



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA
DE MÉXICO

FACULTAD DE CIENCIAS

**Caracterización y exportación de nutrientes en
azoteas verdes extensivas durante eventos de
precipitación-escurrimiento en la Ciudad de México**

T E S I S

QUE PARA OBTENER EL TÍTULO DE:

Licenciada en Ciencias de la Tierra

P R E S E N T A:

Karen Velasco Tapia



DIRECTORA DE TESIS:
Dra. Lyssette Elena Muñoz Villers
Ciudad Universitaria, CDMX
2022



Universidad Nacional
Autónoma de México



UNAM – Dirección General de Bibliotecas
Tesis Digitales
Restricciones de uso

DERECHOS RESERVADOS ©
PROHIBIDA SU REPRODUCCIÓN TOTAL O PARCIAL

Todo el material contenido en esta tesis esta protegido por la Ley Federal del Derecho de Autor (LFDA) de los Estados Unidos Mexicanos (México).

El uso de imágenes, fragmentos de videos, y demás material que sea objeto de protección de los derechos de autor, será exclusivamente para fines educativos e informativos y deberá citar la fuente donde la obtuvo mencionando el autor o autores. Cualquier uso distinto como el lucro, reproducción, edición o modificación, será perseguido y sancionado por el respectivo titular de los Derechos de Autor.

Datos de la alumna

Velasco
Tapia
Karen
Universidad Nacional Autónoma de México
Facultad de Ciencias
Ciencias de la Tierra
313232741

Datos de la tutora

Dra.
Muñoz
Villers
Lyssette Elena

Datos del sinodal 1

Dra.
Ortega
Guerrero
Beatriz

Datos del sinodal 2

Dra.
Collazo
Ortega
Margarita

Datos del sinodal 3

Dra.
Kolb
Melanie

Datos del sinodal 4

Dr.
Montero
Martínez
Guillermo

Datos del trabajo escrito

Caracterización y exportación de nutrientes en azoteas verdes extensivas durante eventos de precipitación-escurrimiento en la Ciudad de México.

68 pp.
2022

Agradecimientos

Al programa PAPIIT-DGAPA-UNAM por la beca otorgada a través del proyecto “Evaluación del desempeño de azoteas verdes en la retención de escurrimientos y contaminantes: caso Ciudad de México” con clave IN104619 a cargo de la Dra. Lyssette Elena Muñoz Villers.

Al Jardín Botánico del Instituto de Biología de la UNAM, por autorizar el uso de sus instalaciones y la consecuente realización de esta investigación.

A la Dra. Gema Andraca Ayala, responsable del Laboratorio compartido de Cromatografía de Líquidos del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático de la UNAM, por coordinar y realizar algunos de los análisis químicos.

Al Dr. Guillermo Montero Martínez que, junto con Gaby Cano Vázquez, realizaron los análisis de carbono orgánico y carbono total en el Laboratorio de Paleoambientes y Paleoclimas del Instituto de Geología de la UNAM.

A Gaby por la colecta de muestras de precipitación y escurrimiento pluvial, así como su posterior análisis, además de la colecta de datos de precipitación, humedad y escurrimiento en las azoteas estudiadas.

A usted Dra. Lyssette, por sus enseñanzas, comentarios, correcciones, tiempo, paciencia y apoyo.

Al jurado, por leer el presente trabajo y sus valiosas observaciones.

A ustedes papás, Emilia y Honorio, y a ti hermano, Armando. Familia, saben que me faltan palabras para agradecer su amor incondicional, por ser esa luz y aliento en los momentos difíciles. Gracias por confiar en mí.

A mis profesoras y profesores porque me inspiraron y motivaron a su manera.

A mis amigas y amigos por las risas, por las pláticas, por los ánimos, por la ayuda.

Índice General

Resumen	1
1. Introducción	2
1.1 Las ciudades y el cambio climático	2
1.2 Azoteas verdes: una solución para las ciudades	3
1.3 Función purificadora de las azoteas verdes	3
1.4 Objetivos del trabajo	4
1.4.1 General	4
1.4.2 Particulares	4
2. Marco teórico	5
2.1 Azoteas verdes	5
2.1.1 Clasificación	6
2.1.2 Servicios ecosistémicos	8
2.2 Ciclo de nutrientes en azoteas verdes extensivas	10
2.2.1 Fuentes de nutrientes	10
2.2.2 Ciclo del nitrógeno	12
2.2.3 Ciclo del carbono	13
2.2.4 Ciclo del azufre	14
2.3 Hidrología de azoteas verdes extensivas	16
2.3.1 Precipitación	16
2.3.2 Infiltración	16
2.3.3 Evapotranspiración	17
2.3.4 Humedad en suelo	17
2.3.5 Escurrimiento	17
3. Métodos y materiales	19
3.1. Sitio de estudio	19
3.2. Descripción de las azoteas estudiadas	19
3.3. Instrumentación y medición de variables	20
3.3.1 Precipitación (PP)	20
3.3.2 Escurrimiento (Q)	21
3.3.3 Humedad en suelo (θ)	21
3.4. Colecta de muestras	22
3.5. Tratamiento y almacenamiento de muestras	22
3.6. Análisis químicos	23
3.6.1 Determinación de iones monovalentes y divalentes	23
3.6.2 Determinación de carbono total (CT) y carbono orgánico (CO)	23
3.7. Tasa de exportación en el escurrimiento y carga en lluvia	23
3.8. Análisis de datos	23
3.8.1 Consideraciones	23
3.8.2 Trabajo estadístico	24
3.8.3 Evaluación de distintos arreglos de eventos de lluvia y precipitación antecedente	25
4. Resultados	26
4.1. Condiciones hidrometeorológicas generales	26
4.1.1 Precipitación	26
4.1.2 Humedad en sustrato	26
4.1.3 Escurrimiento	26
4.2. Concentración de nitrógeno, sulfato y carbono durante la temporada de lluvias	28
4.2.1 Especies de nitrógeno	28
4.2.2 Sulfato	29
4.2.3 Especies de carbono	29

4.3 Carga en lluvia y tasa de exportación de sulfato, nitrógeno y carbono durante la época de lluvias	31
4.3.1 Sulfato	31
4.3.2 Especies de nitrógeno	31
4.3.3 Especies de carbono	32
4.4 Correlaciones entre concentraciones, carga en lluvia y tasas de exportación de azoteas	34
4.5 Relaciones con variables hidrometeorológicas	34
4.5.1 Concentraciones	34
4.5.2 Carga y tasas de exportación	36
4.6 Influencia de los arreglos PP-AP en las concentraciones y tasas de exportación de nutrientes, nitrógeno y carbono totales de las azoteas	40
4.6.1 PP relativamente baja y AP relativamente pequeño (A1)	40
4.6.2 PP relativamente baja y AP alto (A2)	40
4.6.3 PP alta y AP relativamente bajo (B1)	40
4.6.4 PP alta y AP alto (B2)	40
5. Discusión	42
5.1 Composición química de la precipitación	42
5.2 Composición química del escurrimiento pluvial en azoteas	43
5.2.1 Incremento de concentraciones en el escurrimiento	43
5.2.2 Disminución de la concentración en el escurrimiento	46
5.3 Azoteas como fuente o sumidero de exportación de nutrientes	47
5.4 Influencia de los arreglos PP-AP en el comportamiento fuente o sumidero de las azoteas verdes	48
5.5 Efecto de las variables hidrometeorológicas en la concentración y tasa de exportación de nutrientes y carbono total en las azoteas verdes	49
6. Conclusiones y recomendaciones	51
Referencias	53
Anexos	57
I. Curvas de calibración para carbono total y carbono orgánico	57
II. Tabla de correlaciones	58
III. Pruebas paramétricas y no paramétricas por variable	58
IV. Tablas de correlación Factor-Variable	59
V. Tablas de correlación Variable-Variable	60
VI. Prueba de Shapiro Wilk y Levene por caso	61

Índice de figuras

Figura 1. Esquema de los componentes típicos de una azotea verde	6
Figura 2. Diferentes tipos de azoteas verdes	7
Figura 3. Beneficios de los servicios ecosistémicos que ofrecen las azoteas verdes agrupados por sector ambiental, económico y social	8
Figura 4. Modelo conceptual del ciclo de nutrientes en azoteas verdes	11
Figura 5. Comparación del ciclo interno, entradas y salidas en el ciclo de nitrógeno (a), ciclo del carbono (b) y ciclo del azufre (c) en una azotea verde	15
Figura 6. Flujos de agua en una azotea verde	18
Figura 7. Sitio de estudio	20
Figura 8. Condiciones hidrometeorológicas durante el periodo junio-octubre de 2019	27
Figura 9. Variación de las concentraciones en las muestras de precipitación (PP) y escurrimiento de la azotea convencional (AC), azotea verde con pendiente (AVEcp) y azotea verde sin pendiente (AVEsp)	30
Figura 10. Comportamiento de la carga en lluvia (PP) y tasa de exportación en los escurrimientos de la azotea convencional (AC), azotea verde con pendiente (AVEcp) y azotea verde sin pendiente (AVEsp) de sulfato (a), especies de nitrógeno (b) y especies de carbono (c)	33
Figura 11. Biplots de las concentraciones y tasas de exportación en los componentes principales (a y c), así como el arreglo de los casos de precipitación y escurrimiento en las nuevas componentes (b y d) de todo el periodo de muestreo	35
Figura 12. Biplots de las correlaciones de las concentraciones y variables hidrometeorológicas con los componentes principales	37
Figura 13. Biplots de la correlación de la carga y tasa de exportación, así como variables hidrometeorológicas con las componentes principales	39

Índice de tablas

Tabla 1. Diferencias estadísticas en las variables hidrometeorológicas	27
Tabla 2. Diferencias estadísticas en concentraciones	29
Tabla 3. Diferencias estadísticas en las cargas y tasas de exportación	32
Tabla 4. Diferencias estadísticas en concentraciones y tasas de exportación bajo distintos arreglos de precipitación y antecedente de precipitación	41
Tabla 5. Diferencias estadísticas en concentraciones y tasas de exportación entre azoteas	41

Resumen

Para enfrentar los problemas ambientales y su incremento debidos al cambio climático las ciudades están adoptando soluciones basadas en la naturaleza como las azoteas verdes (AV) que se asocian con varios beneficios. Uno de ellos es la retención y reducción de contaminantes atmosféricos precursores de lluvia ácida; sin embargo, todavía no está claro en qué condiciones sucede esto debido a la interacción de diversos factores. Este trabajo tuvo como objetivo describir la calidad del agua de lluvia y escurrimiento pluvial, analizando la concentración y tasas de exportación de nutrientes químicos en dos azoteas verdes extensivas (AVEs) ubicadas en el Jardín Botánico de la Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México. Para ello, durante la temporada de lluvias del año 2019 se colectaron muestras de escurrimiento pluvial de una azotea convencional (AC, cercana a las AVEs) y dos azoteas verdes, con pendiente (AVEcp) y sin pendiente (AVEsp), con diferentes características biofísicas, así como de precipitación (PP). Todo el conjunto de muestras fue sometido a análisis para determinar las siguientes especies químicas: NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , nitrógeno total (NT), SO_4^{2-} , carbono orgánico (CO), carbono inorgánico (CI) y carbono total (CT). De igual manera, se evaluó la calidad del escurrimiento de las dos AVEs bajo distintas condiciones de precipitación y antecedente de humedad (casos A1, A2, B1 y B2). Finalmente, se analizaron las relaciones de la concentración y tasa de exportación de nutrientes en el escurrimiento con el volumen de escurrimiento (Q), humedad en el sustrato (θ_a) y antecedente de precipitación (AP). Los resultados mostraron que CT y NH_4^+ estuvieron en mayor y menor concentración respectivamente, en la precipitación y los escurrimientos de las tres azoteas. La máxima concentración de CT se registró en el mes de julio (AC), agosto (PP y AVEsp) y octubre (AVEcp), mientras que las más bajas concentraciones se observaron en junio (PP y AC) y agosto (AVEs). La máxima concentración de NH_4^+ se registró en octubre en la PP y en agosto en las tres azoteas estudiadas, y la mínima concentración en septiembre para todos los casos. La carga de elementos químicos en la lluvia se encuentra presente en el siguiente orden: $\text{CT} > \text{CO} > \text{NO}_2^- > \text{NT} > \text{CI} > \text{SO}_4^{2-} > \text{NO}_3^- > \text{NH}_4^+$. El escurrimiento pluvial de las AVEs se caracterizó por altas contribuciones de CT, CO, NO_2^- y NT mientras que la AC mostró escurrimientos compuestos principalmente por CI y CT. Al comparar las tasas de exportación de las azoteas con la precipitación, se obtuvo que las AVEs son sumidero de NH_4^+ , la AVEcp se comportó como fuente de CT, la AVEsp como sumidero de NT, y la AC como fuente de CT y CI. Por otro lado, la variabilidad de las condiciones entre eventos reveló que para los casos B1 (tamaños de lluvia grandes y AP relativamente bajos), las dos AVEs se comportaron como sumideros de CI, mientras que para los casos A2 (tamaños de lluvia relativamente pequeños y AP altos) sólo la AVEsp mostró ser sumidero de NH_4^+ . Los análisis de correlaciones mostraron una alta influencia de Q y θ_a en las tasas de exportación de SO_4^{2-} , NO_3^- , NH_4^+ y CT para las dos AVEs.

Palabras clave: infraestructura verde, calidad del escurrimiento, nutrientes, zona tropical, efecto sumidero

1. Introducción

1.1 Las ciudades y el cambio climático

En la actualidad el 50% de la población mundial vive en las ciudades y se estima que para 2050 este porcentaje oscile entre el 65 y 75% (Leal et al., 2019; Zenghelis y Stern, 2015). La gran movilidad de gente hacia las ciudades se traduce en el deterioro y desequilibrio de los ecosistemas debido a la demanda de recursos naturales por parte de la población (Leal et al., 2019; Quiroz, 2013). Lo anterior hace a las ciudades responsables de emitir casi el 70% de los gases de efecto invernadero (GEI) (ONU-Hábitat 2019) aunque, la cobertura espacial de las ciudades es solo del 2% del mundo (Leal et al., 2019).

Si bien las ciudades son consideradas una de las causas principales del cambio climático, también son las más afectadas (ONU-Hábitat, 2019). Debido a condiciones meteorológicas intensificadas por el cambio climático como tormentas, olas de calor o sequías (Quiroz, 2013) se pronostican diversos efectos adversos para las ciudades como inundaciones, problemas en los sistemas de transporte, impactos en la demanda de energía, afectaciones en las actividades económicas, impactos a la salud, desplazamientos humanos forzados, entre otros (ONU-Hábitat, 2011). La vulnerabilidad al cambio climático también depende de la capacidad de las sociedades de anticiparse, enfrentar, resistir y recuperarse de los impactos asociados a dicho fenómeno (Quiroz, 2018). En consecuencia, en estos días, desarrollar espacios urbanos cubiertos de vegetación e infraestructura que funcione con ella, es una prioridad en muchas ciudades porque mientras secuestran carbono también pueden mitigar inundaciones locales y regionales, reducir la escasez de agua, mejorar la calidad del aire y agua, así como ayudar al ciclo de nutrientes del suelo (Cartler, 2021).

La infraestructura verde (IV) es considerada, por algunos autores, una estrategia efectiva para enfrentar el cambio climático porque se basa en el funcionamiento de los elementos ecológicos de las ciudades como el suelo, vegetación y agua (Quiroz, 2018), además de que intenta integrar el crecimiento urbano, el bienestar social y la protección ambiental. De acuerdo con Vásquez (2016) lo que puede ser o no considerada IV se ha ampliado, diversificado y complejizado y en la actualidad se pueden encontrar diversas manifestaciones debido a que tienen propósitos específicos muy diferentes y que varían de acuerdo con el nivel de tecnología utilizado y las escalas involucradas. En específico, la IV ayuda a enfrentar el cambio climático incrementando los niveles globales de resiliencia del sistema urbano-ecológico al prepararlos para escenarios de alta incertidumbre y a través de proveer servicios ecosistémicos que actúen como mecanismos de mitigación (secuestro de carbono, reducción de energía para calefacción y enfriamiento, producción de alimentos, entre otros) o de adaptación al cambio climático

(almacenamiento de agua en el subsuelo, reducción de erosión del suelo, control de desbordes de ríos y marejadas, etc.) (Vásquez, 2016).

1.2 Azoteas verdes: una solución para las ciudades

Los techos de los edificios representan entre un 20 y 25% de la superficie urbana total, en consecuencia, se ha apostado por un tipo de infraestructura verde, muy poderosa, capaz de transformar las áreas impermeables de los edificios en espacios multifuncionales, conocida como azoteas verdes (AV) (Liu et al., 2021).

Los servicios ambientales que ofrecen las azoteas verdes son variados y esto ha provocado un crecimiento en la investigación sobre estos sistemas. En el trabajo de Blank et al. (2013) se analizaron 300 referencias de investigaciones sobre AV, tomadas de la *ISI Web of Science*, escritas sólo en inglés y se encontró un constante incremento en el número de publicaciones a partir de los años 90, alcanzando una máxima de 74 artículos publicados en 2012. Año con año, desde 1993, se ha incrementado el número de países que hacen investigaciones sobre AV. Al menos, hasta 2012, 31 países contaban con mínimo una publicación sobre azoteas verdes. Sin embargo, los principales contribuyentes son los Estados Unidos y los países de la Unión Europea, seguidos por China, Canadá y UK (Blank et al., 2013).

La mayoría de las investigaciones sobre AV se han hecho en zonas templadas y muy pocas en climas tropicales y subtropicales. Algunas explicaciones a este hecho, que se dan en Blank y colaboradores, son que los techos con césped han existido desde hace muchos siglos en el norte de Escandinavia, pero no fue hasta el siglo XX, en Alemania y Suiza, que nació el concepto moderno de azotea verde, el cual se extendió después por el resto de Europa y luego migró a Estados Unidos y Canadá. Además, estas regiones cuentan con bastantes institutos de investigación, entonces es de esperarse que tengan publicaciones en la mayoría de los campos de estudio.

1.3 Función purificadora de las azoteas verdes

En un estudio bibliométrico más reciente se analizaron 1623 publicaciones sobre AV, desde 1981 hasta 2019, recuperadas de la base de datos *Scopus*. La mayoría de estas investigaciones se hicieron en azoteas verdes de tipo extensivo y se enfocaron en el desempeño hidrológico y calidad del agua, después efectos térmicos y por último urbanización y planificación urbana (Liu et al., 2021).

Con lo que respecta a los beneficios hidrológicos que se obtienen de las AV, las investigaciones se enfocan en la reducción del volumen total de escurrimiento, retardo y reducción de la tasa de caudal máximo (Li y Babcock, 2014). Sin embargo, la calidad del escurrimiento es otro tema importante, pero variable debido a que las azoteas verdes pueden retener metales (Al, Fe, Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Pb), iones metálicos y neutralizar la

acidez del agua de lluvia lo que mejora la calidad del escurrimiento. En cambio, otros autores han reportado altas concentraciones de nutrientes, carbono orgánico total y sólidos disueltos totales en el escurrimiento pluvial (Liu et al., 2021). Según Buffman y Mitchel (2015) el conocimiento actual sobre el ciclo de nutrientes en azoteas verdes se basa en observar patrones de concentración en la esorrentía. A pesar de la reducción del volumen de esorrentía, este suele estar enriquecido en nutrientes, especialmente en azoteas verdes recién construidas. Ellos mencionan que el carbono orgánico y el fósforo inorgánico son elevados en la esorrentía, el amonio suele reducirse en la esorrentía, mientras que el nitrato puede reducirse o enriquecerse.

Se considera que los elementos que forman parte de los sistemas de azoteas verdes como las plantas, el sustrato, los microorganismos del suelo, entre otros, contribuyan a reducir la concentración de nitrógeno, fósforo y carbono en el escurrimiento; sin embargo, hay estudios que sugieren que las AV son fuentes de dichos nutrientes, por lo que se requiere hacer más investigación al respecto (Liu et al., 2021). Con base en lo anterior, este trabajo busca ofrecer información sobre el ciclo de nutrientes en azoteas verdes a partir de comparar dos tipos de azoteas verdes extensivas y contribuir a las investigaciones en azoteas verdes realizadas en zonas tropicales, particularmente con clima templado subhúmedo como es el caso de la Ciudad de México.

1.4 Objetivos del trabajo

1.4.1 General

Describir y comparar las variaciones en la concentración y tasa de exportación de nutrientes en dos azoteas verdes extensivas y una azotea convencional durante eventos de precipitación-escurrimiento en la Ciudad de México.

1.4.2 Particulares

- Caracterizar las concentraciones y tasas de exportación de los nutrientes NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , carbono orgánico (CO), carbono inorgánico (CI) así como de carbono total (CT) y nitrógeno total (NT), en agua de lluvia y escurrimiento pluvial en las azoteas verdes y convencional durante la temporada de lluvias de 2019.
- Analizar las correlaciones entre la concentración y tasa de exportación de nutrientes y carbono total con la precipitación, humedad antecedente y volumen de escurrimiento en cada azotea estudiada.
- Evaluar efectos en las concentraciones y tasas de exportación de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , CT, CO y CI de diferentes tamaños de lluvia y precipitación antecedente.
- Evaluar la calidad del agua de esorrentía de las tres azoteas.

2. Marco teórico

2.1 Azoteas verdes

Azoteas verdes, techos verdes, techos ecológicos, techos vegetados, techos naturados, entre otros, son los términos más comunes que hacen referencia a cubiertas vegetales, establecidas parcial o totalmente en la parte superior externa de edificios o casas (Berndtsson, 2010; Besir y Cuce, 2018; Ferrans et al., 2018; Liu et al., 2021). Su construcción incluye una serie de capas (Figura 1) que se describen a continuación (Berndtsson, 2010; Getter y Rowe, 2006; MPCA, 2021; Shafique et al., 2018; Vijayaraghavan, 2016).

- **Membrana impermeabilizante.** Evita filtraciones que por mínimas que sean, se consideran una falla y de presentarse será necesario remover todas las capas para localizarla. Estas pueden ser láminas de asfalto modificado, membranas de aplicación líquida, sistemas de cemento polimérico, láminas de una sola capa y membranas termoplásticas.
- **Capa aislante.** Previene que el agua almacenada en el sistema extraiga calor en el invierno y aire frío en el verano. Es opcional en cualquier techo ya que depende del diseño y del tipo de azotea.
- **Barrera anti-raíz.** Protege la estructura del techo de las raíces de las plantas y es opcional en las azoteas de tipo extensivo. Existen capas hechas de plástico (polietileno) e incluso metal (principalmente cobre).
- **Capa de drenaje.** Es importante para los techos verdes porque remueve el exceso de agua del sustrato. Provee un balance óptimo entre el aire y agua de la AV (retiene humedad), asimismo protege a la membrana impermeabilizante y mejora sus propiedades térmicas. Su elección depende del costo, requerimientos de construcción, tipo de vegetación y tamaño de la AV. Pueden estar hechas a partir de polietileno o poliestireno o de materiales granulares (arcilla, grava, ladrillo triturado, entre otros).
- **Capa filtradora.** Separa el sustrato de la capa de drenaje y evita que esta última se obstruya con partículas pequeñas. Sus fibras sintéticas pueden estar hechas de polipropileno y poliéster.
- **Medio de crecimiento o sustrato.** Mezcla de materia orgánica e inorgánica que sostiene la vegetación, su profundidad depende del tipo de plantas que se use. Es importante que sea una mezcla homogénea de peso ligero, con contenido de materia orgánica bajo, alta capacidad de retención de agua y alta capacidad de absorción, porosidad y permeabilidad. La composición depende de los materiales que están disponibles localmente y la vegetación destinada, la zona climática y el nivel de mantenimiento previsto.
- **Vegetación.** Es la cubierta más superior y de la que depende el éxito de la AV; su elección debe realizarse de acuerdo con la profundidad y composición del sustrato,

tasa de establecimiento, resistencia a enfermedades, longevidad, condiciones climáticas locales, mantenimiento, irrigación y propósitos de implementación en términos de beneficios ambientales como: mitigación de temperatura, retención de lluvia, producción de alimentos, recreación, estética, entre otros. Se puede hacer uso de musgos, especies de *Sedum*, flores silvestres, arbustos, árboles, etc.

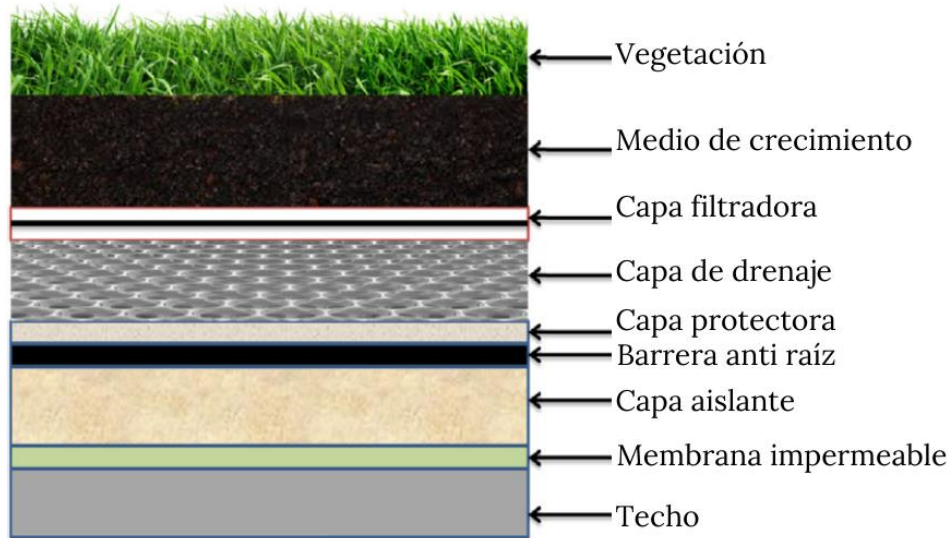


Figura 1. Esquema de los componentes típicos de una azotea verde. El diseño de la azotea verde puede variar de acuerdo con la ubicación y propósitos de construcción. Imagen modificada de Shafique et al., 2018

En el caso de la ciudad de México, si se desea construir una azotea verde encima de edificaciones existentes se debe realizar un análisis y una evaluación estructural por un director de obra responsable. Según la Gaceta Oficial de la CDMX de 2018 para el cálculo estructural, la carga adicional por m^2 de una azotea de tipo extensiva es de 110 y hasta 200 kg/m^2 , de una semi-intensiva es mayor a 200 y hasta 350 kg/m^2 y, por último, una intensiva mayor a 350 kg/m^2 .

2.1.1 Clasificación

En general, con base en el grosor del medio de crecimiento y el tipo de vegetación, las azoteas verdes se dividen en extensivas, intensivas y semi-intensivas (Figura 2). Aunque también existen otras características como el peso, mantenimiento, costo e irrigación que las hacen diferentes entre sí (Besir y Cuce, 2018).

Las azoteas verdes extensivas tienen un espesor de sustrato menor a 15 cm, pueden ser construidas sobre superficies inclinadas. Albergan plantas con la habilidad de sobrevivir en condiciones hídricas extremas, son de lento crecimiento, con raíces pequeñas y finas, capaces de crecer en sustratos con baja concentración de nutrientes,

así mismo, poseen una alta capacidad de regeneración, estas pueden ser hierbas, pastos, musgos y suculentas de la familia *Crassulaceae*, *Cactaceae* y *Asparagaceae*. Las plantas del género *Sedum* son el tipo de vegetación más popular para este tipo de azoteas y si estas no se encuentran disponibles se puede hacer uso de la vegetación xerófila local. Los esfuerzos de mantenimiento y los costos de producción son bajos; sin embargo, dependen de los objetivos ecológicos, las condiciones climáticas de la región y el método de construcción (FLL, 2018; Getter y Rowe, 2006; GRO, 2020; Oberndorfer et al., 2007; Sutton, 2015). La construcción de una azotea verde extensiva puede hacerse a partir de técnicas de construcción como sistema completo, sistema modular y sistema pre-cultivado. En el primero, cada componente, incluyendo la membrana del techo, es instalada como parte integral del techo, mientras que los otros dos la vegetación, el medio de crecimiento, la capa filtradora y la capa de drenaje se integran antes de colocarse sobre el sistema de techado existente (Berardi et al., 2014; Oberndorfer, et al., 2007).

Las azoteas verdes intensivas tienen un sustrato superior a 15 cm de espesor, el cual puede soportar arbustos e incluso árboles. Son más pesadas y caras que las anteriores además de que requieren un alto mantenimiento, especialmente un aporte regular de agua y nutrientes. Están diseñadas para ser similares al paisaje que se encuentra en la región (Besir y Cuce, 2018; FLL, 2018; GRO, 2020).

Las azoteas verdes semi-intensivas tienen un espesor moderado de sustrato de 15 a 30 cm. Albergan plantas herbáceas, plantas leñosas y arbustos pequeños. Los costos de producción son bajos en comparación con las intensivas, requiere un mantenimiento regular (podas, riego y fertilización) y altos costos de capital para un buen funcionamiento. Su diseño y uso está limitado en comparación con las intensivas que son similares a parques y jardines (Berndtsson, 2010; FLL, 2018; Shafique et al., 2018).



Figura 2. Diferentes tipos de azoteas verdes. a) Azotea verde extensiva de tipo modular (clima semi-árido), espesor de sustrato de 10 cm, Denver, Colorado. b) Azotea verde semi-intensiva (clima árido), espesor de sustrato de 30 cm, parque estatal del desierto de Anza-Borrego, San Diego, California. c) Azotea verde intensiva (clima subtropical húmedo), (con sistema de irrigación integrado), espesor de sustrato de 25 cm, Austin, Texas. Imágenes modificadas de Besir y Cuce (2018), Dvorak, B. (2021) y GSA (2011)

2.1.2 Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos que brindan las azoteas verdes, derivados de los procesos que ocurren dentro de ellas y a sus componentes principales como vegetación, sustrato y membranas (Oberndorfer et al., 2007), ofrecen una serie de beneficios. Todos ellos se pueden agrupar dentro de las categorías económico, social y ambiental (Figura 3). Uno de los beneficios que brindan las azoteas, derivado de la gestión de las aguas pluviales, es la reducción en el volumen de escurrimiento pluvial debido a que una gran parte de la precipitación es retenida por el sustrato. El agua del suelo puede evaporarse o ser usada por las plantas y después devuelta a la atmósfera mediante el proceso de transpiración (Berndtsson, 2010; GSA, 2011). Aunque las azoteas verdes poseen la habilidad de almacenar una gran cantidad de agua, el escurrimiento sucede después de que el sustrato se satura; sin embargo, este no es inmediato porque a la matriz le toma cierto tiempo en saturarse y drenar el agua de ella (Getter y Rowe, 2006). La reducción en el volumen de escurrimiento y su retardo está condicionada por un conjunto de factores como: la cobertura y tipo de vegetación, grosor y tipo de sustrato, material de drenaje, pendiente, ubicación y edad de la azotea, el antecedente de precipitación, características del evento de lluvia y la estación o clima local (Berndtsson, 2010; Liu et al., 2021; Shafique et al., 2018).



Figura 3. Beneficios de los servicios ecosistémicos que ofrecen las azoteas verdes agrupados por sector ambiental, económico y social

Otro beneficio importante relacionado con la gestión de las aguas pluviales es la capacidad del sustrato y vegetación de mejorar la calidad del escurrimiento y neutralizar contaminantes del agua que escurre de ellas debido a su capacidad filtradora. Si el agua tiene una concentración mayor de un ion que la matriz, el sustrato lo retiene, haciendo que el escurrimiento tenga una concentración baja de ese ion. Por el contrario, si el medio tiene una concentración mayor de un ion que en el agua, la escorrentía tendrá una concentración mayor de dicho ion (Rowe y Getter, 2015; Vijayaraghavan, 2016). El hecho de que quizá las azoteas verdes puedan aportar elementos contaminantes a la escorrentía depende de la composición del sustrato y edad de la azotea porque la materia orgánica presente en el medio aportará una carga mayor de nutrientes en el escurrimiento cuando está recién instalada, asimismo los fertilizantes adicionales contribuirían al exceso de nutrientes (Rowe, 2011; Rowe y Getter, 2015). Factores como el filtrado y la capacidad de adsorción del medio, vegetación empleada, tipo de azotea, tipo de drenaje, prácticas de manejo, tamaño del evento de lluvia, origen de los contaminantes y sus propiedades fisicoquímicas también influyen en la calidad de la escorrentía (Rowe, 2011; Vijayaraghavan, 2016).

Las azoteas verdes mejoran la calidad del aire de manera directa e indirecta (Liu et al., 2021). De manera directa, los estomas de las plantas absorben contaminantes gaseosos (CO, CO₂, SO₂ y NO₂), la vegetación intercepta material particulado (PM) y los tejidos de las plantas absorben hidrocarburos poliaromáticos y metales pesados (Getter y Rowe, 2006; GSA, 2011). De forma indirecta, debido al proceso de evapotranspiración, la demanda de consumo de energía disminuye en el lugar de implementación de las AV (Shafique et al., 2020). Lo anterior se traduce en la reducción del consumo de combustibles fósiles para enfriamiento a causa del efecto refrigerante y aislante que brindan (Li y Yeung, 2014; Liu et al., 2021). La disminución en el consumo energético varía con la estación del año, si la tasa de evapotranspiración es mayor, la reducción de la temperatura del lugar es mayor (Shafique et al., 2020).

La habilidad de las azoteas verdes para actuar como sumideros de carbono depende del tipo de azotea verde, en particular del tipo de vegetación y sustrato (Shafique et al., 2020). La vegetación de las AV, a través de la fotosíntesis, captura CO₂ del aire y lo almacena en el suelo y raíces (GSA, 2011). Sin embargo, algunos tipos de plantas pueden ser más efectivas en el secuestro de carbono, por ejemplo, en Shafique et al. (2020) se menciona que las especies de pastos usadas en un estudio de AV en Chiba, Japón, fueron más efectivas para capturar carbono que especies de *Sedum*. Con respecto al sustrato, su composición, profundidad y contenido de humedad influyen en el desempeño de las azoteas para capturar y almacenar carbono. Un medio de crecimiento más grueso o cuya composición incluya arcillas ayudaría a secuestrar más carbono (GSA, 2011; Shafique et al., 2020). Por mediciones de intercambio total de carbono en ciudades de latitudes medias, se sabe que las áreas urbanas son generalmente fuentes

netas de CO₂. Por otro lado, la captación de carbono por la vegetación urbana es pequeña en comparación con la magnitud de emisiones antropogénicas (Velasco et al., 2016). Según una investigación realizada en Vancouver, Canadá, mencionada en Velasco et al. (2016), la vegetación y el suelo contrarrestaron solo 1.7% del del flujo de CO₂ total emitido a la atmosfera en un vecindario residencial en esa ciudad. Por lo anterior la habilidad de las azoteas verdes para capturar carbono también depende del grado de expansión urbana y los alrededores.

2.2 Ciclo de nutrientes en azoteas verdes extensivas

Un ecosistema es una unidad espacial-funcional, que se basa en la integración e interacción de la comunidad biótica con el medio abiótico (MEA, 2005; Schowalter, 2011). Los ecosistemas brindan una serie de servicios, los cuales pueden ser clasificados como de apoyo o soporte, de regulación, de abastecimiento y culturales (Bonin y Lal, 2012). El ciclo de nutrientes es un servicio de soporte que brindan las azoteas verdes. Se define como las entradas, salidas y transferencias internas de los elementos bioactivos y sus transformaciones en un ecosistema. Dichos movimientos presentan una variedad de escalas espaciales y temporales (Buffman y Mitchell, 2015; Chapin et al., 2002; Schowalter, 2006).

El conocimiento que se tiene sobre el ciclo de nutrientes en las AV se basa principalmente en evaluar su concentración en el escurrimiento. El diseño de las azoteas verdes trae consigo ciertas limitaciones y características distintivas (a los sistemas naturales) que influyen en el ciclo de nutrientes y los componentes del ciclo hidrológico. Además, otros aspectos como el sustrato, vegetación, mantenimiento, ubicación en zonas urbanas, edad de la azotea y clima también tienen incidencia en el ciclo del agua y nutrientes (Berndtsson, 2010; Berndtsson et al., 2006; Buffam y Mitchell, 2015). A continuación, se muestra una figura con los principales factores que influyen en el ciclo de nutrientes (Figura 4).

2.2.1 Fuentes de nutrientes

Las fuentes de nutrientes en las AV se pueden dividir en fuentes directas e indirectas. El sustrato y las capas estructurales de las azoteas verdes actúan como fuentes directas. En particular, la composición y profundidad del sustrato influyen en la liberación en el escurrimiento de metales pesados (Zn, Pb y Fe) y materia orgánica que beneficia el crecimiento de las plantas, pero que contribuye al aporte de nutrientes como C, N y P (Rowe, 2011; Wang et al., 2017). Asimismo, la composición de los materiales con los que fueron hechas las capas de la estructura de las azoteas verdes puede contribuir a la liberación de nutrientes, cationes y acumulación de metales (Wang et al., 2017).

Las plantas, animales, mantenimiento (agua de irrigación, fertilizantes, pesticidas), edad de la azotea, deposición atmosférica y precipitación son fuentes indirectas (Wang et al., 2017). Los restos vegetales y animales, los exudados de raíces y las secreciones de microorganismos cambian el componente nutricional del suelo (Liu et al., 2019; Wang et al., 2017). El agua de irrigación aporta N y P, los fertilizantes, además de N y P, también K, y los pesticidas contribuyen a la acumulación de contaminantes en plantas y sustrato (Wang et al., 2017). Con el tiempo las azoteas verdes experimentan cambios químicos y físicos, es este envejecimiento lo que influye en el aporte de nutrientes a través del aumento de metales o el incremento de materia orgánica (Berndtsson, 2010; Rowe, 2011; Wang et al., 2017). Por último, la deposición seca y húmeda (*rainout* y *washout*) de partículas atmosféricas y la adsorción y absorción de gases y partículas contribuyen a la acumulación de contaminantes atmosféricos en la superficie de las plantas y sustrato (Wang et al., 2017).

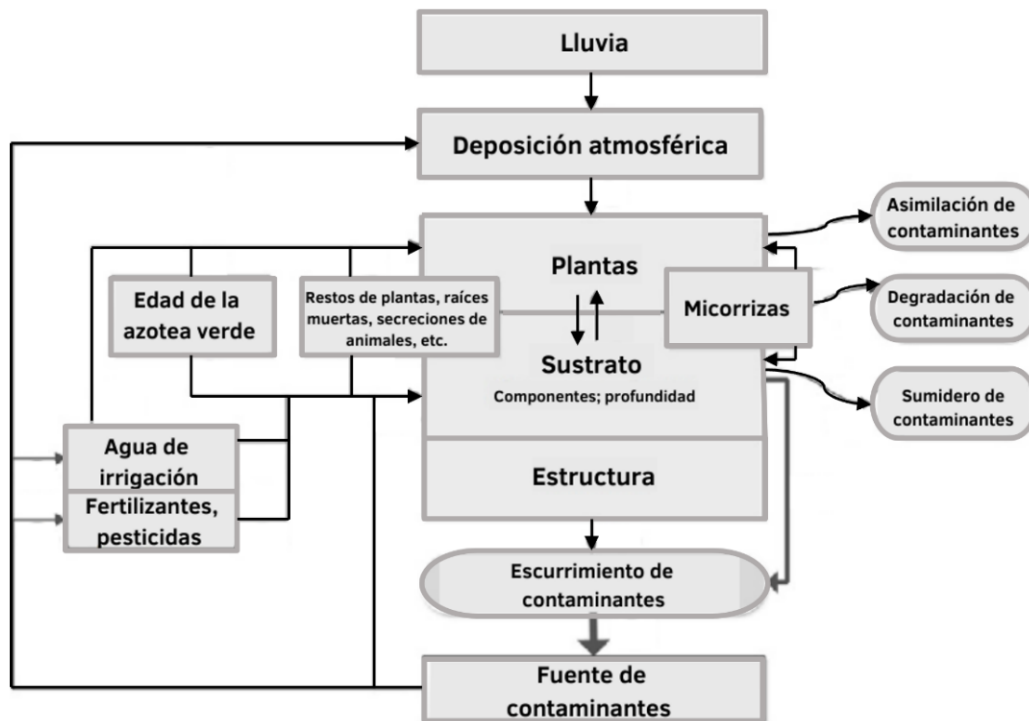


Figura 4. Modelo conceptual del ciclo de nutrientes en azoteas verdes. Como fuentes de nutrientes actúan los restos de plantas, secreciones de animales, agua de irrigación, fertilizantes, pesticidas, deposición atmosférica, precipitación pluvial, edad de la azotea y fuentes locales de contaminantes. Por otro lado, el sustrato, micorrizas y plantas son sumideros de nutrientes. Imagen modificada de Wang et al., 2017

2.2.2 Ciclo del nitrógeno

Entradas

Una de las principales entradas de nitrógeno (N) al ecosistema es por fijación biológica (Figura 5a). La fijación ocurre porque las bacterias nitrificantes tienen la capacidad de romper el triple enlace del nitrógeno atmosférico (N_2) y reducirlo a amonio (NH_4^+). Esta fijación puede estar limitada por la disponibilidad de otros nutrientes como el fósforo. Otra entrada es a través de la precipitación (deposición húmeda) y por sedimentación o impacto de aerosoles de amonio y nitrato (deposición seca) (Chapin et al., 2002).

Ciclo interno

Cuando se descompone la materia orgánica (MO) del suelo se libera nitrógeno orgánico disuelto (NOD) en forma de aminoácidos u otras moléculas orgánicas simples; éste puede ser aprovechado por plantas y microorganismos, formar parte del suelo o moverse en la escorrentía. Otra transformación interna del N es la amonificación, que ocurre cuando los microorganismos excretan NH_4^+ como producto de desecho. La concentración de NH_4^+ se puede reducir al ser absorbido por plantas o microorganismos, adsorbido a la superficie de los minerales del suelo o materia orgánica y por su liberación a la atmósfera en forma de amoníaco (NH_3). Parte del NH_4^+ es oxidado a nitrito (NO_2^-) y subsecuentemente transformado a nitrato (NO_3^-) proceso conocido como nitrificación. Los destinos del nitrato son la absorción por plantas y microorganismos, desnitrificación, pérdida en la escorrentía. De igual manera puede ser retenido en suelos con una alta capacidad de intercambio aniónico. Asimismo, puede ser convertido de nuevo en amonio (Figura 5a) (Chapin et al., 2002; Schlesinger y Bernhardt, 2020).

Salidas

La vegetación senescente favorece la pérdida de nitrógeno en forma de NH_3 , pero parte de este es absorbido por plantas. De igual manera, suelos alcalinos, con baja capacidad de intercambio catiónico y bajas tasas de nitrificación, favorecen la producción y pérdida de NH_3 (Figura 5a). Durante la nitrificación se pierde nitrógeno como óxido nítrico (NO) y óxido nitroso (N_2O) siendo el primero el más abundante. Si la concentración atmosférica de NO es alta, parte de este es retenido por las plantas y el suelo, reduciendo su flujo neto a la atmósfera (Schlesinger y Bernhardt, 2020). Cierta tipo de bacterias usan el nitrato o nitrito como el aceptor terminal de electrones y liberan N_2 . Por mucho tiempo se pensó que sólo ocurría en suelos anóxicos inundados, pero ahora se sabe que puede ocurrir en suelos bien drenados (Chapin et al., 2002; Schlesinger y Bernhardt, 2020). El N también puede perderse en solución en forma de NOD y NO_3^- . Además del agua, otros agentes erosivos como el viento pueden favorecer la pérdida de N en su forma orgánica e inorgánica (Chapin et al., 2002).

2.2.3 Ciclo del carbono

Entradas

Existen dos formas principales de entrada de carbono (C) al sistema; una de ellas es por la deposición de material particulado y la otra por fijación biológica, también llamada fotosíntesis, donde la energía del sol se usa para fijar dióxido de carbono (CO_2), reducirlo en compuestos orgánicos (azúcares) y liberar oxígeno (O_2) (Figura 5b) (Chapin et al., 2002; Horwath, 2008; Starry, 2016).

Ciclo interno

Las plantas aprovechan las formas orgánicas solubles y minerales que se producen por la mineralización de la MO. Como productos de desecho se libera nitrógeno inorgánico y CO_2 a través de sus hojas y raíces (Burbano, 2018; Chapin et al., 2002; FAO, 2017; INECC, 2007). En específico, el carbono orgánico disuelto (COD) consiste en una amplia variedad de compuestos orgánicos simples y complejos. La concentración de COD depende de su producción por parte de la vegetación y contenido de MO en el medio de crecimiento, la que a su vez está sujeta a la fijación de C, tasa de descomposición de los restos orgánicos, mineralización y asociación con partículas minerales. El COD contribuye a la disponibilidad de nutrientes en los suelos y juega un papel importante en el transporte de nutrientes, como N y P, y contaminantes (Moore, 2018; van den Berg et al., 2012). Existe una fracción de la MO que es menos susceptible a alterarse y por tanto la forma de C más estable en el suelo. Esta fracción puede formar complejos con las arcillas o sufrir otro tipo de reacciones que provocan la formación de compuestos más complejos (Burbano, 2018; Chapin et al., 2002; Horwath, 2008; FAO, 2017; Schlesinger y Bernhardt, 2020).

Salidas

Durante la actividad mitocondrial, las plantas liberan CO_2 a través de sus hojas y raíces tanto al medio gaseoso del suelo como a la atmósfera. De igual manera, la respiración heterótrofa hecha por los microorganismos del suelo contribuye a la liberación de CO_2 hacia la atmósfera (Figura 5b) (Chapin et al., 2002; Schlesinger y Bernhardt, 2020). Restos de MO pueden perderse por filtración durante precipitaciones pluviales fuertes. De igual forma, se pueden presentar salidas de COD y carbono inorgánico disuelto (CID) a través de la escorrentía (Chapin et al., 2002). Por la acción de agentes erosivos como la lluvia o el viento la parte superior del suelo puede quedar expuesta, afectando a la MO que había sido resguardada y perderse por erosión (Berhe et al., 2012).

2.2.4 Ciclo del azufre

Entradas

El intemperismo del suelo y la deposición (húmeda y seca) de aerosoles son entradas de azufre (S) en la mayoría de los ecosistemas (Figura 5c). La proporción de cada fuente varía con el lugar y el desarrollo del suelo. Además, la fertilización, descomposición de restos animales y vegetales, así como aportes antropogénicos de dióxido de azufre atmosférico (SO_2), son otras rutas de entrada (Chapin et al., 2002; Edwards, 1998; Schlesinger y Bernhardt, 2020).

Ciclo interno

Después de la muerte celular el S puede remineralizarse o incorporarse al S orgánico del suelo (Edwards, 1998). La mayoría de las reservas de S en los suelos es orgánica y está presente en enlaces éster de azufre y enlaces carbono-azufre. La mineralización ocurre cuando el azufre orgánico se transforma SO_4^{2-} y subsecuentemente es reducido a sulfuro de hidrógeno (H_2S) (Figura 5c). El enlace éster de azufre es mineralizado más fácilmente que el enlace C-S, asimismo la mineralización de los ésteres de azufre no requiere actividad microbiana, sino que es controlada por una hidrólisis enzimática (Edwards, 1998). La transformación de SO_4^{2-} a enlaces éster de S o enlaces C-S ocurre muy rápido bajo una adecuada disponibilidad de C y N, (Chapin et al., 2002; Edwards, 1998). Además, esta mediada por microorganismos y regulada por factores ambientales como la disponibilidad del suelo y factores físicos como la temperatura y humedad (Mitchell y Alewell, 2008).

Salidas

El sulfato que se encuentra en el suelo puede ser absorbido por las plantas y sufrir reacciones de reducción para finalmente convertirse a la forma orgánica del azufre. Por otro lado, el azufre también puede movilizarse del sistema en el escurrimiento, esto depende de la concentración de sulfato en el agua del suelo, sin embargo, aunque es un ion muy móvil en los suelos, también puede ser adsorbido (Mitchell y Alewell, 2008). Cuando el sulfato se filtra de los suelos, puede llevarse consigo cationes que son también importantes para el crecimiento de las plantas como calcio, magnesio y potasio, agotando su disponibilidad de estos en el suelo (Chapin et al., 2002; Mitchell y Alewell, 2008). Finalmente, otra de las salidas del azufre del sistema, es a través de la volatilización de algunos gases de azufre que se forman durante la mineralización de la materia orgánica o con las reacciones de oxidorreducción (Edwards, 1998; Mitchell y Alewell, 2008).

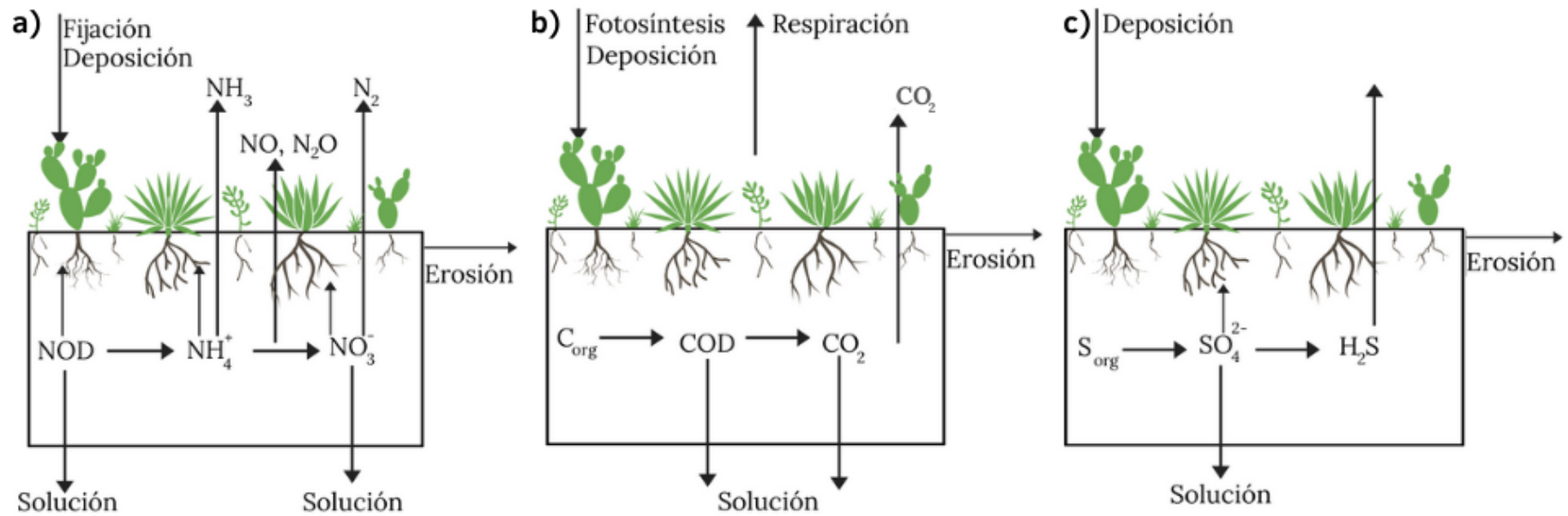


Figura 5. Comparación del ciclo interno, entradas y salidas en el ciclo de nitrógeno (a), ciclo del carbono (b) y ciclo del azufre (c) en una azotea verde. Para todos los ciclos, las entradas provienen de la atmósfera y las pérdidas de los elementos pueden darse en solución, por erosión o liberación de gases

2.3 Hidrología de azoteas verdes extensivas

Por la eficacia de las azoteas verdes para restablecer el ciclo hidrológico al estado anterior a la urbanización, su utilización en la gestión de las aguas pluviales urbanas es cada vez más popular. Las azoteas verdes están diseñadas para captar, retener (temporalmente), infiltrar, promover la evapotranspiración, reducir la escorrentía y fomentar la reutilización de las aguas pluviales. Sin embargo, la respuesta de las azoteas verdes a los eventos de precipitación es variable y depende de las condiciones climáticas, así como de su diseño (Lamera et al., 2014).

Parte de la precipitación que reciben las azoteas verdes se infiltra a través del sustrato y eventualmente se conduce hacia la salida del drenaje pluvial. Otra parte de la precipitación es devuelta a la atmósfera a través de la evaporación del agua del sustrato y por la transpiración de las plantas (Figura 6) (Lamera et al., 2014; MPCA, 2021; Soulis et al., 2017). El escurrimiento superficial casi nunca ocurre en las AV, excepto durante lluvias intensas o bajo condiciones de alta humedad antecedente (MPCA, 2021; Xie y Liu, 2020). El desempeño hidrológico de las azoteas verdes se caracteriza por la profundidad de la lluvia retenida y la tasa de escorrentía, ambos dependen de las características específicas de las precipitaciones (intensidad y duración), condiciones previas (humedad en suelo), la profundidad del sustrato y sus características hidráulicas, la capacidad de la capa de almacenamiento/drenaje, las características de la cubierta vegetal y la pendiente de la cubierta verde (Soulis et al., 2017). A continuación, se describen algunos procesos y flujos hidrológicos presentes en las azoteas verdes.

2.3.1 Precipitación

La precipitación es la entrada de agua en forma de lluvia, aguanieve, nieve o granizo desde la atmósfera a la superficie terrestre. La precipitación es variable tanto en espacio como en tiempo y se puede clasificar de acuerdo con las condiciones que provocaron la elevación de la columna de aire, estas pueden ser ciclónicas, convectivas y orográficas. La mayor parte de la precipitación es en forma de lluvia (Cheremisinoff, 1998; Pokorný y Rejšková, 2008; USGS, 2021), y particularmente en las zonas tropicales, las dos formas de precipitación más comunes son lluvia y granizo.

2.3.2 Infiltración

La infiltración es el movimiento del agua desde la superficie hacia el interior del sustrato. Este movimiento es mayor en suelos porosos y repone la deficiencia de humedad del suelo (Cheremisinoff, 1998; Pokorný y Rejšková, 2008). Factores como la textura, pendiente, propiedades hidráulicas del sustrato, características del evento de lluvia, vegetación y condiciones climáticas, en conjunto, influyen en el proceso de infiltración (Morbidelli et al., 2018).

2.3.3 Evapotranspiración

La evapotranspiración (ET) es un fenómeno en el que intervienen los procesos de transpiración y evaporación. En el primero, el agua del suelo se transporta desde la raíz de la planta, por el xilema de los tallos y ramas hasta los estomas de las hojas, ahí se transforma en vapor y se libera a la atmósfera. En el segundo, el agua contenida en el suelo cambia a vapor de agua y se reincorpora a la atmósfera. La evaporación del agua del suelo domina cuando la vegetación es pequeña, después cuando se ha desarrollado y cubre la superficie del suelo, la transpiración se vuelve el mecanismo principal de pérdida de agua (Cascone et al., 2019; Pokorný y Rejšková, 2008).

Durante la transpiración, la conversión de agua líquida en gas necesita energía para romper los enlaces puente de hidrógeno de las moléculas del agua, en este proceso se forman moléculas de gas altamente energéticas. Es este vapor de agua y su energía asociada, que regresa a la atmósfera provocando un efecto de enfriamiento en la planta. La tasa de transpiración depende de dos tipos de fuerzas, la primera es la que impulsa el movimiento del agua desde el suelo hacia la atmósfera (fuerza motora) y la otra, la resistencia al movimiento del agua dentro de la planta. Particularmente la fuerza motora surge por gradientes de concentración de agua, mientras más seco esté el aire alrededor de la planta, más grande es la fuerza para mover el agua a través de la planta y más rápida la tasa de transpiración (Sterling, 2005). La combinación de parámetros climáticos (radiación solar, velocidad del viento, humedad relativa, etc.) con las características de la vegetación (índice de área foliar, altura, tasa de transpiración, etc.) y del suelo (cantidad de agua disponible), provocan que el comportamiento de la ET sea dinámico y complejo (Cascone et al., 2019).

2.3.4 Humedad en suelo

La cantidad de agua retenida en el suelo es el contenido de humedad. Su presencia en los poros coexiste con el aire y depende del tipo de sustrato (textura y estructura), contenido de materia orgánica, aportes de agua (precipitación o riego) y pérdidas por evapotranspiración (Rai et al., 2017).

2.3.5 Escurrimiento

El movimiento del agua precipitada sobre la superficie y al interior de la matriz del sustrato se conoce como flujo superficial y subsuperficial, respectivamente. En conjunto dan origen al volumen de agua que hidrológicamente se conoce como escurrimiento pluvial. En las AV el escurrimiento sucede cuando su capacidad de retención se ve superada por la intensidad de la lluvia (Pokorný y Rejšková, 2008; UCAR, 2010; Wang et al., 2017).

Dependiendo de la cantidad e intensidad de la lluvia, el flujo superficial sucede por dos mecanismos diferentes: exceso de infiltración y de saturación. El flujo por exceso de

infiltración ocurre cuando la lluvia rebasa la capacidad de infiltración del sustrato, mientras que el flujo por exceso de saturación se presenta cuando se rebasa la capacidad máxima de medio para retener agua (UCAR, 2010; Yang et al., 2015). El agua que se infiltra y fluye dentro de la matriz del suelo hasta llegar a una salida se conoce como flujo subsuperficial. Es por lo general más lento que el flujo superficial y es el principal mecanismo de generación de escurrimiento en azoteas verdes e importante para la exportación de nutrientes lábiles y por tanto de los cambios en la calidad del agua (UCAR, 2010; Weiler et al., 2005; Xie y Liu, 2020). El flujo subsuperficial a su vez se divide en flujo de matriz homogéneo y flujo preferencial. Particularmente, el flujo preferencial transporta agua de manera rápida y eficaz, ocurre en partes distintivas del suelo donde el agua fluye sólo por gravedad (macroporos) o en áreas con permeabilidad más alta que la matriz de suelo circundante. Es un tipo de flujo dominante en suelos con raíces y animales excavadores (Weiler et al., 2005).

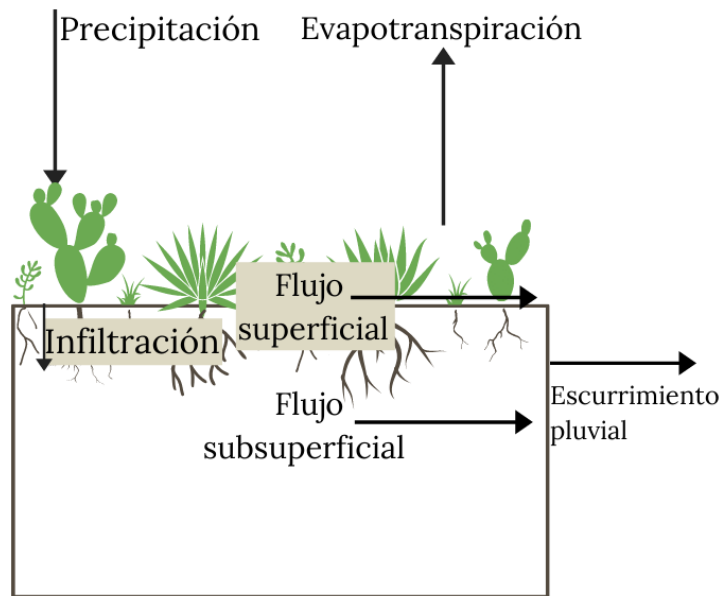


Figura 6. Flujos de agua en una azotea verde. La entrada principal es por precipitación pluvial y las salidas por el escurrimiento y evapotranspiración

3. Métodos y materiales

3.1. Sitio de estudio

El sitio de estudio se ubica en el área experimental de azoteas verdes extensivas (AVEs) y azotea convencional (AC) perteneciente a la zona de amortiguamiento A10 de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA); área que representa el 30% del campus Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), Ciudad de México. El sitio se localiza a una altitud de 2326 m s.n.m. (Arellano et al., 2021). La región presenta un clima templado subtropical cálido, con régimen de lluvias en verano [Cb (w1) (w)]. La época de lluvias se aprecia de junio a octubre y la época de secas cubre el periodo de noviembre a mayo (Castillo et al., 2007). Según la SEREPSA (2021) la temperatura y precipitación media anual es de 15.6°C y 833 mm respectivamente.

3.2. Descripción de las azoteas estudiadas

Concretamente, las AVEs se localizan en la zona de colecciones del Jardín Botánico y abarcan una superficie de 260 m² dividida en tres secciones, dos de las cuales fueron utilizadas en el presente trabajo. Se ubican a una altura de tres metros sobre el nivel del suelo, y cuentan con muros perimetrales de 20 cm de alto, capa impermeable, carpeta asfáltica sellada, sistema de drenaje hecho de tezontle, membrana anti-raíz, sustrato compuesto de grava, roca volcánica (tepojal) cubierta con arcilla, fibra de coco, composta y suelo con textura limo arenosa (70% arena, 17% limo y 13% arcilla) (Arellano et al., 2021).

Las dos secciones seleccionadas presentan diferentes características biofísicas. La primera sección (Figura 7a), AVE sin pendiente (AVEsp), tiene una inclinación de dos grados, un área de 32 m² y una profundidad media de sustrato de 132 mm con concentraciones promedio de 0.19 ± 0.07 cmol/kg de potasio (K), 23.50 ± 2.12 mg/kg de fósforo (P), $9.77 \pm 0.73\%$ de carbono total (C) y $1.04 \pm 0.08\%$ de nitrógeno total (N); el valor promedio de pH es de 4.82. La vegetación tiene una altura promedio de 45 cm. La otra sección (Figura 7b), AVE con pendiente (AVEcp), tiene una superficie de 36.7 m², 15° de desnivel y una profundidad media de sustrato de 103 mm. En promedio, el sustrato se caracteriza por concentraciones de 0.17 ± 0.18 cmol/kg de K, 37.10 ± 41.15 mg/kg de P, $9.65 \pm 0.92\%$ de C y $1.14 \pm 0.01\%$ de N, con un pH promedio de 4.90. La altura promedio de la vegetación es de 72 cm. La composición vegetal de las dos azoteas verdes alberga varias especies de cactáceas, agaváceas y crasuláceas, pero varía entre ellas. Las AVEs se deshierban manualmente dos veces al año y de vez en cuando se reemplazan las plantas de mayor desarrollo por otras para disminuir el peso de las azoteas.

Por otra parte, la azotea convencional, AC, (Figura 7c) se ubica a una distancia de 1.50 m de la AVEsp, a la misma elevación que las azoteas verdes; tiene muros perimetrales de 20 cm de alto y está cubierta por una carpeta impermeable. La superficie total es de 37 m², dividida en dos secciones. Para este estudio se utilizó la sección de 19.3 m². Más detalles sobre las características biofísicas de las azoteas estudiadas, consultar los trabajos de Arellano (2017), López-Portillo (2019), Cano (2021) y Arellano et al. (2021).



Figura 7. Sitio de estudio. a) Azotea verde sin pendiente (AVEsp), b) azotea verde con pendiente (AVEcp), c) azotea convencional (AC), así como plano aéreo de la ubicación espacial de estas en el Jardín Botánico, UNAM. Imágenes modificadas de Vázquez, 2021

3.3. Instrumentación y medición de variables

3.3.1 Precipitación (PP)

En la porción que separa las dos AVEs, se instaló en 2014 un pluviómetro automático de balancín HOBO RG3-M marca Onset, con una resolución de 0.2 mm por golpe. Los datos se almacenaron en un registrador de datos marca Onset, el cual fue programado para registrar lluvia en acumulados de 10 minutos durante el periodo de estudio comprendido entre el 22 de abril y el 15 de diciembre de 2019. A partir de la serie de datos de 10 minutos se calcularon los acumulados de lluvia a 30 minutos. Con base en esta resolución se estimó el antecedente de precipitación (AP) sumando la cantidad de lluvia acumulada, en mm, de siete días anteriores a la fecha del evento de precipitación-escorrentía de interés.

3.3.2 Escurrimiento (Q)

Las AVEs y la AC fueron provistas con tubos de PVC conectados a tanques colectores de agua marca Rotomex que tienen un volumen de 1.1 m³, estos tanques almacenaron el agua que drenó de ellas cuando se presentaron eventos de precipitación. Cada tanque está equipado con un limnígrafo y un barómetro (ambos modelos 3001 marca Solinst, Canadá) con una precisión de 2.5 mm y 0.05% kPa, respectivamente (Arellano, 2017). Los instrumentos fueron programados para registrar lecturas cada 10 minutos, durante el mismo periodo que abarcan los registros de la precipitación. De manera alternativa a las mediciones hechas por los aparatos, se midió la altura de la columna de agua en los tanques en centímetros, con cintas métricas colocadas en la parte externa de los tanques.

La metodología establecida para determinar Q fueron los lineamientos establecidos en Arellano (2017):

1. Se obtuvo la altura real de la columna de agua restando los registros del barómetro a los registros del limnígrafo, para compensar las fluctuaciones entre ambos dispositivos.

$$\text{Lectura del limnígrafo} - \text{Lectura del barómetro} = \text{Altura de la columna de agua (m)}$$

2. La altura de la columna de agua obtenida fue transformada a unidades de centímetros.
3. Se corrigieron los datos de la columna de agua usando las ecuaciones de calibración producto de la correlación entre los datos de la cinta métrica y la altura de la columna de agua (cm).

$$\text{Azotea común} \quad y = 0.9927x - 0.7982 \quad R^2=0.993$$

$$\text{Azotea verde extensiva} \quad y = 1.0287x - 4.9986 \quad R^2=0.9963$$

4. Los datos de la columna de agua se transformaron en unidades de litros utilizando la ecuación de calibración derivada del tanque de 1.1 m³ obtenida por Arellano (2017).

$$y = 9.6067x - 8.6804 \quad R^2=0.9999$$

5. Finalmente se realizó la conversión de los volúmenes de escurrimiento pluvial a unidades de milímetros utilizando el área de cada azotea.

3.3.3 Humedad en suelo (θ)

En cada azotea verde, se colocaron 14 sensores de capacitancia tipo 10HS marca Decagon, de forma horizontal a una profundidad de 5 cm en el sustrato para registrar los contenidos (en porcentaje) de humedad volumétrica. Las lecturas de humedad fueron registradas cada 10 minutos en tres almacenadores de datos Em50 por azotea (López-Portillo, 2019; Arellano et al., 2021). El registro de datos comprendió el mismo periodo que el de la precipitación y el escurrimiento. Cabe mencionar que los datos crudos de

cada sensor de humedad fueron posteriormente corregidos utilizando ecuaciones de calibración, las cuales, a su vez, fueron desarrolladas tomando en cuenta la cobertura vegetal y densidad aparente del sustrato (cobertura con vegetación y expuesto sin vegetación) para cada azotea verde (Arellano et al. 2021).

Para cada azotea verde, a partir de la serie de humedad calibrada se calculó la humedad antecedente (θ_a) promediando los valores de humedad del sustrato de las azoteas verdes mínimo una hora antes al evento de precipitación correspondiente.

3.4 Colecta de muestras

Al día siguiente del evento de precipitación se realizó la colecta de muestras de lluvia y escurrimiento pluvial con la finalidad de que el drenaje generado por las azoteas fuera completo. Para la colecta de muestras se tomaron en cuenta los siguientes criterios: i) la existencia de escurrimiento en los tres tanques y ii) que el volumen de agua fuera lo suficiente para ser colectado, es decir, la presencia de al menos una columna de agua de cinco centímetros, aproximadamente, en los tanques.

Se colectó 1L de agua de escurrimiento de cada uno de los tanques recolectores. Previo a ello, se mezcló el agua de los tanques y luego se dejó que el agua fluyera por algunos segundos. La muestra se colectó en un frasco de vidrio ámbar con la ayuda de un embudo de plástico. Por otra parte, el agua de lluvia fue colectada utilizando tres muestreadores pasivos marca Taylor colocados a la altura del pluviómetro automático. Las muestras fueron también almacenadas en frascos ámbar de 1 L.

3.5 Tratamiento y almacenamiento de muestras

Después de la colecta en campo, las muestras fueron trasladadas al laboratorio para ser filtradas. Se utilizaron membranas de 47 mm de diámetro, grado GF/C, marca Whatman, asimismo cada muestra fue separada y almacenada de acuerdo con las especies químicas a determinar.

Para la caracterización por iones monovalentes y divalentes, las muestras fueron almacenadas por duplicado en frascos tipo Nalgene de 25 mL y puestas a congelación de tres a cinco meses hasta su análisis. Las muestras destinadas al análisis de carbono se almacenaron en frascos de vidrio ámbar de 125 mL y también fueron puestas a congelación por el mismo periodo. Más detalles sobre la colecta, tratamiento y almacenamiento de muestras de precipitación y escurrimiento, consultar la investigación de Cano (2021).

3.6 Análisis químicos

3.6.1 Determinación de iones monovalentes y divalentes

Las muestras de precipitación y escurrimiento fueron analizadas por cromatografía iónica HPLC con un sistema Shimadzu, para su caracterización por amonio (NH_4^+), nitrito (NO_2^-), nitrato (NO_3^-) y sulfato (SO_4^{2-}). Estos análisis se realizaron en el Laboratorio compartido de Cromatografía de Líquidos del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM.

3.6.2 Determinación de carbono total (CT) y carbono orgánico (CO)

Para la determinación de CT y CO se empleó un analizador de carbono orgánico total de alto rendimiento (HiperTOC), marca Thermo Fisher Scientific, utilizando el método de oxidación de carbono a 1000°C en un reactor de alta temperatura sin un catalizador (Rivera, 2017). Los análisis se llevaron a cabo en el Laboratorio de Paleoambientes y Paleoclimas del Instituto de Geología, UNAM. Las curvas de calibración para el carbono total y orgánico se muestran en el Anexo I.

3.7 Tasa de exportación en el escurrimiento y carga en lluvia

La carga de nutrientes en la precipitación se calculó de la siguiente forma:

$$Carga = C_i \times Q \quad (1)$$

En tanto que la tasa de exportación de nutrientes en el escurrimiento generado por lluvia en las azoteas se calculó utilizando la siguiente ecuación:

$$Y = \frac{C_i \times Q}{S} \quad (2)$$

Donde

- $Carga$ (g/m^2 , mg/m^2 , $\mu\text{g}/\text{m}^2$)
- Y : tasa de exportación (g/m^2 , mg/m^2 , $\mu\text{g}/\text{m}^2$)
- C_i : concentración (g/L , mg/L , $\mu\text{g}/\text{L}$)
- Q : Volumen de escurrimiento o precipitación (L, mm)
- S : superficie de la azotea (m^2)

3.8 Análisis de datos

3.8.1 Consideraciones

Para la mayoría de las muestras, las concentraciones de NO_2^- no fueron detectadas. En menor medida, sucedió lo mismo con el NO_3^- y el NH_4^+ , en consecuencia, para la aplicación de la estadística multivariada el nitrito no se tomó en cuenta. También cabe aclarar que para este trabajo se consideró como concentración total de nitrógeno (NT),

el resultante de la suma de las concentraciones de NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+ . El carbono inorgánico (CI) se estimó sustrayendo la concentración del carbono orgánico (CO) a la de carbono total (CT). Cuando CO era mayor que CT, la concentración de CO se reportó como concentración de CT, sin datos de CO. Asimismo, sólo se consideraron las concentraciones cuyos datos eran mayores al límite de detección.

Posteriormente, la información se organizó en una matriz de 76 filas x 16 columnas de tamaño. La primera columna correspondió a la procedencia de la muestra (AC, AVEcp, AVEsp y PP), y las columnas subsecuentes contenían información sobre las variables de concentración y tasas de exportación de cada nutriente, la cantidad de PP y volumen de Q, así como el AP y la θ_a . El software estadístico utilizado fue *Statística* versión 10.0 y sólo analizó, por defecto, la información completa para las fechas de muestreo (*Listwise deletion*). Asimismo, se usó Matlab R2019b y RStudio.

3.8.2 Trabajo estadístico

En principio, se realizaron diagramas de caja y bigote de las concentraciones de los iones de nitrógeno y azufre, así como de carbono con el fin de obtener una visión general del comportamiento de cada variable en las azoteas estudiadas. Por otro lado, se realizaron gráficas de línea para observar el comportamiento de las tasas de exportación de las mismas especies químicas durante el periodo de estudio. Asimismo, cada especie química se sometió a pruebas de normalidad (prueba de Shapiro-Wilks o Kolmogorov-Smirnov) y homocedasticidad (prueba de Levene). Después, para determinar si había diferencias en las concentraciones y tasas de exportación de cada especie química entre las muestras de precipitación y escurrimiento de las tres azoteas, se les aplicó una prueba paramétrica (ANOVA, por sus siglas en inglés) o no paramétrica (Kruskal-Wallis). Finalmente se procedió a la aplicación de pruebas post hoc (Tukey o de comparaciones múltiples de Kruskal-Wallis) para encontrar en específico esas diferencias.

El análisis de componentes principales (PCA, por sus siglas en inglés) permitió reducir el número de variables originales a partir de la colinealidad entre ellas (Avenidaño et al., 2013). Con la matriz de correlación de todas las variables se optó por descartar una variable cuando presentaba una correlación relativamente alta (mayor o igual a 0.6) con otra o más variables, esto con el fin de evitar redundancia entre variables (Anexo II). Por consiguiente, para los análisis sólo se consideraron las concentraciones y tasas de exportación de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} y CT. Después se efectuaron análisis de PCA individuales para cada azotea y uno para las muestras de lluvia, combinando las concentraciones y tasas de exportación con las variables PP, AP, Q y θ_a . El análisis partió de la matriz de correlación si las variables tenían unidades diferentes y de una matriz de covarianza si todas las variables tenían las mismas unidades (Borcard et al., 2011). Con el análisis de PCA se obtuvieron gráficos *biplots* que mostraron cómo se correlacionaron las variables con los componentes principales, qué componentes explicaron la mayor

variabilidad del conjunto de variables original y cómo se correlacionaron las variables entre ellas.

3.8.3 Evaluación de distintos arreglos de eventos de lluvia y precipitación antecedente

Con el fin de conocer cómo influye la cantidad de precipitación (PP) y antecedente de precipitación (AP) en la concentración y tasas de exportación de NO_3^- , NH_4^+ , NT, SO_4^{2-} , CO, CI y CT en el escurrimiento de las azoteas verdes y la azotea convencional, las muestras fueron agrupadas de acuerdo con las siguientes combinaciones:

- A1: PP relativamente baja (5 a 13.3 mm) y AP relativamente bajo (<39.4 mm).
- A2: PP relativamente baja (5 a 13.3 mm) y AP alto (>39.4 mm).
- B1: PP alta (>13.3 mm) y AP relativamente bajo (<39.4 mm).
- B2: PP alta (>13.3 mm) y AP alto (>39.4 mm).

Para este trabajo, el límite de una PP baja se obtuvo a partir de la resta del valor de lluvia más alto (32.4 mm) y el más pequeño (5.8 mm), registrados durante el periodo de muestreo, dividiendo el resultado por dos. El valor de AP se calculó de igual manera, al sustraer el valor más pequeño (3.8 mm) al valor más alto (75 mm) de AP. Con la excepción que al resultado final se le sumó el valor más pequeño de AP. En consecuencia, se consideró una PP baja si caía en el rango de 5 a 13.3 mm y una PP alta si era mayor a 13.3 mm. Por otro lado, el AP se consideró como alto si era mayor a 39.4 mm y bajo si era menor a dicho valor.

Más adelante, se procedió a evaluar la normalidad e igualdad de varianzas de las concentraciones y tasas de exportación con las pruebas de Shapiro-Wilk y Levene, respectivamente. Si la muestra no era normal se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis, en caso contrario se procedió con un ANOVA. La primera parte de ambas pruebas consistió en valorar la significancia estadística de las diferencias entre azoteas. Si el valor de p era menor al valor de significancia escogido (0.05) se rechazaba la hipótesis nula (H_0) de que las concentraciones y tasas de exportación fueran iguales en las tres azoteas. El rechazo de H_0 indicaba que existen diferencias entre los grupos o niveles delimitados por la variable independiente azotea. Finalmente se procedió a identificar en cuáles azoteas se presentaban dichas diferencias con la prueba de Tukey o de comparaciones múltiples de Kruskal Wallis.

4. Resultados

4.1 Condiciones hidrometeorológicas generales

4.1.1 Precipitación

Durante el periodo de estudio (05 de junio al 30 de octubre de 2019), se muestrearon 19 eventos de precipitación (PP) con un acumulado de lluvia de 310 mm (Figura 8a). En junio, se muestreó el evento de precipitación más grande (32.4 mm), con un mínimo de 11.4 mm; en julio los eventos no fueron mayores a 20 mm y en este mes se registró la PP más pequeña del periodo (5.8 mm); en agosto la cantidad más alta de PP muestreada fue de 24.2 mm y la menor de 9.6 mm. La única ocasión que se muestreó PP en septiembre fue de 23.4 mm y en octubre la PP mayor fue de 16 mm y los mínimos de 9.6 mm.

4.1.2 Humedad en sustrato

A principios de junio, la humedad en el sustrato (θ_a) registrada en ambas azoteas fue la más baja, pero después fue aumentando conforme los eventos de lluvia se presentaron. En los meses de julio-agosto la humedad se mantuvo casi constante y en septiembre tuvo un descenso, finalmente, en octubre la humedad tuvo un incremento. La AVEsp no superó el 50% de humedad en suelo mientras que en la AVEcp la humedad fue superior al 60%, pero menor al 70% (Figura 8b).

La humedad registrada del sustrato estuvo estrechamente ligada con el antecedente de precipitación (AP). De acuerdo con la Figura 8a, el AP fue bajo a inicios del periodo porque estuvo precedido por un periodo bastante seco. Conforme las lluvias sucedieron el AP fue aumentando, lo que influyó en el incremento y variación de la humedad en el suelo de ambas azoteas verdes. La humedad en el sustrato durante el periodo de estudio mostró diferencias significativas entre azoteas verdes (Tabla 1).

4.1.3 Escurrimiento

Los volúmenes de escurrimiento (Q) en la AC fueron muy parecidos a la cantidad de precipitación recibida (Figura 8c). En la AVEcp, el escurrimiento fue en promedio un 37% menor que en la AC, siendo 22 mm el volumen de escurrimiento más grande de la AVEcp. En la AVEsp, el escurrimiento se redujo un 45% en comparación con la AC; el volumen máximo registrado fue de 18.54 mm. De acuerdo con las pruebas estadísticas, el escurrimiento fue significativamente diferente entre azoteas, en particular entre la azotea verde sin pendiente y la común (Tabla 1).

Tabla 1. Diferencias estadísticas en las variables hidrometeorológicas. Los valores de p , en rojo, son significativos para las variables humedad en suelo (θ_a) y volumen de escurrimiento (Q) así como entre qué azoteas se presentan esas diferencias

	p					
	SW	Levene	Prueba	AC-AVEcp	AVEsp-AC	AVEcp-AVEsp
θ_a	0.06045	0.789114	T 0.000659	No aplica	No aplica	0.000659
Q	0.00227	0.043572	K 0.02340	0.114805	0.028796	1.000000

SW=Shapiro-Wilk, K=Kruskal Wallis, T= Prueba de T

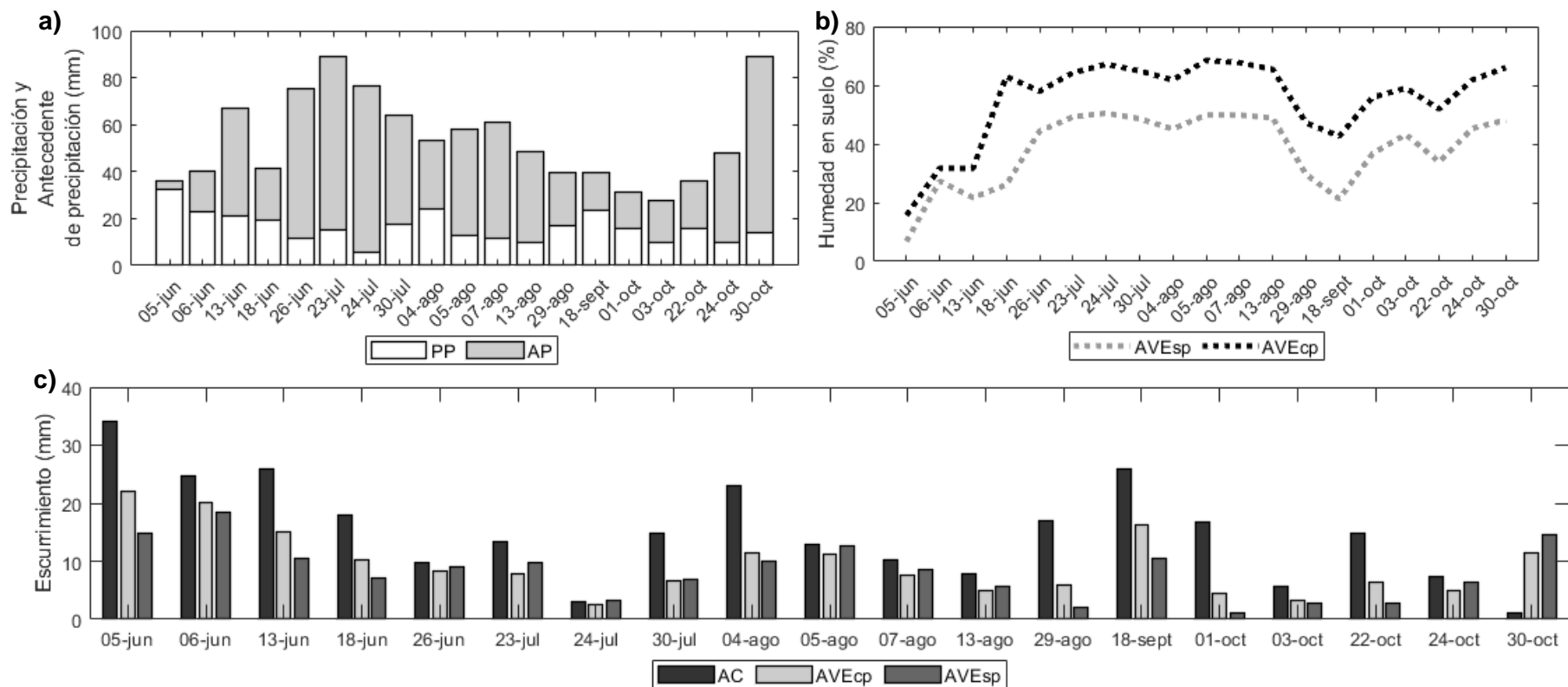


Figura 8. Condiciones hidrometeorológicas durante el periodo junio-octubre de 2019. a) Cantidad de precipitación (PP) y acumulado de lluvia de siete días antes al evento de precipitación de interés (AP). b) Comportamiento de la humedad, en porcentaje, en el sustrato de las azoteas verdes. c) Comparación de los volúmenes de escurrimiento de la azotea convencional (AC) y azoteas verdes (AVEcp y AVEsp)

4.2 Concentración de nitrógeno, sulfato y carbono durante la temporada de lluvias

4.2.1 Especies de nitrógeno

A pesar de que el nitrito (NO_2^-), Figura 9a, fue escasamente detectado en las muestras de precipitación-escurrimiento, las concentraciones de este ion en las muestras de precipitación (PP) variaron entre 2 y 8 mg/L; la mitad de ellas fueron menores a 3 mg/L. Los escurrimientos de la azotea convencional (AC) presentaron concentraciones entre 1 y 6 mg/L y la mediana de éstas fue igual a 4 mg/L. En la azotea verde con pendiente (AVEcp), las concentraciones de NO_2^- oscilaron entre 2 y 12 mg/L; la mitad de ellas fueron inferiores a 3 mg/L. Por el contrario, en la azotea verde sin pendiente (AVEsp) fueron mucho más variables, siendo la mayor de casi 14 mg/L y la menor de alrededor de 1 mg/L; la mitad de las concentraciones fueron equivalentes a 6 mg/L. Las concentraciones de nitrito en los escurrimientos de las azoteas y la precipitación no presentaron diferencias estadísticas (Anexo III).

En la Figura 9b, las concentraciones de nitrato (NO_3^-) en la precipitación variaron entre 0.5 y 3 mg/L, donde la mitad de las concentraciones fueron menores a 2 mg/L. En la AC, las concentraciones variaron entre 1 y 7 mg/L y la mitad tuvo valores menores a 1 mg/L. Con respecto a las azoteas verdes, las concentraciones observadas estuvieron entre 1 y 11 mg/L, en la AVEcp se observó que la mitad de los datos tenían valores superiores a 6 mg/L, mientras que la mitad de las concentraciones en la AVEsp fueron menores a 2 mg/L. No se observaron diferencias significativas en la concentración de este ion entre los volúmenes de escurrimiento de las tres azoteas y la precipitación pluvial (Anexo III).

Las mayores concentraciones de NH_4^+ se observaron en las muestras de precipitación y en los escurrimientos de la AC; éstas variaron entre 0.1 y 2 mg/L (Figura 9c). En las azoteas verdes con y sin pendiente (AVEcp y AVEsp, respectivamente) las concentraciones de amonio fueron en general menores, entre 0.01 y 1 mg/L, siendo significativamente diferentes con respecto a las concentraciones de la precipitación (Tabla 2).

En la figura 9d se aprecia que las concentraciones de nitrógeno total (NT) en la precipitación variaron entre 0.7 a 11 mg/L; con la mitad de estas inferiores a 4 mg/L. Por otro lado, las concentraciones observadas en la AC mostraron valores entre 1 y 13 mg/L, donde el 50% de ellas estuvieron por debajo de 3 mg/L. Las concentraciones más altas se observaron en la AVEcp (0.01 a 16 mg/L), mientras que en la AVEsp el rango de variación fue menor (0.01 mg/L a 8 mg/L). En cuanto a la concentración de NT tanto en el escurrimiento como en los volúmenes de precipitación no presentaron diferencias significativas (Anexo III).

4.2.2 Sulfato

En la Figura 9e se presenta el comportamiento de las concentraciones del anión sulfato en las muestras de precipitación y escurrimiento de las tres azoteas. Se observa que el 50% de las concentraciones en PP y AC fueron menores a 2 mg/L, en tanto que las concentraciones de la AVEcp y AVEsp, estos valores fueron menores a 3 y 4 mg/L, respectivamente. Las concentraciones en la PP, AC y AVEcp variaron entre 1 y 5 mg/L mientras que para la AVEsp el rango fue entre 1 y 11 mg/L. Pruebas estadísticas mostraron diferencias en las concentraciones de SO_4^{2-} en los escurrimientos de la AVEsp y AC (Tabla 2).

4.2.3 Especies de carbono

Las concentraciones de carbono orgánico (CO) en la precipitación y AC fueron las más bajas; en la PP varió de 5 a 7 mg/L y en la AC de 4 a 17 mg/L (Figura 9f). Las concentraciones en la AVEcp variaron de 11 a 35 mg/L, y en la AVEsp de 15 a 38 mg/L. Las concentraciones mostraron diferencias en los escurrimientos de la AC y la AVEsp así como entre la precipitación y los escurrimientos de las AVEs (Tabla 2).

Las concentraciones de carbono inorgánico (CI) en la precipitación fueron menores en comparación con el CO y CT; en este caso la mitad de los datos tuvo una concentración menor a 4 mg/L (Figura 9g). Las concentraciones observadas en la AC variaron de 6 hasta 21 mg/L. Asimismo, la concentración de CI en las azoteas verdes fue comparativamente menor que CT y CO. En estos casos, las concentraciones oscilaron entre 0.2 y 14 mg/L. Finalmente el CI mostró diferencias en los escurrimientos de la AC y las AVEs así como entre precipitación y escurrimientos de AC (Tabla 2).

Por último, las concentraciones de carbono total (CT) en la precipitación variaron entre 2 y 18 mg/L y en la AC de 6 a 50 mg/L (Figura 9h). Las concentraciones en las azoteas verdes fueron de 14 a 56 mg/L para la AVEcp y de 13 a 75 para la AVEsp. Las diferencias estadísticas se presentaron entre la precipitación y los escurrimientos de las tres azoteas (AC, AVEcp y AVEsp) (Tabla 2).

Tabla 2. Diferencias estadísticas en concentraciones. Los valores de p , en rojo, son significativos entre muestras de precipitación (PP) y escurrimiento de las tres azoteas para las concentraciones de amonio, sulfato, carbono orgánico, carbono inorgánico y carbono total

		p					
		AC-AVEcp	AC-AVEsp	AC-PP	AVEcp-AVEsp	PP-AVEcp	PP-AVEsp
Concentraciones	NH_4^+	0.391877	0.050556	1.000000	1.000000	0.017263	0.000972
	SO_4^{2-}	1.000000	0.044007	1.000000	0.348356	1.000000	0.299020
	CO	0.152429	0.015285	0.269011	1.000000	0.001408	0.000113
	CI	0.000800	0.005381	0.001342	1.000000	1.000000	1.000000
	CT	0.905087	0.572748	0.000824	1.000000	0.000001	0.000000

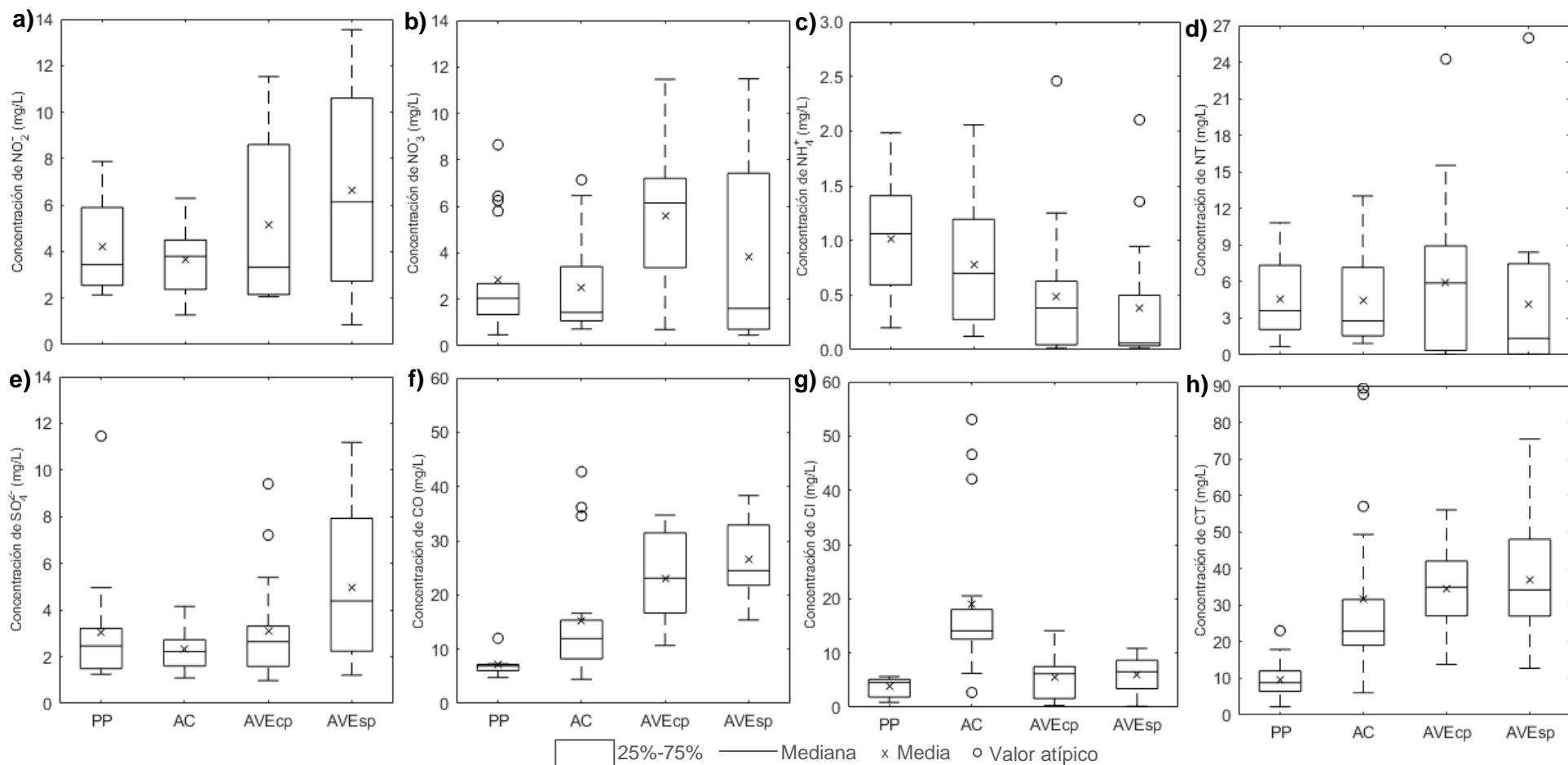


Figura 9. Variación de las concentraciones en las muestras de precipitación (PP) y escurrimiento de la azotea convencional (AC), azotea verde con pendiente (AVEcp) y azotea verde sin pendiente (AVEsp). Las concentraciones corresponden a (a) nitrito, (b) nitrato, (c) amonio, (d) nitrógeno total, (e) sulfato, (f) carbono orgánico, (g) carbono inorgánico y (h) carbono total en mg/L

4.3 Carga en lluvia y tasa de exportación de sulfato, nitrógeno y carbono durante la época de lluvias

4.3.1 Sulfato

En la Figura 10a se muestra el comportamiento de la carga y tasa de exportación de sulfato. En la precipitación (PP) la carga de sulfato fue menor a 0.1 g/m^2 al inicio de la temporada de lluvias. A la mitad de esta, tuvo un ligero incremento de 0.05 g/m^2 , después reportó una disminución en el mes de agosto y a partir de septiembre hacia el final del periodo registró de nuevo un aumento. En la azotea convencional (AC) la tasa de exportación del sulfato mostró también la tendencia de aumentar-disminuir con valores menores a 0.05 g/m^2 en todo el periodo a excepción del inicio. Al final de la temporada, la tasa de exportación fue mínima. En las azoteas verdes (AVEcp y AVEsp), al inicio de la temporada, se presentó un pico en la tasa de exportación del sulfato (superior a 0.2 g/m^2) y después disminuyó, pero la AVEcp lo hizo mucho más rápido que la AVEsp. A mitad del periodo, se observó un aumento-disminución y solo en la AVEsp una tendencia a aumentar hacia el final de la temporada. La tasa de exportación y la carga de sulfato no presentaron diferencias estadísticas significativas (Anexo III).

4.3.2 Especies de nitrógeno

La carga y tasa de exportación de nitrato, amonio y nitrógeno total se aprecia en la Figura 10b. La carga de estas especies en la PP fue casi siempre menor a 0.1 g/m^2 . Se observó un pico (29 de agosto) y en general una tendencia a disminuir-aumentar durante el resto de la temporada de lluvias. Al final, el nitrato y el nitrógeno total tuvieron una tendencia a aumentar más marcada que el amonio. En la AC todas las especies de nitrógeno tuvieron tasas de exportación menores a 0.1 g/m^2 al inicio del muestreo. La mayor parte de la temporada presentó disminuciones y aumentos en las tasas de exportación de nitrato, amonio y nitrógeno total, pero en particular se observó un aumento a principios de agosto. Al final de la temporada, la exportación del nitrógeno fue casi nula. En la AVEcp y AVEsp, la tasa de exportación de nitrógeno total y nitrato, al inicio de la temporada de lluvias, fue mayor. Después y durante la mayor parte de la temporada, la tasa de exportación de las tres especies del nitrógeno fue mínima con un ligero incremento de NO_3^- y NT al final del muestreo, particularmente en la AVEcp.

En específico, el amonio presentó diferencias significativas entre la carga en lluvia y su tasa de exportación de las azoteas verdes, así como entre la tasa de exportación de la AC y la AVEsp (Tabla 3). De igual manera el nitrógeno total fue significativamente diferente entre la carga en PP y su tasa de exportación en la AVEsp. Las otras especies de nitrógeno no presentaron diferencias entre la carga y tasa de exportación (Anexo III).

4.3.3 Especies de carbono

En la Figura 10c se observa el comportamiento de la carga y tasa de exportación del carbono total, carbono orgánico y carbono inorgánico. En la PP la carga de CT presentó aumentos-disminuciones y casi nunca sobrepasó los 0.2 g/m², excepto en septiembre que tuvo un pico (casi 0.6 g/m²) y al final de la temporada tendió a disminuir. En la AC, la tasa de exportación de CT al principio fue casi de 0.6 g/m². Durante toda la temporada, las tasas de exportación de CT, CO, CI aumentaron y disminuyeron y en todos los muestreos la tasa de exportación de CT fue mayor con dos picos superiores a 0.6 g/m² (23 de julio y 24 de octubre). Al final de la temporada de lluvias, la tasa de exportación de CT, CO y CI fue casi nula. En la AVEcp y AVEsp, al inicio de los muestreos la tasa de exportación de CT aumentó y disminuyó. A partir del 24 de julio se observó un incremento en la tasa de exportación del CT, principalmente en la AVEsp y es en esta última que se observó un incremento en la tasa de exportación de CT para el final de la temporada.

La carga de CT fue estadísticamente diferente a la tasa de exportación de la AC y la AVEcp (Tabla 3). Por otro lado, el CI presentó diferencias estadísticas entre la tasa de exportación de la AC con la tasa de exportación de las azoteas verdes y su carga en lluvia (Tabla 3). El CO no presentó diferencias significativas en la tasa de exportación y carga (Anexo III).

Tabla 3. Diferencias estadísticas en las cargas y tasas de exportación. Los valores de *p*, en rojo, exhiben significancia en las tasas de exportación de amonio, nitrógeno total, carbono total y carbono orgánico entre muestras de precipitación (PP) y escurrimiento de las azoteas

		<i>p</i>					
		AC- AVEcp	AC- AVEsp	AC-PP	AVEcp- AVEsp	PP- AVEcp	PP- AVEsp
Tasas de exportación	NH ₄ ⁺	0.161617	0.018354	0.611651	1.000000	0.000862	0.000032
	NT	1.000000	0.159137	1.000000	1.000000	0.424482	0.009270
	CT	1.000000	1.000000	0.002277	1.000000	0.030881	0.076790
	CI	0.000067	0.002544	0.026322	1.000000	1.000000	1.000000

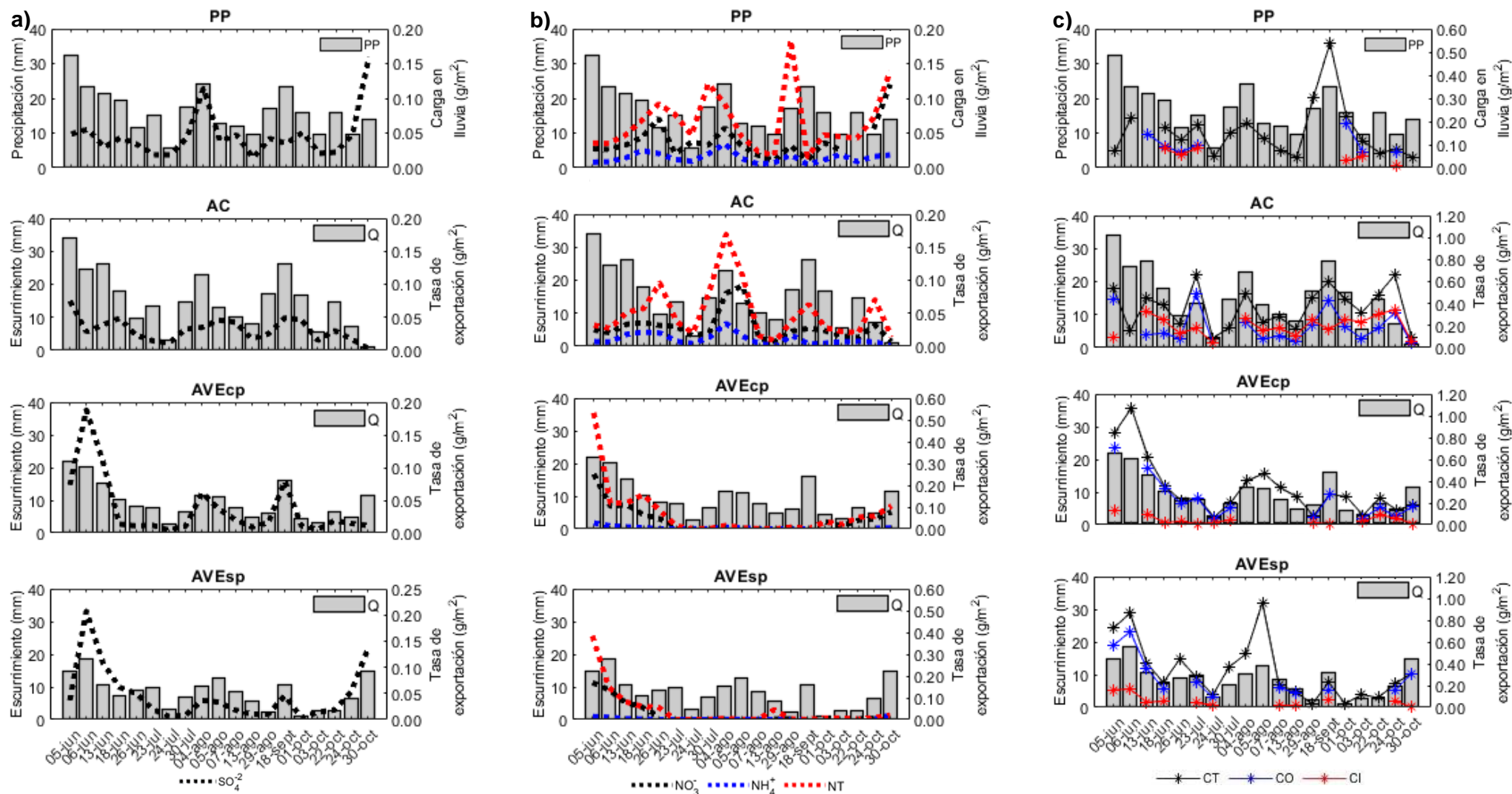


Figura 10. Comportamiento de la carga en lluvia (PP) y tasa de exportación en los escurrimientos de la azotea convencional (AC), azotea verde con pendiente (AVEcp) y azotea verde sin pendiente (AVEsp) de sulfato (a), especies de nitrógeno (b) y especies de carbono (c)

4.4 Correlaciones entre concentraciones, carga en lluvia y tasas de exportación de azoteas

La Figura 11a presenta la relación entre las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} y CT con los factores o componentes principales. Se aprecia que los componentes explicaron en conjunto el 98.6% de la variabilidad de las concentraciones originales. El factor 1 (F1) se definió principalmente por la variable CT y el factor 2 (F2) por las variables NO_3^- y SO_4^{2-} . Las correlaciones entre variables y factores se muestran en el Anexo IV. Entre variables la correlación fue relativamente baja, siendo la más fuerte entre SO_4^{2-} y NO_3^- con 0.37. En el Anexo V se encuentran las correlaciones entre variables. Por otro lado, en el biplot superior derecho (Figura 11b) se aprecia la disposición de los casos considerando sólo concentraciones. En $\text{F2}>0$ se ubicaron la mayoría de los casos, sin embargo, no existe una clara diferenciación entre las muestras de PP y azoteas. En $\text{F2}<0$ se ubicaron pocos casos de PP y AC, y algunos más de AVEs, mientras que en $\text{F1}<0$ se situaron principalmente los casos de PP y AC. En $\text{F1}>0$ la mayoría de los casos son de las AVEs y algunos de AC.

La relación entre la carga y tasas de exportación de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} y CT con los componentes, los cuales explicaron el 98.5% de la varianza original, se observa en la Figura 11c. El F1 se interpretó con la tasa de exportación de CT y el F2 con la tasa de exportación de NO_3^- y SO_4^{2-} , lo que coincide con el comportamiento observado en las concentraciones. La correlación entre variables fue ligeramente más alta (SO_4^{2-} y CT con 0.50) y mayor a 0.50 en algunos casos (por ejemplo, NO_3^- y CT con 0.51 y NO_3^- y SO_4^{2-} con 0.54). Con respecto a la Figura 11d, en $\text{F2}>0$ se ubicaron la mayoría de los casos de AC y de las AVEs y en menor medida de PP, a diferencia de $\text{F2}<0$ donde se situaron la mayoría de los casos de las AVEs. En $\text{F1}>0$ dominaron los casos de las AVEs y AC, mientras que en $\text{F1}<0$ se encontraron prácticamente todos los casos de PP.

4.5 Relaciones con variables hidrometeorológicas

4.5.1 Concentraciones

La Figura 12 muestra la relación entre las variables NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , CT, PP, Q, AP y θ_a con los componentes principales; así como la disposición de los casos de precipitación y escurrimiento del inicio (jun-jul), mitad (ago-sep) y final (oct) del tiempo de muestreo por separado. Los componentes la Figura 12a explicaron el 76.8% de la variabilidad original. El F1 se interpretó a partir de las variables NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} y volumen de PP y F2 por CT. Las variables SO_4^{2-} y NO_3^- se correlacionaron fuertemente (0.75) y cada una negativamente con CT (la mayor de -0.38). El NH_4^+ se correlacionó de manera negativa con la PP (-0.60). En $\text{F2}<0$, $\text{F1}>0$ y $\text{F2}>0$ se ubicaron los casos de precipitación del inicio y mitad del muestreo en tanto que en $\text{F1}<0$ del final. La mayor concentración de casos se ubicó en $\text{F1}>0$.

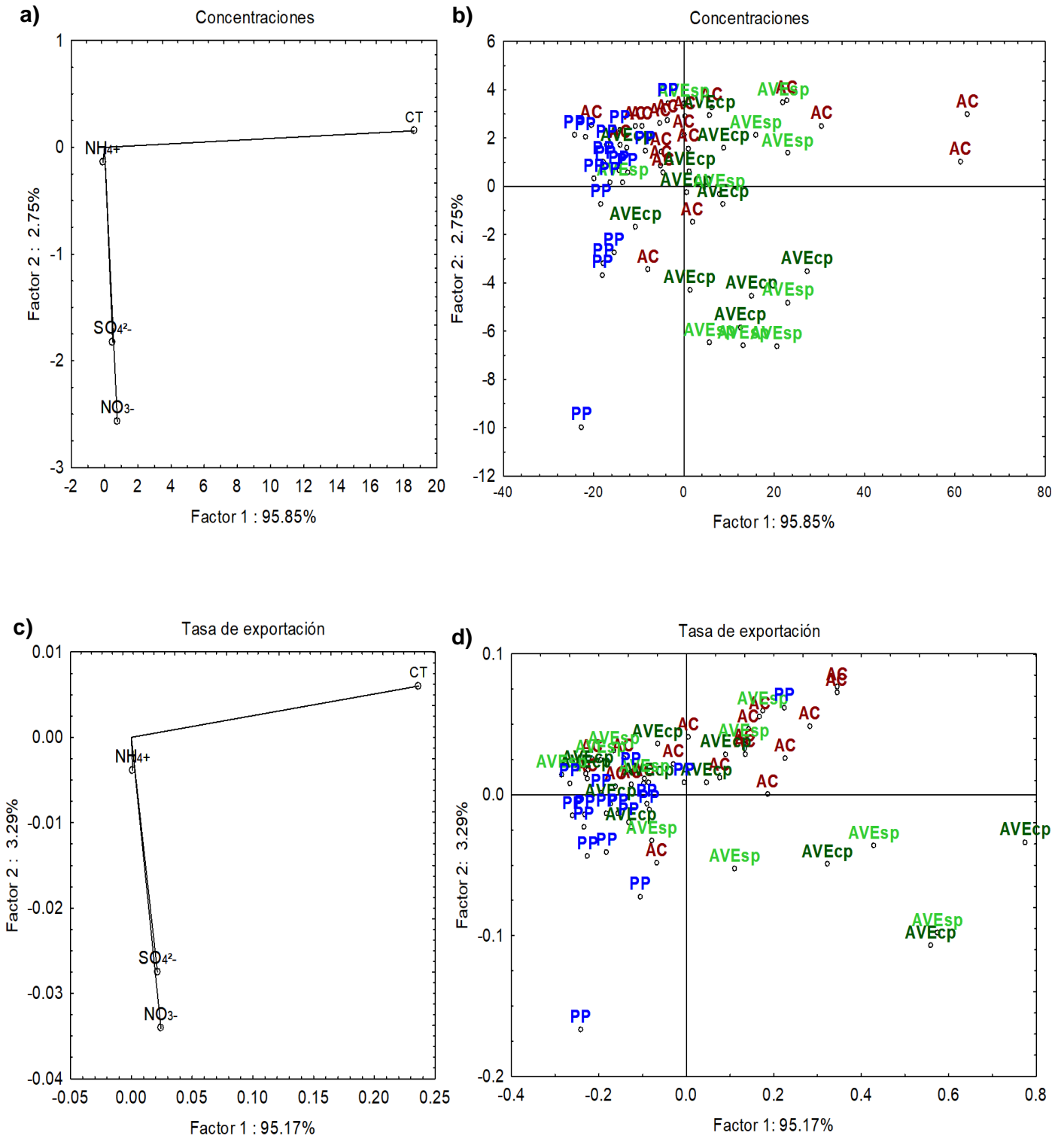


Figura 11. Biplots de las concentraciones y tasas de exportación en los componentes principales (a y c), así como el arreglo de los casos de precipitación y escurrimiento en las nuevas componentes (b y d) de todo el periodo de muestreo

En el biplot superior derecho (Figura 12b), los componentes explicaron el 72.3% de la varianza original. El F1 se caracterizó por las variables NO_3^- y volumen de Q; en cambio F2 se explicó a partir de NH_4^+ . Las variables NO_3^- , SO_4^{2-} y NH_4^+ se correlacionaron positivamente entre ellas (la mayor entre NH_4^+ y SO_4^{2-} con 0.45). El CT se correlacionó inversamente con Q (-0.60). En $F1 > 0$ y $F2 > 0$ se ubicaron los casos de escurrimiento de la azotea convencional del inicio y mitad del muestreo en cambio en $F1 < 0$ y $F2 < 0$ dominan los casos del final del periodo. En $F2 < 0$ y $F1 > 0$ se dispusieron la mayor concentración de casos.

Los componentes de la Figura 12c explicaron el 69.4% de la varianza original. El F1 se interpretó a partir de las variables θ_a , Q, CT y SO_4^{2-} , mientras que F2 por NH_4^+ . El CT, SO_4^{2-} y Q se correlacionaron positivamente entre sí (la mayor entre CT y SO_4^{2-} con 0.76) y cada una de manera negativa con la θ_a (la relación más alta fue entre Q y θ_a con -0.80). Las especies NO_3^- y NH_4^+ se correlacionaron de manera positiva (0.22) y ambos inversamente con AP (la más alta entre NH_4^+ y AP con -0.55). En $F2 < 0$, $F1 > 0$ y $F2 > 0$ se ubicaron casos de escurrimiento de la AVEcp del inicio del muestreo y en $F1 < 0$ se encontró la mayor concentración de casos.

Por último, en el biplot inferior derecho (Figura 12d) los componentes explicaron el 64.3% de la variabilidad inicial. El F1 se interpretó a partir de las variables NO_3^- , Q y θ_a y F2 con AP y NH_4^+ . El NO_3^- , CT, SO_4^{2-} y Q se correlacionaron de manera positiva entre ellas (la más alta entre NO_3^- y Q con 0.68). El AP se relacionó positivamente con θ_a (0.55) y de manera negativa con el NH_4^+ (la más fuerte entre NH_4^+ y AP con -0.50). En $F2 < 0$, $F1 > 0$, $F2 > 0$ y $F1 < 0$ se ubicaron los casos de escurrimiento de la AVEsp del inicio y mitad del muestreo. Principalmente en $F1 > 0$ se ubicaron casos del final, pero dominaron los casos de mitad del muestreo.

4.5.2 Carga y tasas de exportación

La Figura 13 muestra la relación entre los componentes con la carga/tasa de exportación de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} , CT y las variables hidrometeorológicas (PP, Q, AP y θ_a), así como el arreglo de los casos de precipitación y escurrimiento. En el biplot superior izquierdo (Figura 13a) los componentes explicaron el 75% de la varianza de los datos. El F1 se interpretó a partir de la entrada de NO_3^- , SO_4^{2-} y NH_4^+ , por el contrario, F2 se correlacionó con PP y CT. Las variables NH_4^+ y SO_4^{2-} se correlacionaron de manera positiva (0.45), al igual que el AP y CT (0.43) y negativamente con el NO_3^- (la mayor entre nutrientes de -0.33). En $F1 > 0$ se ubicaron la mayoría de los casos de carga en lluvia, dominando los de la mitad del periodo y en $F1 < 0$ los del inicio. En $F2 > 0$ se desplegaron los casos del inicio, mitad y final del periodo, y en $F2 < 0$ casos del del inicio y mitad.

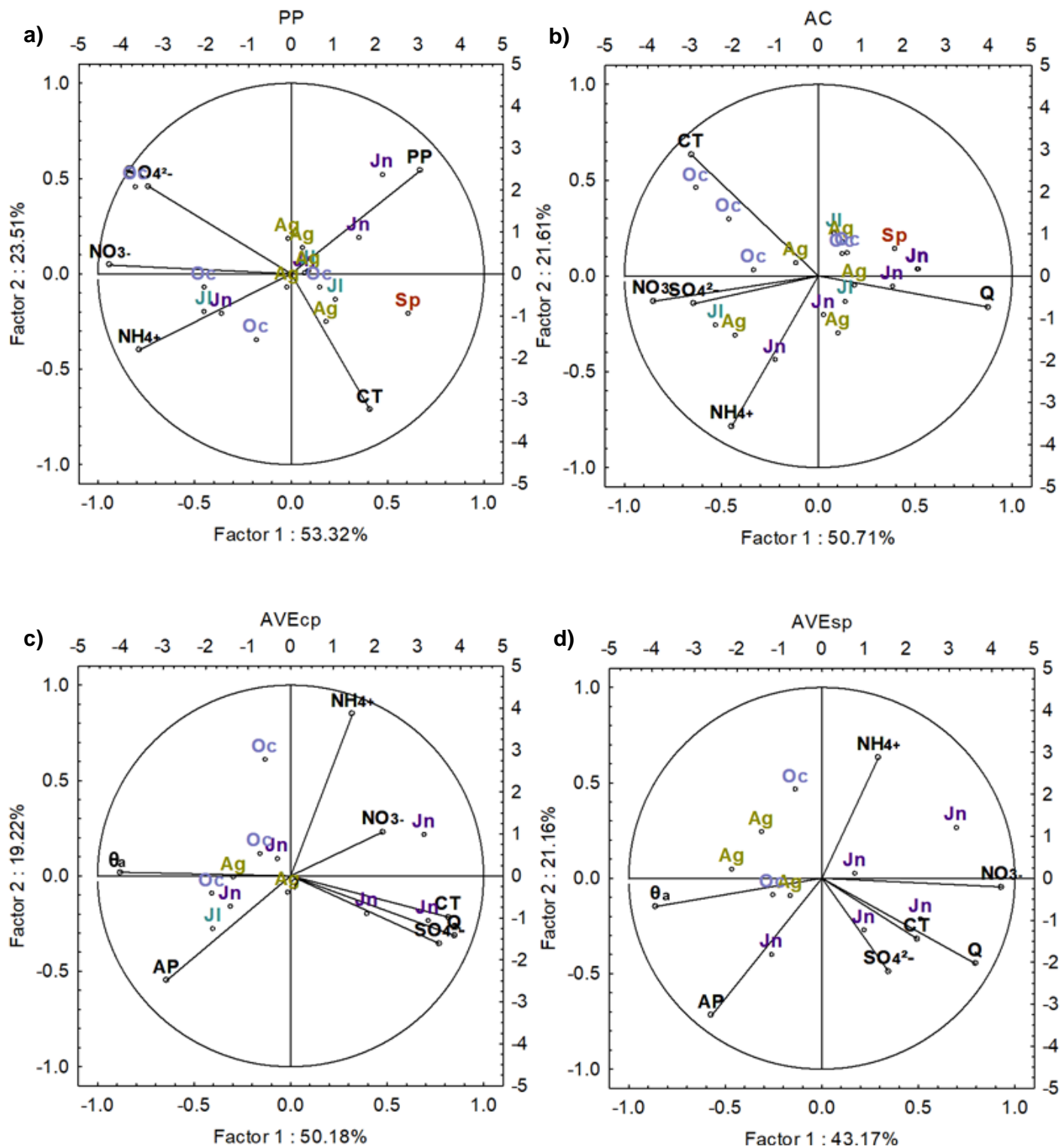


Figura 12. Biplots de las correlaciones de las concentraciones y variables hidrometeorológicas con los componentes principales. En ellos se observa a partir de qué variables se interpretan los componentes principales y el arreglo de los casos de precipitación (PP) y escurrimiento de la azotea convencional (AC), azotea verde con pendiente (AVEcp), azotea verde sin pendiente (AVEsp)

En el biplot superior derecho (Figura 13b) ambos factores explicaron el 76% de la varianza total. El F1 se determinó a partir de la tasa de exportación de SO_4^{2-} y Q, mientras que F2 a partir de NH_4^+ y NO_3^- . Las variables SO_4^{2-} , CT y Q se correlacionaron de manera positiva (la más fuerte entre Q y SO_4^{2-} con 0.79) y por otro lado el NO_3^- y NH_4^+ (0.70). La mayoría de los casos de exportación en el escurrimiento de la AC se colocaron en $F1 < 0$ y en su mayoría corresponden al inicio y fin del periodo de muestreo. En $F2 > 0$ se ubicaron casos del inicio, mitad y final. En $F2 < 0$ se encontraron más casos del inicio y mitad.

Los componentes de la Figura 13c (biplot inferior izquierdo) explicaron el 86% de la varianza total. El F1 se interpretó a partir de las variables Q, θ_a , CT, NH_4^+ y NO_3^- y F2 se explicó a partir del AP. El SO_4^{2-} , CT y Q se correlacionaron de manera positiva (las relaciones más fuertes ocurrieron entre SO_4^{2-} y CT con 0.91 y entre Q y CT con 0.94) mientras que el NH_4^+ y NO_3^- se correlacionaron positivamente entre sí (0.88) y cada una negativamente con el AP y θ_a (las más fuertes entre θ_a , NH_4^+ y NO_3^- , superiores a -0.80) donde estas últimas se correlacionan positivamente (0.55). En $F1 > 0$ se ubicaron la mayoría de los casos de exportación en el escurrimiento de la AVEcp, por el contrario, en $F1 < 0$ se encontraron los del inicio del muestreo. En $F2 > 0$ se ubicaron casos del inicio, mitad y final y en $F2 < 0$ dominaron casos del inicio del periodo de trabajo.

Finalmente, en el biplot inferior derecho (Figura 13d) los factores explicaron el 86.6% de la varianza original. El F1 se interpretó a partir de Q, NO_3^- , NH_4^+ y CT, por otro lado, F2 por AP y SO_4^{2-} . Las variables SO_4^{2-} , CT y Q se correlacionaron positivamente (la más fuerte entre Q y CT de 0.98). El NO_3^- y NH_4^+ se correlacionaron positivamente (0.88), pero negativamente con el AP y θ_a (la más fuerte entre θ_a y NO_3^- con -0.86), que se correlacionaron positivamente entre sí (0.55). En $F1 > 0$ se desplegaron casos de exportación en el escurrimiento de la AVEsp del inicio del muestreo y en $F1 < 0$ la mayoría de los casos, donde dominan los de la mitad del periodo. En $F2 > 0$ se ubicaron casos del inicio y en $F2 < 0$ inicio y mitad del periodo estudiado.

4.6 Influencia de los arreglos PP-AP en las concentraciones y tasas de exportación de nutrientes, nitrógeno y carbono totales de las azoteas

4.6.1 PP relativamente baja y AP relativamente pequeño (A1)

De acuerdo con la información de la tabla 4, las tres azoteas estudiadas no presentaron diferencias significativas en las concentraciones y tasas de exportaciones de sulfato, especies de nitrógeno y carbono bajo las condiciones del caso A1. En el caso particular de las azoteas verdes, éstas se encontraban bajo una condición relativamente seca, donde había llovido poco o casi nada (periodo de transición de la temporada seca a la de lluvias). En el anexo VI se pueden observar los valores de p de las pruebas paramétricas o no paramétricas utilizadas.

4.6.2 PP relativamente baja y AP alto (A2)

Bajo este caso las azoteas mostraron diferencias significativas en la concentración de amonio, carbono orgánico, carbono inorgánico y en la tasa de exportación de amonio. En específico, estas diferencias se encontraron entre la AC y AVE_{cp} para la concentración de carbono orgánico y carbono inorgánico y para la concentración de amonio, carbono orgánico, carbono inorgánico y exportación de amonio entre la AC y la AVE_{sp} (Tabla 5).

4.6.3 PP alta y AP relativamente bajo (B1)

Durante estas condiciones de precipitación y antecedente de precipitación, las azoteas presentaron diferencias significativas en la concentración de sulfato, carbono orgánico y también para la tasa de exportación de carbono inorgánico. Las diferencias en las concentraciones sucedieron entre la AVE_{sp} y AC y, para la tasa de exportación de carbono inorgánico entre la AC y AVE_s (Tabla 5). El sulfato y los dos tipos de carbono fueron sensibles a eventos con cantidades de precipitación alta, posteriores a días relativamente secos.

4.6.4 PP alta y AP alto (B2)

Para este caso las concentraciones y tasa de exportación de los iones y formas de carbono no presentaron diferencias significativas entre azoteas (Tabla 4). Esta situación se puede presentar a mitad de la temporada de lluvias, donde ya ha llovido lo suficiente para que se tenga un alto antecedente de precipitación, pero aún se siguen presentando eventos de precipitación altos.

Tabla 4. Diferencias estadísticas en concentraciones y tasas de exportación bajo distintos arreglos de precipitación y antecedente de precipitación. Los valores de p , en rojo, señalan para que casos las concentraciones y tasas de exportación de nitrato, amonio, nitrógeno total, sulfato, carbono total, carbono orgánico y carbono inorgánico presentaron diferencias estadísticas

Variable independiente	Caso	Variable dependiente	p	
			Concentración	Tasa de exportación
AVEcp AVEsp AC	A1	NO ₃ ⁻	0.0622	0.0766
		NH ₄ ⁺	0.9460	0.7765
		NT	0.8680	0.8411
		SO ₄ ²⁻	0.3292	0.1479
		CT	0.4490	0.1931
		CO	0.8734	0.3813
		CI	0.0947	0.1008
	A2	NO ₃ ⁻	0.6250	0.8380
		NH ₄ ⁺	0.0296	0.0296
		NT	0.0775	0.1229
		SO ₄ ²⁻	0.3880	0.5660
		CT	0.1988	0.7788
		CO	0.0041	0.4724
		CI	0.0098	0.0695
	B1	NO ₃ ⁻	0.1203	0.4569
		NH ₄ ⁺	0.4803	0.2421
		NT	0.5901	0.3096
		SO ₄ ²⁻	0.0070	0.8458
		CT	0.0669	0.4056
		CO	0.0211	0.8888
		CI	0.1020	0.0017
	B2	NO ₃ ⁻	0.1431	0.2200
		NH ₄ ⁺	0.3280	0.5836
		NT	0.5470	0.6939
SO ₄ ²⁻		0.4909	0.6939	
CT		0.7710	0.9650	
CO		0.9850	0.8170	
CI		0.0502	0.0899	

Tabla 5. Diferencias estadísticas en concentraciones y tasas de exportación entre azoteas. Los valores de p , en rojo, indican entre qué azoteas, para los casos A2 y B1, se presentaron diferencias estadísticas en la concentración y tasa de exportación de amonio, sulfato, carbono orgánico y carbono inorgánico

Caso	Variable	p			
		AC-AVEcp	AVEcp-AVEsp	AC-AVEsp	
A2	Concentración	NH ₄ ⁺	0.423978	0.717950	0.024322
		CO	0.014222	0.620891	0.005669
		CI	0.019584	0.997859	0.018295
	Tasa de exportación	NH ₄ ⁺	0.423978	0.717950	0.024322
B1	Concentración	SO ₄ ²⁻	0.101685	1.000000	0.006296
		CO	0.140334	1.000000	0.031293
		CI	0.001575	0.401355	0.038416
	Tasa de exportación	CI	0.001575	0.401355	0.038416

5. Discusión

5.1 Composición química de la precipitación

En la Ciudad de México durante la temporada de lluvias los vientos, al ser predominantes del norte-noreste, transportan una gran cantidad de contaminantes atmosféricos hacia el sur, sur-poniente de la ciudad, lo que provoca que la lluvia en estas zonas presente altas concentraciones de especies iónicas y metales traza (Báez et al., 2007). De las especies químicas investigadas en este trabajo, la precipitación mostró concentraciones promedio en el siguiente orden de importancia: CT ($\cong 10$ mg/L), CO ($\cong 7$ mg/L), NT ($\cong 5$ mg/L), NO_2^- ($\cong 4$ mg/L $\cong 92$ $\mu\text{eq/L}$), Cl ($\cong 4$ mg/L), SO_4^{2-} ($\cong 3$ mg/L $\cong 63$ $\mu\text{eq/L}$), NO_3^- ($\cong 3$ mg/L $\cong 46$ $\mu\text{eq/L}$) y NH_4^+ ($\cong 1$ mg/L $\cong 56$ $\mu\text{eq/L}$); donde CT, compuesto principalmente por CO, fueron los contaminantes de mayor concentración observados en el agua de lluvia durante el periodo estudiado en 2019. En cuanto a sus variaciones temporales, las concentraciones más bajas de CT y CO fueron observadas en el mes de junio correspondiendo al inicio del periodo de muestreo, mientras que el pico máximo de concentración de ambos elementos fue registrado en el mes de agosto y octubre, respectivamente. En estos mismos meses, se reportaron las más altas concentraciones de NO_2^- , NT, NH_4^+ y SO_4^{2-} .

Báez y colaboradores (2007) realizaron un estudio de química en muestras de precipitación colectadas en el Centro de Ciencias de la Atmósfera (CCA), UNAM (ubicado a casi 4 km del área de estudio), durante la temporada de lluvias de 2007. Sus resultados mostraron que la lluvia contenía en promedio 92 $\mu\text{eq/L}$ de amonio, cerca de 43 $\mu\text{eq/L}$ de nitrato y aproximadamente 62 $\mu\text{eq/L}$ de sulfato, valores muy parecidos a los obtenidos en este estudio, pero no así para el amonio. Más recientemente, el estudio de García et al. (2020) analizó la composición química del agua de lluvia colectada también en el CCA-UNAM, durante tres años consecutivos (2006 a 2009). La concentración obtenida de sulfato fue de 70 $\mu\text{eq/L}$, nitrato de 53 $\mu\text{eq/L}$ y amonio de 101 $\mu\text{eq/L}$, valores que son muy similares a los encontrados en el presente estudio, sin embargo, el amonio fue una vez más, comparativamente más alto. Una posible causa de la menor concentración de amonio observada en la precipitación colectada en el JB puede deberse a la ubicación de este lugar, debido a que el jardín se encuentra en una zona menos transitada y expuesta al paso de vehículos comparado con el CCA.

Una de las principales fuentes de emisión de estos compuestos (NO_x , SO_2 y carbono) a la atmósfera son las industrias. Según el Inventario de Emisiones de la Ciudad de México de 2018, las alcaldías de Iztapalapa y Azcapotzalco son las que concentran la mayor actividad industrial. Los sectores más representativos son la industria alimenticia, de impresión, fabricación de productos metálicos, de plástico y hule. De igual manera, se consideran como otras fuentes principales de contaminantes a 2.1 millones de vehículos, 2.6 millones de viviendas, la cubierta vegetal y 65 mil hectáreas susceptibles a erosionarse (cifra de 2016).

Los aerosoles atmosféricos contienen carbono orgánico e inorgánico. Las principales fuentes de carbono orgánico para la Ciudad de México son las emisiones de escapes de vehículos de motor y quema de biomasa (Montero et al., 2018). Asimismo, el uso de productos de limpieza, aromatizantes, solventes, la actividad microbiana y la vegetación emiten compuestos orgánicos volátiles (SEDEMA, 2018). Los óxidos de nitrógeno (NOx) en la atmósfera son producto de la actividad industrial, plantas termoeléctricas, escape de vehículos, quema doméstica de gas en estufas y calentadores de agua. Respecto al amonio, algunas de sus fuentes son los productos de limpieza, excremento y orina de animales domésticos, agricultura e industrias (Báez et al., 2007; Dirección de monitoreo atmosférico, 2021). El SO₂, precursor de lluvia ácida y partículas suspendidas, tiene su origen en la actividad industrial, procesos de refinación de petróleo, emisiones de vehículos, generación de energía y actividad volcánica. Al igual que el nitrato, el sulfato es producto de las partículas suspendidas (Dirección de monitoreo atmosférico, 2021). El ácido sulfúrico (H₂SO₄) actúa como precursor de amonio en forma de sulfato de amonio ((NH₄)₂SO₄) (Báez et al., 2007). Otras fuentes de carbono, NOx y SO₂, son los comercios y servicios (restaurantes, hospitales), incendios forestales y en estructuras, vialidades pavimentadas y sin pavimentar, rellenos sanitarios, plantas de tratamiento de aguas, quema a cielo abierto, composta, residuos no gestionados, transporte no carretero y la construcción (SEDEMA, 2018).

5.2 Composición química del escurrimiento pluvial en azoteas

Por un lado, las características de las azoteas verdes extensivas como la membrana impermeabilizante, barrera anti-raíz, sustrato, capa almacenadora de agua, capa de drenaje, capa filtradora y vegetación, mantenimiento (Wang et al., 2017), y por otro lado, la degradación de los materiales de construcción de los techos verdes y convencionales con el paso del tiempo (Fonher, 2012), en combinación con elementos externos la deposición atmosférica y la concentración de contaminantes en precipitación (Fohner, 2012; Zhang et al., 2018), tienen un efecto directo en la calidad del escurrimiento de las azoteas verdes y comunes.

5.2.1 Incremento de concentraciones en el escurrimiento

En promedio, las concentraciones de las tres presentaciones de carbono fueron mayores en los escurrimientos de las azoteas estudiadas. Las concentraciones de CT (>30 mg/L) y CO (>20 mg/L) fueron significativamente más altas en los escurrimientos de las azoteas verdes (AVEcp y AVEsp) que en la precipitación (PP) y en el caso del CI, hubo un ligero incremento (\cong 6 mg/L), pero sin ser significativamente diferente al de la lluvia. Por otro lado, la concentración promedio de CT (>30 mg/L) y CI (\cong 19 mg/L) fueron estadísticamente más altas en el escurrimiento de la azotea convencional (AC) que en la precipitación. La concentración de CO (\cong 15 mg/L), a pesar de ser mayor a lo observado en la lluvia, no fue diferente. En la AVEcp, la máxima concentración de CT y CI ocurrió

en octubre y de CO en junio, en tanto que las concentraciones más bajas ocurrieron en agosto (CT y CO) y septiembre (CI). Por otro lado, en la AVEsp, durante agosto se reportó la máxima y mínima concentración de CT, en junio la máxima de CO y CI, y en septiembre y octubre, las mínimas, respectivamente. En la AC, las concentraciones más altas de carbono disuelto en el escurrimiento pluvial tuvieron lugar a la mitad y final del periodo de muestreo (julio, septiembre y octubre). En contraparte, las concentraciones mínimas se reportaron en el mes de junio para el CT y CO, y en el mes de septiembre para el CI. Cabe mencionar que en la AC se observaron varios valores atípicos de las tres especies de carbono especialmente en julio y octubre.

Algunos estudios han reportado el incremento en las concentraciones de carbono en el escurrimiento pluvial de azoteas verdes y techos convencionales. Uno de ellos es el trabajo de Berndtsson et al. (2009), en donde la concentración de carbono orgánico disuelto en el drenaje de una azotea verde extensiva ubicada en Malmö, Suecia, fue 20 veces mayor que lo observado en la precipitación. Los resultados de Fohner (2012) también mostraron aumentos en la concentración de carbono orgánico total (COT) en azoteas verdes que fueron fertilizadas con composta (>10 mg/L) edificadas en Fayetteville, Arkansas. Posteriormente, la investigación realizada por Zhang et al. (2015) reportó incrementos en la concentración de COT en el escurrimiento de una azotea verde extensiva, construida en Chongqing, China, y en una azotea común respecto a la precipitación.

En este trabajo, el incremento en la concentración de carbono (CT y CO) en el escurrimiento de las azoteas verdes puede deberse a la composición del sustrato (Berndtsson et al., 2009; Zhang et al., 2015), que entre sus componentes destacan la fibra de coco y composta. Así mismo el sustrato de ambas azoteas verdes, tiene una concentración de carbono total de casi 10% (ver sección de Métodos). También la degradación de plantas (ramas, hojas, raíces), los exudados de las raíces y metabolitos microbianos alteran el componente nutricional del sustrato. De igual manera la deposición atmosférica de partículas aéreas en la superficie de las plantas y en el sustrato que se movilizan durante eventos de precipitación-escurrimiento, modifican la calidad del escurrimiento (Wang et al., 2017). El aumento en la concentración de carbono (CT y CI) en el escurrimiento de la azotea convencional puede atribuirse a los árboles cercanos a la azotea convencional como lo menciona Hobbie et al. (2017) así como a la deposición atmosférica de material particulado, que es removido y transportado durante el evento de precipitación (Berndtsson et al., 2006). Finalmente, la composición de los materiales de construcción de la azotea pueden ser fuente de carbono orgánico dado que con el tiempo se deterioran, principalmente el techo común que está expuesto a la luz solar y a los rayos ultravioleta (Fohner, 2012; Zhang et al., 2015).

La concentración media de NT en el escurrimiento de la AVEcp ($\cong 6$ mg/L) fue sutilmente mayor a la concentración en la precipitación ($\cong 4$ mg/L); sin embargo, este incremento no fue significativo. En cuanto a las concentraciones promedio de NO_2^- y NO_3^- en los escurrimientos de las azoteas verdes, éstas fueron más elevadas a lo observado en la precipitación ($\text{NO}_2^- \cong 4$ mg/L, $\text{NO}_3^- \cong 3$ mg/L), pero no diferentes. En la AVEcp las concentraciones promedio de nitrito y nitrato oscilaron alrededor de 5 mg/L y de 6 mg/L, respectivamente. En cambio, en la AVEsp el nitrito tuvo una concentración promedio cercana a los 7 mg/L, mientras que para el nitrato fue más baja (4 mg/L). Las concentraciones de estos iones y NT en el escurrimiento de la AC no fueron diferentes a la precipitación. En las azoteas verdes, las mayores concentraciones de los compuestos de nitrógeno estudiados se observaron en el mes de junio, y las mínimas en los meses de octubre, agosto y septiembre. En tanto que, en el techo convencional, la máxima concentración de NO_2^- , NO_3^- y NT se registró en octubre, la mínima de NO_3^- y NT en junio y de NO_2^- en septiembre.

En un estudio elaborado por Gong et al. (2020) en Beijing, China, la concentración de NT en el escurrimiento de las azoteas verdes estudiadas fue significativamente más elevada que en los tratamientos control (precipitación y azotea común). Asimismo, la concentración de nitrato en las azoteas naturadas fue mayor que en la precipitación, pero no fue diferente a la concentración de nitrato de la azotea común. En el trabajo de Zhang et al. (2018), también realizado en Beijing, las azoteas verdes tenían distinto espesor (5 y 10 cm) y suelos ricos en materia orgánica. Al inicio del experimento, las azoteas verdes con mayor profundidad de sustrato manifestaron una liberación mayor de NT, pero después de un tiempo se estabilizaron, mostrando que no había diferencias significativas entre azoteas verdes y controles. De igual manera, en el trabajo de Ferrans et al. (2018), los escurrimientos de las azoteas verdes modulares, ubicadas en el campus principal de la Universidad de los Andes, Bogotá, Colombia, tuvieron concentraciones altas de nitrógeno total de Kjeldahl, nitratos y nitritos a diferencia de los controles (azotea convencional y precipitación). Por otro lado, en Johnson et al. (2016), las cubiertas vegetales estudiadas y el control, localizados en el centro para estudios de campo de la Universidad de Cincinnati, Ohio, presentaron una disminución en la concentración de nitrato a diferencia de los tratamientos que solo tenían medio de crecimiento, los cuales sugirieron ser fuente de nitrato.

En este trabajo, el incremento de las concentraciones de nitrógeno (NT y NO_3^-) en el escurrimiento de las azoteas verdes, en particular de la AVEcp, puede atribuirse a la profundidad del sustrato y a su composición. Como lo explica Wang y colaboradores (2017), un sustrato menos profundo tiene una capacidad de retención más baja y permite que el nitrógeno se movilice a través del escurrimiento, en específico el espesor de la AVEsp es de 132 mm y de la AVEcp de 103 mm. Mientras tanto, la falta de diferencias significativas entre las concentraciones de nitrógeno en el escurrimiento de ambas

azoteas verdes puede deberse a la variedad estacional de las transformaciones del nitrógeno como se describe en Buffman et al. (2016). También, la composición del sustrato de las azoteas verdes, con la proporción C:N de 10:1 (ver el apartado 3.2), propone que el N es un nutriente limitante, sugiriendo entonces un bajo potencial para filtrarse en el escurrimiento (Fassman y Simcock, 2013). La literatura muestra que las concentraciones de algunas formas de nitrógeno son más bajas en el escurrimiento de las azoteas verdes que en lluvia, mientras que en otros se reporta una liberación sustancial en el escurrimiento de azoteas verdes. La variabilidad en las concentraciones de N en el escurrimiento de las azoteas verdes se puede explicar por las características de sustrato y vegetación de la azotea, diferencias en pendiente, edad de las azoteas, prácticas de mantenimiento y condiciones climáticas (Berndtsson, 2010; Fohner, 2012).

La concentración de SO_4^{2-} en el escurrimiento de la azotea con baja pendiente ($\cong 5$ mg/L) mostró incrementos, aunque no estadísticamente diferente a los de la precipitación. En tanto que, la precipitación y la azotea verde con mayor inclinación mostraron concentraciones similares ($\cong 3$ mg/L). En esta misma azotea verde, los valores máximos y mínimos de concentración de SO_4^{2-} fueron registrados en los meses de agosto y octubre, respectivamente. Por el contrario, la concentración más alta de este anión fue observada en junio y la más baja en julio para la azotea con escasa pendiente. En el techo convencional, la concentración más baja se ubicó en julio y la más alta en agosto.

En la investigación de Zhang et al. (2015), el escurrimiento de la azotea verde tuvo un incremento significativo en la concentración de SO_4^{2-} respecto a los controles (azotea convencional y precipitación). En el trabajo de Vijayaraghavan et al. (2012), los resultados también mostraron que las concentraciones de sulfato en la azotea verde, establecida en el campus de la Universidad de Singapur, fueron mayores que la precipitación y que el control, pero menores en comparación con un tratamiento que tenía solo sustrato.

5.1.2 Disminución de la concentración en el escurrimiento

La concentración media de SO_4^{2-} en el escurrimiento de la AC fue menor ($\cong 2$ mg/L) que lo reportado en la precipitación ($\cong 3$ mg/L), a pesar de ello no fueron estadísticamente diferentes. Por otro lado, la concentración promedio de NT ($\cong 4$ mg/L) en el escurrimiento de la AVEsp fue menor a lo registrado en la precipitación ($\cong 5$ mg/L), aunque no fueron estadísticamente diferentes. En cuanto al NH_4^+ , este ion presentó una reducción en el escurrimiento de las azoteas verdes (AVEcp $\cong 0.5$ mg/L, AVEsp $\cong 0.4$ mg/L) y convencional ($\cong 0.8$ mg/L) respecto a la precipitación ($\cong 1$ mg/L), sin embargo, sólo fue significativo entre las azoteas verdes y la precipitación. Para el caso del NH_4^+ , los patrones de variación coinciden tanto para las azoteas verdes como para la convencional. En las tres azoteas, la máxima concentración de este ion se presentó en el mes de junio, y los valores mínimos durante los muestreos realizados en septiembre.

Varios son los estudios que reportan una disminución significativa de amonio en el escurrimiento de azoteas verdes (Berndtsson et al., 2006; Berndtsson et al., 2009; Ferrans et al., 2018; Johnson et al., 2016). En otros se hace visible una concentración elevada de amonio en la precipitación, intermedia en la azotea convencional y pequeña en la azotea verde como se reporta en Buffman et al. (2016). Sin embargo, en otros no se encontraron diferencias significativas entre la concentración en el escurrimiento de azoteas verdes y la precipitación (Gong et al., 2020).

En este caso, la disminución en la concentración de amonio en el escurrimiento de las azoteas verdes puede explicarse a partir del proceso de nitrificación, proceso en el que el amonio, que se encuentra en el suelo, es oxidado a nitrito y subsecuentemente a nitrato por la actividad microbiana del suelo. Asimismo, el amonio, al estar cargado positivamente puede quedar retenido a los minerales del suelo o materia orgánica (Chapin et al., 2002; Johnson et al., 2016).

5.3 Azoteas como fuente o sumidero de exportación de nutrientes

La sola comparación entre concentraciones no es suficiente para conocer el impacto de las azoteas verdes en la calidad del escurrimiento. En particular, en el caso de las azoteas verdes queda pendiente conocer si las concentraciones en los escurrimientos se mitigaron en función de la retención del escurrimiento (Barr, 2015).

La exportación media de CT ($>0.30 \text{ g/m}^2$) y CO ($>0.20 \text{ g/m}^2$) fue mayor en las tres azoteas que lo observado en la carga de la precipitación ($\text{CT} \cong 0.16 \text{ g/m}^2$, $\text{CO} \cong 0.10 \text{ g/m}^2$, $\text{CI} \cong 0.05 \text{ g/m}^2$), aunque la exportación de CI sólo fue mayor en la azotea común ($\cong 0.20 \text{ g/m}^2$) y AVEsp ($\cong 0.06 \text{ g/m}^2$), volviéndose así fuente la azotea común y la azotea verde con pendiente de CT, y la azotea convencional de CI, ya que con CO no hubo diferencias significativas entre lluvia y azoteas. Buffam y Mitchell (2015) sugieren que las azoteas verdes son fuente de carbono orgánico disuelto (COD). Asimismo, Todorov et al. (2018) encontró que la tasa de exportación del COD en el escurrimiento de la azotea verde fue comparativamente alta a la deposición húmeda, pero estadísticamente no fueron diferentes. De igual manera, el balance de masa para el CID mostró significativamente menos exportaciones en la azotea verde comparado con la azotea común y la carga de COD en la azotea común fue significativamente más grande que lo exportado por la azotea verde. Por otro lado, en Fohner (2012) se sugiere que con el paso del tiempo los techos comunes pueden eventualmente convertirse en fuente potencial de carbono, principalmente de carbono orgánico.

En este estudio, la azotea verde de escasa pendiente se comportó como sumidero de NT debido a que la carga promedio de NT en el escurrimiento ($\cong 0.05 \text{ g/m}^2$) fue estadísticamente menor a la carga en lluvia ($\cong 0.07 \text{ g/m}^2$). Respecto a la carga media de NH_4^+ en el escurrimiento, éstas fueron menores en los escurrimientos ($\text{AC} \cong 0.01 \text{ g/m}^2$,

$AVE_{cp} \cong 0.005 \text{ g/m}^2$, $AVE_{sp} \cong 0.004 \text{ g/m}^2$) que en la precipitación ($\cong 0.02 \text{ g/m}^2$), comportándose las azoteas verdes como sumideros. En la investigación de Zhang et al. (2015), también se observó que las azoteas verdes son sumidero de amonio, debido a que las exportaciones promedio de dicho ion registrada en el escurrimiento de la azotea verde estudiada fue significativamente más pequeña que las tasas de exportación de los controles. Igualmente, en Todorov et al. (2018) la retención de amonio fue mayor que la del nitrato en la azotea verde ubicada en Siracusa, Nueva York. Además de que la exportación promedio de amonio fue significativamente mayor en el escurrimiento del control que en el volumen exportado por la azotea verde.

El atributo fuente o sumidero se determina a partir de comparar la calidad del escurrimiento de una azotea verde con la calidad del escurrimiento de una azotea común o a partir de comparar la calidad del escurrimiento de la azotea verde y precipitación. Algunos estudios reportan que las azoteas verdes son fuente de ciertas especies químicas y sumideros de otras (Fohner, 2012; Wang et al., 2017). Lo anterior se debe a que existen factores directos (sustrato y capas estructurales) e indirectos (plantas, animales, irrigación, fertilizantes, pesticidas, deposición atmosférica, precipitación, edad de la azotea verde, condiciones climáticas y fuentes locales de contaminantes) que hacen que las azoteas verdes actúen como fuentes. En contraparte, las plantas, micorrizas y sustrato convierten a las azoteas verdes en sumideros. Sin embargo, el sustrato, plantas, micorrizas y la edad de las azoteas tienen funciones bi-direccionales (fuente o sumidero) además, la variabilidad en el diseño de los sistemas de azoteas, hacen difícil discernir sus efectos en la calidad del escurrimiento pluvial (Fohner, 2012; Wang et al., 2017; Zhang et al., 2018).

5.4 Influencia de los arreglos PP-AP en el comportamiento fuente o sumidero de las azoteas verdes

Las azoteas verdes mostraron sólo diferencias estadísticas en concentraciones y exportaciones para los casos A2 y B1 previamente definidos. El primero de estos casos, corresponde a precipitaciones (PP) entre 5 y 13.3 mm con antecedentes de precipitación (AP) relativamente altos ($>39.4 \text{ mm}$). El segundo caso corresponde a eventos de precipitación más grandes ($>13.3 \text{ mm}$) con antecedentes de precipitación relativamente bajos ($<39.4 \text{ mm}$) (ver la sección 3.8.3). La falta de diferencias significativas para los casos A1 y B2 puede atribuirse a las condiciones que caracterizan esos eventos, es decir, condiciones de muy baja precipitación y humedad en el sustrato, o bien muy altas entradas de lluvia y elevados contenidos de agua en el sustrato, en conjunción con la tasa de evapotranspiración, tasa de infiltración, volumen de escurrimiento generado, así como con las condiciones atmosféricas, características del sustrato y plantas.

El caso A2 fue significativo para NH_4^+ , CO y Cl. Para el catión, la concentración en el escurrimiento de las azoteas verdes fue menor ($AVE_{cp} \cong 0.2 \text{ mg/L}$; $AVE_{sp} \cong 0.05 \text{ mg/L}$)

que la concentración en el drenaje de la AC ($\cong 1.3$ mg/L), pero en específico esta reducción fue significativa para la AVEsp. Para las especies de carbono, se registró un incremento significativo en la concentración de CO en el escurrimiento de las azoteas verdes (AVEcp $\cong 22$ mg/L; AVEsp $\cong 25$ mg/L) en tanto que en la AC fue de casi 9 mg/L, mientras que el CI tuvo una disminución significativa en el escurrimiento de las azoteas verdes (AVEcp $\cong 5$ mg/L; AVEsp $\cong 5$ mg/L) a diferencia de la concentración en la azotea convencional ($\cong 15$ mg/L). De acuerdo con la tasa de exportación del amonio, solo la AVEsp se comporta como un sumidero de amonio ($\cong 0.0004$ g/m²) respecto a la carga de la azotea convencional ($\cong 0.01$ g/m²).

Por el contrario, el caso B1 fue significativo para el SO₄²⁻, CO y CI. La concentración del anión tuvo un incremento en el escurrimiento de las azoteas verdes (AVEcp $\cong 4$ mg/L; AVEsp $\cong 5$ mg/L) con respecto a la concentración en el escurrimiento de la común ($\cong 2$ mg/L). La concentración de CO presentó, al igual que en A2, un incremento en el drenaje de las azoteas verdes (AVEcp $\cong 23$ mg/L; AVEsp $\cong 26$ mg/L) mientras que en la AC fue de aproximadamente 12 mg/L. En particular, los incrementos de SO₄²⁻ y CO fueron significativos para la AVEsp. La tasa de exportación del carbono inorgánico se redujo significativamente en las azoteas verdes (AVEcp $\cong 0.05$ g/m²; AVEsp $\cong 0.08$ g/m²), provocando que éstas se comporten como sumidero respecto a la carga de CI en el control ($\cong 0.23$ g/m²).

5.5 Efecto de las variables hidrometeorológicas en la concentración y tasa de exportación de nutrientes y carbono total en las azoteas verdes

En general, las concentraciones de los nutrientes (NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻) y carbono total (CT) se vieron en su mayoría poco influenciadas por las variables hidrometeorológicas (volumen de escurrimiento (Q), humedad en el sustrato (θ_a) y precipitación antecedente (AP), a diferencia de las tasas de exportación.

En las AVEs, la correlación entre Q y la concentración de NH₄⁺ fue inversa, en cambio con las concentraciones de NO₃⁻, SO₄²⁻ y CT fue positiva. En la AVEcp, la correlación entre Q y NH₄⁺ fue muy baja y con NO₃⁻, SO₄²⁻ y CT fue moderada, mientras que en la AVEsp la correlación entre Q y NH₄⁺ también fue muy baja, con SO₄²⁻ fue baja y con NO₃⁻ y CT fue moderada. Con lo que respecta a la correlación de Q con las tasas de exportación de los nutrientes y carbono total de las dos azoteas verdes, todas fueron positivas. Para ambas AVE, la correlación de Q con CT fue muy alta, y con los nutrientes solo alta, excepto en AVEsp donde la correlación con NH₄⁺ es moderada.

En la AVEcp el AP se correlacionó de manera negativa y muy baja con la concentración de NO₃⁻, con SO₄²⁻ y CT fue baja y con NH₄⁺ fue moderada. Por el contrario, en la AVEsp el AP sólo se correlacionó de manera negativa y moderada con NO₃⁻ y NH₄⁺, mientras que la correlación de AP con SO₄²⁻ y CT fue muy baja y positiva. Para las dos

azoteas verdes las correlaciones de AP con las tasas de exportación fueron negativas y en su mayoría son débiles, excepto con el NH_4^+ que la correlación fue moderada.

En las azoteas verdes, la θ_a se correlacionó de manera indirecta con la concentración de NO_3^- , NH_4^+ , SO_4^{2-} y CT. En la AVEcp, la correlación fue moderada con la concentración de NO_3^- , SO_4^{2-} y CT y baja con NH_4^+ . Por otro lado, en la AVEsp, la correlación fue alta con NO_3^- y baja con NH_4^+ , SO_4^{2-} y CT. Las correlaciones entre la humedad del suelo con las tasas de exportación de las AVEs fueron negativas y en general altas, a excepción de la AVEsp donde la relación con SO_4^{2-} y CT fue baja y moderada, respectivamente.

6. Conclusiones y recomendaciones

El presente trabajo describió las variaciones en la concentración y tasa de exportación de especies químicas en dos azoteas verdes extensivas (AVEs), de edad madura (22 años), con distintas características en vegetación y sustrato, comparándolas con una azotea convencional durante eventos de precipitación-escurrimiento muestreados en la temporada de lluvias de 2019 en la Ciudad de México. Durante el periodo estudiado, se observó una gran variación temporal en la precipitación para las especies químicas estudiadas. En el caso de las azoteas verdes, las mayores concentraciones de NT , NO_3^- , NO_2^- y NH_4^+ se observaron al inicio de la temporada de lluvias. Los valores mínimos de ellos coincidieron en el tiempo para ambas azoteas verdes, pero no fue el mismo patrón para cada especie de nitrógeno. Para la azotea convencional, las más altas concentraciones de NT , NO_3^- y NO_2^- tuvieron lugar en el mes de octubre, mientras que los mínimos ocurrieron en diferentes meses. En las tres azoteas estudiadas, las menores y mayores concentraciones NH_4^+ se presentaron en septiembre y junio. Para las especies de carbono, es difícil establecer un patrón de variación temporal entre azoteas.

Con base en las concentraciones y volúmenes de precipitación, las muestras de lluvia mostraron que las cargas promedio de CT y CO fueron las más elevadas, seguidas por NO_2^- , NT , Cl , SO_4^{2-} , NO_3^- y NH_4^+ . En la AVEcp y AVEsp se observaron altas tasas de exportación en el escurrimiento pluvial de CT y CO, mientras que la exportación de NH_4^+ fue la más baja. En específico, la AVEcp reportó mayores exportaciones de NO_3^- , y menores de Cl y SO_4^{2-} , mientras que las exportaciones de NT y NO_2^- fueron similares a las observadas en la precipitación. La AVEsp registró mayores exportaciones de Cl y menores de NT , en tanto que las tasas de exportación de NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} se mantuvieron similares a las de la precipitación. En la AC, las tasas de exportación más elevadas correspondieron a CT, Cl y CO. En especial la exportación de CT fue muy similar a lo que exportaron las AVEs, sin embargo, la exportación de Cl fue mucho mayor de lo registrado en las azoteas verdes. La tasa de exportación de las siguientes especies NT , NO_2^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y NH_4^+ tuvieron una disminución con relación a la lluvia. A pesar de los aumentos y disminuciones en las tasas de exportación de nutrientes a través del escurrimiento pluvial con respecto a la carga de estos en lluvia, los resultados sugieren que las dos azoteas verdes son sumidero de NH_4^+ y la AVEcp se comporta como fuente de CT. Por otro lado, la AC se comporta como fuente de Cl y CT.

Los tamaños de los eventos de precipitación y las características antecedentes a estos, como la humedad antecedente, influyeron en las tasas de exportación de las azoteas verdes. En este sentido, la AVEsp fue sumidero de NH_4^+ bajo condiciones de precipitación relativamente bajas y lluvias previas altas. En tanto que, ambas azoteas verdes se comportaron como sumidero de Cl cuando prevalecieron precipitaciones de moderada a altas cantidades y lluvias previas relativamente bajas. Los resultados

también mostraron que las tasas de exportación de NH_4^+ , NO_3^- , SO_4^{2-} y CT se ven altamente influenciadas por el volumen de escurrimiento y humedad antecedente en el sustrato en particular en la AVEcp. En cambio, en la AVEsp, la influencia del escurrimiento también es alta, pero la humedad antecedente solo afectó al NO_3^- y NH_4^+ .

En resumen, las azoteas verdes estudiadas se pueden considerar benéficas en la retención de nutrientes-contaminantes porque a pesar de los incrementos y disminuciones en las concentraciones y tasas de exportación de los compuestos y especies químicas analizadas no hubo diferencias estadísticas respecto al control (precipitación), excepto la tasa de exportación del amonio que permitió identificar a las azoteas verdes como sumideros de este ion. También se sugiere que las azoteas verdes secuestran carbono inorgánico debido a que sólo la azotea convencional fue fuente. Además, a pesar del incremento en la concentración de carbono orgánico en el escurrimiento de las azoteas verdes, no significó que sean fuente de carbono orgánico.

Para tener un mejor entendimiento de la dinámica temporal de los nutrientes, se sugiere realizar muestreos en lluvia y escurrimiento en diferentes momentos del año, los que podrían servir como guía para conocer si las entradas y exportaciones de nitrógeno, sulfato y carbono se modifican con la estacionalidad. A pesar de que en la temporada seca las lluvias son pocas, en algunas de ellas se pueden producir escurrimientos. Además, muestreos con alta resolución temporal, dentro de un mismo evento de precipitación, podría ofrecer un panorama más detallado de la exportación de nutrientes en las azoteas verdes. Debido a que el orgánico fue el nutriente que más se incrementó en el escurrimiento de las azoteas verdes, se recomienda evaluar el contenido de materia orgánica en el sustrato a lo largo del año, para conocer si las azoteas verdes están ganando o perdiendo carbono y así interpretar mejor los resultados.

Por último, la implementación de azoteas verdes en ciudades, como la Ciudad de México, genera múltiples beneficios. En particular, con este trabajo se demostró que son sumidero de amonio y se sugiere que también lo son de carbono inorgánico. El éxito de las azoteas verdes en diferentes condiciones climáticas, a lo largo del país, está íntimamente ligado a la vegetación, la cual debe elegirse tomando en cuenta el clima y que sean capaces de sobrevivir en condiciones extremas (baja precipitación, fuertes vientos, temperaturas extremas, etc.). Del mismo modo hay que considerar que su instalación implica una inversión económica y, en específico, en edificios ya construidos, un estudio que avale que la estructura puede soportar el peso extra que sería añadido por su construcción. Por tanto, recomendaría que dependiendo del problema ambiental que se quiera enfrentar, decidir si la construcción de una azotea verde es la mejor opción y así elegir qué tipo de azotea verde y diseño sería el más adecuado.

Referencias

- Arellano, E. (2017). *Efecto de la naturación en la generación de escurrimiento por lluvia en azoteas*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Arellano, E., López-Portillo, M., Muñoz, L. & Prado, B. (2021). Rainfall retention and runoff generation processes in tropical mature green roof ecosystems. *Hydrological Processes*. (Aceptado). <https://doi.org/10.1002/hyp.14382>
- Avendaño, B. L., Avendaño, G., Cruz, W., & Cárdenas, A. (2014). Guía de referencia para investigadores no expertos en el uso de estadística multivariada. *Diversitas*, 10(1), 13. <https://doi.org/10.15332/s1794-9998.2014.0001.01>
- Báez, A., Belmont, R., García, R., Padilla, H., & Torres, M. C. (2007). Chemical composition of rainwater collected at a southwest site of Mexico City, Mexico. *Atmospheric Research*, 86(1), 61–75. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2007.03.005>
- Barr, C. (2015). *Water quality impacts of a green roof In Comparison to Other Land Uses*. Tesis de Maestría. Villanova University.
- Berardi, U., GhaffarianHoseini, A. H., & GhaffarianHoseini, A. (2014). State-of-the-art analysis of the environmental benefits of green roofs. *Applied Energy*, 115, 411–428. <https://doi.org/10.1016/j.apenergy.2013.10.047>
- Berhe, A., Harden, J., Torn, M., Kleber, M., Burton, S., & Harte, J. (2012). Persistence of soil organic matter in eroding versus depositional landform positions. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 117(2), 1–16. <https://doi.org/10.1029/2011JG001790>
- Berndtsson, J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: A review. *Ecological Engineering*, 36(4), 351–360. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2009.12.014>
- Berndtsson, J., Bengtsson, L., & Jinno, K. (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecological Engineering*, 35(3), 369–380. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.020>
- Berndtsson, J., Emilsson, T., & Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment*, 355(1–3), 48–63. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.02.035>
- Besir, A., & Cuce, E. (2018). Green roofs and facades: A comprehensive review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 82(July 2017), 915–939. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.09.106>
- Bonin, C., & Lal, R. (2012). Agronomic and Ecological Implications of Biofuels. *Advances in Agronomy*, 117, 1–50. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-394278-4.00001-5>
- Buffam, I., & Mitchell, M. (2015). Nutrient Cycling in Green Roof Ecosystems. En R. Sutton (Ed.) *Green Roof Ecosystems* (pp. 107-134). Springer. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7>
- Buffam, I., Mitchell, M. E., & Durtsche, R. D. (2016). Environmental drivers of seasonal variation in green roof runoff water quality. *Ecological Engineering*, 91, 506–514. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.02.044>
- Burbano, H. (2018). El carbono orgánico del suelo y su papel frente al cambio climático. *Revista de Ciencias Agrícolas*, 34(1), 82-96. <http://dx.doi.org/10.22267/rcia.183501.85>
- Bocard, D., Legendre, P., & Gillet, F. (2011). Unconstrained Ordination. En R. Gentleman, K. Hornik, G. Parmigiani *Numerical Ecology with R*. (pp. 117-152) Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4419-7976-6>
- Cano, G. (2021). *Evaluación del desempeño de azoteas verdes extensivas en la retención de contaminantes, Ciudad de México*. Tesis de Maestría. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Cartler, K. (2021). Growing Equity in City Green Space. *EOS*, 102(6), 34–38.
- Cascone, S., Coma, J., Gagliano, A., & Pérez, G. (2019). The evapotranspiration process in green roofs: A review. *Building and Environment*, 147, 337–355. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2018.10.024>
- Castillo, S., Martínez, Y., Romero, M., Guadarrama, P., Núñez, O., Sánchez, I. & Meave, J. (2007). La Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel: Aspectos florísticos y ecológicos. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel de Ciudad Universitaria. Coordinación de la Investigación Científica. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Chapin, F., Matson, P., & Vitousek, P. (2002). *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*. Springer. <https://doi.org/10.1007/b97397>
- Cheremisinoff, N. (1998). Principles of hydrogeology. En *Groundwater Remediation and Treatment Technologies* (pp. 85-126). <https://doi.org/10.1016/B978-081551411-4.50005-3>
- Dirección de Monitoreo Atmosférico (2021). Calidad del aire. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México. Recuperado 28 de Septiembre, 2021, de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27Y6BhnmKkYQ==%27>

- Dvorak, B. (2021). "Planting Green Roofs for Climate Resilience in Dry or Semi-Arid Regions." *Living Architecture Monitor A Green Roofs For Healthy Cities Publication*. Recuperado Febrero, 2022 (<https://livingarchitecturemonitor.com/articles/green-roofs-climate-resilience-su21>).
- Edwards, P. (1998). Sulfur cycling, retention, and mobility in soils: a review. *General Technical Report, NE-250, Radnor, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Research Station*, 1–18. Recuperado 12 de octubre de 2021 de: http://www.fs.fed.us/ne/newtown_square/publications/technical_reports/pdfs/1998/gtrne250.pdf
- FAO. (2017). *Carbono orgánico del suelo: el potencial oculto. Organización de la Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura*. En L. Wiese, V. Alcántara, B. Rainer, R. Vargas (Eds.). Recuperado 3 de septiembre, 2021, de <http://www.fao.org/3/I6937Es/i6937es.pdf>
- Fassman, E., & Simcock, R. (2013). *Hydrology and Water Quality of Living Roofs in Auckland Hydrologie et qualité del' eau de plusieurs toitures végétalisées à Auckland*. 1–10.
- Ferrans, P., Rey, C., Pérez, G., Rodríguez, J., & Díaz-Granados, M. (2018). Effect of green roof configuration and hydrological variables on runoff water quantity and quality. *Water (Switzerland)*, 10(7), 1–18. <https://doi.org/10.3390/w10070960>
- FLL (2018). *Green Roof Guidelines - Guidelines for the Planning, construction and maintenance of green roofs*. 156. Landscape Development and Landscaping Research Society. Consultado en: [http://www.greenroofsouth.co.uk/FLL Guidelines.pdf](http://www.greenroofsouth.co.uk/FLL%20Guidelines.pdf)
- Fohner, J. (2012). *Nutrient dynamics in stormwater runoff from green roofs with varying substrate*. Tesis de Maestría. University of Arkansas.
- Gaceta Oficial de la Ciudad de México (2018). Aviso por el que se da a conocer la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-013-RNAT-2017, que establece las especificaciones técnicas para la Instalación de sistemas de naturación en la Ciudad de México. Recuperado 27 de enero de 2022 de https://data.consejeria.cdmx.gob.mx/portal_old/uploads/gacetas/5308292ce3f31d0cd148599c20c8a423.pdf
- Getter, K. & Rowe, D. (2006). The role of extensive green roofs in sustainable development. *HortScience*, 41(5), 1276–1285.
- Gong, Y., Zhang, X., Li, J., Fang, X., Yin, D., Xie, P., & Nie, L. (2020). Factors affecting the ability of extensive green roofs to reduce nutrient pollutants in rainfall runoff. *Science of the Total Environment*, 732. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139248>
- GRO. (2021). *Green Roof Types. Green Roof Organization*. Recuperado 3 de septiembre, 2021, de <https://greenrooforganisation.org/green-roofs/green-roof-types/>
- GSA. (2011). *A Report of the United States General Services Administration. The Benefits and Challenges of Green Roofs on Public and Commercial Buildings*. Recuperado 3 de septiembre, 2021, de http://www.gsa.gov/portal/media/158783/fileName/The_Benefits_and_Challenges_of_Green_Roofs_on_Public_and_Commercial_Buildings.action
- Hobbie, S. E., Finlay, J. C., Janke, B. D., Nidzgorski, D. A., Millet, D. B., & Baker, L. A. (2017). Contrasting nitrogen and phosphorus budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 114(16), 4177–4182. <https://doi.org/10.1073/pnas.1618536114>
- Horwath, W. (2008). Carbon Cycling and Formation of Soil Organic Matter. En W. Chesworth (Ed.). *Encyclopedia of Soil Science* (pp. 91-97). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_140
- INECC. (2007). *El carbono. Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático*. Recuperado 3 de septiembre, 2021, de <http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones2/libros/296/cap2.html>
- Johnson, C., Schweinhart, S., & Buffam, I. (2016). Plant species richness enhances nitrogen retention in green roof plots. *Ecological Applications*, 26(7), 2130–2144. <https://doi.org/10.1890/151850.1>
- Koprivnjak, J., & Moore, T. (1992). Sources, sinks, and fluxes of dissolved organic carbon in subarctic fen catchments. *Arctic & Alpine Research*, 24(3), 204–210. <https://doi.org/10.2307/1551658>
- Lamera, C., Becciu, G., Rulli, M., & Rosso, R. (2014). Green roofs effects on the urban water cycle components. *Procedia Engineering*, 70, 988–997. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2014.02.110>
- Leal, W., Balogun, A.-L., Olayide, O., Azeiteiro, U., Ayal, D., Chavez, P., Nagy, G., Bynoe, P., Ogue, O., Yannick N., Saroar, M., & Li, C. (2019). Assessing the impacts of climate change in cities and their adaptive capacity: Towards transformative approaches to climate change adaptation and poverty reduction in urban areas in a set of developing countries. *Science of The Total Environment*, 692, 1175–1190. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.07.227>
- Li, W., & Yeung, K. (2014). A comprehensive study of green roof performance from environmental perspective. *International Journal of Sustainable Built Environment*, 3(1), 127–134. <https://doi.org/10.1016/j.ijsbe.2014.05.001>

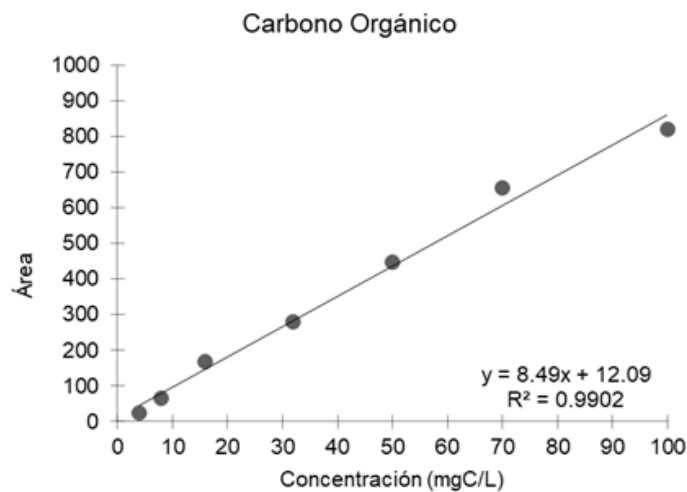
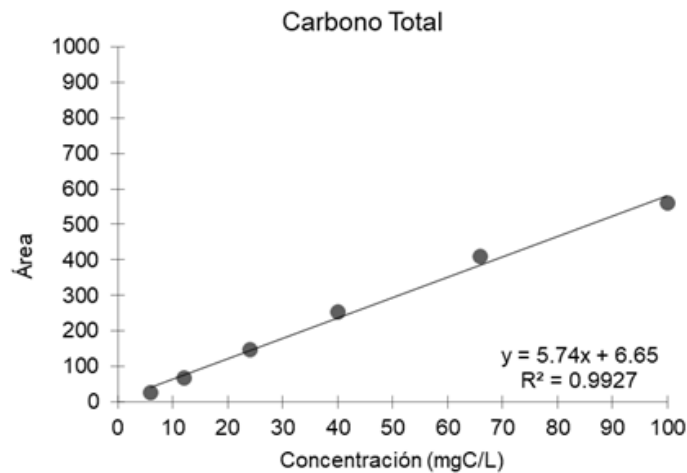
- Li, Y., & Babcock, R. W. (2014). Green roof hydrologic performance and modeling: a review. *Water Science and Technology*, 69(4), 727–738. <https://doi.org/10.2166/wst.2013.770>
- Liu, H., Kong, F., Yin, H., Middel, A., Zheng, X., Huang, J., Xu, H., Wang, D., & Wen, Z. (2021). Impacts of green roofs on water, temperature, and air quality: A bibliometric review. *Building and Environment*, 196. <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2021.107794>
- Liu, W., Wei, W., Chen, W., Deo, R., Si, J., Xi, H., Li, B., & Feng, Q. (2019). The impacts of substrate and vegetation on stormwater runoff quality from extensive green roofs. *Journal of Hydrology*, 576, 575–582. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.06.061>
- López-Portillo, M. (2019). *Efecto de la humedad y propiedades hidrofísicas del sustrato en la conectividad y respuesta hidrológica de azoteas verdes extensivas, Ciudad de México*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- MEA. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment*. The United Nations Environment Programme (UNEP) (Ed.); Vol. 37. Island Press.
- Mitchell, K & Alewell, C. Sulfur Transformations and Fluxes. En W. Chesworth (Ed.). *Encyclopedia of Soil Science* (pp. 757-763). Springer. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-3995-9_140
- Montero, G., Rivera, J., Roy, P., Rosado, A., Hernández, P., Mendoza, A., & Andraca, G. (2018). Content and composition of dissolved organic carbon in precipitation at the southern part of Mexico City. *Atmósfera*, 31(4), 331–346. <https://doi.org/10.20937/ATM.2018.31.04.02>
- Moore, T. R. (2018). Dissolved Organic Carbon: Sources, Sinks, and Fluxes and Role in the Soil Carbon Cycle. En B. Lal, J. Kimble, R. Follett (Eds.), *Soil Processes and the Carbon Cycle* (pp. 281–292). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/9780203739273-19>
- Morbideilli, R., Saltalippi, C., Flammini, A., & Govindaraju, R. S. (2018). Role of slope on infiltration: A review. *Journal of Hydrology*, 557, 878–886. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.01.019>
- MPCA. (2021). *Design criteria for green roofs*. Minnesota Pollution Control Agency. Recuperado 3 de septiembre de 2021, de https://stormwater.pca.state.mn.us/index.php?title=Design_criteria_for_green_roofs
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R., Doshi, H., Dunnett, N., ..., & Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823–833. <https://doi.org/10.1641/B571005>
- ONU-Habitat. (2011). *Las ciudades y el cambio climático: orientaciones para políticas: Informe mundial sobre asentamientos humanos 2011*. Programa de las Naciones Unidas para los asentamientos humanos. Earthscan.
- ONU-Habitat. (2019). *Las ciudades, “causa y solución” del cambio climático*. Programa de las Naciones Unidas para los asentamientos humanos. Recuperado 12 de octubre de 2021 de <https://onuhabitat.org.mx/index.php/las-ciudades-causa-y-solucion-del-cambio-climatico>
- Pokorný, J., & Rejšková, A. (2008). Water Cycle Management. En S. Jørgensen, B. Fath (Eds.) *Encyclopedia of Ecology*, 1998, 3729–3737. <https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00081-1>
- Quiroz, D. (2013). Las ciudades y el cambio climático: el caso de la política climática de la Ciudad de México. *Estudios Demográficos y Urbanos*, 28(2), 343–382.
- Quiroz, D. (2018). *Implementación de infraestructura verde como estrategia para el cambio climático en ciudades mexicanas, hoja de ruta*. Recuperado 12 de octubre de 2021 de https://www.gob.mx/cms/uploads/attachment/file/394115/Hoja_de_ruta_IV_Infraestructura_Verde.pdf
- Rai, R., Singh, V., & Upadhyay, A. (2017). Hydrologic Computations. En *Planning and Evaluation of Irrigation Projects* (pp. 83–229). <https://doi.org/10.1016/b978-0-12-811748-4.00004-2>
- Rivera, J. (2017). *Caracterización de material orgánico soluble en agua de lluvia durante la temporada 2016*. Tesis de Licenciatura. Universidad Nacional Autónoma de México.
- Rowe, D. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159(8–9), 2100–2110. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2010.10.029>
- Rowe, D., & Getter, K. (2015). *Green Roofs and Garden Roofs*. 391–412. <https://doi.org/10.2134/agronmonogr55.c19>
- SEREPESA (2021). Ficha descriptiva REPSA. Secretaría Ejecutiva de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel. Coordinación de la Investigación Científica. Recuperado 3 de septiembre de 2021 de <http://www.repsa.unam.mx/index.php/objetivos/caracteristicas/ficha-descriptiva>
- Schlesinger, W. H., & Bernhardt, E. S. (2020). The Global Cycles of Nitrogen, Phosphorus and Potassium. En *Biogeochemistry*, 483–508. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-814608-8.00012-8>
- SEDEMA. (2018). *Inventario de Emisiones de la Ciudad de México 2016*. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México. Recuperado 28 de septiembre, 2021, de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=Z6Bhnml=&dc=Zg==>

- SEDEMA. (2021). *Inventario De Emisiones De La Zona Metropolitana Del Valle De México 2018*. Secretaría de Medio Ambiente de la Ciudad de México. Recuperado el 28 de septiembre de 2021 de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=Z6BhnmI=&dc=Zg==>
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges: A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 90, 757–773. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.006>
- Shafique, M., Xue, X., & Luo, X. (2020). An overview of carbon sequestration of green roofs in urban areas. *Urban Forestry and Urban Greening*, 47. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.126515>
- Soulis, K., Ntoulas, N., Nektarios, P., & Kargas, G. (2017). Runoff reduction from extensive green roofs having different substrate depth and plant cover. *Ecological Engineering*, 102, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.01.031>
- Starry, O. (2016). Ecosystem ecology as a framework for organizing and advancing green roof research. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 62(1–2), 97–102. <https://doi.org/10.1080/15659801.2015.1031470>
- Sterling, T. M. (2005). Transpiration: Water Movement through Plants. *Journal of Natural Resources and Life Sciences Education*, 34(1), 123–123. <https://doi.org/10.2134/jnrise.2005.0123>
- Stovin, V., Poë, S., De-Ville, S., & Berretta, C. (2015). The influence of substrate and vegetation configuration on green roof hydrological performance. *Ecological Engineering*, 85, 159–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.076>
- Sutton, R. K. (2015). Introduction to Green Roof Ecosystems. En R. Sutton (Ed.), *Green Roof Ecosystems* (pp. 1–25). https://doi.org/10.1007/978-3-319-14983-7_1
- Schowalter, T. (2006). Ecosystem Structure and Function. En *Insect Ecology*. <https://doi.org/10.1016/B978-012088772-9/50037-6>
- Todorov, D., Driscoll, C. T., Todorova, S., & Montesdeoca, M. (2018). Water quality function of an extensive vegetated roof. *Science of the Total Environment*, 625, 928–939. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.12.085>
- UCAR. (2010). *Runoff Processes: International Edition*. University Corporation for Atmospheric Research. Recuperado 3 de septiembre, 2021, de https://is.muni.cz/www/burianova/comet/hydro/basic_int/runoff/index.htm
- USGS. (2021). *Precipitation and the Water Cycle*. U.S. Geological Survey. Recuperado 3 de septiembre, 2021, de https://www.usgs.gov/special-topic/water-science-school/science/precipitation-and-water-cycle?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- van den Berg, L., Shotbolt, L., & Ashmore, M. (2012). Dissolved organic carbon (DOC) concentrations in UK soils and the influence of soil, vegetation type and seasonality. *Science of the Total Environment*, 427–428, 269–276. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.03.069>
- Vásquez, A. E. (2016). Infraestructura verde, servicios ecosistémicos y sus aportes para enfrentar el cambio climático en ciudades: el caso del corredor ribereño del río Mapocho en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 63, 63–86. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022016000100005>
- Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: A critical review on the role of components, benefits, limitations and trends. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 57, 740–752. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2015.12.119>
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U. M., & Balasubramanian, R. (2012). A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water Research*, 46(4), 1337–1345. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.12.050>
- Wang, H., Qin, J., & Hu, Y. (2017). Are green roofs a source or sink of runoff pollutants? *Ecological Engineering*, 107(3888), 65–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.035>
- Weiler, M., McDonnell, J., Tromp-van Meerveld, I., & Uchida, T. (2005). Subsurface Stormflow. En *Encyclopedia of Hydrological Sciences*, 1–14. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa119>
- Xie, H., & Liu, J. (2020). A modeling study of the interflow in the green roof. *Urban Forestry and Urban Greening*, 54. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126760>
- Yang, W. Y., Li, D., Sun, T., & Ni, G. H. (2015). Saturation-excess and infiltration-excess runoff on green roofs. *Ecological Engineering*, 74, 327–336. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.10.023>
- Zenghelis, D., & Stern, N. (2015). Climate change and cities: a prime source of problems, yet key to a solution. *The Guardian*, 1–8. Recuperado 12 de octubre de 2021 de <http://www.theguardian.com/cities/2015/nov/17/cities-climate-change-problems-solution>
- Zhang, Q., Miao, L., Wang, X., Liu, D., Zhu, L., Zhou, B., Sun, J., & Liu, J. (2015). The capacity of greening roof to reduce stormwater runoff and pollution. *Landscape and Urban Planning*, 144, 142–150. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.08.017>
- Zhang, W., Zhong, X., & Che, W. (2018). Nutrient leaching from extensive green roofs with different substrate compositions: a laboratory study. *Water Science and Technology*, 77(4), 1007–1014. <https://doi.org/10.2166/wst.2017.622>

Anexos

I. Curvas de calibración para carbono total y carbono orgánico

Se elaboraron dos curvas de calibración, una para el carbono total (CT) y otra para el carbono orgánico (CO), partiendo de soluciones madre de 1000 mgC/L; para el CT se emplearon como estándares carbonato de sodio anhidro (Na_2CO_3) y carbonato ácido de sodio (NaHCO_3) y para el COT se usó ácido cítrico monohidratado ($\text{C}_6\text{H}_8\text{O}_7 \cdot \text{H}_2\text{O}$) (Cano, comunicación personal, 2020). De cada solución madre se tomaron ciertos volúmenes para obtener soluciones con concentración de 6, 12, 24, 40, 66 y 100 mgC/L para la curva de CT y de 4, 10, 15, 20, 24, 56, 80 y 100 mgC/L para COT (Cano, comunicación personal, 2020).



II. Tabla de correlaciones

Correlaciones marcadas en rojo son significativas a $p < .05000$
N=57 (Eliminación Listwise para datos faltantes)

Variable	Concentraciones					Tasa de exportación									
	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NT	SO ₄ ²⁻	CT	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NT	SO ₄ ²⁻	CT	pH	Q	AP	PP	
Concentración	NO ₃ ⁻	1.0000	.2326	.8415	.3691	.2545	.8045	.1734	.6632	.2960	.2158	-.1571	-.1786	.1346	.0720
		p=---	p=.082	p=.000	p=.005	p=.056	p=.000	p=.197	p=.000	p=.025	p=.107	p=.243	p=.184	p=.318	p=.595
	NH ₄ ⁺	.2326	1.0000	.2457	-.0015	-.1533	.1951	.6500	.2169	-.0231	-.1889	.1502	-.1267	.0252	-.2801
		p=.082	p=---	p=.065	p=.991	p=.255	p=.146	p=.000	p=.105	p=.865	p=.159	p=.265	p=.348	p=.853	p=.035
	NT	.8415	.2457	1.0000	.0799	.3140	.7437	.2427	.8333	.0681	.2444	-.1051	-.1462	.0531	.1312
	p=.000	p=.065	p=---	p=.554	p=.017	p=.000	p=.069	p=.000	p=.614	p=.067	p=.437	p=.278	p=.695	p=.330	
	SO ₄ ²⁻	.3691	-.0015	.0799	1.0000	.1857	.3505	-.0273	.0878	.7886	.2068	-.2757	-.1334	.0202	.0430
		p=.005	p=.991	p=.554	p=---	p=.167	p=.008	p=.840	p=.516	p=.000	p=.123	p=.038	p=.323	p=.882	p=.751
	CT	.2545	-.1533	.3140	.1857	1.0000	.1117	-.3094	.1049	.0415	.5456	.0520	-.3326	.0259	-.0109
		p=.056	p=.255	p=.017	p=.167	p=---	p=.408	p=.019	p=.437	p=.759	p=.000	p=.701	p=.011	p=.848	p=.936
Tasa de exportación	NO ₃ ⁻	.8045	.1951	.7437	.3505	.1117	1.0000	.4628	.9010	.5406	.5126	-.0745	.2643	-.1432	.4468
		p=.000	p=.146	p=.000	p=.008	p=.408	p=---	p=.000	p=.000	p=.000	p=.000	p=.582	p=.047	p=.288	p=.000
	NH ₄ ⁺	.1734	.6500	.2427	-.0273	-.3094	.4628	1.0000	.5064	.2839	.1236	.2625	.4605	-.1361	.2694
		p=.197	p=.000	p=.069	p=.840	p=.019	p=.000	p=---	p=.000	p=.032	p=.360	p=.049	p=.000	p=.313	p=.043
	NT	.6632	.2169	.8333	.0878	.1049	.9010	.5064	1.0000	.2908	.4704	-.0080	.2663	-.1996	.4652
	p=.000	p=.105	p=.000	p=.516	p=.437	p=.000	p=.000	p=---	p=.028	p=.000	p=.953	p=.045	p=.137	p=.000	
	SO ₄ ²⁻	.2960	-.0231	.0681	.7886	.0415	.5406	.2839	.2908	1.0000	.4963	-.0922	.4037	-.1837	.4197
		p=.025	p=.865	p=.614	p=.000	p=.759	p=.000	p=.032	p=.028	p=---	p=.000	p=.495	p=.002	p=.171	p=.001
	CT	.2158	-.1889	.2444	.2068	.5456	.5126	.1236	.4704	.4963	1.0000	.1463	.4057	-.3372	.5453
		p=.107	p=.159	p=.067	p=.123	p=.000	p=.000	p=.360	p=.000	p=.000	p=---	p=.278	p=.002	p=.010	p=.000
	pH	-.1571	.1502	-.1051	-.2757	.0520	-.0745	.2625	-.0080	-.0922	.1463	1.0000	.3644	-.1329	.0637
		p=.243	p=.265	p=.437	p=.038	p=.701	p=.582	p=.049	p=.953	p=.495	p=.278	p=---	p=.005	p=.324	p=.638
	Q	-.1786	-.1267	-.1462	-.1334	-.3326	.2643	.4605	.2663	.4037	.4057	1.0000	-.4362	.7660	
		p=.184	p=.348	p=.278	p=.323	p=.011	p=.047	p=.000	p=.045	p=.002	p=.002	p=.005	p=---	p=.001	p=.000
	AP	.1346	.0252	.0531	.0202	.0259	-.1432	-.1361	-.1996	-.1837	-.3372	-.1329	-.4362	1.0000	-.5706
		p=.318	p=.853	p=.695	p=.882	p=.848	p=.288	p=.313	p=.137	p=.171	p=.010	p=.324	p=.001	p=---	p=.000
	PP	.0720	-.2801	.1312	.0430	-.0109	.4468	.2694	.4652	.4197	.5453	.0637	.7660	-.5706	1.0000
		p=.595	p=.035	p=.330	p=.751	p=.936	p=.000	p=.043	p=.000	p=.001	p=.000	p=.638	p=.000	p=.000	p=---

III. Pruebas paramétricas y no paramétricas por variable

			p		Prueba paramétrica	Variable independiente	p
			Normalidad	Levene			
Concentraciones	NO ₂ ⁻	SW	0.01473	0.31790	K		0.8460
	NO ₃ ⁻	KS	0.00000	0.18470	K		0.0732
	NH ₄ ⁺	KS	0.00000	0.94910	K	AC	0.0005
	NT	KS	0.00000	0.17840	K	AVEcp	0.3173
	SO ₄ ²⁻	KS	0.00000	0.00380	K	AVEsp	0.0485
	CT	KS	0.00000	0.00216	K	PP	0.0000
	CO	SW	0.00593	0.29290	K		0.0000
	Cl	SW	0.00000	0.14630	K		0.0000
Tasas de exportación	NO ₂ ⁻	SW	0.00011	0.61960	K		0.6670
	NO ₃ ⁻	KS	0.00000	0.09826	K		0.0811
	NH ₄ ⁺	KS	0.00000	0.28560	K	AC	0.0000
	NT	KS	0.00000	0.49250	K	AVEcp	0.0126
	SO ₄ ²⁻	KS	0.00000	0.33360	K	AVEsp	0.1383
	CT	KS	0.00000	0.04520	K	PP	0.0028
	CO	SW	0.00005	0.40010	K		0.1222
	Cl	SW	0.00005	0.00631	K		0.0000

KS=Kolmogorov-Smirnov; SW=Shapiro-Wilk; K=Kruskal Wallis

IV. Tablas de correlación Factor-Variable

		Todos los casos			
		Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4
Concentración	NO ₃ ⁻	0.261826	-0.86717	0.423419	0.013472
	NH ₄ ⁺	-0.15153	-0.22994	0.201952	-0.93988
	SO ₄ ²⁻	0.191389	-0.70256	-0.68539	-0.00463
	CT	0.999965	0.008317	-0.00023	-0.00023
Tasa de exportación	NO ₃ ⁻	0.531438	-0.744584	0.403647	0.015419
	NH ₄ ⁺	0.135028	-0.459664	0.153953	-0.864161
	SO ₄ ²⁻	0.513653	-0.657932	-0.550703	0.003613
	CT	0.999676	0.02543	0.000781	-0.000215

		PP				
		Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Concentración	NO ₃ ⁻	-0.939386	0.045829	0.201782	-0.030207	-0.271708
	NH ₄ ⁺	-0.786354	-0.398527	-0.104527	-0.444758	0.118694
	SO ₄ ²⁻	-0.740372	0.459959	0.429982	0.149348	0.181928
	CT	0.409874	-0.713848	0.567176	0.027069	0.001847
	PP	0.669935	0.54154	0.288434	-0.415914	-0.041744
Tasas de exportación	NO ₃ ⁻	-0.930185	0.110633	-0.103061	-0.23416	0.238881
	NH ₄ ⁺	-0.717641	-0.14987	0.635349	0.240321	-0.033285
	SO ₄ ²⁻	-0.86807	-0.291327	-0.301127	-0.141747	-0.225417
	CT	0.352904	-0.76892	0.268379	-0.460491	0.011877
	PP	-0.015616	-0.884925	-0.254549	0.376815	0.099392

		AC				
		Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5
Concentración	NO ₃ ⁻	-0.851741	-0.132243	-0.147775	0.458965	0.156725
	NH ₄ ⁺	-0.446412	-0.785025	-0.370905	-0.162055	-0.143595
	SO ₄ ²⁻	-0.64366	-0.145169	0.732078	0.037408	-0.165197
	CT	-0.655924	0.632062	-0.335198	0.004692	-0.240585
	Q	0.875249	-0.162167	-0.045813	0.39501	-0.222508
Tasas de exportación	Q	0.83748	0.387862	0.195665	0.224509	-0.243929
	NO ₃ ⁻	0.678516	-0.619727	-0.03254	-0.370791	-0.130423
	NH ₄ ⁺	0.654158	-0.654554	-0.021674	0.351326	0.140486
	SO ₄ ²⁻	0.783342	0.40024	0.377494	-0.188744	0.219221
	CT	0.583688	0.360338	-0.725242	-0.031535	0.049949

		AVEcp						
		Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7
Concentración	NO ₃ ⁻	0.4772	0.230463	0.796655	-0.174075	-0.159519	0.166926	0.029934
	NH ₄ ⁺	0.320456	0.848312	-0.18147	-0.294241	0.238552	-0.019653	0.029533
	SO ₄ ²⁻	0.76921	-0.354335	-0.406105	-0.064648	0.046003	0.3136	0.114891
	CT	0.818599	-0.216565	-0.244755	-0.381764	-0.192715	-0.135129	-0.148145
	Q	0.85203	-0.31424	0.238359	0.037436	0.121369	-0.265826	0.178009
	AP	-0.642555	-0.548724	0.270059	-0.367669	0.271082	0.04087	-0.052519
	θa	-0.884207	0.019032	-0.18227	-0.307005	-0.218075	-0.055175	0.199351
Tasas de exportación	Q	-0.934063	-0.277453	0.100132	-0.126452	0.097236	-0.11465	-0.043934
	AP	0.573105	-0.741516	0.333819	0.059637	-0.080687	-0.003462	0.013809
	θa	0.916178	-0.082927	-0.036503	-0.386398	0.016733	0.04884	-0.020974
	CT	-0.93977	-0.242618	-0.181704	-0.103579	0.042603	0.030627	0.107102
	SO ₄ ²⁻	-0.806291	-0.331929	-0.475919	0.028541	-0.068624	0.059233	-0.064702
	NH ₄ ⁺	-0.910362	0.250185	0.222827	-0.156194	-0.183994	-0.02649	0.006734
	NO ₃ ⁻	-0.865706	0.030142	0.480506	0.017099	0.07053	0.11254	-0.028738

		AVEsp						
		Factor 1	Factor 2	Factor 3	Factor 4	Factor 5	Factor 6	Factor 7
Concentración	NO ₃ ⁻	0.93105	-0.045166	-0.259536	0.053726	-0.19558	0.002167	-0.150347
	NH ₄ ⁺	0.293679	0.632374	0.541001	-0.435137	-0.148263	0.099147	0.004238
	SO ₄ ²⁻	0.3449	-0.488255	-0.175173	-0.771236	0.121627	-0.047373	0.011074
	CT	0.493493	-0.317045	0.782511	0.146761	-0.071244	-0.130023	0.010164
	Q	0.797283	-0.448407	0.174136	0.214228	0.255699	0.144888	0.026064
	AP	-0.571464	-0.719191	0.076757	-0.042462	-0.37642	0.081519	0.012683
	θa	-0.862726	-0.148032	0.391732	-0.088413	0.231974	0.022675	-0.134885
Tasas de exportación	NO ₃ ⁻	0.974684	0.093577	0.169232	0.026667	-0.041546	0.097646	-0.024974
	NH ₄ ⁺	0.895039	0.277471	-0.146467	0.089267	-0.302601	-0.028703	0.010164
	SO ₄ ²⁻	0.694093	-0.546002	-0.110858	-0.454704	-0.029306	-0.014322	-0.002877
	CT	0.886915	-0.352225	-0.092209	0.25407	0.100692	-0.075356	-0.021143
	Q	0.903811	-0.378238	-0.051552	0.146641	0.111304	0.049611	0.032407
	AP	-0.522812	-0.740531	0.372259	0.115459	-0.162305	-0.005313	0.001452
	θa	-0.772634	-0.39671	-0.473817	0.113628	-0.073665	0.052192	-0.009659

V. Tablas de correlación Variable-Variable

		Todos los casos				
		NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	SO ₄ ²⁻	CT	
Concentraciones	NH ₄ ⁺	1.000000	0.232572	-0.001522	-0.153274	
	NO ₃ ⁻	0.232572	1.000000	0.369079	0.254506	
	SO ₄ ²⁻	-0.001522	0.369079	1.000000	0.15696	
	CT	-0.153274	0.254506	0.15696	1.000000	
Tasas de exportación	NH ₄ ⁺	1.000000	0.462835	0.283835	0.123601	
	NO ₃ ⁻	0.462835	1.000000	0.540626	0.512644	
	SO ₄ ²⁻	0.283835	0.540626	1.000000	0.496324	
	CT	0.123601	0.512644	0.496324	1.000000	

		PP				
		NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	CT	PP
Concentraciones	NO ₃ ⁻	1.000000	0.680519	0.749394	-0.304619	-0.522403
	NH ₄ ⁺	0.680519	1.000000	0.309114	-0.108924	-0.592747
	SO ₄ ²⁻	0.749394	0.309114	1.000000	-0.383546	-0.192604
	CT	-0.304619	-0.108924	-0.383546	1.000000	0.040269
	PP	-0.522403	-0.592747	-0.192604	0.040269	1.000000
Tasas de exportación	NO ₃ ⁻	1.000000	0.521254	0.785613	-0.330328	-0.121634
	NH ₄ ⁺	0.521254	1.000000	0.448741	-0.078568	0.069351
	SO ₄ ²⁻	0.785613	0.448741	1.000000	-0.100558	0.272194
	CT	-0.330328	-0.078568	-0.100558	1.000000	0.43427
	PP	-0.121634	0.069351	0.272194	0.43427	1.000000

		AC				
		NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	CT	Q
Concentraciones	NO ₃ ⁻	1.000000	0.44197	0.450525	0.489073	-0.570846
	NH ₄ ⁺	0.44197	1.000000	0.147427	-0.04526	-0.278487
	SO ₄ ²⁻	0.450525	0.147427	1.000000	0.124965	-0.521826
	CT	0.489073	-0.04526	0.124965	1.000000	-0.605855
	Q	-0.570846	-0.278487	-0.521826	-0.605855	1.000000
		Q	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	SO ₄ ²⁻	CT

	Q	1.000000	0.270076	0.334334	0.789284	0.46742
Tasas de exportación	NO₃⁻	0.270076	1.000000	0.701616	0.31258	0.201508
	NH₄⁺	0.334334	0.701616	1.000000	0.206755	0.157621
	SO₄²⁻	0.789284	0.31258	0.206755	1.000000	0.344576
	CT	0.46742	0.201508	0.157621	0.344576	1.000000

		AVEcp						
		NO₃⁻	NH₄⁺	SO₄²⁻	CT	Q	AP	θa
Concentraciones	NO₃⁻	1.000000	0.214626	0.021583	0.215946	0.459136	-0.191935	-0.477777
	NH₄⁺	0.214626	1.000000	0.046833	0.187664	-0.008371	-0.549911	-0.188845
	SO₄²⁻	0.021583	0.046833	1.000000	0.762226	0.61019	-0.366477	-0.597448
	CT	0.215946	0.187664	0.762226	1.000000	0.679053	-0.38288	-0.546168
	Q	0.459136	-0.008371	0.61019	0.679053	1.000000	-0.311751	-0.790605
	AP	-0.191935	-0.549911	-0.366477	-0.38288	-0.311751	1.000000	0.54952
	θa	-0.477777	-0.188845	-0.597448	-0.546168	-0.790605	0.54952	1.000000
		Q	AP	θa	CT	SO₄²⁻	NH₄⁺	NO₃⁻
Tasas de exportación	Q	1.000000	-0.311751	-0.790605	0.935949	0.783336	0.807834	0.841431
	AP	-0.311751	1.000000	0.54952	-0.42758	-0.368689	-0.62715	-0.363546
	θa	-0.790605	0.54952	1.000000	-0.79426	-0.701735	-0.807095	-0.812508
	CT	0.935949	-0.42758	-0.79426	1.000000	0.913741	0.762592	0.720544
	SO₄²⁻	0.783336	-0.368689	-0.701735	0.913741	1.000000	0.551089	0.463498
	NH₄⁺	0.807834	-0.62715	-0.807095	0.762592	0.551089	1.000000	0.883894
	NO₃⁻	0.841431	-0.363546	-0.812508	0.720544	0.463498	0.883894	1.000000

		AVEsp						
		NO₃⁻	NH₄⁺	SO₄²⁻	CT	Q	AP	θa
Concentraciones	NO₃⁻	1.000000	0.109656	0.321644	0.290705	0.675264	-0.449891	-0.928014
	NH₄⁺	0.109656	1.000000	0.010671	0.30163	-0.071861	-0.498677	-0.129293
	SO₄²⁻	0.321644	0.010671	1.000000	0.072349	0.32272	0.123849	-0.200064
	CT	0.290705	0.30163	0.072349	1.000000	0.666531	0.016181	-0.106103
	Q	0.675264	-0.071861	0.32272	0.666531	1.000000	-0.212968	-0.513099
	AP	-0.449891	-0.498677	0.123849	0.016181	-0.212968	1.000000	0.54612
	θa	-0.928014	-0.129293	-0.200064	-0.106103	-0.513099	0.54612	1.000000
		NO₃⁻	NH₄⁺	SO₄²⁻	CT	Q	AP	θa
Tasas de exportación	NO₃⁻	1.000000	0.885454	0.594433	0.811658	0.840133	-0.506608	-0.858954
	NH₄⁺	0.885454	1.000000	0.454637	0.703755	0.689862	-0.668349	-0.701377
	SO₄²⁻	0.594433	0.454637	1.000000	0.700802	0.768819	-0.047488	-0.317378
	CT	0.811658	0.703755	0.700802	1.000000	0.983623	-0.22382	-0.484116
	Q	0.840133	0.689862	0.768819	0.983623	1.000000	-0.212968	-0.513099
	AP	-0.506608	-0.668349	-0.047488	-0.22382	-0.212968	1.000000	0.54612
	θa	-0.858954	-0.701377	-0.317378	-0.484116	-0.513099	0.54612	1.000000

VI. Prueba de Shapiro Wilk y Levene por caso

Caso		p		Prueba	
		SW	Levene		
A1	Concentración	NO ₂ ⁻	0.75682	--	--
		NO ₃ ⁻	0.04135	0.02352	K
		NH ₄ ⁺	0.13687	0.27380	A
		NT	0.51352	0.78880	A
		SO ₄ ²⁻	0.00226	0.14540	K
		CT	0.07732	0.23910	A
		CO	0.43520	0.07361	A
		Cl	0.03020	0.61530	K

		NO ₂ ⁻	0.65887	--	--
		NO ₃ ⁻	0.07545	0.01858	K
		NH ₄ ⁺	0.21767	0.78620	A
	Tasa de exportación	NT	0.10372	0.70960	A
		SO ₄ ²⁻	0.00068	0.42440	K
		CT	0.00744	0.34390	K
		CO	0.02374	0.59310	K
		Cl	0.08288	0.31590	A
		NO ₂ ⁻	0.16424	--	--
		NO ₃ ⁻	0.67209	0.28340	A
		NH ₄ ⁺	0.00245	0.07117	K
	Concentración	NT	0.00493	0.91880	K
		SO ₄ ²⁻	0.66733	0.27914	A
		CT	0.03165	0.10070	K
		CO	0.54033	0.21780	A
		Cl	0.58127	0.24420	A
A2		NO ₂ ⁻	0.76294	--	--
		NO ₃ ⁻	0.06894	0.40890	A
		NH ₄ ⁺	0.00042	0.00055	K
		NT	0.00522	0.33460	K
	Tasa de exportación	SO ₄ ²⁻	0.37311	0.67770	A
		CT	0.01008	0.1876	K
		CO	0.20655	0.02085	K
		Cl	0.02855	0.33620	K
		NO ₂ ⁻	0.08688	0.04395	K
		NO ₃ ⁻	0.00166	0.02261	K
		NH ₄ ⁺	0.04738	0.80550	K
	Concentración	NT	0.00002	0.16130	K
		SO ₄ ²⁻	0.00072	0.11440	K
		CT	0.72934	0.30250	A
		CO	0.02479	0.01424	K
		Cl	0.70786	0.25180	A
B1		NO ₂ ⁻	0.14978	0.37010	A
		NO ₃ ⁻	0.00008	0.30080	K
		NH ₄ ⁺	0.00612	0.76600	K
		NT	0.00000	0.49920	K
	Tasa de exportación	SO ₄ ²⁻	0.00002	0.32770	K
		CT	0.23641	0.04420	K
		CO	0.02203	0.18410	K
		Cl	0.19834	0.88234	A
		NO ₂ ⁻	0.54467	--	--
		NO ₃ ⁻	0.01592	0.79850	K
		NH ₄ ⁺	0.19053	0.24770	A
		NT	0.08402	0.74890	A
	Concentración	SO ₄ ²⁻	0.00117	0.03758	K
		CT	0.11583	0.05909	A
		CO	0.11929	0.10250	A
		Cl	0.00012	0.45840	K
B2		NO ₂ ⁻	0.78700	--	--
		NO ₃ ⁻	0.20868	0.10580	A
		NH ₄ ⁺	0.02536	0.72590	K
		NT	0.08368	0.04269	K
	Tasa de exportación	SO ₄ ²⁻	0.00247	0.18670	K
		CT	0.38138	0.06608	A
		CO	0.73873	0.16410	A
		Cl	0.00446	0.18680	K