

Espinoza-Guzmán, A. A., Carranco-Lozada, S.E., Rangel-Marrón, M., Cornelio-Trejo B.A. 2025. Estudio de la Variabilidad Espacial en el Depósito de Azufre en la Reserva de Calakmul Durante la Temporada de Lluvias , p. 93-122. En: J.G. Cerón Bretón, R. M. Cerón Bretón y M. López Cisneros (ed.). Tópicos Selectos de Contaminación Ambiental. Universidad Autónoma de Campeche. 366 p. 978-607-8907-33-5. doi 10.26359/EPOMEX01202504.

Estudio de la Variabilidad Espacial en el Depósito de Azufre en la Reserva de Calakmul Durante la Temporada de Lluvias

*A. A. Espinosa-Guzmán¹, S. E. Carranco-Lozada²,
M. Rangel-Marrón³, B. A. Cornelio-Trejo³*

¹ Centro de Investigación en Corrosión
CONAHCYT
Universidad Autónoma de Campeche

² CECyT15
Instituto Politécnico Nacional

³ Facultad de Química
Universidad Autónoma del Carmen

Resumen

El presente trabajo tuvo como objetivo estimar los flujos de depósito atmosférico de azufre durante la temporada de lluvias en tres sitios de la reserva de la Biosfera de Calakmul en el estado de Campeche. El muestreo se llevó a cabo usando colectores pasivos constituidos por un lecho de resina de intercambio iónico dentro de una columna de PVC que fue extraída con una solución de KCl 2N y la concentración del ion SO_4^{2-} se determinó por turbidimetría. Considerando la abertura del embudo y el periodo de muestreo se estimaron los flujos de depósito de azufre ($\text{Kg S ha}^{-1} \text{año}^{-1}$). El flujo promedio de depósito de SO_4^{2-} fue de $3.0890 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ con un máximo de $3.9049 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ correspondiente al sitio 1 ubicado en la Zona Arqueológica de Calakmul. Los flujos de depósito de sulfato fueron mayores en los sitios 1 y 2, ubicados al oeste de la reserva; se trata de los sitios menos remotos cercanos a carreteras y vías de acceso, y con mucho tránsito vehicular incluyendo maquinaria pesada. No existió una variabilidad espacial significativa, concluyendo que los flujos de depósito de azufre fueron uniformes como resultado del transporte a gran escala de masas de aire y contaminantes regionales que fueron transportados desde fuentes ubicadas al Este de la reserva. Comparando los flujos de depósito de azufre obtenidos en este estudio, no se encontraron excedencias e inclusive coinciden con el valor de referencia propuesto para áreas sensibles y bosques naturales en Europa. Por lo tanto, es posible concluir que los niveles de depósito de S en la reserva de Calakmul podrían considerarse como típicos de los niveles de fondo, que la contribución regional a dichos niveles no es significativa y, por lo tanto, no representa un riesgo para los ecosistemas de la reserva.

Palabras clave: azufre, depósito atmosférico, muestreo pasivo, Calakmul, Campeche.

Abstract

The study aimed to assess the physical and chemical properties, as well as the carbon storage in the soil of a tropical forest in the Calakmul Biosphere Reserve. The results indicated that the soil is neutral to moderately alkaline, with low salinity, and has a sandy loam to sandy clay loam texture. The organic matter (OM) and carbon (C) content in the soil was found to be medium to very high, promoting fertility, high nutrient content, and potential for carbon storage. The soil was classified as organic, consistent with its structure and vegetation. Variations in moisture content were observed between depths of 10 and 30 cm, with higher moisture levels at the surface due to the rainy season. The study also found significant correlations between moisture content and conductivity, as well as significant inverse correlations between silt and clay content and pH, indicating the important role of soil texture in pH values at the study sites. The study results indicate that the site has not experienced significant loss of its properties on a large scale. The soil still has a high nutrient content and is suitable for carbon storage. Although the site has undergone some degradation and modifications, they have not been significant. The potential for carbon sequestration was found to be lower than that reported for semi-remote forests and national parks, but significantly higher than that reported for urban forests around Mexico City. In conclusion, the sub-evergreen tropical forest of Calakmul has a high carbon storage capacity.

Keywords: Sulfur, Atmospheric deposition, Passive sampling, Calakmul, Campeche.

Introducción

La contaminación del aire constituye una de las principales preocupaciones ambientales en la mayoría de las áreas urbanas. Las emisiones atmosféricas de contaminantes gaseosos y particulados han causado graves daños al ambiente y a la salud de la población en los últimos años. El dióxido de azufre (SO_2), los óxidos de nitrógeno (NO_x) y el amoníaco (NH_3) son contaminantes gaseosos comúnmente presentes tanto las emisiones naturales como en las emisiones antropogénicas en la atmósfera baja conocida como troposfera. Los procesos industriales, el tráfico vehicular, las quemas a cielo abierto, los incendios forestales, la agricultura, la ganadería, y otras actividades antropogénicas, constituyen las principales fuentes de contaminantes gaseosos en la atmósfera.

La depositación atmosférica es una importante fuente de nutrientes y contaminantes para los ecosistemas, y en el caso de muchos ecosistemas terrestres, constituye la principal fuente de nitrógeno y azufre (Likens & Bormann, 1995). La lluvia ácida es un componente importante de la depositación atmosférica. Se trata de un proceso troposférico generado a partir de la combinación de algunos compuestos químicos tales como los óxidos de azufre, los óxidos de nitrógeno, los compuestos orgánicos volátiles y el dióxido de carbono, que, en presencia de humedad del aire, forman ácidos que incrementan la acidez de la lluvia, originando impactos severos en los receptores (suelos, vegetación, cuerpos de agua y materiales) (Seinfeld, 1996). Los contaminantes atmosféricos precursores del depósito ácido una vez que son liberados a partir de fuentes fijas y móviles,

se dispersan por la acción del viento y pueden ser transportados desde unos cuantos metros hasta cientos de kilómetros, dependiendo de su tiempo de vida, que, a su vez, depende de su reactividad en la atmósfera; antes de ser removidos de ella y ser depositados en los receptores. De este modo, el alcance de los contaminantes atmosféricos precursores del depósito ácido puede tener una escala local como es el caso del dióxido de nitrógeno que tiene un tiempo de vida en la atmósfera de 1 día antes de formar ácido nítrico; o inclusive regional, como es el caso del dióxido de azufre que tiene un tiempo de residencia en la atmósfera de 5 a 10 días antes de formar ácido sulfúrico.

Existen dos principales mecanismos de remoción de contaminantes atmosféricos, el depósito seco que comprende los procesos de adsorción de material gaseoso y particulado; y el depósito húmedo que incluye todo el material contaminante que alcanza la superficie terrestre por precipitación. El material particulado y los gases parcialmente oxidados presentes en la atmósfera generalmente se depositan por vía seca; mientras que, aquéllos compuestos completamente oxidados que son más solubles en agua, se depositan por la vía húmeda (Finlayson-Pitts & Pitts, 1986). En general, ambos procesos gobiernan la transferencia de químicos benéficos o adversos desde la atmósfera hasta superficie terrestre. Sin embargo, el mecanismo dominante en una región dada, dependerá de los patrones de lluvia en cada sitio. Así, por ejemplo, en lugares con un clima que puede ser considerado como semi-árido como es el caso de la ciudad de

Monterrey, NL, dominará la remoción por la vía de depósito seco; mientras que regiones donde se tienen lluvias abundantes, como es el caso del sureste de México, la componente húmeda será más significativa. La contribución del depósito húmedo o seco también depende de la topografía y de las condiciones climáticas y meteorológicas prevalentes. En algunas zonas donde se tienen registros confiables en la medición cuantitativa del depósito atmosférico se han desarrollado modelos atmosféricos con la finalidad de establecer los mecanismos de transporte y su posible impacto (Ortinez & Basaldud, 2012).

La depositación atmosférica de nitrógeno y azufre ha incrementado en décadas recientes debido al uso extensivo de combustibles fósiles en el sector industrial y de transporte, así como debido a la aplicación de fertilizantes en el sector agrícola (Galloway *et al.*, 2008). Por esta razón, para poder realizar diagnósticos precisos sobre el efecto de la lluvia ácida sobre los balances de los ciclos biogeoquímicos, la respuesta biológica y ecológica a la carga de contaminantes, y la relación entre los patrones de emisión y de depósito atmosférico; es necesario contar con una base de datos confiable y robusta de mediciones que permitan a su vez proponer estrategias de reducción de emisiones y nuevas regulaciones. Laj *et al.* (2009) sugieren que, la clave en el diseño efectivo de políticas de calidad del aire y estrategias contra el cambio climático radica en conocer la composición química y entender los procesos que dan origen al depósito atmosférico tanto en el presente como en condiciones pasadas. Esto nos lleva a la necesidad de establecer e implementar programas de moni-

toreo a escala local y regional que permitan diagnosticar el efecto real de los patrones de depósito actuales sobre los ecosistemas, los materiales y el patrimonio histórico tangible (Cerón *et al.*, 2012).

A este respecto, la depositación atmosférica ha sido monitoreada a gran escala en los países desarrollados durante los últimos 20 años, y ha sido reconocida como una fuente importante de entradas atmosféricas a los ecosistemas terrestres y acuáticos, con sus subsecuentes efectos adversos para los organismos que en ellos habitan. Como consecuencia, a nivel mundial, existe una preocupación creciente sobre los efectos ecológicos potenciales de la depositación ácida, sobre todo en regiones que poseen reservas ecológicas con gran biodiversidad y que poseen monumentos históricos expuestos no sólo a las inclemencias meteorológicas sino también a la contaminación atmosférica, que los vuelve significativamente más vulnerables al deterioro.

Como resultado de esto, se han realizado grandes esfuerzos por parte de la comunidad científica para establecer métodos estandarizados y sistemáticos que permitan establecer bases de datos suficientes y confiables de depositación atmosférica. Si bien, esto ha sido posible en países desarrollados, en los países en desarrollo y regiones tropicales como la nuestra, la colección de datos ha estado limitada al estudio del rol que juega el depósito atmosférico en los ciclos biogeoquímicos, quedando circunscrito a ciertos proyectos de colaboración internacional, estudios aislados que no tienen continuidad a largo plazo y a ciertas áreas geográficas. Aunado a esto, cabe destacar que la evaluación cuantitativa y cualitativa del depósito atmosféri-

co en áreas tropicales para establecer cargas críticas e identificar los efectos ecológicos en regiones tropicales no ha sido suficiente; siendo que, se requiere para establecer valores de referencia, para la determinación de zonas sensibles al depósito como resultado de las excedencias a los valores de carga crítica, para evaluar tendencias anuales y estacionales, así como también, para demostrar la eficacia en la implementación de políticas públicas encaminadas a la reducción de emisiones de compuestos precursores de lluvia ácida.

Desde la década de los 90's, en Europa se ha venido utilizando el concepto de "cargas críticas" de N y S, como un método de protección de la biodiversidad frente al incremento del depósito de estos contaminantes.

Una carga crítica de un contaminante se puede definir como "la máxima cantidad de un componente dado que, a largo plazo, no causa efectos dañinos o nocivos sobre la estructura y función de los ecosistemas" (Nilsson & Grennfelt, 1988). La evaluación de las cargas críticas se realiza de forma específica para cada tipo de ecosistema. Así, por ejemplo, en Europa, las cargas críticas de N y S para ecosistemas más sensibles (bosques boreales, tundra, zonas alpinas y subalpinas) se han establecido entre 1-3 Kg S ha⁻¹ año⁻¹ y 5-10 Kg N ha⁻¹ año⁻¹ (Arróniz *et al.*, 2012). En México, al igual que sucede en gran parte de los países en desarrollo y en los ecosistemas tropicales, faltan estudios que determinen estas cargas críticas en diferentes tipos de ecosistemas naturales. Si bien, los valores obtenidos para ecosistemas en Europa pueden ser tomados como referencia para el diagnóstico en otras áreas sensibles del mundo, se debe tener cuidado al hacerlo,

ya que es necesario considerar que los patrones de depósito y la respuesta biológica de las especies de vegetación y fauna puede ser muy diferentes en regiones tropicales en comparación con las regiones templadas. A partir de las excedencias a estos valores umbral límite conocidos como cargas críticas, es posible inferir la vulnerabilidad actual de los ecosistemas sensibles a los patrones de depósito atmosférico de N y S.

Puesto que, el depósito atmosférico constituye el paso final en el proceso de transferencia y remoción de contaminantes atmosféricos, y constituye un proceso complejo e importante debido a la aportación de sustancias disueltas a los suelos, los cuerpos de agua y a la atmósfera. De aquí la necesidad de establecer programas de monitoreo a mediano y largo plazo que permitan determinar su magnitud, su distribución y composición química con el objetivo de evaluar su impacto potencial sobre ecosistemas vulnerables. En México, el monitoreo del depósito atmosférico de N y S, su distribución espacial y temporal y sus efectos sobre el patrimonio histórico y especies de vegetación sensible, no han sido suficientemente estudiados. Comparando las condiciones actuales con los escenarios de emisión de azufre de hace diez años, se puede observar que las emisiones de azufre han disminuido como resultado de las reformulaciones de combustible y la aplicación de regulaciones y políticas ambientales rigurosas enfocadas a su reducción; sin embargo, se ha reportado que la importancia relativa del depósito de N ha incrementado en los últimos años (Fenn *et al.*, 2002). Como un esfuerzo para contribuir a las bases de datos disponibles en México y al conocimiento de los patrones de

depósito atmosférico en ecosistemas tropicales, a este respecto, el presente trabajo tiene como objetivo estimar los flujos de depósito

atmosférico de azufre durante la temporada de lluvias en la reserva de la Biosfera de Calakmul en el estado de Campeche.

Generalidades

El depósito de N y S ocurre como resultado de los procesos de remoción por vía húmeda y seca, y está asociado con la acidificación de suelos y aguas superficiales. Algunos indicadores ambientales han demostrado que la acidificación relativa a la contaminación del aire puede haber ocurrido en varias regiones del mundo, sobre todo en países en desarrollo (Zhao *et al.*, 1995; Kuylenstierna *et al.*, 2001). El depósito de los compuestos de azufre causa cambios en la química y biología de los suelos. Estos cambios incluyen una disminución en el pH y la alcalinidad, concentraciones elevadas de aluminio soluble y una falta de balance en el ciclo de nutrientes que puede conducir a cambios en la biodiversidad de los ecosistemas (Nilsson & Grennfelt, 1988). Por otro lado, existe evidencia de que la depositación atmosférica de compuestos nitrogenados causa cambios en los ecosistemas a través de fenómenos como la eutrofización y la acidificación de suelos y aguas, interrupción y deterioro en el proceso de crecimiento de árboles y pérdida de vitalidad en bosques (Goulding *et al.*, 1998).

El dióxido de azufre y otros compuestos azufrados se generan como contaminantes primarios en las industrias más importantes como las plantas de ácido sulfúrico, las fundiciones de cobre, las unidades de craqueo catalítico, etc; siendo, además, este contaminante, el principal precursor de la lluvia ácida. En países industrializados, sus concen-

traciones en la atmósfera han disminuido considerablemente como consecuencia de la reducción en el uso de combustibles fósiles con un alto contenido de azufre y por el uso de tecnologías de control eficientes. En cualquier caso, debido a su tiempo de residencia en la atmósfera, el transporte trans-fronterizo a gran distancia, a altitudes elevadas en la atmósfera, contribuye a un incremento de este contaminante en otras regiones, lo que nos permite clasificarlo como un contaminante regional (Ranieri *et al.*, 1997).

El dióxido de azufre es un componente que se forma en la atmósfera (Bressan *et al.*, 1978). El dióxido de azufre es higroscópico, es decir, cuando está presente en la atmósfera reacciona con la humedad y forma aerosoles de ácido sulfúrico que forman parte de lo que se conoce como lluvia ácida (Cerón *et al.*, 2018). En México se cuenta con una norma de protección a la salud de la población que regula los niveles ambientales de SO₂ en el aire ambiente (NOM-022-SSA1-1993), la cual establece un valor promedio de concentración en un periodo de 24 horas de 0.13 ppm, que no debe ser rebasado más de una vez al año. Sin embargo, los niveles reportados en áreas urbanas a menudo sobrepasan este valor límite, y no existe un estándar secundario que procure la protección de especies de vegetación o de los ecosistemas. Además, en lo que se refiere a depósito ácido no existe una regulación que

establezca valores límites que no deban ser excedidos, por lo que como consecuencia, no se tiene valores de referencia contra los cuales comparar los niveles de depósito de N y S en un sitio dado, y la única alternativa que permite realizar un diagnóstico preciso sobre si los niveles actuales de depósito son aceptables o no, es mediante su comparación con los valores de carga crítica reportados por la comunidad internacional en ecosistemas específicos. Sin embargo, como ya se mencionó anteriormente, se debe tener cautela al comparar ecosistemas que tienen características en cuanto a diversidad y patrones de precipitación muy diferentes.

En cuanto a los efectos del SO_2 sobre la vegetación, se debe tener en cuenta que, las plantas constituyen un sumidero de SO_2 que puede ser incorporado a través del follaje. La captación foliar se determina por su difusión a través de las estomas, ya que, en el mesófilo, la resistencia al SO_2 es baja, debido a su alta solubilidad y a su rápida disociación (Shimazaki & Sugahara, 1979). La clorosis y la necrosis son los fenómenos principales de la fitotoxicidad del SO_2 . Se ha reportado que la exposición crónica a inclusive dosis bajas de SO_2 producen una disminución en el crecimiento de las plantas y una aceleración de la senescencia (Castillo, 2002). Sin embargo, el impacto del depósito atmosférico de SO_2 puede ser paradójico, ya que, además de su toxicidad por absorción, también puede actuar como un nutriente.

La lluvia común suele tener un pH en torno a 5.6 producido principalmente por la presencia del dióxido de carbono en forma de ácido carbónico. Cuando estos valores se alteran por la presencia en la atmósfera de otros ácidos como los óxidos de nitrógeno u

óxidos de azufre, el pH desciende a valores comunes en el rango de 3 a 5 (podría ser inferior) cuya precipitación en forma de lluvia, niebla, nieve, en general en solución acuosa, genera ácidos sulfurosos, sulfúricos y/o nítricos que se conocen como lluvia ácida.

Cuando la precipitación tiene un valor de pH entre 5 y 5.6 se puede decir que la atmósfera todavía tiene una capacidad de neutralizar la acidez; sin embargo, cuando este valor es menor a 5, estamos hablando ya de depósito atmosférico ácido. También puede considerarse lluvia ácida la precipitación de partículas por deposición seca cuya contribución puede estimarse en el rango de 20 a 60 % dependiendo de la zona geográfica. La contaminación de la lluvia ácida tiene impacto en la salud humana, ya que su precursor SO_2 irrita vías respiratorias, mientras que los ácidos deterioran los suelos al liberar metales pesados como cobre, cadmio, plomo y aluminio, lixiviando y movilizandolos estos metales que pueden inclusive impactar a la salud del ser humano por su posible ingesta directa o indirecta, así como también la salud de la flora y la fauna.

Por otro lado, el ataque ácido afecta una gran cantidad de bienes como los aceros, hierros, bronce, pinturas, plásticos, cementos, mampostería, granito, piedra caliza, piedra arenisca, mármol entre otros, lo que genera elevados costos ya sea por reparar o recubrir estos materiales. Las estructuras de monumentos y esculturas históricas en el transcurso del tiempo van sufriendo daños naturales tales como la pérdida de rasgos finos de las estatuas y el borrado de la inscripción de las leyendas de lápidas; sin embargo, en ambientes urbanos, los materiales se corroen y deterioran con mayor rapidez

por acción de la contaminación. La piedra caliza, mármol y piedra arenisca sufren una acción química al transformar el carbonato de calcio que es su constituyente en yeso u otra forma de sulfato de calcio. Se atribuye a esta clase de contaminación el deterioro de monumentos tales como la Acrópolis de Atenas, las piedras de la catedral de Saint Paul en Londres, el oro del tejado de la catedral de Cracovia en Polonia o el Taj Mahal en India y diversas figuras de esculturas europeas, como es la estatua de Marco Aurelio de Miguel Ángel. Adicionalmente, tanto las telas como los colores de las pinturas se deterioran, si pensamos en obras de arte. Respecto a la pintura de edificaciones, el impacto es similar, generando corrosión en la pintura y muros. La madera, papel, el cuero, hilos, lana y en general, cualquier fibra orgánica, sufre deterioro si se somete en forma continua al ataque de ácidos y a través de los años va perdiendo sus propiedades y resquebrajándose. Por otro lado, en ciudades costeras, existe una contribución adicional

debido a la presencia de aerosol marino, en forma de cloruro, lugares en los cuales es difícil separar si es la lluvia ácida o este aerosol el que deteriora en mayor o menor forma los materiales. Otras variables como la temperatura, humedad del aire, la cantidad de lluvia, la velocidad y dirección de vientos y la radiación solar también generan corrosión de forma directa o indirecta sobre materiales, por lo que la lluvia ácida es un factor dentro de varios factores que pueden contribuir al deterioro de materiales y estructuras. Estimar por esto último sus externalidades en materiales no resulta fácil, pero sin duda es un factor de daño que se traduce en varios millones de dólares de costos de mantención o daño de patrimonio histórico (Pérez *et al*, 2012). Por lo tanto, en virtud de los efectos asociados al depósito atmosférico ácido, resulta absolutamente necesario implementar programas y campañas de monitoreo que permitan conformar bases de datos fiables para el diagnóstico de esta problemática ambiental.

Justificación

De acuerdo con los problemas que enfrenta y rodea a la sociedad actualmente, suele ser muy común que las autoridades dejen de lado temas relacionados a la mala calidad del aire en las ciudades y sus posibles consecuencias a la salud de la población. Es por ello, que la importancia del depósito atmosférico recae en el impacto que tiene sobre los cuerpos de agua, el suelo y la biosfera, por lo que es necesario establecer programas sistemáticos de monitoreo continuo de depósito atmosférico que permitan observar y

determinar la magnitud, distribución y tendencias de este fenómeno.

La depositación atmosférica de S ha incrementado en las recientes décadas debido al uso extensivo de combustibles fósiles en el sector industrial y de transporte; alcanzando niveles que pueden causar alteraciones a la estructura y función de los ecosistemas en un sitio determinado. Por esta razón, se requiere de mediciones atmosféricas para evaluar la respuesta biológico-ecológica de los cuerpos de agua, a la carga de nutrientes y

de contaminantes con el fin de relacionar los patrones de emisión con las tasas de deposición actual a los ecosistemas (Warfvinge *et al.*, 1997). Adicionalmente, observaciones acerca de la composición química y las características físicas de la atmósfera a una escala local, regional y global son requeridas para propósitos de nuevas regulaciones y políticas ambientales enfocadas a proteger no sólo a la salud pública sino también a los ecosistemas. Con respecto a esto, Laj *et al.* (2009) establece que la clave para el diseño efectivo de políticas de calidad del aire y de estrategias contra el cambio climático consiste en conocer y entender la composición atmosférica tanto en el presente como en condiciones pasadas.

La biodiversidad en algunas áreas de México está siendo fuertemente afectada por la depositación de azufre, desafortunadamente, la mayoría de la información existente se ha reportado para zonas boscosas cercanas a la ciudad de México, y no existe suficiente información para otras regiones del país. A pesar de su significancia ecológica, no existen valores de referencia normados que permitan regular los niveles de depósito atmosférico y tampoco existe suficiente información disponible con respecto a los flujos actuales de depósito atmosférico de S en México que pueda ser utilizada como línea base para la estimación de cargas críticas y el establecimiento de políticas públicas enfocadas a la protección y conservación de los ecosistemas sensibles.

Por tanto, se requiere evaluar cualitativa y cuantitativamente la depositación atmosférica para estimar las cargas críticas, mapear los flujos de depósito de S con el fin de identificar las zonas sensibles o vulnerables con potencial de exceder dichas cargas, evaluar las tendencias anuales, así como para demostrar la eficacia de las políticas ambientales aplicadas en materia de reducción de emisiones. Desafortunadamente, a pesar de su importancia, actualmente no se cuenta con una red nacional que proporcione una línea base de las principales características químicas de la depositación de elementos traza y los pocos datos disponibles no están uniformemente distribuidos, de modo que no proporcionan una base sólida para la interpretación de las variaciones espaciales y temporales.

Los trabajos de investigación, como el que aquí se presenta, parten de la intención de dar a conocer la condición en la que se encuentran los diferentes sistemas ambientales (en este caso la atmósfera y su influencia sobre la superficie terrestre y cuerpos de agua). El presente estudio pretende evaluar la distribución espacial de los flujos de deposición atmosférica de S en seis sitios distribuidos en la reserva de la Biósfera de Calakmul; con la finalidad de identificar patrones, tendencias y/o zonas críticas en las cuales el depósito atmosférico de S puede ser alto como resultado de la meteorología de superficie y altura prevaleciente.

Área de estudio

el área de estudio comprende la Zona Arqueológica de Calakmul, Nuevo Becal y Xpujil, en la Reserva de Calakmul en el Estado de Campeche. A continuación, se describen brevemente los sitios de muestreo.

Descripción del área de estudio

Se tuvieron 6 puntos de muestreo, los puntos 1 y 2 se encuentran ubicados dentro de la Zona Arqueológica de Calakmul, los puntos 3, 4 y 5 se encuentran ubicados en Nuevo Becal (el punto 3 es una zona clara de Selva, y los puntos 4 y 5 se encuentran dentro de una zona de carbonera); el punto 6 se encuentra en Xpujil en la zona de Zoh Laguna.

- Calakmul, cuyo nombre significa “dos montículos adyacentes”, es una de las áreas naturales protegidas más grandes del país, esta se extiende sobre y contiene más de 6 000 estructuras. Los bosques tropicales de Calakmul son los ecosistemas más resistentes del continente puesto que estos bosques son húmedos y subhúmedos se desarrollan en una provincia geológica bajo condiciones secas y de suelos kársticos. Dadas las condiciones ambientales particulares, como la reducida disponibilidad de agua y humedad, la presencia de incendios y huracanes y suelos kársticos, aquí la flora y

la fauna han desarrollado adaptación a las condiciones secas del lugar.

- Xpujil, cuyo nombre “significa cola de gato”, pertenece al municipio de Calakmul, es el cruce de caminos entre las principales zonas arqueológicas, se encuentra escondido entre la flora exuberante de la selva, muy cerca del territorio guatemalteco. Este cuenta con 5, 729 habitantes.
- Nuevo Becal, comunidad perteneciente al municipio de Calakmul, está conformado por una gran diversidad cultural; ya que sus habitantes de diferentes regiones del estado, contando con grupos indígenas mayas y choles. Cuyos participantes fomentan el aprovechamiento forestal sustentable y conservación de la biodiversidad, Este cuenta con una superficie total de 2 283.63 hectáreas para la conservación de diversidad

Ubicación de los sitios de muestreo

En la figura 1 se muestra la ubicación de los 6 puntos de muestreo, en la tabla 1 se presentan las coordenadas de cada uno de esos puntos.

En las figuras 2, 3 y 4 se presenta la ubicación detallada de los 6 puntos en cada uno de los 3 sitios de muestreo.

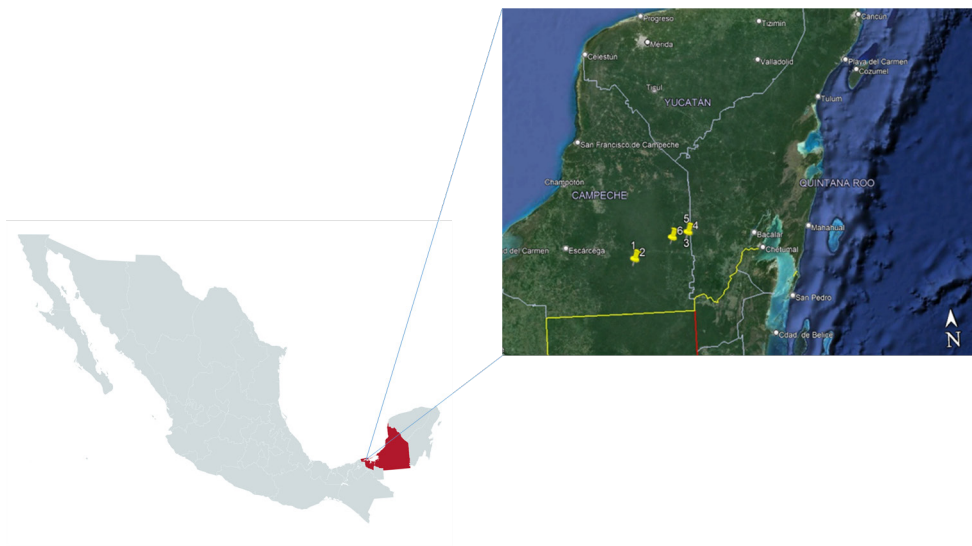


Figura 1. Ubicación de los sitios de muestreo en la reserva de Calakmul durante la temporada de lluvias.

Tabla 1. Coordenadas de los sitios de muestreo en la reserva de la Biósfera de Calakmul.				
	Coordenadas		Sitio de muestreo	
1	18.366192 N	-89.890585 O	Zona Arqueológica	
2	18.365495 N	-89.89123 O	Zona Arqueológica	
3	18.642625 N	-89.215376 O	Nuevo Becal	
4	18.64089 N	-89.214462 O	Nuevo Becal	
5	18.640772 N	-89.21511 O	Nuevo Becal	
6	18.590828 N	-89.412598 O	Xpujil	

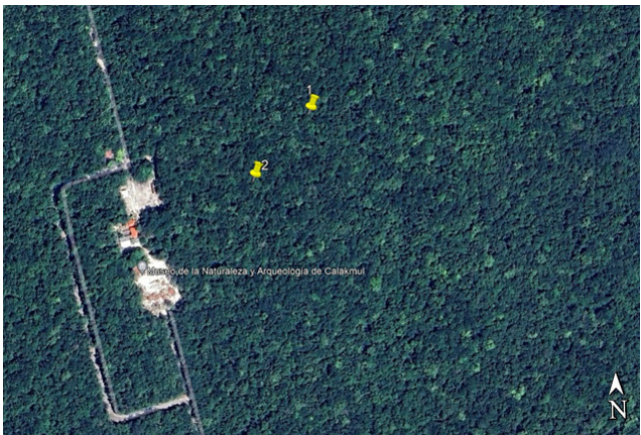


Figura 2. Ubicación de los puntos 1 y 2 en el sitio de la Zona Arqueológica.



Figura 3. Ubicación de los puntos 3, 4 y 5 en el sitio de Nuevo Becal.

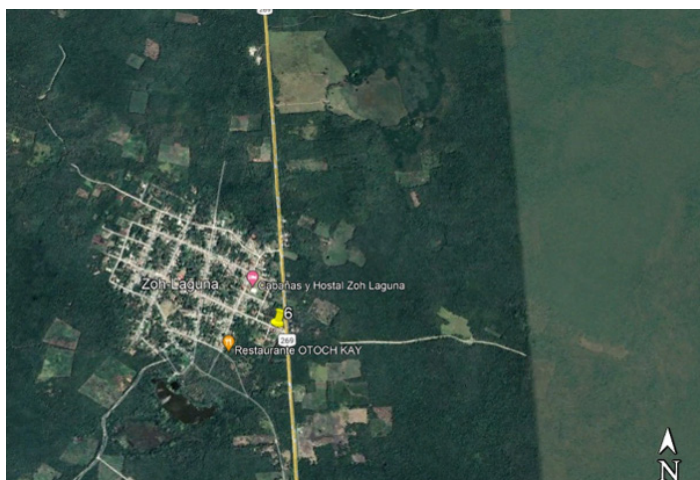


Figura 4. Ubicación del punto 6 en el sitio de Xpujil (Zoh Laguna).

Metodología

Muestreo

Este trabajo de investigación se llevó a cabo usando colectores pasivos tipo “*Throughfall*” desarrollados y probados por Fenn y Geiser (2011), el dispositivo está constituido por un lecho de resina de intercambio iónico dentro de una columna de PVC. *Throughfall* es un método alternativo atractivo para co-

lectar la depositación atmosférica en los bosques y otros ecosistemas (Thimonier, 1998).

Los dispositivos de muestreo pasivo permiten evaluar zonas críticas por tiempos prolongados gracias a su facilidad de instalación y mantenimiento, no requieren de algún sistema de bombeo o energía eléctrica, y es una metodología económica recomenda-

da para cuando se requiere una red de monitoreo más densa con un elevado número de puntos. En este caso, se instalaron los dispositivos del 15 de Mayo al 9 de Noviembre de 2023 permitiendo coleccionar depósito atmosférico en un periodo de seis meses, correspondiente a la Temporada de Lluvias.

Las muestras se recogieron con un embudo; en donde la depositación se canaliza hacia un lecho de resina mixta (Amberlite® IRN-150) a través de la columna donde se retienen los iones, en la figura 5 se aprecia el dispositivo pasivo de muestreo. El embudo se conectó a la columna de pvc. Un tubo de plástico blanco de doble pared se colocó alrededor de la columna de pvc para prote-

ger la resina de la radiación solar directa. La resina que se utilizó para los colectores es de lecho mezclado de poliestireno para el intercambio mixto de aniones y cationes.

Una malla fina fue colocada en la abertura del embudo para impedir la entrada de insectos, hojas, etc. Se añadieron 30 g de resina a cada una de las columnas de pvc. En la parte inferior del tubo se colocó lana de vidrio (como un soporte para la resina) y en la parte superior (como un filtro). Las columnas de pvc cuentan cada una con una válvula que se dejó abierta para permitir el paso del flujo hidrológico durante el periodo de muestreo.

El depósito atmosférico cae sobre la superficie del embudo, lavando hacia abajo la columna. Los iones de interés para el presente trabajo (SO_4^{2-}) pueden ser intercambiados por resinas de intercambio iónico para aniones y cationes, respectivamente.

Extracción química de las resinas de intercambio iónico

Se retiraron el embudo y la lana de vidrio que servía como filtro de cada dispositivo de muestreo. Los tubos se colocaron en soportes universales y se adaptó una extensión de tubo pvc para hacer el lavado. Posteriormente, con la válvula cerrada se agregaron 100 mL de agua destilada y se dejó en reposo por 20 min. A continuación, se retiró el agua y se vertió una solución de KCl 2 N en el tubo con la resina, se dejó en reposo durante 20 min, una vez pasado este tiempo, se colocaron vasos de precipitado en cada tubo para la obtención del extracto (figura 6).

Análisis químicos

Las muestras de depositación atmosférica fueron analizadas en el laboratorio de Pro-



Figura 5. Dispositivo de muestreo pasivo o tipo throughfall para la colección de depósito atmosférico.



Figura 6. Extracción de las muestras.

rección Ambiental de la Facultad de Química de la Universidad Autónoma del Carmen, el ion SO_4^{2-} (sulfato) fue determinando por turbidimetría (NMX-AA-074-SCFI-2014). Los tubos de resina fueron extraídos en dispositivos especialmente diseñados para realizar la extracción, utilizando como solución de extracción, una solución acuosa de KCl 2N. A partir de los extractos obtenidos, se determinó la concentración de sulfato por turbidimetría.

El peso del extractante fue convertido a volumen utilizando la densidad específica de la solución extractante (2N KCl = 1.05 g mL^{-1}). La cantidad de cada ión colectada en una columna dada es determinada como el factor de volumen del extractante por concentración iónica en el extractante. Se utilizará la superficie de la abertura del embudo y el periodo de muestreo para estimar la depositación por unidad de área por unidad de tiempo ($\text{Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$).

Determinación de Sulfato (NMX-AA-074-2014)

Este método es aplicable para determinar iones sulfato en aguas naturales y residuales con ámbito de aplicación de 10 a 60 mg L^{-1} . El ion SO_4^{2-} (sulfato) precipita con el BaCl_2 (cloruro de bario), en un medio ácido como HCl (ácido clorhídrico), formando cristales de sulfato de bario de tamaño uniforme. La absorción espectral de la suspensión del BaSO_4 (sulfato de bario) se mide con un espectrofotómetro uv visible. La concentración del ión SO_4^{2-} (sulfato) se determina por comparación de lectura con una curva patrón. La determinación de SO_4^{2-} (sulfato) se realizó utilizando el método Turbidimétrico, aplicando la NMX-AA-074- SCFI 2014.

- Procedimiento de preparación de los reactivos Reactivo Acondicionador: Se mezclaron 50 mL de glicerol con una solución formada por 30 mL de HCl (ácido clorhídrico concentrado), 300 mL de

agua, 100 mL de alcohol C_2H_6O (etílico) o C_3H_8O (isopropílico) al 95 % y 75 g de NaCl (cloruro de sodio). Esta solución se pone en una agitación magnética durante unos minutos y se le agregan 0.5 cm^3 de cristales de $BaCl_2$ (cloruro de bario), dejando nuevamente en agitación durante 1 minuto exacto.

b) Procedimiento de análisis de la muestra
En un matraz Erlenmeyer de 250 mL, se adicionaron 10 mL de muestra, y se afora con agua a 10 mL. Posteriormente se añaden exactamente 500 μL del reactivo acondicionador y se mezcló en la parrilla agitadora, mientras las soluciones se encontraban agitando, se añadieron los cristales de cloruro de bario con una cucharilla y se empezó a medir el tiempo. Inmediatamente se agito durante 1 minuto exacto a una velocidad constante. La velocidad de agitación no es crítica, pero

debe ser constante para cada corrida de muestras y de patrones, debe ajustarse a casi el máximo, pero sin que ocurran salpicaduras (figura 7).

c) Procedimiento de preparación de solución estándar
Solución estándar de sulfato: se disolvió en agua 295.8 mg de Na_2SO_4 (sulfato de sodio anhidro), 20 mL de solución tituladora estándar con ácido sulfúrico a 0.02 N, y se aforó a 1000 mL. Se preparó la curva de calibración y se estimó la concentración del ion sulfato en la muestra, comparando la lectura de turbidez con la curva de calibración preparada a partir de los patrones de sulfato.

d) Procedimiento para medir la absorbancia
Se adicionaron 10 mL de solución a la celda de absorción del espectrofotómetro UV Visible (HACH DR 2800) y se procedió a medir la turbidez por triplicado a una longitud de onda de 420 nm en intervalos de 30 segundos durante 4 minutos; en cada una de las muestras, las celdas fueron lavadas cuidadosamente. Por último, se estimó la concentración del ion sulfato en la muestra en mg L^{-1} , comparando la lectura de turbidimetría con la curva de calibración de sulfato (figura 8).



Figura 7. Análisis para la determinación de SO_4^{2-}

Análisis estadístico

El análisis estadístico descriptivo de los flujos de depositación atmosférica de N se realizó mediante la herramienta XLSTAT Excel® versión pro-2016, que es un conjunto de complementos estadísticos avanzados que permiten el estudio analítico de múltiples variables ambientales.

Se realizaron diagramas de cajas (Box Plots) de los flujos de depósito atmosférico



Figura 8. Lectura de absorbancias para determinar SO_4^{2-} .

rico previamente calculados a partir de las concentraciones obtenidas para relacionar las distribuciones espaciales para sitios de muestreo y distribución temporal de la temporada. Estos diagramas permiten representar la mediana, media, primer cuartil, tercer cuartil, valor máximo y mínimo del conjunto de datos, lo cual nos permitió estimar si se obtuvo una distribución normal o asimétrica de los flujos de depósito por sitio. Además de la estadística descriptiva, se realizó un análisis estadístico relacional y comparativo. Se utilizó la prueba Friedman para evaluar si las diferencias significativas entre los flujos de depósito con respecto al sitio de muestreo, y de esta manera predecir si los flujos provienen de la misma población o no cumplen esta relación.

Análisis meteorológico

Con el objetivo de identificar posibles fuentes de contaminación antropogénica o natural, que puedan influir por transporte a largas distancias sobre los niveles de S en la zona de estudio, se realizaron análisis meteorológicos con el uso de bases de datos del tiempo y la ubicación de la superficie reque-

rida. Se generaron trayectorias de masas de aire 24 horas hacia atrás utilizando el modelo HYSPLIT de la NOAA (U.S. National Oceanic and Atmospheric Administration), para trazar el origen de las masas de aire durante el periodo de muestreo, estas se realizaron a 0, 500 y 1000 m AGL (Above Ground Level) para cada sitio de muestreo. El modelo HYSPLIT ayuda a determinar la dispersión de los contaminantes y simulaciones de depósito. Del mismo modo se obtuvieron graficas de rosas de vientos utilizando el modelo Windrose de la NOAA AIR RESOURCES LABORATORY para obtener la frecuencia en la dirección y velocidad del viento, y para determinar la componente dominante del viento por semana durante el periodo muestreado cada uno de los sitios de muestreo.

Maapeo de los flujos de depósito atmosférico de la zona estudiada

Uno de los principales usos de la geoestadística consiste en predecir nuevos valores de las variables de la muestra sobre toda el área de interés, la cual es referida como una predicción espacial o interpolación espacial. Para ello, se utilizó el método de interpolación de Kriging para la obtención de mapas en la reserva de la Biósfera de Calakmul.

Este es un método de inferencia espacial, el cual nos permite estimar los valores de una variable en lugares no muestreados utilizando la información proporcionada por la muestra (Porrás, 2017). La interpolación es utilizada para obtener una variable continua mediante la proyección de isopletas o isolíneas de concentración que permiten incrementar el número de puntos en la malla de muestreo, la creación de los puntos de los mapas se construyeron a partir de las coordenadas de los sitios de muestreo y los

flujos de depósito de S, que posteriormente sirvieron para realizar las interpolaciones y

graficar las isopletras obtenidas mediante el software SURFER®.

Resultados

Estadística descriptiva

De acuerdo a la figura 9, el flujo promedio de depósito de SO_4^{2-} obtenido en la temporada de muestreo fue de $3.0890 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ con una desviación estándar de $0.8301 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, un flujo máximo de $3.9049 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ que corresponde al sitio 1 ubicado en la Zona Arqueológica de la reserva de Calakmul; y un flujo mínimo de $1.9122 \text{ Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$, que corresponde al sitio 3, ubicado en Nuevo Becal. La estadística descriptiva del flujo de depósito en la reserva de Calakmul se resume en la figura 9.

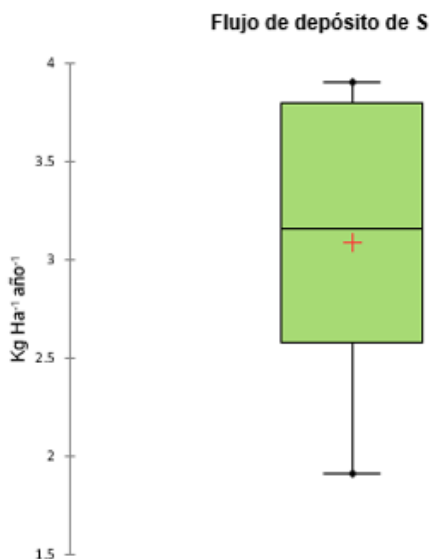


Figura 9. Estadística descriptiva del flujo de depósito de SO_4^{2-} para la temporada de muestreo.

Flujos de depósito de S por sitio de muestreo

Tomando en cuenta la concentración de sulfato en mg L^{-1} , el área de captación del embudo y el tiempo de muestreo, se procedió a estimar los flujos de depósito de SO_4^{2-} en $\text{Kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ para cada sitio de muestreo, los cuales son mostrados en la figura 9. A partir de la figura 10, se puede observar que el flujo de depósito de sulfato fueron mayores en los sitios 1 y 2, que corresponden a los sitios ubicados en la Zona Arqueológica ubicados al oeste de la reserva; y que además, se trata de los sitios menos remotos, ya que se encuentran cerca de carreteras y vías de acceso, y se trata de un área donde existe mucho tránsito vehicular incluyendo maquinaria pesada. Se puede observar que el sitio 3 que corresponde a la zona de Selva Clara, y que constituye el sitio más remoto, presentó el valor de flujo de depósito más bajo.

Prueba de Levene

A pesar de que en la figura 10 es posible observar una cierta variabilidad en los valores de flujo de depósito atmosférico de sulfato por sitio, fue necesario aplicar pruebas estadísticas no paramétricas para determinar si estas diferencias fueron o no significativas. En este caso, se aplicó la prueba de Levene utilizando el programa XLSTAT para analizar si existieron diferencias significativas entre sitios durante la temporada de muestreo, partiendo de las siguientes hipótesis:

H0: Las muestras vienen de la misma población.

Ha: Las muestras no vienen de la misma población.

A partir de la ttabla 2, se concluye que no es posible rechazar la hipótesis nula; por lo tanto, se concluye que las muestras vinieron de la misma población y, por lo tanto, no hubo diferencias significativas en los flujos de depósito obtenidos para sulfato. Esto sugiere que realmente no existió una variabili-

dad espacial significativa, y, por lo tanto, se puede asumir que los flujos de depósito de azufre durante toda la temporada de muestreo fueron uniformes, como resultado del transporte a gran escala de masas de aire y contaminantes regionales que fueron transportados desde fuentes ubicadas al este de la reserva de la Biósfera de Calakmul.

Esto está de acuerdo con el tiempo de residencia del precursor de sulfato en la atmósfera (SO_2) que tiene un tiempo de vida

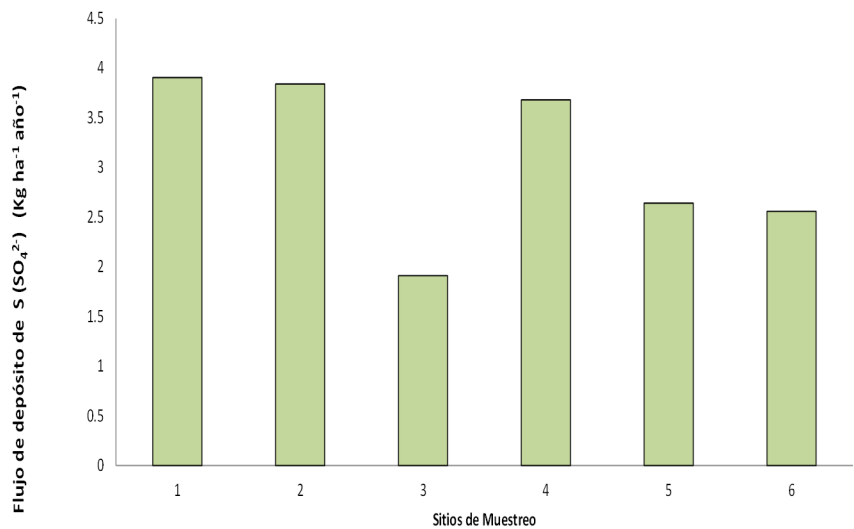


Figura 10. Análisis de flujo de depósito de SO_4^{2-} por sitio de muestreo.

Tabla 2. Resultados de la prueba Estadística de Levene.	
Prueba de Levene (Media) / Prueba bilateral:	
F (Valor observado)	4.213
F (Valor crítico)	4.965
GL1	1
GL2	10
valor-p (unilateral)	0.067
alfa	0.05

de aproximadamente de 3 a 5 días, tiempo suficiente para que sea transportado a nivel de la meso-escala y depositado como sulfato en puntos receptores distantes, razón por la cual, el sulfato es conocido por ser un contaminante de tipo regional. Esto se comprueba a partir del análisis meteorológico realizado, que confirmo que, en todos los sitios, los vientos tanto superficiales como de altura presentaron una componente del este, tal y como se puede observar en la siguiente sección.

Análisis meteorológico

El análisis meteorológico fue realizado tanto a nivel superficie como a diferentes altitudes. Para realizar el análisis meteorológico de superficie se utilizó el programa WindRose de la NOAA con la finalidad de obtener las rosas de viento para cada sitio durante el periodo de muestreo. Por otro lado, para estudiar la meteorología de altura a nivel regional, se obtuvieron las trayectorias de las masas de aire 48 horas hacia atrás a 0, 500 y 1000 m de altitud, usando el modelo HYSPLIT de la NOAA, obteniendo trayectorias para cada uno de los 6 sitios muestreados. A partir de las rosas y las trayectorias, se construyeron histogramas y rosas de frecuencias para todo el periodo de estudio (6 meses) por sitio con el objetivo de identificar la dirección o componente dominante del viento en cada sitio.

A partir de las figuras 11 y 12, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 1 fue del E-SE.

A partir de las figuras 13 y 14, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 2 fue del E-SE.

A partir de las figuras 15 y 16, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 3 fue del SE-NE.

A partir de las figuras 17 y 18, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 4 fue del E-SE.

A partir de las figuras 19 y 20, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 5 fue del E-SE.

A partir de las figuras 21 y 22, se puede observar que la dirección dominante del viento a nivel superficie en el sitio 6 fue del E-SE-NE.

Mapeo de los flujos de depósito de S

El mapeo de los flujos de depositación de sulfato se llevó a cabo utilizando el programa SURFER v. 16.0 para el periodo de 15 de mayo al 9 de noviembre del 2023 con el fin de identificar los patrones espaciales durante la temporada de lluvias.

A pesar de que la prueba de Levene aplicada a los valores puntuales obtenidos a partir del muestreo pasivo demostró que no hubo diferencias significativas en los flujos de depósito de sulfato entre sitios de muestreo, sugiriendo una cierta uniformidad en los valores de flujo como resultado del transporte regional de contaminantes durante el periodo de muestreo; a partir de la figura 23 que corresponde al mapa obtenido a partir de la interpolación de datos de Kriging, y la gráfica de isopleas de concentración, fue posible identificar un cierto patrón espacial, con una zona con concentraciones más altas de sulfato.

SITIO 1
ZONA ARQUEOLÓGICA 1

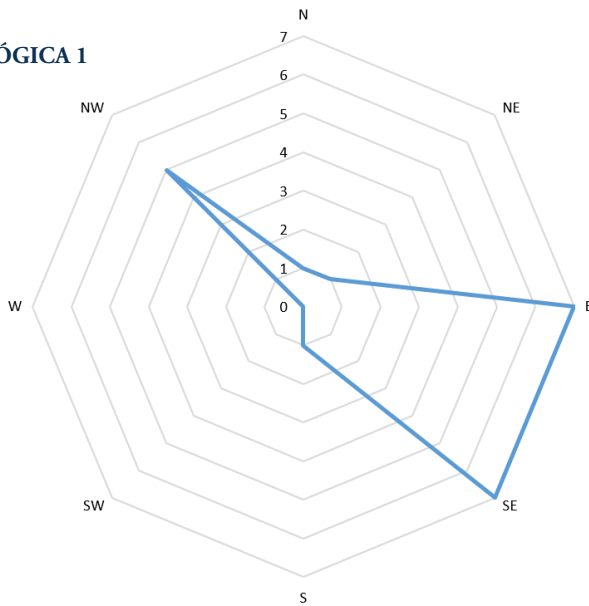


Figura 11. Frecuencia de vientos para el sitio 1 durante todo el periodo de muestreo.

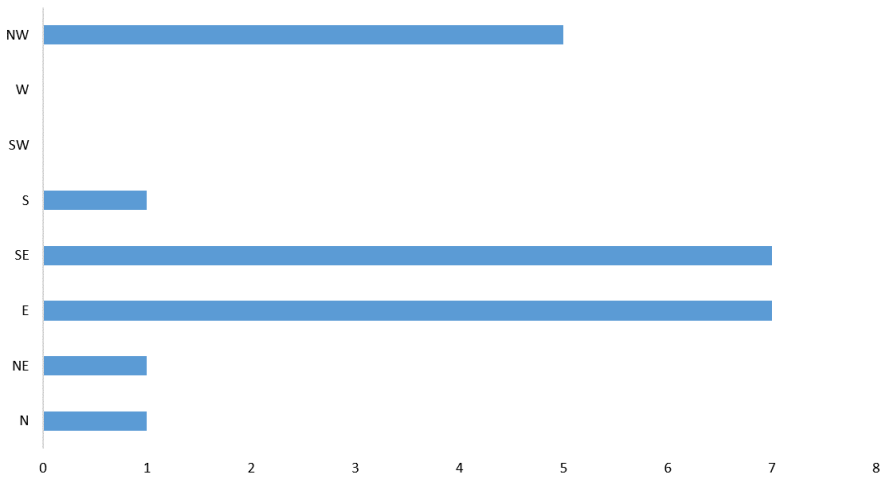


Figura 12. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 1 durante todo el periodo de muestreo.

SITIO 2
ZONA ARQUEOLÓGICA 2

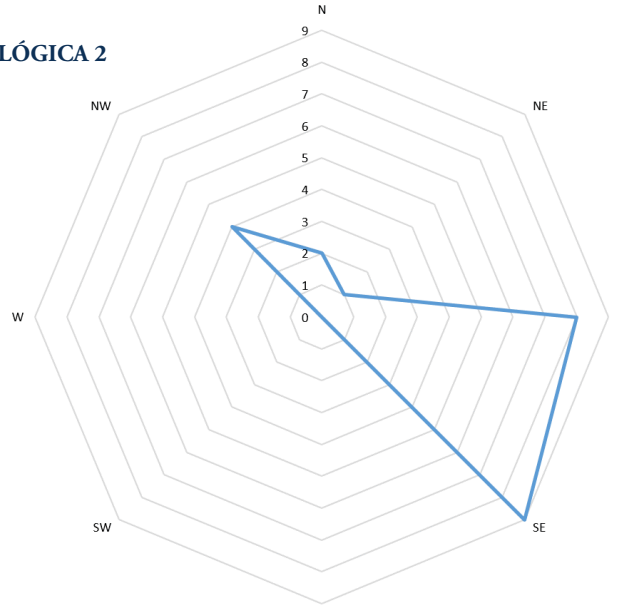


Figura 13. Frecuencia de vientos para el sitio 2 durante todo el periodo de muestreo.

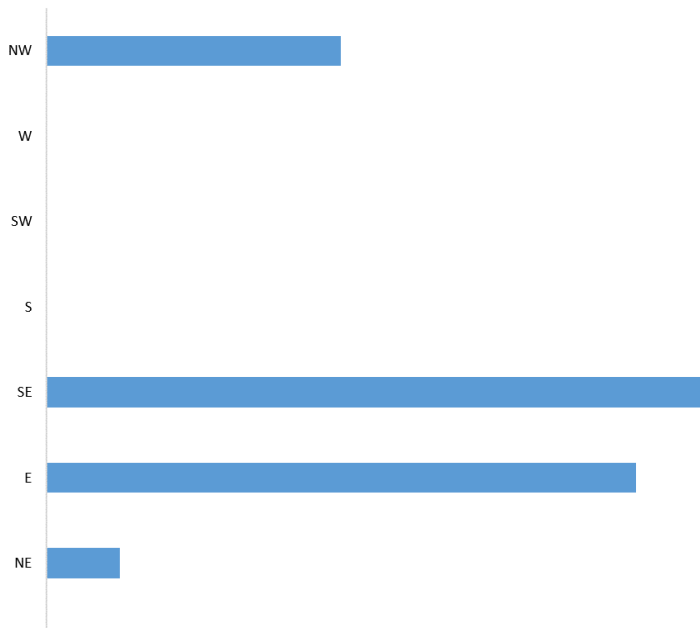


Figura 14. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 2 durante todo el periodo de muestreo.

SITIO 3
SANTA CLARA

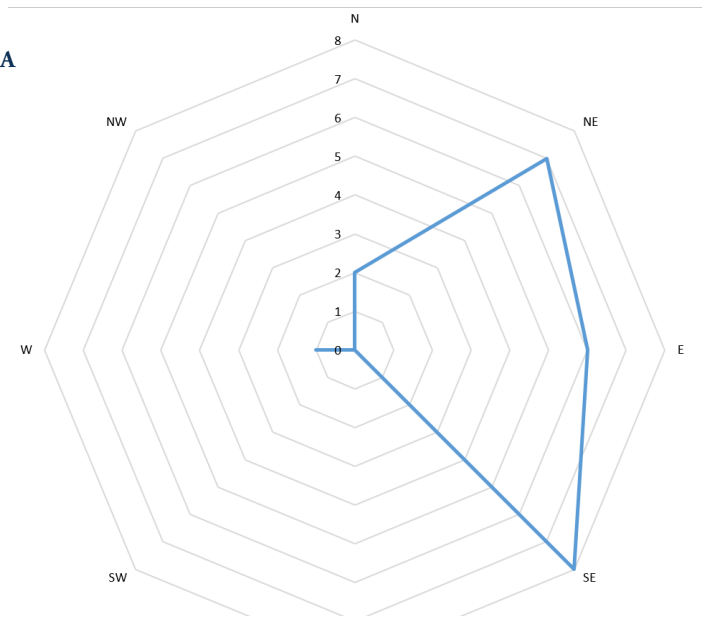


Figura 15. Frecuencia de vientos para el sitio 3 durante todo el periodo de muestreo.

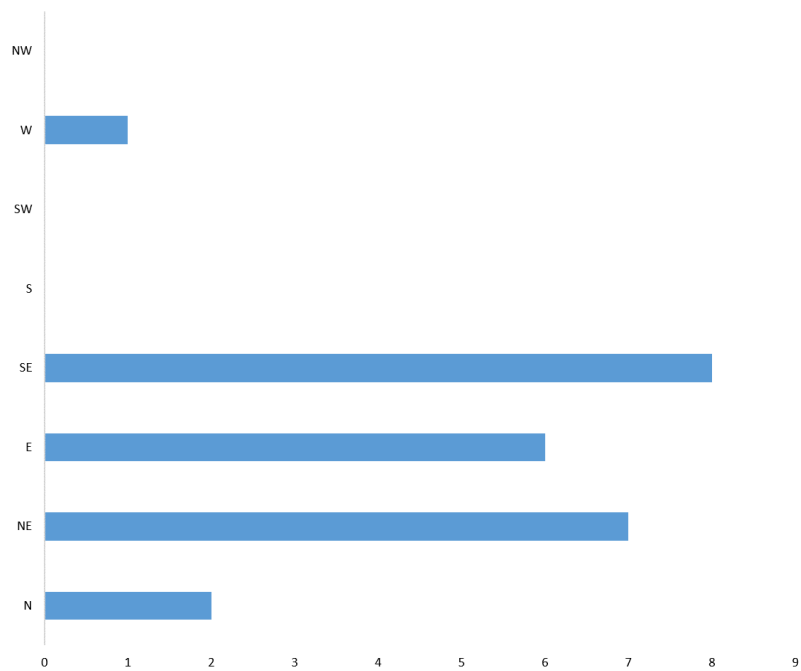


Figura 16. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 3 durante todo el periodo de muestreo.

SITIO 4
CARBONERA 1

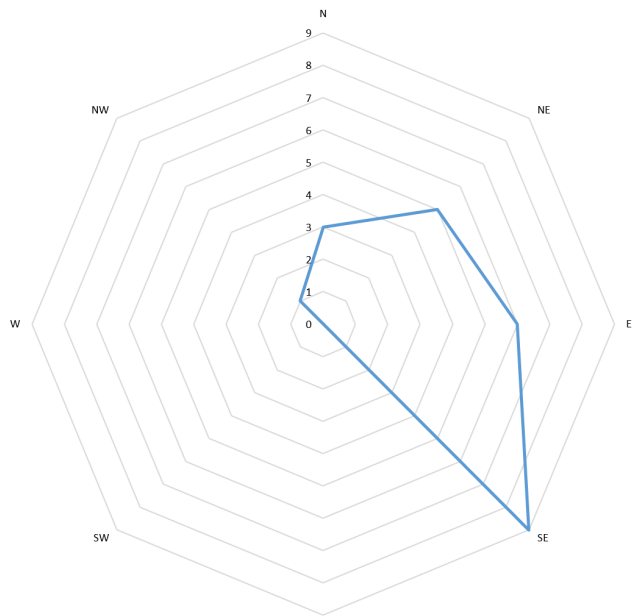


Figura 17. Frecuencia de vientos para el sitio 4 durante todo el periodo de muestreo.

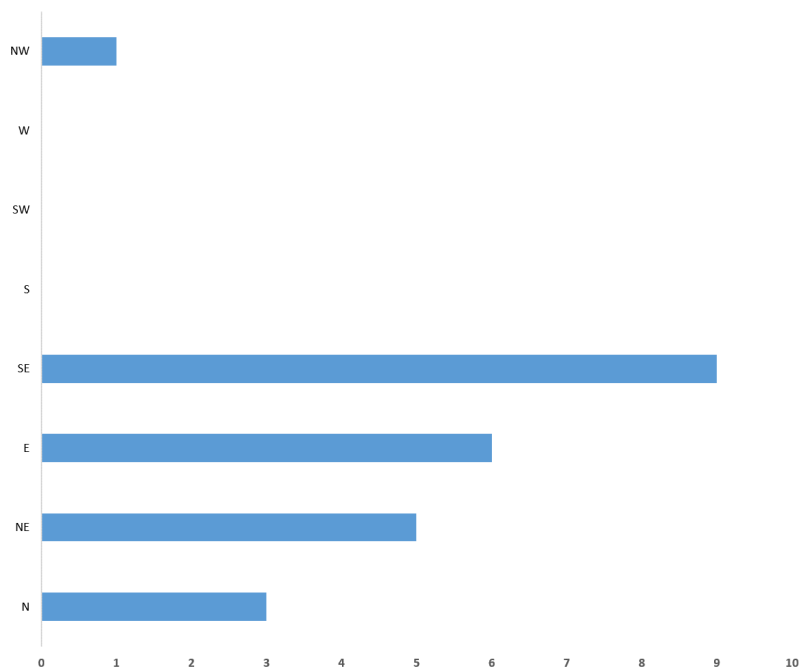


Figura 18. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 4 durante todo el periodo de muestreo.

SITIO 5
CARBONERA 2

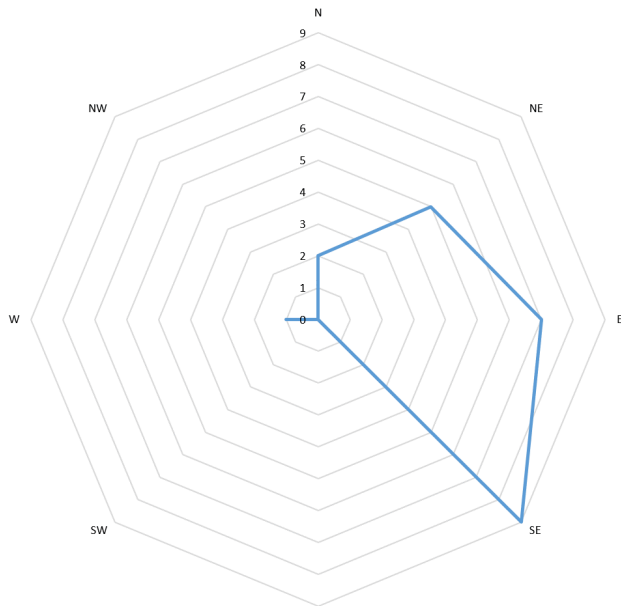


Figura 19. Frecuencia de vientos para el sitio 5 durante todo el periodo de muestreo.

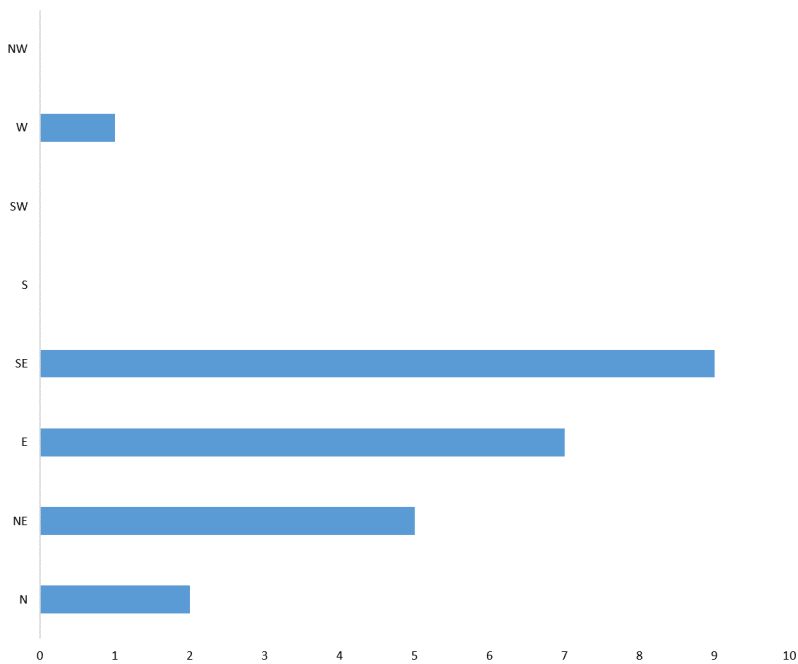


Figura 20. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 5 durante todo el periodo de muestreo.

SITIO 6
ZIH LAGUNA

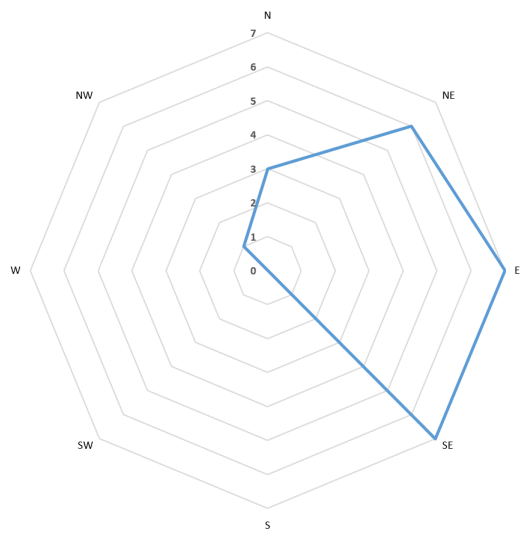


Figura 21. Frecuencia de vientos para el sitio 6 durante todo el periodo de muestreo.

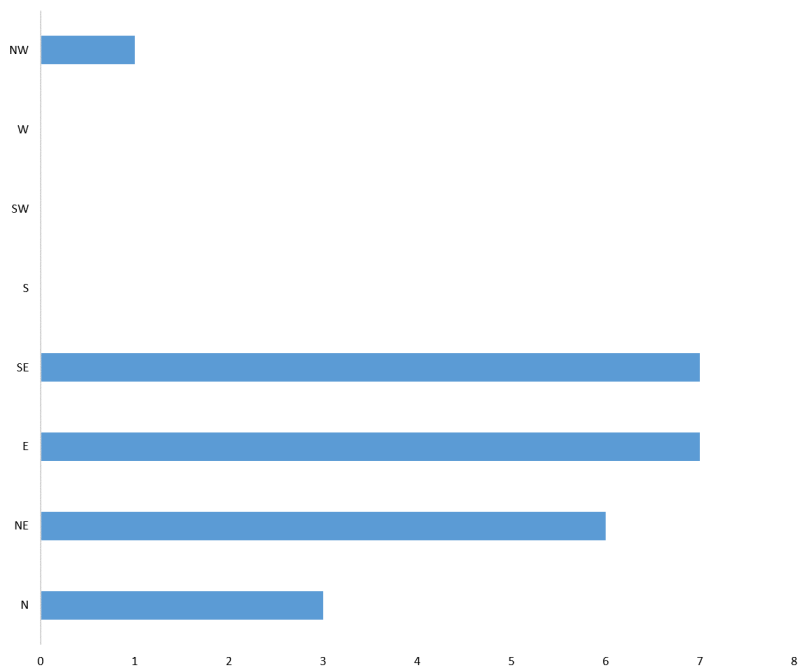


Figura 22. Histograma de frecuencia de vientos para el sitio 6 durante todo el periodo de muestreo.

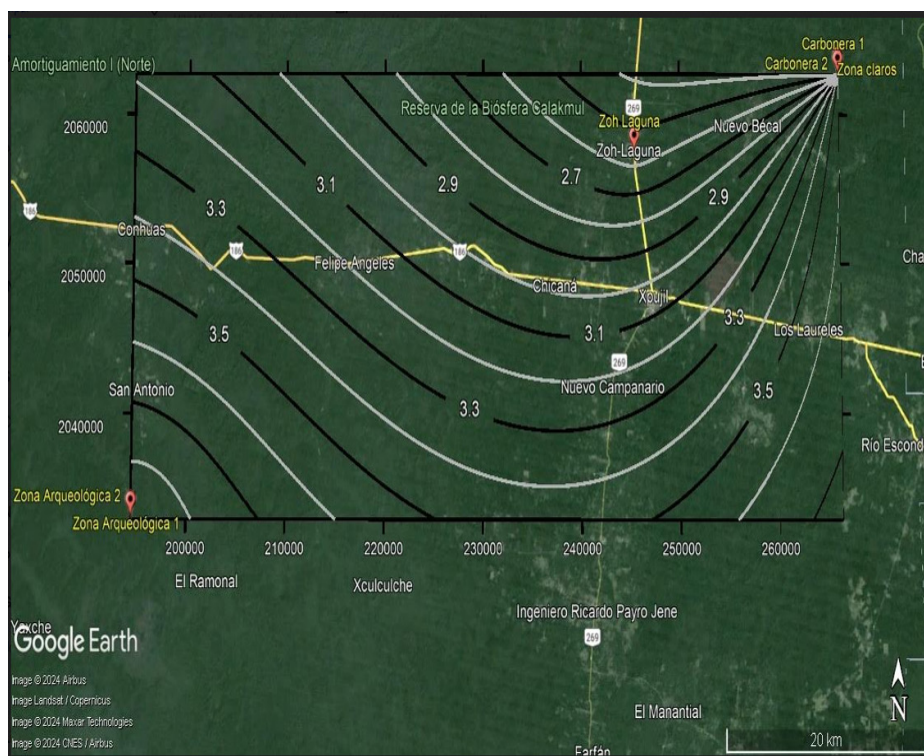


Figura 23. Mapa de los flujos de depósito de S en $\text{Kg Ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ para la reserva de la Biósfera de Calakmul.

Las concentraciones más altas están dentro de las isótopas del mapa que corresponden al oeste de la reserva, en la zona arqueológica, en las inmediaciones de los puntos 1 y 2, que constituyen los sitios menos remotos y puesto que la dirección dominante del viento tuvo una componente del E-SE (Es decir, los vientos soplan del este al oeste; y del sureste al noroeste), y al ser dicha zona más al oeste, al encontrarse viento abajo, se encuentra mayormente expuesta al depósito de sulfato de manera relativa con respecto a los otros sitios de muestreo.

Valores de referencia

En México, no se tienen disponibles valores de referencia para comparar los flujos de de-

pósito actuales de S. Sin embargo, se ha propuesto en el caso del depósito de S, un valor de carga crítica de $3 \text{ Kg S ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ que ha sido reportado para áreas muy sensibles en Europa, mientras que, para bosques naturales, se ha propuesto un valor de referencia de $2\text{-}5 \text{ Kg S ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ (Grennfelt *et al.*, 1988).

Comparando los resultados de flujo medio de depósito atmosférico de S (SO_4^{2-}) obtenido en esta investigación, ($3.0890 \text{ kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) con otras investigaciones se pudo observar lo siguiente, con respecto a lo reportado por Tejero (2017) en Xicalango-Atasta donde el flujo de depósito estimado fue de $10.85 \text{ Kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$, se deduce claramente que estuvo 3.5 veces por debajo de dichos niveles. De igual manera con respec-

to a la región de Córdoba-Orizaba donde el flujo medio de depositación reportado por Sánchez (2016) para S (sulfato) fue de 55.16 kg ha⁻¹ año⁻¹ mientras que comparando con lo obtenido por Can (2016) en la ciudad de Mérida Yucatán con un valor para S (sulfato) de 7.16 Kg ha⁻¹ año⁻¹ se puede observar que los flujos de depósito obtenidos en este estudio fueron muy bajos. Adicionalmente, Arenas (2018) reportó para la región de Monterrey una carga estimada de 25.03 Kg ha⁻¹año⁻¹ mientras que Cisneros (2019) reportó para la ciudad de León, Guanajuato un flujo estimado de 13.77 Kg ha⁻¹ año⁻¹, dichos niveles son bastante elevados con res-

pecto a los niveles obtenidos en el presente estudio.

Comparando tanto los valores promedio como máximo encontrados para flujo de depósito de azufre en el presente estudio, no se encontraron excedencias e inclusive coincide con el valor de referencia propuesto para áreas sensibles y bosques naturales en Europa, por lo tanto, es posible concluir que los niveles de depósito de S en la reserva de Calakmul podrían considerarse como típicos de los niveles de fondo y la contribución regional a dichos niveles no es significativa y por lo tanto no representa un riesgo para los ecosistemas de la reserva.

Conclusiones

Este trabajo evaluó la variabilidad espacial del depósito atmosférico de S (SO₄²⁻) en la reserva de la Biósfera de Calakmul en el estado de Campeche durante un periodo de 6 meses (del 15 de Mayo al 9 de Noviembre de 2023) en un total de 6 sitios utilizando dispositivos pasivos de RII. A partir de los resultados presentados anteriormente, se puede concluir lo siguiente:

En el presente estudio el flujo medio de depositación para S (como SO₄²⁻) se mantuvo por debajo del valor reportado como carga crítica para áreas sensibles y bosques naturales en Europa, ya que el promedio general de los 6 sitios se mantuvo en 3.0890 kg ha⁻¹año⁻¹. Este valor tiene concordancia debido al tipo de uso de suelo que se tiene en cada sitio, ya que todos están ubicados dentro de la reserva. A partir de la prueba de Levene, se encontró que no existió una variabilidad significativa entre sitios, sugi-

riendo una cierta uniformidad en los flujos de depósito de S como resultado del transporte en la meso-escala de masas de aire y contaminantes desde fuentes regionales ubicadas al este del sitio de muestreo. Esto fue confirmado a partir de la estimación de las rosas de vientos y los mapas de trayectorias de masas de aire para cada uno de los sitios que indicaron que durante la temporada de muestreo los vientos predominantes fueron en su mayoría del este. Además, puesto que el valor promedio estimado coincide con el valor de referencia reportado como carga crítica, se puede concluir que los niveles de depósito encontrados corresponden a los valores de fondo en la reserva y que la influencia de fuentes regionales no fue significativa.

A partir del mapa obtenido mediante interpolación de Kriging y el gráfico de isopleas de concentración, se encontró un ligero patrón espacial, con las isopleas de mayor

concentración en la zona oeste de la reserva, sitios 1 y 2 que se encuentran viento abajo, lo cual estuvo de acuerdo y en completa congruencia con lo reportado anteriormente, puesto que la dirección dominante del viento tuvo una componente del este-sureste y esta zona al encontrarse viento abajo está mayormente expuesta a las masas de aire que viene de esta dirección. Finalmente, comparando los valores obtenidos con el valor de carga crítica reportado para ecosistemas naturales y bosques en Europa, se puede concluir que el depósito de sulfato no mostró excedencias en los valores de referencia de

cargas críticas reportados para Europa ya que estuvieron por debajo o coincidiendo con los límites propuestos; así mismo, estuvo muy por debajo de los niveles de depósito atmosférico de S reportados por otros autores en el país. Esto sugiere que el depósito de S en esta región actualmente no presenta un riesgo potencial para los ecosistemas y los valores encontrados podrían considerarse como los valores de fondo en la reserva, por lo que pueden ser útiles como valores de referencia para fines de comparación en otros estudios.

Literatura citada

- Arenas, G. (2018). Distribución espacial y temporal de los flujos de N y S en el área Metropolitana de Monterrey [Tesis]. Universidad Autónoma del Carmen.
- Arroniz, M., Ochoa, R., & Manrique, E. (2012). Biomonitorización del depósito de nitrógeno atmosférico en México: Detección y prevención de daños en ecosistemas naturales. En: R.M. Cerón., J.G. Cerón & J.J. Guerra (Ed.). Avances y perspectivas de la depositación ácida en México. (81-98).
- Bressan, R.A., Lloyd, G., & Wilson, P.F. (1978). Mechanisms of resistance to sulfur dioxide in the cucurbitaceae. *Olant. Physiol*, 61,761-767.
- Can, I., & Parra, E. (2017). Evaluación del depósito atmosférico de nitrógeno y azufre en la región de la ciudad de Mérida usando muestreadores pasivos. [Tesis]. Universidad Autónoma del Carmen.
- Cerón, R., Cerón, J., Carballo, C., Díaz, B., Guerra, J., Aguilar, C., & Montalvo, C. (2012). Evaluación de la depositación ácida en los alrededores de una planta termoeléctrica en el centro de México. En: R.M. Cerón., J.G. Cerón., & J.J. Guerra (Ed.). Avances y perspectivas de la depositación ácida en México. (53-64).
- Cerón, R.M., Cerón, J.G., Muriel, M., Anguebes, F., Ramírez, M., Zavala, J., Carballo, C., & Escoffie, R.C. (2015). Spatial and Temporal distribution of throughfall deposition of Nitrogen and Sulfur in the mangrove forests associated to Terminos Lagoon. In: F. Nejadkoorki (Ed.). Current Air Quality Issues. (147-164).
- Cisneros, L. (2019). Estimación y mapeo de los flujos de depósito atmosférico de nitrógeno y azufre en la Ciudad de León, Guanajuato. [Tesis]. Universidad Autónoma del Carmen.
- Fenn, M.E., De Bauer, L.I., & Hernández, T. (2002). Summary of air pollution impacts on forest in the Mexico City Air Basin. In: M.E. Fenn., L.I. De Bauer., & T. Hernandez (Ed.). Urban Air Pollution and Forests: Resources at Risk in the Mexico City Air Basin. (337-355).
- M. Fenn., & L. Geiser. Assessment of nitrogen deposition effects and empirical critical loads of nitrogen for ecoregions of the United

- States. Tech. Rep. NRS-80. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 2011.
- Finalyson-Pitts, B.J., & Pitts, J.N. Jr. (1986). Atmospheric Chemistry: Fundamentals and Experimental Techniques. J. Wiley. New York. 1125 p.
- Galloway, J.N., Towsen, A.R., & Erisman, J.W. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions and potential solutions. *Science*, 320, 889-892.
- Goulding, K.W.T., Balley, N.J., Bradbury, N.J., Hargreaves, P., Howe, M., Murphy, D.V., Poulton, P.R., & Willison, T.W. (1998). Nitrogen deposition and its contribution to nitrogen cycling and associated soil processes. *New Phytologist*, 139, 49-58.
- Kuylenstierna, J.C.I., Rodhe, H., Cinderby, S., & Hicks, K. (2001). Acidification in developing countries: Ecosystem sensitivity and the critical load approach on a global scale. *Ambio*, 30, 20-28.
- Laj, P., Klousen, J., Bilde, M., Plab, C., Pappalardo, G., Clerbaux, C., Baltensperger, J., Hjorth, J., Simpson, P., Reimann, S., Coheur, P., Richter, A., De Mazie, M., Rudich, Y., McFiggins, G., Torseth, K., Wiedensohler, A., Marin, S., Schulz, M., Allan, J., Attie, A., Barnes, I., Birmili, W., Cammas, J., Dommen, J., Dorn, H., Fowler, D., Fuzzi, S., Glasius, M., Granier, C., Hermann, M., Isaksen, I., Kinne, S., Koren, I., Madonna, F., Maione, M., Massling, A., Moehler, O., Mana, L., Monks, P., Muller, D., Muller, T., Orphal, J., Peuch, V., Stratmann, F., Tanre, D., Tyndall, G., Abo, A., Van Roozendaal, M., Villani, P., Wehner, B., Wex, H., & Zardini, A. (2009). Measuring atmospheric composition change. *Atmospheric Environment*, 43, 5351-5414.
- Likens, G.E., & Bormann, E.H. (1995). Biogeochemistry of a forested ecosystem. Second Edition. Springer-Verlag. New York, USA.
- J. Nilsson., & P. Grennfelt. Critical loads for Sulphur and nitrogen. Environmental Report 1988:15 (Nord 1988:97). Nordic Council of Ministers. 1988.
- NMX-AA-074-SCFI-2014. Secretaría de Economía y Fomento Industrial. Norma oficial mexicana. (2015) Análisis de aguas. Determinación del ión sulfato en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas. Diario Oficial de la federación. 13 de Enero de 2015.
- Ortinez, A., & Basaldud, R. (2012). El proyecto de la red mexicana de depositación atmosférica (RMDA) en el marco de la agenda ambiental nacional. En: R.M. Cerón., J. G. Cerón., & J.J. Guerra (Ed.). Avances y perspectivas de la depositación ácida en México. (9-20).
- Pérez, T., Reyes, J., Chávez, E. (2012). Impacto del medio marino tropical en el deterioro de estructuras de concreto reforzado. En: R.M. Cerón., J.G. Cerón & J.J. Guerra (Ed.). Avances y perspectivas de la depositación ácida en México. (99-115).
- Porras, A. (2017). Diplomado en análisis de información geoespacial. Obtenido de Método Kriging de inferencia espacial.
- Ranieri, A; Castagna, A; Soldatini, F. 1997. Changes in Thilakoid protein patterns and antioxidant levels in two wheat cultivars with different sensitivity to sulfur dioxide. *Environmental and Experimental Botan*, 37, 125-135.
- Sánchez, V. (2016). Evaluación del depósito atmosférico de nitrógeno y azufre en la región de Córdoba-Orizaba. [Tesis]. Universidad Autónoma del Carmen.
- Seinfeld, J.H. (1996). Atmospheric Chemistry and Physics of Air Pollution. J. Wiley. New York. 738 p.
- Shimazaki, K., & Sugahara, K. (1979). Specific inhibition of photosystem II activity in chloroplasts by fumigation of spinach leaves with SO₂. *Plant & Cell Physiol*, 20 (5), 947-955.

- Tejero, B. (2017). Diagnostico preliminar de sensibilidad de los ecosistemas terrestres de Xicalango-Atasta a la acidez t al depósito atmosférico de azufre. [Tesis]. Universidad Autónoma del Carmen.
- Thimonier, A. (1998). Measurement of atmospheric deposition under forest canopies: Some recommendations for equipment and sampling design. *Environmental Monitoring and Assessment*, 52.
- Warfvinge, P. (1997). Integrating modeling. Chapter 1. In: G.J. Heij; J.W. Erisman (Ed.). Acid atmospheric deposition and its effects on terrestrial ecosystems in the Netherlands: The third and Final Phase. (303-355).
- Zhao, D., Zhang, J., Mao, J., & Xiong, J. (1995). Critical load of Sulphur deposition for ecosystem and its application in China. *J. Environ. Sci.*, 7,325-337.