






Malezas ruderales como biomonitores del depósito de nitrógeno urbano

D. Nayeli Martínez^{1,2} , Heike Vibrans³ , Francisco J. Espinosa-García² , Morelia Camacho-Cervantes⁴ , Erick de la Barrera^{2,*} 

- (1) Posgrado en Ciencias Biológicas, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México.
- (2) Instituto de Investigaciones en Ecosistemas y Sustentabilidad, Universidad Nacional Autónoma de México, Morelia, Michoacán, México
- (3) Posgrado en Botánica, Colegio de Postgraduados, Campus Montecillo. Montecillo, Texcoco, Estado de México, México.
- (4) Instituto de Ciencias del Mar y Limnología, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad Universitaria, Ciudad de México, México.

Autor de correspondencia*: Erick de la Barrera [delabarrera@unam.mx]

> Recibido el 15 de noviembre de 2023 - Aceptado el 01 de marzo de 2024

Cómo citar: Martínez, D.N., Vibrans, H., Espinosa-García, F.J., Camacho-Cervantes, M., de la Barrera, E. 2024. Malezas ruderales como biomonitores del depósito de nitrógeno urbano. *Ecosistemas* 33(2): 2672. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2672>

Malezas ruderales como biomonitores del depósito de nitrógeno urbano

Resumen: La producción de formas reactivas de N ha superado los límites planetarios que permiten el adecuado funcionamiento de los ecosistemas. Su depósito representa una amenaza tanto a la biodiversidad como a la salud pública. Los sistemas de monitoreo para cuantificar su depósito son escasos, por lo que el biomonitoreo puede ser una alternativa, donde se buscan variables fisiológicas que respondan a la disponibilidad de N, así como organismos con tolerancia a la alta disponibilidad de N. Aunque con frecuencia se usan como biomonitores organismos epífitos, muchos de ellos están restringidos a zonas muy húmedas y áreas de poca perturbación antrópica. El objetivo de esta revisión es identificar biomonitores potenciales de depósito de N para sitios perturbados. Las malezas ruderales son de los organismos que persisten y son abundantes en áreas urbanas, donde el disturbio, la emisión de contaminantes y las tasas de depósito de N suelen ser elevadas. Además, diversas malezas son identificadas como nitrófilas, y en pastos, un grupo bien representado entre las malezas, se ha documentado la tolerancia a altas tasas de depósito de N. El uso de este tipo de organismos ha permitido identificar el aporte de las fuentes de nitrógeno reactivo y el incremento de N en el ambiente en sitios restrictivos para otras plantas.

Palabras clave: ecología urbana; especies nitrófilas; exceso de N; toxicidad por N

Ruderal weeds as biomonitors of urban nitrogen deposition

Abstract: The production of reactive forms of nitrogen has surpassed safe planetary boundaries, jeopardizing the proper functioning of ecosystems. Their deposition is a threat to both biodiversity and public health. Monitoring systems to quantify nitrogen deposition are often lacking, making biomonitoring a potential alternative. In biomonitoring, physiological variables responsive to nitrogen availability are identified, along with organisms tolerant to high nitrogen availability. Although epiphytic organisms are frequently used as biomonitors, many are confined to humid climates and areas with minimal anthropogenic disturbance. The aim of this review is to identify potential nitrogen deposition biomonitors for sites under anthropic disturbance. Ruderal weeds persist and thrive in urban areas, where disturbance, pollutant emissions, and nitrogen deposition rates are often high. Moreover, several weeds are identified as nitrophilic, and within a well-represented group among them, grasses, tolerance to high nitrogen deposition rates has been documented. The use of these organisms has allowed for the identification of contributions from nitrogen sources and the increase of nitrogen in environments that are restrictive for other plants.

Keywords: urban ecology; nitrophilic species; N excess; N toxicity

Introducción

La fijación del N atmosférico (N₂) a partir de actividades humanas se ha incrementado abruptamente desde la segunda mitad del siglo XX (Galloway et al. 2004). A los 90 Tg N año⁻¹ que se fijan de manera natural se suman otros 93 Tg N año⁻¹, resultado de actividades como la síntesis de fertilizantes nitrogenados, el cultivo de plantas fijadoras de N y la quema de combustibles fósiles y biomasa, y se espera que alcanzarán 189 Tg N año⁻¹ a mediados del siglo XXI (Fig. 1, Galloway et al. 2004). Aunque el N es un nutriente esencial para el desarrollo de los seres vivos, tal aumento ha alterado el adecuado funcionamiento de los ecosistemas (Aber et al. 1989; Galloway et al. 2003) y es responsable de la pérdida de biodiversidad, de cambio global y tiene consecuencias negativas al bienestar humano (Sala et al. 2000; Townsend et al. 2003; Steffen et al. 2015). Por ejemplo, formas reactivas de N (Nr), como los óxidos de N (NO, NO₂), son responsables de la lluvia ácida y precursores de ozono troposférico, contaminantes atmosféricos relacionados con problemas respiratorios en humanos y de pérdida de productividad en cultivos (Vitousek et al. 1997; Crutzen y Günter 2016; de Vries 2021). Por su parte, los nitratos (NO₃⁻) y nitritos (NO₂⁻) se pierden fácilmente

con la escorrentía, lo que lleva a problemas de eutrofización de cuerpos de agua e intoxicación del ganado y humanos por su consumo (Galloway et al. 2003; WHO 2011). Las formas reducidas, como el amoníaco (NH_3) y amonio (NH_4^+), causan acidez en cuerpos de agua y suelo, además de contribuir al material particulado que ocasiona problemas respiratorios, de regulación de la insulina y desordenes neurológicos (WHO 2003; Eldor 2007; Adlimoghaddam et al. 2016; Liu et al. 2020; de Vries 2021). También, en algunos procesos abióticos en la atmósfera e intermediados por actividad microbiana se produce N_2O (Eldor 2007; de Vries 2021). Aunque este gas apenas representa el 6% de los gases de efecto invernadero, su capacidad de calentamiento es 265 veces superior a la del CO_2 y persiste en la atmósfera largo tiempo, unos 120 años (IPCC 2013).

Debido a los altos costos de operación de los sistemas electroquímicos de monitoreo del depósito de formas reactivas de N, se puede echar mano de organismos autótrofos, como líquenes, briofitas y plantas vasculares, que asimilan NH_4^+ y NO_3^- , que son precisamente las formas predominantes del depósito de N (Varela et al. 2017; de Vries 2021; Martínez et al. 2021a). El uso de estos organismos como biomonitores permite obtener información sobre la calidad del ambiente a partir de sus respuestas fisiológicas o morfológicas al contaminante de interés (Markert et al. 2003; Forbes et al. 2015; AL-Alam et al. 2019). Por ejemplo, con el contenido de N en especies de briofitas es posible estimar el aporte de N atmosférico (Salemaa et al. 2008; Xiao et al. 2011; Felix et al. 2016) o identificar las fuentes predominantes de Nr con la firma isotópica del N ($\delta^{15}\text{N}$) de sus tejidos (Ammann et al. 1999; Padgett et al. 2009; Díaz-Álvarez et al. 2018).

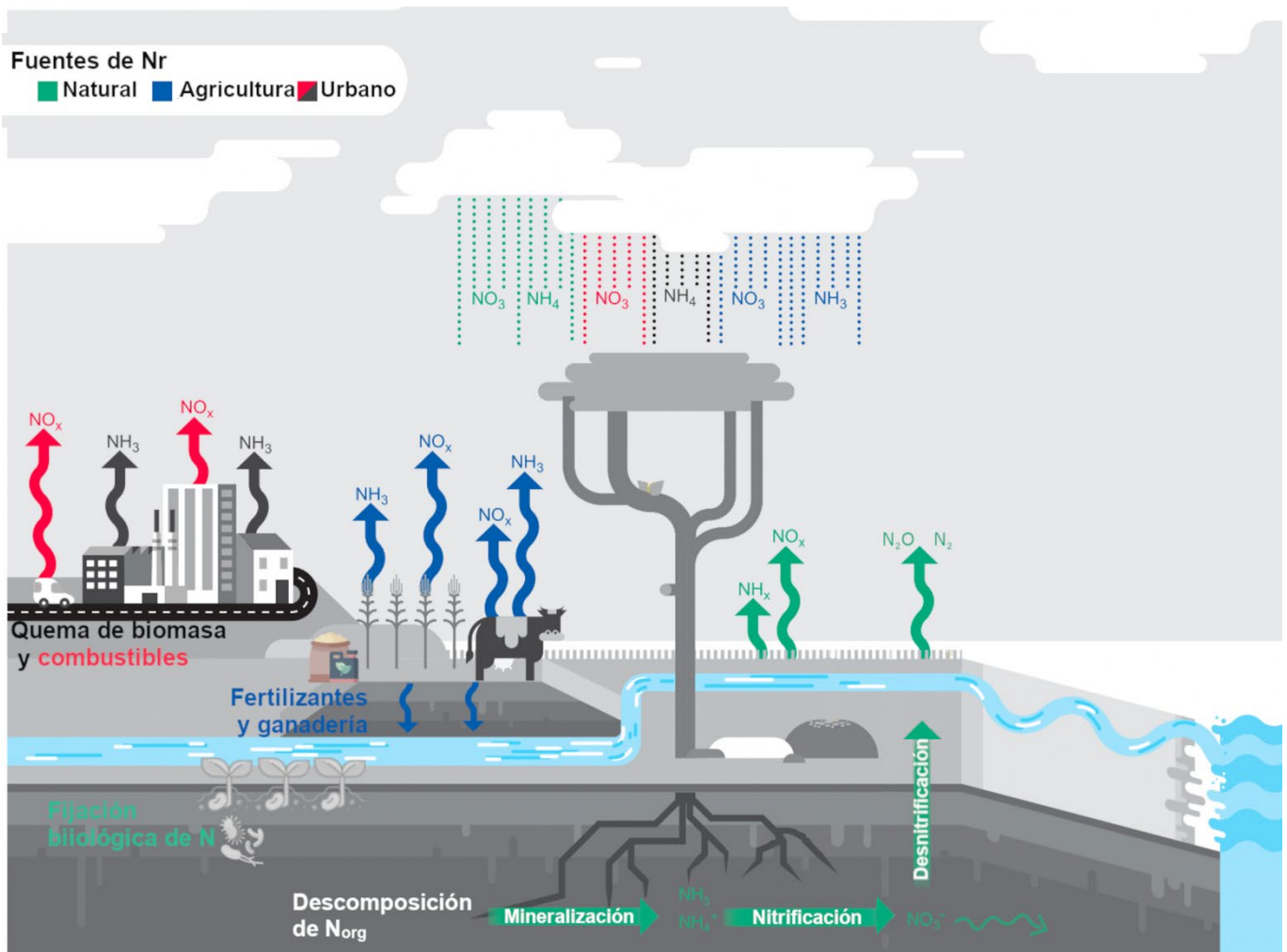


Figura 1. Procesos clave del ciclo biogeoquímico del N. Principales fuentes de Nr y procesos que lo regresan a la atmósfera como N_2 . Las principales fuentes de Nr antrópico son el proceso Haber-Bosh para la producción de fertilizantes nitrogenados, actividades agropecuarias, la siembra de cultivos con fijadoras de N y la quema de combustibles fósiles y de biomasa (Galloway et al. 2004). Tales actividades emiten formas reactivas de N, principalmente NO_x y NH_3 , que se volatilizan a la atmósfera para después depositarse por medio de la gravedad o precipitación (depósito de N seco y húmedo, respectivamente; Pineda y Venegas 2008; Martínez et al. 2021a). La descomposición de biomasa en el suelo también emite formas reactivas que se volatilizan a la atmósfera, son producidas por la actividad microbiana (flechas verdes) y pueden ser inmovilizadas o lixiviarse junto al Nr que se deposita (NO_3^- y NO_2^-) y llegar a ecosistemas acuáticos (Eldor 2007; Martínez et al. 2021a). Modificado de Díaz-Álvarez et al. (2018).

Figure 1. Key processes of the nitrogen biogeochemical cycle. Major sources of reactive nitrogen (Nr) and processes that return it to the atmosphere as N_2 . The primary anthropogenic sources of Nr include the Haber-Bosh process for N nitrogen fertilizer production, cattle husbandry, the cultivation of N-fixing crops, and the combustion of fossil fuels and biomass (Galloway et al. 2004). These activities release the nitrogen reactive forms, primarily as NO_x and NH_3 , which volatilize into the atmosphere and subsequently deposit by gravity or precipitation (dry vs. wet N deposition, respectively; Pineda y Venegas 2008; Martínez et al. 2021a). Biomass decomposition in the soil also emits Nr, produced by microbial activity (green arrows) and can be immobilized or leached alongside the deposited NO_3^- and NO_2^- , eventually reaching aquatic ecosystems (Eldor 2007; Martínez et al. 2021a). Modified from Díaz-Álvarez et al. (2018).

Las áreas urbanas concentran una gran cantidad de actividades que emiten contaminantes nitrogenados (Galloway et al. 2004; Foley et al. 2005; de Vries 2021). Aunque las emisiones de N pueden desplazarse a sitios muy alejados, el depósito de N en zonas urbanas es el doble que en zonas rurales, lo que hace relevante el monitoreo en tales sitios (Decina et al. 2020). Sin embargo, el desarrollo y uso de biomonitores en ambientes urbanos puede ser difícil debido a que el ambiente construido de las ciudades genera condiciones adversas para los organismos (Czaja et al. 2020; Martínez et al. 2021b). Por ejemplo, la radiación que reciben las plantas en estos sitios es alta, debido a los sitios desprovistos de vegetación y la radiación reflejada por los materiales de construcciones (Czaja et al. 2020). También, en sitios pavimentados, la temperatura puede aumentar alrededor de 10°C con respecto a áreas sombreadas, generando el efecto de isla de calor, de mayor evaporación, de poca infiltración de agua y, por tanto, de condiciones hídricas restrictivas (Yang et al. 2016; Czaja et al. 2020). Además, la presencia de contaminantes derivados de las actividades antrópicas es alta, como metales pesados y el Nr abundante, aunque algunos son nutrientes, son tóxicos bajo alta disponibilidad (Nagajyoti et al. 2010; Douglas et al. 2011; Ashraf y Harris 2013; Czaja et al. 2020; Zandalinas y Mittler 2022).

Las malezas se encuentran entre las especies de plantas que crecen espontáneamente en ambientes modificados fuertemente por la actividad humana y son capaces de tolerar las condiciones ambientales adversas de las ciudades (Vibrans 2014). De hecho, estas plantas suelen proliferar durante los procesos de urbanización, sustituyendo en algunos casos especies nativas (McKinney 2006; Šilc 2015; Martínez et al. 2021b). Dado que muchas de ellas tienen amplia distribución y son abundantes en ambientes urbanos, podrían ser adecuadas para el biomonitoreo de la contaminación (Markert et al. 2003; Sutton et al. 2004; González et al. 2014). En esta revisión primero abordamos los fundamentos fisiológicos necesarios para la selección de los organismos tolerantes al exceso de N y las variables fisiológicas indicadoras de la disponibilidad de N. Posteriormente destacamos el potencial de las malezas como biomonitores del depósito de N en ambientes urbanos.

Fundamentos ecofisiológicos

Las plantas adquieren formas inorgánicas de Nr, como NO_3^- y NH_4^+ , y las integran a su metabolismo formando compuestos como ácidos nucleicos, enzimas y otras proteínas (Fig. 2; Marschner 2012). Estas dos formas reactivas de N suelen ser abundantes en el depósito de N atmosférico, lo que genera un efecto fertilizante (de Vries 2021). No obstante, su exceso puede provocar estrés fisiológico, lo que afecta el desempeño y compromete la sobrevivencia de las plantas (Aber et al. 1989; Stevens et al. 2011; Tian et al. 2016). La evaluación de estos efectos de fertilización y de estrés puede ayudar a estimar la disponibilidad de Nr en el ambiente y la tolerancia a dicho contaminante (Markert et al. 2003).

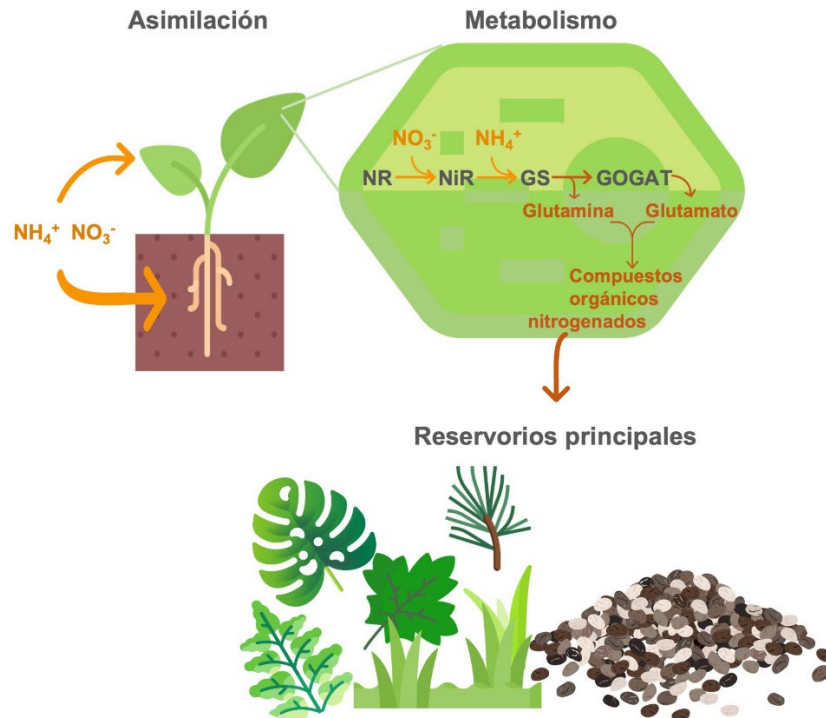


Figura 2. Metabolismo del nitrógeno en plantas. La asimilación de nitrógeno sucede en las hojas y, predominantemente, en la raíz. El nitrógeno adquirido es transportado a las hojas donde es integrado a compuestos orgánicos mediante la acción de las enzimas nitrato reductasa (NR), nitrito reductasa (NiR), glutamina sintetasa (GS) y glutamato sintasa (GOGAT). Las hojas y las semillas, aunque en menor medida, son los principales reservorios de nitrógeno en las plantas.

Figure 2. Nitrogen metabolism in plants. Nitrogen assimilation occurs in the leaves and predominantly in the root. The acquired nitrogen is transported to the leaves where it is integrated into organic compounds through the action of nitrate reductase (NR), nitrite reductase (NiR), glutamine synthetase (GS), and glutamate synthase (GOGAT) enzymes. The leaves and seeds, to a lesser extent, are the main nitrogen reservoirs in plants.

Contenido de N total

Entre las variables de interés para el biomonitoreo se encuentra el nivel de N en la planta, ya que puede ser almacenado en las vacuolas, ser parte de proteínas estructurales o de enzimas, etc., lo que lleva a un aumento del contenido total de N, generalmente medido como porcentaje del peso seco (N%) en los tejidos vegetales (Azcón-Bieto y Talón 2008; Tegeder y Masclaux-Daubresse 2018). Este aumento de N suele estar acompañado por incrementos en la producción de biomasa, por ende, puede ser útil cuantificar el tamaño de órganos (hojas), contenido de clorofilas y proteínas (González et al. 1998; Bassi et al. 2018; Izquieta-Rojano et al. 2018; Piazzetta et al. 2019). Se estima que entre 30 y 40% del N asimilado se asigna al aparato fotosintético, por lo que el contenido de clorofila y proteínas como la RuBisCO también pueden ser indicadores del contenido de N en las plantas (Meinzer y Zhu 1998; Arróniz-Crespo et al. 2008; Azcón-Bieto y Talón 2008; Bassi et al. 2018; Izquieta-Rojano et al. 2018; Piazzetta et al. 2019).

Actividades enzimáticas

La medición de la actividad de diversas enzimas relacionadas con el metabolismo del N también puede ser útil en el biomonitoreo del depósito de N (Martínez et al. 2021a). Después de adquirir N en formas inorgánicas, el NO_3^- es reducido hasta NH_4^+ para ser integrado a esqueletos orgánicos de C (Tegeder y Masclaux-Daubresse 2018). La enzima nitrato reductasa (NR) cataliza el primer paso en la reducción del N, reduce el NO_3^- a NO_2^- con la energía aportada por la fotosíntesis, su transcripción y actividad son inducidas por su sustrato, el NO_3^- (Hoff et al. 1992; Azcón-Bieto y Talón 2008; Tegeder y Masclaux-Daubresse 2018). Esta enzima se encuentra en el citosol, con actividad tanto en la raíz como en las hojas, siendo la actividad predominante en este último sitio (Srivastava 1980; Kaiser y Lewis 1984; Hoff et al. 1992; Azcón-Bieto y Talón 2008).

La segunda enzima en el metabolismo del N es la nitrito reductasa (NiR). Ubicada en los cloroplastos y plastidios, se encarga de reducir el NO_2^- a NH_4^+ (Azcón-Bieto y Talón 2008). La transcripción y actividad de la NiR son inducidas por el NO_3^- y NO_2^- y dependen igualmente de la energía proveniente de la fotosíntesis (Azcón-Bieto y Talón 2008). El NH_4^+ adquirido de manera directa del ambiente como el reducido por la NR y NiR, es integrado a esqueletos de C por la enzima glutamina sintetasa (Azcón-Bieto y Talón 2008). Dicha enzima, que se localiza en el cloroplasto y algunas isomorfias en el citosol, inducible por el NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ (Azcón-Bieto y Talón 2008). Estas tres enzimas incorporan N inorgánico al componente biótico del ciclo del N, sus actividades pueden ser indicadores de la disponibilidad de N en el ambiente (Martínez et al. 2021a).

La actividad de la enzima fosfomonoesterasa (PME) también es usada como indicador del incremento de N (Johnson et al. 1999; Arróniz-Crespo et al. 2008). Esta enzima rompe el enlace éster de grupos fosfato, actividad que incrementa bajo deficiencia de fósforo (Arróniz-Crespo et al. 2008; Díaz-Álvarez et al. 2019). Dado que en las ciudades aumenta el Nr disponible, se incrementa la actividad de la PME para movilizar P, como se ha documentado en briofitas y a nivel de rizosfera (Godavari et al. 1976; Arróniz-Crespo et al. 2008; Png et al. 2017; Díaz-Álvarez et al. 2019).

Isotopos estables del N

Los isótopos estables del N han mostrado ser una herramienta útil para identificar las fuentes de Nr (Dawson et al. 2002; Santiago et al. 2005; Díaz-Álvarez et al. 2018). Específicamente, se han inferido las fuentes predominantes de Nr a partir de la señal isotópica de los tejidos de árboles, epifitas vasculares, briofitas y gramíneas, la cual se corresponde con las medidas hechas con colectores químicos de depósito de N (Elliott et al. 2007; Díaz-Álvarez et al. 2018; Cogley y Pataki 2019). Igualmente, se han analizado los cambios en el aporte de las fuentes de Nr a través del tiempo, comparando el $\delta^{15}\text{N}$ de organismos herborizados con muestras posteriores (Peñuelas y Filella 2001; Stewart et al. 2002; Díaz-Álvarez et al. 2018).

Mecanismos de estrés

Los síntomas de toxicidad por el incremento de Nr se han documentado a partir de tasas de depósito de N de 10 Kg de N ha^{-1} año^{-1} , en algunas especies de briofitas y líquenes, mientras que en las plantas vasculares sufren daño desde los 20 Kg de N ha^{-1} año^{-1} (Arróniz-Crespo et al. 2008; Varela et al. 2017; Martínez y de la Barrera 2021). El descenso del desempeño de las plantas expuestas a exceso de N se atribuye en mayor medida a la adquisición de las formas reducidas de N (Janga y Raghuram 2015). El NH_3 y NH_4^+ aprovechan la menor especificidad de otros transportadores, como acuaporinas y los transportadores de Ca^{2+} y K^+ y pueden acumularse en las células si no son integrados a esqueletos de C (Britto y Kronzucker 2002; Marschner 2012; Janga y Raghuram 2015). Esto podría disminuir el pH en el interior de la célula, conduciendo a un gran gasto energético para sacar el NH_4^+ y mantener estable el pH de los compartimentos celulares (Kronzucker et al. 2001; Britto y Kronzucker 2002). En cuanto a formas oxidadas, se ha documentado que se reduce la eficiencia fotosintética bajo tratamientos de fumigación con NO_2 , además de descenso de la conductancia estomática y daños a la cutícula donde se crean poros a través de los que el Nr pueden seguir entrando (Wang et al. 2019). Dichos efectos también han sido adjudicados a la competencia por NADPH entre la reducción de nitrato a nitrito y la asimilación de carbono, como al incremento en especies reactivas de oxígeno y nitrógeno (Wang et al. 2019).

El incremento del depósito de N atmosférico puede elevar la acidez del suelo (van den Berg et al. 2005; Tian y Niu 2015; Tian et al. 2016; de Vries 2021). El NO, subproducto de la combustión o resultado de la fijación fotoquímica, se transforma de manera rápida en NO_2 , el cual reacciona con componentes suspendidos en la atmósfera, como los radicales OH y agua para formar el HNO_3 (Crutzen y Günter 2016). Este es uno de los componentes de la lluvia ácida (Aber et al. 1989; de Vries 2021). El gas NH_3 , emitido por actividades antrópicas o fijación fotoquímica, puede comportarse como una base al aceptar H^+ , pero al precipitarse

solo o junto a otros componentes en la atmósfera incrementa la nitrificación, lo que provoca descensos del pH en el suelo (van den Berg et al. 2005; Eldor 2007).

Las condiciones ácidas en el suelo provocan la lixiviación de algunos cationes de importancia biológica (Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+}), lo que restringe su adquisición y puede llevar a un desbalance nutricional a las plantas (DeHayes et al. 1999; van den Berg et al. 2005; Horswill et al. 2008). Además, algunos metales pesados que se solubilizan en condiciones ácidas (Al^{3+} , Mn^{2+}) pueden reducir la toma de cationes con valencia, Ca^{2+} , K^+ y causar pobre desarrollo radicular y biomasa (van den Berg et al. 2005; Kogelmann y Sharpe 2006; Poschenrieder et al. 2008; Tian y Niu 2015; Tian et al. 2016). Por lo que cuantificar los cambios en las relaciones del N con otros elementos (Ca, K, P), puede ser un indicador también del exceso de Nr en el ambiente (Roem y Berendse 2000; Arróniz-Crespo et al. 2008; Johansson et al. 2010; Izquieta-Rojano et al. 2018; Díaz-Álvarez et al. 2020).

Evaluar el daño fisiológico es útil para determinar la tolerancia al exceso de N en biomonitores potenciales (Markert et al. 2003; Kapoor et al. 2019). Una de las variables fisiológicas que pueden identificar el estrés por exceso de N es la producción especies reactivas de oxígeno (Kapoor et al. 2019). Dicho estrés oxidativo puede ser desencadenado por los NO_x y algunos moléculas y cationes que se incrementan junto al Nr, como O_3 , Mn^{2+} y Al^{3+} (Apel y Hirt 2004; Demidchik 2015; Kapoor et al. 2019; Schneider et al. 2019; Wang et al. 2019). Por ejemplo, las enzimas de acción antioxidante se pueden incrementar bajo toxicidad por N, como la actividad de la enzima superóxido dismutasa (Demidchik 2015; Izquieta-Rojano et al. 2018). También es de utilidad cuantificar el daño a las membranas celulares, el cual se produce cuando la concentración de especies reactivas sobrepasa la de los antioxidantes (Arróniz-Crespo et al. 2008). En este caso, el malondialdehído, subproducto de la peroxidación lipídica, se puede incrementar, mientras que las concentraciones de K pueden descender, indicando el daño a membranas (Arróniz-Crespo et al. 2008; Kong et al. 2016; Izquieta-Rojano et al. 2018; Schneider et al. 2019). También se puede determinar la actividad de enzimas oxidantes, como la peroxidasa y la polifenol oxidasa, que tiende a incrementarse bajo condiciones en las que la planta comienza a experimentar estrés (Kapoor et al. 2013).

La fotosíntesis es otro de los procesos perturbados por el exceso de N reactivo (Bassi et al. 2018). Primero puede observarse un incremento de la fotosíntesis debido al efecto de fertilización, dado que se puede incrementar el contenido de clorofilas y de la enzima RuBisCO (Arróniz-Crespo et al. 2008; Bassi et al. 2018). Sin embargo, en condiciones de exceso de N para la planta, desciende la tasa fotosintética, indicando estrés en las plantas y el inicio de la toxicidad (Arróniz-Crespo et al. 2008). Por ejemplo, la fluorescencia de la clorofila *a* se puede incrementar bajo estrés reflejando valores bajos del rendimiento cuántico máximo del fotosistema II (PSII; F_v/F_m), así como del rendimiento cuántico efectivo del PSII (ϕ_{PSII}), los cuales estiman la luz aprovechada fotoquímicamente, indicando daños al fotosistema (González et al. 1998; Arróniz-Crespo et al. 2008; Ashraf y Harris 2013). Además, el exceso de N puede afectar las relaciones de la clorofila y los pigmentos accesorios, que muestran el ajuste de los organismos para amortiguar el daño fisiológico e inicio de la degradación de pigmentos (Arróniz-Crespo et al. 2008; Ashraf y Harris 2013). Por ejemplo, la clorofila *b* puede ser transformada en clorofila *a* bajo estrés, lo que incrementa la relación clorofila *a/b*, o bien, la clorofila puede ser degradada a feofitina *a* e incrementar su relación con la clorofila *a* (González et al. 1998; Arróniz-Crespo et al. 2008; Ashraf y Harris 2013). Asimismo, los carotenos ejercen un efecto protector incrementándose en los tejidos cuando el amonio es alto en suelos (Arróniz-Crespo et al. 2008; Ochoa-Hueso et al. 2014). Así que, plantas con tolerancia a suelos ricos en NH_4^+ suelen mostrar relaciones altas de los carotenos con la clorofila y otros pigmentos accesorios, como la neoxantina+luteína, especialmente cuando el Mn se comienza a incrementar (Arróniz-Crespo et al. 2008; Ochoa-Hueso et al. 2014).

Malezas biomonitoras

Las malezas son capaces de beneficiarse con la actividad humana y suelen ser organismos abundantes y a veces de los pocos que logran prosperar en ambientes urbanizados (Hanan-Alipi y Vibrans 2015). Además, cumplen con los requisitos que se buscan en un biomonitor en ambientes urbanizados, incluyendo que presentan poca movilidad, amplia distribución, son abundantes en las zonas de interés y toleran el disturbio (Martínez et al. 2021a). La proximidad a la actividad humana, que conlleva al transporte accidental de las malezas, ha incrementado sus áreas de distribución, siendo algunas cosmopolitas (Pyšek et al. 2004; Villaseñor y Espinosa-García 2004; Martínez-De La Cruz et al. 2015; Espinosa-García et al. 2019; Martínez et al. 2021b). Además, se han identificado especies de malezas tolerantes a altos niveles de N, denominadas nitrófilas (Biondi et al. 2012; Moreau et al. 2013, 2014; Vibrans 2014; Leuschner y Ellenberg 2017). Estas plantas mantienen altas tasas fotosintéticas, de acumulación de biomasa y de crecimiento, aún bajo concentraciones elevadas de Nr, dado que son capaces de integrarlo rápidamente a sus tejidos, reduciendo su acumulación y condiciones de toxicidad (Hauck 2010; Dekker 2011).

Identificación de especies potencialmente tolerantes al N

El uso de malezas como biomonitores parte de que son organismos comunes en las zonas de interés, cercanos a ambientes urbanizados (Tabla 1). Asimismo, se busca identificar especies nitrófilas, dado que el depósito de N en centros urbanos alcanza los $60 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, mientras que las especies sensibles tienden a desaparecer arriba de los $25 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ y, como ya se mencionó, sufren daño fisiológico a partir de los $10\text{-}20 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ (Fig. 3; Stevens et al. 2004; Pitcairn et al. 2006; Decina et al. 2020).

Tabla 1. Ejemplos de malezas que han sido usadas como biomonitores de depósito de N.**Table 1.** Examples of weed species that have been used as biomonitors of N deposition.

Especie	Origen	Referencia
<i>Agrostis perennans</i>	América	(Redling et al. 2013; Tropicos 2023)
<i>Avena fatua</i>	África, Eurasia	(Wang y Pataki 2009; GBIF 2023)
<i>Bidens pilosa</i>	América	(Stewart et al. 2002; Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Bromus diandrus</i>	África, Eurasia	(Wang y Pataki 2009; GBIF 2023)
<i>Bromus hordeaceus</i>	África, Eurasia	(Wang y Pataki 2009; GBIF 2023)
<i>Bromus madritensis</i>	África, Eurasia	(Wang y Pataki 2009; GBIF 2023)
<i>Cenchrus ciliaris</i>	África, Asia tropical	(Khalid et al. 2020; Díaz-Álvarez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Chloris gayana</i>	África, Asia tropical	(Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Chloris pycnотrix</i>	África	(Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Chloris virgata</i>	África, Asia	(Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Lepidium virginicum</i>	Norte América	(Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Lolium multiflorum</i>	África, Eurasia	(Sutton et al. 2004; Sommer et al. 2009; GBIF 2023)
<i>Lolium perenne</i>	África, Eurasia	(Sutton et al. 2004; GBIF 2023)
<i>Nardus stricta</i>	Eurasia	(Hicks et al. 2000; NZPCN 2023)
<i>Panicum virgatum</i>	América	(Redling et al. 2013; GBIF 2023)
<i>Parthenium hysterophorus</i>	América	(Khalid et al. 2020; GBIF 2023)
<i>Pennisetum setaceum</i>	África	(Martínez y de la Barrera 2021; GBIF 2023)
<i>Ricinus communis</i>	África, Asia	(Khalid et al. 2020; GBIF 2023)
<i>Taraxacum officinale</i>	Europa	(Martínez y de la Barrera 2021; NZPCN 2023)

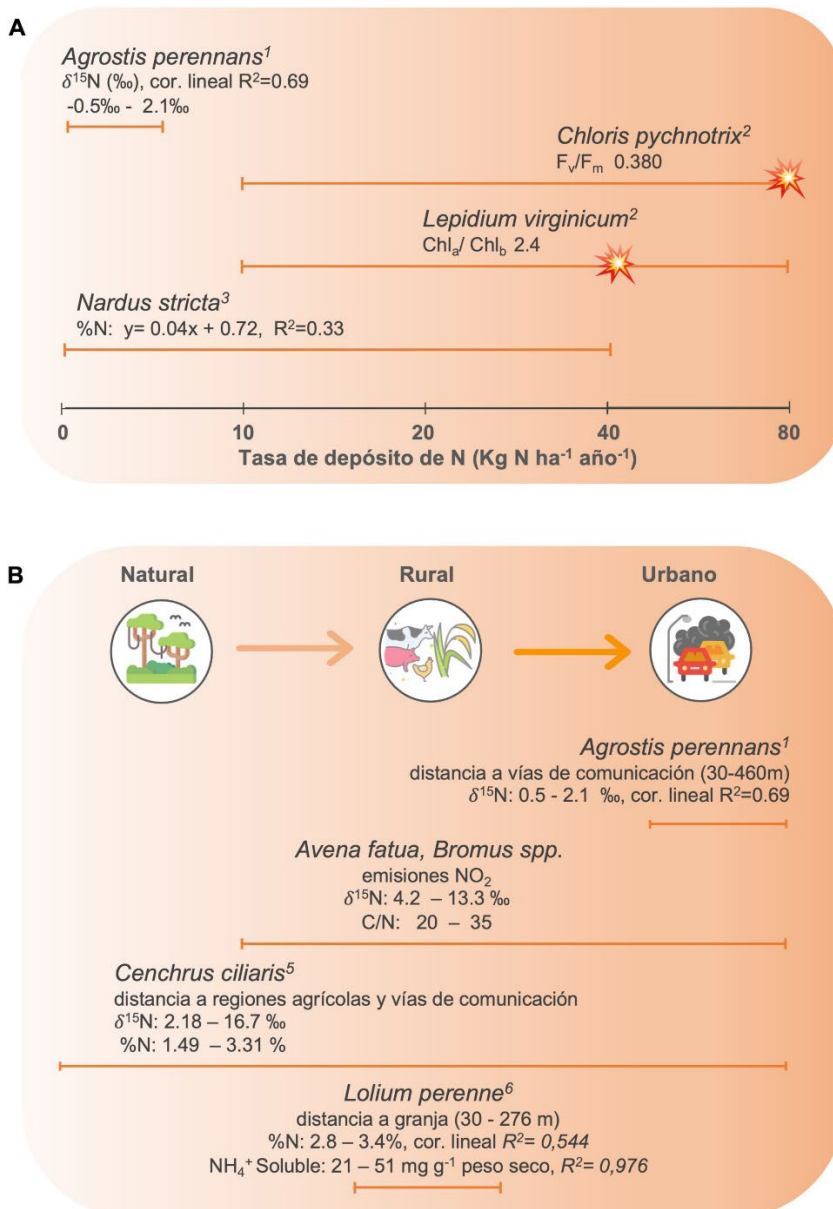


Figura 3. Especies de malezas en las que se han observado respuestas fisiológicas al depósito de N y con evidencia del inicio del estrés por exceso de N (*). Para cada especie, las líneas naranjas indican la amplitud de la exposición de las plantas al depósito de N (A) o su ubicación a lo largo de un gradiente de urbanización (B). Las variables fisiológicas usadas en los estudios son %N, contenido de N (%); $\delta^{15}\text{N}$ huella isotópica del ^{15}N (‰); F_v/F_m , fluorescencia de la clorofila a; $\text{Chl}_a/\text{Chl}_b$, relación de la clorofila a sobre la b; C/N, relación carbono/ nitrógeno. (Datos de: ¹Redling et al. 2013, ²Martínez y de la Barrera 2021, ³Hicks et al. 2000, ⁴Wang y Pataki 2009, ⁵Díaz-Álvarez y de la Barrera 2021, ⁶Sutton et al. 2004).

Figura 3. Weed species for which physiological responses to N deposition and evidence of the onset of excess N stress (*) have been observed. For each species, the orange lines indicate the range of plant exposure to N deposition (A) or their position along an urbanization gradient (B). Physiological variables used in the studies are %N, N content (%); $\delta^{15}\text{N}$ isotopic signature of ^{15}N (‰); F_v/F_m , chlorophyll a fluorescence; $\text{Chl}_a/\text{Chl}_b$, ratio of chlorophyll a to b; C/N, carbon to nitrogen ratio. (Data from: ¹Redling et al. 2013, ²Martínez y de la Barrera 2021, ³Hicks et al. 2000, ⁴Wang y Pataki 2009, ⁵Díaz-Álvarez y de la Barrera 2021, ⁶Sutton et al. 2004).

Para seleccionar biomonitores potenciales de depósito de N es conveniente usar especies ya descritas como nitrófilas, por ejemplo *Lolium multiflorum*, *Ferula communis*, *Urtica dioica*, *Urtica membranacea*, *Bromus tectorum*, *Rumex obtusifolia*, *Rumex alpinus* y diversos pastos típicos de áreas arables y con disturbio (Schmidtlein 2005; Pitcairn et al. 2006; Blank et al. 2007; Biondi et al. 2012; Vallano et al. 2012). Se ha observado que especies como, *Chloris pycnothrix* y *Lepidium virginicum* pueden tolerar tasas altas de depósito de N, mostrando sensibilidad a tasas por encima de los 40 Kg N ha⁻¹ año⁻¹, como un descenso de la F_v/F_m y de la relación de la clorofila a/b, respectivamente (Martínez y de la Barrera 2021). Algunas como *Melinis repens* y *Taraxacum officinale* incluso incrementan su sobrevivencia bajo 80 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Martínez y de la Barrera 2021). Por su parte, *Bidens pilosa*, *Chloris gayana*, *Pennisetum setaceum*, mantienen un buen desempeño desde los 10 hasta los 80 Kg N ha⁻¹ año⁻¹, además de mostrar cambios en distintas variables fisiológicas en respuesta a la disponibilidad de Nr, por lo que podrían ser potenciales biomonitores (Martínez y de la Barrera 2021).

Los valores de Ellenberg también pueden ser una guía adecuada para identificar especies nitrófilas, específicamente aquellos referentes a disponibilidad de N (Landolt 2001; Vibrans 2014). Si bien dichos valores son de la vegetación de Europa central, algunas de las malezas incluidas en esos estudios poseen amplia distribución y corresponden a especies distribuidas en sitios de alta disponibilidad de N, como *Heracleum sphondylium*, *Lolium perenne*, *Rumex acetosa*, *Taraxacum officinale*, *Urtica dioica* (Hill y Carey 1997; Landolt 2001).

Pastos

La familia Poacea tiene especies que persisten bajo tasas elevadas de depósito de N y es una de las familias de malezas más diversas (Bobbink et al. 2010; Celesti-Grapow et al. 2013; Martínez-De La Cruz et al. 2015; Izgördü y Akan 2021; Martínez et al. 2021b). Hay estudios en pastos que indican que pueden tolerar condiciones de depósito de N alto, donde la acidez y la disponibilidad de metales pesados pueden incrementar y afectar la disponibilidad y absorción de otros nutrientes (Marschner 2012; Tian et al. 2016). En estos organismos se ha observado que pueden mantener en una relación baja de Mn/Fe en escenarios donde el exceso de N incrementa la disponibilidad del Mn (Tian et al. 2016). En monocotiledóneas, como los pastos, los mecanismos de adquisición de Fe pueden ser una clave en la tolerancia (Tian et al. 2016). Esto es debido a que el Mn entra por el transportador del Fe en dicotiledóneas, un transportador escaso en monocotiledóneas, lo que permite una relación baja de Mn/Fe (Marschner 2012; Tian et al. 2016).

Los pastos también poseen mecanismos fisiológicos que les permiten ser eficientes en el uso del agua, la cual puede ser restrictiva en áreas urbanizadas y zonas secas (Gibson 2009; Czaja et al. 2020). Esto contribuye a la proliferación de pastos exóticos que suele observarse como resultado de la urbanización (Capstick et al. 2019; Martínez et al. 2021b). Por ejemplo, *Cenchrus ciliaris*, un pasto forrajero que se comporta como invasor en México, ha sido útil para identificar el aporte de N derivado de actividades antrópicas (Díaz-Álvarez y de la Barrera 2021). Dicha especie también puede tolerar altas tasas de depósito de N, dado que logra mantener la producción de biomasa bajo 50 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Lyons et al. 2013).

Una fuente no exclusiva de N

Una aparente limitación del uso de plantas ancladas al suelo es que asimilan distintas fuentes de N. Es decir que su nutrición no es exclusiva del N que se deposita de la atmósfera, como en biomonitores epífitos. Sin embargo, el contenido de N total en el tejido vegetal puede ser indicador de la cantidad de Nr disponible en el ambiente, aún en plantas ancladas al suelo (Díaz-Álvarez et al. 2018). De hecho, el N adquirido por las partes aéreas de las plantas ancladas al suelo puede alcanzar entre el 25 y 60% del N total de la planta, facilitando así la producción de hasta el 85% de su biomasa aérea (Ammann et al. 1999; Sutton et al. 2004; Padgett et al. 2009). Por ejemplo, en especies herbáceas y arbustos como *Lolium multiflorum*, *Deschampsia flexuosa*, *Calluna vulgaris* y *Erica cinerea*, se han documentado relaciones lineales en el contenido de N total, con aumentos de 0.04–0.15% (peso seco) por cada kilogramo que incrementa la tasa de depósito, en el rango de 5 a 40 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Hicks et al. 2000; Sutton et al. 2004).

Aun teniendo acceso a distintas fuentes de N para su nutrición, la señal isotópica de los tejidos vegetales permite distinguir sus contribuciones específicas. Por ejemplo, los valores de δ¹⁵N medidos en los pastos *Avena fatua*, *Bromus diandrus*, *Bromus hordeaceus*, *Bromus madritensis* y *Cenchrus ciliaris*, brindan información sobre la naturaleza de la fuente de Nr y la distancia a la misma (Fig. 3; Wang y Pataki 2009; Díaz-Álvarez y de la Barrera 2021). También, se ha identificado el cambio de las fuentes predominantes de Nr a través del tiempo estudiando plantas de herbario colectadas en distintas (Stewart et al. 2002).

Comentarios finales

El incremento de la producción de formas reactivas de N ha sobrepasado el límite planetario que permite el adecuado funcionamiento de los ecosistemas. Es un factor importante del cambio global, poniendo en riesgo la salud humana y de los ecosistemas. En áreas urbanas, donde la producción de formas reactivas de N es alta, es necesario buscar herramientas para cuantificar su depósito. Las plantas son una alternativa para su biomonitoreo, dado que las formas reactivas de N suspendidas en la atmósfera se depositan como NH₄⁺ y NO₃⁻ y estas pueden asimilarlo.

En el biomonitoreo del depósito de N, distintas variables fisiológicas permiten caracterizar la disponibilidad de N en el ambiente. Tal es el caso del contenido de N total, la cantidad de proteínas libres, la concentración de clorofila, la biomasa, así como la relación del N con otros elementos, como Ca, K, P. Además, la actividad de las enzimas del metabolismo del N puede ser otro indicador, dado que el Nr asimilado induce su síntesis y actividad. Por su parte, la herramienta de isótopos estables

puede ayudar a identificar las fuentes de N que asimilan los organismos. También, la actividad de enzimas del metabolismo del N muestra de manera indirecta el incremento de la disponibilidad de N en el ambiente. Dada la toxicidad del N a nivel celular, la evaluación de variables fisiológicas indicadoras de estrés, como la producción de los antioxidantes, el daño a las membranas celulares, la acumulación de pigmentos accesorios y el descenso de tasas fotosintéticas, puede ser útil en el biomonitorio, sobre todo en las malezas más tolerantes.

Las malezas muestran promesa para el biomonitorio del depósito de N en áreas urbanas. Son abundantes, toleran el disturbio y se ha documentado su tolerancia a altas tasas de depósito de N, por encima de los umbrales en los que comienza el daño fisiológico en otras especies vegetales. Su evaluación ecofisiológica permite determinar cambios en la disponibilidad de N en el ambiente, así como discernir en las distintas fuentes de emisión.

Agradecimientos

Este trabajo fue financiado por la Dirección General de Asuntos del Personal Académico, UNAM (Proyecto PAPIIT IN211519). Este trabajo forma parte de los requisitos para la obtención del grado de Doctor en Ciencias de DNM en el Posgrado en Ciencias Biológicas (Ecología), UNAM, quien además contó con una beca del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología, México (CVU 884692).

Contribución de los autores

D. Nayeli Martínez: Conceptualización, Redacción - borrador original, Redacción - revisión y edición. Heike Vibrans: Conceptualización, Redacción - revisión y edición. Francisco J. Espinosa-García: Redacción - revisión y edición. Morelia Camacho-Cervantes: Redacción - revisión y edición. Erick de la Barrera: Administración del proyecto, Adquisición de fondos, Conceptualización, Redacción - revisión y edición.

Referencias

- Aber, J.D., Nadelhoffer, K.J., Steudler, P., Melillo, J.M. 1989. Nitrogen saturation in northern forest ecosystems. *BioScience* 39: 378-386.
- Adlimoghaddam, A., Sabbir, M.G., Albensi, B.C. 2016. Ammonia as a potential neurotoxic factor in alzheimer's disease. *Frontiers in Molecular Neuroscience* 9: 57.
- AL-Alam, J., Chbani, A., Faljoun, Z., Millet, M. 2019. The use of vegetation, bees, and snails as important tools for the biomonitoring of atmospheric pollution—a review. *Environmental Science and Pollution Research* 26: 9391-9408.
- Ammann, M., Siegwolf, R., Pichlmayer, F., Suter, M., Saurer, M., Brunold, C. 1999. Estimating the uptake of traffic-derived NO₂ from ¹⁵N abundance in Norway spruce needles. *Oecologia* 118: 124-131.
- Apel, K., Hirt, H. 2004. Reactive oxygen species: Metabolism, oxidative stress, and signal transduction. *Annual Review of Plant Biology* 55: 373-399.
- Arróniz-Crespo, M., Leake, J.R., Horton, P., Phoenix, G.K. 2008. Bryophyte physiological responses to, and recovery from, long-term nitrogen deposition and phosphorus fertilisation in acidic grassland. *New Phytologist* 180: 864-874.
- Ashraf, M., Harris, P.J.C. 2013. Photosynthesis under stressful environments: An overview. *Photosynthetica* 51: 163-190.
- Azcón-Bieto, J., Talón, M. 2008. *Fundamentos de Fisiología Vegetal*. 2°. McGraw-Hill Interamericana, Madrid, España.
- Bassi, D., Menossi, M., Mattiello, L. 2018. Nitrogen supply influences photosynthesis establishment along the sugarcane leaf. *Scientific Reports* 8: 2327.
- Biondi, E., Casavecchia, S., Pesaresi, S. 2012. Nitrophilous and ruderal species as indicators of climate change. Case study from the Italian Adriatic coast. *Plant Biosystems* 146: 134-142.
- Blank, R.R., Chambers, J., Roundy, B., Whittaker, A. 2007. Nutrient availability in rangeland soils: Influence of prescribed burning, herbaceous vegetation removal, overseeding with *Bromus tectorum*, season, and elevation. *Rangeland Ecology & Management* 60: 644-655.
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., et al. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30-59.
- Britto, D.T., Kronzucker, H.J. 2002. NH₄⁺ toxicity in higher plants: A critical review. *Journal of Plant Physiology* 159: 567-584.
- Capstick, L.A., Draycott, R.A.H., Wheelwright, C.M., Ling, D.E., Sage, R.B., Hoodless, A.N. 2019. The effect of game management on the conservation value of woodland rides. *Forest Ecology and Management* 454: 117242.
- Celesti-Grapow, L., Capotorti, G., Del Vico, E., Lattanzi, E., Tilia, A., Blasi, C. 2013. The vascular flora of Rome. *Plant Biosystems* 147: 1059-1087.
- Cobley, L.A.E., Pataki, D.E. 2019. Vehicle emissions and fertilizer impact the leaf chemistry of urban trees in Salt Lake Valley, UT. *Environmental Pollution* 254: 112984.
- Crutzen, P.J., Günter, H.B. 2016. *Paul J. Crutzen: A Pioneer on Climate Change in Chemistry and Atmospheric the Anthropocene*. Springer, Mosbach, Germany.
- Czaja, M., Kolton, A., Muras, P. 2020. The Complex Issue of Urban Trees—Stress Factor Accumulation and Ecological Service Possibilities. *Forests* 11: 932.
- Dawson, T.E., Mambelli, S., Plamboeck, A.H., Templer, P.H., Tu, K.P. 2002. Stable Isotopes in Plant Ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33: 507-559.
- de Vries, W. 2021. Impacts of nitrogen emissions on ecosystems and human health: A mini review. *Current Opinion in Environmental Science and Health* 21: 100249.
- Decina, S.M., Hutyra, L.R., Templer, P.H. 2020. Hotspots of nitrogen deposition in the world's urban areas: a global data synthesis. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18: 92-100.

- DeHayes, D.H., Schaberg, P.G., Hawley, G.J., Strimbeck, G.R. 1999. Acid rain impacts on calcium nutrition and forest health. *BioScience* 49: 789-800.
- Dekker, J. 2011. *Evolutionary Ecology of Weeds*. Weed Biology Laboratory, Agronomy Department, Iowa, USA.
- Demidchik, V. 2015. Mechanisms of oxidative stress in plants: From classical chemistry to cell biology. *Environmental and Experimental Botany* 109: 212-228.
- Díaz-Álvarez, E.A., de la Barrera, E. 2021. Influence of land use on the C and N status of a C₄ invasive grass in a semi-arid region: Implications for biomonitoring. *Plants* 10: 1-16.
- Díaz-Álvarez, E.A., Lindig-Cisneros, R., de la Barrera, E. 2018. Biomonitors of atmospheric nitrogen deposition: Potential uses and limitations. *Conservation Physiology* 6: 1110-1093.
- Díaz-Álvarez, E.A.A., De la Barrera, E., Arciga-Pedraza, A., Arróniz-Crespo, M. 2019. Bryophyte enzymatic responses to atmospheric nitrogen deposition: A field validation for potential biomonitors. *The Bryologist* 122: 396-403.
- Díaz-Álvarez, E.A., de la Barrera, E., Barrios-Hernández, E.Y., Arróniz-Crespo, M. 2020. Morphophysiological screening of potential organisms for biomonitoring nitrogen deposition. *Ecological Indicators* 108: 105729.
- Douglas, I., Goode, D., Houck, M., Wang, R. 2011. *The Routledge Handbook of Urban Ecology*. Routledge, Oxon, UK.
- Eldor, A.P. 2007. *Soil Microbiology, Ecology, and Biochemistry*. Academic Press is an imprint of Elsevier, Oxford, UK.
- Elliott, E.M., Kendall, C., Wankel, S.D., Burns, D.A., Boyer, E.W., Harlin, K., Bain, D.J., et al. 2007. Nitrogen isotopes as indicators of NO_x source contributions to atmospheric nitrate deposition across the Midwestern and Northeastern United States. *Environmental Science & Technology* 41: 7661-7667.
- Espinosa-García, F.J., Sánchez-Blanco, J., Reyes, N.P., Guevara-Féfer, F. 2019. Malezas. En: *La Biodiversidad en Michoacán. Estudio de Estado* 2, pp. 267-273. CONABIO, Ciudad de México, México.
- Felix, J.D., Avery, G.B., Mead, R.N., Kieber, R.J., Willey, J.D. 2016. Nitrogen content and isotopic composition of spanish moss (*Tillandsia usneoides* L.): Reactive nitrogen variations and source implications across an urban coastal air shed. *Environmental Processes* 3: 711-722.
- Foley, J. a, Defries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309: 570-4.
- Forbes, P.B.C., van der Wat, L., Kroukamp, E.M. 2015. Biomonitors. En: Forbes, P.B.C. (ed.), *Comprehensive Analytical Chemistry*, pp. 53-108. Elsevier, Oxford, UK.
- Galloway, J.N., Aber, J.D., Erisman, J.W., Seitzinger, S. ybil P., Howarth, R.W., Cowling, E.B., et al. 2003. The nitrogen cascade. *BioScience* 53: 341-356.
- Galloway, J., Dentener, F., Capone, D.G., Boyer, E.W., Howarth, R.W., Seitzinger, S.P., Asner, G.P. et al. 2004. Nitrogen cycles: Past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.
- GBIF 2023. Global Biodiversity Information Facility, Copenhagen, Dinamarca. [Accedido 13 de mayo de 2022]. Disponible en: <https://www.gbif.org/>
- Gibson, D.J. 2009. *Grasses and Grassland Ecology*. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Godavari, H.R., Chin, C.K., Waygood, E.R. 1976. Effect of benzimidazole on nicotinamide adenine dinucleotide phosphate phosphomonoesterase activity in wheat leaves. *Experientia* 32: 1140-1142.
- González, C.M., Orellana, L.C., Casanovas, S.S., Pignata, M.L. 1998. Environmental conditions and chemical response of a transplanted lichen to an urban area. *Journal of Environmental Management* 53: 73-81.
- González, Z.C.A., Vallarino, A., Pérez, J.J.C., Low, P.A.M. 2014. *Bioindicadores: Guardianes de Nuestro Futuro Ambiental*. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), Cd. de México, México.
- Hanan-Alipi, A.M., Vibrans, H. 2015. Las malezas: un laboratorio natural para el estudio de la evolución. *Revista fuente nueva epoca* 6: 41-47.
- Hauck, M. 2010. Ammonium and nitrate tolerance in lichens. *Environmental Pollution* 158: 1127-1133.
- Hicks, W.K., Leith, I.D., Woodin, S.J., Fowler, D. 2000. Can the foliar nitrogen concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. *Environmental Pollution* 107: 367-376.
- Hill, M.O., Carey, P.D. 1997. Prediction of yield in the Rothamsted park grass experiment by Ellenberg indicator values. *Journal of Vegetation Science* 8: 579-586.
- Hoff, T., Stummann, B.M., Henningsen, K.W. 1992. Structure, function and regulation of nitrate reductase in higher plants. *Physiologia Plantarum* 84: 616-624.
- Horswill, P., O'Sullivan, O., Phoenix, G.K., Lee, J.A., Leake, J.R. 2008. Base cation depletion, eutrophication and acidification of species-rich grasslands in response to long-term simulated nitrogen deposition. *Environmental Pollution* 155: 336-349.
- IPCC 2013. *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, UK and New York, USA.
- Izgördü, Z., Akan, H. 2021. Floristic composition in the ruderal areas of Southeast Anatolia, Turkey. *Bangladesh Journal of Plant Taxonomy* 28: 241-256.
- Izquieta-Rojano, S., López-Aizpún, M., Irigoyen, J.J., Santamaría, J.M., Santamaría, C., Lasheras, E., Ochoa-Hueso, R., et al. 2018. Eco-physiological response of *Hypnum cupressiforme* Hedw. to increased atmospheric ammonia concentrations in a forest agrosystem. *Science of the Total Environment* 619-620: 883-895.
- Janga, A.P., Raghuram, N. 2015. Nitrogen and stress. En: Pandey, G.K. (ed.), *Elucidation of Abiotic Stress Signaling in Plants. Functional Genomics Perspectives, Volume 2*, pp. 323-240. Springer, New York, USA.
- Johansson, O., Nordin, A., Olofsson, J., Palmqvist, K. 2010. Responses of epiphytic lichens to an experimental whole-tree nitrogen-deposition gradient. *New Phytologist* 188: 1075-1084.
- Johnson, D., Leake, J.R., Lee, J.A. 1999. The effects of quantity and duration of simulated pollutant nitrogen deposition on root-surface phosphatase activities in calcareous and acid grasslands: A bioassay approach. *New Phytologist* 141: 433-442.
- Kaiser, J.J., Lewis, O.A.M. 1984. Nitrate reductase and glutamine synthetase activity in leaves and roots of nitrate-fed *Helianthus annuus* L. *Plant and Soil* 77: 127-130.
- Kapoor, C.S., Bamniya, B.R., Kapoor, K. 2013. Efficient control of air pollution through plants, a cost-effective alternative: Studies on Dalbergia sissoo Roxb. *Environmental Monitoring and Assessment* 185: 7565-7580.
- Kapoor, D., Singh, S., Kumar, V., Romero, R., Prasad, R., Singh, J. 2019. Antioxidant enzymes regulation in plants in reference to reactive oxygen species (ROS) and reactive nitrogen species (RNS). *Plant Gene* 19: 100182.

- Khalid, N., Noman, A., Masood, A., Tufail, A., Hadayat, N., Alnusairi, G.S.H., Alamri, S., et al. 2020. Air pollution on highways and motorways perturbs carbon and nitrogen levels in roadside ecosystems. *Chemistry and Ecology* 36: 868-880.
- Kogelmann, W.J., Sharpe, W.E. 2006. Soil acidity and manganese in declining and nondeclining sugar maple stands in Pennsylvania. *Journal of Environmental Quality* 35: 433-441.
- Kong, W., Liu, F., Zhang, C., Zhang, J., Feng, H. 2016. Non-destructive determination of malondialdehyde (MDA) distribution in oilseed rape leaves by laboratory scale NIR hyperspectral imaging. *Scientific Reports* 6: 1-8.
- Kronzucker, H.J., Britto, D.T., Davenport, R.J., Tester, M. 2001. Ammonium toxicity and the real cost of transport. *Trends in Plant Science* 6: 335-337.
- Landolt, E. 2001. *Flora der Stadt Zürich (1984–1998)*. Springer Basel AG, Basel, Schweiz.
- Leuschner, C., Ellenberg, H. 2017. *Ecology of Central European Forests. Vegetation Ecology of Central Europe, Volume I*. Springer, Cham, Switzerland.
- Liu, X.J., Xu, W., Du, E.Z., Tang, A.H., Zhang, Y., Zhang, Y.Y., Wen, Z., et al. 2020. Environmental impacts of nitrogen emissions in China and the role of policies in emission reduction: Reactive nitrogen issues in China. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences* 378: 20190324.
- Lyons, K.G., Maldonado-Leal, B.G., Owen, G. 2013. Community and ecosystem effects of buffelgrass (*Pennisetum ciliare*) and nitrogen deposition in the Sonoran desert. *Invasive Plant Science and Management* 6: 65-78.
- Markert, B.A., Breure, A.M., Zechmeister, H.G. 2003. *Bioindicators & Biomonitors: Principles, Concepts and Applications*. Elsevier Science Ltd., Oxford, UK.
- Marschner, P. 2012. *Mineral nutrition of higher plants*. 3.^a ed. Elsevier Ltd, San Diego, CA. USA.
- Martínez-De La Cruz, I., Vibrans, H., Lozada-Pérez, L., Romero-Manzanares, A., Aguilera-Gómez, L.I., Rivas-Manzano, I.V. 2015. Plantas ruderales del área urbana de Malinalco, Estado de México, México. *Botanical Sciences* 93: 907-919.
- Martínez, D.N., de la Barrera, E. 2021. Physiological screening of ruderal weed biomonitors of atmospheric nitrogen deposition. *Botanical Sciences* 1: 573-587.
- Martínez, D.N., Díaz-Álvarez, E.A., de la Barrera, E. 2021a. Selecting biomonitors of atmospheric nitrogen deposition: Guidelines for practitioners and decision makers. *Nitrogen* 2: 308-320.
- Martínez, D.N., López-Toledo, L., Espinosa-García, F., Camacho-Cervantes, M., de la Barrera, E. 2021b. Ephemeral visitors or permanent residents? — Decadal change in the ruderal vegetation from a periurban university campus. *Urban Forestry & Urban Greening* 65: 127372.
- McKinney, M.L. 2006. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation* 127: 247-260.
- Meinzer, F.C., Zhu, J. 1998. Nitrogen stress reduces the efficiency of the C4 CO₂ concentrating system, and therefore quantum yield, in *Saccharum* (sugarcane) species. *Journal of Experimental Botany* 49: 1227-1234.
- Moreau, D., Milard, G., Munier-Jolain, N. 2013. A plant nitrophily index based on plant leaf area response to soil nitrogen availability. *Agronomy for Sustainable Development* 33: 809-815.
- Moreau, D., Busset, H., Matejíček, A., Munier-Jolain, N. 2014. The ecophysiological determinants of nitrophily in annual weed species. *Weed Research* 54: 335-346.
- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., Sreekanth, T.V.M. 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: A review. *Environmental Chemistry Letters* 8: 199-216.
- NZPCN 2023. New Zealand Plant Conservation Network, Mangōnuī, New Zealand. [Accedido 22 de septiembre de 2023]. Disponible en: <https://www.nzpcn.org.nz/>
- Ochoa-Hueso, R., Paradela, C., Pérez-Corona, M.E., Manrique, E. 2014. Pigment ratios of the mediterranean bryophyte *Pleurochaete squarrosa* respond to simulated nitrogen deposition. En Sutton, M. A., Mason, K. E., Sheppard, L. J., Sverdrup, H., Haeuber, R., Hicks, W. K. (eds.), *Nitrogen Deposition, Critical Loads and Biodiversity*, pp. 207-216. Springer Dordrecht, The Netherlands.
- Padgett, P.E., Cook, H., Bytnerowicz, A., Heath, R.L. 2009. Foliar loading and metabolic assimilation of dry deposited nitric acid air pollutants by trees. *Journal of Environmental Monitoring* 11: 75-84.
- Peñuelas, J., Filella, I. 2001. Herbaria century record of increasing eutrophication in Spanish terrestrial ecosystems. *Global Change Biology* 7: 427-433.
- Piazzetta, K.D., Ramsdorf, W.A., Maranhão, L.T. 2019. Use of airplant *Tillandsia recurvata* L., Bromeliaceae, as biomonitor of urban air pollution. *Aerobiologia* 35: 125-137.
- Pineda, R.A.L., Venegas, L.E. 2008. Dry and wet deposition of nitrogen emitted in Buenos Aires City to waters of de la Plata River. *Water, Air, and Soil Pollution* 193: 175-188.
- Pitcairn, C.E.R., Leith, I.D., Sheppard, L.J., Sutton, M.A., CEH. 2006. Development of a nitrophobe/nitrophile classification for woodlands, grasslands and upland vegetation in Scotland. NERC/Centre for Ecology and Hydrology, 24pp. (CEH: Project Report Number: C03066). Disponible en: <https://nora.nerc.ac.uk/id/eprint/3379>
- Png, G.K., Turner, B.L., Albornoz, F.E., Hayes, P.E., Lambers, H., Laliberté, E. 2017. Greater root phosphatase activity in nitrogen-fixing rhizobial but not actinorhizal plants with declining phosphorus availability. *Journal of Ecology* 105: 1246-1255.
- Poschenrieder, C., Günsé, B., Corrales, I., Barceló, J. 2008. A glance into aluminum toxicity and resistance in plants. *Science of the Total Environment* 400: 356-368.
- Pyšek, P., Chocholoušková, Z., Pyšek, A., Jarošík, V., Chytrý, M., Tichý, L. 2004. Trends in species diversity and composition of urban vegetation over three decades. *Journal of Vegetation Science* 15: 781-788.
- Redling, K., Elliott, E., Bain, D., Sherwell, J. 2013. Highway contributions to reactive nitrogen deposition: Tracing the fate of vehicular NO_x using stable isotopes and plant biomonitors. *Biogeochemistry* 116: 261-274.
- Roem, W.J., Berendse, F. 2000. Soil acidity and nutrient supply ratio as possible factors determining changes in plant species diversity in grassland and heathland communities. *Biological Conservation* 92: 151-161.
- Sala, O.E., Chapin III, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Dirzo, R., Huber-sanwald, E., Huenneke, L.F., et al. 2000. Global biodiversity scenarios for the year 2100. *Science* 287: 1770-1774.
- Salemaa, M., Mäkipää, R., Oksanen, J. 2008. Differences in the growth response of three bryophyte species to nitrogen. *Environmental Pollution* 152: 82-91.
- Santiago, L.S., Silvera, K., Andrade, J.L., Dawson, T.E. 2005. El uso de isótopos estables en biología tropical. *Interciencia* 30: 536-542.
- Schmidlein, S. 2005. Imaging spectroscopy as a tool for mapping Ellenberg indicator values. *Journal of Applied Ecology* 42: 966-974.

- Schneider, J.R., Caverzan, A., Chavarria, G. 2019. Water deficit stress, ROS involvement, and plant performance. *Archives of Agronomy and Soil Science* 65: 1160-1181.
- Sommer, S.G., Østergård, H.S., Løfstrøm, P., Andersen, H. V, Jensen, L.S. 2009. Validation of model calculation of ammonia deposition in the neighbourhood of a poultry farm using measured NH₃ concentrations and N deposition. *Atmospheric Environment* 43: 915-920.
- Srivastava, H.S. 1980. Regulation of nitrate reductase activity in higher plants. *Phytochemistry* 19: 725-733.
- Steffen, W., Richardson, K., Rockström, J., Cornell, S.E., Fetzer, I., Bennett, E.M., Biggs, R., et al. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347: 1259855.
- Stevens, C.J., Dupr, C., Dorland, E., Gaudnik, C., Gowing, D.J.G., Bleeker, A., Diekmann, M., et al. 2011. The impact of nitrogen deposition on acid grasslands in the Atlantic region of Europe. *Environmental Pollution* 159: 2243-2250.
- Stevens, J.C., Dise, N.B., Mountford, J.O., Gowing, D.J. 2004. Impact of nitrogen deposition on the species richness of grasslands. *Science* 303: 1876-1879.
- Stewart, G.R., Aidar, M.P.M.M., Joly, C.A., Schmidt, S. 2002. Impact of point source pollution on nitrogen isotope signatures ($\delta^{15}\text{N}$) of vegetation in SE Brazil. *Oecologia* 131: 468-472.
- Sutton, M. a, Pitcairn, C.E.R., Whitfield, C.P. 2004. *Bioindicator and biomonitoring methods for assessing the effects of atmospheric nitrogen on statutory nature conservation sites*. JNCC Report No: 356. 1-232. Disponible en: <https://data.jncc.gov.uk/data/ff165313-018d-46b9-9c4d-3f3dc25d9a27/JNCC-Report-356-FINAL-WEB.pdf>.
- Šilc, U. 2015. Biotic homogenization and differentiation in weed vegetation over the last 70 years. *Open Life Sciences* 10: 537-545.
- Tegeeder, M., Masclaux-Daubresse, C. 2018. Source and sink mechanisms of nitrogen transport and use. *New Phytologist* 217: 35-53.
- Tian, D.S., Niu, S.L. 2015. A global analysis of soil acidification caused by nitrogen addition. *Environmental Research Letters* 10: 024019.
- Tian, Q., Liu, N., Bai, W., Li, L., Chen, J., Reich, P.B., Yu, Q., et al. 2016. A novel soil manganese mechanism drives plant species loss with increased nitrogen deposition in a temperate steppe. *Ecology* 97: 65-74.
- Townsend, A.R., Howarth, R.W., Bazzaz, F.A., Booth, M.S., Cleveland, C.C., Collinge, S.K., Dobson, A.P., et al. 2003. Human health effects of a changing global nitrogen cycle. *Frontiers in Ecology and the Environment* 1: 240.
- Tropicos 2023. *Agrostis perennans* (Walter) Tuck. [Accedido 13 de mayo de 2022]. Disponible en: <https://tropicos.org/name/25502790>
- Vallano, D.M., Selmants, P.C., Zavaleta, E.S. 2012. Simulated nitrogen deposition enhances the performance of an exotic grass relative to native serpentine grassland competitors. *Plant Ecology* 213: 1015-1026.
- van den Berg, L.J.L., Dorland, E., Vergeer, P., Hart, M.A.C., Bobbink, R., Roelofs, J.G.M. 2005. Decline of acid-sensitive plant species in heathland can be attributed to ammonium toxicity in combination with low pH. *New Phytologist* 166: 551-564.
- Varela, Z., Aranda, S.C., Estébanez Pérez, B., Medina, N.G., Boquete, M.T. 2017. Empleo de criptógamas como herramienta ecológica de biomonitorización del depósito de nitrógeno en la península ibérica. *Ecosistemas* 26: 45-54.
- Vibrans, H. 2014. Las malezas como indicadoras ambientales. En: González Zuarth, C.A., Vallarino, A., JPérez Jiménez, J.C., Low Pfeng, A.M. (eds.), *Bioindicadores: Guardianes de Nuestro Futuro Ambiental*, pp. 625-652. El Colegio de la Frontera Sur (Ecosur), Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), Cd. de México, México.
- Villaseñor, J.L., Espinosa-García, F.J. 2004. The alien flower plants of Mexico. *Diversity and Distributions* 10: 113-123.
- Vitousek, P.M., Aber, J.D., Howarth, R.W., Likens, G.E., Matson, P.A., Schindler, D.W., Schlesinger, W.H., et al. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications* 7: 737-750.
- Wang, W., Pataki, D.E. 2009. Spatial patterns of plant isotope tracers in the Los Angeles urban region. *Landscape Ecology* 25: 35-52.
- Wang, Y., Teng, Z.Y., Zhang, X.L., Che, Y.H., Sun, G.Y. 2019. Research progress on the effects of atmospheric nitrogen dioxide on plant growth and metabolism. *Chinese Journal of Applied Ecology* 30: 316-324.
- WHO 2003. *Health aspects of air pollution with particulate matter, ozone and nitrogen dioxide*. World Health Organization, Bonn, Alemania.
- WHO 2011. *Nitrate and nitrite in drinking-water*. World Health Organization, Geneva, Switzerland.
- Xiao, H.Y., Xie, Z.Y., Tang, C.G., Wang, Y.L., Liu, C.Q. 2011. Epilithic moss as a bio-monitor of atmospheric N deposition in South China. *Journal of Geophysical Research Atmospheres* 116: D24301.
- Yang, L., Qian, F., Song, D.X., Zheng, K.J. 2016. Research on urban heat-island effect. *Procedia Engineering* 169: 11-18.
- Zandalinas, S.I., Mittler, R. 2022. Plant responses to multifactorial stress combination. *New Phytologist* 234: 1161-11 67.