

CONCENTRACIÓN DE AZUFRE BIOACUMULADO EN LÍQUENES CORTICÍCOLAS DEL GÉNERO *Parmotrema* EN ÁREAS VERDES URBANAS DE ASUNCIÓN, PARAGUAY

Concentration of bioaccumulated sulfur in corticolous lichens of the genus *Parmotrema* in urban green areas of Asunción, Paraguay

Lorena MARTÍNEZ-BERNIÉ^{1*}, Rita CABALLERO¹, Raúl DÍAZ-DOMÍNGUEZ², Marcos ORTIGOZA¹, Vanessa DORIA¹, Leonida MEDINA³, Edgar GALEANO³ y Juan Ignacio MERELES¹

¹ Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Departamento de Biología. Universidad Nacional de Asunción. Avenida Mariscal López – Campus UNA, San Lorenzo, 2169, Paraguay.

² Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables - Instituto de Investigaciones Biológicas y Tecnológicas, Universidad Nacional de Córdoba/Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas. Avenida Vélez Sarfield 1666, Córdoba Capital, 5000, Argentina.

³ Departamento de Investigación y Desarrollo. Instituto Nacional de Tecnología, Normalización y Metrología. Avenida José Gervasio Artigas 3973, Santísima Trinidad, 1229, Paraguay.

*Autora para correspondencia: lorenam@facen.una.py

(Recibido: agosto 2023; aceptado: diciembre 2023)

Palabras clave: contaminación, dióxido de azufre, hongos liquenizados, cuantificación turbidimétrica, plaza urbana.

RESUMEN

Considerando la escasa información disponible sobre el impacto de la calidad del aire en organismos sensibles, su uso como herramienta alternativa de medición de contaminantes en Paraguay y el crecimiento poblacional con las proyecciones para los próximos años, se planteó en el presente estudio determinar las concentraciones de azufre bioacumuladas en líquenes corticícolas del género *Parmotrema* en áreas verdes en la ciudad de Asunción, capital de Paraguay. Los sitios muestreados fueron distribuidos en seis grupos y un testigo (Parque Nacional), además se consideró la cantidad de árboles presentes en cada sitio estableciendo cinco rangos. Los líquenes del grupo testigo presentaron una concentración media significativamente menor que la de los demás grupos. El grupo B, de alta concurrencia vehicular, presentó una concentración media de azufre más elevada comparada con los demás grupos. Además, se observó que en los sitios con gran número de árboles la concentración media de azufre disminuye en los talos liquénicos. Los resultados obtenidos en la ciudad de Asunción indican diferentes niveles de contaminación, lo cual sugiere la necesidad de llevar a cabo investigaciones adicionales para determinar la fuente precisa de contaminación y evaluar los posibles efectos en la salud humana y el entorno natural.

Key words: pollution, sulfur dioxide, lichenized fungus, turbidimetric quantification, urban square.

ABSTRACT

Considering the limited information available on the impact of air quality on sensitive organisms, its use as an alternative tool for measuring pollutants in Paraguay, and the population growth with projections for the coming years, the present study aimed to determine the bioaccumulated sulfur concentrations in corticolous lichens of the genus *Parmotrema* in green areas in the city of Asunción, the capital of Paraguay. The sampled

sites were distributed into six groups and one control group (National Park), and the number of trees present at each site was also considered, establishing five ranges. The lichens from the control group showed a significantly lower mean concentration than the other groups. Group B, with high vehicular traffic, presented a higher mean sulfur concentration compared to the other groups. Furthermore, it was observed that in sites with a greater number of trees, the mean sulfur concentration on lichen thalli decreases. The results obtained in the city of Asunción indicate different levels of pollution, which suggests the need to carry out additional investigations to determine the precise source of contamination and to assess the potential effects on human health and the natural environment.

INTRODUCCIÓN

Se define como contaminación atmosférica a la existencia de materias, sustancias o formas de energía que impliquen daño para la seguridad o la salud de las personas y el ambiente (Aránguez et al. 1999, Brook et al. 2010, Rueda 2017, WHO 2018). La existencia de contaminantes atmosféricos puede intensificarse debido al crecimiento poblacional, cantidad de vehículos, el uso de combustibles, cambios en las tecnologías y la producción industrial en zonas urbanas ocasionando problemas a las personas a lo largo de su vida (Bell et al. 2004, Llop et al. 2017, Ubilla y Yohannessen 2017).

Entre los indicadores biológicos se encuentran los líquenes (Will-Wolf et al. 2002, Estrabou et al. 2011). Estos son organismos simbiontes definidos como la asociación entre al menos un micobionte y uno o más fotobiontes (Barreno et al. 2003, Spribille et al. 2016). Debido a su naturaleza simbiótica y a la ausencia de cutícula, los líquenes absorben rápidamente sustancias del aire, por ello son considerados organismos sumamente sensibles a los contaminantes atmosféricos (Hawksworth et al. 2005, Rodríguez et al. 2021).

Uno de los antecedentes más notorios de correlación entre un líquen y dióxido de azufre fue llevada a cabo en Japón, en donde se estudiaron ejemplares de *Parmotrema tinctorum* que habitaban lápidas urbanas, demostrando el potencial de esta especie para ser utilizada como especie bioindicadora (Hawksworth et al. 2005). En los últimos años, en América Latina se han llevado a cabo numerosas investigaciones relacionadas con las respuestas de los líquenes a la contaminación atmosférica (Hawksworth et al. 2005, Estrada y Nájera 2011, Hernández et al. 2017). Rangel-Osornio et al. (2022), compararon las respuestas de los líquenes *Usnea ceratina* y *Flavopunctelia praesignis* ante la contaminación de industrias de papel, observando la bioacumulación de oligoelementos en sus respectivos talos y en mayor cantidad en el liquen folioso. Algunas

especies de líquenes se desarrollan en medios urbanos, donde los niveles de contaminación son altos a diferencia de las zonas rurales, mencionando a *Parmotrema reticulatum* y *Punctelia hypoleucites* como especies tolerantes (Estrabou 1998).

Agnan et al. (2013), combinaron dos líquenes foliosos reconocidos por su capacidad de acumular oligoelementos como lo son *Xanthoria parietina* y *Parmelia sulcata*. Chaiwat et al. (2020), trabajaron con los talos nativos (*in situ*) del liquen epítito folioso *P. tinctorum* como bioacumulador debido a su fácil identificación en campo, su recolección y presencia en sitios urbanos. La familia Parmeliaceae comprende alrededor de 2726 especies con centro de distribución en las regiones tropicales del mundo (Canseco et al. 2006, Michlig y Ferraro 2012, Thell et al. 2012), siendo el género *Parmotrema* A. Massal, el más numeroso de esta familia con 350 especies (Blanco et al. 2005). Son organismos foliosos, por lo general con un talo de diámetro mayor de 5 cm, lóbulos relativamente anchos, cilios presentes o ausentes, superficie inferior con un amplio margen desnudo y rizinas simples a furcadas o irregularmente ramificadas, encontrándose en diversos sustratos como corticícola, saxícola o terrícola (Estrabou 1999, Spielman 2005).

En el Paraguay, los antecedentes de estudios de la contaminación del aire mediante el uso de líquenes como bioindicadores se reflejan hasta el momento en dos trabajos de grado (González 2017 y Cabral 2015). El presente estudio no sólo proporciona las concentraciones de azufre en líquenes en diferentes áreas verdes urbanas, sino que también aporta para relacionar la presencia de azufre en el aire en los sitios seleccionados con la cantidad de árboles. Estudios globales como el de Nowak et al. (2018), centrados en investigar la reducción de contaminantes atmosféricos por la presencia de árboles, incluyendo el dióxido de azufre (SO_2), ayudan a comprender la importancia de la conservación de los árboles para mejorar la calidad del aire en la capital del país.

Considerando que aún existe muy poco conocimiento sobre los efectos de la calidad del aire en organismos sensibles en Paraguay, y teniendo en cuenta el crecimiento poblacional y las proyecciones en los próximos años (INE 2020), el objetivo de esta investigación es determinar las concentraciones de azufre bioacumulado en líquenes corticícolas del género *Parmotrema* en diferentes sitios de las áreas verdes que comprende la capital del país.

MATERIALES Y MÉTODOS

Sitios de estudio

El clima en los sitios de estudio según la clasificación de Thornthwaite (Benítez y Antola 2020), es tropical subhúmedo. Las campañas de muestreo se realizaron entre los meses de octubre del 2020 y febrero de 2021 (**Fig. 1**). En este periodo las temperaturas medias rondaron en 27 °C, con precipitaciones

entre 354 y 71 mm y con humedad relativa del 51 al 75 %. Considerando que las lluvias pueden afectar el proceso de acumulación de metales y sustancias salinas (Figueira et al. 2002, Adamo et al. 2003), en caso de eventos lluviosos de acuerdo con el cronograma de trabajo establecido se consideró colectar tres días después de precipitaciones de baja intensidad (Figueira et al. 2002) y una semana después para tormentas o lluvias intensas de duraciones prolongadas. Se colectaron muestras de líquenes en 25 sitios urbanos, distribuidos en 17 barrios en las áreas verdes, con alta concurrencia de vehículos y personas, alta densidad de viviendas y zonas comerciales a su alrededor (**Fig. 2**).

El Parque Nacional Ybycuí (PNY) ubicado a una distancia aproximada de 150 km de Asunción fue seleccionado como sitio testigo, por el tamaño de la superficie, cobertura arbórea y estado de conservación

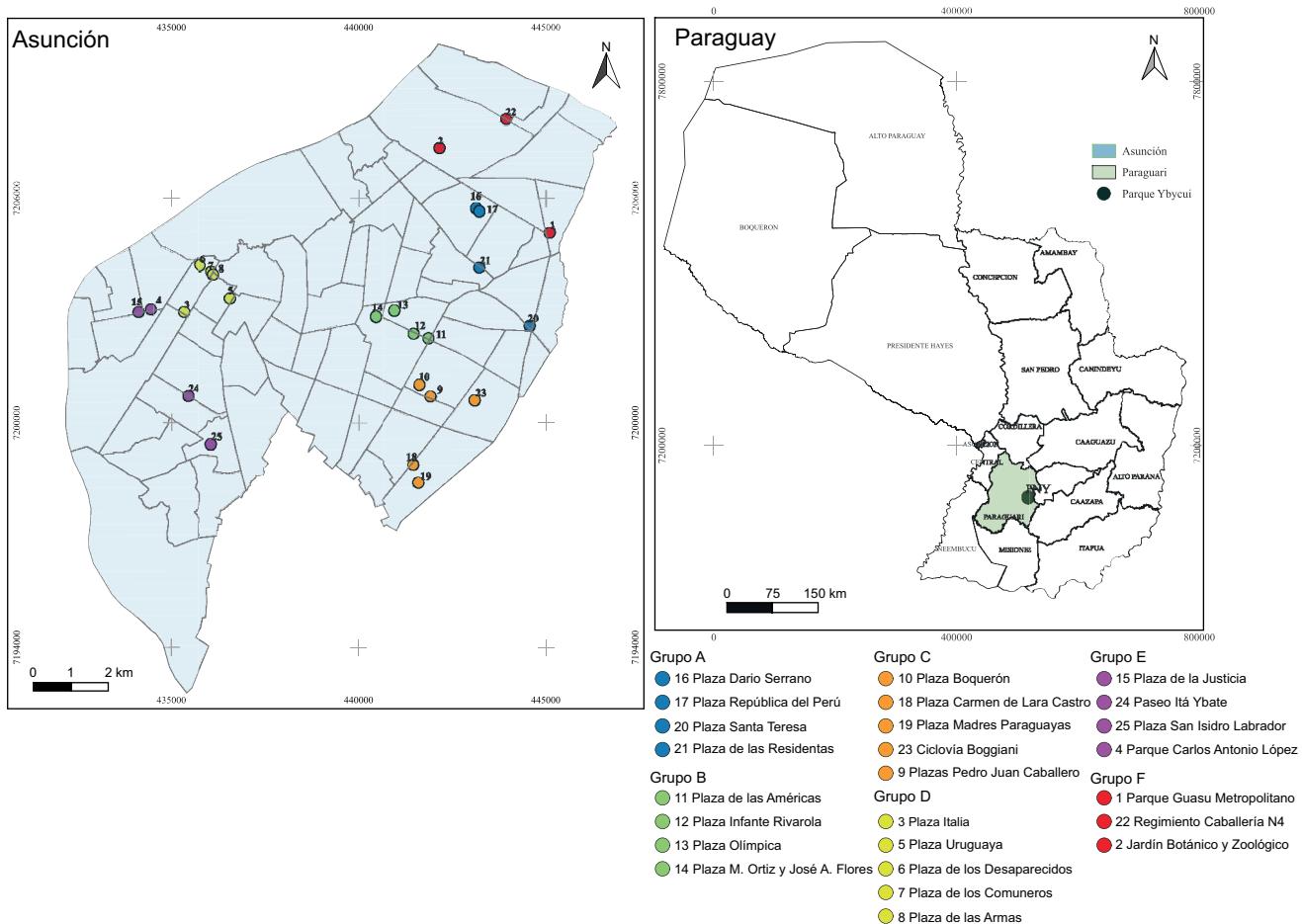


Fig. 1. Sitios de colecta en la ciudad de Asunción y Parque Nacional Ybycuí.



Fig. 2. A. Parque Caballero, B. Plaza España, C. Parque Guasu Metropolitano.

(**Fig. 3**). En el periodo de colecta se registraron temperaturas medias alrededor de los 26.1 °C, con precipitaciones alrededor de 56 mm y con humedad relativa del 56.5 % (DINAC 2022). Se destaca al género *Parmotrema* por su alta ocurrencia en la mayoría de las áreas verdes seleccionadas por lo que se colectaron talos completos de tamaños similares desde 1.5 m de altura respecto al suelo para evitar contaminación terrícola (Bargagli y Nimis 2002) y como límite superior los 2 m. Las colectas se llevaron a cabo en las zonas periféricas de todas las áreas verdes mencionadas teniendo en cuenta la distancia a las calles principales. Los árboles muestrados fueron tajy (*Handroanthus heptaphyllus*), yvyra pytã (*Peltophorum dubium*), chivato (*Delonix regia*), yvyraró (*Pterogyne nitens*), mango (*Mangifera indica*), palmera (*Roystonea sp.*) y mbokaja (*Acrocomia aculeata*). La extracción del material liquénico se realizó con cuchillos de acero inoxidable para

desprender del sustrato (Adler 1989, Estrabou 1999). Las muestras se depositaron en bolsas de papel madera previamente etiquetadas con la fecha, el lugar y características generales presentes en cada ejemplar.

Identificación de las especies

Las muestras fueron conservadas en un refrigerador a -18 °C hasta el momento de la limpieza. Utilizando un microscopio estereoscópico Boeco, Alemania, brochas de cerdas suaves y agujas estériles de acero inoxidable, se procedió a la limpieza, consistente en la separación de la corteza del árbol y otros elementos siguiendo la metodología de Estrabou (1999).

Se realizaron cortes de talo, observación de estructuras morfológicas, reproductivas y medición de esporas, además de pruebas puntuales de color en corteza y médula de los ejemplares, con soluciones de hipoclorito de sodio comercial (C) al 6 % e hidróxido



Fig. 3. Parque Nacional Ybycui. A. Vista general del parque, B. Colecta de ejemplares, C. *Parmotrema tinctorum*.

de potasio (K) al 10 % y combinación de ambas soluciones como KC y cromatografía de capa fina (CCF) para determinación de sustancias líquenicas (Bungartz 2002, Michlig y Ferraro 2012). Se utilizó una cámara de luz ultravioleta Accubanker (Lugo-Fuenmayor 2013), para detección de compuestos con fluorescencia en la médula y la corteza. Para la determinación de especies y confirmación del género se utilizó literatura especializada y comparaciones con taxas afines, además de bases de datos como el Consorcio de Herbarios de Líquenes en América Latina (CHLAL), Index fungorum y Mycobank para la utilización de la correcta nomenclatura de las diferentes especies (Redhead y Norvell 2012). Las muestras procesadas fueron depositadas en el Herbario de la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN) de la Universidad Nacional de Asunción (UNA).

Determinación de la concentración de azufre

Las muestras se secaron a 70 °C durante 2 horas, posteriormente se molieron y pesaron alrededor de 0.5 g en un recipiente de digestión de politetrafluoroetileno (PTFE) de 25 mL, con tres o dos réplicas dependiendo de la cantidad de muestra colectada; se añadió 7 mL de ácido nítrico (HNO_3) concentrado y 3 mL de peróxido de hidrógeno (H_2O_2) al 30 %, se realizó la predigestión (16 horas) a temperatura

ambiente bajo campana extractora de vapores ácidos (Wu et al. 1997, Guidotti et al. 2009, Vitali et al. 2019). Se continuó la digestión en un horno microondas Sineo Microwave Reaction system Tank Basic en tres etapas, como se muestra en el **cuadro I** (Silva-Trejos 2012). La cuantificación del azufre se realizó mediante método turbidimétrico con previo ajuste de pH y agregando la solución amortiguadora correspondiente al método aplicado (Rice et al. 2017).

CUADRO I. PROGRAMA DE DIGESTIÓN.

Etapa	Tiempo (min)	Temperatura (°C)	Presión (pSI)
Primera	5	180	200
Segunda	10	200	220
Tercera	5	220	240

Para asegurar la calidad de los resultados los procedimientos se llevaron a cabo constantemente con blancos de procesos, blancos de muestras, determinación de límite de detección (LD), límite de cuantificación y linealidad del rango de trabajo utilizando soluciones estándares de referencia (Rodríguez et al. 2010).

Análisis estadístico

Para la determinación de diferencias significativas entre los sitios de muestreo se compararon las concentraciones medias de azufre. Se verificó el cumplimiento de los supuestos de normalidad y homocedasticidad. Para ello, se aplicaron las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene. Para la comparación de las concentraciones medias de azufre se utilizó el análisis de la varianza (Andeva) heteroscedástica de una vía para medias recortadas (Luh y Guo 2005) y análisis post-hoc para identificar pares de grupos con diferencias significativas ($p < 0.05$) entre sí.

Para relacionar algunas características de las áreas verdes con la capacidad de amortiguar los efectos de la contaminación ambiental, se consideró la cantidad de árboles presente en cada sitio como un factor adicional de comparación. Se llevó a cabo un análisis de correlación de Pearson entre la concentración de azufre y la cantidad total de árboles. Mientras que para el Andeva se consideraron cinco rangos para la cantidad de árboles. Las agrupaciones tomadas fueron: menos de 75, [75-150), [150-225), [225-300), 300 y más. Tanto el análisis descriptivo como el inferencial fueron realizados empleando el programa estadístico R (R Core Team 2022).

RESULTADOS

Se identificaron tres especies de líquenes: *Parmotrema consors* (Nyl.) Krog & Swinscow, *P. mesotropum* (Müll. Arg.) Hale, *P. tinctorum* (Despr. ex Nyl.) Hale y *Parmotrema* sp., distribuidas en 26 sitios incluidos el PNY. Debido a la disponibilidad de las muestras, en algunos casos fue posible realizar los análisis químicos por triplicado, mientras que en otros casos el material liquénico permitió realizar los análisis químicos por duplicado, por ello, el número total de réplicas fue igual a 115.

Análisis de grupos

Las muestras de los diferentes sitios fueron distribuidas en seis grupos y un testigo (**Cuadro II**). Los grupos se formaron teniendo en cuenta la cercanía de las diferentes áreas, influencias del casco urbano y cobertura boscosa. En el sitio testigo, la concentración media de azufre en el material liquénico fue significativamente menor que en los demás grupos (462.5 ± 156.559 mg/kg; $p < 0.05$) y tres veces menor que en el grupo C, el cual representa el segundo con menor concentración media de azufre, aunque la variación relativa de los datos es muy alta ($CV = 0.345$). Es posible que los altos valores de desviación estándar

(DE) se deban a la utilización de especies y de cantidades distintas, de acuerdo con la disponibilidad.

En el grupo B (**Cuadro III**) se observó la concentración media más elevada (2475.8 ± 942.315 mg/kg), al igual que las cantidades mínima, mediana y máxima. La distribución fue normal con $p < 0.05$ para los grupos.

La prueba de Levene mostró varianzas heterocedásticas ($F = 2.87$; $p = 0.012$) y la prueba de Andeva arrojó resultados significativos ($F = 76.08$; $p < 0.001$), con un tamaño de efecto muy elevado ($\xi = 0.76$), reconociendo la existencia de algunos grupos que difieren en la concentración media.

El testigo y el grupo C no presentaron diferencias significativas en la concentración de azufre en el material liquénico ($p = 0.0541$), sin embargo, este valor de p no es muy distinto al nivel de significación adoptado ($\alpha = 0.05$). En la **figura 4** los valores de p de los grupos A, B, D, E y F versus el testigo muestran una importante diferencia significativa.

Análisis por cantidad de árboles

Con respecto a las comparaciones de la concentración de azufre en el material liquénico según la cantidad de árboles (**Cuadro IV**), se observa una tendencia inversa, a medida que aumenta el número de árboles, se evidencia una disminución en la concentración de este elemento, con excepción del cuarto rango (225-300) donde se observa un incremento medio de la concentración de azufre. Sin embargo, la correlación de Pearson es significativamente negativa ($r = -0.53$; $p < 0.001$).

Debido a que en tres de los cinco grupos formados se hallaron datos no normales y con falta de homocedasticidad, se decidió utilizar una prueba de Andeva heterocedástica. Esta prueba (**Fig. 5**) muestra diferencias significativas entre los grupos ($F = 79.98$; $p < 0.001$;). El grupo que aglomera los sitios con al menos 300 árboles (**Fig. 6**), difiere significativamente de los demás con ($p < 0.001$).

DISCUSIÓN

En el presente estudio la concentración media de azufre en el material liquénico fue significativamente menor en el PNY con un valor medio de 462.5 ± 156.559 mg/kg. Este resultado fue el esperado debido a las características de la zona (influencia antrópica y tráfico vehicular escasos, además de una superficie mayor con cobertura boscosa) en comparación a los otros sitios seleccionados. Blumberg et al. (2003) además de Ray y Kim (2014) mencionan que los

CUADRO II. CARACTERIZACIÓN DE LOS GRUPOS DE MUESTREO.

Grupos	Sitio de muestreo	Caracterización de los grupos	Número estimativo de árboles
Testigo	Parque Nacional Ybycui	Área de tráfico bajo, sin edificios ni comercios cercanos, a una distancia de Asunción de 150 km.	700
A	Plaza Darío Serrato Plaza República del Perú Plaza de Las Residentas Plaza Santa Teresa	Área de tráfico moderado, carente de edificios altos, comercios escasos, localidad geográfica a 7.08 km del casco urbano.	75 170 95 60
B	Plaza Infante Rivarola Plaza Manuel Ortiz y José Asunción Flores Plaza Olímpica Plaza de las Américas	Área de tráfico intenso, con edificios altos y comercios abundantes, localidad geográfica a 5.04 km del casco urbano.	40 80 135 56
C	Ciclovía Boggiani Plaza Carmen de Lara Castro Plaza Madres Paraguayas Plaza Boquerón Plaza Pedro Juan Caballero	Área de tráfico moderado, con edificios bajos y comercios escasos, localidad geográfica de 11.67 km del casco urbano.	187 70 15 8 121
D	Plaza de Armas Plaza de Los Comuneros Plaza de los Desaparecidos Plaza Italia Plaza Uruguaya	Área de tráfico intenso y con edificios altos y comercios abundantes, forman parte del casco urbano.	78 60 45 120 50
E	Paseo Itá Ybate Parque Carlos Antonio López Plaza de la Justicia Plaza San Isidro Labrador	Área de tráfico moderado, con edificios bajos, gran cantidad de comercio, localidad geográfica de 2.02 km del casco urbano.	150 400 80 40
F	Jardín Botánico Zoológico de Asunción Parque Guasu Metropolitano Regimiento de Caballería N.4 (RC4)	Área de bajo tráfico, escasos, con edificios y comercios, localidad geográfica a 6.28 km del casco urbano.	328 240 299

CUADRO III. DESCRIPTIVOS BÁSICOS DE LA CONCENTRACIÓN DE AZUFRE (mg/kg) POR GRUPOS DE MUESTREO.

Grupo	Promedio	DE	CV	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.	n
Testigo	462.5	159.559	0.345	236.1	383.0	458.6	546.4	688.3	6
A	1693.9	681.162	0.402	1042.4	1114.6	1625.2	1726.3	3075.5	18
B	2475.8	942.315	0.381	1278.3	1678.8	2713.7	3154.9	3756.2	11
C	1167.8	362.902	0.311	715.4	823.0	1095.9	1421.4	1764.9	17
D	2439.1	494.236	0.203	1085.0	2291.7	2498.8	2762.7	3046.7	25
E	1610.7	691.961	0.430	318.0	1256.4	1619.7	1932.3	2719.2	23
F	1487.8	533.549	0.359	593.0	1252.2	1569.6	1824.3	2217.8	15

Desvío Eestándar (DE), coeficiente de variación (CV), mínimo (Mín.), cuartil 1 (Q1), cuartil 3 (Q3), máximo (Máx.), tamaño muestral (n), A-F: grupos.

vehículos automotores continúan siendo la fuente principal de contaminación del aire y están directamente relacionados con la producción de azufre.

El azufre fue detectado en todos los sitios y en cantidad más alta en la Plaza Olímpica, dicha área

formó parte del grupo B con la concentración media más elevada (2475.8 ± 942.315 mg/kg). El grupo con menor concentración media de azufre fue el grupo C (1167.8 ± 362.902 mg/kg). Es posible que la mayor concentración de azufre en la zona urbana

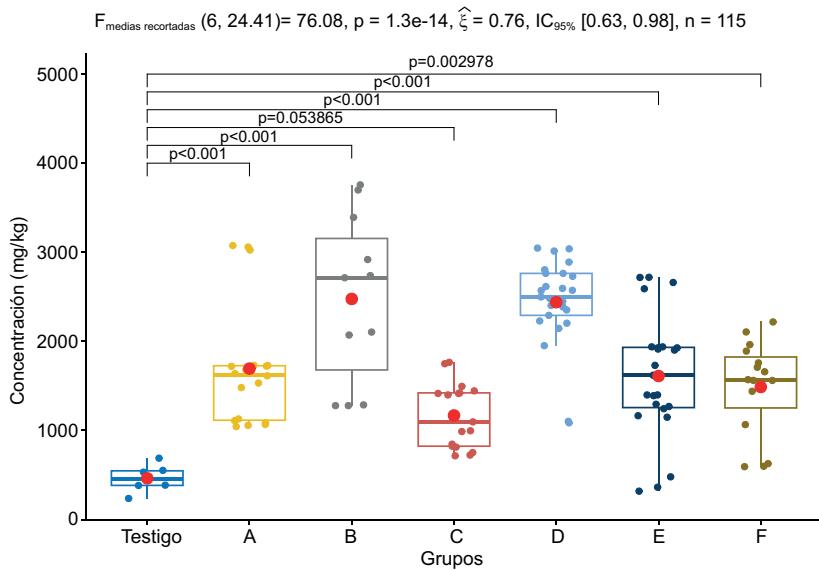


Fig. 4. Comparación entre los niveles de concentración de azufre por grupo de muestreo.
 $F_{\text{Medias recordadas}}$: estadístico F de la prueba Andeva heterocedástica; p: valor p de la prueba Andeva heterocedástica; : tamaño de efecto de la prueba Andeva; IC: intervalo de confianza del tamaño de efecto; n: tamaño total de la muestra considerado en la prueba Andeva.

CUADRO IV. DESCRIPTIVOS BÁSICOS DE LA CONCENTRACIÓN DE AZUFRE (MG/KG) POR CANTIDAD DE ÁRBOLES.

Cantidad de árboles	Promedio	DE	CV	Mín.	Q1	Mediana	Q3	Máx.	n
menos de 75	2151.0	648.13	0.30	715.4	1755.8	2223.2	2674.0	3075.5	44
[75, 150)	1855.7	874.46	0.47	751.6	1089.8	1719.6	2602.5	3756.2	31
[150, 225)	1273.5	131.30	0.10	1056.2	1152.3	1281.2	1398.4	1415.0	14
[225, 300)	1781.6	468.95	0.26	1085.0	1561.3	1683.7	2069.8	2803.4	14
300 y más	479.4	140.60	0.29	236.1	377.1	505.3	594.2	688.3	12

Desvió estándar (DE), coeficiente de variación (CV), mínimo (Mín.), cuartil 1 (Q1), cuartil 3 (Q3), máximo (Máx.), tamaño muestral (n).

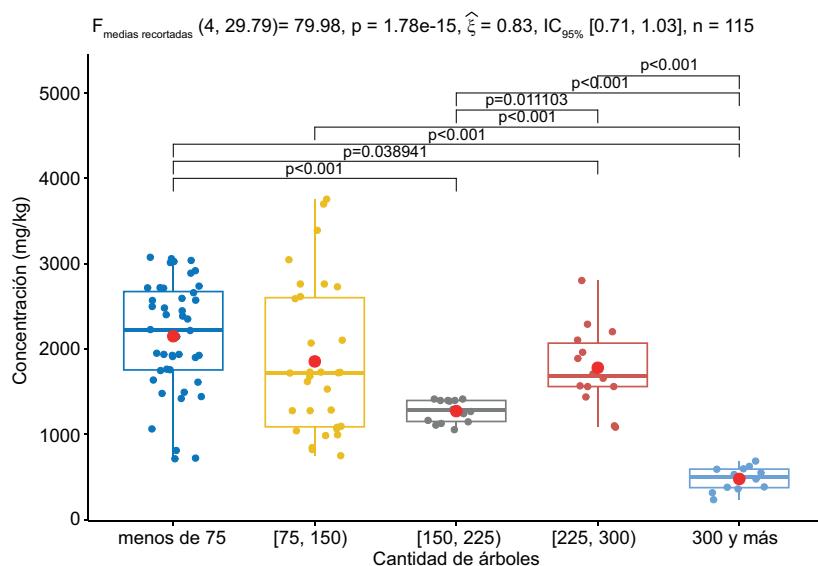


Fig. 5. Comparación entre los niveles de concentración de azufre por cantidad de árboles.
 $F_{\text{medias recordadas}}$: estadístico F de la Prueba Andeva heterocedástica; p: valor p de la prueba Andeva heterocedástica; : tamaño de efecto de la prueba Andeva; IC: intervalo de confianza del tamaño de efecto; n: tamaño total de la muestra considerado en la prueba Andeva.

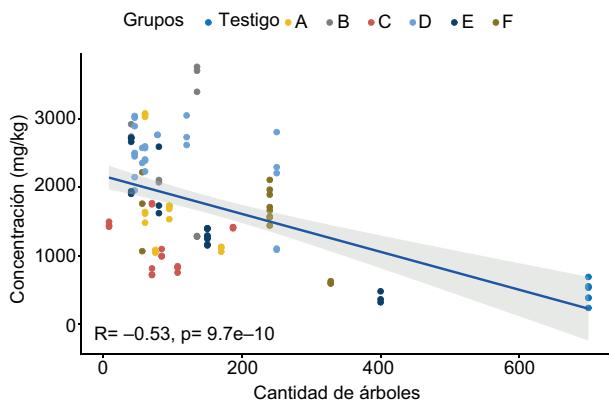


Fig. 6. Correlación entre la concentración de azufre y la cantidad de árboles.

R : coeficiente de correlación de Pearson; p: valor p del análisis de correlación; A-F: grupos.

del grupo B se deba a la actividad humana intensa en esta área, así como la presencia de edificios altos y centros comerciales, estos factores podrían reducir la circulación de aire y aumentar la acumulación de contaminantes. Las fuentes antrópicas, como los procesos de combustión, se encuentran entre las principales causas del aumento de partículas en la atmósfera, asociadas a actividades industriales, tráfico vehicular, la quema y eliminación inadecuada de basuras, entre otros (Blumberg et al. 2003, Koch et al. 2018). Esto concuerda con los resultados observados, ya que los sitios con mayor concentración de contaminantes están relacionados con estas actividades antrópicas mencionadas. Port (2018) relaciona el nivel de urbanización con la concentración de sustancias contaminantes. Comparando el trabajo de Freitas et al. (1999), para el norte de Portugal analizando la especie *Parmelia sulcata*, nuestros resultados reflejan concentraciones promedio más bajas de este elemento en las zonas céntricas de Asunción. Por otro lado, los valores observados en los resultados del trabajo son similares a los reportados por Podaril y Colbert (2016), quienes obtuvieron concentraciones entre 2.7 y 3.3 mg/g en muestras del género *Parmotrema* colectadas en Croton Unit and Lick Creek Unit del Shimek State Forest en el estado de Iowa, Estados Unidos. Otros trabajos reportan valores medios de concentración de azufre bioacumulado más bajos en comparación con los obtenidos en nuestro estudio (Cañas 1997). En el trabajo de Podaril y Colbert (2016), se destaca la escasa cantidad de estudios que reportan concentraciones de azufre elemental dificultando la comparación de los resultados observados en cada caso.

El uso de líquenes permite superar la limitación espacial, generando información de calidad del aire con alta resolución espacial (Llop et al. 2017). La capacidad de medir las concentraciones de azufre del material líquenico en los sitios seleccionados es especialmente útil para superar la limitación espacial de otros métodos de monitoreo, además de facilitar la comparación y comprensión de la calidad del aire y el impacto de los contaminantes en la salud humana y el ambiente.

Nowak et al. (2018) realizaron investigaciones relacionadas con la presencia de árboles y contaminantes, éstos son conocidos por su capacidad para eliminar contaminantes del aire, incluido el SO₂, afirman que los árboles en zonas urbanas pueden reducir significativamente la concentración de gases contaminantes en el aire, siendo esta afirmación congruente con los resultados encontrados, dado que los sitios con mayor cobertura arbórea presentan menor concentración media de azufre (479.4 mg/kg).

El SO₂ es parte importante de las lluvias ácidas, fenómeno ocasionado por los combustibles fósiles y que a su vez produce cambios biológicos en los talos líquenicos e influye en su abundancia (Estrada y Nájera 2011, Carrera et al. 2021). Si bien el enfoque del estudio se basó en el análisis del contenido de azufre en los talos del género *Parmotrema*, la información obtenida se podría integrar en futuros trabajos de investigaciones relacionados con su ecología y su papel como bioindicador.

CONCLUSIONES

Los diferentes niveles de contaminación en la ciudad de Asunción, determinados por la concentración de azufre en líquenes, se relacionan directamente con la presencia de tráfico vehicular, considerada la principal fuente de emisión de contaminantes atmosféricos en áreas urbanas. La detección de una concentración más alta de azufre en el grupo B, ubicado en un sitio con elevada concurrencia vehicular, destaca así la relevancia de este sitio en términos de contaminación. Esto podría sugerir la necesidad de investigaciones adicionales para identificar la fuente específica de contaminación y evaluar posibles impactos en la salud humana y el ambiente.

Cabe destacar que la mayoría de las técnicas para determinar la contaminación son costosas (Hawksworth et al. 2005, Gutiérrez 2020) y que actualmente el uso de bioindicadores para medir los efectos de la contaminación atmosférica es un pilar en la gestión de la calidad ambiental (Zeballos et al. 2006).

Los resultados obtenidos apoyan la premisa de que la existencia de una elevada cobertura de árboles puede desempeñar un papel importante en la reducción de contaminantes en el aire, incluyendo el dióxido de azufre. Estos hallazgos sugieren que incrementar la cantidad de árboles en áreas urbanas, donde la calidad del aire puede ser particularmente deficiente, puede ser una medida eficaz para mejorarla y disminuir los riesgos que conlleva la exposición a contaminantes. Además de la importancia de los sitios urbanos en cuanto a provisión de servicios ecosistémicos de regulación, provisión de hábitats biológicos y reducción de la contaminación atmosférica (Niemelä et al. 2010), las áreas verdes urbanas dependen principalmente de la estructura de la vegetación, tamaño y forma de las áreas (Breuste et al. 2013).

Este trabajo se considera como un aporte clave para la conservación de las áreas verdes en la ciudad de Asunción y posibles recomendaciones de creación de más espacios verdes en otros municipios o ciudades de Paraguay que se encuentren en crecimiento poblacional para que sean incluidos en los planes de manejo urbanos y en las estrategias de mejoramiento de la calidad del aire. La medición de la concentración de contaminantes con líquenes en áreas específicas permite conocer el impacto real de la contaminación en la salud humana y el ambiente a través de la continuidad de los estudios en el transcurso del tiempo.

AGRADECIMIENTOS

A la Facultad de Ciencias Exactas y Naturales (FACEN) por su apoyo y recursos proporcionados para llevar a cabo esta investigación. Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por el apoyo financiero a través del proyecto PINV18-567. A los colegas liquenólogos/as del Centro de Ecología y Recursos Naturales Renovables “Dr. Ricardo Luti” (CERNAR) de la Universidad Nacional de Córdoba por las orientaciones y recomendaciones durante el desarrollo del proyecto.

REFERENCIAS

- Adamo P., Giordano S., Vingiani S., Castaldo-Cobianchi R. y Violante P. (2003). Trace element accumulation by moss and lichen exposed in bags in the city of Naples (Italy). *Environmental Pollution* 122 (1), 91-103. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00277-4](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00277-4)
- Adler M. (1989). Two new species in Parmeliaceae (Lichenized Ascomycotina) and new records for Argentina. *Mycotaxon* 35 (2), 399-404.
- Agnan Y., Séjalon-Delmas N., Claustres A. y Probst A. (2013). Large scale atmospheric contribution of trace elements registered in foliose lichens in remote French areas. *E3S Web of Conferences* (1), 29001-29004. <https://doi.org/10.1051/e3sconf/20130129001>
- Rice E.W., Baird R.B. y Eaton A.D. (2017). Standard methods for the examination of water and wastewater. 23 ed, American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) and Water Environment Federation (WEF), Washington DC, EUA, 10900 pp.
- Aránguez E., Ordóñez J. M., Serrano J., Aragonés N., Fernández-Patier R., Gendarillas A. y Galán I. (1999). Contaminantes atmosféricos y su vigilancia. *Revista Española de Salud Pública* 73 (2), 123-132. <https://doi.org/10.1590/s1135-57271999000200003>
- Bargagli R. y Nimis P. L. (2002). Guidelines for the use of epiphytic lichens as biomonitor of atmospheric deposition of trace elements. En: *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens* (P. L. Nimis, C. Scheidegger, P. A. Wolseley, Eds.). Springer, Dordrecht, Países Bajos, pp. 295-299. <https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7>
- Barreno E. y Pérez-Ortega S. (2003). Biología de los líquenes. En: *Los líquenes de Muniellos. Ordenación del territorio e infraestructuras del Principado de Asturias* (A. Lorenzana, Ed.). KRK, Asturias, España, pp. 65-82.
- Bell M. L., Davis D. L. y Fletcher T. (2004). A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: the role of influenza and pollution. *Environmental Health Perspectives* 112 (1), 6-8. <https://doi.org/10.1289/ehp.6539>
- Benítez I. y Antola N. (2020). Uso consuntivo del agua. El caso de los lavaderos de automóviles en la ciudad de Pilar, Paraguay. *Ciencia Latina. Revista Científica Multidisciplinar* 4 (2), 1890-1903. https://doi.org/10.37811/cl_rcm.v4i2.198
- Blanco O., Crespo A., Divakar P.K., Elix J.A. y Lumbsch H.T. (2005). Molecular phylogeny of parmotremaoid lichens (Ascomycota, Parmeliaceae). *Mycologia* 97 (1), 150-159. <https://doi.org/10.3852/mycologia.97.1.150>
- Blumberg K., Walsh C. y Pera K. (2003). Low-sulfur gasoline and diesel: The key to lower vehicle emissions. *Memorias. The International Council on Clean Transportation (ICCT)*. Napa, California, Mayo, 2003. 48-54 pp.
- Breuste J., Schnellinger J., Qureshi S. y Faggi A. (2013). Urban ecosystem services on the local level: Urban green spaces as providers. *Ekologia* 32 (3), 290-304. <https://doi.org/10.2478/eko-2013-0026>

- Brook R. D., Rajagopalan S., Popell C. A., Brook J. R., Bhatnagar A., Diez-Roux A. V., Holguin F., Hong Y., Luepker R. V., Mittleman M. A., Peters A., Siscovick D., Smith S. C. Jr., Whitsel L. y Kaufman J. D. (2010). Particulate matter air pollution and cardiovascular disease: An update to the scientific statement from the American Heart Association. *Circulation* 121 (21), 2331-2378. <https://doi.org/10.1161/cir.0b013e3181dbece1>
- Bungartz F. (2002). A safe and accurate method to apply spot test chemicals to lichen thalli in the laboratory and the field. *Evansia* 19 (3), 123-124. <https://doi.org/10.5962/p.346550>
- Cabral A. (2015). Análisis de la presencia de dióxido de azufre en áreas verdes de la ciudad de Asunción, mediante el empleo de líquenes como biomonitor pasivo. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Paraguay, 80 pp.
- Canseco A., Anze R. y Franken M. (2006). Comunidades de líquenes: indicadores de la calidad del aire en la ciudad de La Paz, Bolivia. *Acta Nova* 3 (2), 286-307.
- Carrera P. D., Vaca L. S., Segura E. O. y Taco M. A. (2021). Análisis de lluvia ácida en la ciudad de Nueva Loja, Provincia de Sucumbíos. *Green World Journal* 4 (3), 1-12. <https://doi.org/10.53313/gwj43002>
- Cañas M.S., Orellana L. y Pignata M.L. (1997). Chemical response of the lichens *Parmotrema austrosinense* and *P. conferendum* transplanted to urban and non-polluted environments. *Annales Botanici Fennici* 34 (1), 27-34.
- Chaiwat B., Duangkamon S., Sutatip N. y Kansri B. (2020). Influence of washing thalli on element concentrations of the epiphytic and epilithic lichen *Parmotrema tinctorum* in the tropic. *Environmental Science and Pollution Research* 28, 9723-9730. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11459-8>
- DINAC (2022). Anuario climatológico. Dirección de Meteorología e Hidrología. Asunción, Paraguay, 79 pp.
- Estrabou C. (1999). La familia Parmeliaceae (Ascomycetes Liqueñizados) sensu stricto de la Provincia de Córdoba: estudio sistemático-biogeográfico. Tesis de Doctorado. Universidad Nacional de Córdoba. Córdoba, Argentina, 133 pp.
- Estrabou C. (1998). Lichen species identification and distribution according to tolerance to airborne contamination in the city of Córdoba (Argentina). En: *Lichenology in Latin America: History, current knowledge and applications* (M.P. Marcelli y M.R.D. Seaward, Eds.). CETESB, San Pablo, Brasil, pp. 65-169.
- Estrabou C., Filippini E., Soria J. P., Schelotto G. y Rodríguez J. M. (2011). Air quality monitoring system using lichens as bioindicators in Central Argentina. *Environmental Monitoring and Assessment* 182 (1-4), 375-383. <https://doi.org/10.1007/s10661-011-1882-4>
- Estrada V. H. M. y Nájera J. M. (2011). El uso de líquenes como biomonitores para evaluar el estado de la contaminación atmosférica a nivel mundial. *Biocenosis* 25 (1-2), 51-67.
- Figueira R., Pacheco A. M. G., Sousa A. J. y Catarino F. (2002). Development and calibration of epiphytic lichens as saltfall biomonitor-dry-deposition modelling. *Environmental Pollution* 120 (1), 69-78. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00129-X](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00129-X)
- Freitas M. C., Reis M. A., Alves L. C. y Wolterbeek H. T. (1999). Distribution in Portugal of some pollutants in the lichen *Parmelia sulcata*. *Environmental Pollution* 106 (2), 229-235. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(99\)00071-8](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(99)00071-8)
- González E. (2017). Calidad del aire en cuatro avenidas principales de la ciudad de Asunción mediante el empleo de líquenes y captadores pasivos. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional de Asunción. San Lorenzo, Paraguay, 76 pp.
- Guidotti M., Stella D., Dominici C., Blasi G., Owczarek M., Vitali M. y Protano C. (2009). Monitoring of traffic-related pollution in a province of central Italy with transplanted lichen *Pseudovernia furfuracea*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 82 (6), 852-858. <https://doi.org/10.1007/s00128-009-9792-7>
- Gutiérrez M. L. (2020). Revisión sobre la utilización de bioindicadores para analizar la calidad del aire en contextos urbanos. Tesis de Licenciatura. Escuela de Ciencias Agrícolas, Pecuarias y del Medio Ambiente, Universidad Nacional Abierta y a Distancia UNAD. Bogotá, Colombia, 280 pp.
- Hawksworth D., Iturriaga T. y Crespo A. (2005). Líquenes como bioindicadores inmediatos de contaminación y cambios medio-ambientales en los trópicos. *Revista Iberoamericana de Micología* 22 (2), 71-82. [https://doi.org/10.1016/S1130-1406\(05\)70013-9](https://doi.org/10.1016/S1130-1406(05)70013-9)
- Hernández J., Fernández R., Cárdenas Henao M., Franco C., Gómez H., Roschman-González A. y Galarraga F. (2017). Lichens and air quality in Latin America. En: *Ecotoxicology in Latin America*. (C.V.M. Araújo, C. Shinn, Eds.). Nova Science Publishers, Inc., Nueva York, EUA, pp. 417-435.
- INE (2020). Anuario Estadístico. Instituto Nacional de Estadística. Asunción, Paraguay, 356 pp.
- Koch N. M., Lucheta F., Käffer M. I., Martins S., De Azevedo M., Vargas V. y Ferrão M. (2018). Air quality assessment in different urban areas from Rio Grande do Sul state, Brazil, using lichen transplants. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 90 (2-1), 2233-2248. <https://doi.org/10.1590/0001-3765201820170987>

- Llop E., Pinho P., Ribeiro M. C., Pereira M. J. y Branquinho C. (2017). Traffic represents the main source of pollution in small Mediterranean urban areas as seen by lichen functional groups. *Environmental Science and Pollution Research International* 24 (13), 12016-12025. <https://doi.org/10.1007/s11356-017-8598-0>
- Luh W. M. y Guo J. H. (2005). Heteroscedastic test statistics for one-way analysis of variance: The trimmed means and Hall's transformation conjunction. *Journal of Experimental Education* 74 (1), 75-100. <https://doi.org/10.3200/jexe.74.1.75-100>
- Lugo-Fuenmayor G. (2013). Inventario preliminar de líquenes corticolas de la Sierra de San Luis, Venezuela. *Revista de Biodiversidad Neotropical* 3 (2), 98-105.
- Michlig A. y Ferraro L. (2012). Diversidad de macrolíquenes del Parque Nacional Mburucuyá (Corrientes, Argentina). *Boletín de la Sociedad Argentina de Botánica* 47 (3-4), 287-302.
- Niemelä J., Saarela S.-R., Söderman T., Kopperoinen L., Yli-Pelkonen V., Väre S. y Kotze D. J. (2010). Using the ecosystem services approach for better planning and conservation of urban green spaces: a Finland case study. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3225-3243. <https://doi.org/10.1007/s10531-010-9888-8>
- Nowak D. J., Hirabayashi S., Doyle M., McGovern M. y Pasher J. (2018). Air pollution removal by urban forests in Canada and its effect on air quality and human health. *Urban Forestry and Urban Greening* 29, 40-48. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.10.019>
- Podaril A. L. y Colbert J. T. (2016). Elemental concentrations of Iowa *Parmotrema* species. *Evansia* 33 (1), 18-25. <https://doi.org/10.1639/0747-9859-33.1.18>
- Port R. K., Käffer M. I. y Schmitt J. L. (2018). Morphophysiological variation and metal concentration in the thallus of *Parmotrema tinctorum* (Despr. ex Nyl.) Hale between urban and forest areas in the subtropical region of Brazil. *Environmental Science and Pollution Research International* 25 (33), 33667-33677. <https://doi.org/10.1007/s11356-018-3246-x>
- Rangel-Osornio V., Gómez-Reyes V. M., Cuevas-Villanueva R. A., Fernández-Salegui A. B., Morton-Bermea O. y Hernández-Álvarez E. (2022). Biomonitoring of airborne trace elements using transplanted lichens around a paper industry (Morelia, México). *Environmental Monitoring and Assessment* 194 (4), 244. <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09873-1>
- Ray S. y Kim K. H. (2014). The pollution status of sulfur dioxide in major urban areas of Korea between 1989 and 2010. *Atmospheric Research* 147 (1-15), 101-110. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.05.011>
- R Core Team (2022). R: A language and environment for statistical computing [en línea]. <https://www.R-project.org/> 26/01/2024
- Redhead S. A. y Norvell L. L. (2012). MycoBank, Index Fungorum, and Fungal Names recommended as official nomenclatural repositories for 2013. *IMA Fungus* 3 (2), 44-45.
- Rodríguez I. A., Silva R. P. y Reyes A. M. (2010). Determinación de sulfato por el método turbidimétrico en aguas y aguas residuales. Validación del método. *Revista Cubana de Química* 22 (3), 39-44.
- Rodríguez J.M., Estrabou C., Filippini E. R. y Díaz-Domínguez R. (2021). Líquenes del centro de Argentina. 1a. ed, Editorial de la UNC, Córdoba, Argentina, 106 pp.
- Rueda I. (2017). Líquenes como bioindicadores de la calidad del aire. Tesis de Licenciatura. Facultad de Farmacia, Universidad Complutense de Madrid. Madrid, España, 21 pp.
- Silva-Trejos P. (2012). Digestión por microondas para la determinación del contenido total de hierro y zinc en los alimentos. *Tecnología en Marcha* 25 (3), 96-100. <https://doi.org/10.18845/tm.v25i3.461>
- Spielman A. (2005). A família Parmeliaceae (fungos liquenizados) nos barrancos e peraus da encosta da Serra Geral, Vale do Rio Pardo, Rio Grande do Sul, Brasil. Tesis de Maestría. Instituto de Botânica da Secretaria do Meio Ambiente. San Pablo, Brasil, 160 pp.
- Spribille T., Tuovinen V., Resl P., Vanderpool D., Wolinski H., Aime M. C., Schneider K., Stabentheiner E., Toome-Heller M., Thor G., Mayrhofer H., Johannesson H. y McCutcheon J. P. (2016). Basidiomycete yeasts in the cortex of ascomycete macrolichens. *Science* 353 (6298), 488-492. <https://doi.org/10.1126/science.aaf8287>
- Thell A., Crespo A., Divakar P.K., Kärnefelt I., Leavitt S.D., Lumbsch H.T. y Seaward R.D. (2012). A review of the lichen family Parmeliaceae - history, phylogeny, and current taxonomy. *Nordic Journal of Botany* 30, 641-664. <https://doi.org/10.1111/j.1756-1051.2012.00008.x>
- Ubillia C. y Yohannessen K. (2017). Contaminación atmosférica tiene efectos en la salud respiratoria en el niño. *Revista Médica Clínica Las Condes* 28 (1), 111-118. <https://doi.org/10.1016/j.rmclc.2016.12.003>
- Vitali M., Antonucci A., Owczarek M., Guidotti M., As-tolfi M. L., Manigrasso M., Avino P., Bhattachary B. y Protano C. (2019). Air quality assessment in different environmental scenarios by the determination of typical heavy metals and persistent organic pollutants in native lichen *Xanthoria parietina*. *Environmental Pollution* 254 (A-113013), 1-10. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113013>
- Will-Wolf S., Esseen P.A. y Neitlich P. (2002). Monitoring biodiversity and ecosystem function: forests. En: *Monitoring with lichens – Monitoring lichens* (P.L. Nimis, C. Scheidegger, P.A. Wolseley, Eds.). Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Países Bajos, pp.

- 203-222. https://doi.org/10.1007/978-94-010-0423-7_14
- WHO (2018). World Health Organization [en línea] [https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-\(outdoor\)-air-quality-and-health](https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/ambient-(outdoor)-air-quality-and-health) 19/02/2023
- Wu S., Feng X. y Wittmeier A. (1997). Microwave digestion of plant and grain reference materials in nitric acid or a mixture of nitric acid and hydrogen peroxide for the determination of multi-elements by inductively coupled plasma mass spectrometry. *Journal of Analytical Atomic Spectrometry* 12 (8), 797-806. <https://doi.org/10.1039/a607217h>
- Zeballos G., Zaballa R. M., de la Rocha A., Cuadros M., del Granado S., Anze R. y Franken M. (2006). Estandarización de métodos de cultivo y exposición para estudios de biomonitoring. *Acta Nova* 3 (2), 412-421.