita la traslocación de *Zn* y *Pb* a los tejidos aéreos, reteniéndolos en las raíces y nódulos simbióticos como mecanismo de tolerancia en suelos altamente contaminados (Jing et al., 2014; Bélanger et al., 2015). Por otro lado, la disminución de la concentración de *Pb* de un periodo a otro (Tabla 3), podría explicarse por su traslocación lenta y directa hacia las hojas en *Populus*, sin retención en los tallos durante las etapas iniciales de la exposición (Radojčić-Redovniković et al., 2017). Como se sugiere en el mismo estudio, este mecanismo protege los órganos fotosintéticos, acumulando el *Pb* inicialmente en las hojas y redistribuyéndolo hacia los tallos una vez alcanzada una concentración crítica.

El ANOVA de factores (Tabla 3) mostró que únicamente el *Ni* y el *P* presentaron diferencias significativas entre especies y periodos, explicando la influencia de la especie sobre el periodo en la concentración de los elementos analizados. En el caso del *Ni*, *Populus alba* mostró un aumento drástico de la concentración entre el periodo A y el periodo C, aunque los niveles generales de Ni (Tabla 2) fueron significativamente mayores en *Alnus acuminata* que en *Populus alba*. Esto contrasta con estudios previos en *Alnus* que sugieren que la simbiosis con *Frankia* reduce la translocación de *Ni* hacia los tejidos aéreos debido a una posible interacción antagonista con el *Cu* (Bélanger et al., 2015). De esta forma, la mayor concentración de *Cu* observada en *Alnus* (Tabla 2) podría inhibir la absorción de *Ni*. Sin embargo, la alta desviación estándar observada en *Populus alba* para el *Ni* sugiere que este resultado no es concluyente.

Por otro lado, la menor concentración de *P* en *Alnus acuminata* en comparación con *Populus alba* (Tabla 2) sugiere que en *Alnus*, el *P* se prioriza para funciones metabólicas relacionadas con la simbiosis, en lugar de acumularse en las hojas (Bélanger et al., 2015). A diferencia de *Populus* que demuestra una mayor capacidad para almacenar nutrientes como el *P*, a través del tiempo en las hojas (Madejón et al., 2013; Da Ros et al., 2018). Corroborando también la influencia significativa de la especie sobre la concentración de *P* por periodo (Tabla 3). Elementos como *Cr* y *S* no mostraron diferencias significativas entre las especies (Tabla 2), lo que sugiere que su absorción y translocación están más influenciadas por condiciones ambientales generales, como la composición del suelo o la deposición atmosférica y no por las características específicas de cada especie (Rafati et al., 2011; Zalakeviciute et al., 2020).

Las desviaciones estándar indicaron una variabilidad considerable en algunos elementos. *Populus alba* mostró una desviación particularmente alta en la concentración de varios elementos, lo que refleja una mayor heterogeneidad en su absorción. Esto puede explicarse por diferencias en los mecanismos de acumulación (Tak y Kakde, 2019), como la absorción desde el suelo o la deposición atmosférica de partículas cargadas con metales

pesados (Sinha et al., 2018). Mientras que, *Alnus acuminata* presentó variabilidades más moderadas para la mayoría de los elementos, sugiriendo una mayor uniformidad en sus patrones de absorción y translocación. La influencia del periodo en la concentración de todos los elementos analizados se corrobora principalmente con las características fisiológicas de ambas especies.

El análisis ANOVA de una vía (Tabla 4) no mostró diferencias significativas en las concentraciones de los elementos entre los parques estudiados, sugiriendo una distribución homogénea de los elementos. Sin embargo, se destacan algunos patrones específicos, como las mayores concentraciones de *Cu, Ni, P, S* y *Zn* en el parque Lineal Oriental, posiblemente debido a su proximidad a fuentes de contaminación como el tráfico vehicular y actividades industriales (Sluchyk et al., 2014; Zalakeviciute et al., 2020). La acumulación de estos elementos podría estar vinculada a la cercanía de una vía altamente transitada, lo que facilita la deposición de partículas provenientes del desgaste de frenos, neumáticos y emisiones vehiculares (Benítez et al., 2019; Silva et al., 2021).

En contraste, las concentraciones más altas de *Pb* se registraron en el parque Unión Nacional y las más bajas en el parque Lineal Oriental (Tabla 4). Este patrón sugiere diferencias en las fuentes locales de emisión de *Pb* o en los patrones de deposición atmosférica como reportan Aničić et al., (2011) y Bonilla-Bedoya et al. (2021). Las adaptaciones fisiológicas de ambas especies, como la capacidad de *Alnus* para limitar la translocación de metales a los tejidos aéreos y la eficiencia de *Populus* para capturar partículas en sus hojas, explican la acumulación diferencial de oligoelementos y metales pesados. Estas adaptaciones indican que la relación entre la concentración de los elementos en el tejido foliar no es directa y puede diferir de los niveles encontrados en el suelo circundante (Lorenc-Plucinska et al., 2013; Stain et al., 2017).

4.2 Evaluación de *Populus alba* y *Alnus acuminata* como bioindicadores de contaminación ambiental urbana

Los resultados revelaron patrones de correlación significativos entre las concentraciones de oligoelementos y metales pesados analizados en *Anlus acuminata* y *Populus alba* y diversas variables ambientales (Fig. 3). Se observó una fuerte correlación negativa entre la precipitación y el PM2.5, un fenómeno ampliamente documentado en estudios previos (Ouyang et al., 2015; Rybarczyk y Zalakeviciute, 2016; Zhang et al., 2017). Este patrón destaca la capacidad de la lluvia para reducir las concentraciones de material particulado en el aire, mientras que, en temporadas secas, la re-suspensión del polvo aumenta su concentración (Silva et al., 2021). Este proceso es clave para explicar los patrones de acumulación, deposición y remoción de partículas contaminantes en la superficie foliar como los encontrados en este estudio. Se encontró una correlación negativa entre las concentraciones de *Cr, Cu, Ni, S* y *P*, y la precipitación. Esto evidencia, el efecto de lavado por precipitación, que reduce la acumulación de estos elementos, al eliminar el material particulado suspendido y depositado en el follaje (Przybysz et al., 2014; Tak y Kakde, 2019; Deters et al., 2017).

La correlación positiva observada entre *Cr, Cu, Ni, S* y *P* con el PM2.5 (Fig. 3) plantea que el material particulado fino desempeña un papel crucial en la deposición de metales pesados en el follaje de ambas especies (Tak y Kakde, 2019; Soleimani et al., 2018; Silva et al., 2021). En concordancia con esto, los análisis de regresión lineal mostraron una asociación positiva entre las concentraciones de *Cr, Cu, Ni, P* y *Zn* en ambas especies con el PM2.5. En particular, el *Cr, P, S* y *Zn* mostraron un aumento en sus concentraciones a medida que se incrementaban los niveles de PM2.5 en el aire (Fig. 4), siendo *Alnus acuminata* la especie con mayor fuerza de asociación. El *Cr* y *Zn* están comúnmente vinculados a fuentes industriales, como el galvanizado, el tratamiento de superficies metálicas, el uso de combustibles fósiles y el desgaste de neumáticos y frenos (Silva et al., 2021; Sinha et al., 2018; Soleimani et al.,

2018). El *P*, por su parte, se asocia con actividades agrícolas y depósitos de polvo en el suelo, los cuales son transportados por el viento (Ouyang et al., 2015; Simon et al., 2011). Por otro lado, el *S* en altas concentraciones proviene de emisiones industriales relacionadas con la generación eléctrica, donde el SO_2 se transforma en aerosoles de sulfato (Ouyang et al., 2015).

El *Cu* y el *Ni* mostraron una asociación más fuerte en *Populus alba* (Fig. 4b y Fig. 4c), a pesar de que las concentraciones de *Cu* fueron mayores en *Alnus acuminata*. Esto sugiere que, en *Populus alba*, la acumulación de *Cu* depende principalmente de la deposición atmosférica asociadas al PM2.5, en lugar de otras fuentes (Simon et al., 2011; Madejón et al., 2013). En el caso del *Ni* (Fig. 4c), *Populus alba* presentó un coeficiente de determinación más alto (R^2=0.84), a pesar de partir de concentraciones iniciales más bajas en comparación con *Alnus acuminata*. Esta diferencia puede atribuirse a la mayor sensibilidad de *Populus alba* para responder a las variaciones en la deposición atmosférica de *Ni*, mientras que *Alnus acuminata* tiende a reducir la translocación de *Ni* hacia las hojas a medida que aumentan las concentraciones de *Cu* (Bélanger et al., 2015). Tanto el *Cu* como el *Ni* tienen como principales fuentes de emisión actividades industriales y vehiculares, incluyendo el desgaste de frenos, emisiones de escape y procesos industriales (Soleimani et al., 2018; Zalakeviciute et al., 2020; Silva et al., 2021). Estudios previos han demostrado que metales como *Cd, Pb, Cu* y *Zn* pueden acumularse en el follaje de diversas especies vegetales a través de su transporte en forma de PM2.5 (Przybysz et al., 2014). Estos metales, al estar presentes en el PM2.5, pueden viajar largas distancias antes de depositarse en las hojas lo que explica su acumulación en plantas expuestas a altos niveles de material particulado fino (Soleimani et al., 2018; Deters et al., 2017; Huiming et al., 2013). Sin embargo, las diferencias en la fuerza de asociación entre ambas especies podrían deberse a variaciones en la eficiencia de retención o en los procesos de translocación de metales dentro de sus tejidos foliares.

Contrario a lo observado para otros elementos, se encontró una correlación negativa entre el *Pb* y PM2.5 en ambas especies, con una fuerza de asociación ligeramente mayor en *Populus alba* (Fig. 4e). Además, se observó una correlación positiva entre el *Pb* y la precipitación, lo que difiere del patrón generalmente observado en estudios previos (Fig. 2). Este comportamiento podría explicarse por la capacidad del *Pb* para ser transportado y depositado en el suelo durante eventos de lluvia (Ouyang et al., 2015; Aničić et al., 2011). Asimismo, la capacidad de absorción de *Populus alba* y *Alnus acuminata*, anteriormente discutida, podría favorecer la acumulación de *Pb* en las hojas incluso en condiciones de alta precipitación. Por otro lado, la correlación negativa entre el *Pb* y la radiación solar (Fig. 2) sugiere la influencia de procesos fotoquímicos y de volatilización que podrían reducir su acumulación en las hojas de las plantas (Zalakeviciute et al., 2020).

En general, *Alnus acuminata* demostró una mayor capacidad de acumulación para la mayoría de los elementos analizados, en contraste con *Populus alba*, que mostró relaciones más significativas entre el *Ni* y el *Cu* con el PM2.5. Estos resultados sugieren que, dependiendo del elemento de interés, ambas especies pueden ser utilizadas como bioindicadores complementarios. Aunque *Populus alba* ha sido ampliamente estudiado como un potencial bioindicador de contaminación atmosférica (Madejón et al., 2004; Madejón et al., 2013), las investigaciones previas sobre *Alnus acuminata* son limitadas y centrándose en aspectos ecológicos y fisiológicos. No obstante, los resultados de este estudio resaltan el potencial de *Alnus acuminata* para monitorear la acumulación de contaminantes clave, como *Cr*, *P*, *S* y *Zn*, especialmente en áreas con alta deposición de material particulado fino, donde podría complementar otros análisis.

CAPITULO V

5. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

Este estudio tuvo como objetivo establecer un diseño experimental para monitorear y modelar las concentraciones de oligoelementos y metales pesados en las hojas de *Populus alba* y *Alnus acuminata*, con el fin de validar su uso como bioindicadores de contaminación ambiental en la ciudad de Quito. Los resultados obtenidos entre 2021 y 2023 en cuatro parques urbanos demostraron que ambas especies presentan patrones diferenciados de acumulación de metales pesados y oligoelementos. De igual forma, se identificó una influencia temporal en su dinámica de acumulación, mostrando un aumento significativo de un periodo a otro. Se observó que *Alnus acuminata* acumula mayores concentraciones de *Cu* y *Ni*, mientras que *Populus alba* muestra una mayor capacidad para retener *Zn, P* y *Pb* en sus hojas. Esto se encuentra relacionado a sus adaptaciones fisiológicas y morfológicas. Por otro lado, no se encontraron diferencias significativas en las concentraciones de metales entre los parques, lo que indica una homogeneidad en su distribución en las áreas analizadas. Esto se debe a que todas las ubicaciones comparten factores externos como cercanía a calles concurridas o sectores industriales. Además, se identificó que la precipitación y los niveles de PM2.5 influyen significativamente en la acumulación de elementos como *Cr, Cu, Ni, S* y *P*, destacando el papel del material particulado fino como un vector de transporte y deposición de metales pesados. Estos hallazgos sugieren que *Alnus acuminata* es particularmente eficaz para monitorear elementos como *Cr, P, S* y *Zn*, mientras que *Populus alba* muestra una mayor sensibilidad a las variaciones en la deposición atmosférica de *Cu, Ni* y *Pb*

A pesar de las limitaciones del estudio, como la variabilidad en las concentraciones de ciertos elementos, los resultados aportan evidencia relevante sobre la dinámica de acumulación de contaminantes en especies forestales urbanas. Esto abre nuevas perspectivas para el uso de

Alnus acuminata como bioindicador en entornos urbanos, promoviendo el uso de especies nativas en el ornato urbano. En conclusión, este trabajo contribuye al entendimiento de la dinámica de contaminantes en ecosistemas urbanos y resalta el potencial de las especies forestales nativas como herramientas clave para la evaluación y gestión ambiental.

5.1 Recomendaciones

Se recomienda aumentar el número de muestras y extender el monitoreo a periodos más largos, asegurando la recolección en las mismas fechas de cada periodo para obtener resultados más robustos, validar los patrones observados y fortalecer las aplicaciones prácticas de estos bioindicadores. Asimismo, la inclusión de información satelital permitiría contrastar los datos y representarlos de manera más precisa.

6. LITERATURA CITADA

Al-Thani, H., Koç, M., y Isaifan, R. J. (2018). A review on the direct effect of particulate atmospheric pollution on materials and its mitigation for sustainable cities and societies. Environmental Science and Pollution Research. doi:10.1007/s11356-018-2952-8

Alvarado, R., Tillaguango, B., Cuesta, L. *et al.* Biocapacity convergence clubs in Latin America: an analysis of their determining factors using quantile regressions. *Environ Sci Pollut Res* **29**, 66605–66621 (2022). https://doi.org/10.1007/s11356-022-20567-6

Alvarez, C. I., López, S., Vásquez, D., & Gualotuña, D. (2024). Assessing Air Quality Dynamics during Short-Period Social Upheaval Events in Quito, Ecuador, Using a Remote Sensing Framework. Remote Sensing, 16(18), 3436. https://doi.org/10.3390/rs16183436

Aničić, M., Spasić, T., Tomašević, M., Rajšić, S., y Tasić, M. (2011). Trace elements accumulation and temporal trends in leaves of urban deciduous trees (Aesculus hippocastanum and Tilia spp.). *Ecological Indicators*, *11*(3), 824–830. doi:10.1016/j.ecolind.2010.10.009

Benítez Á, Medina J, Vásquez C, Loaiza T, Luzuriaga Y, y Calva J. (2019). Lichens and Bromeliads as Bioindicators of Heavy Metal Deposition in Ecuador. *Diversity*, *11*(2):28. https://doi.org/10.3390/d11020028

Bélanger, P.-A., Bellenger, J.-P., y Roy, S. (2015). Heavy metal stress in alders: Tolerance and vulnerability of the actinorhizal symbiosis. *Chemosphere*, *138*, 300–308. doi:10.1016/j.chemosphere.2015.06

Bonilla-Bedoya, S., López-Ulloa, M., Mora-Garcés, A., Macedo- Pezzopane, J. E., Salazar, L., y Herrera, M. A. (2021). Urban soils as a spatial indicator of quality for urban socio-ecological systems. Journal of Environmental Management, 300(113556). https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2021.113556

Calatayud, V., y Cariñanos, P. (2024). Mapping pollen allergenicity from urban trees in Valencia: A tool for green infrastructure planning. *Environmental Research*, *252*(1). https://doi.org/10.1016/j.envres.2024.118823.

Celik G, Mungan D, Pinar M, y Misirligil Z. (2005). Poplar pollen-related allergy in Ankara, Turkey: how important for patients living in a city with high pollen load? Allergy and Asthma Proceedings 26(2):113-9. PMID: 15971469.

Centro de Investigación para el Territorio y el Hábitat Sostenible (CITEHS). (2022). *Informe de muestreo de material vegetal para el análisis de contaminación ambiental. Universidad Tecnológica Indoamérica*, Quito.

Chau PN, Zalakeviciute R, Thomas I and Rybarczyk Y (2022) Deep Learning Approach for Assessing Air Quality During COVID-19 Lockdown in Quito. *Front. Big Data 5*(842455). doi: 10.3389/fdata.2022.842455

Childers, D. L., Pickett, S. T. A., Grove, J. M., Ogden, L., y Whitmer, A. (2014). Advancing urban sustainability theory and action: Challenges and opportunities. *Landscape and Urban Planning, 125*, 320–328. doi:10.1016/j.landurbplan.2014.01

Cichowicz, R., y Bochenek, A. D. (2024). Assessing the effects of urban heat islands and air pollution on human quality of life, Anthropocene,46(100433). https://doi.org/10.1016/j.ancene.2024.100433

Cooksey, R. W. (2020). *Illustrating Statistical Procedures: Finding Meaning in Quantitative Data*. Springer Nature Singapore . doi:10.1007/978-981-15-2537-7

Copernicus Atmosphere Monitoring Service. (2025). https://atmosphere.copernicus.eu/carbon-monitor-and-cams-team-provide-date-co2-emissions-estimates-europe

Cordova, C.H., Portocarrero, M.N.L., Salas, R. *et al.* (2021). Air quality assessment and pollution forecasting using artificial neural networks in Metropolitan Lima-Peru. *Scientific Reports, **11***(24232). https://doi.org/10.1038/s41598-021-03650-9

Cornejo-Vásconez, D., Rodríguez-Espinosa, F., Guasumba, A., y Toulkeridis, T. (2022). Efectos Contrastivos De La Evaluación De La Contaminación Ambiental En Dos Zonas Del Distrito Metropolitano De Quito, Ecuador. *La Granja: Revista de Ciencias de la Vida*, *36*(2), 98-112. http://doi.org/10.17163/lgr.n36.2022.08

Costache, A., Berghi, O.N., Cergan, R., Dumitru, M., Neagos, A., Popa, L.G. y Vrinceanu, D. (2021). Respiratory allergies: Salicaceae sensitization (Review). *Experimental and Therapeutic Medicine, 21*(609). https://doi.org/10.3892/etm.2021.10041

Da Ros, L. M., Soolanayakanahally, R. Y., Guy, R. D., & Mansfield, S. D. (2018). Phosphorus storage and resorption in riparian tree species: Environmental applications of poplar and willow. *Environmental and Experimental Botany*, *149, 1–8.* doi:10.1016/j.envexpbot.2018.01.016

Delavar, M. A., y Safari, Y. (2015). Spatial distribution of heavy metals in soils and plants in Zinc Town, northwest Iran. *International Journal of Environmental Science and Technology, 13*(1), 297–306. doi:10.1007/s13762-015-0868-0

Deters, J. K., Zalakeviciute, R., Gonzalez, M., y Rybarczyk, Y. (2017). Modeling PM2.5 Urban Pollution Using Machine Learning and Selected Meteorological Parameters. *Journal of Electrical and Computer Engineering*, (1), 5106045. https://doi.org/10.1155/2017/5106045

Douvris, C., Vaughan, T., Bussan, D., Bartzas, G., y Thomas, R. (2023). How ICP-OES changed the face of trace element analysis: Review of the global application landscape. *Science of The Total Environment*, *905*(167242). https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.167242

El-Khatib, A. A., Barakat, N. A., Youssef, N. A., y Samir, N. A. (2019). Bioaccumulation of heavy metals air pollutants by urban trees. *International Journal of Phytoremediation*, 1–13. doi:10.1080/15226514.2019.1652883

Escobar, M. P., & Dussán, J. (2016). Phytoremediation potential of chromium and lead by Alnus acuminata subsp. acuminata . *Environmental Progress & Sustainable Energy*, *35*(4), 942–948. doi:10.1002/ep.12297

Gallego, J.H., Tabares, A.A., Hernández, L.E. y Sierra-Giraldo, J.A. (2014). *Manual de Silvicultura Urbana para Manizales*. CHEC, Alcaldía de Manizales, CORPOCALDAS y Universidad de Caldas. Manizales.

Gorelova, S. V., y Frontasyeva, M. V. (2017). The Use of Higher Plants in Biomonitoring and Environmental Bioremediation. *Phytoremediation*, 103–155. doi:10.1007/978-3-319-52381-1_5

Hrdlička, P., y Kula, E. (2024). Element contents and their seasonal dynamics in leaves of alder *Alnus glutinosa* (L.) Gaertn. *Environ Monit Assess 196*(224). https://doi.org/10.1007/s10661-024-12367-x

Huiming, L., Xin, Q., y Qin'geng, W. (2013). Heavy Metals in Atmospheric Particulate Matter: A Comprehensive Understanding Is Needed for Monitoring and Risk Mitigation. *Environmental Science & Technology, 47*, 13210−13211

Instituto Nacional de Estadísticas y Censos (INEC). (2022). *Censo Ecuador 2022: Resultados Principales.* https://www.censoecuador.gob.ec/wp-content/uploads/2023/09/InfoNacionalDatos.pdf

Jing Y, Cui H, Li T, Zhao Z, 2014. Heavy metal accumulation characteristics of Nepalese alder (Alnus nepalensis) growing in a lead-zinc spoil heap, Yunnan, south-western China. *iForest 7*, 204-208. doi: 10.3832/ifor1082-007

Kaginalkar, A., Kumar, S., Gargava, P., Kharkar, N., y Niyogi, D. (2022). SmartAirQ: A Big Data Governance Framework for Urban Air Quality Management in Smart Cities. Frontiers in *Environmental Science, 10*, 785129. https://doi.org/10.3389/fenvs.2022.785129

Levei, L., Cadar, O., Babalau-Fuss, V., Kovacs, E., Torok, A. I., Levei, E. A., y Ozunu, A. (2021). Use of Black Poplar Leaves for the Biomonitoring of Air Pollution in an Urban Agglomeration. *Plants, 10*(3), 548. doi:10.3390/plants10030548

Lorenc-Plucinska, G., Walentynowicza, M., y Niewiadomskab,A. (2013). Capabilities of alders (Alnus incana and A. glutinosa) to grow in metal-contaminated soil. *Ecological Engineering, 58,* 214– 227

Lu, T., Marshall, J., Zhang, W., Hystad, P., Kim, S.Y., Bechle, M., Demuzere, M., y Hankey, S. (2021). National Empirical Models of Air Pollution Using Microscale Measures of the Urban Environment. *Environmental Science & Technology 55* (22), 15519-15530 DOI: 10.1021/acs.est.1c04047

Madejon, P. (2003). Elementos traza y nutrientes en álamo blanco tras el vertido tóxico de las minas de Aznalcóllar. *Investigación agraria: Sistemas y recursos forestales*, *12*(3), 19-32. ISSN 1131-7965,

Madejón, P., Ciadamidaro, L., Marañón, T., y Murillo, J. M. (2013). Long-Term Biomonitoring of Soil Contamination Using Poplar Trees: Accumulation of Trace Elements in Leaves and Fruits. *International Journal of Phytoremediation*, *15*(6), 602–614. doi:10.1080/15226514.2012.723062

Madejón, P., Marañón, T., Murillo, J. M., y Robinson, B. (2004). White poplar (Populus alba) as a biomonitor of trace elements in contaminated riparian forests. *Environmental Pollution*, *132*(1), 145-155. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2004.03.015

Martínez-Trinidad, Tomás, Plascencia-Escalante, Francisca Ofelia, y Cetina-Alcalá, Víctor Manuel. (2013). Crecimiento y vitalidad de Populus alba L. con desmoche y tratado con paclobutrazol. *Revista Chapingo. Serie horticultura*, *19*(3), 381-388. https://doi.org/10.5154/r.rchsh.2013.05.016

Mataruga, Z., Jarić, S., Marković, M., Pavlović, M., Pavlović, D., Jakovljević, K., y Pavlović, P. (2020). Evaluation of Salix alba, Juglans regia and Populus nigra as biomonitors of PTEs in the riparian soils of the Sava River. *Environmental Monitoring and Assessment*, *192*(2). doi:10.1007/s10661-020-8085-9

Mendoza B, Cruz M, Carrera L., Jimenez, M., Caicedo, J., Osorio, M., Santillán, L., y Arias, F. (2019). Biogenetic study of the emissions of species: Pinus radiata, Eucalyptus globulus Labill and Alnus acuminata in Riobamba canton, Ecuador. *F1000Research*, *8*(1012). https://doi.org/10.12688/f1000research.19255.1

Ilbay, M., Ruiz, J., Cueva, E., Ortiz, V., y Morales, D. (2021). Empirical Model for Estimating the Ecological Footprint in Ecuador Based on Demographic, Economic and Environmental Indicators. *Journal of Ecological Engineering, 22*(5), 59–67 https://doi.org/10.12911/22998993/135868

Mileti´c, Z., Jonjev, M., Jari´c , S., Kosti´c O., Sekuli´c , D., Mitrovi´c, M., y Pavlovi´c, P. (2024). Green solution to riparian pollution: Populus alba L. potential for phytoremediation and bioindication of PTEs along the Sava river. *Heliyon, 10*(7). https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2024.e28183.

Ouyang, W., Guo, B., Cai, G., Li, Q., Han, S., Liu, B., & Liu, X. (2015). The washing effect of precipitation on particulate matter and the pollution dynamics of rainwater in downtown Beijing. *Science of The Total Environment, 505*, 306–314. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.09.062

Palancean I., Alba, N., Sabatti, M., y de Vries, S.M.G. (2018). *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use for common walnut (Populus alba).* European Forest Genetic Resources Programme (EUFORGEN), European Forest Institute.

Pantusheva, M., Mitkov, R., Hristov, P.O., y Petrova-Antonova, D. (2022). Air Pollution Dispersion Modelling in Urban Environment Using CFD: A Systematic Review. *Atmosphere, 13*, 1640. https://doi.org/10.3390/atmos13101640

Parmar, T. K., Rawtani, D., y Agrawal, Y. K. (2016). Bioindicators: the natural indicator of environmental pollution. *Frontiers in Life Science, 9*(2), 110–118. doi:10.1080/21553769.2016.1162753

Patel, B.B., y Patel, S.D. (2023). Assessment of particulate matters from vehicular emission using operational street pollution model at Panjrapole, Ahmedabad (India). *Research Journal of Chemistry and Environment, 28*(8), 66-75. http://dx.doi.org/10.25303/2708rjce066075

Paton, y Haacke, N. (2021). Merging patterns and processes of diffuse pollution in urban watersheds: A connectivity assessment. *WIREs Water, 8*(4). Portico. https://doi.org/10.1002/wat2.1525

Profous, G.V. (1992). Trees and Urban Forestry in Beijing, China. *Arboriculture & Urban Forestry*. DOI:10.48044/jauf.1992.031

Przybysz, A., Sæbø, A., Hanslin, H. M., y Gawroński, S. W. (2014). Accumulation of particulate matter and trace elements on vegetation as affected by pollution level, rainfall and the passage of time. *Science of The Total Environment*, 481, 360–369. doi:10.1016/j.scitotenv.2014.02.072

Radojčić Redovniković, I., De Marco, A., Proietti, C., Hanousek, K., Sedak, M., Bilandžić, N., & Jakovljević, T. (2017). Poplar response to cadmium and lead soil contamination. *Ecotoxicology and Environmental Safety, 144*, 482 – 489. doi:10.1016/j.ecoenv.2017.06.011

Rafati, Maryam & Khorasani, Nematollah & Moattar, F. & Shirvany, Anoushirvan & Moraghebi, Farhang & Hosseinzadeh, S.. (2011). Phytoremediation Potential of Populus Alba and Morus alba for Cadmium, Chromuim and Nickel Absorption from Polluted Soil. *International Journal of Environmental Research, 5,* 961-970. ISSN: 1735-6865

Ramos-Montaño, C., de Oliveira, J.A. & Condori-Apfata, J.A. Chilling imbibition improves the germination tolerance of the Andean tree *Alnus acuminata* to arsenic. *New Forests, 51*, 243–259 (2020). https://doi.org/10.1007/s11056-019-09725-w

Riffat, S., Powell, R., y Aydin, D. (2016). Future cities and environmental sustainability. Future Cities and Environment, 2(0), 1. doi:10.1186/s40984-016-0014-2

Rodríguez-Laredo, D. (2011). La Gestión Del Verde Urbano Como Un Criterio De Mitigación Y Adaptación Al Cambio Climático. *Revista Institucional de Ciencias, Tecnología e Innovación Investig@ UMSA, 2*(2): 54-70. Disponible en: http://revistasbolivianas.umsa.bo/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2220-71392011000100005&lng=es.

Rybarczyk, Y., y Zalakeviciute, R. (2016). *Machine learning approach to forecasting urban pollution.* 2016 IEEE Ecuador Technical Chapters Meeting (ETCM). doi:10.1109/etcm.2016.7750810

Salman, M., y Hasar, H. (2023). Review on environmental aspects in smart city concept: Water, waste, air pollution and transportation smart applications using IoT techniques. Sustainable Cities and Society, 94(104567), https://doi.org/10.1016/j.scs.2023.104567

Sæbø, A., Benedikz, T., y Randrup, T. B. (2003). Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban Forestry & Urban Greening, 2(2), 101–114.* doi:10.1078/1618-8667-00027

Silva, E., Huang, S., Lawrence, J., Martins, M., Li, J., y Koutrakis, P. (2021) Trace element concentrations in ambient air as a function of distance from road. *Journal of the Air & Waste Management Association, 71*(2), 129-136, DOI: 10.1080/10962247.2020.1866711

Simon, E., Braun, M., Vidic, A., Bogyó, D., Fábián, I., y Tóthmérész, B. (2011). Air pollution assessment based on elemental concentration of leaves tissue and foliage dust along an urbanization gradient in Vienna. *Environmental Pollution, 159*(5), 1229–1233. doi:10.1016/j.envpol.2011.01.034

Sinha, V., Pakshirajan, K., & Chaturvedi, R. (2018). Chromium tolerance, bioaccumulation and localization in plants: An overview. *Journal of Environmental Management, 206,* 715–730. doi:10.1016/j.jenvman.2017.10.033

Sluchyk, V., Sluchyk, I., y Shyichuk, A. (2014). Assessment of both environmental cytotoxicity and trace metal pollution using Populus simonii Carr. as a bioindicator. *Environmental Monitoring and Assessment, 186*(10), 6645–6650. doi:10.1007/s10661-014-3879-2

Soleimani, M., Amini, N,. Sadeghian, B., Wang, D., y Fang, L. (2018). Heavy metals and their source identification in particulate matter (PM2.5) in Isfahan City, Iran. *Journal of Environmental Sciences, 72,* 166-175. https://doi.org/10.1016/j.jes.2018.01.002

Song, L., Han, Z., Li, Z., Zhao, G., y Yang, R. (2020). Effects of Atmospheric Precipitation on Heavy Metal Accumulation and Deactivation Amendment in Wheat Around a Lead Smelter. *Water, Air, & Soil Pollution*, 231(7). doi:10.1007/s11270-020-04703-x

Stein RJ, Höreth S, de Melo JR, Syllwasschy L, Lee G, Garbin ML, Clemens S, Krämer U. (2017). Relationships between soil and leaf mineral composition are element-specific, environment-dependent and geographically structured in the emerging model *Arabidopsis halleri. New Phytologist, 213*, 1274–1286. doi: 10.1111/nph.14219

Świątek, B., Woś, B., Gruba, P., & Pietrzykowski, M. (2019). Bioaccumulation of Heavy Metals (Pb, Cd, Cr, Cu) in Fine Roots Under Three Species of Alders (Alnus spp.)

Plantation at Different Soil Substrates Addition on the Reclaimed Combustion Wastes Landfill. *Water, Air, & Soil Pollution, 230(12).* doi:10.1007/s11270-019-4350-3

Tak, A. A., y Kakde, U. B. (2019). Evaluation of trace elements and particulate matter deposition on plant foliage exposed to vehicular pollution. *Acta Botanica Croatica, 0*(0). doi:10.2478/botcro-2019-0014

Tovar Corzo, G. (2006). Manejo del arbolado urbano en Bogotá. Colombia Forestal, 9(19), 187-205. https://doi.org/10.14483/2256201X.3357

Tse, R., Monti, L., Prandi, C., Aguiari, D., Pau, G., y Salomoni, P. (2018). *On Assessing the Accuracy of Air Pollution Models Exploiting a Strategic Sensors Deployment.* Proceedings of the 4th EAI International Conference on Smart Objects and Technologies for Social Good – Goodtechs, 18. doi:10.1145/3284869.3284880

U.S. EPA. 2007. *Method 3015A (SW-846): Microwave Assisted Acid Digestion of Aqueous Samples and Extracts.* Revision 1. Washington, DC. https://www.epa.gov/esam/epa-method-3015a-microwave-assisted-acid-digestion-aqueous-samples-and-extracts

Ulloa-Espíndola, R., y Pérez-Albert, Y. (2022). Validación de un modelo de predicción del crecimiento urbano en Quito (Ecuador) construido mediante pesos de evidencia y autómatas celulares. *Revista Latinoamericana de Estudios Urbano Regionales, 48(*144), 1-27. doi: 10.7764/eure.48.144.06

Valencia, V. H., Hertel, O., Ketzel, M., & Levin, G. (2019). Modeling urban background air pollution in Quito, Ecuador. Atmospheric Pollution Research. doi:10.1016/j.apr.2019.12.014

Verma, P., y Raghubanshi, A. S. (2018). Urban sustainability indicators: Challenges and opportunities. *Ecological Indicators, 93*, 282–291. doi:10.1016/j.ecolind.2018.05.00

Vieille, B., Albert, I., Leblond, S., Couvidat, F., Parent, E.C., y Meyer, C. (2021). Are Grimmia Mosses Good Biomonitors for Urban Atmospheric Metallic Pollution? Preliminary Evidence from a French Case Study on Cadmium. *Atmosphere, 12*, 491.

Wackernagel, M., y Beyers, B. (2019). *Ecological Footprint: Managing Our Biocapacity Budget*. New Society Publishers

Weng, C., Bush, M. B. y Chepstow-Lusty, A. J. (2004). Holocene changes of Andean alder (*Alnus acuminata*) in highland Ecuador and Peru. Journal Of Quaternary Science, 19(7), 685–691. ISSN 0267-8179.

Wieczorek, K., Turek, A., Szczesio, M., y Wolf, W. (2020). Comprehensive Evaluation of Metal Pollution in Urban Soils of a Post-Industrial City. A Case of Łód ´z, Poland. *Molecules, 25*, (4350). doi:10.3390/molecules25184350

World Health Organization (2021). *WHO Global Air Quality Guidelines*; WHO: Geneva, Switzerland.

Xu, T., Chen, B., Ren, Y., Zhao, L., Hu, J., Wang, Y., Song, Z., y Li, X. (2023). Estimation of the ground-level SO2 concentration in eastern China based on the LightGBM model and Himawari-8 TOAR. *Frontiers in Earth Science, 10*, 1037719. https://doi.org/10.3389/feart.2022.1037719

Yalaltdinova, A., Kim, J., Baranovskaya, N., y Rikhvanov, L. (2017). Populus nigra L. as a bioindicator of atmospheric trace element pollution and potential toxic impacts on human and ecosystem. *Ecological Indicators*. doi:10.1016/j.ecolind.2017.06.021

Yang, J., Shi, B., Shi, Y., Marvin, S., Zheng, Y., y Xia, G. (2020). Air pollution dispersal in high density urban areas: Research on the triadic relation of wind, air pollution, and urban form. *Sustainable Cities and Society, 54*, (101941). doi:10.1016/j.scs.2019.101941

Youssef, N. (2020). Bioaccumulation of Heavy Metals in Urban Tree Leaves. *Egyptian Journal of Botany, 60*(1). 261-273

Zalakeviciute, R., Alexandrino, K., Rybarczyk, Y., Debut, A., Vizuete, K., y Diaz, M. (2020). Seasonal variations in PM_{10} inorganic composition in the Andean city. *Scientific Reports, 10*(17049). https://doi.org/10.1038/s41598-020-72541-2

Zanabria-Cáceres, Y., Cordova-Torres, B., Clemente-Archi, G., Zanabria-Mallqui, R., Enriquez-Pinedo, L., Ccopi-Trucios, D., y Ortega-Quispe, K. (2024). Analysis of soil quality through aerial biomass contribution of three forest species in relict high Andean forests of Peru. *Malaysian Journal of Soil Science, 28*, 38-52. https://www.msss.com.my/mjss/Full%20Text/vol28/V28_04.pdf

Zhang, B., Jiao, L., Xu, G., Zhao, S., Tang, X., Zhou, Y., & Gong, C. (2017*).* Influences of wind and precipitation on different-sized particulate matter concentrations (PM2.5, PM10, PM2.5–10). *Meteorology and Atmospheric Physics, 130(3), 383–392.* doi:10.1007/s00703-017-0526-9