



UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO

PROGRAMA DE POSGRADO EN CIENCIAS DE LA TIERRA

Evaluación del desempeño de azoteas verdes extensivas en la retención de contaminantes, Ciudad de México

T E S I S

QUE PARA OPTAR POR EL GRADO DE:

MAESTRA EN CIENCIAS DE LA TIERRA

PRESENTA

GABRIELA CANO VÁZQUEZ

TUTORA

DRA. LYSSETTE ELENA MUÑOZ VILLERS

Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático

COMITÉ TUTOR

DRA. BLANCA LUCÍA PRADO PANO

Instituto de Geología

DR. ARÓN JAZCILEVICH DIAMANT

Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático

CIUDAD UNIVERSITARIA, CD. MX. ENERO DE 2022



Universidad Nacional
Autónoma de México

Dirección General de Bibliotecas de la UNAM

Biblioteca Central



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.

“Declaro conocer el Código de Ética de la Universidad Nacional Autónoma de México, plasmado en la Legislación Universitaria. Con base en las definiciones de integridad y honestidad ahí especificadas, aseguro mediante mi firma al calce que el presente trabajo es original y enteramente de mi autoría. Todas las citas de, o referencias a la obra de otros autores, aparecen debida y adecuadamente señaladas, así como acreditadas mediante los recursos editoriales convencionales”

AGRADECIMIENTOS ACADÉMICOS

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología por la beca otorgada para la realización de mis estudios de maestría.

A la UNAM, mi *alma mater*, por la formación académica, profesional y humana que me ha brindado, así como al Posgrado en Ciencias de la Tierra por las facilidades y aportaciones otorgadas durante mis estudios de maestría.

Al Programa de Apoyo a Proyectos de Investigación e Innovación Tecnológica por la financiación otorgada para esta investigación: PAPIIT-DGAPA-UNAM (IN104619) “*Evaluación del desempeño de azoteas verdes en la retención de escurrimientos y contaminantes: caso Ciudad de México*”, durante el periodo 2019-2021.

Agradecimiento especial al Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático por la beca otorgada para la finalización de esta investigación mediante un Fondo Especial de Ingresos Extraordinarios.

A la Dra. Lyssette Elena Muñoz Villers, por la dirección de este trabajo y por la paciencia, dedicación y empeño que ha tenido para la realización y culminación de esta tesis

A la M. en C. Eréndira Alejandra Arellano Leyva, por los valiosos conocimientos y consejos que compartió conmigo para la realización y mejora de este trabajo.

A los miembros de mi comité de evaluación y jurado: Dra. Blanca Lucía Prado Pano, Dra. Silke Cram Heydrich y Dr. Arón Jazcilevich Diamant, por sus valiosos comentarios para mejorar esta investigación.

Agradecimiento especial al Dr. Guillermo Montero Martínez por su disposición para el trabajo de laboratorio y por los conocimientos que ha compartido conmigo.

Agradecimiento y reconocimiento al Laboratorio Compartido de Cromatografía de Líquidos del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático por las facilidades otorgadas para la realización del trabajo experimental de esta tesis, así como a la Dra. Gema Luz Andraca Ayala por su colaboración en el análisis químico de las muestras.

Especial reconocimiento y agradecimiento al Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica por los análisis multi elementales, así como a la Dra. Ofelia Morton Bermea y a la M. en C. Elizabeth Hernández Álvarez por su asesoría en la elaboración de este trabajo de investigación.

Agradecimiento especial al Laboratorio de Espectroscopías Atómicas del LANGEM-Instituto de Geología y al M. en C. Javier Tadeo León en los análisis de metales.

Agradecimiento especial al Jardín Botánico del Instituto de Biología y al Biól. Jerónimo Reyes Santiago, por las facilidades brindadas para la realización del trabajo experimental de esta investigación.

DEDICATORIA

Dedico esta tesis a mi mamá Modesta y a mi hermano Alfredo Miguel. Porque siempre me han apoyado para poder cumplir todas mis metas y sueños. Este logro también es de ellos.

Para mi familia. En especial para mi abuelita Ángela; para mis tíos y tías: Andrés, Alejandra, Mateo, Claudia, Miguel, Raquel, Jaime y Claudia Isabel; para mis primos y primas: Jesús Eduardo, Andrés Alejandro, José de Jesús, Claudia Karina, Fátima, Tenzin Daniel y Diana Elisa. Mi vida es mejor gracias a ellos y estoy agradecida por tenerlos.

Para mis amigas y compañeras de cubículo: Alitzel y Eréndira. Las horas de trabajo fueron mucho mejor gracias a su compañía. Agradezco el compañerismo, calidez y alegría que siempre tuvieron conmigo.

Para mi tutora, Dra. Lyssette Elena Muñoz Villers, por las grandes enseñanzas ha dejado en mi persona. Gracias por inspirarme y por compartir conmigo su pasión por la ciencia y el conocimiento.

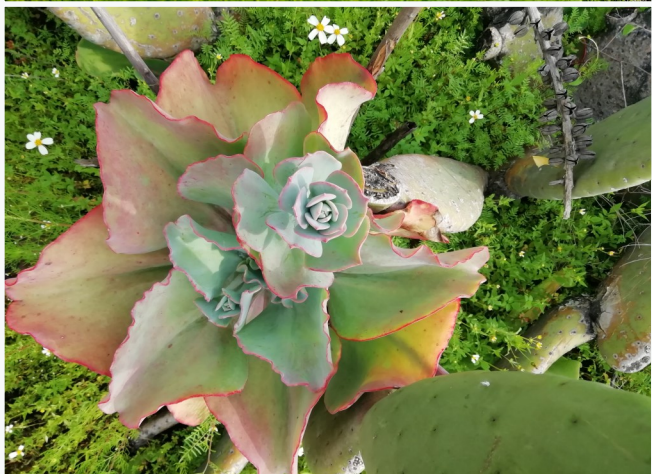
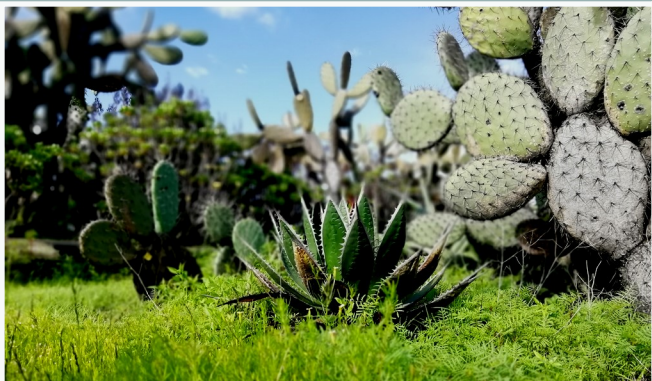
Para las nuevas amistades. En especial para Ana Karen, por la amistad forjada durante esta etapa de nuestras vidas; para Zaknité y Antonio, por las risas y los grandes momentos y para Alejandra, por la amistad que trasciende fronteras.

Para mis entrañables amigos de la carrera: Ana Laura, Pamela Sarai, Mercedes y Daniel.

Para mis grandes amigas de toda la vida: Alejandra, Diana y Gabriela.

*"If you truly love nature,
you will find beauty everywhere"*

-Vincent Van Gogh



ÍNDICE GENERAL

ÍNDICE DE FIGURAS	III
ÍNDICE DE TABLAS	V
Resumen	1
1. Antecedentes	3
1.1 Azoteas verdes y beneficios ambientales	4
1.1.1 Reducción del escurrimiento pluvial	4
1.2 Exportación de contaminantes a través del escurrimiento	5
1.2.1 Factores bióticos y abióticos que influyen en la exportación de contaminantes al escurrimiento pluvial	6
2. Justificación y planteamiento	9
2.1 Problemas ambientales de la CDMX como resultado de la expansión urbana	9
2.2 Problemas de contaminación atmosférica en la CDMX	10
2.2.1. Fuentes de emisión de partículas finas y precursores de ozono	10
2.2.2. Fuentes de emisión de metales	11
2.2.3. Fuentes de emisión de iones inorgánicos	12
2.2.4. Fuentes de emisión de elementos críticos	12
2.3 Implementación de sistemas de naturación en azoteas como medida de mitigación de la contaminación en la CDMX	13
2.4 Estudios previos realizados en azoteas verdes de la CDMX	14
2.5 Áreas de oportunidad en los estudios de azoteas verdes	14
Preguntas de investigación	15
Hipótesis	16
3. Objetivos	17
Objetivo General	17
Objetivos Particulares	17
4. Métodos	18
4.1 Descripción del sitio de estudio	18
4.2 Instrumentación y medición de variables	23
4.2.1 Precipitación (<i>P</i>)	23
4.2.2 Escurrimiento (<i>Q</i>)	24
4.2.3 Contenido de humedad en el sustrato	25
4.3 Muestreo durante eventos de precipitación-escurrimiento	26
4.4 Tratamiento y almacenamiento de muestras	27
4.5 Determinación de iones monovalentes y divalentes	28

4.6 Determinación de metales, semimetales y no metales	28
4.7 Cálculo de la carga y tasas de exportación	29
4.8 Análisis estadístico	30
5. Resultados	33
5.1 Precipitación y contenido de humedad en el sustrato	33
5.2 Ecurrimiento (<i>Q</i>)	34
5.3 Eventos de precipitación-ecurrimiento muestreados	36
5.3.1 pH y sólidos suspendidos totales	37
5.3.2 Metales, semimetales y no metales	38
5.4 Carga en la precipitación y tasas de exportación (<i>E</i>) en el escurrimiento de azoteas	49
5.4.1 Carga y tasa de exportación de sólidos en suspensión	49
5.4.2 Carga y tasa de exportación de metales, semimetales y no metales	50
5.5 Relación de la carga y tasas de exportación con la cantidad de precipitación y el antecedente de precipitación (<i>AP</i>)	57
5.6 Variación temporal de algunas especies químicas en la carga en precipitación y en la exportación en azoteas	60
6. Discusión	69
6.1 Ecurrimiento pluvial en azoteas verdes y techo convencional	69
6.2 Concentraciones de elementos químicos en el escurrimiento de las azoteas y normativas	70
6.3 Carga de elementos químicos en la lluvia	71
6.4 Tasas de exportación de elementos químicos en azoteas	72
6.5 Elementos emergentes críticos (Li, Cr, Co, Si y Tl)	74
6.6 Efecto de las diferencias biofísicas de las azoteas verdes en la exportación química	75
6.7 Capacidad de las azoteas verdes para neutralizar lluvia ácida	75
7. Conclusiones	77
Referencias	79
Anexos	86
Anexo 1	86
Anexo 2	87
Anexo 3	88
Anexo 4	91
Anexo 5	93

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1. Edificio que alberga la Azotea Verde Extensiva (EGR). Jardín Botánico- Instituto de Biología, UNAM	18
Fig. 2. Sección con pendiente de 2°, EGRns (a) y de 14°, EGRws (b) en la Azotea Verde Extensiva. Jardín Botánico- Instituto de Biología-UNAM	19
Fig. 3. Azotea Común (CR). Jardín Botánico-Instituto de Biología, UNAM	23
Fig. 4. Tanques acoplados a CR (a), EGRns (b) y EGRws (c)	24
Fig. 5. Ecuación derivada de la calibración del tanque (Arellano-Leyva, 2017)	25
Fig. 6. Pluviómetro y sistema de muestreo para la colecta de las muestras de precipitación en EGR (a) y colector pasivo (b)	27
Fig. 7. Diagrama de flujo para la evaluación del desempeño de CR, EGRns y EGRws en términos de retención o exportación, o bien, si no poseen efecto alguno	31
Fig. 8. Valores diarios de precipitación y de humedad en el sustrato de la EGRns y EGRws durante el periodo diciembre 2018-noviembre 2019	34
Fig. 9. Precipitación (P) vs. escurrimiento (Q) en las azoteas estudiadas	35
Fig. 10. Variación del pH en la precipitación (P) y escurrimiento en las azoteas estudiadas	37
Fig. 11. Variación de TSS en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	38
Fig. 12. Variación de la concentración de Ca, K y Mg en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	39
Fig. 13. Variación de la concentración de Al y Fe en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiada	40
Fig. 14. Variación de la concentración de V en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	40
Fig. 15. Variación de la concentración de Mn y Co en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	41
Fig. 16. Variación de la concentración de Na y Si en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	42
Fig. 17. Variación de la concentración de Ba y Cu en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	42
Fig. 18. Variación de la concentración de Cr, As, Ni y Tl en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	43
Fig. 19. Variación de la concentración de Se y Mo en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	44
Fig. 20. Variación de la concentración de Cd y Pb en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	45

Fig. 21. Variación de la concentración de Li, Sb y Zn en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	46
Fig. 22. Variación de NH_4^+ , NO_3^- y NO_2^- en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	48
Fig. 23. Variación de la concentración de SO_4^{2-} en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas	48
Fig. 24. Variación temporal de la carga y exportación de Cu	61
Fig. 25. Variación temporal de la carga y exportación de Zn	62
Fig. 26. Variación temporal de la carga y exportación de Al	63
Fig. 27. Variación temporal de la carga y exportación de Sb	64
Fig. 28. Variación temporal de la carga y exportación de Co	66
Fig. 29. Variación temporal de la carga y exportación de NO_3^-	67
Fig. 30. Variación temporal de la carga y exportación de Pb	68

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1a. Promedio y desviación estándar de las propiedades hidrofísicas características de las EGRs estudiadas (Arellano-Leyva et al. 2021).....	21
Tabla 1b. Promedio y desviación estándar de las propiedades fisicoquímicas características de las EGRs estudiadas (Arellano-Leyva et al. 2021).....	22
Tabla 2. Parámetros estadísticos correspondientes a los eventos de precipitación en la temporada de estudio abril-noviembre 2019.....	33
Tabla 3a. Parámetros estadísticos de los eventos de precipitación que generaron escurrimiento (n = 36).....	36
Tabla 3b. Parámetros estadísticos de los eventos de escurrimiento y del contenido de humedad en el sustrato en las azoteas estudiadas.....	36
Tabla 4. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de sólidos en suspensión (mg/m ²)	49
Tabla 5. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Ca, K y Mg (mg/m ²)	50
Tabla 6. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Al, Fe y V (μg/m ²)	51
Tabla 7. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Co y Mn (μg/m ²)	52
Tabla 8. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Na y Si (mg/m ²)	52
Tabla 9. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de As, Ba, Cu, Cr, Ni y Tl (μg/m ²)	53
Tabla 10. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Cd, Mo, Pb y Se (μg/m ²)	54
Tabla 11. Parámetros estadísticos para las tasas de exportación (E) de Li (mg/m ²)	54
Tabla 12. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de Sb y Zn (μg/m ²)	55
Tabla 13. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de NO ₂ ⁻ , NO ₃ ⁻ y NH ₄ ⁺ (mg/m ²)	56
Tabla 14. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (E) de SO ₄ ²⁻ (mg/m ²)	56
Tabla 15. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga de Na y Cu	57
Tabla 16. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga y tasas de exportación de Se, As, Mg y Zn	58

Tabla 17. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga y tasas de exportación de Al, Cd, Fe y Sb	58
Tabla 18. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Cr, SO ₄ ²⁻ y Si	59
Tabla 19. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Co, Mn, Tl, V y sólidos en suspensión	59
Tabla 20. Coeficiente de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la tasa de exportación de Ca	59
Tabla 21. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Ba	60
Tabla 22. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de NO ₃ ⁻	60
Tabla 1A. Ecuaciones de calibración de sensores de humedad de cada tratamiento y cada azotea con su respectivo r ² (Arellano-Leyva et al. 2021)	86
Tabla 2A. Control de calidad del material de referencia certificado (CRM-TMDW-B-500), Trace metals in Drinking Water Solution B	89
Tabla 3A. Límites de Detección Instrumentales ICP-OES	90
Tabla 4A. Pruebas estadísticas y valores de p empleados en la evaluación del desempeño de las azoteas en términos de retención o exportación	91
Tabla 4A (continuación). Pruebas estadísticas y valores de p empleados en la evaluación del desempeño de las azoteas en términos de retención o exportación	92
Tabla 5A. Coeficientes de correlación y valores de p para la relación cantidad de precipitación con la carga y las tasas de exportación	93
Tabla 5B. Coeficientes de correlación y valores de p para la relación cantidad de precipitación con la carga y las tasas de exportación	94

RESUMEN

La expansión urbana asociada al crecimiento poblacional que experimentan ciudades de zonas tropicales y subtropicales genera una alta demanda de recursos naturales y problemas diversos de contaminación edáfica, hídrica y atmosférica que, combinado con planes de desarrollo urbano deficientes, impactan negativamente la calidad de vida y bienestar de los habitantes de estas regiones. Debido a que las ciudades exigen medidas cada vez más eficaces para contrarrestar el rápido deterioro ambiental, la implementación de sistemas de naturación en azoteas se ha enfilado como una alternativa viable para solucionar algunos de estos problemas.

A la fecha, la mayoría de las investigaciones realizadas en sistemas de naturación en techos provienen de países de latitudes medias, y han mostrado que las azoteas verdes pueden retener elementos químicos, algunos de ellos contaminantes, o bien, exportarlos a través del escurrimiento pluvial. Así mismo, estos trabajos se han enfocado en el estudio de elementos tradicionales en la precipitación y escurrimiento; sin embargo, la presencia de elementos químicos emergentes críticos ha sido poco explorada.

Por tanto, el objetivo de este trabajo fue evaluar la concentración y tasa de exportación de metales, semimetales, no metales, iones y sólidos en suspensión durante eventos de precipitación-escurrimiento en azoteas verdes extensivas (EGRs), ubicadas en el campus CU de la UNAM, al sur de la Ciudad de México. Para ello, se seleccionaron dos EGRs de 20 años de edad, contiguas y con diferentes características: una con pendiente de 2° y profundidad de sustrato de 132 mm, en la que se han realizado modificaciones y reemplazos de especies vegetales (EGRns) y otra con pendiente de 14°, profundidad de sustrato de 103 mm y con relativamente baja intervención (EGRws). A manera de control, una azotea común (CR) fue también seleccionada.

Durante el periodo de estudio (mayo-octubre 2019), se observaron elevadas cargas de zinc, bario, cobre, aluminio, hierro, manganeso y sólidos en suspensión en la lluvia. Por otro lado, las azoteas verdes registraron bajas tasas de exportación de zinc, cobre y plomo a través del drenaje pluvial. Así mismo, se observaron bajas contribuciones de sólidos en suspensión en el escurrimiento de las azoteas verdes con respecto a la lluvia y techo

convencional. Este último reportó a su vez, tasas de exportación de calcio seis veces mayores que lo observado en la lluvia y azoteas verdes. De los elementos químicos emergentes críticos analizados, el talio y litio se obtuvieron a niveles traza con mínimas diferencias entre la lluvia y escurrimiento en azoteas verdes. Para los demás elementos (cromo, cobalto y silicio), las azoteas verdes mostraron mayores contribuciones al drenaje pluvial.

Para los eventos de precipitación-escurrimiento estudiados, la lluvia mostró valores de pH cercanos a la neutralidad; mientras que el agua drenada por el techo convencional reportó valores de pH con tendencia a la alcalinidad, a diferencia de las azoteas verdes que presentaron un comportamiento más ácido.

Finalmente, se evaluó el efecto de la cantidad de precipitación y el antecedente de precipitación (AP), con respecto a la carga de elementos en la lluvia como en las tasas de exportación de las azoteas estudiadas a nivel de evento. Los resultados mostraron que para la mayoría de las especies químicas (excepto potasio, níquel, plomo, litio, molibdeno y amonio) existe una relación entre las tasas de exportación y el tamaño del evento de precipitación; sin embargo, la relación fue prácticamente nula con el AP, con excepción del aluminio.

1. ANTECEDENTES

En la actualidad, el cambio climático a nivel global es un gran problema ambiental y desafío para la humanidad, pues a medida que aumentan las concentraciones de compuestos y gases de efecto invernadero (CYGEI), las modificaciones en el clima se tornan más severas. Entre dichos cambios se encuentra el aumento de la temperatura de la superficie, la intensidad y frecuencia de fenómenos hidrometeorológicos extremos, la disminución de la biodiversidad, el daño en cultivos con sus respectivas consecuencias económicas y sociales, entre otros (Velasco-Rodríguez et al. 2014).

Las áreas urbanas concentran más del 50% de la población en el mundo y albergan la mayor parte de las actividades económicas, políticas y socioculturales (Liu et al. 2019; Matus-Kramer et al. 2016); sin embargo, son una fuente importante de contaminación y de emisión de CYGEI (Velasco-Rodríguez et al. 2014). Adicionalmente, la expansión urbana modifica el entorno natural de los ecosistemas, puesto que al aumentar la cantidad de superficies impermeables se producen alteraciones en el ciclo hidrológico, ocasionando incrementos en el flujo de agua superficial, lo que a su vez, disminuye la infiltración y percolación de agua profunda (Fletcher et al. 2013) provocando encharcamientos e inundaciones cada vez más frecuentes, así como el deterioro progresivo de la calidad de agua de los cuerpos receptores (Carpenter et al. 2016).

Una posible solución a estos problemas es la adopción de estrategias de bajo impacto para el uso y manejo de los recursos hídricos (Voyde et al. 2010), proyectos de infraestructura verde (Benedict y McMahon, 2012), así como sistemas y diseños urbanos enfocados a la sostenibilidad del agua (Stovin, 2010; Beecham y Chowdhury, 2012), con los cuales se podrían mitigar algunos de los efectos adversos de la urbanización y mejorar el medio ambiente y la calidad de vida de las personas (Hoffman y McDonough, 2005; Dunnet y Kingsbury, 2008). En este sentido, la naturación de azoteas ha permitido reducir algunos de los impactos negativos del desarrollo urbano (Liu et al. 2019), además de aportar numerosos beneficios ambientales, sociales y económicos, tales como reducir el escurrimiento pluvial y el efecto de la isla de calor urbano, mejorar la calidad del aire, incrementar las áreas verdes en ciudades, proveer un hábitat para la vida silvestre, disminuir el consumo energético en las

edificaciones, reducir la contaminación acústica, aumentar espacios recreativos y valor estético de las construcciones (Brenneisen, 2006; Getter et al. 2009; Berndtsson, 2010; Fioretti et al. 2010; Niu et al. 2010).

1.1 Azoteas verdes y beneficios ambientales

Una azotea verde es básicamente un techo cubierto con diferentes tipos de vegetación la cual crece sobre un sustrato de escasa profundidad (Shafique et al. 2018). Consta, además, de otras estructuras que conforman el sistema de filtración y drenaje, la capa de protección, barrera anti-raíz y la membrana impermeabilizante (*Department of Planning and Local Government of South Australia*, 2010). Se clasifican según la profundidad del sustrato en tres categorías: intensivas, semi-intensivas y extensivas (GSA-US, 2011). Las intensivas poseen una capa gruesa de sustrato mayor a 30 cm. Las extensivas se caracterizan por una profundidad de sustrato entre 10 y 15 cm, mientras que las semi-intensivas presentan una profundidad de sustrato intermedio (15-30 cm). De los tres tipos de naturación en azoteas, la extensiva es la más común alrededor del mundo debido a las restricciones de peso para la edificación, ya que al poseer una capa delgada de sustrato únicamente puede albergar cierto tipo de vegetación que, por lo general, no requiere riego y su mantenimiento es mínimo (Shafique et al. 2018).

1.1.1 Reducción del escurrimiento pluvial

La disminución del escurrimiento generado por lluvia es uno de los procesos hidrológicos y a su vez, el beneficio ambiental que más se ha estudiado en azoteas verdes. Resultados de diversos estudios han mostrado que las azoteas verdes poseen la capacidad de mitigar y retrasar los picos máximos de lluvia (Berndtsson, 2010; Shafique et al. 2018). Por ejemplo, estudios realizados en regiones templadas con precipitación media anual que oscila entre 600 y 2000 mm, reportaron un rango relativamente estrecho de valores de retención de lluvia (45-62%: Bengtsson et al. 2004; Mentens et al. 2006; Stovin et al. 2012; VanWoert et al. 2005). Por otra parte, estudios realizados en regiones tropicales donde la precipitación media anual es más alta (700-3000 mm), mostraron tasas de retención mucho mayores (40-80%: Carter y Rasmussen, 2006; Moran, Hunt y Smith, 2005; VanWoert et al. 2005; Voyde

et al. 2010; Wong y Jim, 2014), lo cual podría deberse a las características de precipitación de estas regiones en combinación con una alta demanda evaporativa (Carpenter y Kaluvakolanu, 2011).

La variación observada en la retención de lluvia se debe a factores como el tipo y profundidad del sustrato, la composición de especies y desarrollo de la vegetación, la inclinación del techo; además de las características de los eventos de lluvia y antecedente de humedad en el sustrato (Berndtsson, 2010; Sims et al. 2016; Viola et al. 2017). La pérdida de agua por evapotranspiración asociada al índice de área foliar de la vegetación (Li et al. 2018), el desarrollo radicular y las funciones fisiológicas de cada especie (Macivor et al. 2011; Poë et al. 2015), también intervienen en el rendimiento hídrico de las azoteas verdes, ya que influyen en la liberación del espacio ocupado por agua en los poros del suelo, lo cual aumenta su capacidad de almacenamiento (Nagase y Dunnet, 2011; Poë et al. 2015) y, en consecuencia, contribuyen a la reducción del flujo por escurrimiento.

1.2 Exportación de contaminantes a través del escurrimiento

La selección de cada componente es de gran relevancia y juega un papel importante en la optimización de los servicios ecosistémicos que la azotea verde provee (Vijayaraghavan et al. 2012). Los componentes de mayor importancia son el sustrato y la vegetación ya que intervienen fuertemente, no solo en la reducción del escurrimiento pluvial, sino también en la retención y exportación de contaminantes (Berndtsson, 2010; Rowe, 2011; Chen et al. 2018; Jennett y Zheng, 2018; Vijayaraghavan et al. 2019).

A pesar de que se ha demostrado que los sistemas de naturación instalados en azoteas pueden reducir y retrasar el flujo de escurrimiento pluvial, la exportación de contaminantes podría condicionar, algunos de sus ventajas ecológicas, económicas y sociales (Wang et al. 2017). En general, la movilización de contaminantes al interior de los sistemas de azoteas verdes es un proceso complejo controlado principalmente por procesos de infiltración y almacenamiento de agua en el sustrato (Palla et al. 2010). El agua contenida en el sustrato disuelve y transporta nutrientes, así como compuestos solubles, que eventualmente pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas (Porta-Casanellas et al. 2003), o bien, pueden ser

movilizados a través de flujos superficiales y subsuperficiales para ser exportados a través del escurrimiento durante periodos de lluvia (Alsup et al. 2011; Gnecco et al. 2013).

1.2.1 Factores bióticos y abióticos que influyen en la exportación de contaminantes al escurrimiento pluvial

Diversos trabajos han estudiado las fuentes de contaminantes, así como sus mecanismos de movilización y retención (Berndtsson et al. 2006; Van Seters et al. 2009; Alsup et al. 2011; Wadzuk et al. 2013; Wang et al. 2017). Se ha reportado que la calidad fisicoquímica del escurrimiento depende, por un lado, de las características propias de la azotea verde (tipo y profundidad del sustrato, tipo de vegetación, edad y prácticas de mantenimiento); y por otro, se atribuye al tipo de zona circundante (industrial, residencial o comercial), fuentes de contaminación locales, intensidad de tráfico y sus emisiones correspondientes, actividades industriales, intemperismo y degradación de suelos, entre otros (Berndtsson et al. 2006; Müller et al. 2020), lo que a su vez caracteriza el tipo de depósito atmosférico seco y húmedo.

a. Sustrato

El sustrato es un componente clave en los sistemas de naturación, ya que posee la capacidad de retener, pero también de liberar diferentes especies químicas y exportarlas a través del escurrimiento, ya que actúa como medio de intercambio para nutrientes y metales contenidos tanto en el agua de lluvia como en el material depositado (Vijayaraghavan, 2016). Al respecto, se conoce que sustratos de azoteas verdes pueden contener concentraciones de metales pesados como zinc, plomo y hierro, además de nutrientes como carbono, nitrógeno y fósforo (Duzsa et al. 2017); además, los sustratos que han sido elaborados a partir de composta favorecen la exportación de nitrógeno y fósforo (Moran et al. 2004).

El espesor del sustrato también puede afectar negativamente la calidad del escurrimiento (Duzsa et al. 2017). Al respecto, Dise y Wright (1995) reportaron que un sustrato de escasa profundidad posee una baja capacidad de retención, y, en consecuencia, favorece la rápida movilización de compuestos en el agua. Por el contrario, las investigaciones de Johnston y Newton (1993), revelan que un sustrato profundo aumenta el

tiempo de retención, lo cual contribuye a la disolución de metales y, en consecuencia, disminuye su concentración tanto en el sustrato como en el escurrimiento.

b. Vegetación

Con frecuencia, una atmósfera urbana contiene elevados niveles de contaminantes perjudiciales para la salud humana y el medio ambiente. La capacidad de las plantas para limpiar el aire se considera una técnica práctica y benéfica (Rowe, 2011), ya que pueden mitigar la contaminación del aire mediante procesos directos, es decir, mediante la absorción de contaminantes gaseosos a través de sus estomas, o de forma indirecta, mediante la modificación del microclima (Yang et al. 2008). Sin embargo, la vegetación tiene una influencia significativa en la calidad del escurrimiento ya que, por una parte las plantas pueden absorber los contaminantes y por otra, contribuyen al enriquecimiento del sustrato con nutrientes, mediante procesos de degradación física y química de la materia orgánica (descomposición de raíces y hojarasca, secreciones de la fauna del suelo y metabolitos de los procesos microbianos), los cuales transforman la composición del sustrato (Monterusso et al. 2004; Aitkenhead-Peterson et al. 2011; Sutton, 2015).

c. Depósito atmosférico

El depósito atmosférico se puede considerar una fuente de contaminación de azoteas verdes (Hathaway et al. 2008) ya que facilita la transferencia de sustancias contaminantes de la atmósfera hacia las superficies de captación urbana, ya sea a través de la precipitación o del depósito seco (Müller et al. 2020). Los contaminantes atmosféricos, provenientes tanto de fuentes naturales como antropogénicas, se introducen en el ambiente urbano a partir de las emisiones y del transporte de sustancias provenientes de fuentes locales, regionales y remotas, por lo tanto, posee una composición química diversa (Malmqvist, 1983; Brinkmann, 1985; Boom y Marsalek, 1988; Rocher et al. 2004; Sabin et al. 2005).

En el trabajo de recopilación llevado a cabo por Müller y colaboradores (2020), se reporta que el depósito atmosférico es una fuente significativa de sólidos en suspensión, nutrientes (fósforo y nitrógeno principalmente), metales y semimetales asociados al tráfico vehicular y a emisiones industriales locales que incluyen al bario, cadmio, cobalto, cromo, cobre, manganeso, níquel, plomo, titanio, vanadio, tungsteno, zinc y zirconio.

d. Fertilizaciones

En sistemas de naturación, la fertilización se realiza para promover el desarrollo de una cubierta vegetal densa, aumentar la floración y mejorar el carácter estético de la vegetación (Berndtsson et al. 2006). A pesar de estos múltiples beneficios, la degradación de los fertilizantes provoca la liberación de nutrientes como nitrógeno y fósforo, los cuales podrían impactar negativamente la calidad del escurrimiento (Monterusso et al. 2004; Teemusk y Mander, 2007; Gregoire y Clausen, 2011; Vijayaraghavan et al. 2012). Así mismo, se han reportado altas concentraciones de carbono orgánico disuelto en el escurrimiento, atribuidos en parte a la presencia de materia orgánica (Mentens et al. 2006; Berndtsson et al. 2009).

e. Edad de las azoteas verdes

La estructura de la vegetación y las propiedades hidrofísicas y fisicoquímicas están estrechamente relacionadas con la edad de las azoteas verdes (De-Ville et al. 2017; Thuring y Dunnet, 2007). A su vez, la edad posee un efecto directo en la calidad del escurrimiento, ya que influye directamente en las tasas de infiltración en superficie y conductividad hidráulica de la matriz del sustrato, así como en su capacidad de retención de agua y de especies químicas que se pueden considerar como contaminantes (Wang et al. 2017).

Aunque la mayoría de las investigaciones se han llevado a cabo en azoteas verdes relativamente jóvenes (< 10 años), estos estudios han demostrado que, con la edad, se presentan cambios en el comportamiento hidrológico. Esto incluye aumentos en la capacidad de almacenamiento de agua y retención de lluvia debido a aumentos en el contenido de partículas finas y microporosidad del sustrato (De-Ville et al. 2017; Getter et al. 2007; Yio et al. 2013). Por lo tanto, se esperaría una mayor retención y detención del escurrimiento en azoteas verdes más antiguas (10-20 años) debido a que tienen sustratos más desarrollados y vegetación más madura (De-Ville et al. 2017; Getter et al. 2007). En cambio, techos verdes recién instalados poseen temporalmente altos niveles de nutrientes que, con el paso del tiempo, son asimilados y degradados por el sustrato y la vegetación.

2. JUSTIFICACIÓN Y PLANTEAMIENTO

2.1 Problemas ambientales de la CDMX como resultado de la expansión urbana

La Ciudad de México (CDMX) ha experimentado a través del tiempo una gran transformación social y ambiental. La fuerte tendencia al crecimiento poblacional y a la expansión de su territorio ha generado problemas importantes como la intensa demanda de recursos naturales, desigualdad y marginación, asentamientos irregulares, generación de residuos, degradación de recursos naturales, contaminación y deterioro de la calidad del aire, entre otros (Matus-Kramer et al. 2016). Dichos problemas también han creado un fuerte vínculo con la Zona Metropolitana del Valle de México (ZMVM)¹ y con la Megalópolis², debido a la intensa interacción e integración a nivel urbano, socioeconómico y ambiental en la región.

Debido a su situación geográfica y contexto socioeconómico, la CDMX presenta múltiples riesgos naturales y humanos (Matus-Kramer et al. 2016). En primer lugar, la ciudad está construida en una zona lacustre dentro de una cuenca endorreica³ por lo que desde tiempos precolombinos se han llevado a cabo obras hidráulicas para gestionar y controlar el nivel del agua de los lagos durante la temporada de lluvias con la finalidad de prevenir inundaciones. Esto ha permitido asegurar, en cierta forma, el abasto de agua para la población, pero ha ocasionado la alteración de los sistemas lacustres generando un fuerte estrés hídrico, en adición a que el crecimiento de la población demanda cada vez más este recurso. En segundo lugar, el crecimiento económico y demográfico que se llevó a cabo durante el siglo XX generó grandes cambios en la estructura urbana de la CDMX además de su integración con la ZMVM, ya que el mayor crecimiento se concentra en las alcaldías

¹ La ZMVM abarca 16 alcaldías de la CDMX, 59 municipios del Estado de México y 21 municipios del estado de Hidalgo (PUEC, 2012).

² La CDMX se encuentra dentro de la zona megalopolitana del centro del país que comprende: CDMX, Estado de México, Tlaxcala, Hidalgo, Morelos y Puebla. En la Megalópolis se encuentran representadas las 16 alcaldías de la CDMX, 29 municipios del Estado de Hidalgo, 80 municipios del Estado de México, 33 municipios del Estado de Morelos, 22 municipios del Estado de Puebla y los 60 municipios del Estado de Tlaxcala. En el 2010, la Megalópolis se conformaba por 29 millones de habitantes, los cuales representan el 29% de la población total del país concentrados en un 4.4% del territorio nacional (INEGI, 2010).

³ Una cuenca endorreica es un área de drenaje pluvial en la que el agua fluye sin tener una salida hacia el océano (Banco-Mundial, 2012).

ubicadas en el norte y centro de la ciudad, en los municipios del Estado de México y en el Suelo de Conservación (SEMARNAT, 2003). Éste último representa un serio problema por la consecuente degradación de los servicios ambientales estratégicos de los que se benefician la población y la ciudad, como la recarga del acuífero, la protección de la biodiversidad y la captura de carbono. En tercer lugar, la débil planeación de las zonas urbanas ha generado importantes problemas para la movilidad y afectaciones en la calidad de vida de miles de habitantes, convirtiendo a la CDMX en una de las urbes con mayores problemas de tráfico a nivel mundial (Matus-Kramer et al. 2016). Lo anterior está ligado con la distribución espacial de la oferta de empleo, la cual se concentra en las zonas centrales de la ZMVM, puesto que tan solo cuatro alcaldías de la ciudad proveen un tercio del empleo a nivel metropolitano (OCDE, 2015). Se estima que diariamente se trasladan hacia la CDMX alrededor de 4.5 millones de personas de la zona metropolitana, principalmente de los municipios del Estado de México, lo que aumenta la demanda de los sistemas de transporte público y el tráfico en las redes viales (SEDUVI, 2015).

2.2 Problemas de contaminación atmosférica en la CDMX

Por sus características fisiográficas, la ZMVM está sujeta de manera natural a condiciones que no favorecen una adecuada ventilación de la atmósfera y además existen factores climáticos que afectan considerablemente la calidad del aire. Un fuerte problema es su parque vehicular, el cual se aproxima a 5 millones de automóviles con una tasa anual de crecimiento del 3.8%, las emisiones generadas por estas fuentes son una de las principales causas de la contaminación atmosférica y de contingencias por mala calidad del aire en la ciudad y zona metropolitana (SEDEMA, 2019).

2.2.1. Fuentes de emisión de partículas finas y precursores de ozono

Se estima que el 46% de las emisiones de partículas finas y precursores de ozono en la zona provienen del transporte (SIMAT, 2019); en ese sentido, el transporte privado genera la mayor parte de los precursores de ozono y, después del transporte pesado de diesel, son la segunda fuente de emisiones de partículas finas. Adicionalmente, los vientos provenientes del norte-noreste que circulan al interior de la CDMX, transportan grandes cantidades de

contaminantes atmosféricos que son emitidos por industrias⁴ dedicadas a la fabricación de vidrio, cal, ladrillo, cerámicas, manufactura de motores y ensamblaje de autos, así como plantas de fundición de hierro, plantas de producción de gas natural, una central termoeléctrica y una refinería (Báez et al. 2007). Lo anterior, combinado con las emisiones por tráfico vehicular, son fuentes de emisión de SO₂, NO_x, Cl⁻, NH₃, material particulado y metales pesados. En cuanto al material particulado se emiten más de 57 ton/día de PM₁₀ y 18 ton/día de PM_{2.5}; mientras que de precursores de SO₂ y NO_x se emiten 18 ton/día y 493 ton/día, respectivamente, además de 17 514 ton/año de NH₃.

2.2.2. Fuentes de emisión de metales

Emisiones significativas de metales como cobre, cadmio, plomo, manganeso y zinc provienen específicamente de plantas de fundición (Ross, 1986; Szefer y Szefer, 1986; Nriagu y Pacyna, 1989); mientras que las de níquel y manganeso se originan a partir de la fabricación de aleaciones ferrosas y quema de diesel (Szefer y Szefer, 1986; Nriagu, 1989). Los procesos de fundición son fuentes de vanadio, cromo y níquel; además, en forma de óxido de vanadio, este elemento es un componente de un combustible especial empleado en la fabricación de autopartes, así como de caucho, plásticos, cerámicos y otros químicos (ATSDR, 1995). Las fuentes potenciales de emisión de cadmio proceden de la fabricación y eliminación de desechos de baterías y del desgaste constante de los neumáticos de los vehículos motorizados (Scudlark et al. 1994; Mugica et al. 2002).

Los estudios realizados por Vega et al. (2001) y Al-Momani (2003) señalan que existen altas concentraciones de aluminio en el agua de lluvia que son atribuidas a su relativa abundancia en sedimentos geológicos; sin embargo, actualmente este metal es empleado en la manufactura de la mayoría de los motores de los vehículos. La circulación de vehículos motorizados, específicamente en la CDMX donde más de 5 millones de automóviles circulan a diario y de los cuales más de 40% son autos nuevos con motores que contienen aleaciones de aluminio, implica emisiones importantes de este elemento a la atmósfera.

⁴ Existen alrededor de 30.000 industrias pequeñas, medianas y grandes ubicadas en la región norte de la ZMVM

2.2.3. Fuentes de emisión de iones inorgánicos

Los iones inorgánicos SO_4^{2-} y NO_3^- , son producidos mediante la combustión de gasolinas con alto contenido de azufre, además de las emisiones industriales y de plantas termoeléctricas. Los óxidos de nitrógeno (NO_x) provienen directamente de la combustión de gasolinas (Pio et al. 1996) y de la quema doméstica de gas natural en calentadores y estufas; además su presencia en la atmósfera, junto con el dióxido de azufre, está asociada a la formación de aerosoles secundarios. Dentro de la ZMVM, existen diversidad de fuentes de NH_4^+ , sin embargo, las más importantes están relacionadas a los artículos de limpieza, las emisiones industriales, las heces de animales domésticos y las actividades agrícolas.

2.2.4. Fuentes de emisión de elementos críticos

Los llamados *elementos críticos de la tecnología* (TCEs de *technology-critical elements*) son vitales para la fabricación de una amplia gama de tecnologías avanzadas e innovadoras (Dang et al. 2020). En particular, el uso de múltiples materiales para aumentar la funcionalidad de un producto, el impulso hacia las tecnologías de bajas emisiones de carbono y la eficiencia en el uso de los recursos, son actividades que han incrementado la demanda de los TCEs, los cuales no tenían un uso generalizado hace tan solo algunos años (Greenfield y Graedel, 2013).

Un elemento es definido como *crítico* debido a sus riesgos en la escasez de su suministro y por su gran importancia económica (Nuss y Blengini, 2018). En la actualidad, varios elementos, grupos de elementos y minerales, entran en esta definición: 14 según la Comisión Europea y 35 según el Departamento del Interior de Estados Unidos. Algunos de estos son: Sb, Ga, Ge, Hf, In, Li, Nb, Be, Cr, Co, B, Si y W, los elementos del grupo del platino (Pt, Pd, Rh, Os, Ir y Ru), además de los elementos del grupo de las tierras raras (Y, La, Ce, Pr, Nd, Sm, Eu, Gd, Tb, Dy, Yb, Lu, Ho, Er y Tm) (Dang et al. 2020; Nuss y Blengini, 2018). Estos elementos son emitidos directamente al medio ambiente a partir de las actividades de minería y fundición, además se caracterizan por sus elevadas pérdidas disipativas. (Dang et al. 2020).

2.3 Implementación de sistemas de naturación en azoteas como medida de mitigación de la contaminación en la CDMX

En México, las primeras azoteas verdes se construyeron en la Universidad Autónoma de Chapingo (UAC) en el año 1994. Este proyecto se realizó dentro de un complejo de edificios y comprendió cuatro techos de 75 m² cada uno. En estas cuatro azoteas verdes se realizaron investigaciones entre los años 1994 y 2000, permitiendo establecer los tipos de vegetación y sustratos óptimos para su uso en azoteas verdes dentro del Valle de México. En 1997, el entonces gobierno del Distrito Federal, decidió establecer una serie de diez azoteas verdes piloto en escuelas públicas de la ciudad poniendo en práctica la información obtenida en aquella primera fase de investigación de la UAC (López-Chávez y Flores-Baca, 2019).

En 1999, se llevó a cabo la construcción de una azotea verde sobre el edificio del área de colecciones en el Jardín Botánico de la UNAM, campus Ciudad Universitaria. Este proyecto de alrededor de 200 m², fue financiado por la Comisión de Recursos Naturales del entonces Distrito Federal y por el Banco Interamericano de Desarrollo. La selección de la cubierta vegetal estuvo a cargo del biólogo Jerónimo Reyes del Instituto de Biología de la UNAM, quien seleccionó plantas suculentas nativas como nopales, magueyes y siemprevivas. Esta azotea verde es un “xerojardín”, es decir, un área naturada de “cero mantenimientos” por lo que no requiere riegos ni podas.

Del año 1999 a la fecha se han naturado aproximadamente 58 492 m² de azoteas a través de su regulación estandarizada descrita en la Norma Ambiental para el Distrito Federal NADF-013-RNAT-2007, publicada en la Gaceta Oficial de la CDMX en 2008 (SEDEMA, 2019). Actualmente existen medidas fiscales que buscan incentivar la participación ciudadana en estos proyectos; entre estas medidas se encuentran el descuento de 10 a 20% en el impuesto predial a quienes adquieran, instalen y operen tecnologías para prevenir o reducir las emisiones de contaminantes y un descuento de 10% en este mismo impuesto a edificios que acrediten la aplicación de sistemas sustentables ante la Secretaría del Medio Ambiente (Santa-Rita, 2019).

2.4 Estudios previos realizados en azoteas verdes de la CDMX

Es de particular interés el estudio de los beneficios ambientales que las Azoteas Verdes Extensivas (**EGRs**, de *Extensive Green Roofs*) proporcionan en un contexto urbano, de manera específica la retención de contaminantes. Es por ello que se han realizado trabajos de investigación en la zona centro-sur de la CDMX, particularmente en la azotea verde extensiva del Jardín Botánico de la UNAM. Por ejemplo, los resultados del estudio realizado por Arellano-Leyva (2012) durante la temporada de lluvias del año 2009, revelaron la existencia de metales pesados (Mn, Ni, Cr, Co, Zn, Pb y Cd) en la precipitación y en el escurrimiento de una EGR; específicamente se identificaron mayores concentraciones de zinc y plomo en la lluvia, mientras que en el escurrimiento se obtuvieron mayores concentraciones de manganeso, níquel, cromo, cobalto y cadmio, además no se encontró relación entre la concentración de metales pesados y el volumen de precipitación. Adicionalmente, el pH determinado para el escurrimiento mostró valores más cercanos a la neutralidad en comparación con el determinado para la lluvia.

Un estudio piloto realizado en el mismo sitio por Cano-Vázquez (2018) durante los meses de junio y agosto de 2016, reveló que el escurrimiento de una azotea convencional presentó mayor cantidad de sólidos en suspensión. Los resultados también revelaron la presencia de iones derivados de nitrógeno (NO_2^- , NO_3^- y NH_4^+) en el escurrimiento y, particularmente, se encontraron altas concentraciones de nitrato y amonio en la azotea verde extensiva, mientras que la presencia de nitrito únicamente se identificó en la azotea convencional. Adicionalmente, tanto el sulfato como el sodio y potasio en su forma iónica, se encontraron en mayores concentraciones en el escurrimiento generado por la azotea verde extensiva.

2.5 Áreas de oportunidad en los estudios de azoteas verdes

A la fecha, gran parte de los estudios de retención de contaminantes en azoteas verdes se han realizado en regiones templadas y mediterráneas y en sistemas de naturación a escala (modulares) y bajo eventos simulados de precipitación. En vista de que la mayoría de los trabajos de investigación se han enfocado en el estudio de contaminantes considerados como tradicionales (Pb, Cu, Zn, Al, Mn, Fe, Cd, Cr y Ni), se requieren nuevos estudios que

caractericen la composición química de la lluvia y el escurrimiento en sistemas de naturación de ciudades altamente urbanizadas en zonas tropicales, evaluando también la presencia de contaminantes emergentes críticos.

Por lo tanto, el objetivo de este trabajo se centró en evaluar la concentración y tasas de exportación de sólidos en suspensión, iones, metales, semimetales y no metales durante eventos de precipitación-escurrimiento en dos EGRs vecinas con 20 años de antigüedad y con diferentes características: 1) una azotea verde con una pendiente de 2° (**EGRns**, de *Extensive Green Roof, no slope*) y 2) una azotea verde una pendiente de 14° (**EGRws**, de *Extensive Green Roof, with slope*), comparándolas con una azotea común (**CR**, de *Common Roof*). Además, la capacidad de neutralización de la lluvia ácida por las azoteas verdes también fue estudiada.

Preguntas de investigación

- a. ¿Qué diferencias existen en los volúmenes de escurrimiento pluvial generados en las azoteas estudiadas?
- b. ¿Qué diferencias existen en la exportación química de sólidos en suspensión, iones y elementos entre las EGRs y la azotea convencional?
- c. De los elementos considerados como emergentes críticos, ¿cuáles se encuentran en la lluvia y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas?
- d. ¿Cómo influyen las distintas características de las EGRs en la exportación química?
- e. ¿Qué capacidad poseen las EGRs para neutralizar la lluvia ácida?

Hipótesis

- a. Se espera obtener escurrimientos pluviales similares entre las EGRs, que al compararse con la azotea convencional serán menores.
- b. Debido a una menor retención de lluvia, se esperan mayores tasas de exportación en la azotea convencional para la mayoría de los elementos químicos estudiados.
- c. La presencia de elementos emergentes críticos en la atmósfera puede ser aún baja, por tanto, se espera encontrarlos en la lluvia y probablemente también en el escurrimiento de las EGRs.
- d. Dado que la EGRws presenta una pendiente más pronunciada y menor profundidad de sustrato que la EGRns, lo cual puede favorecer la generación del escurrimiento y exportación de sólidos en suspensión, iones y elementos, se esperan menores concentraciones y tasas de exportación química en la EGRns.
- e. Se espera que el escurrimiento pluvial de las EGRs posea un pH más cercano a la neutralidad con respecto al de la precipitación.

3. OBJETIVOS

Objetivo General

Durante eventos de precipitación-escurrimiento, determinar la concentración y tasa de exportación de sólidos en suspensión, iones y elementos en dos arreglos de azoteas verdes extensivas y en un techo convencional en la Ciudad de México.

Objetivos Particulares

- a. Cuantificar la lluvia y el escurrimiento pluvial en dos azoteas verdes extensivas (EGRs) con distintas características, y en una azotea convencional durante la temporada de lluvias de 2019.
- b. Determinar las concentraciones de sólidos en suspensión, iones inorgánicos (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y SO_4^{2-}), metales (Li, Na, K, Be, Mg, Ca, Ba, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, Mo, Cd, Hg, Al, Sn, Tl y Pb), semimetales (B, Si, As, Sb) y no metales (Se) en muestras de lluvia y de escurrimiento pluvial en las tres azoteas seleccionadas durante el periodo de estudio.
- c. Comparar las cargas en lluvia con las tasas de exportación de sólidos en suspensión, iones y elementos en el escurrimiento de las azoteas estudiadas, así como describir sus variaciones temporales durante el periodo estudiado.
- d. Evaluar la influencia de las distintas características de las EGRs en las tasas de exportación química.
- e. Examinar la capacidad de las azoteas verdes en la neutralización de la lluvia ácida.

4. MÉTODOS

4.1 Descripción del sitio de estudio

El estudio se llevó a cabo en el área experimental de azoteas verdes extensivas ubicado en el Jardín Botánico, campus Ciudad Universitaria de la Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM). El área de estudio se encuentra, a su vez, dentro de la Reserva Ecológica del Pedregal de San Ángel (REPSA).

La azotea verde extensiva (**EGR**, de *Extensive Green Roof*) (**Fig. 1**) fue construida en julio de 1999, tiene una elevación de 3.40 m, muros perimetrales de 20 cm de alto, una capa impermeable, carpeta asfáltica sellada, el sistema de drenaje, membrana anti-raíz, el sustrato con 10 cm de espesor compuesto de tepojal, fibra de coco, composta y suelo Andosol de textura franco-arenosa (70% arena, 17% limo y 13% arcilla) (Arellano-Leyva, 2017; Arellano-Leyva et al. 2021).



Fig. 1. Edificio que alberga la Azotea Verde Extensiva (EGR). Jardín Botánico-Instituto de Biología, UNAM

La superficie total de la EGR es de 260 m² y está dividida en tres secciones. Para este estudio, se seleccionaron dos de dichas secciones, las cuales tienen diferentes arreglos biofísicos (Arellano-Leyva, 2017; Arellano-Leyva et al. 2021):

1. **EGRns:** Posee un área de 32 m², una pendiente de 2° y un espesor promedio del sustrato de 132 mm (**Fig. 2a**).
2. **EGRws:** Posee una superficie 36.7 m² con una pendiente de 14° y con un espesor promedio del sustrato de 103 mm (**Fig. 2b**).



Fig. 2. Sección con pendiente de 2°, EGRns (a) y de 14°, EGRws (b) en la Azotea Verde Extensiva. Jardín Botánico-Instituto de Biología-UNAM

Las especies plantadas y dominantes en la EGR son crasuláceas, cactáceas y agaváceas, las cuales comparten características similares a la vegetación xerófila y algunas de ellas se encuentran también en la REPSA (Arellano-Leyva, 2017). La vegetación varía en arreglo y composición de especies entre azoteas verdes: la EGRns posee una vegetación con mayor variedad de géneros (*Agave*, *Opuntia*, *Sedum*, *Altamiranoa*, *Echeveria*, *Manfreda*, *Graptopetallum*, *Phlebodium* y *Mammillaria*); sin embargo, las especies dominantes son *Agave ferchoveri*, *Opuntia tomentosa*, *Sedum dendroideum* y *Altamiranoa mexicana*; en esta azotea la altura promedio de la vegetación es de 44.5 cm, mientras que en la EGRws es de 71.6 cm y las especies dominantes son *Agave montana*, *Agave celsii*, *Opuntia hyptiacantha*, *Opuntia tomentosa* y *Sedum dendroideum*. Debido a que la composición vegetal presenta predominantemente un metabolismo ácido de crasuláceas (CAM), las EGRs no necesitan riego más allá de lo que proporciona el régimen estacional de lluvias de la región (Arellano-Leyva et al. 2021).

En cuanto a las prácticas de manejo, se realiza deshierbe de forma manual dos veces al año y ocasionalmente algunas plantas de gran tamaño se eligen para ser extraídas y reemplazadas por plantas más jóvenes con la finalidad de reducir el peso en la edificación. Durante el periodo de estudio no se realizaron trasplantes o deshierbes en las azoteas verdes estudiadas; en este sentido y debido a la antigüedad de la azotea verde (20 años), en la EGRns se han realizado más modificaciones y reemplazos de especies vegetales a lo largo del tiempo comparado con la EGRws, por lo cual esta última tiene una vegetación más longeva y con mayor biomasa (Arellano-Leyva et al. 2021). A pesar de estas modificaciones, ambas EGRs muestran índices de área foliar muy similares, lo cual sugiere que la capacidad de interceptación de lluvia es similar, por lo tanto, los efectos son mínimos en el almacenamiento de agua del dosel y en la atenuación de tormentas (Barreta et al. 2014).

Con el paso del tiempo, la composición vegetal y las propiedades hidrofísicas y fisicoquímicas del sustrato se modificaron. En ese sentido, recientemente se realizó un estudio con la finalidad de conocer las diferencias entre las azoteas verdes (Arellano-Leyva et al. 2021). Los resultados se muestran en las **Tablas 1a y 1b**, donde se observa que los valores altos de porosidades totales y densidades aparentes caracterizan a la EGRws. Por otra parte, se encontraron valores bajos de acidez en los sustratos de ambas EGRs; mientras que los contenidos de materia orgánica como de carbono orgánico fueron elevados en el sustrato de la EGRns. Ambas EGRs mostraron concentraciones similares de potasio, nitrógeno y carbono total, sin embargo, el contenido de fósforo fue más alto en la EGRws (Arellano-Leyva et al. 2021).

Tabla 1a. Promedio y desviación estándar de las propiedades hidrofísicas características de las EGRs estudiadas (Arellano-Leyva et al. 2021)

	EGRns	EGRws
Densidad aparente (g cm⁻³)	0.63 ± 0.12	0.85 ± 0.08
Porosidad (%)	56.35 ± 1.30	78.01 ± 0.67
Capacidad de campo (%)	50.10 ± 7.28	67.98 ± 9.48

Tabla 1b. Promedio y desviación estándar de las propiedades fisicoquímicas características de las EGRs estudiadas (Arellano-Leyva et al. 2021)

	EGRns	EGRws
pH	4.82 ± 0.13	4.90 ± 0.42
Conductividad eléctrica (mS cm⁻¹)	0.03 ± 0.01	0.06 ± 0.01
Materia orgánica (%)	15.25 ± 0.54	12.30 ± 2.12
Contenido de carbono orgánico (%)	8.84 ± 0.31	7.15 ± 1.20
K (cmol kg⁻¹)	0.19 ± 0.07	0.17 ± 0.18
P (mg kg⁻¹)	23.50 ± 2.12	37.10 ± 41.15
C (%)	9.77 ± 0.73	9.65 ± 0.92
N (%)	1.04 ± 0.08	1.14 ± 0.01

Con fines de comparación, se seleccionó una azotea común (**CR**) (**Fig. 3**) cuya superficie es de 19.27 m², se encuentra situada a 1.50 m de distancia de la azotea verde extensiva y posee una elevación e inclinación similar a EGRns; además tiene muros perimetrales de 20 cm de alto y está cubierta por una carpeta impermeable.



Fig. 3. Azotea Común (CR). Jardín Botánico-Instituto de Biología, UNAM

4.2 Instrumentación y medición de variables

4.2.1 Precipitación (*P*)

La precipitación fue medida utilizando un pluviómetro automático de balancín marca HOBO (Onset, EUA; resolución de 0.2 mm por golpe), colocado en la EGR a una altura de 1.30 m del sustrato. Los registros de lluvia en acumulados de 10 minutos se llevaron a cabo dentro del periodo comprendido del 22 de abril al 15 de diciembre de 2019, abarcando la temporada de lluvias completa. A partir de los datos de precipitación se identificaron los eventos ocurridos durante el periodo de estudio, por lo que un evento de precipitación fue definido como aquel mayor a 1 mm, además los eventos con un periodo mayor o igual a 6 horas fueron clasificados como independientes (Arellano-Leyva, 2017). Para cada evento identificado, se determinó la cantidad de precipitación (mm), duración (h) e intensidad (mm/h) de la lluvia y el antecedente de precipitación (AP). El AP fue calculado para determinar las condiciones de humedad antecedentes 7 días previos a cada tormenta.

4.2.2 Esguerrimiento (Q)

Para cuantificar el esguerrimiento generado por lluvia se emplearon tanques de 1100 L marca Rotomex acoplados a cada azotea (**Fig. 4**). Dentro de cada tanque se colocó un limnógrafo modelo 3001 (Solinst, Canadá Ltd.) con una precisión de 2.5 mm. Para compensar las lecturas de presión del limnógrafo se utilizó un barómetro modelo 3001 (Solinst, Canadá Ltd.) con precisión de 0.05% kPa, colocado dentro del tanque de la azotea convencional. Las lecturas de los instrumentos se registraron cada 10 min abarcando el mismo periodo que el de la precipitación. Como una medida independiente a la de los equipos, se tomaron lecturas de la altura del agua en los tanques con una cinta métrica que se colocó en la parte exterior de los mismos.

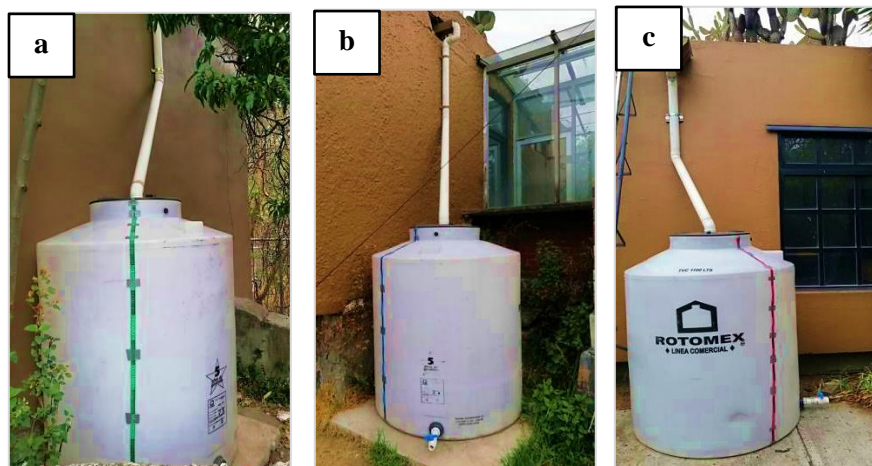


Fig. 4. Tanques acoplados a CR (a), EGRns (b) y EGRws (c)

Posteriormente, se obtuvo la columna de agua en centímetros, valores que fueron transformados a litros empleando la ecuación de calibración del tanque generada por Arellano-Leyva (2017) (**Fig. 5**). Finalmente se realizó la conversión de litros a milímetros (Q) utilizando el área de cada azotea (CR= 19.3 m², EGRws= 36.7 m², EGRns= 32.0 m²).

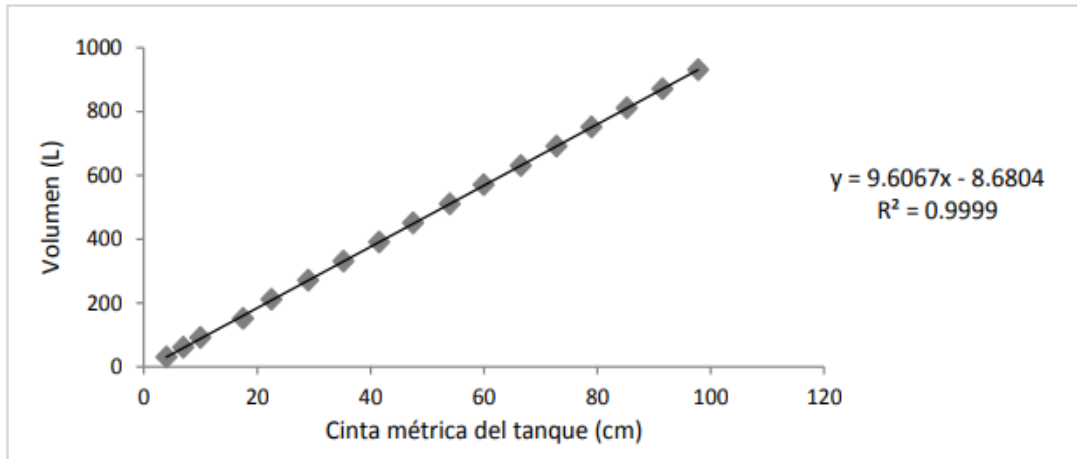


Fig. 5. Ecuación derivada de la calibración del tanque (Arellano-Leyva, 2017)

Por cada evento, el coeficiente de escurrimiento (Q/P) fue calculado dividiendo el escurrimiento (Q) y la precipitación total (P), previo a ello se tomaron en cuenta los siguientes criterios:

- a. Se consideraron únicamente los eventos de Q generados a partir de eventos de precipitación mayores o iguales a 4 mm, cantidad mínima de lluvia requerida para la generación de escurrimiento en las azoteas verdes estudiadas.
- b. En los casos en los que se rebasa el valor del coeficiente de escurrimiento ($Q/P > 1$), se analizaron eventos con un límite máximo de 1.10.

Finalmente, el porcentaje de retención de lluvia para cada azotea se obtuvo a partir de la siguiente expresión:

$$\% \text{ retención} = \left(1 - \frac{Q}{P}\right) \times 100$$

4.2.3 Contenido de humedad en el sustrato

Para registrar los contenidos volumétricos de agua en el sustrato de las EGRs, se colocaron de forma horizontal 14 sensores basados en métodos de capacitancia de tipo 10 HS (Decagon, EUA) a una profundidad de 5 cm en cada azotea (Arellano-Leyva et al. 2021). El registro de la humedad en sustrato se llevó a cabo en intervalos de 10 min utilizando un

datalogger Em50 marca Decagon, EUA. El periodo de registro de datos fue el mismo que el de lluvia y escurrimiento.

Para conocer los valores de humedad volumétrica (Θ), los datos crudos provenientes de los sensores de humedad fueron corregidos mediante diferentes ecuaciones de calibración, las cuales fueron desarrolladas considerando diferentes áreas de cobertura del sustrato (debajo de la vegetación, vegetación escasa y sustrato descubierto) (**Anexo 1**), asumiendo que las diferencias en la cobertura de vegetación dentro de cada EGR podrían resultar en alguna variación espacial en las propiedades del sustrato y, por lo tanto, en los procesos hidrológicos locales (Arellano-Leyva et al. 2021).

4.3 Muestreo durante eventos de precipitación-escurrimiento

Las muestras de precipitación y escurrimiento fueron colectadas al día siguiente del evento de lluvia, con lo cual el drenado de las azoteas fue completo. Los criterios para la colecta de muestras fueron: 1) la existencia de escurrimiento en los tres tanques, es decir, por cada azotea, y 2) que el volumen de agua fuera lo suficiente para ser colectado (observación de una columna de agua en el tanque mayor a 5 cm, aproximadamente).

Previo al muestreo del escurrimiento, el agua contenida en cada tanque fue mezclada con la finalidad de homogeneizar el contenido de sólidos. Posteriormente, se abrió la llave de cada tanque y se dejó que el agua saliera durante algunos segundos. Finalmente, con la ayuda de un embudo de plástico se colectó una muestra de 1 L en un frasco ámbar. Se determinó el pH *in situ* mediante un medidor multiparamétrico marca Oakton y como medida adicional, este mismo parámetro fue determinado en laboratorio para cada muestra.

Para coleccionar las muestras de precipitación, se instalaron a la altura del pluviómetro tres muestreadores pasivos marca Taylor graduados en pulgadas (**Fig. 6**). Se registró la altura del agua alcanzada en el colector, este valor se convirtió a milímetros y se consideró como una medida adicional a los datos generados por el pluviómetro. El contenido de lluvia de cada colector se almacenó en un frasco ámbar de 1 L y, en este caso, el pH fue determinado únicamente en laboratorio.

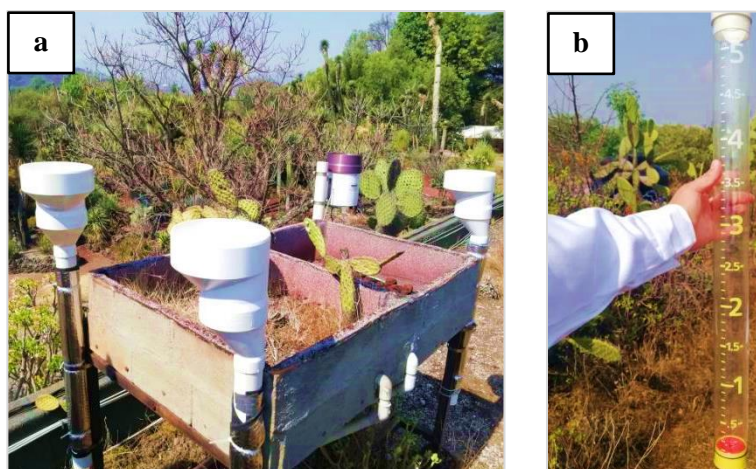


Fig. 6. Pluviómetro y sistema de muestreo para la colecta de las muestras de precipitación en EGR (a) y colector pasivo (b)

4.4 Tratamiento y almacenamiento de muestras

La filtración de las muestras, la determinación de sólidos en suspensión, así como la medición de pH fueron realizadas en laboratorio inmediatamente después de la colecta en campo.

En lo referente a filtración de muestras se emplearon membranas de filtración marca Whatman de 47 mm de diámetro y grado GF/C, las cuales fueron acondicionadas previamente. Este proceso consistió en colocar cada membrana dentro de una caja Petri de 50 mm marca Kimax, posteriormente se introdujeron en la mufla a una temperatura de 100 °C durante un periodo de 2 horas. Pasado este tiempo se determinó la masa de cada membrana por medio de una balanza analítica marca Ohaus y finalmente fueron almacenadas hasta su uso dentro de un desecador.

Para la determinación de sólidos suspendidos totales se midió el volumen de cada muestra con ayuda de una probeta graduada de 1000 mL; posteriormente cada una de ellas se filtró al vacío y al finalizar, cada membrana empleada en la filtración fue secada en la mufla a 100 °C durante 3 horas. Finalmente, por diferencia con respecto a la masa inicial de la membrana, se determinó la masa de los sólidos. El cociente de la diferencia de masas

húmeda y seca de las membranas entre el volumen total de la muestra indica la cantidad de sólidos suspendidos totales.

Previamente a la determinación de pH, el potenciómetro Conductronic PH120 fue calibrado por medio de tres soluciones buffer marca Fermont de pH 4, 7 y 10. De manera inmediata a la filtración, se obtuvo el pH para cada muestra de precipitación y escurrimiento.

Cada muestra fue separada y almacenada de acuerdo a las especies químicas a determinar. En el caso de los iones monovalentes y divalentes, las muestras fueron almacenadas por duplicado en frascos de 25 mL marca Nalgene y puestas a congelación durante un periodo de tres a cinco meses hasta su análisis. Para el caso de los metales, semimetales y no metales, las muestras fueron acidificadas con HNO₃ ultrapuro hasta obtener un pH menor ó igual a 2; posteriormente se almacenaron por duplicado en tubos para centrífuga de 15 mL marca Falcon y finalmente fueron almacenadas durante un periodo de aproximadamente tres meses a una temperatura de 2°C.

4.5 Determinación de iones monovalentes y divalentes

Las muestras de precipitación y escurrimiento fueron analizadas por duplicado para su caracterización para amonio (NH₄⁺), nitrito (NO₂⁻) y nitrato (NO₃⁻) y sulfato (SO₄²⁻). Estos análisis se realizaron en el Laboratorio de Cromatografía de Líquidos del Instituto de Ciencias de la Atmósfera y Cambio Climático, UNAM. El análisis de las muestras se llevó a cabo mediante cromatografía iónica HPLC con un sistema Shimadzu. Las condiciones cromatográficas, así como los valores de límites de detección se detallan en el Anexo 2.

4.6 Determinación de metales, semimetales y no metales

Las concentraciones de metales, semimetales y no metales, en lluvia y en el escurrimiento generado por azoteas, fueron obtenidas a partir de dos métodos analíticos. De acuerdo a los límites de detección establecidos para cada técnica (Anexo 3), los elementos Ca, K, Li, Si, Na y Mg fueron determinados por ICP-OES; mientras que Al, V, Cr, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn, As, Se, Mo, Cd, Sb, Ba, Tl y Pb por ICP-MS.

Los análisis realizados por el método Espectroscopía de Emisión Óptica de Plasma Inductivamente Acoplado (por sus siglas en inglés ICP-OES), modelo Optima 8300 de la marca Perkin Elmer se realizaron en el Laboratorio de Espectroscopía Atómica del LANGEM (Laboratorio Nacional de Geoquímica y Mineralogía) del Instituto de Geología, UNAM. Para la curva de calibración se empleó una mezcla multielemental de 31 elementos de la marca High Purity Standards. La curva contempla varios órdenes de magnitud, desde 0.01 hasta 25 mg/L y para la determinación de K, Na, Mg y Ca las concentraciones de los niveles de la curva de calibración fueron diez veces mayores. El cálculo de los límites de detección se detalla en el Anexo 3.

En el Laboratorio ICP-MS del Instituto de Geofísica, UNAM se realizaron los análisis por el método Espectrometría de Masas con Fuente de Plasma Inductivamente Acoplado (por sus siglas en inglés ICP-MS), modelo iCAP de la marca Thermo Scientific. El instrumento fue optimizado previamente al análisis de las muestras, con una solución acuosa certificada de la marca High Purity Standards, la cual contiene un amplio intervalo de masas (Li, Co, In, Ba, Bi, Ce y U de 1 µg/L, respectivamente). Para el análisis de los elementos se realizó una curva de calibración con 16 puntos (de 0 a 500 µg/L), a partir de una solución stock multielemental (QCS-26). El *drift* instrumental se corrigió con el estándar interno indio (In de 10 µg/L). El cálculo de los límites de detección y la determinación del control de calidad del material de referencia se detallan en el Anexo 3.

4.7 Cálculo de la carga y tasas de exportación

La carga de sólidos en suspensión, metales, semimetales, no metales, aniones y cationes en la precipitación se calculó mediante la siguiente expresión:

$$Carga = P \times C$$

Donde:

Carga: mg/m² o µg/m²

P: Cantidad de precipitación (mm)

C: Concentración (mg/L o µg/L)

Por otra parte, las tasas de exportación al escurrimiento generado por las azoteas fueron cuantificada a partir de la siguiente ecuación:

$$E = \frac{C \times Q}{S}$$

Donde:

E: Tasa de exportación (mg/m² o µg/m²)

C: Concentración (mg/L o µg/L)

Q: Volumen de escurrimiento (L)

S: Superficie de la azotea (m²)

4.8 Análisis estadístico

Para responder a los objetivos de investigación planteados en este trabajo, se emplearon diferentes métodos estadísticos con la finalidad de identificar el desempeño de las azoteas estudiadas en términos de retención o exportación, o bien, si no poseen efecto alguno. Para ello, el conjunto de datos de concentraciones y tasas de exportación de metales, no metales, semimetales, iones y sólidos en suspensión fueron comparados entre azoteas y, a su vez, con los obtenidos en la precipitación (concentración y carga), con el fin de evaluar lo siguiente:

- a. Efecto por naturación: comparación entre la precipitación y el escurrimiento generado por las EGRs.
- b. Efecto por las distintas características de las EGRs (pendiente, vegetación, sustrato y manejo): comparación entre EGRns y EGRws.
- c. Efecto por techo convencional: comparación entre la precipitación y el escurrimiento generado por la CR.

La **Fig. 7** ilustra el procedimiento empleado en el tratamiento de datos, así como las pruebas estadísticas empleadas de acuerdo a la normalidad de los datos.

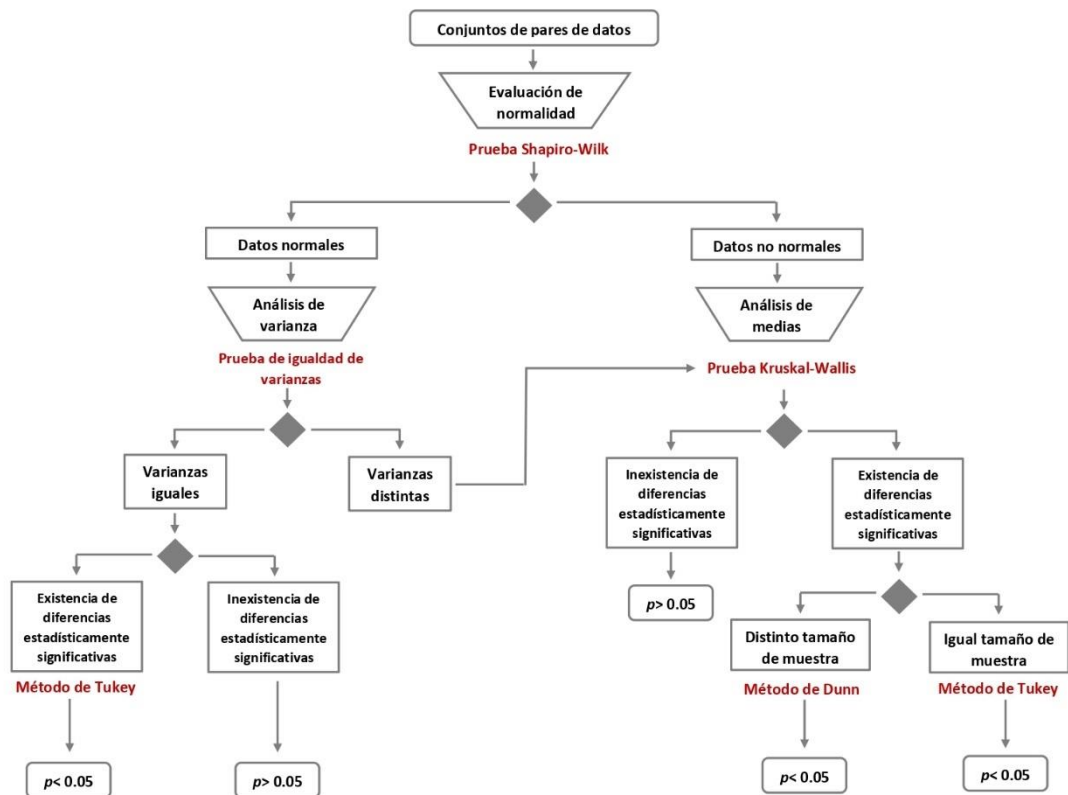


Fig. 7. Diagrama de flujo para la evaluación del desempeño de CR, EGRns y EGRws en términos de retención o exportación, o bien, si no poseen efecto alguno

Del análisis estadístico de los datos de concentración y en relación a los efectos evaluados, se identificó que las especies químicas estudiadas presentaban un comportamiento similar, por lo que se agruparon en las siguientes categorías:

- **Grupo 1:** En esta agrupación las concentraciones de Al, Ca, Co, Fe, Mg, Mn, K y V, fueron significativamente diferentes entre la precipitación y el escurrimiento de las tres azoteas; además se identificaron diferencias entre EGRs para Ca, Co, Mg y Mn.
- **Grupo 2:** Para este caso, las concentraciones de As, Ba, Cr, Cu, Na, Ni, Si y Tl mostraron ser significativamente diferentes únicamente entre la precipitación y el escurrimiento de las EGRs.

- **Grupo 3:** En esta agrupación se encuentra el Cd, Mo, Se y Pb, para los cuales no se identificaron diferencias en las concentraciones entre la precipitación y el escurrimiento de las EGRs, ni entre EGRws y EGRns. Además, para el Cd y Se se identificaron diferencias significativas entre la precipitación y el escurrimiento de CR, pero no para Mo y Pb.
- **Grupo 4:** En esta categoría se clasificaron Li, Sb y Zn ya que presentaron un comportamiento que no coincide con las características identificadas en las agrupaciones anteriores.
- **Grupo 5:** Los tratamientos estadísticos para el conjunto de datos de concentraciones de aniones y cationes (NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y SO_4^{2-}) mostraron un comportamiento específico para cada especie química estudiada.

5. RESULTADOS

5.1 Precipitación y contenido de humedad en el sustrato

Durante el periodo de estudio (abril-noviembre 2019), se identificaron 88 eventos de precipitación acumulando un total de lluvia de 836.0 mm, equivalente al 96.8% de la lluvia del año hidrológico comprendido del 1 de diciembre de 2018 al 30 de noviembre de 2019. El mes de julio fue el más lluvioso con 236.0 mm, mientras que el mes de abril únicamente registró 4.0 mm de precipitación. La **Tabla 2** muestra los parámetros estadísticos de cada variable para los eventos de precipitación de la temporada de estudio.

Tabla 2. Parámetros estadísticos correspondientes a los eventos de precipitación en la temporada de estudio abril-noviembre 2019

	Precipitación (mm)	Duración (h)	Intensidad (mm/h)	AP (mm)
Promedio	9.28	5.05	3.74	34.14
Desv. Estd.	8.89	4.62	5.56	26.07
Max	40.0	29.83	31.20	97.00
Min	1.00	0.17	0.15	0.00
Mediana	5.30	4.08	1.49	27.60

En respuesta a la precipitación (P), los contenidos volumétricos de agua en el sustrato (SWC, de *Soil Water Content*) de ambas azoteas verdes para el año hidrológico (1 de diciembre de 2018 al 30 de noviembre de 2019) se muestran en la **Fig. 8**. En general se observa que el sustrato de la EGRws mostró mayores contenidos de humedad en comparación con la EGRns. Durante el mes de abril se observan lluvias muy pequeñas, mientras que a finales del mes de mayo la precipitación comienza a ser más frecuente por lo que se observa un ligero incremento en el SWC. Más adelante, se observa claramente que a principios del mes de junio y después de una tormenta de aproximadamente 40 mm, el sustrato respondió aumentando drásticamente el contenido de humedad. Los máximos valores de humedad fueron observados en el mes de julio y agosto. Los últimos eventos de precipitación se

presentaron en noviembre con un tamaño menor a 5 mm, por lo que a mediados de este mes se comienza a observar una progresiva disminución de los contenidos de humedad en el sustrato, lo que se relaciona directamente con la ausencia de lluvias a partir de este periodo.

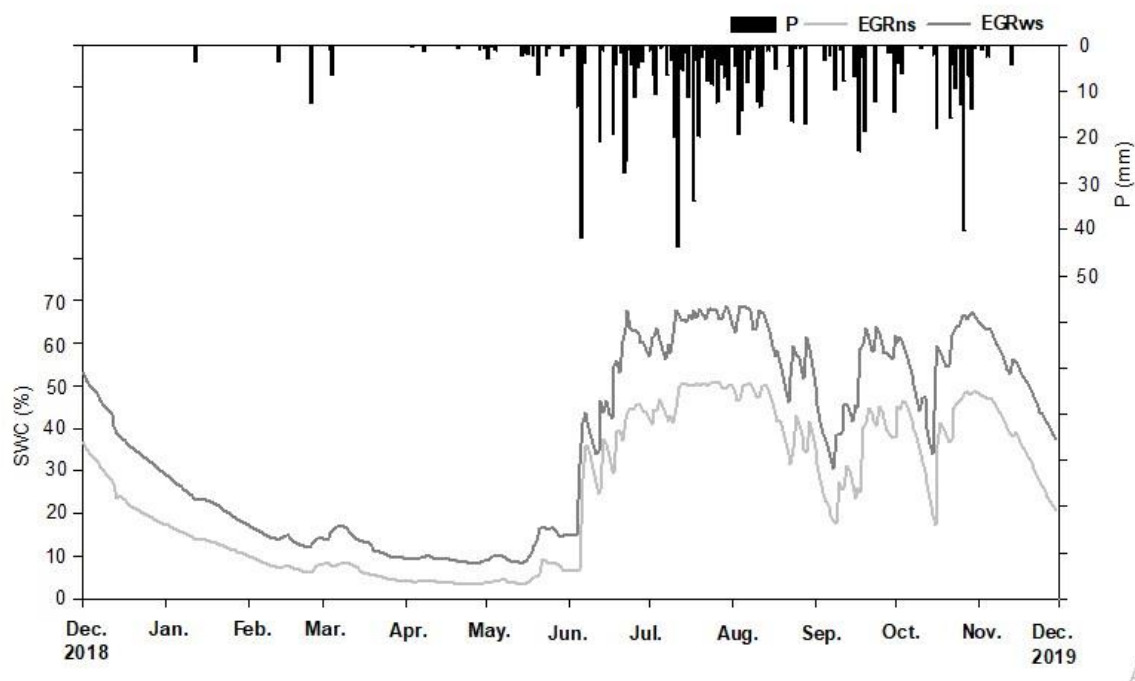


Fig. 8. Valores diarios de precipitación y de humedad en el sustrato de la EGRns y EGRws durante el periodo diciembre 2018-noviembre 2019

5.2 Esguerrimiento (Q)

Las lluvias de mayor tamaño e intensidad y, por consiguiente, las que generaron esguerrimiento, se identificaron durante el periodo mayo-octubre 2019. Durante este periodo se observó que algunos eventos de precipitación-esguerrimiento fueron simultáneos en las tres azoteas y, en otros casos, solo una o dos de ellas respondieron a la lluvia. A partir de lo anterior y con base a los criterios establecidos en la sección de métodos, se realizó una selección de eventos, descartando aquellos donde se identificaron problemas en el drenaje o en la medición.

Con base a lo anterior, se identificaron 28 eventos de esguerrimiento generados en la CR, 33 en la EGRws y 29 en la EGRns. La **Fig. 9** muestra la relación entre el esguerrimiento

(Q) y la precipitación (P) por evento; de aquí se observa que en la CR existe una correlación fuertemente lineal y positiva ($r^2 = 0.976$) además de una retención promedio de 15.7%; en tanto que la EGRns presenta un valor de $r^2 = 0.510$ con retención de 57.2%, mientras que en la EGRws la retención fue de 58.7% y presenta un $r^2 = 0.666$.

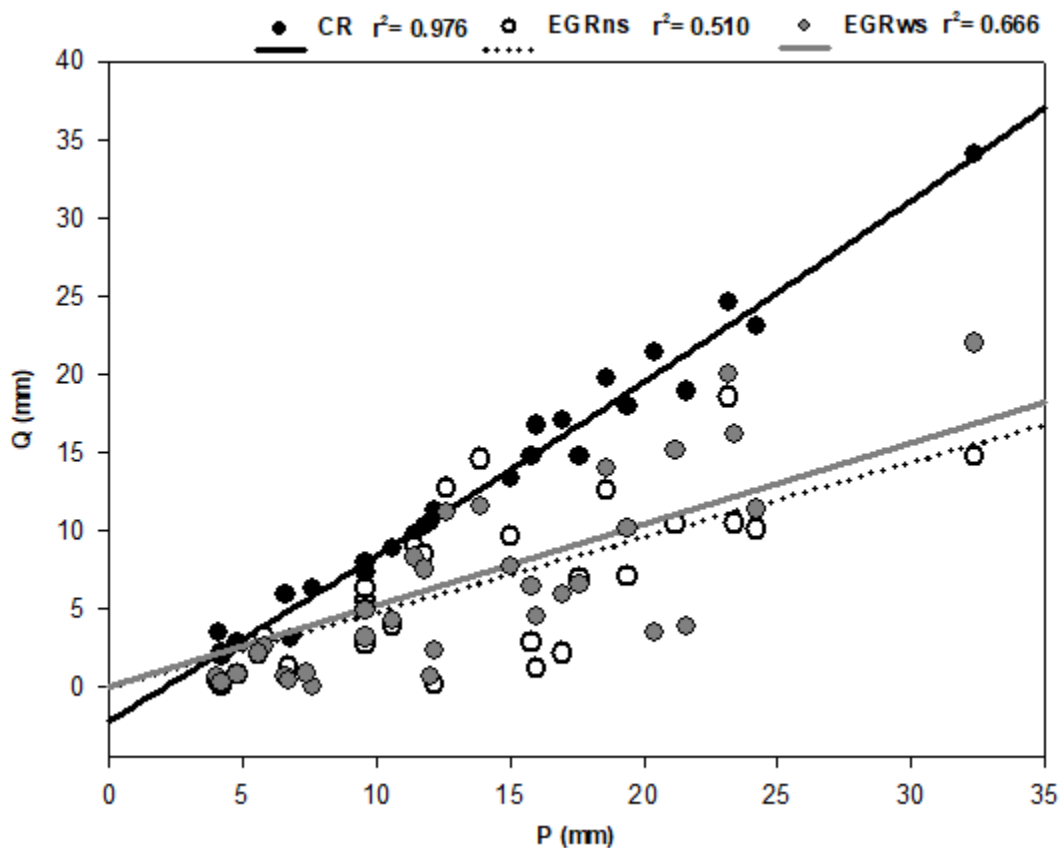


Fig. 9. Precipitación (P) vs. escurrimiento (Q) en las azoteas estudiadas

Las siguientes tablas muestran estadísticos básicos de variables características de la lluvia calculados para cada evento que generó escurrimiento en las azoteas (**Tabla 3a**). También se presenta las variables Q y Q/P por azotea y, en el caso de las EGRs, los contenidos de humedad volumétrica inicial (SWC_i), es decir, previo al evento de precipitación, y el pico máximo de humedad (SWC_{max}) que se refiere al valor máximo alcanzado durante el evento de precipitación (**Tabla 3b**).

Al respecto, se encontraron diferencias en los volúmenes de escurrimiento entre las EGRs y la CR ($p < 0.05$); además se identificó que Q en las EGRs representa la mitad del Q en CR. Por otra parte, entre EGRns y EGRws no se observaron diferencias estadísticamente significativas ($p = 0.988$).

Tabla 3a. Parámetros estadísticos de los eventos de precipitación que generaron escurrimiento ($n = 36$)

	Precipitación (mm)	Intensidad (mm/h)
Promedio	12.97	4.07
Desv. Estd.	7.08	5.21
Max	32.40	24.00
Min	4.00	0.59
Mediana	11.90	2.08

Tabla 3b. Parámetros estadísticos de los eventos de escurrimiento y del contenido de humedad en el sustrato en las azoteas estudiadas

	EGRns				EGRws				CR	
	Q (mm)	Q/P	SWC i (%)	SWC max (%)	Q (mm)	Q/P	SWC i (%)	SWC max (%)	Q (mm)	Q/P
Promedio	6.37	0.43	37.26	42.56	6.52	0.41	51.52	56.86	12.39	0.85
Desv Estd.	5.27	0.29	12.50	9.84	5.89	0.26	14.68	13.33	7.86	0.18
Max	18.54	1.05	50.42	51.50	22.0	0.89	66.76	69.23	34.09	1.06
Min	0.12	0.01	5.74	9.02	0.09	0.01	11.88	12.59	1.97	0.45
Mediana	5.93	0.41	41.99	45.20	4.95	0.41	57.83	61.04	10.93	0.88

5.3 Eventos de precipitación-escurrimiento muestreados

En total, se colectaron 19 eventos de precipitación-escurrimiento para su análisis fisicoquímico durante la temporada de lluvias (abril-noviembre 2019): 5 de ellos en el mes de junio, 3 en el mes de julio, 5 en agosto, 1 en septiembre y finalmente 5 en octubre.

5.3.1 pH y sólidos suspendidos totales

En cuanto a la precipitación, se obtuvo un pH promedio de 6.72 (**Fig. 10**), mientras que el escurrimiento generado por la CR presentó un pH más alcalino. Por el contrario, las azoteas verdes mostraron un pH más ácido, siendo mayor en la EGRws. Para este parámetro, se encontraron diferencias estadísticas entre la precipitación y el escurrimiento de las azoteas para todos los casos ($p < 0.05$).

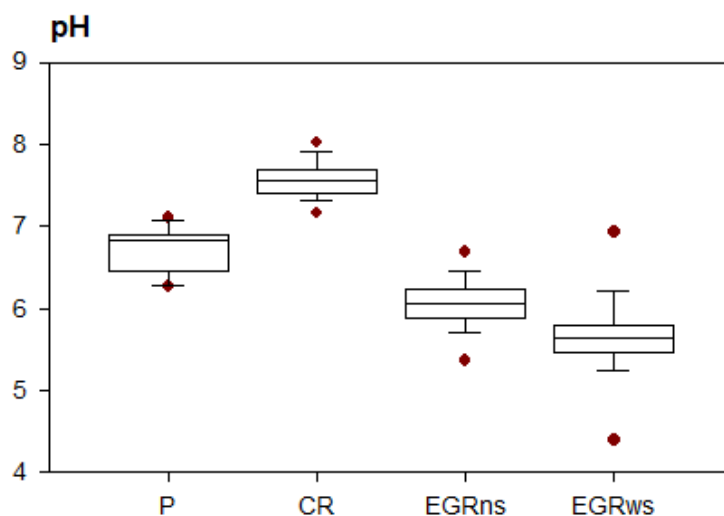


Fig. 10. Variación del pH en la precipitación (P) y escurrimiento en las azoteas estudiadas

Como se observa en la **Fig. 11**, la precipitación presentó un comportamiento muy variable de sólidos en suspensión (TSS), con un rango de concentración entre 0.1 y 80 mg/L. Por otro lado, se observó que el escurrimiento generado por las EGRs presentó menor cantidad; no obstante, la EGRws presentó, en promedio, mayor concentración de TSS en comparación con EGRns. La evaluación estadística sugirió diferencias entre la lluvia y el escurrimiento de las EGRs ($p < 0.05$), en cambio no se identificaron diferencias entre ellas ($p = 0.619$). La CR reportó en promedio la mayor cantidad de TSS, sin mostrar diferencias con la lluvia ($p = 0.064$).

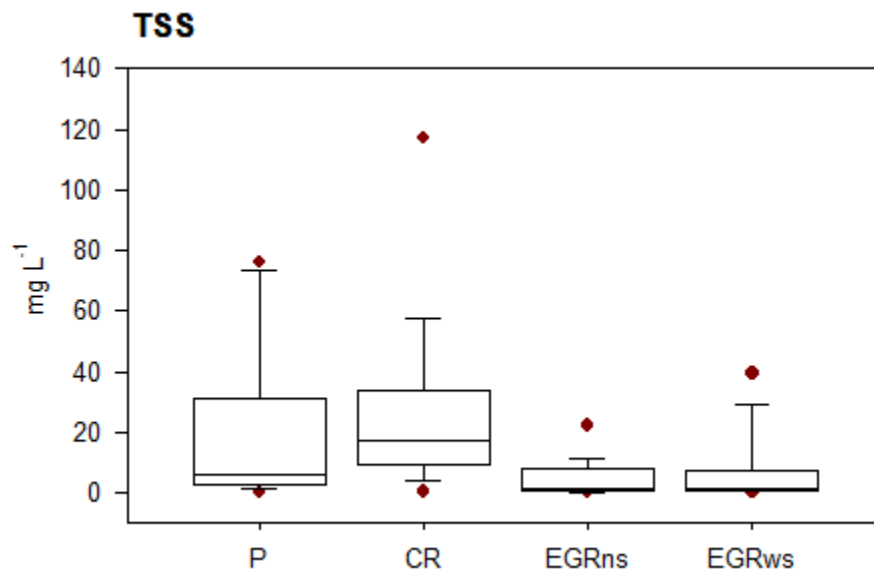


Fig. 11. Variación de TSS en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

5.3.2 Metales, semimetales y no metales

La descripción de las agrupaciones definidas en la sección 4.8 de Métodos se muestra a continuación. Las pruebas estadísticas empleadas, así como los valores de *p* para cada especie química y para cada grupo evaluado se muestran en el Anexo 4.

- Grupo 1: Al, Ca, Co, Fe, Mg, Mn, K y V

En la **Fig. 12** se observa que la concentración de calcio fue más alta en la CR y diferente con respecto a las EGRs, y en comparación con el potasio y magnesio, este elemento es ligeramente más abundante en la precipitación. En la misma figura se observan concentraciones más altas de potasio y magnesio en las EGRs, de manera particular en EGRns; no obstante, las pruebas estadísticas sólo mostraron diferencias para el magnesio entre CR y EGRs. Existen diferencias significativas entre EGRs únicamente para calcio y magnesio.

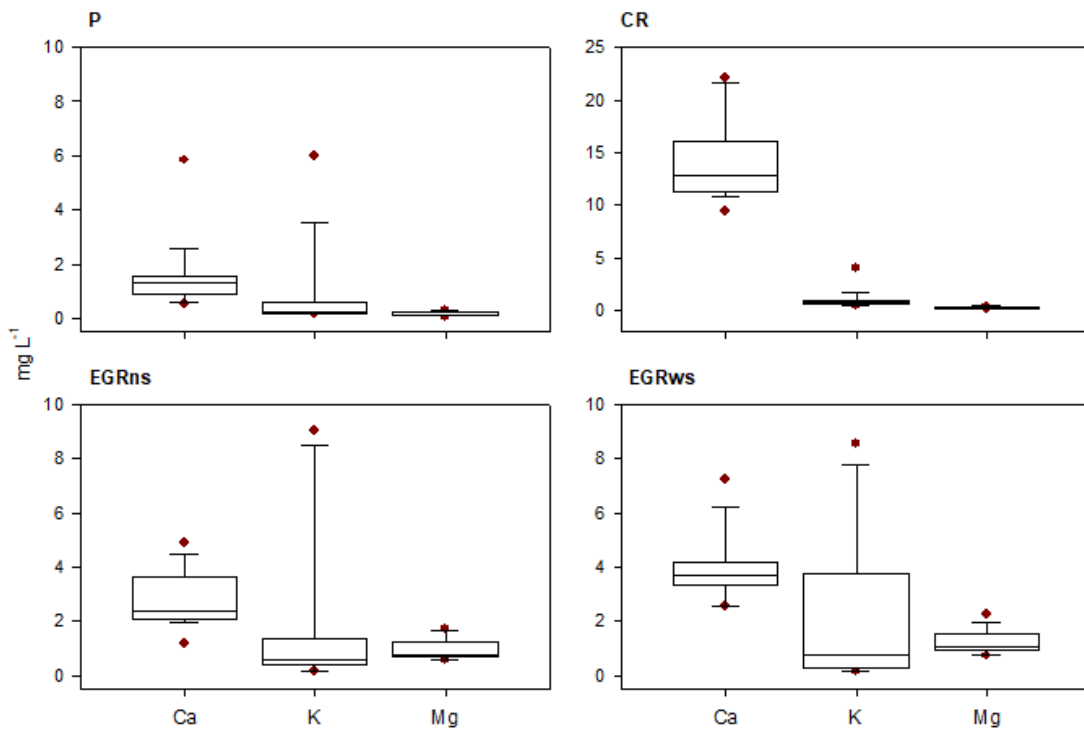


Fig. 12. Variación de la concentración de Ca, K y Mg en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

La **Fig. 13** muestra que las concentraciones de aluminio y hierro fueron elevadas en las EGRs sin ser diferentes entre ellas. Por otra parte, el aluminio mostró ser ligeramente más abundante con respecto al hierro, y para ambos metales, existen diferencias en las concentraciones de la precipitación y CR.

En la **Fig. 14** se observa que el vanadio se identificó en mayor concentración en CR y EGRs con respecto a la lluvia, sin encontrarse diferencias entre azoteas

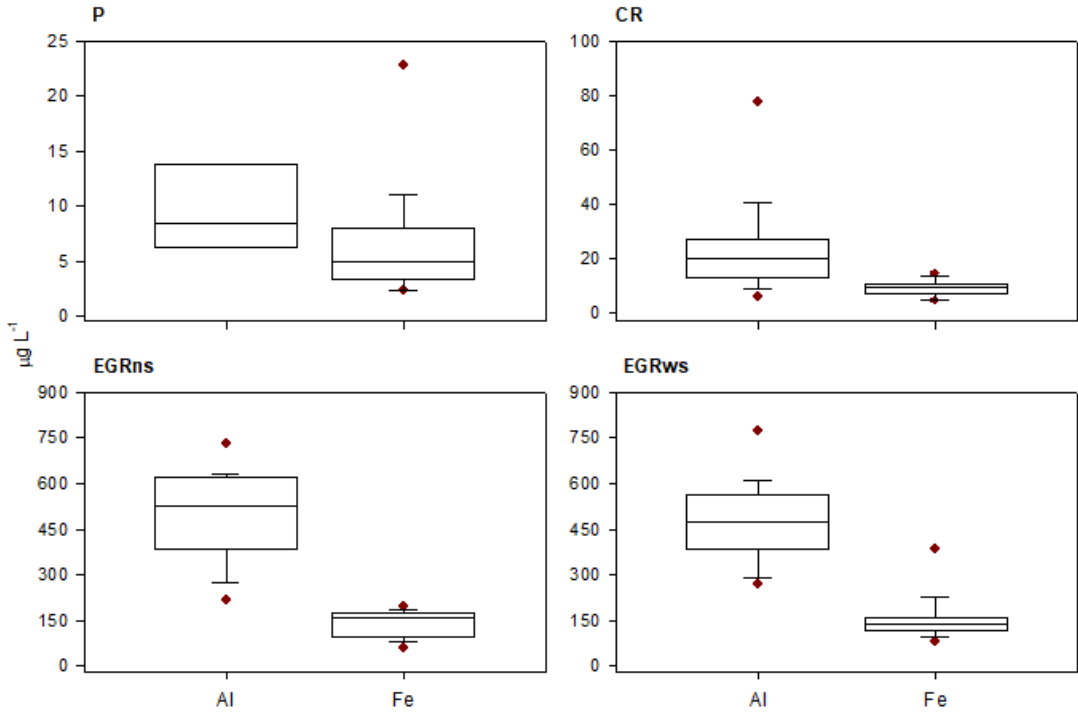


Fig. 13. Variación de la concentración de Al y Fe en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

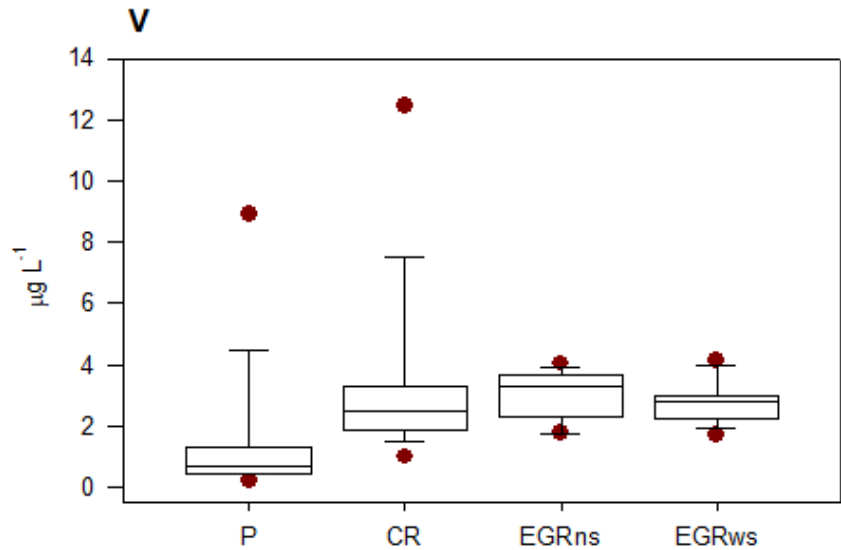


Fig. 14. Variación de la concentración de V en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

En la **Fig. 15**, se observa que el manganeso y cobalto se encuentran en mayor concentración en las EGRs, con diferencias estadísticas entre ellas. Por otra parte, se reporta que ambos metales se encuentran en menor concentración en la CR en comparación con la lluvia. Dado lo anterior, se identificaron diferencias entre CR y EGRs.

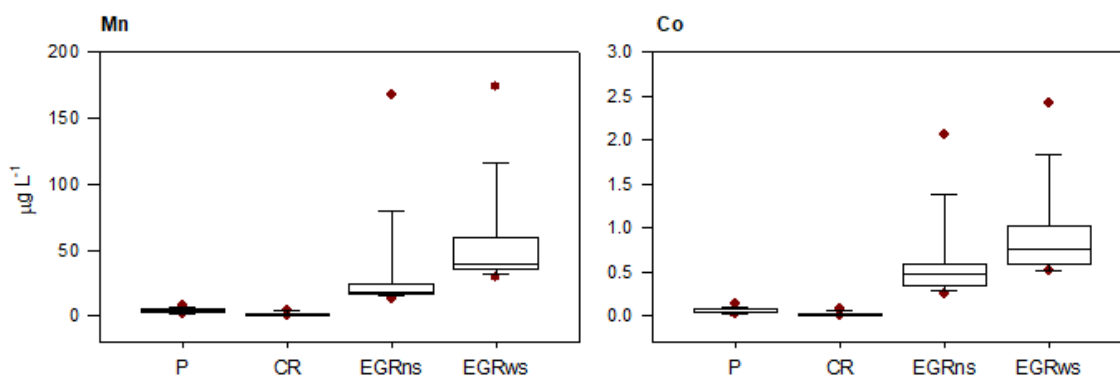


Fig. 15. Variación de la concentración de Mn y Co en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

- Grupo 2: As, Ba, Cr, Cu, Na, Ni, Si y Tl

El silicio es un elemento que se encuentra en concentraciones bajas en la lluvia y en el escurrimiento de la CR (**Fig. 16**), mientras que en las EGRs es más abundante. El sodio presenta un comportamiento similar, ya que la concentración es baja en CR y más alta en las EGRs.

La **Fig. 17** muestra el comportamiento de bario y cobre, donde claramente se observan mayores concentraciones en el escurrimiento de las EGRs. Particularmente, el bario muestra concentraciones similares entre la lluvia y el escurrimiento de CR. El análisis estadístico no mostró diferencias entre CR y las EGRs para el bario, pero sí para el cobre.

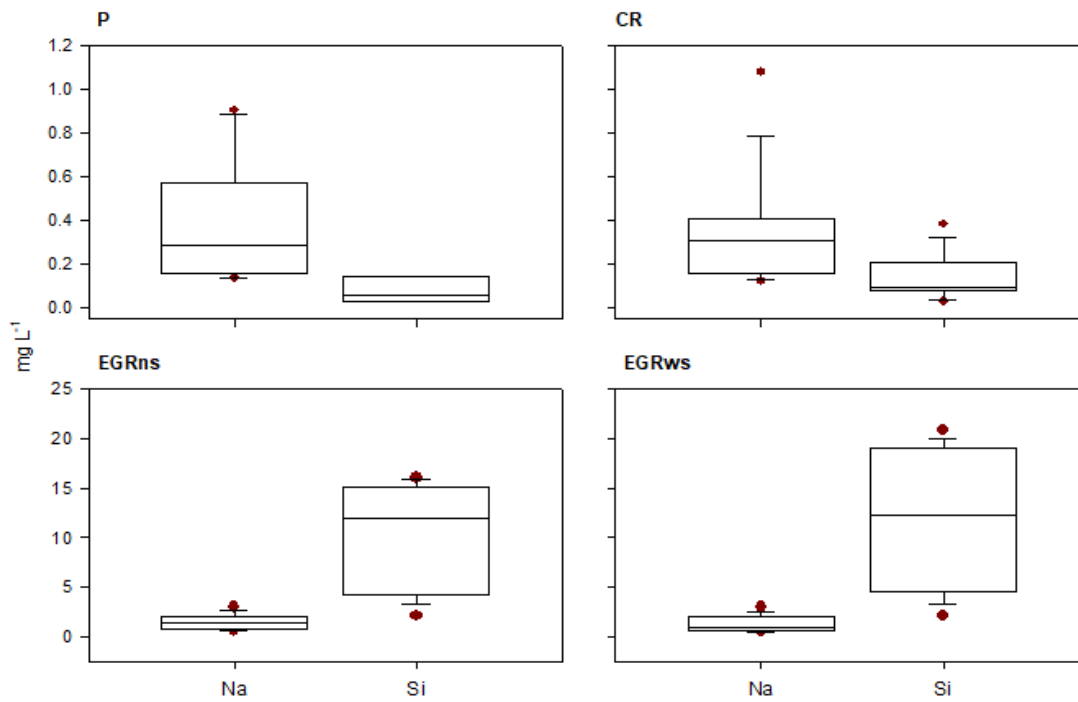


Fig. 16. Variación de la concentración de Na y Si en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

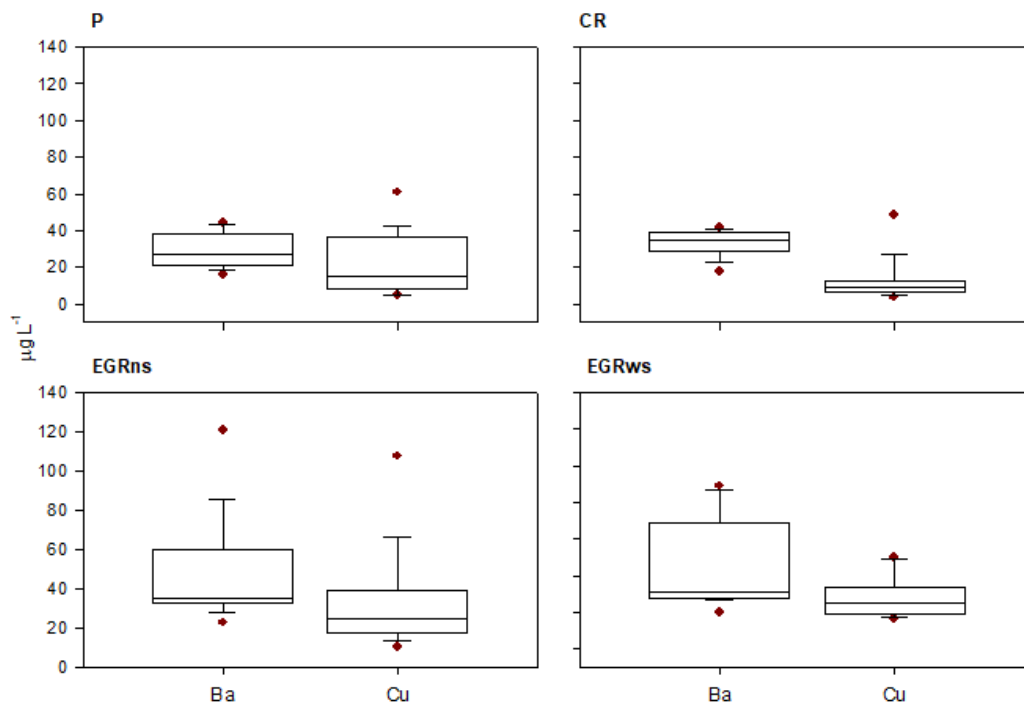


Fig. 17. Variación de la concentración de Ba y Cu en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

La **Fig. 18** muestra la variación de Cr, As, Ni y Tl, donde en general, las concentraciones fueron bajas tanto en la lluvia como en el escurrimiento. Es importante señalar que sólo se observó una alta concentración de 43.144 $\mu\text{g/L}$ de cromo en la EGRws (no se muestra en la figura), mientras que el talio se encuentra a niveles traza siendo la concentración mínima detectada de 0.003 $\mu\text{g/L}$. Pruebas estadísticas determinaron diferencias entre CR y EGRs para estos metales.

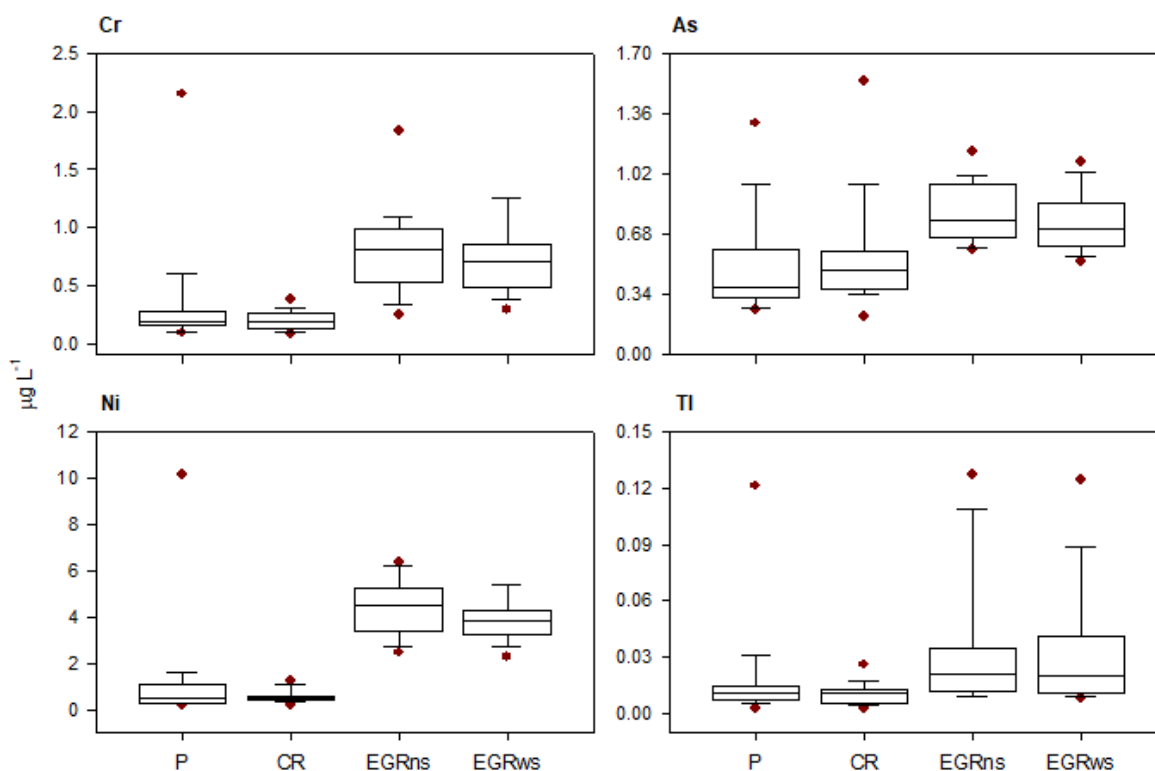


Fig. 18. Variación de la concentración de Cr, As, Ni y Tl en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

- Grupo 3: Cd, Mo, Se y Pb

La **Fig. 19** muestra un intervalo estrecho de variación en las concentraciones de selenio y molibdeno en la lluvia y en el escurrimiento de las tres azoteas; sin embargo, para el molibdeno se observa una mayor concentración en la precipitación, mientras que el selenio se encuentra mayoritariamente en la CR. Para ambos elementos no se identificaron diferencias entre la CR y las EGRs. Pruebas estadísticas mostraron diferencias entre la lluvia

y el escurrimiento de CR para las concentraciones de selenio, mientras que para molibdeno estas diferencias no fueron significativas.

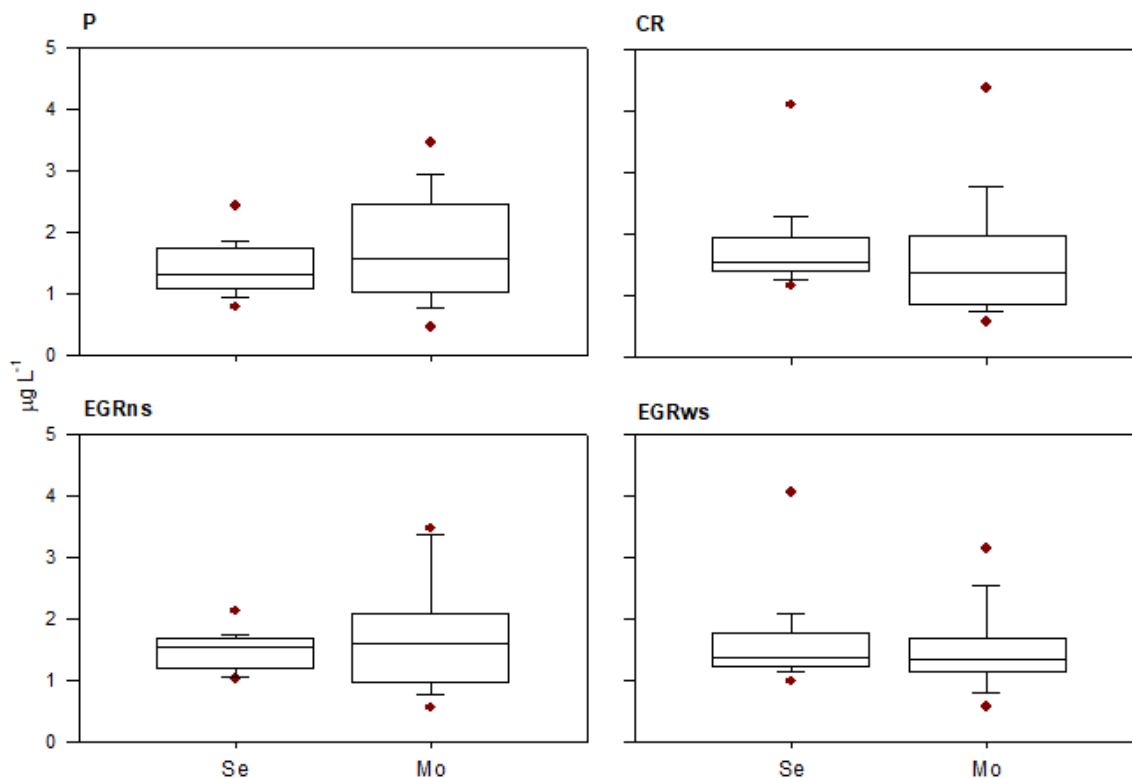


Fig. 19. Variación de la concentración de Se y Mo en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

La **Fig. 20** muestra que el cadmio se encuentra en concentraciones muy bajas, sin embargo, la precipitación presenta los valores más altos mientras que el escurrimiento de CR los más bajos. En el caso del plomo se observa que la mayor concentración se presenta en la EGRns y, de igual forma, la más baja en CR. Las pruebas estadísticas mostraron diferencias en las concentraciones de cadmio y plomo entre la CR y las EGRs, mientras que entre la precipitación y el escurrimiento de CR las diferencias resultaron significativas únicamente para el cadmio.

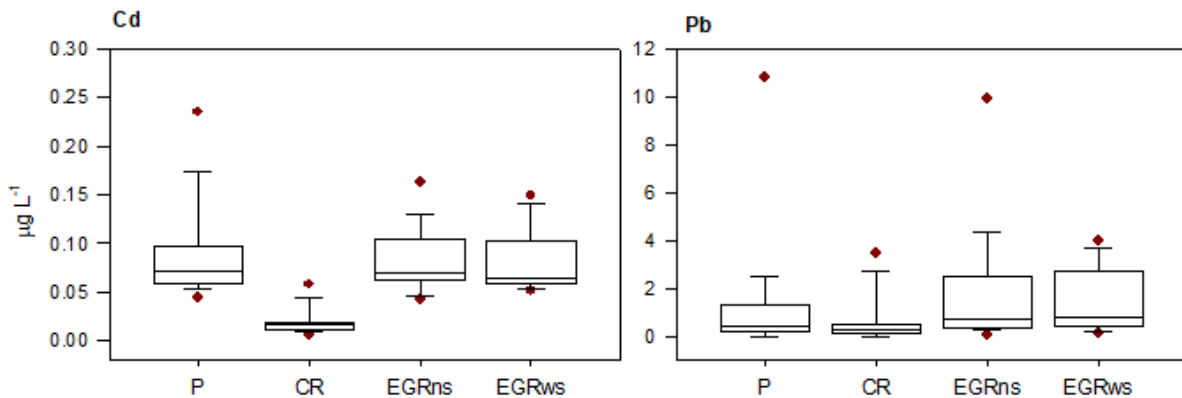


Fig. 20. Variación de la concentración de Cd y Pb en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

- Grupo 4: Li, Sb y Zn

En la **Fig. 21** se muestra que el litio fue únicamente identificado en el escurrimiento de las azoteas verdes, con un rango estrecho de variación (0.002 a 0.004 mg/L). Las pruebas estadísticas no mostraron diferencias entre EGRns y EGRws. La misma figura muestra que el escurrimiento de EGRns presenta la mayor concentración de antimonio. Pruebas estadísticas mostraron que existen diferencias entre la lluvia y EGRns, siendo esta azotea la que contribuye con mayor cantidad de este elemento al escurrimiento. Por otra parte, entre la lluvia y EGRws no se presentaron diferencias, al igual que entre azoteas verdes. La figura muestra también que la CR presenta las concentraciones más bajas, con diferencias significativas con la lluvia y escurrimiento de las azoteas verdes.

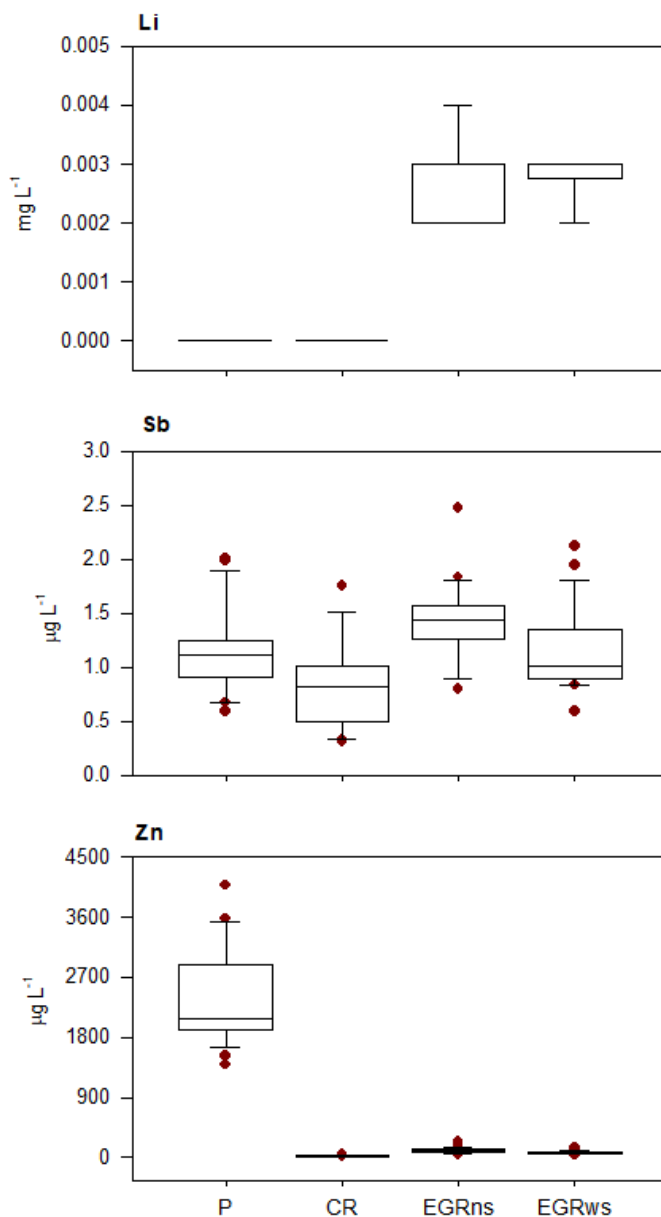


Fig. 21. Variación de la concentración de Li, Sb y Zn en la precipitación (P) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

En la misma figura se observa que la precipitación presentó las más altas concentraciones de zinc, que van desde 1386.243 µg/L hasta 4081.183 µg/L, las cuales disminuyen drásticamente en el escurrimiento de las azoteas verdes estudiadas. Pruebas estadísticas mostraron diferencias entre la lluvia y la concentración de zinc en las tres azoteas. Entre azoteas también existen diferencias, puesto que CR presenta menores concentraciones

en comparación con las EGRs, además entre azoteas verdes, EGRns presentó las mayores concentraciones.

- Grupo 5: NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y SO_4^{2-}

En la **Fig. 22** se observa que el escurrimiento generado por las EGRs presenta menor concentración de amonio (NH_4^+) en comparación con la precipitación y CR. En este sentido, la evaluación estadística mostró diferencias entre la lluvia y las EGRs, sin observarse diferencias entre EGRws y EGRns. Por otra parte, entre la lluvia y CR, la menor concentración se observó en el escurrimiento de CR, sin existir diferencias estadísticamente significativas. Finalmente, entre azoteas únicamente se observaron diferencias entre CR y EGRns.

En la misma figura se observa que el nitrato (NO_3^-) se encuentra en mayores concentraciones en el escurrimiento de las EGRs, sin presentarse diferencias entre ellas. Entre la lluvia y el escurrimiento de las EGRs, la evaluación estadística mostró diferencias únicamente con EGRws. Entre azoteas, se identificaron diferencias entre CR y EGRws. A pesar de que la lluvia muestra ligeramente mayor concentración de nitrato que el escurrimiento generado por la CR, no se identificaron diferencias.

Se identificó al nitrito (NO_2^-) como la especie iónica menos abundante; a pesar de ello, se observaron mayores concentraciones en el escurrimiento generado por las EGRs. Los resultados de la evaluación estadística no mostraron diferencias para ningún caso.

La **Fig. 23** muestra que la presencia de sulfato es más abundante en EGRns, sin ser estadísticamente diferente con EGRws; con respecto a la precipitación, las pruebas estadísticas sugirieron diferencias únicamente con respecto a EGRns. La misma figura muestra que el contenido de sulfato en CR fue ligeramente menor en comparación a la precipitación; sin embargo, no se identificaron diferencias estadísticamente significativas.

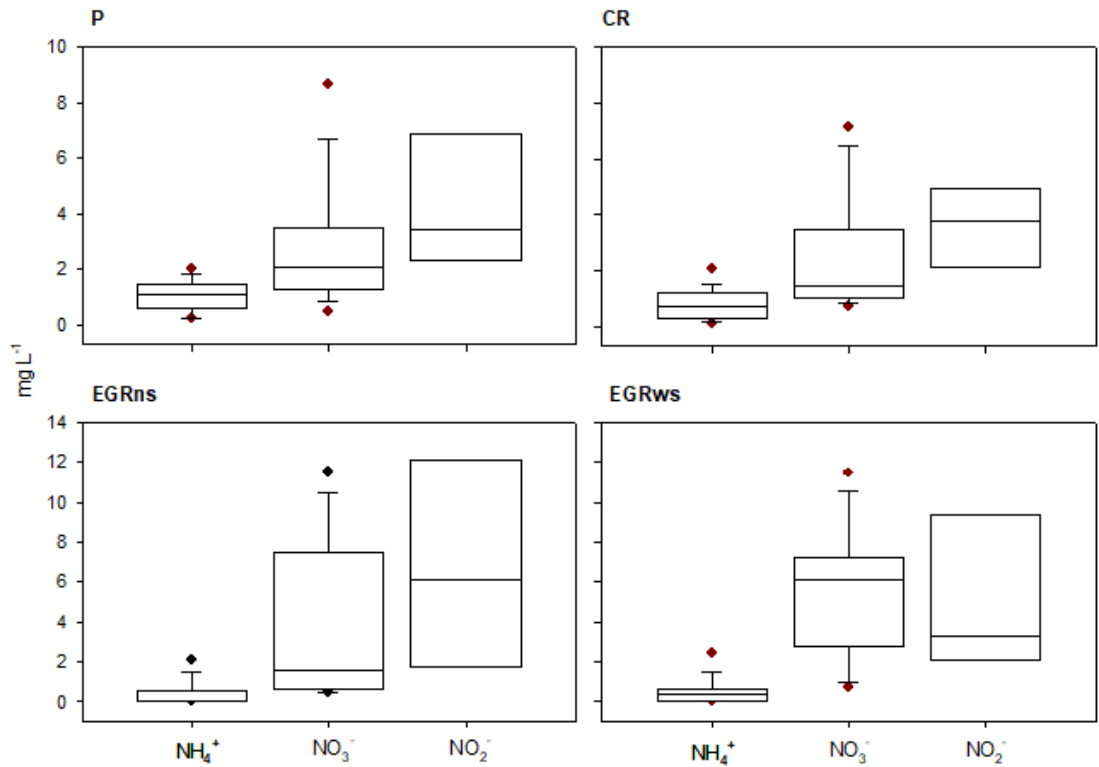


Fig. 22. Variación de NH₄⁺, NO₃⁻ y NO₂⁻ en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

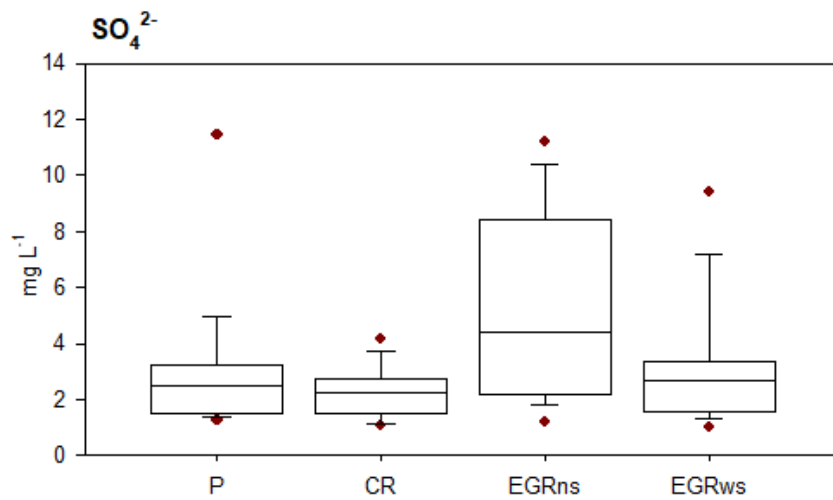


Fig. 23. Variación de la concentración de SO₄²⁻ en la precipitación (*P*) y en el escurrimiento de las azoteas estudiadas

5.4 Carga en la precipitación y tasas de exportación (*E*) en el escurrimiento de azoteas

Con la finalidad de comparar la carga de sólidos en suspensión, metales, semimetales, no metales y iones que contiene la precipitación respecto la tasa de exportación en el escurrimiento generado por las tres azoteas, se obtuvieron los parámetros estadísticos descriptivos para cada agrupación definida en la sección anterior. Además, se realizaron pruebas estadísticas entre los conjuntos de datos con la finalidad de comprobar si los volúmenes de lluvia y de escurrimiento poseen un impacto significativo en cada efecto estudiado. Estas pruebas, así como los valores de *p* para cada especie química y para cada efecto evaluado se muestran en el Anexo 5.

5.4.1 Carga y tasa de exportación de sólidos en suspensión

La **Tabla 4** muestra que la CR exhibe la mayor tasa de exportación, máxima y promedio, de sólidos en suspensión. Entre EGRs, se observa que este parámetro es menor en la EGRns; además se puede notar que existe una reducción considerable en la tasa de exportación de las EGRs en comparación con la carga en precipitación, lo cual confirma que ambas azoteas verdes poseen capacidad para retener sólidos en suspensión.

Tabla 4. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de sólidos en suspensión (mg/m²)

	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	321.40	491.35	59.55	64.57
Desv. Estd.	451.24	678.17	107.07	118.34
Max	1611.20	3040.21	412.04	488.46
Min	2.32	0.45	1.69	1.32
Mediana	87.09	345.17	8.59	6.44

5.4.2 Carga y tasa de exportación de metales, semimetales y no metales

- Grupo 1: Al, Ca, Co, Fe, Mg, Mn, K y V

En la **Tabla 5** es posible identificar que la tasa de exportación de calcio es mayor en el escurrimiento de CR en comparación a la que presentan las EGRs, y a su vez, en comparación con la carga de calcio en la precipitación. En referencia al potasio, la mayor tasa de exportación se identifica en EGRws y la mínima en CR; mientras que, para el magnesio, dicho parámetro es mayor en las EGRs en comparación con CR y la carga en la precipitación.

Tabla 5. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Ca, K y Mg (mg/m²)

	Ca			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	24.93	186.66	36.43	29.03
Desv. Estd.	26.92	95.60	29.14	24.97
Max	123.85	429.50	106.73	98.46
Min	6.63	24.72	3.01	3.07
Mediana	15.17	174.61	32.25	17.19
	K			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	19.44	17.37	26.93	32.48
Desv. Estd.	50.66	21.62	45.98	62.40
Max	194.30	100.08	130.52	181.23
Min	1.00	0.83	0.18	0.59
Mediana	3.28	10.90	5.76	5.89
	Mg			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	2.97	4.22	9.94	11.39
Desv. Estd.	2.00	2.79	9.51	9.06
Max	8.42	13.22	35.06	36.15
Min	0.95	0.49	0.86	1.98
Mediana	2.59	3.73	9.42	6.21

La **Tabla 6** muestra elevadas tasas de exportación de aluminio y hierro en las EGRs en comparación con CR y, a su vez, con respecto a la carga en lluvia. Por otra parte, se tiene que la tasa de exportación del vanadio se presenta en mayor cantidad en el escurrimiento de CR, mientras que entre EGRs fue prácticamente igual, además la carga de vanadio en la lluvia es baja.

Tabla 6. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Al, Fe y V ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Al			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	208.32	305.19	4476.75	4861.25
Desv. Estd.	176.55	221.28	3271.80	3932.73
Max	532.20	716.89	11520.59	16980.72
Min	2.39	45.59	377.59	1222.70
Mediana	127.26	237.29	3950.78	4341.85
	Fe			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	116.00	130.35	1273.59	1602.85
Desv. Estd.	158.66	84.26	935.11	1806.60
Max	739.79	379.80	3427.20	8413.92
Min	25.69	11.72	103.79	404.07
Mediana	86.86	124.09	1092.96	1223.41
	V			
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	26.18	49.28	27.48	27.67
Desv. Estd.	47.71	62.07	19.32	23.17
Max	215.86	287.75	75.04	90.50
Min	2.72	5.20	2.09	7.14
Mediana	9.63	31.96	24.31	23.00

La **Tabla 7** muestra que, en comparación con la carga en precipitación, las tasas de exportación de cobalto y manganeso fueron menores en el escurrimiento generado por CR y mayores en ambas azoteas verdes. Sin embargo, las pruebas estadísticas sugirieron diferencias en las exportaciones de manganeso entre EGRns y EGRws, siendo esta última la azotea la que presenta mayores tasas de exportación de este elemento.

Tabla 7. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Co y Mn ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Co				Mn			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	1.08	0.42	6.49	10.61	69.99	18.47	344.38	672.30
Desv. Estd.	0.76	0.48	8.17	13.15	42.96	26.89	608.16	931.41
Max	2.82	2.03	30.50	53.07	147.93	105.11	2478.85	3813.00
Min	0.30	0.21	0.38	2.04	26.68	0.50	22.96	92.58
Mediana	0.73	0.25	3.46	6.32	48.94	7.53	165.13	276.21

- Grupo 2: As, Ba, Cr, Cu, Na, Ni, Si y Tl

La **Tabla 8** muestra que las tasas de exportación de sodio fueron más altas en EGRws en comparación con las otras azoteas. Sin embargo, también se puede observar que la carga de sodio en la precipitación es más alta que la tasa de exportación en CR. En la misma tabla se observa que las tasas de exportación de silicio fueron sumamente elevadas en las azoteas verdes en comparación con CR y la carga de este elemento en la precipitación.

Tabla 8. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Na y Si (mg/m^2)

	Na				Si			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	7.18	6.28	12.79	15.39	1.50	1.85	97.50	81.69
Desv. Estd.	7.84	7.53	12.53	12.54	1.84	2.14	78.02	43.47
Max	29.29	28.09	38.33	46.11	4.56	7.28	255.00	172.90
Min	1.49	0.18	1.23	2.59	0.11	0.36	7.01	22.57
Mediana	3.98	3.24	6.27	9.82	0.57	1.00	86.76	79.44

La **Tabla 9** muestra que el arsénico y el cobre se encuentran mayoritariamente en la carga de precipitación. Por otra parte, los valores promedio de la carga y tasa de exportación de bario muestran un rango estrecho de variación; pero a pesar de ello, se observa que la tasa de exportación fue más alta en CR. Por otra parte, la mayor tasa de exportación de cromo y níquel se encuentra en EGRws. A pesar de que el talio se encuentra a nivel traza, las EGRs presentan mayores tasas de exportación de este elemento.

Tabla 9. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de As, Ba, Cu, Cr, Ni y Tl ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	As				Ba			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	8.64	8.40	7.01	7.59	464.29	497.82	452.26	493.56
Desv. Estd.	8.868	7.28	4.80	5.91	201.15	269.82	481.46	490.62
Max	42.35	31.02	17.04	23.92	870.57	951.17	1784.87	1676.80
Min	2.09	0.53	0.74	1.77	152.83	10.61	32.85	62.32
Mediana	6.53	6.80	6.78	6.02	445.27	484.65	339.47	264.04
	Cu				Cr			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	371.22	219.10	289.88	287.72	6.85	3.18	7.26	55.44
Desv. Estd.	361.25	255.35	280.37	268.92	15.39	3.01	6.07	216.48
Max	1175.37	935.63	1036.85	1002.49	69.72	13.02	27.10	949.28
Min	43.86	7.54	15.62	87.55	1.20	0.28	0.53	1.71
Mediana	185.73	136.49	189.80	198.32	2.61	2.39	6.89	6.11
	Ni				Tl			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	18.18	7.81	39.59	58.87	0.28	0.17	0.39	0.46
Desv. Estd.	34.00	5.69	27.97	114.49	0.35	0.16	0.59	0.72
Max	151.98	24.29	96.50	523.49	1.53	0.68	2.02	2.73
Min	2.48	0.67	2.86	10.09	0.07	0.01	0.01	0.02
Mediana	6.34	6.22	37.91	30.20	0.13	0.13	0.19	0.18

- Grupo 3: Cd, Mo, Se y Pb

La **Tabla 10** muestra mayores cargas de cadmio, molibdeno y plomo en la precipitación en comparación con el escurrimiento de las tres azoteas. Para el molibdeno se identificaron diferencias entre azoteas verdes. Finalmente se observa que, con respecto a la carga en precipitación, la tasa de exportación de selenio aumenta ligeramente en CR y disminuye en el escurrimiento de ambas azoteas verdes.

Tabla 10. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Cd, Mo, Pb y Se ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Cd				Mo			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	1.33	0.26	0.77	0.86	28.26	25.09	13.21	14.71
Desv. Estd.	0.67	0.17	0.67	0.76	19.15	20.70	10.11	11.49
Max	3.05	0.75	2.41	2.95	86.93	73.29	36.35	38.36
Min	0.43	0.02	0.06	0.16	5.32	0.83	1.98	3.23
Mediana	1.06	0.20	0.68	0.53	25.31	20.47	11.93	9.38

	Pb				Se			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	32.98	13.66	14.41	15.24	22.45	25.35	12.08	14.00
Desv. Estd.	82.92	25.06	23.21	23.98	11.73	15.45	6.40	7.65
Max	349.76	93.50	96.01	87.55	59.55	59.87	20.99	31.58
Min	0.28	0.02	0.59	0.87	9.97	1.74	1.51	4.06
Mediana	8.91	4.65	5.26	6.65	20.02	21.38	13.49	11.94

- Grupo 4: Li, Sb y Zn

La **Tabla 11** muestra que la variación de las tasas de exportación de litio entre azoteas verdes es mínima, además las pruebas estadísticas no sugirieron diferencias entre ellas.

Tabla 11. Parámetros estadísticos para las tasas de exportación (*E*) de Li (mg/m^2)

	Li	
	EGRns	EGRws
Promedio	0.024	0.024
Desv. Estd.	0.015	0.010
Max	0.058	0.040
Min	0.006	0.008
Mediana	0.025	0.023

La **Tabla 12** muestra que la carga de antimonio en la precipitación fue mayor en comparación con las tasas exportadas en el escurrimiento de las tres azoteas estudiadas. A partir de la evaluación estadística, se determinaron diferencias entre la lluvia y el escurrimiento de CR y las EGRs. Por otra parte, no se encontraron diferencias en el

escurrimiento entre CR y las EGRs, ni tampoco entre EGRws y EGRns. En la misma tabla se observa que existe una carga elevada de zinc en la precipitación que se reduce considerablemente en el escurrimiento. Por tanto, se identificaron diferencias entre la lluvia y el escurrimiento de CR, EGRns y EGRws y entre azotea convencional y verdes.

Tabla 12. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de Sb y Zn ($\mu\text{g}/\text{m}^2$)

	Sb				Zn			
	P	CR	EGRns	EGRws	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	19.72	11.84	12.64	12.56	38811.49	396.43	1012.58	761.38
Desv. Estd.	13.18	9.65	9.67	11.79	18672.09	340.74	920.42	763.12
Max	56.64	38.96	36.69	42.84	86698.29	1492.61	3485.74	3190.15
Min	5.62	1.08	1.72	2.82	12476.22	14.58	57.87	194.12
Mediana	14.82	8.13	10.65	10.48	39210.22	332.37	857.13	438.60

- Grupo 5: NO_2^- , NO_3^- , NH_4^+ y SO_4^{2-}

La **Tabla 13** muestra que tanto la carga de nitrito en la precipitación y las tasas de exportación al escurrimiento de las EGRs fueron altas, mientras que en CR se reduce considerablemente. Sin embargo, las pruebas estadísticas no resultaron significativas entre azoteas. Se observa también que la tasa de exportación de nitrato proviene mayoritariamente de las en las EGRs, sin ser estadísticamente significativa entre ellas. Finalmente, para el amonio se observa que la carga en precipitación fue mayor en comparación con la tasa de exportación a las EGRs. Las pruebas estadísticas revelaron diferencias entre la precipitación y la exportación en las tres azoteas y, a su vez, entre azoteas. Por otra parte, no se identificaron diferencias entre EGRws y EGRns.

En la **Tabla 14** se observa que la carga de sulfato en la lluvia fue más alta comparado con las tasas de exportación de CR, EGRns y EGRws. En este caso, únicamente se encontraron diferencias significativas entre la lluvia y EGRws.

Tabla 13. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de NO₂⁻, NO₃⁻ y NH₄⁺ (mg/m²)

NO ₂ ⁻				
	P	CR	EGRns	EGRws
Mean	70.23	36.56	71.43	71.13
Std. Dev.	44.92	16.99	88.25	93.70
Max	133.88	54.91	200.58	253.67
Min	33.70	7.04	1.00	10.71
Median	56.68	38.51	42.06	30.54
NO ₃ ⁻				
	P	CR	EGRns	EGRws
Mean	38.35	28.68	40.40	62.62
Std. Dev.	25.77	21.94	58.68	66.60
Max	120.19	91.42	170.11	252.23
Min	10.44	7.03	1.55	7.99
Median	32.45	23.46	5.73	45.11
NH ₄ ⁺				
	P	CR	EGRns	EGRws
Mean	14.52	10.48	3.68	5.04
Std. Dev.	7.51	8.65	5.80	7.00
Max	34.67	34.57	19.79	27.53
Min	4.70	0.31	0.05	0.12
Median	13.36	7.14	0.43	2.97

Tabla 14. Parámetros estadísticos para la carga y tasas de exportación (*E*) de SO₄²⁻ (mg/m²)

SO ₄ ²⁻				
	P	CR	EGRns	EGRws
Promedio	46.51	31.49	46.12	37.09
Desv. Estd.	34.91	17.33	52.13	47.24
Max	159.22	75.19	207.47	188.45
Min	14.31	3.07	3.08	4.19
Mediana	42.30	29.91	33.39	14.72

5.5 Relación de la carga y tasas de exportación con la cantidad de precipitación y el antecedente de precipitación (AP)

Mediante regresiones lineales se obtuvieron los coeficientes de correlación entre el tamaño de lluvia y la carga y tasas de exportación de metales, semimetales, no metales y sólidos en suspensión. A partir de lo anterior, se realizó una clasificación en cuatro categorías en función de la presencia de una relación positiva ($r^2 > 0.5$). La descripción de cada categoría se detalla a continuación, además los valores de p estadístico se muestran en el Anexo 5.

En referencia a la relación de la carga y tasas de exportación con el AP, se identificaron relaciones débiles ($r^2 < 0.5$) para todas las especies químicas analizadas, a excepción del aluminio que presentó una correlación positiva ($r^2 = 0.542$) para la relación carga-AP.

- Categoría 1: Relación positiva entre tamaño del evento de precipitación y la carga

La **Tabla 15** muestra que únicamente se presenta una relación positiva entre el tamaño de la precipitación con respecto a la carga de Na y Cu en la lluvia. Para las tasas de exportación el coeficiente de correlación es bajo, sobre todo en EGRns.

Tabla 15. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga de Na y Cu

	P
Na	0.51
Cu	0.51

- Categoría 2: Relación positiva entre tamaño del evento de precipitación y la carga y las tasas de exportación

La **Tabla 16** muestra correlaciones positivas con respecto al tamaño del evento de precipitación entre la carga y las tasas de exportación en CR y EGRws para Se, As, Mg y Zn.

Tabla 16. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga y tasas de exportación de Se, As, Mg y Zn

	P	CR	EGRws
Se	0.70	0.67	0.50
As	0.56	0.66	0.55
Mg	0.65	0.78	0.60
Zn	0.63	0.67	0.59

La **Tabla 17** muestra correlaciones positivas entre el tamaño del evento de precipitación con respecto a la carga de Al, Cd, Fe y Sb y las correspondientes tasas de exportación en EGRws.

Tabla 17. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la carga y tasas de exportación de Al, Cd, Fe y Sb

	P	EGRws
Al	0.93	0.57
Cd	0.50	0.57
Fe	0.52	0.57
Sb	0.75	0.58

- Categoría 3: Relación positiva entre tamaño del evento de precipitación y las tasas de exportación

La **Tabla 18** muestra que únicamente existe una relación positiva entre el tamaño del evento de precipitación y la tasa de exportación de Cr, SO_4^{2-} y Si en CR. En cambio, la **Tabla 19** muestra que esta relación es positiva con respecto a las tasas de exportación de Co, Mn, Tl, V y sólidos en suspensión en EGRws.

Tabla 18. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Cr, SO₄²⁻ y Si

	CR
Cr	0.67
SO ₄ ²⁻	0.51
Si	0.51

Tabla 19. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Co, Mn, Tl, V y sólidos en suspensión

	EGRws
Co	0.57
Mn	0.60
Tl	0.54
V	0.59
Sólidos en suspensión	0.59

La **Tabla 20** muestra una correlación positiva entre el tamaño del evento de precipitación y las tasas de exportación de Ca en CR y EGRws; en cambio para el Ba esta correlación es positiva en las tres azoteas (**Tabla 21**), mientras que para el ion NO₃⁻ esta relación es positiva en relación a las tasas de exportación de las EGRs (**Tabla 22**).

Tabla 20. Coeficiente de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a la tasa de exportación de Ca

	CR	EGRws
Ca	0.80	0.62

Tabla 21. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de Ba

	CR	EGRws	EGRns
Ba	0.73	0.61	0.52

Tabla 22. Coeficientes de correlación para la relación tamaño de precipitación con respecto a las tasas de exportación de NO₃⁻

	EGRws	EGRns
NO ₃ ⁻	0.51	0.62

- Categoría 4: La carga y las tasas de exportación son independientes al tamaño del evento de precipitación

Las especies químicas: K, Ni, Pb, Li, Mo y NH₄⁺ presentaron correlaciones débiles ($r^2 < 0.5$) para el tamaño del evento de precipitación en relación a la carga y las tasas de exportación.

5.6 Variación temporal de algunas especies químicas en la carga en precipitación y en la exportación en azoteas

Con la finalidad de tener una mejor visualización de la variación temporal de algunas de las especies químicas estudiadas se efectuó la normalización de las series de datos, esto se realizó dividiendo cada valor tanto de carga como de exportación entre el valor máximo y, de esta manera, los datos se obtuvieron en una escala de 0 a 1.

La **Fig. 24** muestra el comportamiento del cobre durante el periodo comprendido entre los meses de junio a octubre. Se identificó que la carga en la precipitación posee su valor máximo durante el primer evento que ocurrió a principios del mes de junio, también se presentan incrementos considerables a mediados de junio, julio y septiembre y a inicios de octubre. En el caso de la exportación en CR, el valor máximo se identificó también en el primer evento, posteriormente se observa una disminución durante los meses de junio y julio, y en el mes de agosto vuelve a presentarse un incremento que vuelve a disminuir hacia el

final de la temporada. En cuanto al comportamiento de las azoteas verdes, para EGRws se observa la mayor exportación durante los dos primeros eventos; mientras que para EGRns se observan incrementos en eventos de junio, julio y septiembre.

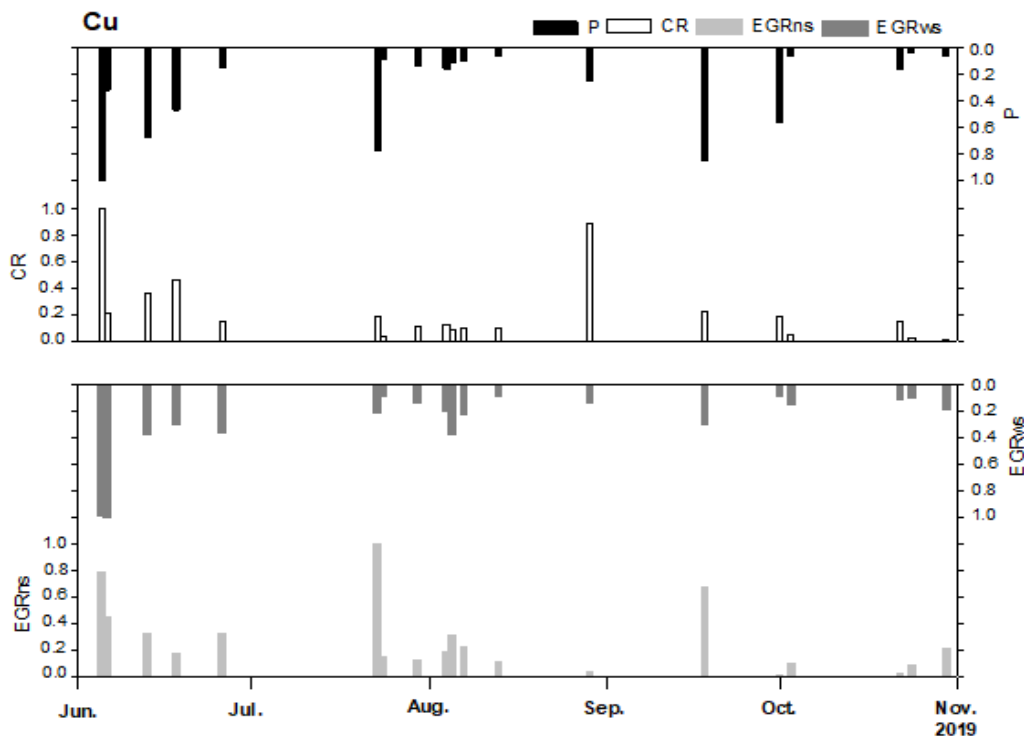


Fig. 24. Variación temporal de la carga y exportación de Cu

El zinc es de los pocos casos donde la carga en la precipitación es alta y disminuye drásticamente en el escurrimiento. La Fig. 25 muestra que la carga de este elemento en la lluvia presenta valores altos durante los primeros eventos del mes de junio, después disminuye considerablemente a finales de este mes y durante el mes de julio; sin embargo, el valor máximo de exportación se alcanza a principios de agosto. Para CR y EGRs, la exportación máxima se presenta al inicio de la temporada de estudio y, sólo en la CR se presenta un incremento considerable en el mes de agosto. En ambas EGRs, la tendencia temporal es muy parecida, pues a pesar de que la exportación máxima se presenta al principio, se observan ligeros incrementos en los meses de agosto y septiembre.

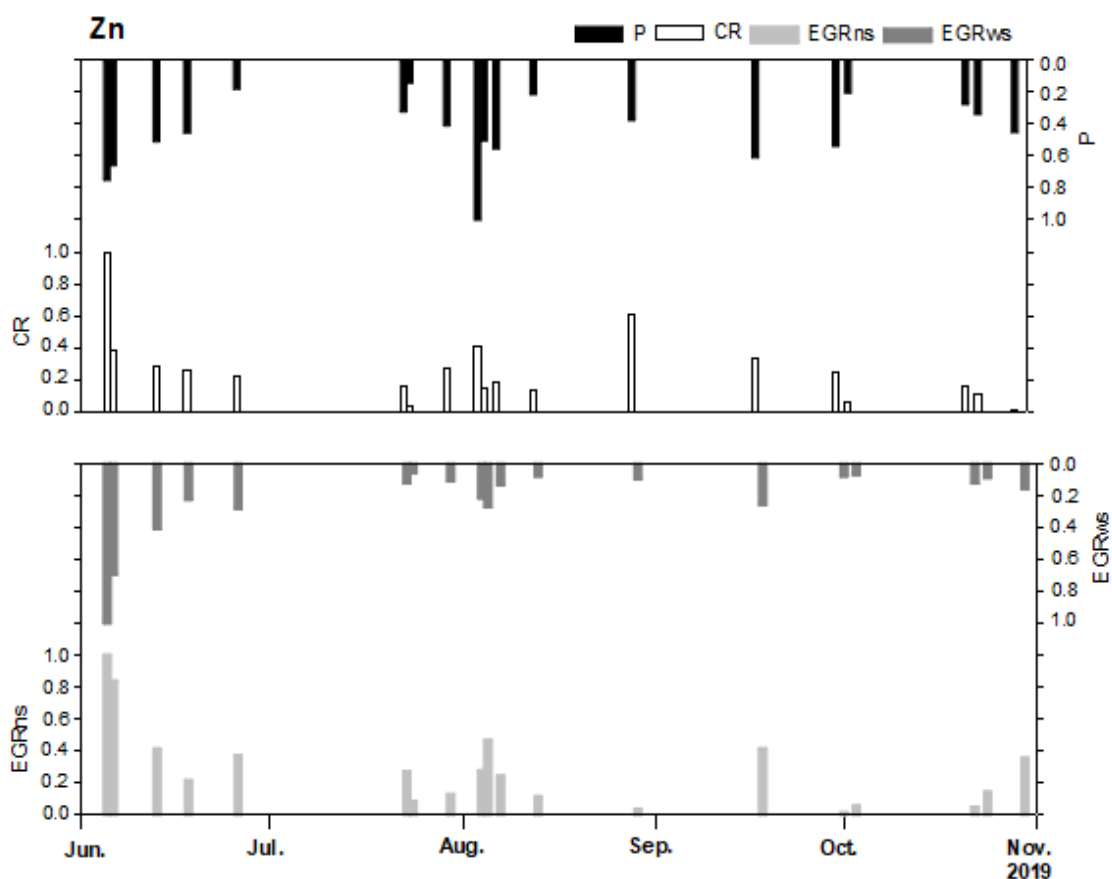


Fig. 25. Variación temporal de la carga y exportación de Zn

La **Fig. 26** muestra que la presencia de aluminio en la precipitación es baja ya que este metal fue identificado únicamente en siete eventos. Sin embargo, existe una relación estrecha entre la carga en la lluvia y el tamaño del evento, lo cual se ejemplifica en el evento del 5 de junio, donde se identificó la cantidad máxima de aluminio que corresponde al mayor tamaño de precipitación registrado (32.4 mm). En contraste, para el 24 de julio se obtuvo la menor carga como respuesta al evento de menor tamaño (5.8 mm). La exportación de aluminio en el escurrimiento de CR mostró los valores más altos durante los tres primeros eventos del mes de junio, a finales de julio, a mitad del mes de agosto y a principios de octubre, no obstante, la menor exportación se registró durante los últimos cuatro eventos de este último mes. En cuanto a las azoteas verdes extensivas, EGRws mostró la mayor exportación durante los tres primeros eventos que ocurrieron en el mes de junio, mientras

que para el resto de la temporada la exportación fue mínima. El comportamiento en EGRns es más variable, ya que a pesar de que se registran los valores máximos durante el mes de junio, también existen incrementos importantes para julio, agosto y octubre.

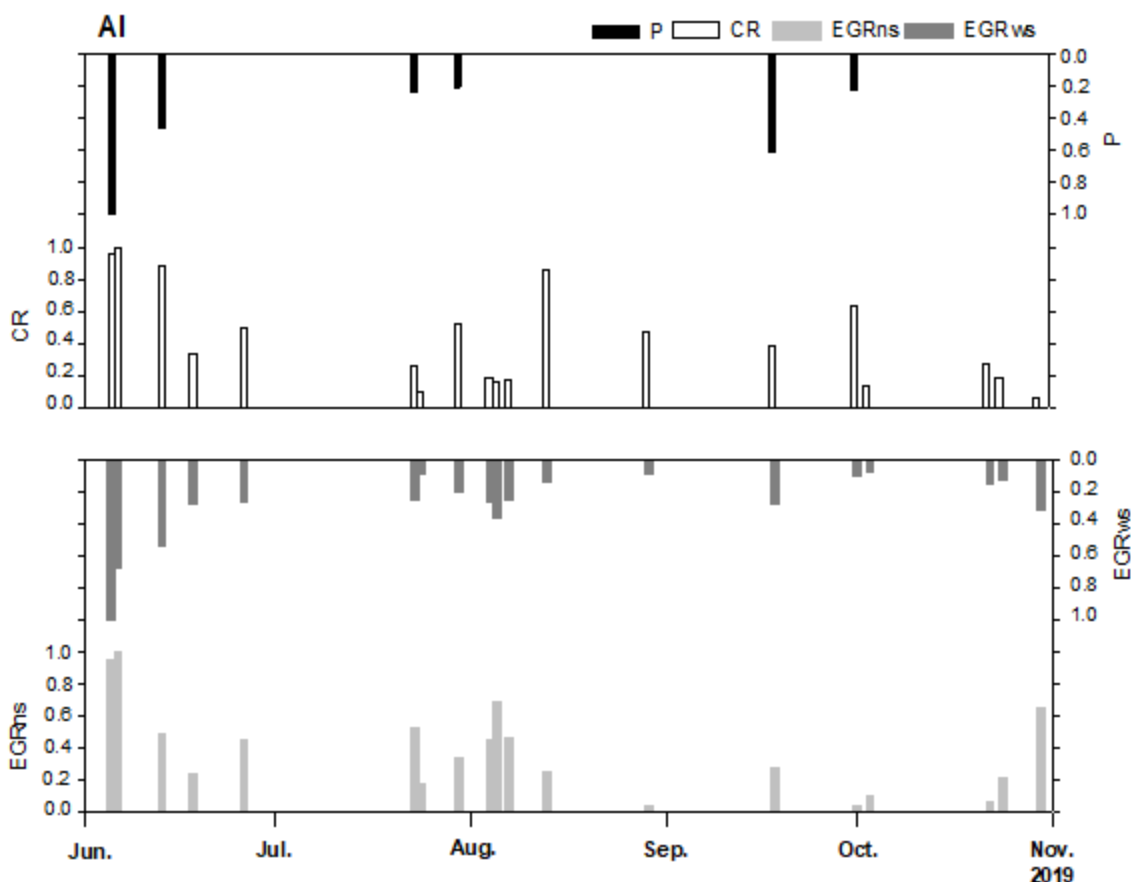


Fig. 26. Variación temporal de la carga y exportación de Al

La carga y exportación máxima de antimonio en la precipitación y en el escurrimiento de las tres azoteas se presentó durante el primer evento (Fig. 27). En la primera mitad del periodo se observan incrementos importantes que tuvieron lugar en junio y agosto. Al igual que en la precipitación, CR exhibe exportaciones importantes a principios de junio, agosto y octubre, sin embargo, en eventos posteriores a cada una de estas fechas se presentan disminuciones drásticas. Las azoteas verdes presentan un comportamiento similar entre sí, el cual tiende a la disminución de la cantidad exportada. No obstante, EGRws presenta la mayor

cantidad de antimonio durante los tres primeros eventos del mes de junio, mientras que EGRns sólo los presenta durante el primero y el segundo, sin embargo, vuelve a presentarse un incremento considerable en el último evento muestreado.

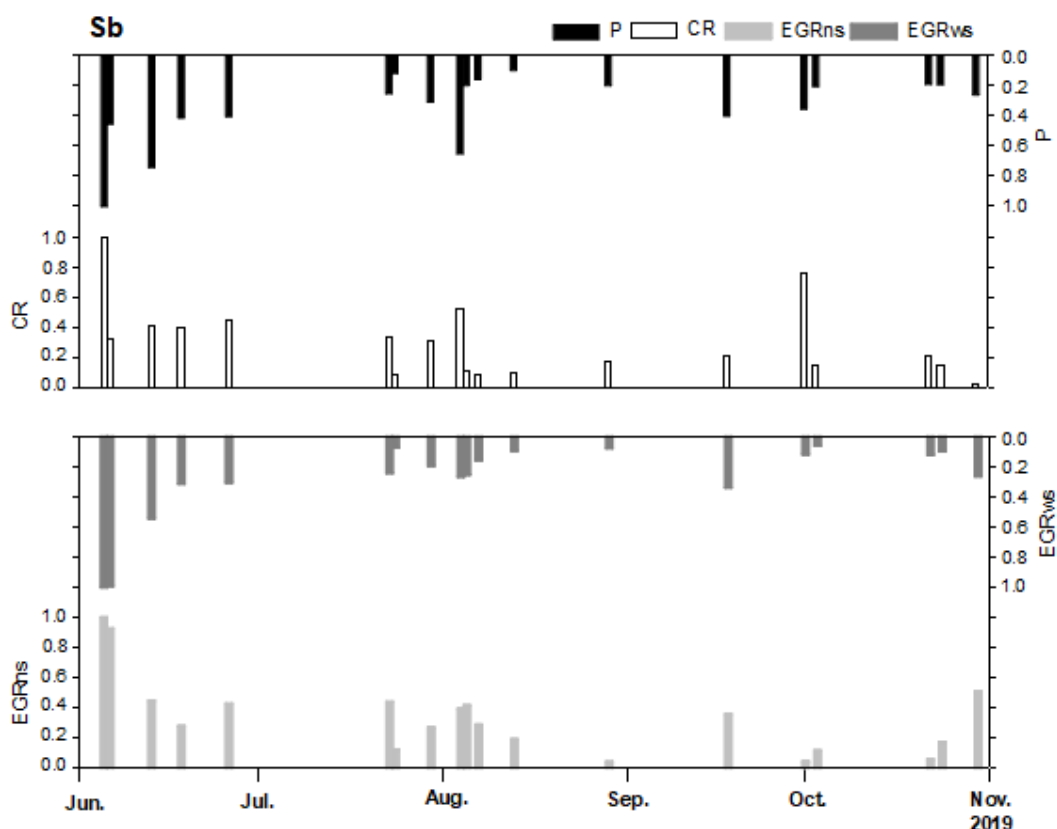


Fig. 27. Variación temporal de la carga y exportación de Sb

La exportación de cromo al escurrimiento de CR posee una estrecha relación con la cantidad de precipitación, lo cual resulta claro para las dos primeras fechas de muestreo, donde se obtuvieron las mayores cantidades exportadas correspondientes a eventos de precipitación de gran tamaño (**Fig. 28**). La misma figura muestra que la carga de cromo y su exportación a EGRws es muy alta para el primer evento, sin embargo, muestra una disminución drástica para el resto del periodo. En cambio, la exportación en EGRns, a pesar de mostrar un contenido elevado al inicio del periodo, posee incrementos significativos durante los meses de agosto y octubre.

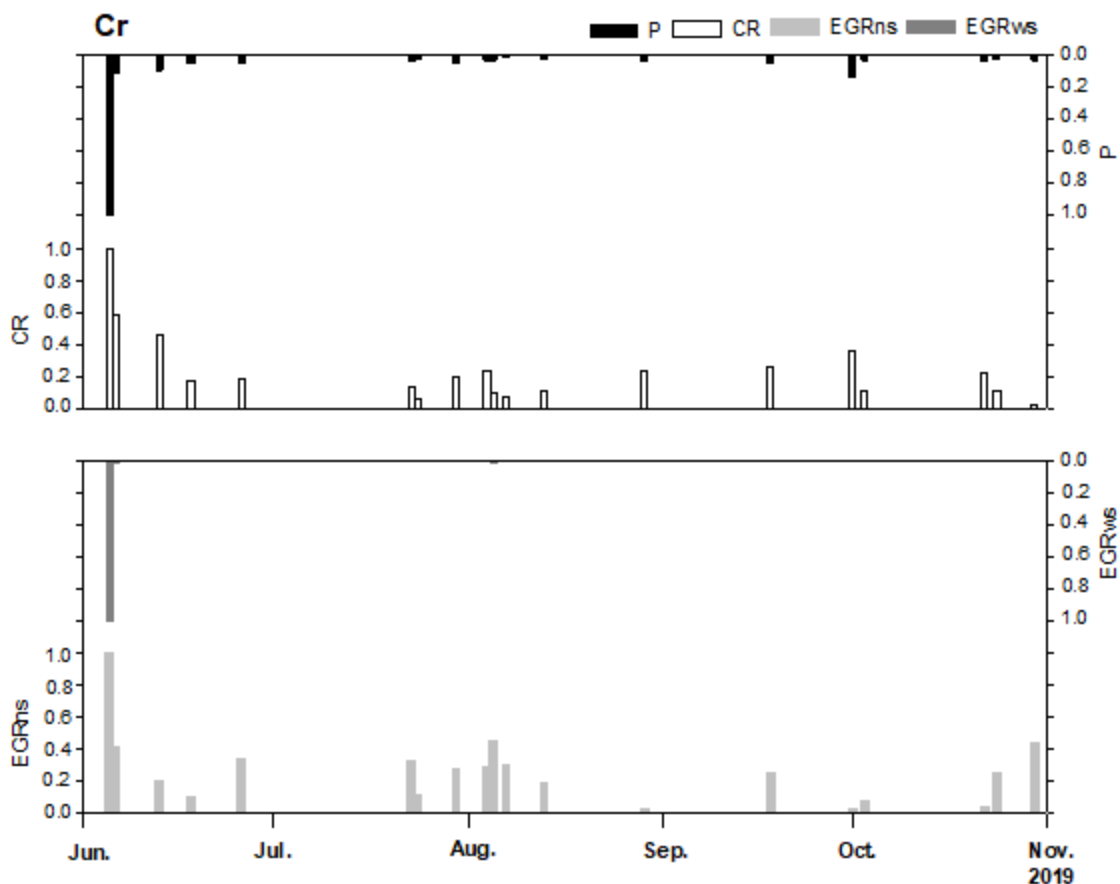


Fig. 28. Variación temporal de la carga y exportación de Cr

El cobalto presentó también una estrecha relación entre el tamaño del evento de precipitación con la cantidad exportada en EGRws (**Fig. 29**). La misma figura muestra que la carga de cobalto en la lluvia es alta en los meses de junio, julio y agosto, mientras que para los meses de septiembre y octubre esta cantidad disminuyó considerablemente y presentó un comportamiento casi constante. En cuanto a CR, la mayor cantidad exportada se presenta en eventos a mediados del mes de junio, que si bien difiere de los casos anteriores donde la máxima cantidad exportada se presentó durante los dos primeros eventos, corresponden al mes con mayores ingresos de lluvia. Finalmente, EGRns exhibe una exportación elevada en las primeras dos fechas del periodo, la cual disminuye considerablemente durante los meses de septiembre y octubre, donde se observan exportaciones mínimas.

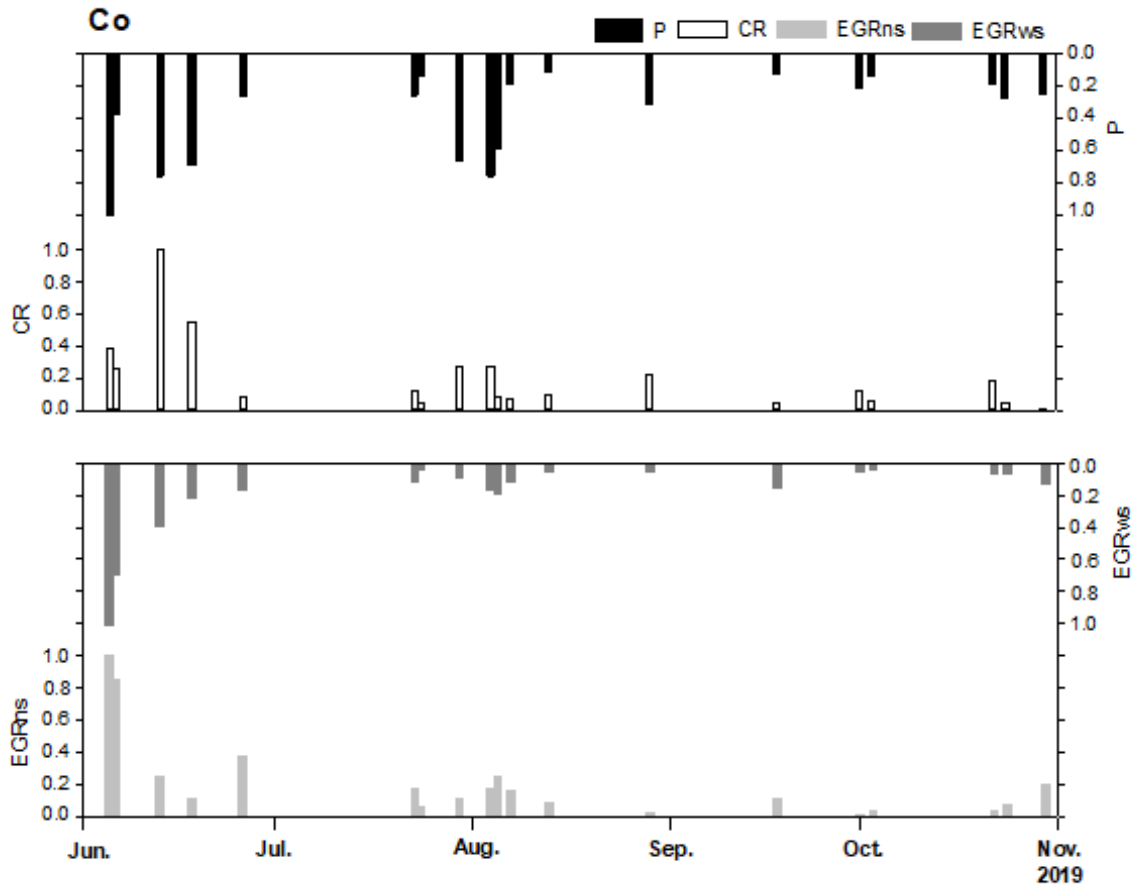


Fig. 29. Variación temporal de la carga y exportación de Co

El comportamiento temporal del ion nitrato es de interés particular, ya que es el único caso en el que la exportación en ambas EGRs muestra una relación positiva con la cantidad de lluvia, a pesar de que este ion no se detectó en algunos eventos de los meses de julio, agosto y septiembre, tal como lo muestra la **Fig. 30**. En este sentido y en relación a la tendencia que se ha mostrado en casos anteriores, la mayor exportación se presenta durante el mes de junio, mientras que las mínimas cantidades de nitrato se registraron en el mes de agosto. Por su parte, la exportación en CR mostró los valores más altos a principios de agosto, pero también se presentaron exportaciones relativamente bajas. A pesar de que durante este mes se registraron eventos de precipitación de gran tamaño, la relación entre ello y la cantidad exportada es nula. La carga en la precipitación muestra que la máxima cantidad de nitrato se registró durante el final de la temporada de estudio, es decir durante el mes de octubre, sin

embargo, también se registraron cantidades significativas en junio y agosto, lo cual también confirma que no existe relación entre el tamaño del evento de precipitación y la carga en lluvia, ya que dichos meses fueron los más lluviosos.

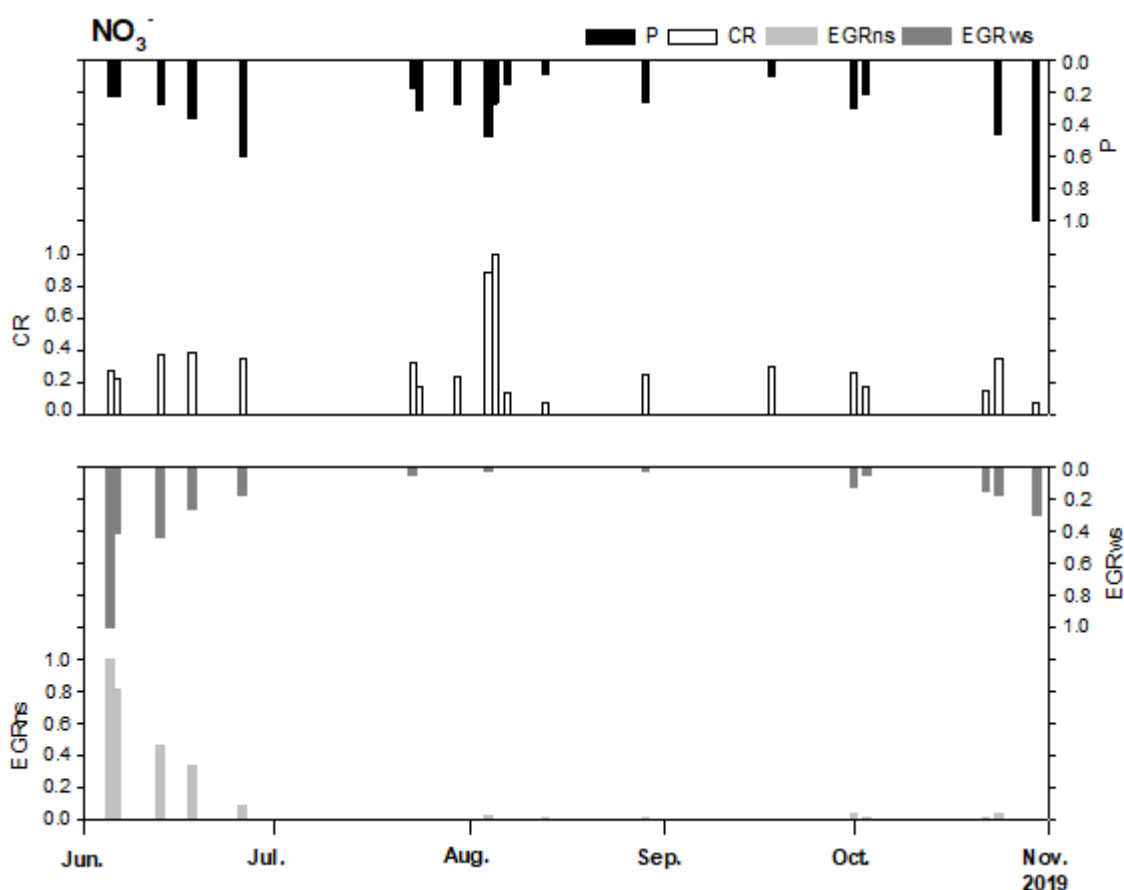


Fig. 30. Variación temporal de la carga y exportación de NO_3^-

La **Fig. 31** muestra que la carga de plomo en la precipitación y la exportación en CR y EGRws se presentó durante el primer evento, mientras que en el caso de EGRns esto ocurrió en el mes de julio. Particularmente la precipitación mostró una carga muy alta durante el primer evento en comparación con la cantidad observada para las demás fechas, no obstante, en junio y septiembre se observan ligeros incrementos. A pesar de que CR presentó una exportación alta a finales de agosto, sin embargo, se observa que las exportaciones son muy bajas, de manera particular durante los meses de septiembre y octubre. En cuanto al comportamiento temporal de las azoteas verdes, EGRws presenta altas exportaciones durante

los dos primeros eventos, pero que disminuyen considerablemente durante los meses de agosto, septiembre y octubre. En cambio, EGRns exhibe la máxima cantidad de plomo en el mes de julio, no obstante, también se presentan exportaciones importantes en septiembre.

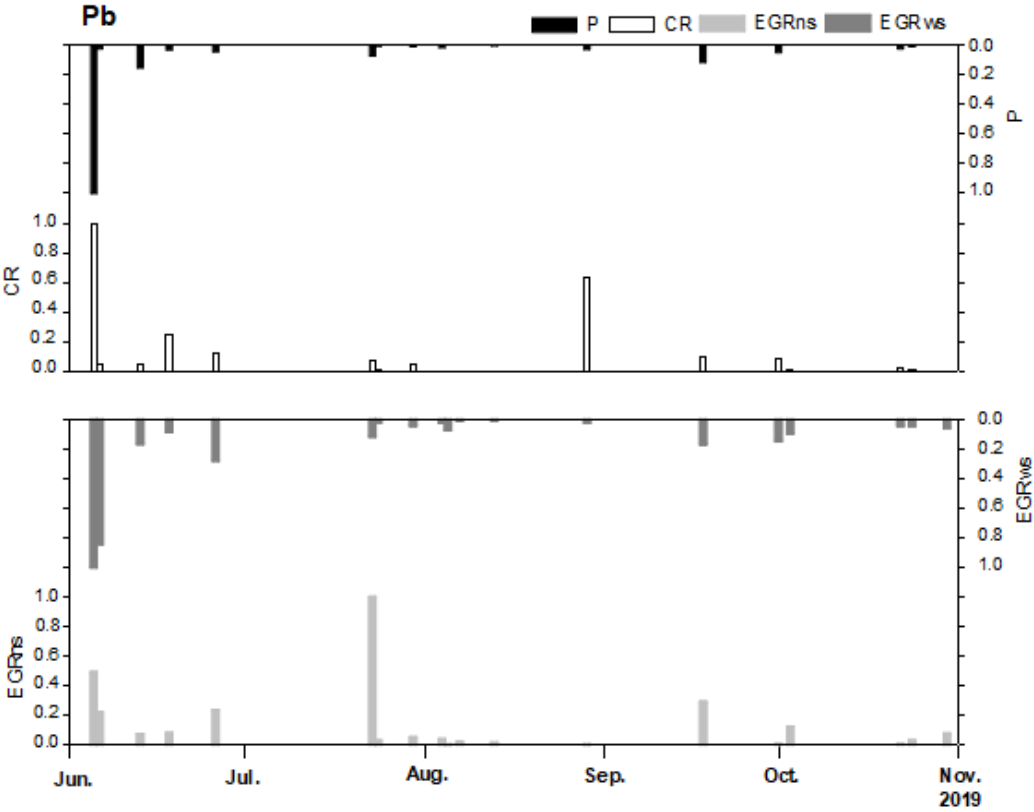


Fig. 31. Variación temporal de la carga y exportación de Pb

6. DISCUSIÓN

6.1 Escurrimiento pluvial en azoteas verdes y techo convencional

Durante el periodo de estudio (abril-noviembre 2019), se identificaron un total de 88 eventos de precipitación (rango entre 1 y 40 mm) con un total de lluvia de 836 mm. Las lluvias más intensas y, por consiguiente, las que generaron mayor escurrimiento en las azoteas estudiadas, se registraron en los meses de junio, julio, agosto y octubre. En la EGRws se identificaron 33 eventos con un volumen de escurrimiento promedio de 6.5 mm; mientras que en la EGRns se observaron 29 eventos con un escurrimiento promedio ligeramente menor (6.4 mm). Como resultado de las pruebas estadísticas, no se identificaron diferencias en el volumen de escurrimiento entre azoteas verdes, por lo que sus disimilitudes en la vegetación, propiedades físicas e hídricas del suelo y la pendiente, no mostraron tener influencia en los rendimientos hídricos a nivel de evento. Por otra parte, la azotea común registró escurrimiento en 28 eventos de lluvia con un volumen promedio prácticamente del doble (12.4 mm) de lo observado en las azoteas verdes.

En el estudio realizado por Arellano-Leyva et al. (2021), en el mismo sitio y durante los años 2017 y 2018, fue determinado un volumen de escurrimiento promedio de 11.7 mm en la azotea convencional, 6.3 mm en EGRws y 6.0 mm en EGRns, resultados que muestran gran similitud con los hallazgos de este trabajo. Por otra parte, se obtuvo que la retención promedio en la azotea común fue del 15.7%; en la EGRns del 57.2% y en la EGRws del 58.7%. En contraste, Arellano-Leyva et al. (2021), reportan una retención mucho menor en la azotea común (3%), mientras que para la EGRns y la EGRws es comparable (62 y 60%, respectivamente). La discrepancia en los resultados de la azotea convencional se debe al elevado porcentaje de retención obtenido en 16 eventos de escurrimiento generados de lluvias entre 4 y 22 mm. En este sentido, se identificó que, para eventos entre 4 y 7 mm, la retención fue mayor y en algunos casos rebasó el 50%, mientras que para eventos de mayor tamaño (8 a 22 mm) la retención fue hasta del 17%. Este comportamiento puede deberse a varios factores: En primer lugar, las altas tasas de retención generadas por eventos pequeños se pueden atribuir a la evaporación de lluvia sobre la capa impermeabilizante de la azotea convencional, condiciones que pudieron acentuarse por el fenómeno “El Niño” presente

durante el año 2019, ya que se trató de un año con baja precipitación. Por lo tanto, hubo menor humedad de lo normal, a lo que se atribuyen pérdidas de escurrimiento como respuesta a eventos pequeños y con bajos antecedentes de humedad. En segundo lugar, las altas retenciones observadas en eventos de precipitación de mayor tamaño pudieron deberse a la obstrucción del drenaje de la azotea común por polvo y hojarasca, lo cual impidió el drenaje adecuado y propició la existencia de encharcamiento, esto comúnmente se observó durante días continuos de lluvia.

En estudios similares, realizados en sistemas extensivos de naturación de regiones tropicales, se reportan retenciones de lluvia del 69% en Bogotá, Colombia (Ferrans et al. 2018) y del 53% en Río de Janeiro, Brasil (Loiola et al. 2019), lo cual demuestra que los resultados de este trabajo se encuentran dentro del rango de retención reportado en regiones con condiciones climáticas y meteorológicas similares.

6.2 Concentraciones de elementos químicos en el escurrimiento de las azoteas y normativas

En relación a la concentración de sólidos en suspensión cuantificada en el escurrimiento de las azoteas, y de acuerdo a la Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996⁵, que establece como límites máximos permisibles un promedio diario de 60 mg/L y un promedio mensual de 40 mg/L de sólidos en suspensión, se observa que el límite diario fue excedido únicamente por la azotea común con una concentración de 117.0 mg/L durante el evento ocurrido el 14 de junio de 2019, en el cual precipitaron 21.2 mm de lluvia.

Para otros elementos, la Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996⁶ establece concentraciones promedio mensuales de 0.5 mg/L para As y Cd, de 10 mg/L para Cu, de 4.0 mg/L para Ni, de 1.0 mg/L para Pb y de 6.0 mg/L para Zn. A pesar de que los resultados mostraron que el As, Cd, Cu y Ni se encuentran en mayores concentraciones en el

⁵ Norma Oficial Mexicana NOM-001-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales en aguas y bienes nacionales

⁶ Norma Oficial Mexicana NOM-002-SEMARNAT-1996, que establece los límites máximos permisibles de contaminantes en las descargas de aguas residuales a los sistemas de alcantarillado urbano o municipal.

escurrimiento de las azoteas verdes con respecto al techo común, en ningún caso fue excedido el valor máximo permisible.

Así también, la Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994⁷ indica como límites permisibles 0.05 mg/L para As; 0.70 mg/L para Ba; 0.005 mg/L para Cd; 2.0 mg/L para Cu; 200 mg/L para Na; 0.025 mg/L para Pb y 5.0 mg/L para Zn, los cuales tampoco fueron excedidos. Para los metales Al, Fe y Mn, la norma indica límites permisibles de 0.20 mg/L, 0.30 mg/L y 0.15 mg/L, respectivamente. En el caso del aluminio, se identificaron elevadas concentraciones en el escurrimiento de las azoteas verdes, mismas que rebasaron el límite indicado por la norma en todos los eventos. Por otra parte, para el hierro y el manganeso se identificaron concentraciones particularmente elevadas en el primer evento de escurrimiento (0.382 mg/L para Fe en la EGRws, 0.173 mg/L de Mn en la EGRws y 0.167 mg/L de Mn en la EGRns), mismas que excedieron la normatividad estipulada.

A pesar de que la presencia de nitrito fue escasa tanto en la precipitación como en el escurrimiento de las azoteas, el límite permisible fue excedido en todos los casos (0.05 mg/L). En referencia al nitrato, la norma indica un límite máximo de 10.0 mg/L el cual fue rebasado únicamente en el primer evento de escurrimiento generado por los techos verdes (11.5 mg/L en promedio); mientras que para el sulfato las concentraciones no excedieron el límite indicado (400 mg/L). Se identificaron concentraciones altas de amonio en la precipitación comparado con las del escurrimiento; a pesar de ello la mayoría de los eventos excedieron el límite máximo permisible (0.50 mg/L).

6.3 Carga de elementos químicos en la lluvia

De los elementos químicos estudiados en el agua de lluvia, destaca la alta carga promedio (mg/m²) obtenida de Zn, seguida por el Ba, Cu, Al, Fe y Mn, en el orden como se presentan. La presencia de estos metales en la precipitación está asociada principalmente con aportes naturales de la corteza terrestre, emisiones industriales y vehiculares (SEDEMA, 2018). Los elevados aportes de Zn, pueden además atribuirse a fuentes de contaminación no

⁷ Norma Oficial Mexicana NOM-127-SSA1-1994. Salud ambiental, agua para uso y consumo humano, límites permisibles de calidad y tratamientos a que debe someterse el agua para su potabilización.

relacionadas con la combustión, como lo son el desgaste de los neumáticos y de los frenos del transporte urbano y particular (Müller et al. 2020).

Se observó también que la carga de sólidos en suspensión en la lluvia es importante. Al respecto, se ha reportado que el depósito atmosférico es una fuente de una gran variedad de contaminantes, principalmente de sólidos en suspensión (Müller et al. 2020), los cuales son fácilmente depositados en los distintos tipos de superficies urbanas.

Por otra parte, se ha reportado que los gases de escape de vehículos de combustión interna contienen una gran diversidad de contaminantes, entre ellos los considerados tóxicos para el ambiente y la salud humana como lo es el plomo (Brinkmann, 1985). Debido a la eliminación gradual del plomo en las gasolinas, se ha observado una disminución paulatina de las concentraciones de este metal en el aire en las últimas décadas (Kayhanian, 2012). Sin embargo, aún es emitido en bajas concentraciones debido al desgaste de los motores (Root, 2000; Bleiwas, 2006) y al uso de pinturas y pigmentos (Kayhanian, 2012), lo cual podría explicar su moderada presencia en el agua de lluvia.

Con respecto a la presencia de iones en la precipitación, se identificó al nitrito, sulfato y nitrato como las especies con las cargas más abundantes. Báez et al. (2007) reportaron también altas cantidades de nitrato y sulfato en muestras de lluvia colectadas al sur de la CDMX, hecho que los autores atribuyeron a las emisiones combinadas de industrias y fuentes móviles en la ZMVM. Es interesante que, a pesar de que en el área metropolitana se emplean combustibles con bajo contenido de azufre (SEDEMA, 2018), la lluvia mostró una importante presencia del ión sulfato lo cual podría estar relacionado con el transporte pesado de carga que utilizan diesel como combustible.

6.4 Tasas de exportación de elementos químicos en azoteas

Para el Zn, Cu y Pb, las azoteas verdes registraron bajas tasas de exportación a través del drenaje pluvial con respecto a las cargas observadas en la lluvia. Trabajos previos han reportado que el sustrato y contenido de materia orgánica en techos naturados, poseen la capacidad de regular la movilidad de elementos potencialmente tóxicos como Cu, As, Cd, Pb y Zn (Porta-Casanellas et al. 2003). La alta retención de Zn por las azoteas verdes puede

deberse a que este elemento es particularmente inmovilizado en la matriz de sustrato y aprovechado como micronutriente por la vegetación (Hernández-Rojas, 2017). Así mismo, se observaron bajas contribuciones de sólidos en suspensión en el escurrimiento de las azoteas verdes con respecto a la lluvia y techo convencional. En este sentido, se ha reportado que los sólidos en suspensión provenientes del depósito atmosférico son fácilmente transferidos a superficies impermeables y arrastrados por el escurrimiento durante eventos de lluvia (Hobbie et al. 2017). Lo anterior explica, en gran medida, la alta exportación de sólidos en suspensión en el escurrimiento producido por la azotea convencional. Por otra parte, en el estudio realizado por Gnecco et al. (2013) en Génova, Italia, en una azotea verde con un sustrato de 20 cm de espesor compuesto por materiales de origen volcánico y materia orgánica, se encontró también una disminución en la cantidad de sólidos en suspensión en el escurrimiento pluvial. Estos autores señalaron que los sustratos de las azoteas verdes tienden a contribuir muy poco en la liberación de sólidos, debido a sus generalmente altas tasas de infiltración de agua, reteniendo sólidos que potencialmente pudieren ser liberados durante eventos de precipitación-escurrimiento.

En contraparte, se ha documentado que el sustrato puede funcionar como una zona de intercambio (Vijayaraghavan, 2016); si el agua de lluvia presenta bajo contenido de iones, dicha cantidad podría incrementarse en el escurrimiento pluvial debido a que una parte de ellos se disuelve y moviliza dentro del perfil de los sustratos (Li et al. 2018). Esto podría explicar el hecho que el drenaje de las azoteas verdes presentó mayores tasas de exportación de nitrito y nitrato comparado con la precipitación y la azotea común. Lo anterior es consistente con los hallazgos reportados por Ferrans et al. (2018), puesto que, en dicho estudio, se identificaron mayores aportes de nitrógeno total Kjeldahl, nitritos y nitratos en el escurrimiento de azoteas verdes, hecho que los autores atribuyeron a la transformación de nitrógeno mediante los procesos biológicos y químicos de la vegetación.

Por otra parte, se mencionó que el sustrato de las azoteas verdes aquí estudiadas está compuesto de tepojal, fibra de coco y composta, con contenidos promedio de nitrógeno total de 1.1% aproximadamente (Arellano-Leyva et al. 2021). Estos factores en conjunto podrían explicar las altas exportaciones de nitrito y nitrato obtenidas en el escurrimiento de las azoteas verdes, tal como lo señalan Moran et al. (2004). Así mismo, Arellano-Leyva et al.

(2021) reportó contenidos promedio de materia orgánica del 15% en el sustrato de las azoteas verdes, lo cual podría explicar en parte la alta exportación de Al, Fe y Mn en el escurrimiento que, a su vez, se relacionan con la presencia de micro y macronutrientes y de materia orgánica fresca (Porta-Casanellas et al. 2003). A pesar de que el escurrimiento generado por los techos verdes mostró menores exportaciones de amonio con respecto a la lluvia, la presencia de estos iones en las azoteas verdes podría estar relacionada con los procesos de degradación de la materia orgánica del sustrato.

Llama la atención, las elevadas tasas de exportación de calcio identificadas en el escurrimiento del techo convencional, lo cual podría atribuirse al material atmosférico proveniente de suelos sedimentarios ubicados al noroeste de la CDMX, zonas sin pavimentar y extensiones de tierra erosionada, como lo reportan Báez et al. (2007) y Velasco-Saldaña, (2002). En estos artículos, los autores señalan que la presencia de partículas de calcio en la atmósfera puede incrementar el pH del agua de lluvia, en adición al hecho de que los pavimentos de concreto o impermeables aumentan la alcalinidad del escurrimiento (Kuang y Sansalone, 2011). En relación con lo anterior, los resultados de este trabajo mostraron que el pH promedio del escurrimiento de la azotea convencional fue de 7.56, valor ligeramente más alto que el identificado en la precipitación (valor promedio de 6.72).

6.5 Elementos emergentes críticos (Li, Cr, Co, Si y Tl)

De los elementos analizados en este trabajo considerados como críticos, se observaron mínimas diferencias en los aportes de Tl por lluvia y escurrimiento en las azoteas estudiadas. Tanto el Tl como el Li se obtuvieron a niveles traza, sin embargo, el Li fue únicamente identificado en el escurrimiento de las azoteas verdes. La presencia de estos elementos en el ambiente se debe principalmente a la introducción de nuevos materiales o sustancias químicas en el entorno urbano (Müller et al. 2020).

Para los demás elementos (Cr, Co y Si), las azoteas verdes mostraron mayor presencia de ellos en el escurrimiento comparado con la lluvia y azotea convencional; el material atmosférico depositado y retenido temporalmente en la vegetación y sustrato de las azoteas verdes, el cual posteriormente es movilizado por la lluvia, podría explicar las moderadas tasas de exportación encontradas. A pesar de que el silicio es considerado una materia prima crítica

por su amplia utilización en la industria electrónica y computacional, es también un elemento que puede encontrarse comúnmente en los suelos (Raya-Pérez y Aguirre-Mancilla, 2012). En este sentido, la abundancia de este elemento en el escurrimiento de las azoteas verdes se podría explicar por la composición mineral del sustrato, como resultado de procesos de intemperismo y meteorización (Porta-Casanellas et al. 2003).

6.6 Efecto de las diferencias biofísicas de las azoteas verdes en la exportación química

Aunque se esperaba que la pendiente tuviera un impacto en la generación de mayor volumen de escurrimiento, los resultados mostraron que no existen diferencias entre azoteas verdes. Sin embargo, los contenidos de humedad en el sustrato fueron más bajos en la EGRns con respecto a la EGRws (**Fig. 8**). En general, se puede notar que los sustratos presentan gran capacidad de almacenamiento de agua lo cual se explica, en gran medida, en función de su elevada porosidad (56.35% en EGRns y 78.01% en EGRws) y contenidos de materia orgánica (15.25% en EGRns y 12.30% en EGRws). Cabe mencionar que una de las funciones de la materia orgánica es la mejora de la estructura y porosidad del sustrato lo cual, a su vez, aumenta la capacidad de almacenamiento de agua y, en consecuencia, incrementa el rendimiento hídrico.

Entre azoteas verdes, los resultados mostraron que las diferencias entre ellas fueron únicamente significativas para el manganeso y molibdeno, observándose tasas de exportación más altas en la azotea con mayor inclinación (EGRws). El hecho de que esta azotea mostró mayor humedad en el sustrato, pudo haber facilitado la disolución y conducción de estos elementos a través del escurrimiento durante eventos de lluvia.

6.7 Capacidad de las azoteas verdes para neutralizar lluvia ácida

Finalmente, para los eventos de precipitación estudiados, se obtuvo un pH promedio de 6.72, sin registrarse la presencia de lluvia ácida, es decir, agua de lluvia con un pH menor a 5.6 (SEDEMA, 2018). Por el contrario, se observó que el pH del escurrimiento en las azoteas verdes tiende a la acidez (5.66 para la EGRns y 6.06 para la EGRws), resultados que además mostraron ser significativamente diferentes entre azoteas verdes.

La acidez en el escurrimiento se relaciona directamente con el hecho de que ambos sustratos en las azoteas verdes presentan un pH bastante ácido (4.82 en la EGRns y 4.90 en la EGRws) (Arellano-Leyva et al. 2021), lo que a su vez puede explicarse en relación con las altas exportaciones de aluminio, esto quiere decir que a un pH inferior a 5.5 el aluminio se encuentra predominantemente en los sustratos y es fácilmente intercambiable. La acidez del sustrato y del escurrimiento también pueden explicarse en relación con procesos de intemperismo y de intercambio iónico, así como al depósito de sustancias ácidas que se encuentran disueltas en la lluvia (Porta-Casanellas et al. 2003).

7. CONCLUSIONES

Este estudio mostró que los sistemas de naturación en azoteas, particularmente los de tipo extensivo y de edad madura, poseen una gran capacidad de reducir el escurrimiento pluvial. A pesar de que los sustratos de las azoteas estudiadas se caracterizan por poseer una escasa profundidad, la alta retención (> 50% de la lluvia) se explica en función de la alta porosidad, lo que a su vez implica una gran capacidad de almacenamiento de agua.

En relación con las tasas de exportación, este trabajo mostró que las azoteas verdes se comportan selectivamente en respuesta a la interacción de diversos factores, que se deben principalmente a la composición y propiedades fisicoquímicas e hidrofísicas del sustrato, a las prácticas de mantenimiento, a procesos de degradación de la materia orgánica del sustrato, y a la presencia de micro y macronutrientes. Sin embargo, también tienen influencia las fuentes de contaminación atmosférica a escala local, principalmente el tráfico vehicular, y la resuspensión y transporte de material particulado derivado del intemperismo y erosión de suelos, así como el tamaño del evento de precipitación. Al respecto, se observó que las azoteas verdes retienen Zn, Cu, Pb, NH_4^+ , Sb, Se, Mo y sólidos en suspensión principalmente, y exportan mayores tasas de Al, Fe, Mn, Si, Cr, Ni, Co, NO_3^- y NO_2^- comparado con lo observado en la lluvia y drenaje de la azotea convencional.

A pesar de que se esperaba que la pendiente favoreciera la generación de mayor escurrimiento, los resultados mostraron que este factor no fue tan importante. Sin embargo, se identificó que tanto las exportaciones de molibdeno como de manganeso, así como el pH del escurrimiento difirieron entre azoteas verdes, lo cual se atribuye a las diferencias en las propiedades del sustrato, las prácticas de manejo y en las especies vegetales.

Los resultados obtenidos en este trabajo han demostrado que los sistemas de naturación en azoteas funcionan como receptores de contaminantes que, al ser depositados e inmovilizados, implica una menor exposición a sustancias nocivas que se encuentran en el aire, lo cual resulta benéfico en términos de la salud humana. Por otra parte, estos sistemas pueden ser empleados como indicadores de la presencia de contaminantes en la atmósfera, al facilitar el estudio de su presencia, concentración y comportamiento temporal; lo anterior partiendo del hecho de que, particularmente, los contaminantes considerados como críticos

fueron identificados mayoritariamente en el escurrimiento de las azoteas verdes, además de que la vegetación y sustrato puede “capturarlos”.

A través de este estudio fue posible identificar diversos tipos de elementos exportados a través del escurrimiento pluvial en azoteas verdes extensivas instaladas al sur de la Ciudad de México. Esto, aporta nuevos conocimientos en relación a la presencia y comportamiento de elementos emergentes críticos, proporcionando un panorama para estudios futuros. Es necesario profundizar en el estudio de la composición química, tanto del sustrato de las azoteas como del depósito atmosférico, así como en la evaluación de la función de ciertas especies vegetales como bioacumuladoras de metales pesados.

En países con climas tropicales y subtropicales, este tipo de investigaciones son escasas, por lo que el presente estudio amplía el conocimiento sobre la función de las azoteas verdes en reducir elementos contaminantes de la atmósfera.

REFERENCIAS

- Agren, A., Jansson, M., Ivarsson, H., Bishop, K., & Serbert, J. (2008). Seasonal and runoff-related changes in total organic carbon concentrations in River Ore Northern Sweden. *Aquat. Sci.*, 21-29.
- Aitkenhead-Peterson, J., Dvorak, B., Volder, A., & Stanley, N. (2011). Chemistry of growth medium and leachate from green roof systems in south-central Texas. *Urban Ecosyst.*, 17-33.
- Al-Momani, I. (2003). Trace elements in atmospheric precipitation at Northern Jordan measured by ICP-MS: acidity and possible sources. *Atmos. Environ.*, 4507-4515.
- Alsop, S., Ebbs, S., Battaglia, L., & Retzlaff, W. (2011). Heavy metals in leachate from simulated green roofs systems. *Ecol. Eng.*, 1709-1717.
- Arellano-Leyva, E. (2012). *Capacidad de retención de hidrocarburos aromáticos policíclicos y metales pesados en una azotea verde extensiva*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura.
- Arellano-Leyva, E. (2017). *Efecto de la naturación en la generación de escurrimiento por lluvias en azoteas*. Ciudad de México.: Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Maestría.
- Arellano-Leyva, E., López-Portillo, M., Muñoz-Villers, L. & Prado-Pano, B. (2021). Rainfall retention and runoff generation processes in tropical mature green roof ecosystems. *Hydrological Processes* (en prensa).
- ATSDR. (1995). (*Agency for Toxic Substances and Disease Registry*). *ToxFAQs for Vanadium and Compounds*. U.S. Washington, D.C.: Department of Health and Human Services. CAS #7440-62-2.
- Báez, A., Belmont, R., García, R., Padilla, H., & Torres, M. (2007). Chemical composition of rainwater collected at a southwest site of Mexico City, Mexico. *Atmospheric Research*, 61-75.
- Barreta, C., Poë, S., & Stovin, V. (2014). Moisture content behavior in extensive green during dry periods: the influence of vegetation and substrate characteristics. *Journal of Hydrology*, 511, 374-386.
- Banco-Mundial. (2012). *Gestión Integral de Aguas Urbanas*. Blue Water Green Cities-An initiative from the World Bank for integrated urban water management.
- Beecham, S., & Chowdhury, R. (2012). Effects of changing rainfall patterns on WSUD in Australia. *Proc. Inst Civ. Eng. Water Manage.*, 285-298.
- Benedict, M., & McMahon, E. (2012). *Green Infrastructure: Linking Landscapes and Communities*. Washington, D.C.: Island Press.
- Bengtsson, L., Grahn, L., & Olson, J. (2004). Hydrological function of a thin extensive green roof in southern Sweden. *Nordic Hydrology*, 36(3), 259-268.

- Berndtsson, J. (2010). Green roof performance towards management of runoff water quantity and quality: a review. *Ecol. Eng.*, 351-360.
- Berndtsson, J. (2014). Storm quality of first flush urban runoff in relation to different traffic characteristics. *Urban Water Journal*, 284-296.
- Berndtsson, J., Bengtsson, L., & Jinno, K. (2009). Runoff water quality from intensive and extensive vegetated roofs. *Ecol. Eng.*, 369-380.
- Berndtsson, J., Emilsson, T., & Bengtsson, L. (2006). The influence of extensive vegetated roofs on runoff water quality. *Science of the Total Environment*, 48-63.
- Boom, A., & Marsalek, J. (1988). Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in an urban snowpack. *Sci. Total, Environ.*, 133-148.
- Brenneisen, S. (2006). Space for urban wildlife: a designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 27-36.
- Brinkmann, W. (1985). Urban stormwater pollutants: sources and loadings. *Geo. Journal*, 277-283.
- Buffam, I., Mitchell, M., & Durtsche, R. (2016). Environmental drivers of seasonal variation in green roof runoff water quality. *Ecological Engineering*, 506-514.
- Cano-Vázquez, G. (2018). *Estudios preliminares para la determinación de la calidad del agua de escorrentía de azotea verde y azotea común*. Ciudad de México: Universidad Nacional Autónoma de México. Tesis de Licenciatura.
- Carpenter, D., & Kaluvakolanu, P. (2011). Effect of a roof surface type on storm-water runoff from full-scale roofs in a temperate climate. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 137(3).
- Carpenter, C., Todorov, D., Driscoll, C., & Montesdeoca, M. (2016). Water quantity and quality response of a green roof to storm events: experimental monitoring observations. *Environ Pollut.*, 664-672.
- Chen, C., Kang, S., & Lin, J. (2018). Effects of recycled glass and different substrate materials on the leachate quality and plant growth of green roofs. *Ecol. Eng.*, 10-20.
- Dang, H., Filella, M., & Omanovic, D. (7 de octubre de 2020). *Springer Nature Switzerland AG. Call for Papers for Special Issue: "Environmental Fate and Effects of Technology Critical Elements"*. Obtenido de (Archives of Environmental Contamination and Toxicology): springer.com/journal/244/updates/17901892
- De-Ville, S., Menon, M., Jia, X., Reed, G., & Stovin, V. (2017). The impact of green roof ageing on substrate characteristics and hydrological performance. *Journal of Hydrology*, 547, 332-344.
- Dise, N., & Wright, R. (1995). Nitrogen leaching from European forests in relation to nitrogen deposition. *For. Ecol. Manag.*, 153-161.
- Dunnet, N., & Kingsbury, N. (2008). *Planting Green Roofs and Living Walls*. Portland: Timber Press.
- Duzsa, Y., Barot, S., Krapiel, Y, Lata, J., Abbadie, L., & Raynaud, X. (2017). Multifunctionality is affected by interactions between green roof plant species, substrate, depth, and substrate type. *Ecol. Evol.*, 2357-2369.

- Emilsson, T., Berndtsson, J., Mattson, J., & Rolf, K. (2007). Effect of using conventional and controlled release fertiliser or nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecol. Eng.*, 260-271.
- Fassman-Beck, E., Hunt, W., Berghage, R., Carpenter, D., Kurtz, T., Stovin, V., & Wadzuk, B. (2015). Curve number and runoff coefficients for extensive living roofs. *J. Hydrol. Eng.*
- 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*, 1-18.
- Fioretti, R. P., Lanza, L., & Principi, P. (2010). Green roof energy and water related performance in the Mediterranean climate. *Build. Environ.*, 1890-1904.
- Fletcher, T., Andrieu, H., & Hamel, P. (2013). Understanding, management and modelling of urban hydrology and its consequences for receiving waters: a state of the art. *Adv. Water Resour.*, 261-279.
- Freeman, C., Evans, C., Monteith, D., Reynolds, B., & Fenner, N. (2001). Export of organic carbon from peat soils. *Nature*, 785.
- Gardner, B., & Jones, J. (1973). Effects of temperature on phosphate sorption isotherms and phosphate desorption. *Commun. Soil. Sci. Plant. Anal.*, 83-93.
- GDF. (2006). *Inventario de emisiones de la Zona Metropolitana del Valle de México, 2004*.
- Getter, L., Rowe, D., & Andresen, J. (2007). Quantifying the effect of slope on extensive green roof storwater retention. *Ecological Engineering*, 31, 225-231.
- Getter, K., Rowe, D., Robertson, G., Cregg, B., & Andresen, J. (2009). Carbon sequestration potential of extensive green roofs. *Environ. Sci. Technol.*, 7564-7570.
- Gnecco, I., Palla, A., Lanza, L., & La Barbera, P. (2013). A green roof experimental site in the Mediterranean climate: the storm water quality issue. *Water Science and Technology*, 1419-1424.
- Government, D. o. (2010). *Rain Gardens, Green Roofs and Infiltration Systems*. Adelaide, Government of South Australia.
- Greenfield, A., & Graedel, T. (2013). The omnivorous diet of modern technology. *Resour. Conserv. Recycl.*, 1-7.
- Gregoire, B., & Clausen, J. (2011). Effect of a modular extensive green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecol. Eng.*, 963-969.
- GSA-US. (2011). *The benefits and challenges of Green Roofs on Public and Commercial Buildings. A report of the United States General Service Administration*.
- Hathaway, A., Hunt, W., & Jennings, G. (2008). A field study of green roof on stormwater runoff and water quality. *Ecol. Eng.*, 963-969.
- Hobbie, S., Finlay, J., Janke, B., Nidzgorski, D., Millet, D., & Baker, L. (2017). Contrasting nitrogen and phosphorous budgets in urban watersheds and implications for managing urban water pollution. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 4177-4182.

- Hoffman, L., & McDonough, W. (2005). *Green roofs: ecological design and construction*. New York: Schiffer Publishing.
- INEGI. (2010). *Censo de Población y Vivienda*. México: Instituto Nacional de Estadística y Geografía.
- Jennett, T., & Zheng, Y. (2018). Component characterization and predictive modelling for green roof substrates optimized to absorb P and improve runoff quality: a review. *Environ. Pollut.*, 988-999.
- Johnston, J., & Newton, J. (1993). *Building Green: A Guide for Using Plants on Roofs, Walls and Pavements*. London: The London Ecology Unit.
- Kuang, X., & Sansalone, J. (2011). Cementitious porous pavement in stormwater quality control: pH and alkalinity elevation. *Water Sci. Technol.*, 2992-2998.
- Li, X., Cao, J., Xu, P., Fei, L., Dong, Q., & Wang, Z. (2018). Green roofs: effects of plant species used on runoff. *Land. Degrad. Dev.*, 1-18.
- Likens, G., Bormann, F., Pierce, R., Eaton, J., & Johnson, N. (1977). *Biogeochemistry of a Forested Ecosystems*. New York: Springer-Verlag.
- Liu, W., Wei, W., Chen, W., Deo, R., Si, J., Xi, H., . . . Beng, Q. (2019). The impacts of substrate and vegetation on stormwater runoff quality from extensive green roofs. *Journal of Hydrology*, 575-582.
- Loiola, C., Wellington, M., & Pimentel da Silva, L. (2019). Hydrological performance of modular-tray green roof systems for increasing the resilience of megacities to climate change. *Journal of Hydrology*, 1057-1066.
- López-Chávez, L., & Flores-Baca, M. (29 de Julio de 2019). *Recuver*. Obtenido de recuver.com.mx
- Macivor, J., Ranalli, M., & Lundholm, J. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Ann. Bot.*, 671-679.
- Malmqvist, P. (1983). *Urban Stormwater Pollutant Sources*. Chalmers University of Technology. PhD Thesis.
- Matus-Kramer, A., Chávez-Sánchez, A., Torres-Mendoza, D., & Tudela-Rivadeneira, F. (2016). *Estrategia de Resiliencia CDMX. Transformación adaptativa, incluyente y equitativa*. México: Oficina de Resiliencia CDMX.
- Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2006). Green roofs as a total for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landsc. Urban. Plan.*, 217-226.
- Monterusso, M., Rowe, D., Rugh, C., & Rusell, D. (2004). Runoff water quantity and quality from green roof systems. *Acta. Hort.*, 369-376.
- Moran, A., Hunt, B., & Jennings, G. (2004). *A North Carolina field study to evaluate green roof runoff quantity, runoff quality, and plant growth*. World Water & Environmental Resources Congress.
- Mugica, V., Maubert, M., Torres, M., Muñoz, J., & Rico, E. (2002). Temporal and spatial variations of metal content in TSP and PM10 in Mexico City during 1996-1998. *Aerosol. Sci.*, 91-102.

- Müller, A., Österlund, H., Marsalek, J., & Viklander, M. (2020). The pollution conveyed by urban runoff: A review of sources. *Science of the Total Environment*, 1-18.
- Mundial, B. (2012). *Gestión Integral de Aguas Urbanas*. Blue water green cities- An initiative from the World Bank for to integrated urban water management.
- Nagase, A., & Dunnet, N. (2011). The relationship between percentage of organic matter in substrate and plant growth in extensive green roofs. *Landsc. Urban. Plann.*, 230-236.
- Niu, H., Clark, C., Zhou, J., & Adriaens, P. (2010). Scaling of economic benefits from green roof implementation in Washington, D.C. *Environ. Sci. Technol.*, 4302-4308.
- Nriagu, J. (1989). A global assessment of natural sources of atmospheric trace metals. *Nature*, 47-49.
- Nriagu, J., & Pacyna, J. (1989). Quantitative assessment of a worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 134-139.
- Nuss, P., & Blengini, G. (2018). Towards better monitoring of technology critical elements in Europe: Coupling of natural and anthropogenic cycles. *Science of the Total Environment*, 569-578.
- OCDE. (2015). *OECD Territorial Reviews: Valle de México*. Paris: OECD Publishing.
- Palla, A., Gnecco, I., & Lanza, L. (2010). Hydrological Restoration in the Urban Environment Using Green Roofs. *Water*, 140.154.
- Pio, C., Castro, L., Cerqueira, M., Santos, I., Belchior, F., & Salgueiro, M. (1996). Source assessment of particulate air pollutants measured at southwest European coast. *Atmos. Environ.*, 3309-3320.
- Poë, S., Stovin, V., & Barretta, C. (2015). Parameters influencing the regeneration of a green roofs retention capacity via evapotranspiration. *J. Hydrol.*, 356-367.
- Porta- Casanellas, J., López-Acevedo, R., & Roquero de Laburu, C. (2003). *Edafología para la agricultura y el medio ambiente* (Tercera ed.). Madrid, España: Ediciones Mundi Prensa.
- PUEC. (2012). *Programa de Ordenación de la Zona Metropolitana del Valle de México*. Programa Universitario de Estudios sobre la Ciudad. Actualización 2012.
- Raya-Pérez, J., & Aguirre-Mancilla, C. (2012). *El papel del silicio en los organismos y ecosistemas*. Celaya, Guanajuato. México.: Conciencia Tecnológica No. 43. Instituto Tecnológico de Roque. División de Estudios de Posgrado e Investigación.
- Rocher, V., Azimi, S., Gasperi, J., Beuvin, L., Mülle, M., Moilleron, R., & Chebbo, G. (2004). Hydrocarbons and metals in atmospheric deposition and roof runoff in Central Paris. *Water. Air. Soil. Pollut.*, 67-86.
- Ross, H. (1986). The importance of reducing sample contamination in routine monitoring of trace metals in atmospheric precipitation. *Atmos. Environ.* 401-405.
- Rowe, D. (2011). Green roofs as a means of pollution abatement. *Environ. Pollut.*, 2100-2110.
- Sabin, L., Lim, J., Stolzenbach, K., & Schiff, K. (2005). Contribution of trace metals from atmospheric deposition to stormwater runoff a small impervious urban catchment. *Water. Res.*, 3929-3937.

- Santa-Rita, I. (9 de diciembre de 2019). *El economista*. Obtenido de <https://www.economista.com.mx/finanzaspersonales/Azoteas-verdes-inversion-de-altura-20101209-0054.html>
- Scudlark, J., Conko, K., & Church, T. (1994). Atmospheric wet deposition of trace elements to Chesapeake Bay: CBAD study year 1 results. *Atmos. Environ.*, 1487-1498.
- SEDEMA. (2017). *Calidad del Aire en la Ciudad de México, Informe 2016*. Ciudad de México: Dirección de Gestión de la Calidad del Aire. Dirección de Monitoreo Atmosférico.
- SEDEMA. (2018). *Calidad del Aire en la Ciudad de México, Informe 2017*. Ciudad de México: Dirección de Gestión de la Calidad del Aire. Dirección de Monitoreo Atmosférico.
- SEDEMA. (15 de mayo de 2019). *Secretaría de Medio Ambiente. Gobierno de la Ciudad de México*. Obtenido de <http://www.sedema.cdmx.gob.mx/programas/programa/azoteas-verdes>
- SEDUVI. (2015). *Datos económicos 2010-2014 del Proyecto de Programa General de Desarrollo Urbano del D.F.*
- SEMARNAT. (2003). *Programa para mejorar la calidad del aire en la ZMVM 2002-2010*.
- Shafique, M., Kim, R., & Rafiq, M. (2018). Green roof benefits, opportunities and challenges-A review. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 757-773.
- SIMAT. (29 de mayo de 2019). *Gobierno de la Ciudad de México*. Obtenido de <http://www.aire.cdmx.gob.mx/default.php?opc=%27YqBhnmI=%27>
- Sims, A., Robinson, C., Smart, C., Voogt, J., Hay, G., Lundholm, J., & O'Carrell, D. (2016). Retention performance of green roofs in three different climate regions. *J. Hydrol.*, 115-124.
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage urban stormwater. *Water Environ. J.*, 192-199.
- Stovin, V., Vesuviano, G., & Kasmin, H. (2012). The hydrological performance of a green roof test bed under UK climate conditions. *Journal of Hydrology*, 414-415, 148-161.
- Sutton, R. (2015). *Green Roof Ecosystems in Ecological Studies*. Springer International Publishing.
- Szefer, P., & Szefer, K. (1986). Some metals and their possible sources in a rain water of the southern Baltic Coast, 1976 and 1978-1980. *Sci. Total, Environ.*, 79-89.
- Teemusk, A., & Mander, U. (2007). Rainwater runoff quantity and quality performance from a green roof: the effects of short-term events. *Ecol Eng.*, 271-277.
- Thuring, C., & Dunnet, N. (2014). Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecological Processes*, 3-4.
- Van Seters, T., Rocha, L., & Smith, D. M. (2009). Evaluation of green roofs for runoff retention, runoff quality and leachability. *Water. Qual. Res. J. Can.*, 33-47.
- Van Woert, N., Rowe, D., Andresen, J., Rugh, C., & Fernandez, R. X. (2005). Green roofs stormwater retention: effects of roof surface, slope and media depth. *Journal of Environmental Quality*, 34, 1036-1044.

- Vega, E., Mugica, V., Reyes, E., Sánchez, G., Chow, J., & Watson, J. (2001). Chemical composition of fugitive emitters in Mexico City. *Atmos. Environ.*, 4033-4039.
- Velasco-Rodríguez, G., Becerra-Delgado, M., Vázquez-Ramírez, I., Skwierinski-Durán, A., Haro-González, M., & Ortega-Ramírez, M. (2014). *Estrategia Local de Acción Climática. Ciudad de México 2014-2020*. México: Centro Mario Molina para Estudios Estratégicos sobre Energía y Medio Ambiente, A.C.
- Velasco-Saldaña, H. (2002). *Lluvia ácida en los bosques del poniente del Valle de México*. México: Centro Nacional de Investigación y Capacitación Ambiental (CENICA) del Instituto Nacional de Ecología (INE).
- Vijayaraghavan, K. (2016). Green roofs: a critical review on the role of components benefits, limitations and trends. *Renew. Sustain. Energy*, 740-752.
- Vijayaraghavan, K., Joshi, U., & Balasubramanian, R. (2012). A field study to evaluate runoff quality from green roofs. *Water. Res.*, 1337-1345.
- Vijayaraghavan, K., Reddy, D., & Yun, Y. (2019). *Improving the quality of runoff green roofs through synergistic biosorption and phytoremediation techniques: a review*. Sustain. Cities Soc.
- Viola, F., Hellies, M., & Deidda, R. (2017). Retention performance of green roofs in representative climates worldwide. *J. Hydrol.*, 763-772.
- Voyde, E., Fassman, E., & Simcock, R. (2010). Hydrology of an extensive living roof under subtropical climate conditions in Auckland, New Zealand. *J. Hydrol.*, 384-395.
- Wadzuk, B., Scheider, D., Feller, M., & Traver, R. (2013). Evapotranspiration from green roof storm-water control measure. *J. Irrigat. Drain. Eng.*, 995-1003.
- Wang, H., Qin, J., & Hu, Y. (2017). ¿Are green roofs a source or sink of runoff pollutants? *Ecological Engineering*, 65-70.
- Wang, S., Duan, J., Xu, G., Wang, Y., Zhang, Z., Rui, Y., . . . Wang, W. (2012). Effects of warming and grazing on soil N availability species composition, and ANPP in alpine meadow. *Ecology*, 2365-2376.
- Welter, J., Fisher, S., & Grimm, N. (2005). Nitrogen transport and retention in an arid land watershed: influence of storm characteristics on terrestrial-aquatic linkages. *Biochemistry*, 421-440.
- Yang, J., Yu, Q., & Gong, P. (2008). Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atm. Environ.*, 42: 7266-73.
- Yio, M. H., Stovin, V., Werdin, J., & Vesuviano, G. (2013). Experimental analysis of green roof substrate detention characteristics. *Water Science & Technology*, 08(7), 1477-1486.

ANEXOS

Anexo 1

Tabla 1A. Ecuaciones de calibración de sensores de humedad de cada tratamiento y cada azotea con su respectivo r^2 (Arellano-Leyva et al. 2021)

BS (*Bare substrate*): Sustrato descubierto
SV (*Sparse vegetation*): Vegetación escasa
BV (*Below vegetation*): Debajo de la vegetación

	Tratamiento	Ecuación	r^2
EGRws	BS	$y = -84.9 + 0.183x + -4.33E-05x^2$	0.988
	SV	$y = -64.2 + 0.139x + -2.58E-05x^2$	0.988
	BV	$y = -79.2 + 0.146x + -2.58E-05x^2$	0.985
EGRns	BS	$y = -104 + 0.199x + -5.88E-05x^2$	0.996
	SV	$y = -45.2 + 0.0719x + 2.13E-06x^2$	0.988
	BV	$y = 4.38 + -0.0173x + 3.63E-05x^2$	0.997

Anexo 2

Para la determinación del catión amonio (NH_4^+) se emplearon las siguientes condiciones cromatográficas:

Columna: PRP-X200, dimensiones 150x4.1 mm, tamaño de partícula 10 μm

Fase móvil: 4 mM HNO_3 en 7:3 agua/metanol, flujo 1.5 mL/min

El límite de detección para NH_4^+ fue de 0.04 mg/L

Para el análisis se realizaron dos curvas de calibración, una de baja concentración (0.011-1.0 mg/L) y otra de alta concentración (1-6 mg/L), a partir de un estándar de NH_4Cl de la marca High Purity Standards.

Las condiciones cromatográficas para la determinación de los aniones NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} son las siguientes:

Columna: PRP-X110S, dimensiones 150x4.1 mm, tamaño de partícula 7 μm

Fase móvil: 0.3834 g Na_2CO_3 , 0.2859 g NaHCO_3 y 0.0165 g NaSCN en 2 L de agua, flujo 2 mL/min

Método de supresión

Los límites de detección son 0.15, 0.37, y 0.25 mg/L para NO_2^- , NO_3^- y SO_4^{2-} , respectivamente.

Anexo 3

Análisis por ICP-MS

Los límites de detección se calcularon mediante la siguiente ecuación:

$$LD = \frac{3(SD \text{ int } BCO)(conc \text{ STD})}{(int \text{ STD} - prom \text{ int } BCO)}$$

Dónde:

SD int BCO: Desviación estándar de la intensidad del blanco

Conc STD: Concentración de la solución estándar

Int STD: Intensidad de la solución estándar

Prom int BCO: Promedio de la intensidad del blanco

Los límites de detección para cada elemento, así como los parámetros de control de calidad para el material de referencia se muestran en la **Tabla 2A**.

Análisis por ICP-OES

Los límites de detección para cada elemento se estimaron a partir de la siguiente ecuación:

$$LOD = 3.14(SD \text{ BCO})$$

Dónde:

SD BCO: Desviación estándar de la intensidad de 7 repeticiones de blancos

Los límites de detección instrumentales para cada elemento se muestran en la **Tabla 3A**.

Tabla 2A. Control de calidad del material de referencia certificado (CRM-TMDW-B-500), Trace metals in Drinking Water Solution B

(L.D. = Límite de detección; %DPR= Desviación Porcentual Relativa; N.R= No reportado)

Elemento	L.D. (μgL^{-1})	CRM- TMDW-B	Promedio n= 5	Precisión %DPR	Exactitud %Error	%Rec
Al	5.7698	125	132.41	6.88	12.59	112.59
V	0.0047	35	34.20	10.63	5.22	105.22
Cr	0.0136	20	19.03	8.36	0.34	100.34
Mn	0.0189	40	37.68	10.80	0.02	100.02
Fe	0.5169	90	92.96	4.42	1.16	101.16
Co	0.0029	25	22.69	5.50	7.64	107.64
Ni	0.0419	60	53.50	7.83	-5.97	94.03
Cu	0.1891	20	19.83	3.09	0.84	100.84
Zn	2.4072	75	73.17	31.86	8.53	108.53
As	0.0069	10	11.97	11.77	9.26	109.26
Se	1.6011	11	12.84	5.64	13.29	113.29
Mo	0.0946	110	107.42	4.59	15.23	115.23
Cd	0.0014	10	8.77	11.24	-8.30	91.70
Sb	0.0234	25	26.97	1.94	13.96	113.96
Ba	0.0460	500	507.72	1.03	1.03	101.03
Tl	0.0005	10	8.78	6.20	-12.82	87.18
Pb	0.0398	20	17.21	1.55	-8.04	91.96
Hg	0.0180	N.R.	-	-	-	-

Tabla 3A. Límites de Detección Instrumentales ICP-OES

Elemento	Límite de detección instrumental (mgL⁻¹)
Al	0.002
As	0.005
B	0.049
Be	0.005
Ca	0.005
Cd	0.003
Cr	0.000
Cu	0.002
K	0.142
Li	0.002
Mg	0.007
Mn	0.001
Mo	0.003
Na	0.126
Ni	0.001
Pb	0.007
Sb	0.007
Si	0.007
Sn	0.003
Zn	0.002

Anexo 4

Tabla 4A. Pruebas estadísticas y valores de p empleados en la evaluación del desempeño de las azoteas en términos de retención o exportación

(**T:** Prueba Tukey; **D:** Prueba Dunn; **NS:** Sin efecto significativo)

	EGRws-P		EGRns-P		CR-P	
	Prueba	p	Prueba	p	Prueba	p
Ca	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
K	D	<0.05	T	<0.05	D	<0.05
Mg	D	<0.05	D	<0.05	D	<0.05
V	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Al	D	<0.05	D	<0.05	D	<0.05
Fe	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Na	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.713
Si	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.127
Ba	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.204
Cu	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.118
Cr	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.759
As	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.215
Ni	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.737
Tl	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.447
Mn	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Co	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Se	NS	0.387	NS	0.502	T	<0.05
Mo	NS	0.322	NS	0.759	NS	0.550
Cd	NS	0.737	NS	0.815	T	<0.05
Pb	NS	0.199	NS	0.334	NS	0.202
Li	-	-	-	-	-	-
Zn	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Sb	NS	0.827	T	<0.05	T	<0.05
NH₄⁺	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.192
NO₃⁻	T	<0.05	NS	0.735	NS	0.564
NO₂⁻	NS	0.689	NS	0.442	NS	0.694
SO₄²⁻	NS	0.872	T	<0.05	NS	0.405

Tabla 4A (continuación). Pruebas estadísticas y valores de *p* empleados en la evaluación del desempeño de las azoteas en términos de retención o exportación

	EGRws-CR		EGRns-CR		EGRws-EGRns	
	Prueba	<i>p</i>	Prueba	<i>p</i>	Prueba	<i>p</i>
Ca	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
K	NS	0.231	NS	0.585	NS	1.000
Mg	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
V	NS	0.589	NS	0.175	NS	0.132
Al	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.813
Fe	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.782
Na	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.358
Si	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.287
Ba	NS	0.550	NS	0.328	NS	0.328
Cu	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.872
Cr	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.405
As	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.465
Ni	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.125
Tl	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.988
Mn	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Co	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Se	NS	0.075	NS	0.148	NS	0.907
Mo	NS	0.919	NS	0.759	NS	0.715
Cd	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.661
Pb	D	<0.05	D	<0.05	NS	0.759
Li	-	-	-	-	NS	0.723
Zn	T	<0.05	T	<0.05	T	<0.05
Sb	T	<0.05	T	<0.05	NS	0.060
NH₄⁺	NS	0.051	D	<0.05	NS	0.301
NO₃⁻	T	<0.05	NS	0.871	NS	0.223
NO₂⁻	NS	0.423	NS	0.230	NS	0.625
SO₄²⁻	NS	0.457	T	<0.05	NS	0.052

Anexo 5

Tabla 5A. Coeficientes de correlación y valores de p para la relación cantidad de precipitación con la carga y las tasas de exportación

	P		CR		EGRws		EGRns	
	r^2	p	r^2	p	r^2	p	r^2	p
K	0.474	0.006	0.285	0.019	0.456	0.006	0.456	0.008
Ni	0.030	0.479	0.417	0.003	0.461	0.001	0.281	0.020
Pb	0.432	0.004	0.327	0.017	0.434	0.002	0.087	0.221
Li	-	-	-	-	0.496	0.002	0.091	0.275
Mo	0.380	0.005	0.323	0.011	0.31	0.013	0.187	0.065
NH₄⁺	0.004	0.787	0.095	0.200	0.487	0.002	0.110	0.193
Na	0.505	0.004	0.379	0.019	0.459	0.001	0.203	0.053
Cu	0.509	<0.001	0.417	0.003	0.463	0.001	0.229	0.038
Se	0.696	<0.001	0.666	<0.001	0.499	<0.001	0.239	0.034
As	0.563	<0.001	0.655	<0.001	0.554	<0.001	0.329	0.010
Mg	0.650	<0.001	0.780	<0.001	0.601	<0.001	0.363	0.006
Zn	0.627	<0.001	0.673	<0.001	0.586	<0.001	0.461	0.001
Al	0.931	<0.001	0.290	0.017	0.574	<0.001	0.245	0.031
Cd	0.500	<0.001	0.158	0.092	0.567	<0.001	0.422	0.003
Fe	0.520	<0.001	0.455	0.002	0.568	<0.001	0.206	0.051
Sb	0.745	<0.001	0.488	<0.001	0.584	<0.001	0.430	0.002
Cr	0.421	0.003	0.673	<0.001	0.673	0.006	0.279	0.020
SO₄²⁻	0.059	0.003	0.508	<0.001	0.412	0.003	0.107	0.172
Si	0.322	0.318	0.513	0.003	0.008	0.708	0.044	0.390
Co	0.493	<0.001	0.273	0.022	0.574	<0.001	0.400	0.004
Mn	0.398	0.004	0.157	0.093	0.596	<0.001	0.494	<0.001
Tl	0.069	0.277	0.251	0.029	0.538	<0.001	0.466	0.001
V	0.098	0.193	0.277	0.021	0.586	<0.001	0.254	0.028
TSS	0.071	0.272	0.196	0.058	0.586	<0.001	0.249	0.030
Ca	0.164	0.085	0.798	<0.001	0.622	<0.001	0.378	0.005
Ba	0.447	0.002	0.728	<0.001	0.612	<0.001	0.518	<0.001
NO₃⁻	0.017	0.609	0.004	0.388	0.512	0.006	0.620	0.002

Tabla 5B. Coeficientes de correlación y valores de *p* para la relación cantidad de precipitación con la carga y las tasas de exportación

	P		CR		EGRws		EGRns	
	r ²	<i>p</i>	r ²	<i>p</i>	r ²	<i>p</i>	r ²	<i>p</i>
K	0.199	0.110	0.178	0.072	0.134	0.179	1.06E-01	0.256
Ni	0.072	0.268	0.126	0.136	0.142	0.111	6.78E-03	0.738
Pb	0.139	0.141	0.191	0.080	0.177	0.073	2.58E-02	0.511
Li	-	-	-	-	1.43E-04	0.964	2.09E-01	0.086
Mo	0.295	0.016	0.264	0.024	3.33E-02	0.454	7.13E-05	0.973
NH₄⁺	0.005	0.764	0.006	0.754	0.307	0.021	7.12E-03	0.747
Na	0.110	0.247	0.050	0.441	0.081	0.237	1.18E-03	0.889
Cu	0.118	0.149	0.248	0.030	0.127	0.134	6.38E-03	0.745
Se	0.237	0.034	0.199	0.056	0.011	0.672	3.46E-02	0.446
As	0.241	0.033	0.365	0.006	0.115	0.155	4.52E-09	1.000
Mg	0.152	0.122	0.450	0.002	0.109	0.168	5.45E-04	0.924
Zn	0.180	0.070	0.346	0.008	0.155	0.095	3.95E-02	0.415
Al	0.542	0.059	0.177	0.073	0.071	0.271	9.12E-03	0.697
Cd	0.091	0.209	0.038	0.425	0.099	0.190	1.45E-02	0.624
Fe	0.112	0.116	0.143	0.110	0.124	0.140	1.48E-02	0.620
Sb	0.147	0.105	0.216	0.045	0.108	0.170	7.28E-03	0.728
Cr	0.181	0.069	0.348	0.008	0.141	0.113	2.56E-04	0.948
SO₄²⁻	0.024	0.525	0.391	0.004	0.134	0.123	3.71E-04	0.938
Si	0.137	0.540	0.200	0.095	0.283	0.019	4.10E-01	0.003
Co	0.062	0.303	0.041	0.404	0.156	0.094	5.96E-02	0.314
Mn	0.077	0.250	0.016	0.610	0.189	0.063	1.52E-01	0.098
Tl	0.024	0.526	0.050	0.357	0.171	0.079	1.22E-01	0.143
V	0.002	0.846	0.095	0.199	0.096	0.198	5.14E-03	0.770
TSS	0.001	0.913	0.012	0.657	0.206	0.051	3.84E-02	0.421
Ca	0.002	0.854	0.369	0.006	0.109	0.168	2.16E-03	0.850
Ba	0.010	0.688	0.237	0.034	0.140	0.114	7.79E-02	0.247
NO₃⁻	0.196	0.066	0.002	0.865	0.079	0.351	1.45E-01	0.222