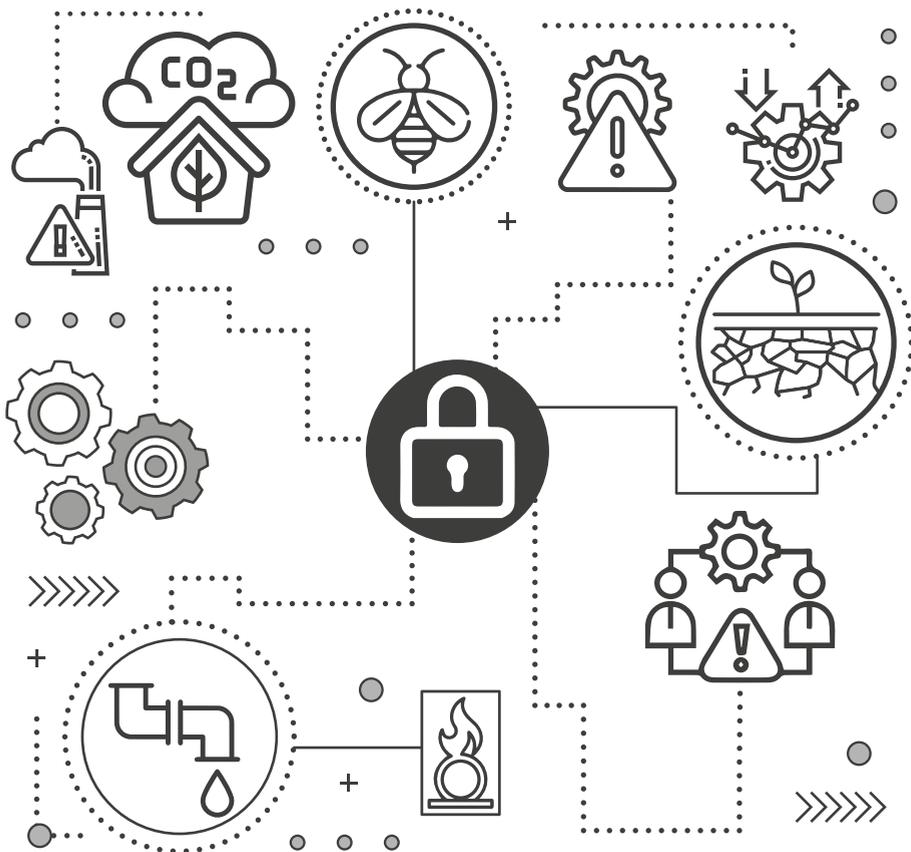


Gestión del riesgo y medio ambiente

Compiladores: Andrés Felipe Montoya Rendón - Darío E. Soto Durán
ISBN: 978-958-8628-61-5





Gestión del riesgo y medio ambiente

Montoya Rendón, Andrés Felipe y Soto Durán, Darío Enrique, compiladores.

Gestión del riesgo y medio ambiente / Andrés Felipe Montoya Rendón y Darío Enrique Soto Durán, compiladores. Primera edición. Medellín: Sello Editorial Tecnológico de Antioquia Institución Universitaria, 2020
307 páginas, 17 X 24 cm.

ISBN: 978-958-8628-61-5 versión impresa

ISBN: 978-958-53099-6-8 versión digital

Evaluación de riesgos ambientales. Medio ambiente. Carbón. Suelos. Recuperación de tierras. Bacterias. Utilización del agua – Aspectos sociales. Recursos hídricos. Producción agropecuaria. Urrao (Colombia). Antioquia (Colombia: Departamento). Acueductos. Distribución del agua. Medellín (Colombia). Oxidación. Contaminación. Contaminantes. Abejas. Control de insectos. Zonas urbanas. Control de calidad del aire. Teledetección - Equipos y accesorios. Estadística. Diseño experimental. Nutrientes vegetales. Especies forestales. Embalses.

CDD: 333.72

Catalogación en la publicación Biblioteca Humberto Saldarriaga Carmona - TdeA

Gestión del riesgo y del medio ambiente

ISBN impreso: 978-958-8628-61-5

ISBN digital: 978-958-53099-6-8

Compiladores:

Andrés Felipe Montoya Rendón

Darío E. Soto Durán

© Sello Editorial Tecnológico de Antioquia, 2020

Corrección de estilo, diseño, diagramación e impresión:

Divegráficas S. A. S.

© Sello Editorial Tecnológico de Antioquia

Calle 78b # 72A - 220

(+57 4) 444 3700

Medellín – Colombia

Los capítulos publicados en este libro incorporan contenidos derivados de procesos de investigación y estos no representan, necesariamente, los criterios institucionales del Tecnológico de Antioquia. Los contenidos son responsabilidad exclusiva de sus autores. Obra protegida por el derecho de autor. Queda estrictamente prohibida su reproducción, comunicación, divulgación, copia, distribución, comercialización, transformación, puesta a disposición o transferencia en cualquier forma y por cualquier medio, sin la autorización previa, expresa y por escrito de su titular. El incumplimiento de la mencionada restricción podrá dar lugar a las acciones civiles y penales correspondientes.

© 2020 Todos los derechos de autor reservados.



Tabla de contenido

Prólogo.....	5
Efecto del biochar en las propiedades de un suelo antrópico de extracción carbonífera durante su proceso de rehabilitación y su correlación con las comunidades bacterianas.....	7
Factores socioculturales vinculados al uso del agua y a la gestión del recurso hídrico en sistemas agropecuarios del municipio de Urrao, Antioquia, Colombia.	57
Materia prima para el acueducto moderno. Panorámica de las fuentes hídricas en Medellín (1875-1920).....	91
Procesos avanzados de oxidación como una alternativa para la eliminación de contaminantes.....	117
Protocolo para el manejo de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja <i>Apis mellifera</i> (Hymenoptera: Apidae) en la zona urbana de Medellín, garantizando la preservación y cuidado de la especie.....	163
Teledetección: una herramienta para estudios de calidad del aire en la zona urbana del Valle de Aburrá.....	241
Métodos estadísticos multivariados para el análisis de macronutrientes en especies forestales del embalse Topocoro.....	275



Prólogo

El futuro ambiental depende del equilibrio entre los componentes económico y tecnológico de la sociedad; sin embargo, se prioriza la búsqueda de la eficiencia productiva en contravía del cuidado de los recursos naturales renovables lo que trae consigo un deterioro ambiental que genera una variedad de riesgos que derivan en una problemática socioambiental.

Por lo tanto, surge la gestión del riesgo de desastres y medio ambiente como respuesta al sinnúmero de eventos de origen natural y antrópico que impactan de manera negativa a la sociedad y se erige con el propósito de salvaguardar la vida de los seres vivos y promover el sano desarrollo de los ecosistemas. En consecuencia, la gestión de riesgo de desastres y las buenas prácticas ambientales se soporta, en gran medida, desde un enfoque preventivo que permita reducir la ocurrencia de eventos e impactos negativos y es precisamente este propósito el que convierte a la educación en el camino facilitador de apropiación de hábitos y prácticas que propicien el desarrollo sostenible.



A partir de los argumentos expresados, la educación superior asume una responsabilidad y compromiso para favorecer una educación ambiental proactiva evidenciable desde la investigación formativa, aplicada y científica con incidencia regional.

En consecuencia, la Facultad de Ingeniería y el Grupo de Investigación en Tecnologías de Información y Medio Ambiente (GITIMA) del Tecnológico de Antioquia I.U. compilan resultados de investigación de la comunidad académica e investigativa del país y conjugan diferentes enfoques de la disciplina a través del libro denominado *Gestión del riesgo y del medio ambiente*.

Este libro está orientado a investigadores, docentes, estudiantes, autoridades ambientales, departamentos de gestión del riesgo de desastres y público en general con especial interés en gestión del riesgo de desastres y medio ambiente. El libro está conformado por capítulos autónomos e inéditos, cada uno estructurado por secciones que presenta cada resultado de investigación a través de la contextualización, metodología, desarrollo, resultados y conclusiones de cada temática abordada.

Teniendo como premisa la cooperación académica, el libro *Gestión del riesgo y del medio ambiente* genera un espacio para la disertación, la transferencia y la apropiación del conocimiento en el contexto de los temas agroambientales y de gestión del riesgo de desastres, asociado a los programas académicos en los ámbitos tecnológico, profesional y posgradual del área de los programas ambientales que ofertan las Instituciones de Educación Superior (IES) acorde con sus procesos misionales.

Esta primera edición presenta ocho capítulos que responden a la implementación del concepto de gestión del riesgo y medio ambiente desde sus diferentes miradas y enfoques que inciden en la búsqueda de una conciencia sostenible desde las prácticas académicas e investigativas.

Andrés Felipe Montoya Rendón, Darío E. Soto Durán
Compiladores



Efecto del biochar en las propiedades de un suelo antrópico de extracción carbonífera durante su proceso de rehabilitación y su correlación con las comunidades bacterianas¹

Karina A. Ríos-Montesa, Nancy J. Pino y Gustavo Peñuela M.

*Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDICON).
karina.rios@udea.edu.co (Karina Rios-Montes).

Resumen

Un creciente interés en el estudio del efecto de la adición de biochar al suelo ha sido suscitado debido al impacto de la enmienda en el mejoramiento de la calidad de diferentes tipos de suelo. En este trabajo se analizó el efecto a corto plazo del biochar (10 t ha^{-1}) sobre las propiedades fisicoquímicas de un suelo de extracción carbonífera y su correlación con la dinámica de las comunidades bacterianas en la rizósfera de *Brachiaria decumbens*. Adicionalmente, se evaluaron los indicadores de productividad de la planta durante el proceso de rehabilitación.

¹ Este trabajo fue financiado por el Departamento Administrativo de Ciencia, Tecnología e Innovación del país – Colciencias (convocatoria No. 576 de 2012, contrato RC No. 0424-2013). Un especial agradecimiento al Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación de la Sede de Investigación de la Universidad de Antioquia, el cual fue la plataforma para el desarrollo de la presente investigación. Y a la Red para el Aprovechamiento de Recursos Naturales y Obtención de Productos Biotecnológicos para Suelos Disturbados, especialmente al equipo del proyecto: "Fitoregeneración de suelos disturbados por explotación minera" de la Universidad Católica de Oriente, y al Grupo de Investigación Energías Alternativas y Biomasa (GEAB) de la Universidad Popular del Cesar.



Los resultados evidencian que la enmienda de biochar aplicada, indujo cambios significativos a corto plazo en algunas de las propiedades del suelo antrópico, tales como la Conductividad Eléctrica (CE) y el pH. El análisis de correlación canónica para evaluar los parámetros fisicoquímicos que afectaron significativamente a las comunidades rizobacterianas, representadas por los 17 géneros más abundantes (incluyendo los géneros no clasificados con una abundancia relativa $>1\%$), indicó que hubo un efecto significativo del pH y la Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) sobre las comunidades rizobacterianas representadas por los géneros *Kaistobacter*, *Sphingomonas* y *Sphingobium*. En una forma similar, la CE afectó a las comunidades de la familia Sphingomonadaceae (excepto el género *Sphingobium*) y géneros no clasificados de las familias Nocardioideaceae y Micrococcaceae. Por el contrario, no se observó un efecto del biochar en la disponibilidad de nutrientes para la planta; sin embargo, el tratamiento con el inóculo de micorrizas (MBF) pareció tener un efecto en la captación de fósforo en solución, debido a que este tratamiento registró contenidos del nutriente a nivel foliar significativamente más altos en relación al resto de tratamientos. En cuanto a la biomasa aérea del pasto, el control registró una mayor productividad, siendo significativamente diferente del resto de tratamientos, y a diferencia de la tendencia del fósforo foliar, en el tratamiento MBF se anotó la menor productividad alcanzada durante el tiempo de rehabilitación, sugiriendo que la asimilación de fósforo no es el único mecanismo involucrado en la producción de biomasa y que es posible entonces que la pérdida de estructura del suelo, junto con otros fenómenos asociados, afectara notablemente la producción de biomasa en los diferentes tratamientos con la mezcla de materiales edáficos procedentes de la extracción de carbón.

Palabras clave: biochar, propiedades fisicoquímicas del suelo, comunidades bacterianas de la rizósfera, rehabilitación.



Introducción

La degradación de los suelos es un problema causado principalmente por cambios en el uso, por la adopción de prácticas de manejo inadecuadas o por la implementación de actividades antrópicas que conllevan a la pérdida de sus propiedades y/o funciones ecosistémicas (Shrestha & Lal 2006; Xiao et al., 2014). Aunque el suelo es un recurso natural que permite sostener el desarrollo de la vegetación y brindar servicios ecosistémicos, ambos aspectos pueden ser severamente afectados cuando su dinámica natural ha sido interrumpida. Los suelos de extracción carbonífera hacen parte de los más extensamente estudiados, y su rehabilitación determinará las posibilidades de su utilización futura y su capacidad productiva (Arranz-González, 2011).

Se han denominado suelos "mineros" a los que se forman a partir de residuos de la explotación minera, siendo un ejemplo de *suelo antrópico*, pues resultan de una actividad humana donde la aplicación de diversas técnicas genera una transformación del perfil y modificación de las propiedades del suelo natural (Ussiri et al., 2014). Los suelos antrópicos derivados de la extracción carbonífera son conformados sobre el terreno alterado una vez se ha llevado a cabo el proceso de explotación, siendo integrados por el horizonte A preservado y los estériles derivados como residuos de la minería del carbón. Esta matriz disturbada exhibe perfiles característicos que reflejan perturbaciones antrópicas más que procesos de formación natural; y comparados con los suelos nativos, este tipo de suelo es caracterizado por una mezcla heterogénea de fragmentos de roca que puede alcanzar hasta un 67% del volumen total del suelo, y materiales sedimentados de las diferentes capas de formación carbonífera (Ussiri et al., 2014).

La minería de carbón a cielo abierto causa perturbaciones drásticas al perfil original del suelo que generalmente exceden su resiliencia natural y conducen a una degradación severa del terreno, declinando su calidad y funcionalidad (Wang et al., 2014a; Wang et al., 2014b). Adicionalmente, la explotación de carbón a cielo abierto trae como consecuencia problemas ambientales asociados con exceso de salinidad, acidez y muy bajo contenido o ausencia de materia orgánica endógena (Li et al., 2014; Díaz et al., 2017), lo cual puede influir sobre la disponibilidad de nutrientes y restablecimiento de la vegetación a través de su dinámica natural.



La recuperación de las áreas intervenidas consiste en el proceso de retornar el terreno a un estado que involucra la rehabilitación de su topografía a un contorno similar al original; es así que, un aspecto fundamental en el proceso de rehabilitación del terreno considera los aspectos relacionados con la puesta en marcha del sistema suelo-vegetación que parte de la reposición de materiales edáficos preservados y combinados con los estériles procedentes de la extracción carbonífera para iniciar el proceso de formación del suelo antrópico, con el fin de establecer una nueva cobertura vegetal. En este tipo de fenómeno antrópico, las variables químicas y físicas se convierten en indicadores de utilidad para evaluar el grado de vulnerabilidad de los suelos y las acciones correctivas de acuerdo con el sistema productivo; además, permiten establecer un mecanismo para el monitoreo que ayuda a prevenir o mitigar procesos de degradación progresiva.

Recientemente, se ha suscitado un creciente interés en el estudio del efecto de la adición de biochar al suelo, debido a su impacto en el mejoramiento de la calidad y propiedades de este último (Sun et al., 2013; Chintala et al., 2014a; Gul et al., 2015), como consecuencia del mejoramiento de la estructura y porosidad que tienen unos efectos indirectos en el aprovisionamiento de un hábitat mejorado para los microorganismos, sobre la agregación del suelo y su asociación favorable con la materia orgánica, y sobre el crecimiento de las plantas y el incremento en las interacciones en la rizósfera (Burrell et al., 2016). Algunas otras investigaciones han estado dirigidas particularmente a la evaluación de su rol potencial en la biorremediación, revegetación y restauración de suelos contaminados (Beesley et al., 2011).

En este estudio se planteó la hipótesis de que el biochar induciría cambios a corto plazo en algunas propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico de extracción carbonífera y, a su vez, en la productividad de la planta *B. decumbens*; por tanto, se evaluaron dichos cambios a través del tiempo y la correlación entre las variables fisicoquímicas y las comunidades bacterianas, posterior a la aplicación de biochar.



Materiales y Métodos

Área de estudio

En Colombia, los proyectos de minería de carbón a cielo abierto se concentran en la región Caribe. El histórico de producción de carbón en miles de toneladas registró un incremento de aproximadamente 55% en el año 2015, con respecto al dato reportado en el 2005. Para el año 2014, la producción total de carbón en el país fue de 88,6 millones de toneladas, las reservas medidas en millones de toneladas fueron de 3.591,9 (57,5%) y 1.631,86 (26,13%) en los departamentos de la Guajira y Cesar, respectivamente; sin embargo, la mayor producción por miles de toneladas anuales se generó en el Cesar (47.306) (Sistema de Información Minero Colombiano, s. f.).

La zona de estudio se localizó en un área de explotación de carbón a cielo abierto ubicada en el distrito minero de La Jagua de Ibirico, en el departamento del Cesar. En el área de explotación se recolectaron los materiales edáficos empleados para el diseño del experimento en invernadero. Inicialmente, se realizó la exploración y muestreo en campo para caracterizar fisicoquímicamente los materiales edáficos del objeto de estudio, los cuales se encontraban distribuidos en zonas de acopio, según la naturaleza del material; excepto el suelo empleado para el control que correspondió al horizonte A, recolectado en una zona no intervenida al interior de la mina.

La metodología correspondió a un muestreo sistemático simple, sectorizando las zonas previamente mencionadas en puntos "x" distantes (de acuerdo al área); luego, se seleccionaron al azar para tomar un número impar de submuestras, y finalmente obtener una muestra compuesta. En total, se muestrearon cinco puntos por zona con su réplica. Cada punto muestreado se recolectó considerando una profundidad de 20 cm. En la Figura 1 se ilustran los puntos de muestreo en el área de explotación minera.

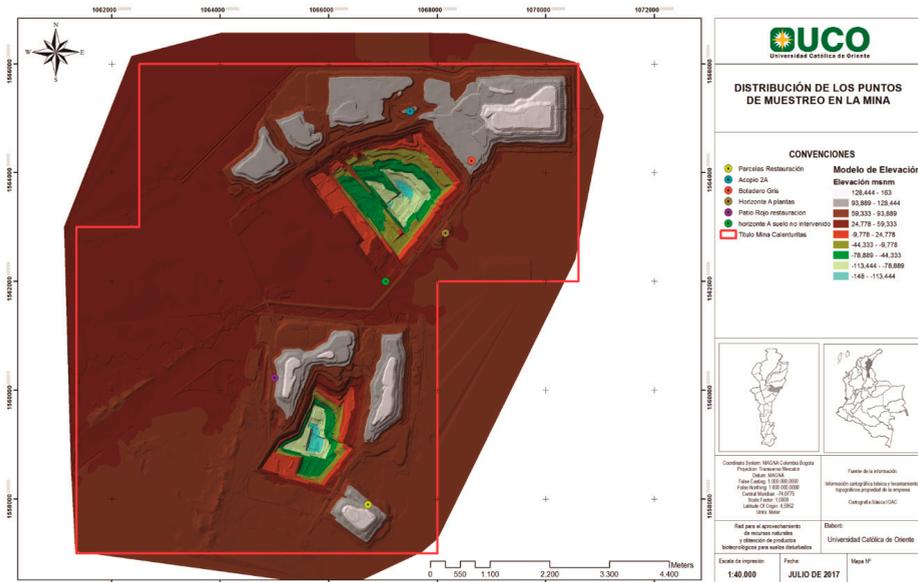


Figura 1
Distribución de los puntos de muestreo en el área de extracción carbonífera, departamento del Cesar

Nota. En la zona de acopio 2A se recolectaron las muestras de horizonte A del suelo removido, previa extracción del mineral; en el botadero gris se recolectaron las muestras del material edáfico, correspondiente al estéril minero resultante de la explotación del mineral. En la zona no intervenida se recolectó el horizonte A del suelo, empleado como control en el estudio. Imagen de cortesía, uso autorizado por el Grupo de Biotecnología de la Universidad Católica de Oriente, integrante de la Red para el Aprovechamiento de Recursos Naturales y Obtención de Productos Biotecnológicos para Suelos Disturbados (RPBSD).

Diseño experimental

El suelo antrópico empleado en el experimento a escala invernadero consistió de la mezcla de materiales edáficos procedentes de la extracción de carbón, a saber: suelo de horizonte A removido previamente a la explotación, y estéril obtenido como residuo posterior a la explotación minera. El suelo empleado para el control fue obtenido de un área no intervenida dentro de la mina, con esto se aseguró que ambos tipos de material edáfico correspondientes al horizonte A fueran comparables.



El biochar (1-2 mm de diámetro) usado en este estudio se obtuvo del cuesco de la fruta de la palma de aceite (*Elaeis guineensis* Jacq.), mediante pirólisis en atmósfera controlada de nitrógeno a 450 °C durante una hora en un horno vertical piloto de la Universidad Popular del Cesar, diseñado por el grupo de investigación Energías Alternativas y Biomasa (GEAB). Su caracterización fisicoquímica comprendió las siguientes variables: C total (65,5%), N total (4,25%), P total (1,65 mg kg⁻¹), conductividad eléctrica (0,492 dS m⁻¹), capacidad de intercambio catiónico (29 cmol_c kg⁻¹) y pH (1:1) 8.1. Los gránulos de biochar fueron mezclados con el suelo antrópico a una concentración de 10 t ha⁻¹, de acuerdo a un estudio previo realizado en el Grupo de Investigación Diagnóstico y Control de la Contaminación de la Universidad de Antioquia (Díaz, 2017).

El experimento conducido en invernadero se llevó a cabo en la sede de investigación de la Universidad de Antioquia y consistió de cinco tratamientos con tres réplicas independientes para cada tiempo de muestreo, correspondiendo a un diseño experimental de un factor completamente aleatorizado con un bloque, en el cual el factor fue la combinación de los materiales edáficos con cinco niveles o tratamientos (Tabla 1), y el bloque se asignó al factor tiempo para aislar en el análisis el efecto de este sobre la respuesta de las variables analizadas en los tratamientos. Se emplearon dos kilogramos de suelo no intervenido como control e igual cantidad de la mezcla de materiales edáficos con y sin la enmienda de biochar. Los tratamientos cuatro y cinco representaron modelos para evaluar el efecto de microorganismos conocidos como promotores de crecimiento en plantas, *Azospirillum brasiliense* (Sp. 7) ATCC 29145 y *Rhizoglossus fasciculatum*, respectivamente.

La planta modelo para el diseño fue *Brachiaria decumbens* (variante Súper Élite Matsuda, categoría S2, 99% de pureza, de Agrosemillas S.A.). Un número equivalente de semillas (25) del pasto fue sembrado en cada unidad experimental. Dos meses fueron el tiempo determinado como periodo de establecimiento del pasto, y un periodo de siete meses posterior a la siembra para la evaluación del proceso de rehabilitación.

Cada unidad experimental estuvo sujeta a la misma mezcla de materiales edáficos del área de la mina, excepto para el control; por lo tanto, cada unidad



constó de la misma textura, composición y propiedades del sustrato. A todos los tratamientos, excepto el control, se les adicionó fósforo para llevar el suelo a un rango óptimo de suficiencia del nutriente (20 ppm) y proporcionar el requerimiento para el establecimiento del pasto, considerando la concentración de fósforo inicial en el sustrato. Adicionalmente, se tuvo en cuenta la capacidad de retención de agua, manteniendo el suelo entre el 50-60% de su máxima capacidad de retención de humedad.

Tabla 1

Diseño experimental de un factor completamente aleatorizado con un bloque

No.	Tratamiento	Descripción
1	C	Control: Snol + <i>Brachiaria decumbens</i>
2	MM	Modelo mina: SHA + Estéril minero + <i>Brachiaria decumbens</i>
3	MB	SHA + Estéril minero + <i>Brachiaria decumbens</i> + Biochar (10 t ha ⁻¹)
4	MBA	SHA + Estéril minero + <i>Brachiaria decumbens</i> + Biochar (10 t ha ⁻¹) + inóculo <i>Azospirillum brasilense</i> (Sp. 7) ATCC 29145 (25 mL a una concentración de 3×10^8 ufc mL ⁻¹)
5	MBF	SHA + Estéril minero + <i>Brachiaria decumbens</i> + Biochar (10 t ha ⁻¹) + inóculo HMA - <i>Rhizoglyphus fasciculatum</i> 35 g kg ⁻¹ suelo [89 esporas g ⁻¹] + hongo solubilizador de fósforo - <i>Mortierella</i> sp. ($5,6 \times 10^7$ esporas mL ⁻¹)

Nota. Convenciones: Snol (suelo no intervenido, área no explotada al interior de la mina); SHA (suelo acopio horizonte A); HMA (hongo formador de micorriza arbuscular). Tratamientos independientes con series de tres réplicas para cada tiempo de muestreo.

Determinación de las propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico de extracción carbonífera

La caracterización preliminar de los materiales edáficos en las zonas de acopio de horizonte A, de la zona de acopio denominada botadero de estéril, y de la zona no intervenida del área minera, así como la caracterización de las muestras obtenidas a partir del diseño experimental de esta investigación, se realizó por triplicado y fue llevada a cabo en las instalaciones del laboratorio



del Grupo Diagnóstico y Control de la Contaminación de la Universidad de Antioquia, que actualmente se encuentra acreditado por el IDEAM.

A partir del experimento en invernadero, se realizaron cuatro muestreos durante siete meses del proceso de rehabilitación evaluado a corto plazo. En total se procesaron 60 unidades experimentales, de las cuales se recolectó todo el volumen de suelo separando la muestra para análisis fisicoquímico de la muestra de suelo rizosférico para análisis metataxonómico. Por cada tiempo de muestreo, se obtuvieron 15 muestras provenientes de los cinco tratamientos con tres réplicas de unidades experimentales independientes.

Todos los análisis fueron realizados según las indicaciones establecidas en los métodos de las Normas Técnicas Colombianas Icontec (NTC) y de la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (del inglés EPA); así: pH (NTC 5264), capacidad de intercambio catiónico (CIC, NTC 5268), conductividad eléctrica (CE, NTC 5596), nitrógeno total Kjeldahl (NTK, NTC 5889), nitratos (NO_3^+ , NTC 5595), fósforo disponible (Pdis, NTC 5350 por el método de Bray II) y carbono orgánico y materia orgánica (CO/MO, NTC 5403 por el método de Walkley-Black). Los análisis de los metales totales en suelo Fe, Al, Zn, Na y K, se llevaron a cabo de acuerdo a las indicaciones de los métodos 3050B y 3051A de la EPA, en un espectrómetro de emisión atómica de plasma por microondas Agilent 4200 MT (© Agilent Technologies, Inc.).

Con el fin de obtener un panorama inicial del contenido de nutrientes disponibles e intercambiables en los diferentes materiales edáficos que se emplearon en el montaje de los ensayos, fue llevado a cabo un análisis agronómico que comprendió el estudio de elementos esenciales. Los métodos reportados fueron: Ca, Mg y K solubles extraídos con agua en proporción 1:10; Ca, Mg y K intercambiables extraídos en acetato amonio 1M; Al intercambiable extraído con KCl 1M; S extraído con fosfato de calcio 0,008M; Nitrato extraído con sulfato de aluminio 0,025M; Fe, Mn, Cu y Zn disponibles Olsen & Sommers modificado; B extraído con agua caliente; P soluble extraído con CaCl_2 0,01M.



Análisis metataxonómico de las comunidades rizobacterianas asociadas a *B. decumbens*

El ADN del suelo rizosférico fue extraído usando el kit de extracción E.Z.N.A[®] Soil DNA (Omega Bio-tek, USA), siguiendo las instrucciones del fabricante. El ADN obtenido fue usado como templado para amplificar la región V3 del gen 16S ARNr. La primera ronda de PCR fue llevada a cabo usando los cebadores 27f (GAGAGTTTGATCCTGGCTCAG) y 1492r (CTACGGCTACCTTGTACGA) (Grifoni et al., 1995), seguida de una PCR anidada para amplificar la región V3, usando cebadores forward que contienen un adaptador A para secuenciación masiva (AV3F), junto con una etiqueta Golay de 10 pb, y un cebador reverse (CCTCTCTATGGGAGTCGGTGATATTACCGCGGCTGCTGGC) que contiene un adaptador truncado P1 (TrP1) (Whiteley et al., 2012; Vital et al., 2017). Posteriormente, la secuenciación se llevó a cabo usando la plataforma de Ion Torrent PGM (Life Technologies™).

Las secuencias fueron filtradas con base en la etiqueta de las muestras. Los adaptadores fueron removidos con la aplicación Ion Torrent Suite desde el equipo. Todas las secuencias crudas fueron cortadas para eliminar las etiquetas y los cebadores; y luego se realizó un filtrado de calidad, usando Trimmomatic (Bolger et al., 2014) con una longitud de lectura de 150-200 pb. El software QIIME versión 1.9.0 (Caporaso et al., 2010) fue usado para analizar las secuencias al 97% de similitud con bases de referencia abierta usando el algoritmo USEARCH (Edgar, 2010), y agruparlas en unidades taxonómicas operacionales (OTU por su sigla en inglés). Adicionalmente, se realizó un mapa de calor para evaluar la disimilitud de los OTU, usando el paquete pheatmap de R (Kolde, 2015), que emplea el método de Bray Curtis para generar la matriz de disimilitud, y el método hClust (UPGMA) para generar los *clusters* y medir la distancia entre los grupos, obteniendo una lista de los géneros más representativos por su abundancia relativa, asociados a cada tratamiento.

Los resultados correspondientes a esta sección no se profundizan en este capítulo, pues hicieron parte de otro componente del estudio (Rios-Montes, 2019). En este capítulo se describen los marcadores de género relevantes en el estudio, según la abundancia de los OTUs.



Determinación de los parámetros de productividad de *Brachiaria decumbens*

De acuerdo con el alcance de la presente investigación, se determinaron como indicadores de productividad del pasto *B. decumbens* los parámetros de biomasa aérea (Segura, 1997); y fósforo foliar por el método de Olsen & Sommers (1982), pero modificado, previa calcinación del material vegetal.

Un bloque de tratamientos completamente independiente y en las mismas condiciones fue establecido de forma simultánea para evaluar la biomasa producida durante el proceso de rehabilitación; las muestras de biomasa aérea se recolectaron a partir de réplicas de unidades experimentales independientes, y en total se realizaron cuatro cortes durante los siete meses que comprendió el estudio. Las muestras de material vegetal para la determinación de fósforo foliar se obtuvieron al realizar el corte de biomasa aérea de las unidades experimentales establecidas, para los análisis de suelo antrópico.

Análisis estadístico

El análisis estadístico de los datos fue realizado en el software R versión 3.5.1. con un modelo de efectos fijos. Se realizó un análisis de varianza (ANOVA) con un factor bloqueado, el tiempo (cuatro niveles), para aislar el efecto que este pudiera tener sobre las variables-respuesta analizadas en los tratamientos. Posteriormente, se realizó la prueba de rangos múltiples Tukey ($P < 0,05$), para comparar la diferencia de medias de las variables analizadas entre los tratamientos. Los supuestos de homogeneidad de varianzas, de normalidad e independencia de residuos se evaluaron con las pruebas de Levene y Shapiro Wilk, respectivamente. Para aquellas variables que no cumplieron con una distribución normal de los datos, se aplicó la prueba no paramétrica de Kruskal Wallis y posteriormente la prueba de Dunn, para comparación por rangos promedio entre los tratamientos.



Adicionalmente, se evaluó la correlación entre las variables fisicoquímicas del suelo antrópico mediante el coeficiente de correlación de Spearman, con el fin de establecer si una de estas variables afectada por la adición de biochar, podría afectar alguna otra para la cual no se establecieron diferencias significativas. También se llevó a cabo un Análisis de Correlación Canónica (CCA), para investigar cuáles parámetros fisicoquímicos afectaron significativamente a las comunidades rizobacterianas representadas por los 17 géneros más abundantes (incluyendo los géneros no clasificados con una abundancia relativa $> 1\%$), determinados mediante los análisis de secuenciación; y el coeficiente de correlación de Pearson fue usado para analizar las asociaciones entre los parámetros fisicoquímicos y la abundancia de las comunidades rizobacterianas durante el tiempo de establecimiento (t_1) y último tiempo de muestreo (t_4).

Resultados

Antecedentes del área de estudio

De acuerdo con la caracterización preliminar de los materiales edáficos procedentes de la zona de explotación y la información adicional suministrada por la empresa minera, en esta sección se aborda, *grosso modo*, los antecedentes de los diferentes materiales edáficos del área de estudio como estado previo al montaje de los ensayos experimentales.

Los suelos antrópicos desarrollados en las áreas de rehabilitación de la mina corresponden a suelos de muy poca evolución, que tienen en promedio 30 cm de profundidad (horizonte A) sobre material estéril de la producción minera. Los materiales edáficos son depositados sobre laderas con pendientes entre el 12 y 25% o más, en comparación con los suelos en su estado natural, que están dispuestos en áreas planas con pendientes entre el 0 y 3%, lo cual hace que los primeros sean propensos a procesos erosivos como cárcavamiento y pérdida de suelo, sumado el efecto de las lluvias intensas y a la subyacente pérdida de estructura causada por la remoción, transporte y disposición en los acopios.



La clasificación del suelo en el área minera correspondió a Aridic Ustorthents, debido principalmente a su bajo desarrollo pedológico y el factor climático que se tiene en el área de localización de la mina; caracterizados principalmente por ser suelos superficiales, de texturas franco arcillosas, drenaje imperfecto, y con erosión de leve a moderada en gran parte de sus zonas (Informe de Monitoreo y Seguimiento para Determinar la Calidad del Horizonte A en Términos de Parámetros Físicoquímicos en La Mina, 2013).

La caracterización de los materiales edáficos empleados para el montaje experimental aparece en la Tabla 2; los datos representan la ponderación de los muestreos realizados en campo. De manera general, se podría resaltar que tanto en los estériles como en el horizonte A de la zona de acopio y de la zona no intervenida, el contenido de materia orgánica osciló entre muy bajo a moderadamente bajo. El contenido de NO_3^- también fue bajo en el estéril minero y en el acopio de horizonte A; mientras que las concentraciones de NTK y fósforo soluble fueron bajas en los tres tipos de sustratos analizados. El valor de pH clasificó los materiales edáficos entre neutros y moderadamente ácidos, lo cual es importante para el análisis de la dinámica de los macro y micronutrientes; siendo relevante en los procesos microbiológicos y dinámicas asociadas a las interacciones a nivel de rizósfera.

La capacidad de intercambio catiónico se clasificó en un índice alto tanto en los estériles como en el horizonte A de la zona de acopio y de la zona no intervenida. La conductividad en el estéril fue relativamente alta, esto podría ser explicado debido al contenido de sales procedentes del aporte del S y Ca. Los altos contenidos de hierro y aluminio total observados en el análisis inicial permitieron plantear una posible causa de toxicidad para la vegetación; sin embargo, el análisis posterior de su contenido disponible e intercambiable, respectivamente, indicaron, por el contrario, que en estos elementos no se centraba la problemática de estudio. No obstante, para evaluar su dinámica en el suelo, después de la aplicación del biochar, se continuaron monitoreando.



Tabla 2

Caracterización de los materiales edáficos empleados en la investigación

Parámetro	Unidad	Muestra		
		Estéril Sector A	Acopio SHA Sector A	Suelo no intervenido
pH	---	7,17	7,03	5,60
Materia orgánica	(%)	1,54	1,3	1,70
CIC	($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)	65,55	47,78	56,34
Conductividad eléctrica	($\mu\text{S cm}^{-1}$)	1522	513	78
Nitrógeno total Kjeldahl (NTK)	(%)	0,073	0,078	0,087
Hierro total	(mg kg^{-1})	37953	28212	----
Cobre total	(mg kg^{-1})	41,34	< 40	----
Zinc total	(mg kg^{-1})	124,50	116,39	----
Potasio total	(mg kg^{-1})	2813,500	4500,22	----
Calcio total	(mg kg^{-1})	5750,01	3814,24	----
Magnesio total	(mg kg^{-1})	6961,18	5096,86	----
Sodio total	(mg kg^{-1})	332,07	642,24	----
Manganeso total	(mg kg^{-1})	256,80	631,07	----
Aluminio total	(mg kg^{-1})	19440	27045	----
Ca soluble*	($\text{cmol}_c \text{kg}^{-1}$)	42,170	0,797	12,770



Parámetro	Unidad	Muestra		
		Estéril Sector A	Acopio SHA Sector A	Suelo no intervenido
Ca intercambiable*	(cmol _c kg ⁻¹)	50,0	47,4	50,0
Mg soluble*	(cmol _c kg ⁻¹)	3,31	0,009	0,223
Mg intercambiable*	(cmol _c kg ⁻¹)	15,0	0,10	5,70
K soluble*	(cmol _c kg ⁻¹)	0,070	0,029	0,085
K intercambiable*	(cmol _c kg ⁻¹)	0,55	0,31	0,61
Al intercambiable*	(cmol _c kg ⁻¹)	0,0	0,0	0,0
N-NO ₃ * [*]	(ppm)	10,5	15,1	54,1
S*	(mg kg ⁻¹)	780	40	22
Fe disponible*	(mg kg ⁻¹)	42	41	61
Mn disponible*	(mg kg ⁻¹)	9	13	14
Cu disponible*	(mg kg ⁻¹)	2	2	4
Zn disponible*	(mg kg ⁻¹)	4	4	7
B*	(mg kg ⁻¹)	0,10	0,60	1,40
P soluble*	(ppm)	0,028	0,016	0,016
Densidad aparente	(g/cm ³)	1,42	1,30	1,10

Nota. * Parámetros realizados en laboratorio externo.



Propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico durante el proceso de rehabilitación

El análisis de la varianza permitió establecer que las propiedades del suelo antrópico evaluadas durante el proceso de rehabilitación a corto plazo, se vieron afectadas significativamente por la categoría tiempo, excepto la variable NTK; e igualmente por el tratamiento, excepto para la CIC, P disponible, Fe y Na (Tablas 3 y 4).

Tabla 3

Efecto del tiempo (t) y del tratamiento (T) en las propiedades fisicoquímicas del suelo. ANOVA de dos vías con un factor bloqueado (tiempo), ($P < 0,05$)

Parámetro		t	T
NTK (%)	Suma de cuadrados	0,01651	0,14985
	Valor F	1,766	12,017
	Valor P	0,169	1,66e-06***
Conductividad eléctrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$)	Suma de cuadrados	505103	993943
	Valor F	8,238	12,159
	Valor P	0,0002 ***	1,47e-06 ***
pH	Suma de cuadrados	1,602	6,665
	Valor F	13,56	42,30
	Valor P	3,01e-06 ***	7,34e-14 ***



Parámetro		t	T
Materia Orgánica (%)	Suma de cuadrados	19,05	30,07
	Valor F	8,705	10,306
	Valor P	0,0001 ***	7,85e-06 ***
Carbono orgánico (%)	Suma de cuadrados	6,397	10,118
	Valor F	8,691	10,309
	Valor P	0,0001 ***	7,83e-06 ***
K total (mg kg ⁻¹)	Suma de cuadrados	9400912	10475130
	Valor F	36,29	30,33
	Valor P	1,70e-11 ***	1,24e-11 ***

Nota. 0 '***'; 0,001 '**'; 0,01 '*' indican el nivel de diferencia significativa. $P > 0,05$ ' ' indica que la diferencia no es significativa.

Tabla 4

Efecto del tiempo (t) y del tratamiento (T) en las propiedades fisicoquímicas del suelo. Prueba no paramétrica para el análisis de la varianza Kruskal Wallis, ($P < 0,05$)

Parámetro		t	T
Nitratos (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	8,03	30,30
	Valor P	0,045 *	0,000 ***
Fósforo disponible (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	22,39	3,79
	Valor P	5,412e-05 ***	0,435
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	Chi cuadrado	40,33	0,95
	Valor P	9,059e-09 ***	0,917
Al total (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	29,67	15,73
	Valor P	1,619e-06 ***	0,003 ***
Zn total (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	14,44	15,77
	Valor P	0,002 **	0,003 **



Parámetro		t	T
Na total (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	45,42	3,82
	Valor P	7,53e-10 ***	0,429
Fe total (mg kg ⁻¹)	Chi cuadrado	19,26	2,15
	Valor P	0,0002 ***	0,708

Nota. 0 '***'; 0,001 '**'; 0,01 '*' indican el nivel de diferencia significativa. $P > 0,05$ ' ' indica que la diferencia no es significativa.

Con el fin de analizar el efecto de los tratamientos, y en particular el efecto de la aplicación de biochar al suelo, se realizó la prueba de comparación múltiple Tukey (Tabla 6), en el caso de que los datos siguieran una distribución normal, mientras que, para el caso contrario, se aplicó la prueba no paramétrica de comparación múltiple Dunn (Tabla 7). Para este análisis, la variable NO³⁻ no fue considerada debido a que los datos presentaron un coeficiente de variación muy alto, y, por lo tanto, una conclusión acertada con respecto al efecto de los tratamientos no podría ser considerada.

Los resultados evidencian que la enmienda de biochar, aplicada a una concentración de 10 t ha⁻¹, indujo cambios significativos en algunas de las propiedades del suelo durante el proceso de rehabilitación, como el pH y la CE (Figura 2 y Figura 3, respectivamente); observándose una mayor variación de la media en el tratamiento con la micorriza (MBF); mientras que en el control los valores del pH no variaron significativamente, al comparar los tiempos de muestreo. En cuanto a la CE, los tratamientos con biochar inoculados con microorganismos (MBA y MBF) registraron un incremento en los valores en comparación con el resto de tratamientos, específicamente en t1 y t4.

Inicialmente, se planteó la hipótesis de que algunas variables como el fósforo disponible no variaran significativamente en ninguno de los tratamientos durante el proceso de rehabilitación, considerando que los materiales edáficos empleados en la experimentación contenían bajas concentraciones de este nutriente; los resultados obtenidos permitieron validar la hipótesis planteada. No obstante, durante el tiempo de muestreo tres, se registraron diferencias significativas al comparar los tratamientos MBF-Control ($P = 0,0308$). Algo similar ocurrió con la materia orgánica y el NTK, registrándose valores más



altos en el control, y diferencias significativas al ser comparado con el resto de tratamientos (Figura 4 y Figura 5, respectivamente).

Por otro lado, los valores de las medias registrados para las variables Fe, Al y K fueron inferiores en los tratamientos con la enmienda de biochar (MB, MBA, MBF) en comparación con el tratamiento Modelo Mina (MM), aun cuando no se observaran diferencias significativas entre estos tratamientos (Tabla 5). En cuanto al contenido de potasio, diferencias significativas fueron observadas entre el control y el resto de los tratamientos (Tabla 6, Figura 7A). Igualmente, se establecieron diferencias significativas en el contenido de Al total entre el control y los tratamientos MB y MBA (Tabla 7, Figura 7B).

Tabla 5

Media () y desviación estándar (DS) de las propiedades fisicoquímicas del suelo evaluadas en cada tratamiento

Parámetro	Tratamiento				
	Control	MM	MB	MBA	MBF
NTK (%)	0,278	0,177	0,14	0,146	0,145
DS	0,056	0,074	0,035	0,035	0,037
Fósforo disponible (mg kg ⁻¹)	35,442	42,010	44,197	38,777	42,400
DS	12,301	17,290	12,963	16,298	9,259
Conductividad eléctrica (µS cm ⁻¹)	130,850	331,527	425,842	458,273	489,083
DS	108,158	188,756	196,026	144,672	125,236
CIC (cmol _c kg ⁻¹)	33,650	30,616	40,481	33,664	44,785
DS	18,289	17,310	20,823	19,461	25,109
pH	6,682	7,029	7,389	7,532	7,56
DS	0,194	0,305	0,298	0,275	0,332
Materia Orgánica (%)	4,676	3,009	2,707	2,483	2,804
DS	0,726	1,043	1,312	1,014	0,84



Parámetro	Tratamiento				
	Control	MM	MB	MBA	MBF
Carbono orgánico (%)	2,713	1,747	1,569	1,475	1,626
DS	0,42	0,6	0,762	0,551	0,486
Fe total (mg kg ⁻¹)	28283,70	26440,89	25568,59	26043,62	26759,39
DS	3817,4	2142,99	2552,88	3258,24	3532,29
Al total (mg kg ⁻¹)	18701,14	15307,64	13192,34	13221,48	14902,59
DS	3816,08	4413,27	3296,78	3230,66	3462,83
Zn total (mg kg ⁻¹)	165,861	101,893	91,366	99,453	96,037
DS	27,652	16,339	17,197	20,974	13,555
Na total (mg kg ⁻¹)	283,284	291,481	293,453	285,902	350,121
DS	31,349	43,557	26,17	67,774	89,645
K total (mg kg ⁻¹)	2813,446	2186,443	1770,426	1692,983	1412,526
DS	980,771	1250,498	760,679	772,396	689,223

Si bien se observan desviaciones estándar altas, estas podrían explicarse debido a la variabilidad biológica en las unidades experimentales dadas las condiciones ambientales en los invernaderos; y adicionalmente, al hecho de que fueron medidas realizadas en el tiempo (de dos a siete meses postsiembra), a partir de réplicas independientes en las que se esperaba que el tratamiento tuviera un efecto en la respuesta de la variable.

**Tabla 6**

Prueba de Tukey para la comparación entre tratamientos. Control; MM (Modelo Mina); tratamientos con biochar (MB, MBA, MBF). (DHS-test; $P < 0,05$)

Parámetro	Grupos comparados									
	MB -Control	MBA -Control	MBF -Control	MM -Control	MBA- MB	MBF- MB	MBF- MBA	MM-MB	MM- MBA	MM- MBF
	Valor P									
NTK	0,000	0,000	0,000	0,001	0,999	0,999	0,998	0,573	0,671	0,496
Conductividad eléctrica	0,000	0,000	0,000	0,070	0,757	0,813	0,999	0,308	0,024	0,032
pH	0,000	0,000	0,000	0,011	0,322	0,011	0,567	0,000	0,000	0,000
Materia Orgánica	0,001	0,000	0,001	0,006	0,913	0,999	0,958	0,994	0,728	0,981
Carbono orgánico	0,000	0,000	0,000	0,000	0,914	0,999	0,960	0,995	0,732	0,980
K total	0,000	0,000	0,000	0,000	0,951	0,095	0,359	0,427	0,123	0,000

Nota. 0 '***'; 0,001 '**'; 0,01 '*'; indican el nivel de diferencia significativa. $P > 0,05$ ' ' indica que la diferencia no es significativa.



Tabla 7

Prueba no paramétrica de Dunn para la comparación entre tratamientos. Control; MM (Modelo Mina); tratamientos con biochar (MB, MBA, MBF). ($P < 0,05$)

Parámetro	Grupos comparados								Valor P	
	MB -Control	MBA -Control	MBF -Control	MM -Control	MBA-MB	MBF-MB	MBF-MBA	MM-MB		MM-MBA
Al total	0,003	0,002	0,155	0,058	0,453	0,447	0,432	0,542	0,607	0,665
Zn total	0,005	0,011	0,004	0,168	0,797	0,458	1,000	0,506	0,618	0,503

Nota: 0 '***'; 0,001 '**'; 0,01 '*'; 0,05 '.' indica que la diferencia no es significativa.

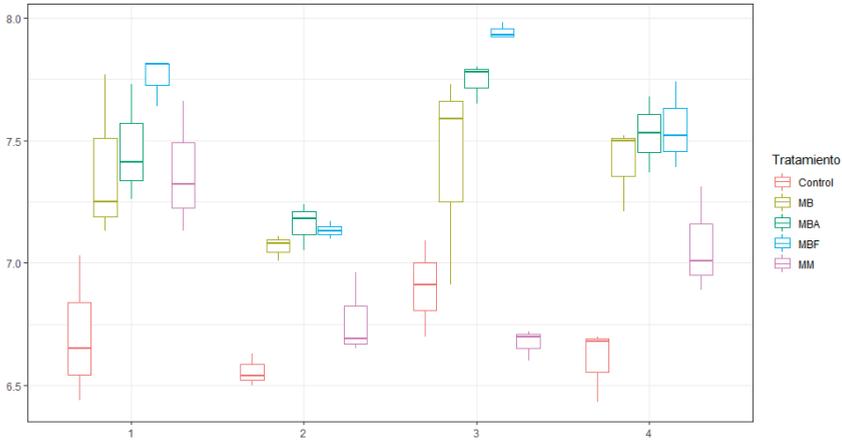


Figura 2

Dinámica del pH entre tratamientos durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo

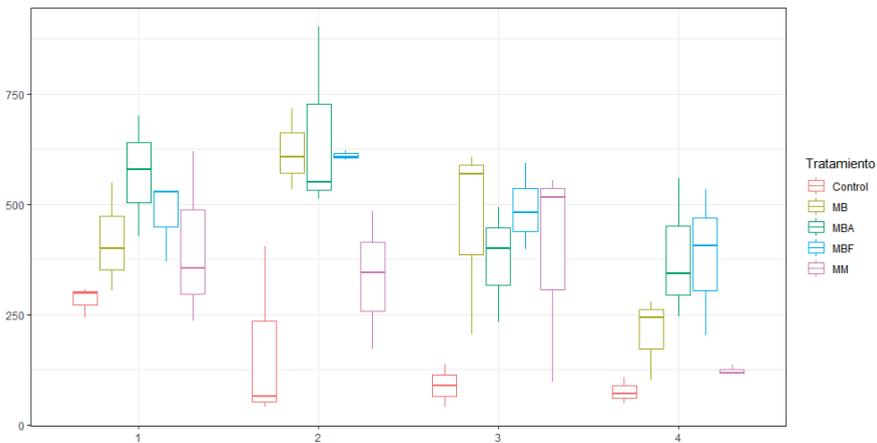


Figura 3

Dinámica de la CE ($\mu\text{S cm}^{-1}$) entre tratamientos durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo

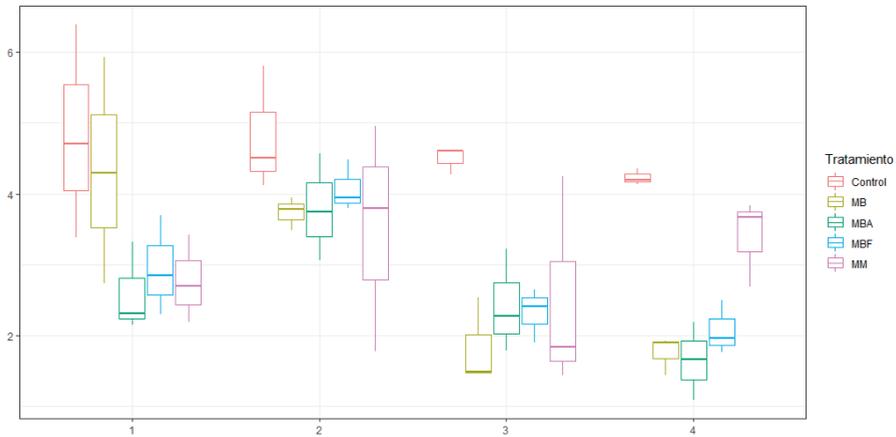


Figura 4

Dinámica de la materia orgánica (%) entre tratamientos durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo

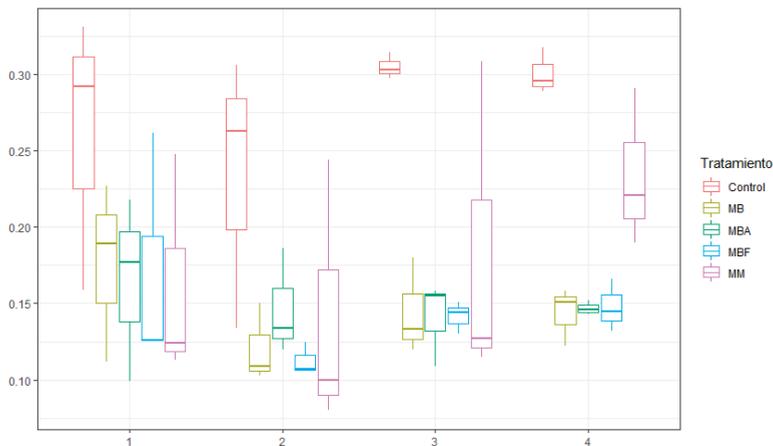


Figura 5

Dinámica del NTK (%) entre tratamientos durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo



Es conveniente señalar que pese a que la evidencia indica que no existieron diferencias significativas para la variable CIC entre los tratamientos durante el proceso de rehabilitación, en el gráfico de cajas y bigotes para t_1 y t_4 , se puede observar un ligero incremento en los valores de CIC en los tratamientos con biochar en relación al control y tratamiento MM; sin embargo, en t_4 , la media más alta se registró en el tratamiento MBF, en relación a los tratamientos con biochar, al control y al tratamiento MM (Figura 6). La variación significativa de los datos se atribuyó al tiempo de muestreo ($P = 9,059e-09$). La dinámica de los elementos K y Al, se muestra en la figura 7A y 7B, respectivamente; las medias más altas se observaron en el control.

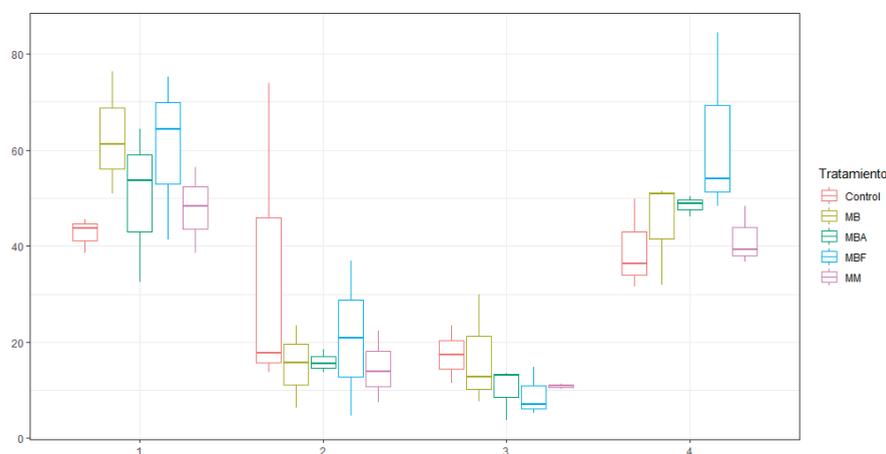


Figura 6

Dinámica de la CIC (cmol_c kg⁻¹) entre tratamientos durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo

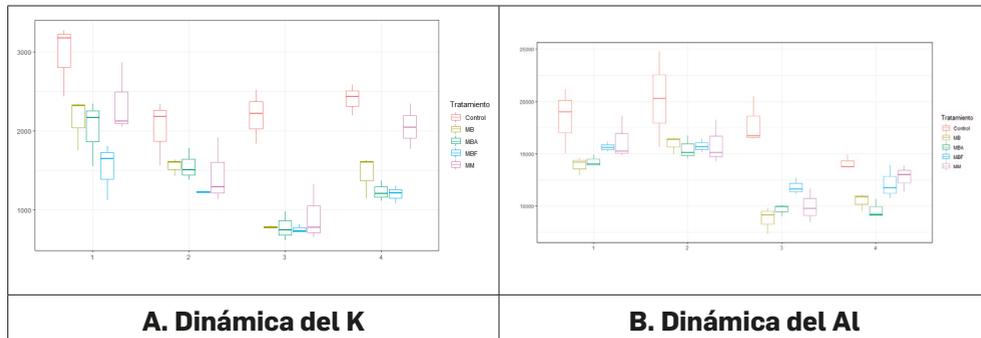


Figura 7
Dinámica de los elementos K (A) y Al (B) (mg Kg⁻¹) en el suelo durante el proceso de rehabilitación. El eje Y representa los rangos de medición de la variable y el eje X los tiempos de muestreo

Con el fin de determinar posibles correlaciones entre las variables evaluadas en el estudio, se aplicó el coeficiente de correlación de Spearman (Tabla 8). Los resultados evidencian ausencia de correlaciones significativas entre las variables, indicando que no hubo efecto de unas sobre otras. Empero, llaman la atención las correlaciones observadas entre el pH y los elementos Al y K, y entre la materia orgánica, el pH y la CE con la variable NTK. En el análisis se incluyó el fósforo foliar para establecer una posible correlación con el fósforo disponible en suelo, pero esta no fue observada.



Tabla 8

Matriz de correlación entre las diferentes variables determinadas en el estudio

	NTK	P dis	P foliar	CE	CIC	pH	MO	CO	Fe	Al	Zn	Na	K
NTK	1												
P dis	-0,32	1											
P foliar	-0,25	0,18	1										
CE	-0,63	0,33	0,23	1									
CIC	0,18	-0,22	-0,26	-0,15	1								
pH	-0,55	0,04	0,22	0,37	0,17	1							
MO	0,59	0,09	-0,09	-0,20	-0,013	-0,63	1						
CO	0,59	0,09	-0,09	-0,20	-0,014	-0,63	1	1					
Fe	0,21	-0,00	0,14	0,03	-0,31	-0,13	0,31	0,31	1				
Al	0,48	0,02	-0,15	-0,17	0,08	-0,50	0,72	0,72	0,42	1			
Zn	0,36	-0,30	-0,17	-0,41	0,08	-0,28	0,25	0,25	0,34	0,49	1		
Na	-0,27	0,32	0,14	0,20	-0,16	-0,14	0,21	0,21	0,29	0,53	0,38	1	
K	0,69	-0,18	-0,48	-0,37	0,41	-0,51	0,65	0,64	0,12	0,71	0,39	-0,002	1



Interacción entre las propiedades del suelo antrópico y las comunidades rizobacterianas

En otro componente del presente estudio se realizó el análisis de conglomerados mediante mapas de calor, herramienta comúnmente usada para la visualización de los datos metagenómicos en términos de la abundancia de los OTU detectados en cada muestra. Rios-Montes et al. (2019) reportaron que la mayoría de las comunidades rizobacterianas fueron más abundantes en las muestras con biochar y el control. La clasificación de género reveló que *Kaistobacter*, *Sphingobium*, *Sphingomonas*, *Devosia*, *Rhodoplanes*, y *Streptomyces* fueron los más representativos durante el tiempo de establecimiento. No obstante, un promedio del 68% de los géneros no pudo ser clasificado; en este grupo, los géneros no clasificados derivados de las familias Sphingomonadaceae y Rhodospirillaceae fueron los más abundantes.

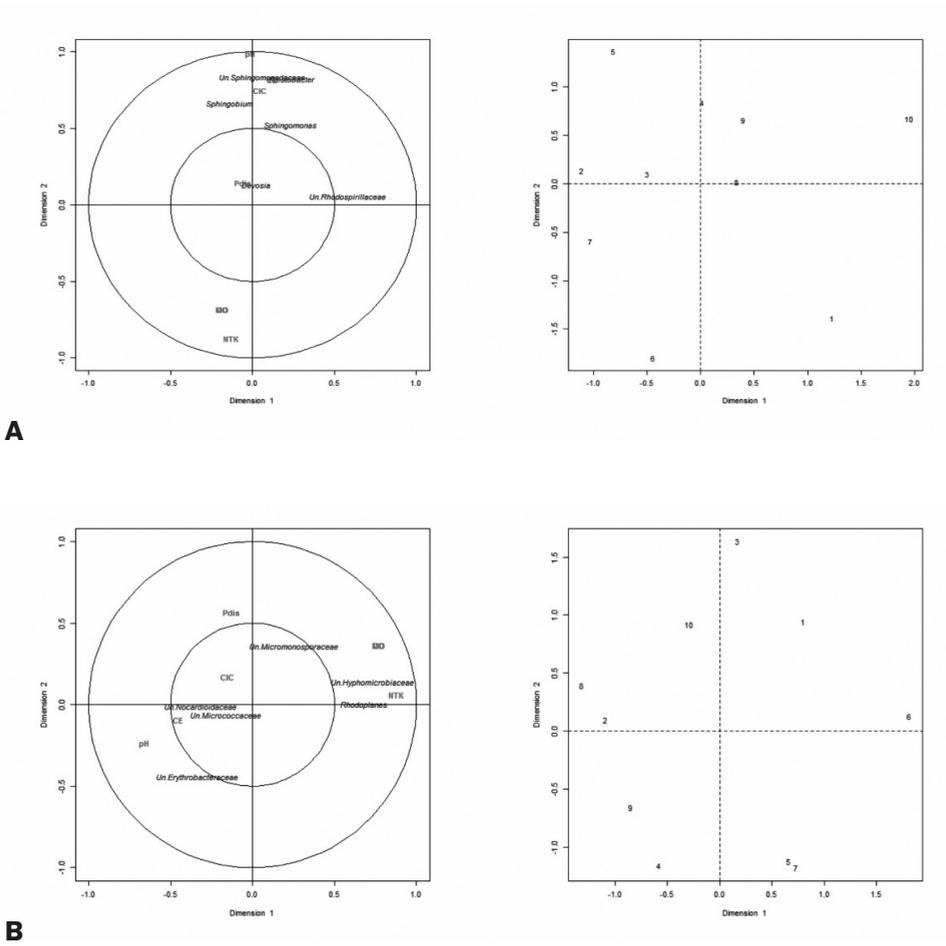
El CCA para establecer la interacción entre las propiedades del suelo y las comunidades rizobacterianas sugiere que hubo un efecto significativo del pH y la CIC sobre las comunidades representadas por los géneros *Kaistobacter*, *Sphingomonas*, *Sphingobium* y los géneros no clasificados de la familia Sphingomonadaceae; mientras que el efecto del fósforo disponible fue significativo en *Devosia* (Figura 8A), observándose una correlación negativa entre las dos variables (Pearson $r = -0,758$). En una forma similar, la CE afectó las comunidades rizobacterianas de la familia Sphingomonadaceae, excepto el género *Sphingobium* (Figura 8A); y a su vez, tuvo un efecto significativo en géneros no clasificados de las familias Nocardioideae y Micrococcaceae (Figura 8B).

También se observó como este parámetro fue negativamente correlacionado con la abundancia de *Rhodoplanes* y géneros no clasificados de la familia Hyphomicrobiaceae (Pearson $r = -0,809$ y $-0,715$, respectivamente). La abundancia de algunos géneros de la familia Sphingomonadaceae fue negativamente correlacionada con la variable NTK; sin embargo, el efecto de este parámetro fue significativamente correlacionado con *Rhodoplanes* y miembros de géneros no clasificados de la familia Hyphomicrobiaceae (Pearson $r = 0,753$ y $0,786$, respectivamente)



(Figura 8B), pero también la abundancia de estas dos comunidades fue negativamente correlacionada con el pH.

Por otro lado, los géneros *Bacillus*, *Streptomyces* y miembros de géneros no clasificados del orden Rhizobiales y Solibacterales no fueron significativamente afectados por las propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico evaluadas en este estudio (Figura 8C). Adicionalmente, se muestra la correlación significativa entre algunas variables fisicoquímicas del suelo antrópico y la abundancia de las comunidades bacterianas, específicamente por los géneros más representativos determinados en el estudio (Tabla 9).



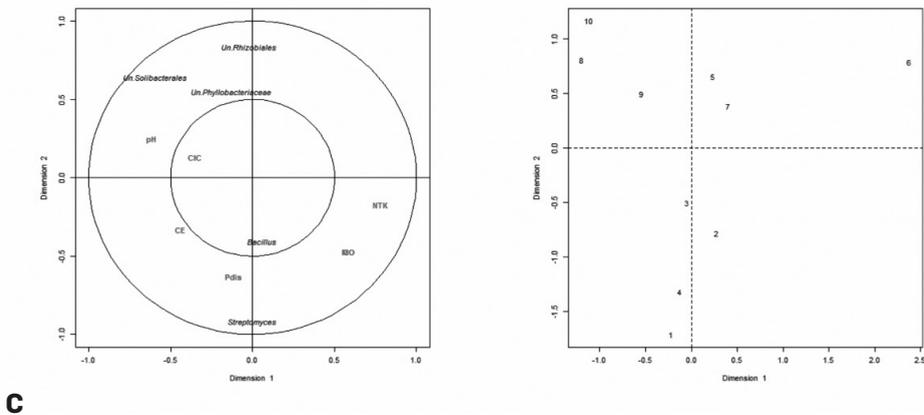


Figura 8
Análisis de correlación canónica (CCA) entre los parámetros fisicoquímicos del suelo y las comunidades rizobacterianas representadas por 17 géneros (A, B, C). Los gráficos de la izquierda representan la distribución de las unidades experimentales

Tabla 9

Correlaciones entre la abundancia de las comunidades bacterianas y las propiedades del suelo

	CE	CIC	NTK	Pdis	MO	CO	pH
<i>Kaistobacter</i>	0,619	0,765*	-0,668*	0,047	-0,505	-0,504	0,807*
<i>Sphingobium</i>	0,260	0,672*	-0,636*	-0,014	-0,479	-0,478	0,741*
<i>Sphingomonas</i>	0,744*	0,599	-0,357	0,525	0,005	0,008	0,445
Un.Sphingomonadaceae	0,792*	0,773*	-0,618	0,296	-0,333	-0,331	0,778*
Un.Rhodospirillaceae	-0,153	-0,095	-0,322	-0,338	-0,535	-0,535	0,133
<i>Devosia</i>	-0,339	-0,081	-0,118	-0,758*	-0,522	-0,520	0,180
<i>Rhodoplanes</i>	-0,809*	-0,556	0,753*	-0,535	0,346	0,348	-0,711*
Un.Hyphomicrobiaceae	-0,715*	-0,437	0,786*	-0,318	0,485	0,487	-0,724*
Un.Nocardiodaceae	0,437	0,055	-0,163	0,597	0,114	0,111	0,108
Un.Micromonosporaceae	-0,095	-0,324	0,489	0,429	0,680*	0,678*	-0,598
Un.Micrococcaceae	0,564	0,057	-0,021	0,628	0,255	0,256	0,014



	CE	CIC	NTK	Pdis	MO	CO	pH
Un.Erythrobacteraceae	0,207	0,432	-0,636*	-0,443	-0,720*	-0,723*	0,750*
<i>Streptomyces</i>	0,510	-0,023	0,012	0,583	0,274	0,274	-0,041
<i>Bacillus</i>	-0,267	-0,254	0,446	0,257	0,570	0,570	-0,549
Un.Rhizobiales	-0,608	-0,351	-0,064	-0,788*	-0,500	-0,500	-0,021
Un.Phylobacteriaceae	-0,645*	-0,519	-0,080	-0,677*	-0,429	-0,428	-0,092
Un.Solibacterales	-0,181	-0,091	-0,495	-0,564	-0,760*	-0,760*	0,325

Nota. Correlación significativa a un nivel de 0,05.

Variables indicadoras de productividad evaluadas en *Brachiaria decumbens*

El análisis de varianza permitió establecer diferencias significativas en el contenido fósforo foliar en el pasto *B. decumbens* entre al menos una media de los tratamientos ($P = 0,0215$); igualmente ocurrió al analizar los datos en función del tiempo ($P = 0,0017$). Aun cuando no se determinara correlación alguna entre el fósforo disponible en el suelo y el fósforo foliar, es posible que el tratamiento con la enmienda de biochar y la micorriza (MBF) ejerciera un efecto en la captación del fósforo en solución, debido a que MBF fue el tratamiento que registró contenidos del nutriente más altos en relación con el resto de tratamientos durante t1, t3 y t4, observándose un incremento en relación con los tiempos de muestreo con diferencias significativas entre t1-t2 ($P = 0,0038$) y t1-t3 ($P = 0,0015$); y pese a que los otros tratamientos con biochar (MB y MBA) no fueron significativamente diferentes del control y MM, las concentraciones de fósforo foliar incrementaron ligeramente en estos tratamientos, sobre todo durante el tiempo de establecimiento del pasto (Figura 9).

Durante el periodo en el cual se evaluó la rehabilitación, diferencias significativas en el contenido de fósforo foliar fueron detectadas mediante la prueba *post hoc* de Dunn, entre los grupos MBF-Control ($P = 0,011$) y MBF-MM ($P = 0,031$) (Material suplementario 1).

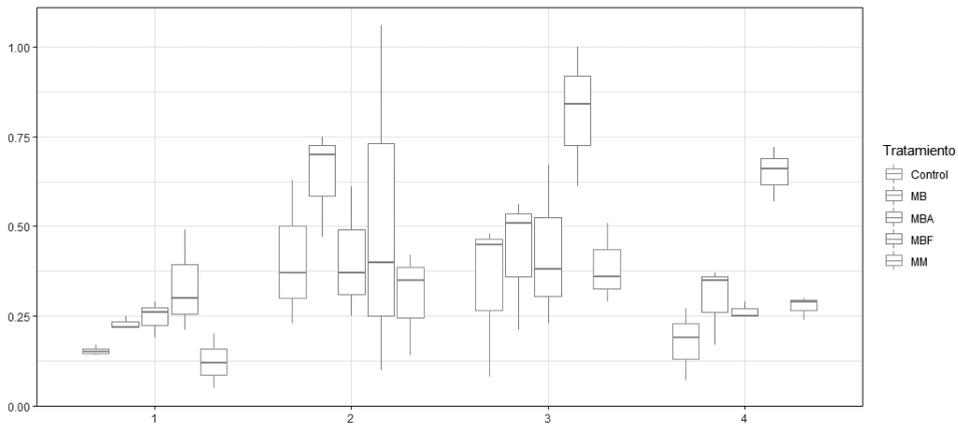


Figura 9
Dinámica del fósforo foliar (%) en Brachiaria decumbens posterior a la adición del biochar en suelos antrópicos de extracción carbonífera

En cuanto a la biomasa aérea, el control registró una mayor productividad, siendo significativamente diferente del resto de tratamientos ($P = 1,13e-05$), y a diferencia de la tendencia del fósforo foliar, en el tratamiento MBF se anotó la menor productividad alcanzada durante el tiempo de rehabilitación (Figura 10A). Cabe señalar que en todos los tratamientos se observó una tendencia a la disminución significativa de la biomasa a través del tiempo ($P = 1,20e-05$), notándose un incremento entre t3 y t4 con un lapso más amplio al siguiente corte, con el fin de reestablecer la viabilidad o regeneración del pasto (datos no graficados). En cuanto a la longitud aérea no se observaron diferencias significativas entre los tratamientos; sin embargo, una menor longitud fue observada en los tratamientos MM y MBF (Figura 10B).

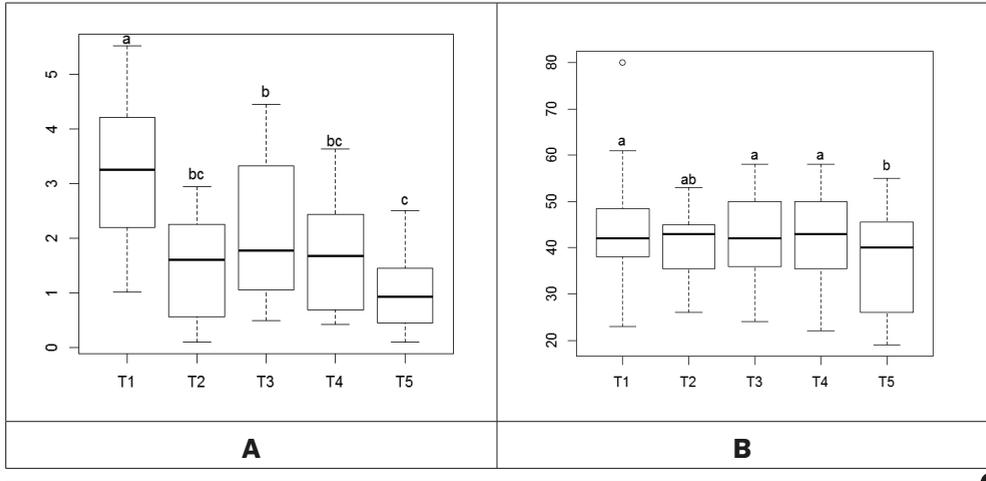


Figura 10

Comparación de la biomasa (peso seco) (A) y longitud aérea (B) entre tratamientos. El eje Y representa las unidades de medida en g (A) y en cm (B). Tratamientos: Control (T1), MM (T2), MB (T3), MBA (T4), MBF (T5)

Respecto a la productividad, conviene decir que, a pesar del hecho de no evaluar la biomasa subterránea, en los tratamientos con biochar se observó una mayor biomasa y longitud de la raíz, como se ilustra en el siguiente registro fotográfico (RF) de ensayos de germinación en los materiales edáficos empleados en la experimentación y de las unidades experimentales.



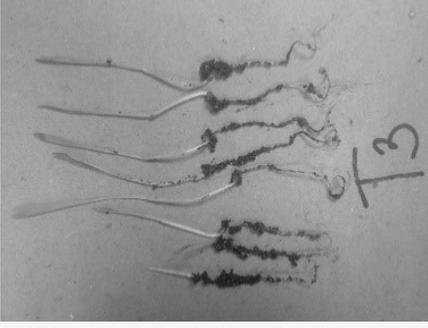
	RF4	Biomasa recuperada en T3 (izq.) y T2 (der).
	RF3	Preexperimentación con mezcla de materiales edáficos y biochar (T3).
	RF2	Preexperimentación con mezcla de materiales edáficos (T2).
	RF1	Preexperimentación con suelo control (T1).
Ensayos de germinación de <i>Brachiaria decumbens</i> .		Unidades del experimento.
Nota. Fuente propia.		

Figura 11

Registro fotográfico (RF): ensayos de germinación



Discusión

El recurso suelo ofrece unos bienes y servicios ambientales garantizados por las dinámicas propias de los diversos ecosistemas y nichos que allí subyacen. En la medida en que estas dinámicas se vean afectadas y los niveles de resiliencia o capacidad de recuperación del suelo sean bajos, el suelo se orienta hacia un proceso de degradación o insostenibilidad ambiental. La degradación del suelo es un fenómeno inevitable de la actividad minera, y la revegetalización de áreas con frecuencia es difícil, dadas las amenazas físicas y químicas a las que se ve sometido este recurso.

El establecimiento de una nueva vegetación en estas áreas provee protección física y aporta materia orgánica que contribuye al mejoramiento de la capacidad de retención de agua y fertilidad del suelo (Sinha et al., 2009; Qi et al., 2018). Ha de suponerse que la selección e implementación de una estrategia para acondicionar el suelo generará en un lapso de tiempo un cambio en la capa superficial para el establecimiento de la vegetación; por lo que al emplear un bioproducto como estrategia para la restauración o rehabilitación de áreas disturbadas, un aspecto significativo es lograr el establecimiento de poblaciones microbianas potenciales en el suelo que contribuyan a la recuperación de los ecosistemas degradados. Cuando se logre estabilizar el ambiente del suelo, entonces se podrá hablar de un proceso de rehabilitación, el cual busque la autosostenibilidad del suelo en el tiempo.

La adición de biochar provoca cambios en las propiedades físicas y químicas del suelo, como el pH (Chintala et al., 2014b), la capacidad de intercambio catiónico (Joseph et al., 2010; Chintala et al., 2014b) y agregación (Major et al., 2010). Los cambios en las propiedades del suelo están mediados por las propiedades inherentes del biochar; por ejemplo, la carga superficial, la densidad y distribución del tamaño de los poros, que dependen de la naturaleza de la materia prima y las condiciones de pirólisis. Por lo tanto, el suelo que está directamente influenciado por las propiedades químicas y físicas del biochar puede, en última instancia, afectar las interacciones suelo-planta-microorganismos (Quilliam et al., 2013).



Ameloot et al. (2013) y Sun et al. (2013) demostraron cambios a corto plazo, inducidos por el biochar sobre diversas propiedades del suelo que afectaron la mineralización del carbono. En esta investigación, se observaron cambios significativos inducidos por la adición de biochar durante el tiempo de rehabilitación evaluado, en las variables de pH y conductividad eléctrica.

Estos hallazgos fueron comparables con los obtenidos por Fellet et al. (2011), a partir de la aplicación de biochar a relaves mineros. El rango del pH en los tratamientos con biochar varió entre 6,91 y 7,98, a diferencia del control que varió entre 6,43 y 7,09. El incremento en el pH en el material edáfico enmendado con biochar puede explicarse por la presencia de grupos fenólicos, carboxílicos e hidroxílicos cargados negativamente en la superficie del biochar (Chintala et al., 2014c) que enlazan hidrogeniones (H⁺) de la solución del suelo, reduciendo la concentración de estos en el suelo y, consecuentemente aumentando el valor del pH durante las primeras semanas hasta varios meses después (Gul et al., 2015).

La caracterización de las comunidades microbianas de la rizósfera provee información importante relacionada con la planta estudiada y se convierte también en un indicador del estado del suelo, permitiendo evaluar el éxito del proceso de rehabilitación después de la revegetalización (Izquierdo et al., 2005). La biomasa microbiana del suelo y la estructura de las comunidades bacterianas son susceptibles a las condiciones y cambios en las propiedades del suelo (Dai et al., 2016; Liu et al., 2016). En adición, Lehmann et al. (2011) afirman que los cambios en los atributos del suelo después de la adición de biochar podrían alterar la actividad microbiana del suelo, así como la composición de sus comunidades.

Joseph et al. (2010) plantearon que la composición de las comunidades microbianas en micro-sitios es altamente afectada por el pH y la conductividad eléctrica, tratándose de suelos enmendados con biochar. En ese sentido, se ha documentado que las modificaciones en las propiedades del suelo pueden afectar la dinámica de las comunidades microbianas (Steinbeiss et al., 2009; Jones et al., 2012; Xu et al., 2016). Diversos estudios han incrementado los reportes acerca del mejoramiento de las propiedades del suelo tras la incorporación de biochar (Chintala et al., 2014a; Lone et al., 2015; Wang et al., 2017) y su correlación con la abundancia y composición de las comunidades microbianas (Gul et al., 2015).



En este trabajo se demostró que la adición de biochar promovió cambios en la abundancia relativa de las comunidades rizobacterianas, en especial de algunos géneros de interés de la familia Sphingomonadaceae; y se observó además como estos géneros en particular se vieron afectados por algunas variables fisicoquímicas, tales como el pH, conductividad eléctrica, CIC y NTK, demostrando que estas propiedades fueron importantes conductores en los cambios en la abundancia bacteriana. Las observaciones anteriores fueron consistentes con otras investigaciones que reportaron el pH como un fuerte predictor de la composición y cambios en las comunidades bacterianas de suelos enmendados con biochar (Farrell et al., 2013; Zheng et al., 2016).

En este estudio, la evidencia sugiere que los cambios en la estructura y composición de las comunidades rizobacterianas se relacionaron con la adición de biochar al suelo antrópico de extracción carbonífera. No obstante, los cambios significativos en las propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico durante los siete meses del proceso de rehabilitación, se registraron solo para las variables de conductividad eléctrica y pH.

Esto indica que no fue posible establecer en una mayor magnitud a corto plazo el efecto del biochar en el suelo de extracción carbonífera; sugiriendo que la valoración a largo plazo del impacto que causa el biochar en diferentes atributos de suelos disturbados, relacionados a su vez con los cambios en la estructura de las comunidades rizobacterianas, debería ser considerada, tal como ha sido establecido en otros estudios, en los cuales se encontró una fuerte correlación después de dos o cuatro años (Sun et al., 2016; Yao et al., 2017; Zheng et al., 2016), incluyendo la evaluación de otras características como indicadores de la estabilidad de suelos, tales como la densidad aparente, estabilidad de los agregados y capacidad de retención de agua (Burrell et al., 2016).

Aunque en el presente trabajo no se evaluó la agregación del suelo, se planteó la hipótesis de que el incremento significativo del pH pudo influir en el mejoramiento de la agregación del suelo tal como ha sido establecido en estudios previos que indican que un pH alto puede incrementar la floculación de partículas de arcilla, facilitando la formación de agregados estables (Wang et al., 2017).



En esta investigación se aplicó una dosis de biochar de 10 t ha^{-1} , con el fin de establecer los efectos de la enmienda en el suelo disturbado por extracción carbonífera. Los hallazgos encontrados sugieren que el efecto de la dosis de biochar aplicada fue potenciado durante el tiempo de establecimiento, lo cual es comparable tanto con los resultados de abundancia y composición de las comunidades bacterianas en las muestras de suelo con la enmienda (datos no mostrados) como con los registros de pH y CE del suelo antrópico, y el contenido de fósforo foliar en el pasto, considerando que para este último no se pudo establecer un efecto significativo del tratamiento con biochar sin microorganismos inoculados (MB).

Atendiendo al efecto de la dosis, Luo et al. (2017) investigaron cambios en propiedades del suelo tras aplicar diferentes dosis de biochar (10 , 30 y 50 t ha^{-1}), reportando cambios en algunas propiedades de suelo tras la adición de biochar a 30 t ha^{-1} ; mientras que la concentración de 10 t ha^{-1} no generó un cambio apreciable. Al comparar estos resultados con los del presente trabajo, se puede afirmar que los cambios significativos observados en las propiedades del suelo antrópico post adición de biochar, particularmente durante el tiempo de establecimiento, dependieron notablemente de la concentración de la enmienda aplicada a una dosis única, planteando la posibilidad de que al incrementar la concentración de biochar, se podrían revelar cambios más significativos en el suelo, evaluados a corto plazo, pero con un efecto más prolongado y de mayor espectro sobre las propiedades fisicoquímicas de este suelo. En ese sentido, Chen et al. (2017), indicaron que la adición de bajas tasas de biochar usualmente inducen efectos débiles en los parámetros de diversos tipos de suelo.

Por otro lado, se observó una reducción del contenido total de hierro, aluminio y potasio. Es posible que la superficie porosa de la partícula de biochar tuviera algún tipo de interacción con estos elementos, facilitando la retención y, por ende, una ligera disminución en la concentración de estos en el suelo antrópico. Al respecto cabe señalar que Rees et al. (2014) investigaron el efecto de una enmienda de biochar producida a 450°C en la movilidad y absorción de algunos metales en suelos contaminados, reportando una inmovilización efectiva a corto plazo en suelos enmendados con biochar, la cual atribuyeron a la distribución y tamaño de partícula del biochar, y adicionalmente al incremento del pH.



Otros estudios relacionados con el rol del biochar en la remediación de metales pesados proponen mecanismos electrostáticos y no electrostáticos (Jiang et al., 2012), indicando que la adición del biochar al suelo causa un incremento en la carga negativa de la superficie del suelo como consecuencia del decrecimiento del potencial Z e incremento de la capacidad de intercambio catiónico; esto incrementa la atracción entre los metales cargados positivamente y la superficie del suelo (Chintala et al., 2014c). Además, la presencia de algunos grupos funcionales (carboxílicos e hidroxílicos) de la superficie del biochar permiten la formación de complejos con metales; sin embargo, nutrientes esenciales para la planta también podrían ser inmovilizados por este mecanismo (Beesley et al., 2011; Lone et al., 2015).

El limitado potencial para la rehabilitación de áreas de extracción carbonífera radica en la pérdida de funcionalidad del suelo, lo cual conlleva a una reducción de la disponibilidad de nutrientes y microorganismos (Beesley et al. 2011); razón por la cual, en el presente estudio dos de los tratamientos se inocularon con microorganismos cuyo efecto significativo en la rizósfera de las plantas ha sido reportado. El uso de bacterias promotoras de crecimiento vegetal y micorrizas ha sido propuesto como una estrategia biológica en los procesos de fitorestauración, debido a que estos microorganismos asociados a la raíz contribuyen a la absorción y fijación de nutrientes, mejorando de manera consecuente el estado del suelo al promover un enlace entre las raíces de las plantas y esta matriz; también, ha sido reportado su efecto en el restablecimiento y mantenimiento de la vegetación al generar una mayor tolerancia a condiciones de estrés biótico y abiótico, contribuyendo al funcionamiento ecosistémico (Badri et al., 2009; He et al., 2010; Solís-Domínguez et al., 2011).

A diferencia de otros estudios que demostraron un efecto sobre el crecimiento de la planta modelo vía estimulación de bacterias promotoras de crecimiento después de la aplicación de biochar (Graber et al., 2010; Kolton et al., 2011), en la presente investigación no pudo ser establecido tal efecto sobre la productividad del pasto después de la aplicación de la enmienda. No obstante, otras investigaciones también han reportado no haber encontrado diferencias significativas en la productividad de cultivos durante el primer año después de la aplicación de biochar (Jones et al., 2012). Aun cuando no se demostrara un efecto en la productividad del pasto inducido por el



biochar, en este trabajo se planteó la hipótesis de que las propiedades de la vegetación también influyeron en las interacciones entre el biochar y los microorganismos de la rizósfera, donde la descomposición del biochar puede verse aumentada por la actividad microbiana debido a la adición continua de exudados de la raíz, tal como lo plantearon Kuzyakov et al. (2009).

Durante la fase inicial de un proceso de rehabilitación, las plantas pueden favorecer su establecimiento en el suelo a través de la regulación y transporte de nutrientes y otros elementos; no obstante, debido a que no es posible que la vegetación se mantenga a largo plazo en las condiciones de un suelo después de ser disturbado por la actividad extractiva de carbón (Sinha et al., 2009), se debe dar preferencia a las plantas que puedan sostenerse después del período de establecimiento inicial por un tiempo más prolongado, y sobre todo a aquellas que contribuyan de alguna manera a mejorar físicamente la agregación del suelo. Debido a sus hábitos de crecimiento ramificado, los pastos tienen la capacidad de contribuir al sostenimiento de otras especies que posteriormente lleguen a ser establecidas en estas áreas, puesto que el suelo puede llegar a mejorar su agregación, y consecuentemente, su estructura (Díaz, 2017). La rehabilitación de áreas degradadas con pastos ha ganado una atención creciente debido a su bajo costo y alta eco-sostenibilidad a largo plazo (Zhang et al., 2010; Jiao et al., 2012), reportándose el mejoramiento del ambiente ecológico en áreas degradadas debido al aumento de la cobertura vegetal (Shaouxuan et al., 2016), lo que facilita la infiltración del agua y evita la erosión, disminuyendo la lixiviación de nutrientes solubles. En este trabajo se seleccionó *B. decumbens* como planta pionera en la primera fase de establecimiento de la vegetación, debido a su capacidad adaptativa, alta productividad, rápido rebrote y resistencia a múltiples factores de estrés ambiental (Jarma y Maza, 2012; Arroyave et al., 2013).

La asociación de la mayoría de las plantas con hongos formadores de micorrizas arbusculares se caracteriza por una alta interdependencia fisiológica y ecológica. Esta simbiosis es fundamental para el ciclo de nutrientes en las primeras etapas de la sucesión de plantas, y juega un papel importante en la protección de los ecosistemas, donde actúa directamente sobre la reabsorción de nutrientes, manteniendo el balance del sistema (Van Der Heijden & Horton, 2009). El fósforo es un elemento esencial para el metabolismo energético en las plantas y una deficiencia



de este se traduce en una reducción del tamaño y crecimiento de la planta (Jiao et al., 2007; Sharma et al., 2013). Los HMA han sido bien estudiados por su capacidad de aumentar la absorción de fósforo por las plantas. Al comparar los diferentes tratamientos con biochar (MB, MBA, MBF) se pudo observar que el tratamiento con la micorriza *Rhizogloium fasciculatum* y el hongo *Mortierella sp.* (MBF) tuvo un efecto en la captación de fósforo, lo cual se vio reflejado en el contenido de este elemento en el pasto, destacando por lo tanto, que la aplicación de la enmienda de biochar junto con la micorriza podría cobrar relevancia en el establecimiento de *B. decumbens* como vegetación pionera en procesos de rehabilitación de suelos disturbados, considerando que durante el proceso de extracción de carbón este recurso pierde su estructura, propiedad necesaria para el establecimiento y sucesión vegetal; y que una correlación positiva entre los HMA y la agregación del suelo ha sido reportada debido a la producción de glomalina, exopolisacárido que mejora la estabilidad de los agregados del suelo (Franzluebbers et al., 2000; He et al., 2010; Zhang et al., 2014). Adicionalmente, en áreas degradadas, donde el potencial micorrízico en general es bajo, la siembra de plántulas inoculadas con HMA es uno de los métodos de introducción de HMA en el sistema y una estrategia a ser considerada en los programas de rehabilitación (Souza et al., 2012).

En este trabajo se observó un incremento en la abundancia relativa de las comunidades rizobacterianas en el tratamiento MBF (datos no mostrados), lo cual es significativo en procesos de restauración o revegetalización de zonas degradadas, donde se espera que un incremento en la actividad y en las poblaciones microbianas esté correlacionado con el establecimiento de la vegetación (Hu et al., 2016). No obstante, a diferencia de otras investigaciones que demostraron un incremento en la biomasa de plantas inoculadas con micorrizas (Solís-Domínguez et al., 2011), en el presente estudio el efecto de la micorriza en la biomasa aérea seca no pudo ser establecido, sugiriendo que la asimilación de fósforo no es el único mecanismo involucrado en la producción de biomasa.

Un análisis de colonización micorrizal fue llevado a cabo para establecer la sobrevivencia de la micorriza inoculada al inicio de la experimentación, encontrando una colonización promedio del 41% en el tratamiento MBF, comparado con la colonización en el control que fue del 17%, indicando



no solo una colonización efectiva de la micorriza al finalizar el proceso de rehabilitación en MBF, sino la presencia de un inóculo nativo en el suelo control. Pese a esto, la biomasa en el control fue significativamente mayor que en el tratamiento MBF; es posible entonces que la pérdida de estructura del suelo junto con otros fenómenos asociados a esta pérdida, afectara notablemente la producción de biomasa en los diferentes tratamientos con los materiales edáficos procedentes de la extracción de carbón.

El efecto negativo del tiempo sobre esta variable posiblemente se debió a que el grado de compactación que reflejaba el suelo fue aumentando y pudo influir en el estrangulamiento de las raíces, fenómeno que influye de manera indirecta en la distribución de nutrientes para la generación de nueva biomasa, y que fue observado en los últimos dos muestreos.

En cuanto al tratamiento con biochar inoculado con *A. brasilense* (MBA), no se observaron diferencias significativas en las variables determinadas entre este y el tratamiento con biochar (MB). Es posible que el efecto de la cepa de *A. brasilense* inoculada fuera dependiente del contenido de nutrientes, razón por la cual no se observasen diferencias significativas entre estos dos tratamientos con biochar, y su sobrevivencia en la rizósfera se viera limitada como se pudo establecer mediante el análisis de la abundancia relativa de esta población, cuya frecuencia fue menor al 1% dos meses después de la siembra.

Un estudio conducido por Bashan et al. (1995), demostró que el pH, porcentaje de fósforo y potasio, conductividad eléctrica y relación C/N no tuvieron un efecto aparente sobre la viabilidad bacteriana de *A. brasilense* en el suelo, sino que la planta es un factor clave en el establecimiento y sobrevivencia de la población, observando además que en relación al tiempo la población bacteriana disminuyó drásticamente, alcanzando niveles indetectables 90 días después de su inoculación en diferentes tipos de suelo; la disminución de la abundancia de *A. brasilense* se debió a factores como la filtración en los suelos ocasionada por el agua o la eliminación de la planta.

Igualmente, los autores evaluaron la viabilidad de *A. brasilense* en dos suelos artificiales que contenían los mismos componentes principales de los suelos naturales de la zona de estudio, y concluyeron que *A. brasilense* es un colonizador de la rizósfera que sobrevive pobremente en la mayoría de



los suelos por períodos prolongados. Lo anteriormente descrito hace pensar que el inóculo de *A. brasilense* en el tratamiento con biochar, establecido en la experimentación de este estudio, fue afectado por las condiciones fisicoquímicas de los materiales edáficos con los cuales se conformó el suelo antrópico empleado en la presente investigación.

Conclusiones

A corto plazo, se pudo establecer el efecto del biochar en algunas propiedades del suelo antrópico como el pH y la conductividad eléctrica. Estas variables se correlacionaron significativamente con la abundancia de las comunidades rizobacterianas, representadas por los géneros de las familias Sphingomonadaceae, Nocardioideae y Micrococcaceae. Este hallazgo sugirió que los cambios observados en estas dos propiedades del suelo dependieron notablemente de la concentración de biochar aplicada a una dosis única al suelo antrópico de extracción carbonífera y, así mismo, que el incremento en la abundancia de algunas comunidades bacterianas estuvo influenciado por estas dos variables.

Con el análisis de correlación canónica fue posible demostrar una interacción entre las propiedades del suelo antrópico y las comunidades rizobacterianas, indicando un efecto significativo del pH y la CIC sobre las comunidades representadas por los géneros *Kaistobacter*, *Sphingomonas*, *Sphingobium* y los géneros no clasificados de la familia Sphingomonadaceae; por el contrario, los géneros *Bacillus*, *Streptomyces* y miembros de géneros no clasificados del orden Rhizobiales y Solibacterales no fueron significativamente afectados por las propiedades fisicoquímicas del suelo antrópico evaluadas en este estudio.

Con la dosis de biochar aplicada no se establecieron cambios significativos en la capacidad de intercambio catiónico, que se asocia de manera directa con el mejoramiento de la agregación del suelo. Con base en este hallazgo se puede sugerir un incremento en la tasa de biochar aplicada a los suelos de extracción carbonífera de la región, con el fin de establecer cambios significativos en otras propiedades de esta matriz, y con un efecto a largo plazo.



En cuanto a la respuesta de la planta modelo, no se pudo establecer que los cambios en la producción de biomasa estuvieran asociados a la enmienda de biochar; sin embargo, el tratamiento con la micorriza tuvo un efecto significativo en la captación de fósforo, lo cual se vio reflejado en el contenido de este elemento en el pasto, destacando, por lo tanto, que la aplicación de la enmienda de biochar junto con la micorriza se podría sugerir como una estrategia en el establecimiento de *B. decumbens* como vegetación pionera en procesos de revegetalización y/o rehabilitación de suelos disturbados.

Referencias

- Ameloot, N., Graber, R., Verheijen, G., & De Neve, S. (2013). Interactions between biochar stability and soil organisms: Review and research needs. *European Journal of Soil Science*, 64(4), 379-390.
- Arranz-González, J. (2011). Suelos mineros asociados a la minería de carbón a cielo abierto en España: una revisión. *Boletín Geológico y Minero*, 122(2), 3-16.
- Arroyave, C., Tolrà, R., Thuy, T., Barceló, J., & Poschenrieder, C. (2013). Differential aluminum resistance in *Brachiaria* species. *Environmental and Experimental Botany*, 89, 11-18.
- Badri, D., Weir, T., Van Der Lelie, D., & Vivanco, J. (2009). Rhizosphere chemical dialogues: plant-microbe interactions. *Current opinion in biotechnology*, 20, 642-650.
- Bashan, Y., Puente, M., Rodríguez-Mendoza, M., Toledo, G., Holguin, G., Ferrera-Cerrato, R., & Pedrin, S. (1995). Survival of *Azospirillum brasilense* in the Bulk Soil and Rhizosphere of 23 Soil Types. *Applied and Environmental Microbiology*, 61(5), 1938-1945.
- Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J., Harris, E., Robinson, B., & Sizmur, T. (2011). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution*, 159, 3269-3282.
- Bolger, A., Lohse, M., & Usadel, B. (2014). Trimmomatic: A Flexible Trimmer for Illumina Sequence Data. *Bioinformatics*, 30, 2114-2120.
- Burrell, L., Zehetner, F., Rampazzo, N., Wimmer, B., & Soja, G. (2016). Long-term effects of biochar on soil physical properties. *Geoderma*, 282, 96-102.



- Caporaso, J., Kuczynski, J., Stombaugh, J., Bittinger, K., Bushman, F., Costello, E., Fierer, N., Gonzalez-Peña, A., Goodrich, J., Gordon, J., Huttley, G., Kelley, S., Knights, D., Koenig, J., Ley, R., Lozupone, C., McDonald, D., Muegge, B., Pirrung, M., Reeder, J., ... Knight, R. (2010). QIIME Allows Analysis of High-Throughput Community Sequencing Data. *Nature Methods*, 7, 335-336.
- Chen, J., Li, S., Liang, C., Xu, Q., Li, Y., Qin, H., & Fuhrmann, J. (2017). Response of microbial community structure and function to short-term biochar amendment in an intensively managed bamboo (*Phyllostachys praecox*) plantation soil: Effect of particle size and addition rate. *Science of the Total Environment*, 574, 24-33.
- Chintala, R., Mollinedo, J., Schumacher, T., Malo, D., & Julson, J. (2014a). Effect of biochar on chemical properties of acidic soil. *Archives of Agronomy and Soil Science*, 60(3), 393-404.
- Chintala, R., Schumacher, T., Kumar, S., Malo, D., Rice, J., Bleakley, B., Chilom, G., Clay, D., Julson, J., Papiernik, S., & Rong Gu, Z. (2014b). Molecular characterization of biochars and their influence on microbiological properties of soil. *Journal of Hazardous Materials*, 279, 244-256.
- Chintala, R., Schumacher, T., McDonald, L., Clay, D., Malo, D., Papiernik, S., Clay, S., & Julson, J. (2014c). Phosphorus sorption and availability from biochars and soil biochar mixtures. *Clean Soil Air Water*, 42(5), 626-634.
- Dai, J., Wu, H., Zhang, C., Zeng, G., Liang, J., Guo, S., Li, X., Huang, L., Lu, L., & Yuan, Y. (2016). Responses of Soil Microbial Biomass and Bacterial Community Structure to Closed-off Management (an Ecological Natural Restoration Measures): A Case Study of Dongting Lake Wetland, Middle China. *Journal of Bioscience and Bioengineering*, 122, 345-350.
- Díaz, L. (2017). *Remediación de suelos alterados por actividad de minería del carbón a cielo abierto, mediante aplicación de biochar procedente de residuos biomásicos de la palma de aceite en la zona carbonífera del departamento del cesar* [Tesis de doctorado]. Universidad de Antioquia. <http://hdl.handle.net/10495/9684>.
- Díaz, L., Arranz, J., & Peñuela, G. (2017). Characterization and potential use of biochar for the remediation of coal mine waste containing efflorescent salts. *Sustainability*, 9(2100), 1-11.
- Edgar, R. (2010). Search and Clustering Orders of Magnitude Faster than BLAST. *Bioinformatics*, 26, 2460-2461.



- Farrell, M., Kuhn, T., Macdonald, L., Maddern, T., Murphy, D., Hall, P., Singh, B., Baumann, B., Krull, E., & Baldock, J. (2013). Microbial utilisation of biochar-derived carbon. *Science of the Total Environment*, 465, 288-297.
- Fellet, G., Marchiol, L., Delle Vedove, G., & Peressotti, A. (2011). Application of biochar on mine tailings: effects and perspectives for land reclamation. *Chemosphere*, 83, 1262-1297.
- Franzluebbers, J., Wright, F., & Stuedemann, J. (2000). Soil aggregation and glomalin under pastures in the southern Piedmont USA. *Soil Science Society of America Journal*, 64, 1018-1026.
- Graber, E., Meller Harel, Y., Kolton, M., Cytryn, E., Silber, A., David, D., Tsechansky, L., Borenshtein, M., & Elad, Y. (2010). Biochar impact on development and productivity of pepper and tomato grown in fertigated soilless media. *Plant and Soil*, 337(1-2), 481-496.
- Grifoni, A., Bazzicalupo, M., Di Serio, C., Fancelli, S., & Fani, R. (1995). Identification of Azospirillum strains by restriction fragment length polymorphism of the 16S rDNA and of the histidine operon. *FEMS Microbiology Letters*, 127, 85-91.
- Gul, S., Whalen, J., Thomas, B., Sachdeva, V., & Deng, H. (2015). Physico-chemical properties and microbial responses in biochar-amended soils: Mechanisms and future directions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 206, 46-59.
- He, X., Li, Y., & Zhao, L. (2010). Dynamics of arbuscular mycorrhizal fungi and glomalin in the rhizosphere of Artemisia ordosica Krasch. in Mu Us sandland, China. *Soil Biology and Biochemistry*, 42, 1313-1319.
- Hu, Y., Peng, J., Yuan, S., Shu, X., Jiang, S., Pu, Q., Ma, K., Yuan, C., Chen, G., & Xiao, H. (2016). Influence of ecological restoration on vegetation and soil microbiological properties in alpine-cold semi-humid desertified land. *Ecological Engineering*, 94, 88-94.
- Informe de Monitoreo y Seguimiento para Determinar la Calidad del Horizonte A en Términos de Parámetros Físicoquímicos en la Mina. (2013). Información secundaria otorgada por la empresa minera.
- Izquierdo, I., Caravaca, F., Alguacil, M., Hernández, G., & Roldán, A. (2005). Use of microbiological indicators for evaluating success in soil restoration after revegetation of a mining area under subtropical conditions. *Applied Soil Ecology*, 30(1), 3-10.
- Jarma, A., y Maza, L. (2012). Aspectos fisiológicos y bromatológicos de Brachiaria humidicola. *Revista CES Medicina Veterinaria y Zootecnia*, 7(1), 87-98.



- Jiang, J., Xu, R. K., Jiang, Y., & Li, Z. (2012). Immobilization of Cu(II), Pb(II) and Cd(II) by the addition of rice straw derived biochar to a simulated polluted Ultisol. *Journal of Hazardous Materials*, 229-230, 145-150.
- Jiao, Y., Joann, K., & Whalen, H. (2007). Phosphate sorption and release in a sandy-loam soil as influenced by fertilizer sources. *Soil Science Society of America Journal*, 71, 118-124.
- Jiao, J., Zhang, Z., Bai, W., Jia, Y., & Wang, N. (2012). Assessing the ecological success of restoration by afforestation on the Chinese Loess Plateau. *Restoration Ecology*, 20(2), 240-249.
- Jones, D., Rousk, J., Edwards-Jones, G., DeLuca, T., & Murphy, D. (2012). Biochar-Mediated Changes in Soil Quality and Plant Growth in a Three Year Field Trial. *Soil Biology & Biochemistry*, 45, 113-124.
- Joseph, S., Camps Arbestain, M., Lin, Y., Munroe, P., Chia, C., Hook, J., van Zwieten, L., Kimber, S., Cowie, A., Singh, B., Lehmann, J., Foidl, N., Smernik, R., & Amonette, J. (2010). An investigation into the reactions of biochar in soil. *Australian Journal of Soil Research*, 48, 501-515.
- Kolde, R. (2015). *Package "pheatmap" R Software. License GPL-2.* <https://cran.r-project.org/web/packages/pheatmap/pheatmap.pdf>.
- Kolton, M., Meller Harel, Y., Pasternak, Z., Graber, E., Elad, Y., & Cytryn, E. (2011). Impact of biochar application to soil on the root-associated bacterial community structure of fully developed greenhouse pepper plants. *Applied and Environmental Microbiology*, 77(14), 4924-4930.
- Kuzyakov, Y., Subbotina, I., Chen, H., Bogomolova, I., & Xu, X. (2009). Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by ¹⁴C labeling. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 210-219.
- Lehmann, J., Rillig, M. C., Thies, J., Masiello, C., Hockaday, W., & Crowley, D. (2011). Biochar Effects on Soil Biota – A Review. *Soil Biology and Biochemistry*, 43, 1812-1836.
- Li, Y., Wen, H., Chen, L., & Yin, T. (2014). Succession of Bacterial Community Structure and Diversity in Soil along a Chronosequence of Reclamation and Re-Vegetation on Coal Mine Spoils in China. *PLoS ONE*, 9(12), 1-24.
- Liu, C., Ding, N., Fu, Q., Brookes, P., Xu, J., Guo, B., Lin, Y., Li, H., & Li, N. (2016). The Influence of Soil Properties on the Size and Structure of Bacterial and Fungal Communities along a Paddy Soil Chronosequence. *European Journal of Soil Biology*, 76, 9-18.



- Lone, A., Najar, G., Ganie, M., Sofi, J., & Ali, T. (2015). Biochar for Sustainable Soil Health: A Review of Prospects and Concerns. *Pedosphere*, 25(5), 639-653.
- Luo, S., Wang, S., Tian, L., Li, S., Li, X., Shen, Y., & Tian, C. (2017). Long-term biochar application influences soil microbial community and its potential roles in semiarid farmland. *Applied Soil Ecology*, 117-118, 10-15.
- Major, J., Lehmann, J., Rondon, M., & Goodale, C. (2010). Fate of soil- applied black carbon: downward migration, leaching and soil respiration. *Global Change Biology*, 16, 1366-1379.
- Olsen, S., & Sommers, L. (1982). Phosphorus. En Page A., R. Miller & D. Keeney (Ed.), *Methods of soil analysis; chemical and microbiological properties* (pp. 403-430). American Society of Agronomy/Soil Science Society of America.
- Qi, Y., Chen, T., Pu, J., Yang, F., Shukla, M., & Chang, Q. (2018). Response of soil physical, chemical and microbial biomass properties to land use changes in fixed desertified land. *Catena*, 160, 339-344.
- Quilliam, R., Glanville, H., Wade, S., & Jones, D. (2013). Life in the charosphere-Does biochar in agricultural soil provide a significant habitat for microorganisms? *Soil Biology and Biochemistry*, 65, 287-293.
- Rees, F., Simonnot, M., & Morel, J. (2014). Short-term effects of biochar on soil heavy metal mobility are controlled by intra-particle diffusion and soil pH increase. *European Journal of Soil Science*, 65(1), 149-161.
- Rios-Montes, K. (2019). *Dinámica microbiana asociada a Brachiaria decumbens en la rehabilitación de suelos antrópicos de extracción carbonífera aplicando biochar como enmienda* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Rios-Montes, K., Pino, N., Peñuela G., & Mendoza, A. (2019). Response of Rhizobacterial Community to Biochar Amendment in Coal Mining Soils with Brachiaria decumbens as Pioneer Plant. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 1-18.
- Segura, M. (1997). *Almacenamiento y fijación de carbono en Quercus costarricensis, en un bosque de altura en la cordillera de Talamanca, Costa Rica* [Tesis de pregrado, no publicada]. Universidad Nacional de Costa Rica.
- Shaoxuan, H., Zongsuo, L., Ruilian, H., Yong, W., & Guobin, L. (2016). Soil carbon dynamics during grass restoration on abandoned sloping cropland in the hilly area of the Loess Plateau, China. *Catena*, 137, 679-685.



- Sharma, S., Sayyed, R., Trivedi, M., & Gobi, T. (2013). Phosphate solubilizing microbes: sustainable approach for managing phosphorus deficiency in agricultural soils. *SpringerPlus*, 2, 587-601.
- Shrestha, R., & Lal, R. (2006). Ecosystem carbon budgeting and soil carbon sequestration in reclaimed mine soil. *Environment international*, 32, 781-796.
- Sinha, S., Masto, R., Ram, L., Selvi, V., Srivastava, N., Tripathi, R., & George, J. (2009). Rhizosphere soil microbial index of tree species in a coal mining ecosystem. *Soil Biology and Biochemistry*, 41, 1824-1832.
- Sistema de Información Minero Colombiano. (SIMCO). (s. f.). *Información y cifras sectoriales de la minería de carbón. Ministerio de Minas y Energía, Ingeominas, Servicio Geológico Colombiano y Agencia Nacional de Minería*. <https://www1.upme.gov.co/simco/Cifras-Sectoriales/Paginas/Informacion-estadistica-minera.aspx>.
- Solís-Domínguez, F., Vargas, A., Chorover, J., & Maier, R. (2011). Effect of arbuscular mycorrhizal fungi on plant biomass and the rhizosphere microbial community structure of mesquite grown in acidic lead/zinc mine tailings. *Science of the Total Environment*, 409, 1009-1016.
- Souza, R., Silva, D., Oliveira, J., Goto, B., Silva, F., Sampaio, E., & Maia, L. (2012). Use of mycorrhizal seedlings on recovery of mined dunes in northeastern Brazil. *Pedobiologia*, 55, 303-309.
- Steinbeiss, S., Gleixner, G., & Antonietti, M. (2009). Effect of Biochar Amendment on Soil Carbon Balance and Soil Microbial Activity. *Soil Biology & Biochemistry*, 41, 1301-1310.
- Sun, Z., Moldrup, P., Elsgaard, L., Arthur, E., Bruun, E., Hauggaard-Nielsen, H., & Wollesen, L. (2013). Direct and indirect short-term effects of biochar on physical characteristics of an arable sandy loam. *Soil Science*, 178(9), 465-473.
- Sun, D., Meng, J., Xu, E., & Chen, W. (2016). Microbial Community Structure and Predicted Bacterial Metabolic Functions in Biochar Pellets Aged in Soil after 34 Months. *Applied Soil Ecology*, 100, 135143.
- Ussiri, D., Jacinthe, P., & Lal, R. (2014). Methods for determination of coal carbon in reclaimed minesoils: A review. *Geoderma*, 214-215, 155-167.
- Van der Heijden, M., & Horton, T. (2009). Socialism in soil? The importance of mycorrhizal fungal networks for facilitation in natural ecosystems. *Journal of Ecology*, 97(6), 1139-1150.



- Vital, L., Narvaez, J., Cruz, M., Ortiz, E., Sánchez, E., & Mendoza, A. (2017). Unravelling the composition of soil belowground microbial community before sowing transgenic cotton. *Plant, Soil and Environment*, 63, 512-518.
- Wang, W., Hao, W., Bian, Z., Lei, S., Wang, X., Sang, S., & Xu, S. (2014a). Effect of coal mining activities on the environment of *Tetraena mongolica* in Wuhai , Inner Mongolia , China-A geochemical perspective. *International Journal of Coal Geology*, 132, 94-102.
- Wang, W., Hu, Z., & Fu, Y. (2014b). Zoning of land reclamation in coal mining area and new progresses for the past 10 years. *International Journal of Coal Science & Technology*, 1(2), 177-183.
- Wang, D., Fonte, S., Parikh, S., Six, J., Scow, K. (2017). Biochar additions can enhance soil structure and the physical stabilization of C in aggregates. *Geoderma*, 303, 110-117.
- Whiteley, A., Jenkins, S., Waite, I., Kresoje, N., Payne, H., Mullan, B., Allcock, R., & O'Donnell, A. (2012). Microbial 16S rRNA Ion Tag and Community Metagenome Sequencing Using the Ion Torrent (PGM) Platform. *Journal of Microbiological Methods*, 91, 80-88.
- Xiao, W., Hu, Z., & Fu, Y. (2014). Zoning of land reclamation in coal mining area and new progresses for the past 10 years. *International Journal of Coal Science & Technology*, 1(2), 177-183.
- Xu, N., Tan, G., Wang, H., & Gai, X. (2016). Effect of Biochar Additions to Soil on Nitrogen Leaching, Microbial Biomass and Bacterial Community Structure. *European Journal of Soil Biology*, 74, 1-8.
- Yao, Q., Liu, J., Yu, Z., Li, Y., Jin, J., Liu, X., & Wang, G. (2017). Changes of Bacterial Community Compositions after Three Years of Biochar Application in a Black Soil of Northeast China. *Applied Soil Ecology*, 113, 11-21.
- Zhang, K., Dang, H., Tan, S., Wang, Z., & Zhang, Q. (2010). Vegetation community and soil characteristics of abandoned agricultural land and pine plantation in the Qinling Mountains, China. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 2036-2047.
- Zhang, X., Wu, X., Zhang, S., Xing, Y., Wang, R., & Liang, W. (2014). Organic amendment effects on aggregate-associated organic C, microbial biomass C and glomalin in agricultural soils. *Catena*, 123, 188-194.
- Zheng, J., Chen, J., Pan, G., Liu, X., Zhang, X., Li, J., Bian, R., Cheng, K., & Zheng, J. (2016). Biochar decreased microbial metabolic quotient and shifted community composition four years after a single incorporation in a slightly acid rice paddy from southwest China. *Science of the Total Environment*, 571, 206-217.



Factores socioculturales vinculados al uso del agua y a la gestión del recurso hídrico en sistemas agropecuarios del municipio de Urrao, Antioquia, Colombia¹

Lizeth Álvarez-Salas^{a*}, David Terner-Gil^b,
Alex Rúa^{c,d}, Heazel Grajales^{e,f}

^{a*}GITIMA, Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria, Medellín – Colombia. lizeth.alvarez@tdea.edu.co;

^b Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria, Medellín – Colombia. davidtergil@hotmail.com;

^c CBATA, Departamento de Ciencias Básicas y Áreas Comunes, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria, Medellín – Colombia.

^d GISMAC, Corporación Académica Ambiental, Universidad de Antioquia UdeA, Medellín, Colombia alex.rua@udea.edu.co;

^eINTEGRA, Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia – Institución Universitaria, Medellín – Colombia.

^f GISMAC, Corporación Académica Ambiental, Universidad de Antioquia UdeA, Medellín – Colombia. heazel.grajales@udea.edu.co

Resumen

En esta investigación se analizaron los factores socioculturales que dificultan la implementación de instrumentos de gestión del recurso hídrico en la cuenca del Río Urrao, Antioquia, Colombia. Se recopiló información sobre los conocimientos, manejo, uso y gestión de los usuarios frente al recurso hídrico en la cuenca. Lo anterior se logró mediante aplicación de entrevistas semiestructuradas a los usuarios y entes gubernamentales encargados de la gestión del recurso hídrico en el municipio. Se encontró que la comunidad de la cuenca depende totalmente del río para el desarrollo de sus actividades diarias.

¹ Los autores expresan su agradecimiento a la población rural del municipio de Urrao (Antioquia) y al Comité para el Desarrollo de la Investigación (CODEI) por la financiación de esta investigación en el marco del proyecto "Metodología para la selección de tecnologías para la medición de caudal con registro continuo en la agricultura colombiana".



Sin embargo, los vínculos entre la autoridad ambiental, los usuarios y la administración municipal son débiles o inexistentes. Esto ha dificultado el uso y gestión adecuada del agua, lo que ha conllevado a ejercer gran presión sobre el recurso y a poner en riesgo su disponibilidad y calidad a nivel de cuenca. Además, se evidenció una fuerte dependencia de insumos agrícolas para el desarrollo de la creciente oferta de cultivos de aguacate (*Persea americana* Hass), los cuales reemplazaron los cultivos tradicionales de tomate de mesa (*Solanum lycopersicum*) bajo invernadero y la granadilla (*Passiflora ligularis*).

Esta dinámica prevé la aparición de nuevas estructuras agrícolas como los invernaderos semientechados y un mayor consumo de agua. De otro lado, se logró apreciar que a pesar del poco acompañamiento técnico que tienen las comunidades de los distritos de riego, estos han sabido aprovechar, manejar y administrar de forma empírica el recurso hídrico, de manera que sus cultivos se han sostenido en el tiempo. Finalmente, se evidenció la necesidad de crear y diseñar programas que integren los diferentes conocimientos de cada uno de los actores de la cuenca con el propósito de fortalecer vínculos sociales y velar por la preservación, conservación y disponibilidad del recurso hídrico.

Palabras clave: distritos de riego, sistemas agrícolas, recurso hídrico en Colombia, gestión ambiental local.



Introducción

Actualmente, existe una competencia global por los usos múltiples del agua, debida principalmente a las crecientes demandas poblacionales, energéticas y agrícolas. Desde la perspectiva de dicha competencia, se hace necesario el desarrollo de estrategias que permitan la administración y gestión del agua en beneficio de toda la población. Esto implica asumir responsabilidades relacionadas con la contabilización, conservación y control de uso, así como reglamentar la asignación de derechos de uso del agua.

Considerando que el modelo actual de desarrollo se traduce en una mayor presión sobre el recurso hídrico y que este ya se considera limitado, la posibilidad de una crisis del agua conllevaría también a una crisis del desarrollo. Para contrarrestar esta problemática, los gobiernos plantean políticas de gestión integral del recurso hídrico que buscan resolver de manera sistémica conflictos por el uso del agua y velar por la preservación de ecosistemas vitales en nuestro Planeta (Martínez Valdés y Villalejo García, 2018).

El crecimiento económico de Colombia ha aumentado la demanda hídrica sobre regiones de oferta escasa. La estructura de demanda hídrica del país es encabezada por el departamento del Magdalena (cuyo consumo para el sector agrícola alcanza el 93%); seguido por Atlántico, Bolívar, Cundinamarca, Cesar y Sucre (Dominguez Calle et al., 2008).

Las utilidades del sector agropecuario han aumentado a expensas de su demanda hídrica (ICER, 2015). Con este crecimiento productivo, la demanda hídrica del sector agropecuario aumenta concomitantemente con el de la frontera agrícola y la implementación de monocultivos a gran escala, *e.g.*, palma africana, banano, café, cacao, frutales, caña de azúcar, arroz, entre otros (Picado, 2008). El riego por gravedad usado en estos agroecosistemas se considera ineficiente y poco amigable con el ambiente (Gurovich, 1985). Otro reto asociado al recurso hídrico en Colombia es la contaminación de fuentes, debido a la descarga directa de aguas residuales provenientes de los sectores agropecuario, doméstico e industrial, que se realiza generalmente sin tratamiento.



En Colombia, el Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible es el ente encargado de formular la política ambiental. Este marco legal e institucional colombiano en materia de gestión ambiental apoya las tendencias globales de desarrollo sostenible, concepto oficializado en la “Cumbre de Río” en 1992. El desarrollo sostenible se encuentra articulado a directrices internacionales, constitucionales y de política ambiental nacional. Colombia ha avanzado en la formulación de normas que regulan los aspectos referentes al uso y disposición de los recursos ambientales de orden físico, biótico y social (Pérez, 2002).

En torno a los análisis sobre gobernanza y gestión integrada del recurso hídrico, el Gobierno Nacional, a través del Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible y de las Corporaciones Autónomas Regionales, ha recurrido a la creación de instrumentos económicos y financieros que favorecen la valoración del agua por los usuarios y la sostenibilidad de proyectos de conservación del recurso (Muñoz, 2002). Entre ellos se destacan las Tasas Retributivas y Compensatorias, así como la Tasa por Utilización del Agua, reglamentadas por los Decretos 4742 de 2005 (Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial (MAVDT), 2004), 2667 de 2012 y 1155 de 2017 (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible (MADS), 2004; 2005; 2012), las cuales son herramientas que involucran al usuario en prácticas sostenibles de uso y aprovechamiento del agua.

Infortunadamente, el uso del agua en el país está vinculado a normativas que en ocasiones no son socializadas a nivel local, pero que tienen implicaciones directas sobre los usuarios. En el marco normativo de Colombia, la tasa por utilización de agua se cobra considerando un factor regional que ha sido modificado recientemente por el Decreto 1155 de 2017 (MADS, 2017). El decreto modifica el factor regional mediante su integración con variables cuantitativas *viz.* (a) factores de disponibilidad del recurso hídrico con el Índice de Escasez, (b) necesidades de inversión en recuperación de la cuenca hidrográfica con los Costos de Inversión y (c) condiciones socioeconómicas de la población con el Índice de Necesidades Básicas Insatisfechas. Cada uno de estos factores tiene asociado un coeficiente que, a su vez, es ponderado por otro coeficiente adimensional que diferencia los fines de uso del recurso hídrico (Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible, 2017).



La actividad agrícola se encuentra entre las principales consumidoras del recurso hídrico. Por ejemplo, en los sistemas agrícolas locales del municipio de Urrao, la producción de frijol, tomate de árbol tecnificado, café, caña panelera, granadilla, lulo y aguacate se basa en la tecnología de la revolución verde. Es decir, en un sistema mecanizado a mediana y gran escala para cultivos extensivos que usa semillas genéticamente modificadas (SGM); fertilizantes y plaguicidas de manera intensiva; combustibles fósiles e instalaciones de sistemas de riego con alta demanda hídrica (Galeote, 2003; Alcaldía de Urrao, 2012). Esta estrategia productiva aunada a políticas ambientales insuficientes ha propiciado el incremento de problemas ambientales serios en la zona como contaminación de suelo, agua y aire; así como la pérdida de suelo fértil y una excesiva generación y deposición de residuos sólidos de origen agrícola (Regidor, 1987).

Localmente, la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (CORPOURABÁ) es la autoridad ambiental encargada de gestionar el recurso hídrico en Urrao. La jurisdicción de CORPOURABÁ es un territorio complejo, heterogéneo, de límites difusos, pluriétnico, pluricultural y de gran riqueza representada en recursos naturales y biodiversidad. En esta se distinguen cinco subregiones, *viz.*: Caribe, Centro, Atrato, Nutibara y Urrao. El 0,16% de su población es indígena con políticas territoriales y culturales distintivas de estos grupos.

La extensión de la subregión de Urrao alcanza 255.600 ha y cuenta con 13 concesiones vigentes para captación de aguas superficiales (CORPOURABÁ, 2012; 2016). El agua concesionada es destinada para riego agrícola, uso pecuario y doméstico. Sin embargo, el índice de captación ilegal con fines agrícolas es alto, a pesar de los esfuerzos de CORPOURABÁ en procesos de legalización de usuarios. Por su parte, las 37 captaciones de agua destinadas actualmente para uso doméstico en Urrao que han sido inventariadas se encuentran en proceso de legalización (CORPOURABÁ, 2016).

El municipio de Urrao es privilegiado por su riqueza hídrica, varios de los cursos de agua que drenan su territorio provienen del Páramo del Sol. La cuenca del río Urrao, se configura como el eje local de desarrollo, dado que abastece de agua potable a la población del casco urbano y parte de la población del área rural. El río surte del recurso a tres distritos de riego, una



central hidroeléctrica pequeña y múltiples derivaciones para uso doméstico. Infortunadamente, la cuenca se encuentra altamente intervenida y requiere atención especial por los organismos competentes dado que la actividad agropecuaria contamina suelo y agua. La cuenca del río Urrao carece de un plan de manejo y ordenamiento de cuenca (POMCA) y su elaboración no ha sido priorizada. A pesar de su alta intervención, los impactos generados por la actividad antrópica sobre la cuenca del río Urrao no han sido estudiados. Este vacío de información es una de las principales razones por las cuales se planteó la presente investigación.

Esta investigación es de tipo cualitativo y busca resolver la pregunta ¿qué factores socioculturales influyen en la selección y apropiación de tecnologías para la medición de caudal con registro continuo en los sistemas productivos del municipio de Urrao, Antioquia? El propósito de la presente investigación es conocer las relaciones socio hídricas que se gestan alrededor de los sistemas de riego construidos por entidades gubernamentales y administrados por la comunidad. Además, busca identificar los tipos de relaciones entre la comunidad y los entes reguladores.

Marco teórico

Los problemas de transformación ambiental que se experimentan en la modernidad pueden analizarse desde el enfoque de la complejidad, que vincula modelos cualitativos y cuantitativos para comprender su carácter multidimensional (Álvarez Salas et al., 2015). Los problemas asociados al uso insostenible de recursos conllevan a condiciones ambientales que afectan la salud de humanos y ecosistemas. En su mayoría, son el resultado de actividades antrópicas que no logran adaptarse a los entornos sociales y ecológicos de los lugares donde se desarrollan (Salas Zapata et al., 2011). Por esta razón, la ciencia de la sostenibilidad ha surgido como respuesta que promueve la transición de las sociedades hacia prácticas sustentables, mediante el estudio de las interacciones dinámicas existentes entre naturaleza y sociedad (Clark & Dickson, 2003). Lo anterior supone un modo de hacer ciencia diferente al tradicional, debido a la complejidad y particularidades de los problemas de insostenibilidad.



Estos problemas pueden analizarse desde la transdisciplina de la sostenibilidad, cuyos enfoques epistemológico y metodológico propios pretenden superar la fragmentación de la ciencia clásica (Salas Zapata et al., 2012). Es decir, los problemas de insostenibilidad pueden ser interpretados holísticamente relacionando contextos biológicos, socioculturales y políticos, para el análisis de dinámicas socioecológicas en torno al uso y gestión del agua (Gibson et al., 2005; Hardin, 2007). Tales dinámicas deben analizarse desde los roles y la intencionalidad de las instituciones en materia de gestión y regulación de recursos naturales. Estas instituciones podrían condicionar los comportamientos de los actores, bien sean funcionarios o receptores de la toma de decisión que se gestiona desde la organización. Los comportamientos institucionales pueden llevar a que los actores asuman formas de interacción conflictiva o cooperativa.

Este comportamiento es conocido como acción colectiva, delimitado como el capital social formado por redes de reciprocidad, cooperación voluntaria y compromiso que contribuye a la formación de la comunidad (Gibson et al., 2005; Hardin, 2007). El proceso de estructuración de los grupos sociales se establece mediante la interrelación de elementos cognitivos –lo que sabe– y de relaciones de poder entre individuos y organizaciones con un interés común (Garretón, 2001). En los conflictos frente al uso de recursos, es común encontrar problemas de acción colectiva, dilemas sociales e incentivos perversos que acrecientan los problemas de insostenibilidad.

Este enfoque teórico permite develar el efecto de las instituciones, *e.g.*, sobre la asignación y regulación de recursos. Para ello, se construye un sistema de reglas formales e informales, sociales y económicas al rededor del funcionamiento y control de recursos naturales. Estas reglas son impuestas a actores y sistemas tanto a nivel local, regional como nacional, y permiten que el sistema social evolucione. Algunas organizaciones vinculadas al uso y gestión de recursos naturales han sido nominadas como instituciones anidadas, ellas no necesariamente están coordinadas entre sí (Granovetter, 1990); están en niveles de complejidad diferente y su vinculación directa con el sistema de gestión es diferenciada. En particular, los esquemas en el tema de apropiación, específicamente quiénes, en qué condiciones, en qué momento, de qué manera y cómo los usuarios se benefician del recurso hídrico, indican la disminución y variabilidad de influencia de las instituciones anidadas (Ostrom et al., 1994; Cárdenas et al., 2009).



Los servicios ecosistémicos ofrecidos por fuentes hídricas son conocidos como recursos de uso común (Ostrom, 1995), que son susceptibles a la sobreexplotación no regulada. Por esta razón, su gestión se desarrolla a través de estructuras institucionales e intervención a nivel local (los sistemas de riego), regional (con las corporaciones) y nacional (basado en principios normativos, e.g., el Decreto 1155 de 2017).

La teoría de acción colectiva analiza cómo las instituciones afectan las fuentes hídricas en diferentes niveles y la gestión de las articulaciones que nacen de estas. Los incentivos para intentar mejorar las condiciones de distribución y definir limitaciones al uso, dependen de la posición dentro de los sistemas (Ostrom et al., 1994; Cárdenas et al., 2009). Sin embargo, es necesario estudiar el efecto de la disminución y variabilidad del recurso en sistemas de riego, partiendo de las instituciones anidadas. En este contexto, se deben analizar los beneficios individuales que cada agremiación obtiene de un sistema de distribución colectiva con registro continuo.

Esta investigación indagó cómo es el proceso de adopción de tecnologías, partiendo de la idea que las elecciones de los individuos dependen de objetivos globales, las propiedades del mundo externo, el conocimiento que tienen del mundo, su capacidad para recordar ese conocimiento cuando es necesario y para predecir acciones frente a la incertidumbre (Jones, 1999).

Este análisis se realizó desde la perspectiva de sistemas complejos, cuyos estados internos pueden ser modificados por la interacción mutua y simultánea de un conjunto grande de componentes individuales (Ponce Muñoz, 2009). Los ejemplos de sistemas complejos van desde reacciones químicas autocatalíticas hasta los procesos socio-culturales que fueron abordados en esta investigación. El aporte fundamental de la ciencia de sistemas complejos al conocimiento y transformación de nuestra realidad es la identificación de los principios y fundamentos generales de operación de dichos sistemas, sin importar los detalles particulares de su realización material (Miramontes, 1999).

Las acciones locales amenazan seriamente los servicios ambientales ecosistémicos. El servicio ambiental asociado a oferta hídrica es modulado por la calidad, cantidad y disponibilidad para la vida y consumo humano.



En Colombia, el mayor efecto modulador de calidad y cantidad de agua está definido por el estado de conservación, intervención o destrucción del ecosistema de páramo. La cantidad y calidad de la oferta hídrica bien gestionada impacta positivamente la calidad de vida y el desarrollo socio-económico de una región y un país (Soto, 2007).

En contraposición, la destrucción de estos ecosistemas genera altos costos para la sociedad a mediano y largo plazo. En Colombia, las Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) y los Municipios son responsables de adelantar estas inversiones y la sociedad civil debería estar muy alerta para exigir su cumplimiento. De no hacerlo, quienes asumen económica y socialmente los daños y costos asociados a la destrucción de ecosistemas son los ciudadanos. De modo que, una mayor participación y vigilancia ciudadana generarían mejores instituciones (Soto, 2007).

Materiales y Métodos

Área de estudio

La cuenca del río Urrao pertenece al municipio de Urrao, ubicado al suroccidente de Antioquia, Colombia a 6° 19' 16" N y 76° 8' 36" W a 1.800 m.s.n.m (Figura 1). El municipio tiene una extensión de 2.556 km² con altitudes entre 100 y 4.080 m.s.n.m. La temperatura promedio de la zona es 20°C, con precipitación media anual de 2.900 mm (Gobernación de Antioquia, 2016).

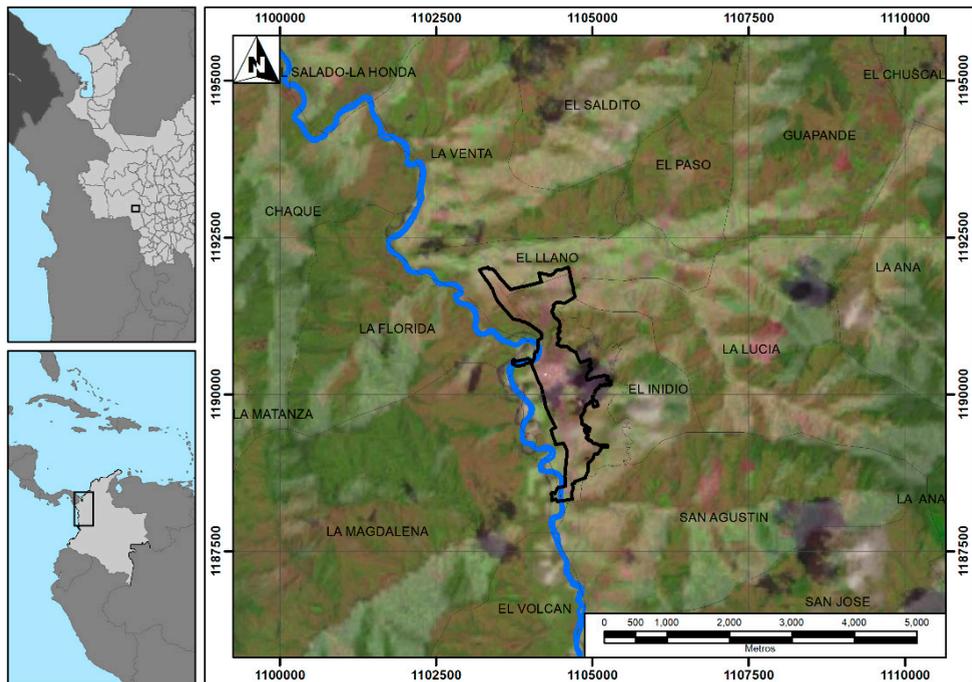


Figura 1

Localización del municipio de Urrao, Río Urrao y delimitación del área de estudio

En Urrao se localizan dos parques nacionales naturales, el parque natural las Orquídeas y el Páramo del Sol. En este último nace el río Urrao a 1.913 m.s.n.m. El río Urrao surte de agua para uso doméstico y agropecuario a las veredas El Chuscal, Guapande y el Paso, así como al casco urbano del municipio. Entre sus afluentes principales se encuentran las quebradas Santa Bárbara, la Secreta, La Granada, El Retiro, La Aná y el Hoyo del Burro (Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico (IIAP), 2012).

Este río hace parte de la cuenca del río Urrao. Tiene una extensión de 157,11 km², que abarca desde el Complejo de Páramos Frontino-Urrao hasta su desembocadura al río Penderisco. El rendimiento hídrico de la cuenca es de 28 L s⁻¹ km⁻² y su caudal medio es de 4,4 m³ s⁻¹ (Marulanda Orozco et al., 2015). Este rendimiento es sustancial, considerando que el caudal específico



de escorrentía superficial en Colombia es de $58 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$, el promedio suramericano es de $21 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ y la oferta hídrica específica promedio global alcanza $10 \text{ L s}^{-1} \text{ km}^{-2}$ (Ministerio del Medio Ambiente (MMA), 2002).

Trabajo de campo

Esta investigación se realizó en dos etapas: en la primera, se identificaron causas y efectos que conllevaron al fracaso de la adopción tecnológica de sistemas de medición de caudal, así como los factores que evitaron la implementación, por primera vez, de estos sistemas. La metodología empleada en esta etapa fue la etnografía, que sirvió como herramienta de recolección de información cualitativa. Esta proporcionó reglas para producir, anticipar e interpretar adecuadamente los comportamientos culturales en escenarios dados (Conklin, 1975).

En este método de investigación social, el etnógrafo participa de la vida cotidiana de las personas durante un tiempo relativamente extenso, viendo lo que pasa, escuchando lo que se dice y preguntando cosas con la finalidad de recopilar en un diario de campo los datos que puedan dar luz sobre los temas que se ha elegido estudiar (Hammesley y Atkinson, 1994). La intención de lo anterior es comprender las particularidades de los grupos humanos a partir de la observación de actividades cotidianas (Gómez et al., 2005).

En la aplicación de esta metodología, se realizaron encuestas abiertas a las agremiaciones y grupos sociales del municipio de Urrao, con la finalidad de conocer sus dinámicas, en relación al uso y gestión del agua y otros temas ambientales. La duración de las visitas a los distritos de riego y parcelas productivas fue de cinco horas, durante las cuales se observó sistemática y controladamente lo que acontecía en torno a las parcelaciones y se participó en varias actividades de la población. El sentido de "participar" es el de "desempeñarse como interlocutor, de aprender a realizar ciertas actividades y a comportarse como uno más" (Taylor & Bogdan, 1984, p. 68). El énfasis de dicha participación es en la experiencia vivida por el investigador desde la perspectiva del "estar adentro" de la sociedad estudiada (Guber, 2001). Adicionalmente, se realizaron 14 entrevistas estructuradas (encuesta) y semiestructuradas (basadas en guías de campo) a cuatro familias, seis agremiaciones o asociaciones y cuatro actores independientes (Tabla 1).



Tabla 1

Guía de campo que relaciona componentes y encuestas realizadas a actores durante la investigación de factores socioculturales vinculados al uso del agua y a la gestión del recurso hídrico en sistemas agropecuarios del Municipio de Urrao, Antioquia, Colombia

Componente	Estrategias	Preguntas a interlocutores	Conceptos	Actores
Historia del páramo y cuenca del río Urrao.	Información de fuentes históricas locales. Museo de historia de Urrao. Bibliografía.	1. ¿Hace cuánto llegó a la zona? 2. ¿Hace cuánto llegó su familia? 3. ¿Qué actividades desarrollaban para la subsistencia? 4. ¿Cómo era la cuenca hace unos años? 5. ¿Cómo se transformó la zona? 6. ¿Cómo se captaba el agua previamente? 7. ¿Cómo ocurrió el proceso de poblamiento de la cuenca? 8. ¿Cómo era la cuenca hace unos años? 9. ¿Cómo se transformó la zona?	Poblamiento. Migración.	Agricultores. Instituciones locales.
Factores socio demográficos.	Anuarios estadísticos. Censo agrícola 2014. Entrevistas.		Transformación de ecosistemas. Cambios.	



Componente	Estrategias	Preguntas a interlocutores	Conceptos	Actores
Aspectos económicos.	<p>Secretaría de agricultura.</p> <p>Censo Agrícola 2014.</p> <p>Censo poblacional.</p> <p>Visitas a áreas de cultivo</p> <p>CORPOURABÁ.</p> <p>Archivo de concesión de aguas.</p>	<p>Sistemas de riego:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. ¿A cuál sistema de riego pertenece? 2. ¿Hace cuánto es miembro activo? 3. ¿Cuál es la estructura organizacional? 4. ¿Cómo se solicitó la concesión de agua? 5. ¿Cuánto paga por ella? 6. Describa cómo se estructura el sistema. 7. ¿Qué partes tiene (bocatoma, sistema de captación, canales, sistema de medición, volumen captado)? 8. ¿Qué volumen de agua usa para el sistema agrícola? 9. ¿Qué funciones desempeña cada uno de los miembros del sistema de riego? <p>Normativa:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. ¿Conoce la normativa que regula el proceso de concesión? 2. ¿Sabe de qué se trata el pago por captación y vertimiento? <p>Producción agrícola:</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. ¿Qué área tiene de producción agrícola? 2. ¿Qué tipo de productos cultiva? 3. ¿Qué volumen de biomasa produce al año? 4. ¿Qué técnicas de producción usa? 5. ¿Qué ha cambiado en torno al uso del agua? 6. ¿Qué problemas técnicos con respecto al sistema de producción ha tenido? 7. ¿Dónde comercializa su producción? 	<p>Uso del agua.</p> <p>Medios de producción.</p> <p>Asociaciones.</p> <p>Autoridades ambientales.</p>	<p>Propietarios de finca.</p> <p>Funcionarios UMATA</p> <p>CORPOURABÁ.</p> <p>Asociaciones de productores.</p> <p>Asociaciones de sistemas de riego agrícola.</p>



A partir del primer contacto, se realizó registro escrito y fotográfico de las primeras impresiones del lugar, se abordó a pobladores mediante conversaciones incidentales y se modificaron algunos parámetros en las guías de campo iniciales. Posteriormente, se analizaron las particularidades de los grupos humanos, en su relación con el medio ambiente, a partir de la aplicación de las entrevistas estructuradas y semiestructuradas (Hernández-Sampieri et al., 2010) a los dueños de las parcelas productivas, juntas directivas de los distritos de riego y entes reguladores, ubicados sobre la cuenca del río Urrao, de conformidad con Guber (2001). Los temas abordados en las entrevistas fueron: uso de recursos naturales, formas de apropiación y estrategias de conservación, uso y aprovechamiento del agua, métodos para cuantificar dicho uso, vivencias y transformaciones que ha sufrido el municipio de Urrao, gestión de los distritos de riego, entre otros, *cf.* (Tabla 1).

En la segunda etapa, se realizó el análisis institucional a partir de la información secundaria disponible en la literatura e información suministrada por CORPOURABÁ y las agremiaciones. Entre la literatura consultada se encuentran documentos como el Plan de Ordenamiento de Urrao, el Plan de Acción Institucional CORPOURABÁ 2016-2019, el Informe de Gestión, Sistema Municipal de Áreas Protegidas (SIMAP) y el Plan de Gestión Ambiental Regional (PGAR).

Sistematización y procesamiento de información

Después de obtener la información documental y de campo, se analizó y categorizó la información secundaria y la información cualitativa proveniente de fuentes documentales, entrevistas a agremiaciones, instituciones, usuarios (agricultores) y personajes clave en la configuración de los sistemas agropecuarios de la cuenca del río Urrao. Las entrevistas con los interlocutores fueron transcritas, sistematizadas y ordenadas en el programa ATLAS TI 6.0 (Tabla 2), software que permite extraer fragmentos de entrevista donde el interlocutor menciona, explica o define elementos relacionados con las categorías.

**Tabla 2***Categorías ATLAS TI 6.1*

HU:	Proyecto Agua 2018.09.29
File:	[C:\Users\Invitado\Documents\Lizeth Alvarez\Proyecto Sociohídrico Urrao2018.08.06\ Sociohídrico Urrao 2018.09.29.hpr6]
Edited by:	Super
Date/Time:	14/10/2018, 14:37
Relación del páramo y la cuenca del río Urrao.	
Aspectos Demográficos y Socio-económicos de. Urrao.	
Usos del agua: Sistemas de riego. Hidroeléctrica. Agua potable. Otros usos.	
Normativas en el uso del agua.	
Caracterización Socio-económica y Sistemas de Producción.	
Figuras, Instrumentos e Iniciativas de Gestión del recurso hídrico.	
Impactos Ambientales.	

Los fragmentos de las entrevistas que compartían dos o más categorías fueron analizados para establecer sus relaciones socioecológicas. De acuerdo con esta categorización y análisis, se identificó una serie de sentidos, lógicas y cambios en las relaciones sociohídricas, concepciones sobre la cuenca del río Urrao, uso del suelo, procesos de apropiación territorial, intereses, gestiones sobre el territorio, gestión y manejo del recurso hídrico, entre otros. De igual forma, se reconoció e interpretó la diversidad de posiciones, posturas, relaciones de poder y concepciones que se han venido construyendo en torno a las dinámicas sociales, económicas, culturales y de explotación de recursos naturales y cuencas abastecedoras en el municipio.



Resultados y discusión

Usuarios del agua

Los cuatro actores principales que se abastecen del recurso hídrico en la cuenca del río Urrao son (i) acueductos multiveredales, (ii) acueducto municipal, (iii) hidroeléctrica de las empresas públicas de Urrao y (iv) tres sistemas de riego: Asopaso, Asoguapantal y Asochuscal (Figura 2). Los acueductos multiveredales abastecen de agua potable a los pobladores de las veredas El paso, El Chuscal y Guapantal. El acueducto municipal, por su parte, abastece al casco urbano de Urrao y su hidroeléctrica que vende energía a otros municipios por medio de interconexión eléctrica. El casco urbano de Urrao no se abastece de este servicio hidroeléctrico (Funcionario de Empresas Públicas de Urrao, comunicación personal, 21 de marzo de 2018).

Dentro de las dinámicas de desarrollo más representativas de la región se encuentra la ganadería extensiva en un 22,4% (57.256,13 ha) de la extensión total del municipio. Esta actividad se hace principalmente con pastos naturales o naturalizados y se concentra en el Valle del río Penderisco y sus laderas vecinas (Corporación Autónoma Regional del Tolima (CORTOLIMA), 2010). Otro factor de desarrollo importante para el municipio es la agricultura netamente campesina; esta está esparcida por el resto del territorio con niveles de producción relativamente altos de fríjol (*Phaseolus vulgaris*), papa (*Solanum tuberosum*), yuca (*Manihot esculenta*), plátano (*Musa paradisiaca*), tomate (*Solanum lycopersicum*) y cítricos. Urrao fue el mayor productor de granadillas de Colombia, pero la diseminación de *Fusarium sp.* obligó a remplazarla por el fríjol, siendo uno de los principales productores en Antioquia (Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia, 2012).

La alta demanda de agua proveniente del río Urrao disminuye notoriamente su caudal, especialmente después de la última derivación realizada por la hidroeléctrica, la cual conduce aguas por un canal y tuberías hasta dos generadores: uno de 780 kW y otro de 250 kW. Esta disminución del caudal posibilita el tránsito por el lecho del río. Varios habitantes sugieren que: "el municipio y la corporación están matando el río Urrao" (E. C., comunicación personal, 13 de marzo de 2018; J. C., comunicación personal, 13 de marzo 2018)



y por ello han presentado varias quejas relacionadas con la notoria disminución del caudal. Sin embargo, ninguna entidad ha respondido al llamado local.

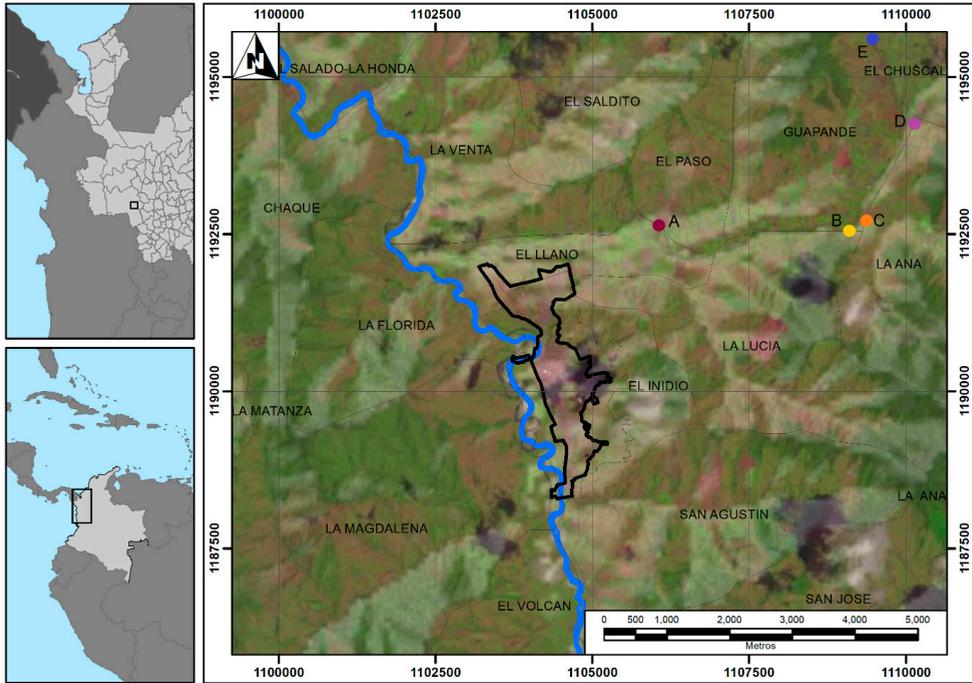


Figura 2

Actores principales en la Cuenca del río Urrao. A) Derivación de la hidroeléctrica. B) Captación acueducto municipal. C) Bocatoma de Asopaso. D) Bocatoma de Asoguapantal. E) Bocatoma de Asochuscal



De otro lado, los distritos de riego abastecen de agua a los sistemas agropecuarios que se desarrollan en las veredas que reciben el mismo nombre. El distrito más cercano a la zona urbana es el de Asopaso y el más retirado es Asochuscal, lo que también hace que existan diferencias en las estrategias de captación, manejo y calidad del agua captada. Estos distritos deben aplicar y acogerse a la normatividad ambiental vigente a saber: Ley 41 de 1993, "Por la cual se organiza el subsector de adecuación de tierras y se establecen sus funciones"; Decreto 1541 de 1978, "Por el cual se reglamenta la Parte III del Libro II del Decreto - Ley 2811 de 1974: De las aguas no marítimas y parcialmente la Ley 23 de 1973"; y la Ley 373 de 1997, "Por la cual se establece el programa para el uso eficiente y ahorro del agua". La estructura organizacional de los tres sistemas de riego está conformada por juntas directivas autogestionadas de administración interna individual (Figura 3). Su único denominador común, lo constituye la captación del agua de la cuenca del río Urrao.

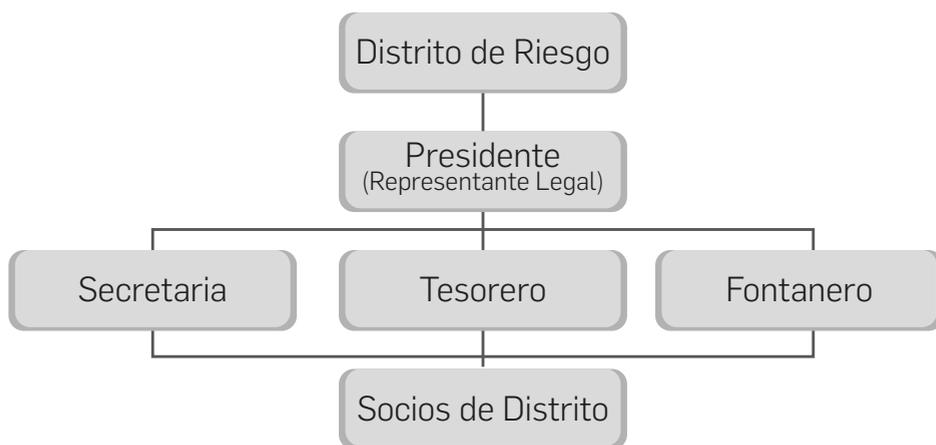


Figura 3

Estructura organizacional de los distritos de riego en la cuenca del río Urrao



El proceso administrativo de los distritos de riego se ha desarrollado empíricamente. Las juntas directivas carecen de capacitación para mejorar su desempeño y de acompañamiento técnico o reconocimiento por parte de los organismos externos a los sistemas. Los distritos distribuyen agua para la comunidad agrícola y ganadera, mantienen el registro de usuarios y facturan el servicio del agua. Su reducido nivel de formación técnica no ha sido impedimento para que hoy estén plenamente consolidados y en funcionamiento. Todos están en busca de ser distritos de riego legales y destinan recursos para el sostenimiento y mantenimiento de sus propios sistemas.

El funcionario más relevante en esta estructura es el fontanero, quien cumple la función de velar por el buen funcionamiento y vigilancia técnica del sistema. Cuando se presentan daños técnicos o estructurales, es este el encargado directo de remediarlo. Por esta función, es el único miembro de las juntas directivas que recibe un pago por el trabajo; los demás miembros están vinculados al sistema de riego sin contraprestación económica directa y, en todos los casos, estas juntas están conformadas por personas que moran en las veredas donde se localiza el sistema. Por otra parte, la tesorería es la instancia encargada de hacer los cobros por el uso del agua, mediante recibos de caja menor que llegan a cada usuario mes a mes. La modalidad de cobro se hace mediante una tarifa única que depende de la cantidad de hidrantes ubicados en cada parcelación.

En las fincas, se encontró que el riego se hace bien por aspersión o por goteo. En el primero, el agua se aplica al suelo en forma de lluvia utilizando dispositivos de emisión, denominados aspersores. Estos generan un chorro de agua pulverizada a presión que llega hasta ellos a través de una red de tuberías. El segundo, es un sistema que se utiliza para regar las plantas gota a gota; el agua va directo a la planta aprovechándose así todo el recurso sin escorrentía. Además, con este sistema se pueden suministrar diferentes fertilizantes y otros productos directo a las plantas (Álvarez Salas et al., 2016). En los cultivos de aguacate y tomate regionales, se ha incorporado el fertirriego por goteo, suministrando directamente fertilizantes en solución. Una de las ventajas de este sistema aplicado en la agricultura extensiva es la reducción de los costos de aplicación de fertilizantes por hectárea, aumentando así la rentabilidad (Figura 4).

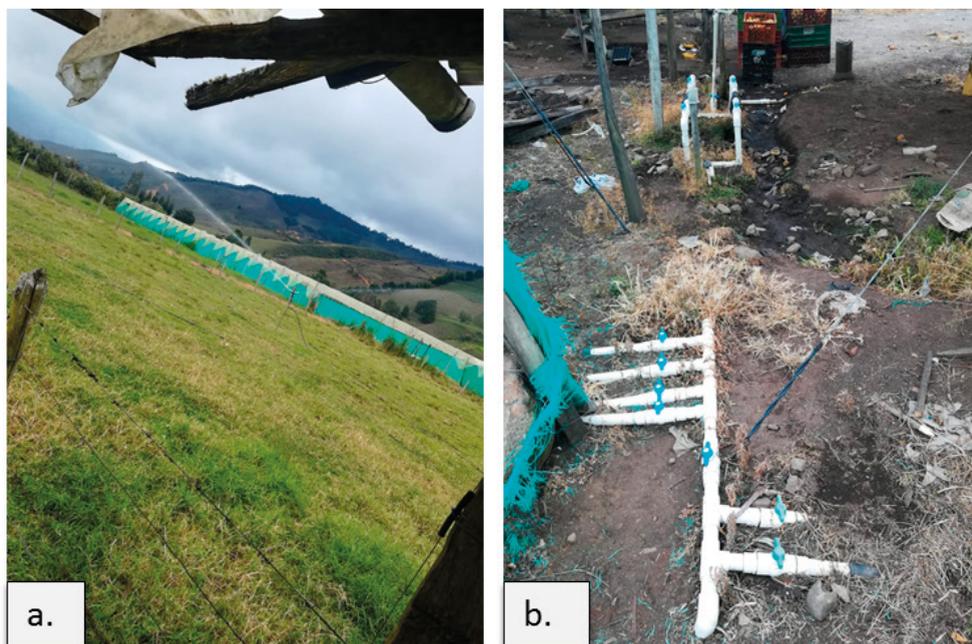


Figura 4

Sistemas de riego utilizados en los sistemas productivos en Urrao: a. Distribución del agua por aspersión. b. Sistema por goteo

Estos tres sistemas de riego abastecen de agua la zona más productiva del municipio a diferentes alturas de la cuenca. Allí se produce principalmente plátano, lulo, maíz, caña panelera, gulupa, aguacate Hass, fríjol y tomate de mesa bajo invernadero. Este último, constituye un problema mayor para los distritos, ya que se aumenta significativamente la demanda de agua y con ello se restringe su capacidad de irrigación.

Otros actores en la cuenca

Entre las entidades del orden nacional y local que influyen en la relación entre usuarios y recurso hídrico se encuentra CORPOURABÁ, máxima autoridad ambiental de Urrao, encargada de otorgar concesiones de agua



a usuarios y velar por el cumplimiento de la normatividad ambiental. Sin embargo, durante el trabajo de campo se evidenció que la entidad cuenta con información desactualizada de la cuenca y que ejerce poco acompañamiento a los usuarios, entre ellos los distritos de riego.

Esta entidad ofrece información parcial sobre procesos ambientales vigentes en la zona. En particular, se constató que CORPOURABÁ conoce las implicaciones económicas de la aplicación del Decreto 1155 de 2017 en los distritos de riego. Sin embargo, no se hace divulgación de la normatividad ambiental, porque se asume que los campesinos la conocen y por carencia de capital humano para tal acompañamiento. En palabras de un interlocutor: *“CORPOURABÁ no cuenta con los recursos ni con el personal para llegar a las comunidades de los distritos, solo se hace acompañamiento a aquellas partes donde se ha otorgado una concesión”* (funcionario de CORPOURABÁ, sede Urao, comunicación personal, 21 de marzo de 2018).

De otro lado, la Agencia de Desarrollo Rural (ADR) es una unidad especial adscrita al Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural que ejecuta políticas de desarrollo agropecuario y rural con enfoque territorial para fortalecer la gestión del desarrollo agropecuario y rural y contribuir a mejorar las condiciones de vida de pobladores rurales, y la competitividad del país (Bautista, 2017). La ADR ha capacitado a los distritos de riego de Urao en operación de distritos, contabilidad, desarrollo de habilidades humanas y economía solidaria; todo esto en asocio el Servicio Nacional de Aprendizaje (SENA). Se busca que la contabilidad de los distritos sea verificable, se fortalezcan habilidades de comunicación, trabajo comunitario, resolución de conflictos, asociatividad, cooperación y autogestión, orientadas a la producción, consumo y comercialización de bienes y servicios del riego. Este proceso de formación inició el segundo semestre de 2018 y será una condición para legalizar y certificar los distritos de riego y fortalecer aspectos que, desde las entidades promotoras, eran vistos como procesos a mejorar, *e.g.*, debilidad en la cohesión entre distritos y falencias en su administración financiera.

Por su parte, la Unidad Municipal de Asistencia Técnica Agropecuaria (UMATA) es una dependencia de la Administración Municipal que presta



servicios de asistencia técnica continua a los productores agrícolas, pecuarias, forestales y pesqueros mediante asesoría en la pre-inversión, producción y comercialización que garantice la viabilidad de las empresas de desarrollo rural (Ministerio de Agricultura y Desarrollo Rural, 1993).

Esta organización no está vinculada directamente con la gestión del agua en los distritos de riego, pero sí con los regantes, ya que los distritos abastecen de agua a circuitos agropecuarios que son asesorados técnicamente por esta entidad. A su vez está vinculada con la producción y beneficio de los hatos ganaderos en la cuenca del Río Urrao. Este municipio es una de las despensas de alimentos más importante del suroeste de Antioquia, pero carece de normativas para regular el uso de agroquímicos. En respuesta, la UMATA ha creado el programa Campo limpio para la recolección de recipientes de agroquímicos y promoción del reciclaje (Álvarez Salas *et al.*, 2015). Infortunadamente, es común ver recipientes de agroquímicos en el cauce principal del río y afluentes que abastecen los distritos de riego.

Finalmente, Asocomunal es un organismo que vincula las JAC con la Alcaldía municipal y la Gobernación de Antioquia, en aras de fortalecer socialmente al municipio. A esta entidad llegan los diferentes líderes comunales buscando acompañamiento técnico en la legalización de las JAC, exponen las principales problemáticas de su comunidad y proponen proyectos que fortalecen el desarrollo social comunitario. La problemática del uso y manejo del agua en el sector rural es coyuntural, *i.e.*, el desabastecimiento de agua potable y la disponibilidad de agua para riego son invisibilizados en esta instancia. Hasta el momento no se han presentado en la oficina de Asocomunal proyectos que aborden esta problemática. No se reconoce el carácter social del agua y su manejo, por ello los escasos proyectos se direccionarían a la UMATA donde, presumiblemente, tienen mayor incidencia.

Sistema sociohídrico

A partir de los resultados obtenidos es posible construir un modelo conceptual del sistema sociohídrico de la cuenca del río Urrao. El marco normativo existente sobre el recurso hídrico desarrollado por el Ministerio



del Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible, debe ser socializado, aplicado y vigilado por CORPOURABÁ para los usuarios del agua en la cuenca del río. Tales usuarios están representados por el acueducto municipal, acueductos multiveredales, distritos de riego (Asopaso, Asoguapande y Asochuscal) y la hidroeléctrica. Los organismos estatales tienen poca injerencia en términos administrativos y técnicos sobre los sistemas de riego de la cuenca, pero entidades como la ADR, UMATA, Asocomunal y CORPOURABÁ ejercen relaciones de poder y control, materializadas en el cumplimiento de algunas normas sobre el acceso y uso del agua (Figura 5).

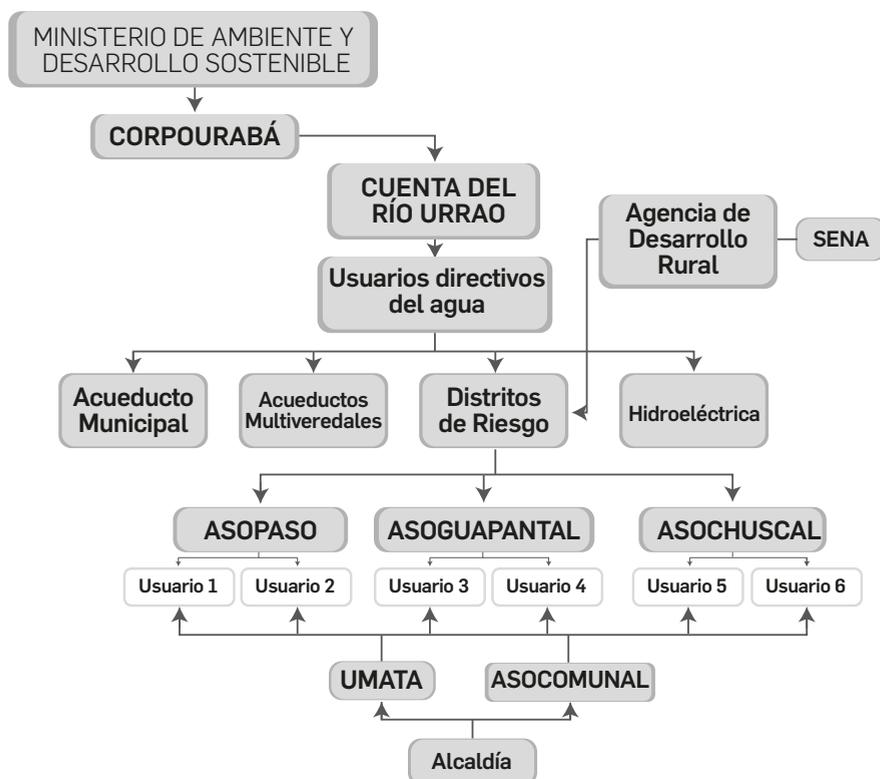


Figura 5
 Mapa conceptual de relaciones y actores en torno al recurso hídrico en la cuenca del Río Urrao



Dada las condiciones actuales de la cuenca, los habitantes manifiestan la necesidad de garantizar un flujo mínimo aguas abajo de la captación de la hidroeléctrica, pues se percibe muerte de peces posiblemente por la reducción del caudal que podría ocasionar reducción de oxígeno y de la disponibilidad de hábitat para estos organismos. Esta racionalidad en el uso de la cuenca está legislada en la resolución 0865 de 2004 del Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, que obliga a las autoridades ambientales al mantenimiento del caudal ecológico que corresponde al 25% del volumen total en la época más seca (Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM), 2013); entendido como el flujo agua necesaria para preservar la integridad ecológica y abastecimiento regulado de los habitantes (Parra y Carvajal Serna, 2012).

El caudal ecológico establecido en la cuenca del río Urrao es 0,65 m³/s (Marulanda Orozco et al., 2015). Sin embargo, los usuarios del agua desconocen estrategias de mitigación que sean gestionadas por CORPOURABÁ u otras instancias del Estado frente a la gran reducción del caudal del río por las derivaciones existentes para diferentes usos. Es posible que la demanda de agua en la cuenca supere la oferta hídrica y que este desbalance sea el responsable de los bajos niveles del río, observados durante esta investigación, pero aún no se cuenta con información de base sobre el estado actual de las captaciones de agua que no han sido legalizadas ante CORPOURABÁ.

Lo anterior refleja la dinámica de la gestión de los distritos de riego localizados en la cuenca del río Urrao. La disminución de calidad y cantidad de este río podría catalogarse como grave. Controlar los volúmenes captados por usuarios diferentes a los distritos de riego que hacen uso del río es una tarea compleja y urgente. Según CORPOURABÁ, usuarios como fincas agroindustriales productoras de aguacate Hass y la hidroeléctrica suelen ser más ordenados con los temas de legalización y concesiones, por tanto, no afectan la cuenca.

El discurso de los funcionarios está relacionado con la percepción de una cuenca sana y sin deterioro, contrario a la visión de los interlocutores que viven al margen de la misma. Este antagonismo también está relacionado con el hecho de que no se ha priorizado la cuenca para su ordenamiento, a



pesar de su importancia, al ser abastecedora de agua potable para el casco urbano y el área rural, agua para generación de energía y agua para los diferentes distritos de riego.

La relación entre instituciones y distritos de riego es débil. A la pregunta cuánto caudal tiene concesionado en CORPOURABÁ, los encuestados mencionaron que el caudal total de 20 concesiones solicitadas sumaba 10 L/s, pero en realidad los caudales de los distritos alcanzan 209 L/s. Este subregistro y la desarticulación son factores que complican el control de las aguas captadas en el municipio para abastecer sistemas agropecuarios.

Por otro lado, la Corporación manifiesta que los dineros recaudados por la Tasa por Utilización del Agua son mínimos e incluso en algunos casos no se reciben, puesto que el cobro es tan bajo que es más costoso facturar que la utilidad del mismo. Del mismo modo, señala que son tan bajos los caudales otorgados que por esta misma razón no se implementan tecnologías para su medición. Además, declara que los equipos para la medición de caudal son muy costosos. Se puede decir entonces que la relación que existe entre la CAR y los distritos es prácticamente nula, y que está mediada únicamente por los cobros de la tasa por utilización de agua.

Entre los usuarios del agua existe una percepción de mayor cercanía y acompañamiento desde el SENA y la ADR que desde CORPOURABÁ, que ha sido evidenciada a lo largo de este documento. Esta ausencia de representatividad por parte de la CAR parece estar subsanada con el ingreso de nuevos actores para mejorar las condiciones actuales de los distritos de riego.

Adicionalmente, llama la atención que no se establece ningún tipo de relación entre los tres distritos de riego. Las actividades que se desarrollan internamente son llevadas a cabo de manera segregada por cada distrito. Esto también se evidencia en los cobros diferenciados del agua, que a su vez se hacen al margen de los lineamientos que eventualmente podría ofrecer CORPOURABÁ, dada su desvinculación con estos sistemas de riego. La participación de las personas vinculadas a los sistemas en procesos ambientales tendientes al mejoramiento ecosistémico de la cuenca es escasa. Los interlocutores reconocen que:



[...] se necesita mucha reforestación, porque así va a haber agua para todo mundo, y se debe reforestar con árboles nativos, no con acacias que no sirven para nada, sirven para leña y para hacer las arepas. Además, falta más acompañamiento, hay lugares donde se fumiga y todo va a las quebradas (Vereda El Chuscal, comunicación personal, 20 de marzo de 2018).

Una de las consecuencias de esta pérdida de cobertura es la reducción del caudal, en especial durante época seca, cuando aumenta la demanda y disminuye la oferta. Estos mismos señalamientos por parte de la comunidad fueron reportados por Álvarez Salas et al. (2016), atribuyendo la principal causa a la reducción de la cobertura boscosa y la destrucción de laderas en cuencas altas, por parte de aserradores ilegales de cedro (*Cedrus sp*), comino (*Aniba perutilis* Hemsl) y roble (*Quercus humboldtii*). Este fenómeno se ha querido contener con un programa de reforestación principalmente con especies maderables como: acacias, pinos y eucaliptos; que son comercializadas a través de Encofomade (Empresa Comunitaria Forestal y Maderera), en las carpinterías locales, municipios aledaños y el área metropolitana del Valle de Aburrá. La administración municipal hace parte de esta empresa como accionario del 51% (Marulanda Orozco et al., 2015; Álvarez Salas, et al., 2016).

Es preocupante que los usuarios e incluso los mismos funcionarios de la administración municipal manifiesten que no existe acompañamiento por parte de la corporación u otra entidad. Se percibe abandono del campesino. A pesar de que la zonal del río Urrao es el área de mayor producción agrícola, es un espacio que cuenta con poco o ningún asesoramiento y baja disponibilidad de recurso humano para desarrollarlo en un área tan extensa. En palabras de un funcionario de Planeación Municipal:

El acompañamiento social no lo hay por parte de ninguno de los entes reguladores, los distritos actualmente están huérfanos, no conocen la normatividad, no saben cómo formular o presentar un proyecto para pedir ayuda económica a las entidades como el municipio,



CORPOURABÁ, la secretaría de agricultura, entre otras. La Agencia de Desarrollo Rural quiere financiar nuevos proyectos, pero no quiere financiar las reformas a los distritos existentes, estas estructuras no se deben y no se pueden abandonar [...] no hay funcionarios capacitados para afrontar los verdaderos problemas de la comunidad de los distritos, muchos proyectos se han caído por el componente social. Además, CORPOURABÁ no solo está exigiendo los macromedidores sino que además está exigiendo cajas de control, por lo tanto los distritos no tienen los fondos suficientes para realizar dicha inversión, no tienen quién los asesore en la compra de equipos como válvulas para mantener el sistema regulado y controlado. En el municipio no hay visión integral, aquí se olvidan del sector agropecuario del cual es altamente dependiente la economía de Urrao y aun sabiendo esto, no se hace nada por brindarle recursos a los distritos que tanto lo necesitan (Funcionario de Planeación Municipal, comunicación personal, 02 de abril del 2018).

Este interlocutor se quejó incluso de la poca información que hay acerca del municipio y de la desactualización de la misma. Dice que hay un error desde la localización del municipio, para él la corporación no ha sabido administrar los recursos. Esta noción es contraria a lo planteado por Jones (1999) que sugiere que la adopción tecnológica se hace a partir de un proceso reflexivo del mundo. En los sistemas de riego de Urrao, la elección de medidores de caudal para los sistemas agrícolas está mediada por una imposición técnica que no fue concertada. Esto podría derivar en el fracaso de la aplicación del Decreto 1155 de 2017 en esas comunidades.

Finalmente, es evidente que el municipio de Urrao ha atravesado un proceso de transformación de los sistemas agrícolas. Dichos cambios se han presentado por el costo que implica mantener uno u otro tipo de cultivo y por la escasa rentabilidad que generan. La producción agrícola se está volcando al cultivo de aguacate, ya que este ofrece mayor rentabilidad, no requiere instalación de invernaderos y tiene un bajo consumo de agua, por tanto,



los demás cultivos tienden a desaparecer. El uso de agroquímicos sigue siendo recurrente por todos los campesinos; sin embargo, los fertilizantes y plaguicidas empleados actualmente son dosificados controladamente y tienen menor nivel de toxicidad. Esto probablemente debido a que el exigente mercado del aguacate, sugiere la aplicación de buenas prácticas agrícolas (BPA) lo que podría redundar en la reducción de la contaminación de las fuentes de agua de la región.

Conclusiones

La comunidad establecida en la cuenca del río Urrao es fuertemente dependiente del recurso hídrico para riego y consumo humano. Muchos usuarios de los distritos de riego de la zona se han concentrado en las formas de producción y han dejado de lado lo ambiental. Esto ha conllevado al deterioro de los recursos suelo y agua principalmente, los cuales han sufrido transformaciones asociadas a los sistemas agropecuarios convencionales que se desarrollan sobre su territorio. Esto se traduce en una cuenca altamente intervenida, cuyos recursos naturales están sometidos a gran presión y explotación.

Las problemáticas ambientales en la zona son resueltas en primera instancia por las juntas directivas de los diferentes distritos de riego, sin respaldo de los entes reguladores. Debido a esto, se considera necesario que las agremiaciones e instituciones brinden acompañamiento y desarrollen estrategias que contribuyan a la conservación de la cuenca. Entre las estrategias se cuentan: la reforestación en las riberas de la mayor parte del río Urrao, sistemas productivos sostenibles vinculados a la producción orgánica con el fin de disminuir el uso de agroquímicos, transformación de la ganadería extensiva a sistemas agrosilvopastoriles, con el fin de recuperar un poco la vegetación que se ha perdido en la cuenca.

Las relaciones que se gestan alrededor del agua, sus usuarios y entre los distritos de riego con las organizaciones estatales son débiles o inexistentes. El componente social en el municipio de Urrao es poco incentivado y cada persona, junta directiva e institución vela por la satisfacción de sus propios



intereses y necesidades sin velar por el bien común. De otro lado, la normativa ambiental es casi invisible para los usuarios y juntas directivas, no están actualizados de la misma, no tienen conocimiento de cómo es aplicada, ni de cuándo la están infringiendo.

Por otro lado, es urgente el desarrollo de un POMCA para este sector, en el cual se vinculen análisis ecológicos, ambientales y económicos, dadas las fuertes presiones sobre el caudal sin ningún tipo de regulación. Seguido a esto, es necesario plantear estrategias que pueden ayudar a los tomadores de decisiones en el desarrollo de programas más sostenibles para la planificación de recursos hídricos en el área.

Los usuarios del agua son reacios a introducir tecnologías para la cuantificación del recurso hídrico por desconocimiento de los sistemas, costos asociados y motivos culturales. Muchos consideran que el agua es de todos, otros consideran estos equipos innecesarios y finalmente porque la mayoría de los productores no ven sus parcelas como una empresa. Por lo anterior, es necesario establecer estrategias por parte de las autoridades para la comunicación de las normativas vigentes que modifican el cobro por la tasa por la utilización del agua, así como sensibilizar a los usuarios sobre la importancia de cuantificar el agua y lo que esto implica en materia de gestión del recurso hídrico.



Referencias

- Alcaldía de Urrao. (2012). Información general. http://www.urrao-antioquia.gov.co/informacion_general.shtml
- Álvarez Salas, L., Gómez, A., Cano, W. (2015). *Caracterización socioeconómica y cultural del complejo de Páramos Frontino - Urrao, en el marco de los estudios técnicos, económicos, ambientales y sociales para la identificación y delimitación de complejos de páramos a escala 1:25.000*. Universidad de Antioquia; Instituto para las Investigaciones Biológicas Alexander Von Humboldt.
- Álvarez Salas, L., Gómez, A., y Cano, W. (2016) Percepciones de los servicios ecosistémicos en el complejo de páramos Frontino-Urrao, departamento de Antioquia, Colombia. *Biota Colombiana*, 17(2), 134-147.
- Bautista, H. (16 de Noviembre de 2017). *Agencia de Desarrollo Rural ADR. ¿Quiénes somos?*. <http://www.adr.gov.co/La-adr/qui%C3%A9nes-somos>
- Cárdenas, J., Rodríguez, L., & Johnson, N. (2009). *Collective action for watershed management: field experiments in Colombia and Kenya*. Universidad de los Andes; CEDE.
- Clark, W., & Dickson, N. (2003). *Sustainability science: The emerging research program*. <https://pdfs.semanticscholar.org/e22e/40636e60755a6f2d2e74d4262c162225c595.pdf>
- Corporación Autónoma Regional del Tolima. (CORTOLIMA). (2010). *Agenda Ambiental del Municipio de Ibagué*. CORTOLIMA; SIGMA; Alcaldía Municipal Ibagué.
- Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. (CORPOURABÁ) (2012). *Plan de gestión ambiental regional*. <http://corpouraba.gov.co/sites/default/files/R-PG-01PGARAPROBADO.pdf>
- Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá. (CORPOURABÁ). (2016) *Plan de acción institucional*. http://corpouraba.gov.co/sites/default/files/pai_2016-2019_revisado.pdf



- Conklin, H. (1975). Etnografía. En J. Llobera (Comp.), *La Antropología como ciencia* (pp. 153-163). Anagrama.
- Dominguez Calle, E., Rivera, H., Vanegas Sarmiento, R., y Moreno, P. (2008). Relaciones demanda-oferta de agua y el índice de escasez de agua como herramientas de evaluación del recurso hídrico colombiano. *Revista de la Academia de Ciencias*, 32(123), 195-212. https://www.researchgate.net/profile/Efrain_Dominguez_Calle/publication/228463075_DEMANDA-OFERTA_DE_AGUA_Y_EL_INDICE_DE_ESCASEZ_DE_AGUA_COMO_HERRAMIENTAS_DE_EVALUACION_DEL_RECURSO_HIDRICO_COLOMBIANO/links/00b4952f3daff28cd2000000/DEMANDA-OFERTA-DE-AGUA-Y-
- Garretón, M. (2001). *Cambios sociales, actores y acción colectiva en América Latina*. Cepal.
- Galeote, M. (2003). Alonso de Molina, el *Nebrija de las Indias*: su labor lexicográfica. *Boletín de Filología*, 39(1), 399-412. <https://revistas.uchile.cl/index.php/BDF/article/view/20528/21700>
- Gibson, C., Andersson, K., Ostrom, E., & Shivakumar, S. (2005). *The samaritan's dilemma: the political economy of development aid*. Oxford University Press. <https://books.google.com.co/books?hl=es&lr=&id=-8oSDAAQBAJ&oi=fnd&pg=PR9&dq=Gibson+The+Samaritan%27s+dilemma:+the+political+economy+of+development+aid&ots=erZmgOvs1K&sig=5y2z9SHjOV4UfO7Wrth4R8DppO8#v=onepage&q=Gibson%20The%20Samaritan's%20dilemma%3A%20th>
- Gobernacion de Antioquia. (2016). *Anuario Estadístico de Antioquia. Medio Ambiente*. <http://www.antioquiadatos.gov.co/index.php/2-2-4-precipitacion-promedio-anual-por-subregiones-y-municipios-ano-2016>
- Gómez, I., Rodríguez Gutiérrez, L., y Alarcón, L. (2005). Método Etnográfico y Trabajo Social: Algunos aportes para las áreas de investigación e intervención social. *Fermentum*, 44, 353-366.



- Granovetter, M. (1990). The myth of social network analysis as a special method in the social sciences. *Connections*, 12(1-2), 13-16.
- Guber, R. (2001). *La Etnografía. Método, Campo y Reflexividad*. Norma.
- Gurovich, L. (1985). *Fundamentos y diseño de sistemas de riego*. IICA.
- Hammesley, M., y Atkinson, P. (1994). *Etnografía. Métodos de investigación*. Paidós.
- Hardin, G. (2007). The tragedy of the commons. *Journal of Natural Resources Policy Research*, 1(3), 243-253.
- Hernández-Sampieri, R., Fernández, C., y Baptista, P. (2010). *Metodología de la investigación*. Mac Graw Hill/Interamericana editores S.A.
- ICER. (2015). *Informe de coyuntura económica regional*. http://www.banrep.gov.co/sites/default/files/publicaciones/archivos/icer_antioquia_2015.pdf
- Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. (IDEAM). (2013). *Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia*. IDEAM, MinAmbiente.
- Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. (IIAP). (2012). *Caracterización Ecológica y Sociocultural del páramo de Frontino o del Sol*. Instituto de Investigaciones Ambientales del Pacífico. <https://siatpc.iiap.org.co/docs/avances/cefrontino.pdf>
- Jones, C. (1999). Was an industrial revolution inevitable? economic growth over the very long-run. *NBER Working paper*, 73-75. doi 10.3386/w7375
- Martínez Valdés, Y., y Villalejo García, M. (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería Hidráulica y Ambiental*, 39(1), 58-72.
- Marulanda Orozco, L., Montero Puerta, D., Higuera López, J., Anaya Acevedo, J., Cuervo Muñoz, A., Vásquez Echeverry, M., y Duarte Cubides, A. (2015). *Estudio Técnico Económico Social Ambiental (ET-ESA) del Complejo de Páramos Frontino-Urrao en jurisdicción de la Corporación para el Desarrollo Sostenible del Urabá (Corpourabá)*. Instituto para las



- Investigaciones Biológicas Alexander Von Humboldt.
- Ministerio del Medio Ambiente. (MMA). (2002). *Congreso mundial de páramos Memorias*. Conservación Internacional, Ministerio del Medio Ambiente, CAR, IDEAM.
- Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial. (2004). Decreto 4742 de 2005.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2012). Decreto 2667.
- Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible. (2017). Decreto 1155 de 2017.
- Miramontes, O. (1999). Los sistemas complejos como instrumentos de conocimiento y transformación del mundo. En S. Ramírez (Ed.), *Perspectivas sobre la teoría de sistemas* (pp. 83-92). UNAM, Siglo XXI. <http://scifunam.fisica.unam.mx/mir/mundo.html>
- Muñoz, C. (2002). Financiación de la gestión ambiental en Colombia. El caso de la Tasa. *Revista de Derecho Uninorte*, 18, 151-171. <http://rcientificas.uninorte.edu.co/index.php/derecho/article/viewArticle/2980>
- Ostrom, E. (1995). Designing Complexity to Govern Complexity. En S. Hanna & M. Munasinghe (Ed.), *Property Rights and the Environment* (pp. 33-46). ESD.
- Ostrom, E., Lam, W., & Myungsuk, L. (1994). The performance of selfgoverning irrigation Systems in Nepal. *Human system Management*, 13(3), 197-207.
- Parra, A., y Carvajal Serna, L. (2012). *Modelamiento y manejo de las interacciones entre la hidrología, la ecología y la economía en una cuenca hidrográfica para la estimación de caudales ambientales* [Tesis de Maestría, no publicada]. Universidad Nacional de Colombia.
- Pérez, G. (2002). Desarrollo y medio ambiente: una mirada a Colombia. *Economía y desarrollo*, 1(1), 80-98.
- Picado, W. (2008). Ciencia y geopolítica en los orígenes de la Revolución Verde. *Revista de Ciencias Ambientales*, 36(2), 46-56.



- Ponce Muñoz, P. (2009). Análisis de la teoría de sistemas complejos y su aplicación a sistemas organizacionales. *REVISMAR*, 1, 52-67. <https://revistamarina.cl/revistas/2009/1/ponce.pdf>
- Regidor, J. (1987). Innovación tecnológica en la agricultura y acumulación de capital: un análisis crítico de la revolución verde. *Revista de Estudios Agrosociales*, 142, 7-30.
- Salas Zapata, W., Ríos Osorio, L., y Álvarez Del Castillo, J. (2011). La ciencia emergente de la sustentabilidad: de la práctica científica hacia la constitución de una ciencia. *Interciencia*, 36(9), 699-706. <https://upcommons.upc.edu/bitstream/handle/2117/15395/699.pdf>
- Salas Zapata, W., Ríos-Osorio, L., y Álvarez Del Castillo, J. (2012). *Marco conceptual para entender la sustentabilidad de los sistemas socioecológicos*. *Ecología Austral*, 22(1), 74-79. http://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1667-782X2012000100008
- Soto, J. (2007). Servicios ambientales, agua y economía. *Revista de ingeniería*, 26, 93-99.
- Taylor, S., & Bogdan, R. (1984). *Introduction to Qualitative Research Methods. The Search for Meanings*. John Wiley and Sons.
- Universidad de Antioquia y Gobernación de Antioquia. (2012). *Diagnóstico Técnico - Municipio de Urrao (Antioquia)*. http://190.109.167.188:83/imagenes/SIAD/INF_SP_AGUA_POTAB_DOC_DIAGNOSTICO_URRAO.PDF



Materia prima para el acueducto moderno. Panorámica de las fuentes hídricas en Medellín (1875-1920)

Carlos Augusto Álvarez Arboleda

Grupo de Investigación en Tecnologías de la Innovación y Medio Ambiente (GITIMA), Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia, Medellín – Colombia. E-mail: carlos.alvarez66@tdea.edu.co

Resumen

El paisaje natural se convierte en referente a la hora de conformar una ciudad, esto debido a recursos como el agua, que facilitan la supervivencia y el desarrollo de las actividades cotidianas. La historia de este preciado recurso en Medellín se desarrolla inicialmente de forma paralela con el de la propiedad privada; la posesión de las aguas se había convertido en un instrumento de dominio que, junto a las dinámicas originadas por los dueños de las tierras, ejercían poder sobre organismos de representación y de administración municipal. Con la Constitución de 1886, se fomentó la política sobre la administración de los servicios públicos por parte de las entidades municipales, empezando a dejar atrás a los particulares que muchas veces no atendían las necesidades de la población, incumpliendo los contratos y la gestión de las aguas. Este artículo pretende describir aspectos naturales de la ciudad de Medellín, específicamente de las principales fuentes de agua utilizadas para el abastecimiento de la población, antes que la ciudad iniciara su gran proceso de transformación física.



Palabras Clave: fuentes hídricas, Medellín, acueducto, historia del agua, paisaje, historia urbana.

Introducción

Al iniciarse el siglo XX, existía en la ciudad de Medellín un sistema de acueducto rústico, el cual llegaba hasta ciertos sectores de la ciudad y que, a su vez, transportaba el agua para abastecer algunas fuentes o pilas comunales. Este acueducto fue construido en tubería de barro, era insuficiente para la demanda de agua de toda la población y, por su permeabilidad, permitía la contaminación de las aguas para el consumo humano con las desechadas del también precario alcantarillado.

La administración municipal regulaba el uso del agua, así como la distribución y el mantenimiento de las fuentes. Pero con el paso del tiempo, los sistemas hídricos fueron superados en su capacidad de autolimpieza, debido a la cantidad alta de aguas negras o actualmente aguas residuales (AR) y basura que les eran arrojadas, cambiando por ende su calidad, hasta convertirse en un simple botadero de residuos líquidos y sólidos, tanto de hogares como de fábricas, gracias a que el alcantarillado y las cunetas existentes permitían transportar cualquier tipo de desecho desde el punto donde se originaba hasta la fuente de agua más cercana.

En este manuscrito se describen los aspectos naturales de algunas de las principales fuentes hídricas de la ciudad y de la cuenca del Río Medellín, así como de las principales características que poseían este río y las quebradas. Inicialmente se plantea cómo fueron los comienzos de la relación entre los habitantes y las fuentes hídricas de este valle; a continuación, se presentarán algunas características de las corrientes hídricas más importantes de la ciudad y que permitieron a sus pobladores abastecerse del preciado recurso, para finalizar con algunas conclusiones. Como objetivo general se pretende identificar las principales fuentes hídricas de la ciudad y que fueron utilizadas como un bien para abastecimiento no solo del agua, sino también de otros recursos para el bienestar y crecimiento de la nascente ciudad.



Agua para los habitantes: los inicios de Medellín

Medellín logró su título de ciudad en 1813, aunque fue fundada en 1616 y elevada a capital del departamento de Antioquia en 1826, dejando rezagada a su debilitada rival, Santa Fe de Antioquia. Fue una pequeña ciudad hasta principios del siglo XX, cuando, debido al desarrollo industrial, se produjo un incremento acelerado, tanto de sus habitantes como de su infraestructura física. El nombre de Medellín fue dado a la villa desde un principio y constituyó un homenaje a don Pedro Portocarrero y Luna, conde de Medellín en Extremadura (España), como agradecimiento por los buenos oficios interpuestos por él para lograr la autorización de la nueva fundación, en su calidad de presidente del Supremo Concejo de Indias¹.

La ciudad está situada en el Valle de Aburrá, a una altura aproximada de 1.500 metros sobre el nivel del mar, y rodeada por montañas de la Cordillera Central de los Andes, con alturas de 2.500 a 3.000 metros. Este valle está conformado por los municipios de Medellín, Caldas, La Estrella, Sabaneta, Envigado, Itagüí, Bello, Copacabana, Girardota y Barbosa. Además, Medellín pasó de aproximadamente 60.000 habitantes, durante 1905, a unos 359.000, a mediados del siglo XX (Restrepo Santamaría, 2011, p. 9).

Se puede comenzar a hablar de un primer despegue en cuanto al abastecimiento de agua, en la Villa de Medellín, a partir de la visita de Juan Antonio Mon y Velarde, quien gobernó la provincia entre los años de 1785 y 1788. Este mandatario dictó disposiciones para el aseo y ornato de las calles, impulsando la educación de los jóvenes, la construcción de una fuente pública (no se cuenta con información precisa que indique el número de fuentes públicas que ya existían o de su ubicación) en la plaza mayor y la de una casa donde funcionaran el cabildo y la cárcel, entre otras disposiciones.

Sin embargo, el crecimiento de la zona urbana fue bastante lento y no hubo mayores obras o disposiciones hasta llegado el siglo XIX; evidenciándose esto, porque prácticamente la villa solo se había extendido unas tres manzanas hacia el oriente y unas siete hacia el norte, gracias a que la provisión de

¹ El título de ciudad le fue concedido a Medellín por el dictador Juan del Corral. No debe olvidarse que el calificativo de villa era inferior al de ciudad en la jerarquía de las poblaciones españolas.



agua continuaba siendo un factor limitante fundamental para que el tejido urbano pudiera extenderse. Debido a esta circunstancia, la documentación referente al agua y su gestión es escasa; además, antes de 1826, Medellín era observada como un pueblo y tanto la atención como los recursos del Gobierno eran dirigidos hacia otros municipios mayores.

Para la segunda mitad del siglo XIX, luego de ser Medellín nombrada como la nueva capital de Antioquía, las dinámicas internas comenzaron a cambiar y aspectos que anteriormente eran pasados por alto, tomaron relevancia, como, por ejemplo: la consecución de fuentes de aguas aptas para el consumo de la población creciente. La ciudad, entonces, comenzó a mostrar un crecimiento en su estructura física, revelado entre otras fuentes, por los planos elaborados en 1875 por dibujantes de la Universidad de Antioquia y por el plano de 1889, realizado por alumnos de la recién inaugurada Escuela de Minas, que permiten observar un mayor crecimiento de la malla urbana (Posada Vélez, 2005).

En la cartografía antigua de Medellín, se puede comprobar cómo su eje central fue la corriente o quebrada Santa Elena; la zona urbana de la pequeña ciudad crecía en sentido norte-sur. En el sector occidente de la naciente ciudad, se observaba el Río Medellín, aun siendo visto con sus meandros y sin la intención de ser canalizado, como pasaría años más adelante.

Volviendo al sector de la corriente Santa Elena, era entendible entonces que se construyeran puentes a lo largo de ella y se explica, también, por qué luego de un tiempo de crecimiento industrial y urbanismo, esta fuente pasó a ser la cloaca natural más grande de la ciudad. Se empieza entonces a formar una relación de amor y odio con esta corriente de agua, de beneficios, pero también de desventajas. Una fuente hídrica que le daba al paisaje natural un valor estético, remarcable frente a otras ciudades o incluso a otros sectores de la misma ciudad, pero que, con la llegada de la industria y la urbanización, comenzaba a generar problemas de salubridad, pero a su vez un impedimento natural para el cruce de los ciudadanos de un lado al otro de la creciente Medellín (Villegas Botero, 2010).

Para finales del siglo XIX y las primeras décadas del siglo XX, una gran parte de Medellín, junto con sus alrededores, permanecía en el ámbito



rural. Las posibilidades de expansión eran limitadas, porque los cuerpos de agua como quebradas, lagunas e incluso el mismo río Medellín, con sus desbordamientos, convertían los terrenos aledaños en zonas pantanosas. Contrario a esto, existían otras zonas ricas en material orgánico y con tierras de consistencia semiporosa que las volvía aptas para cultivos como las legumbres, hortalizas, flores y frutas. En sectores como El Poblado se observaban cultivos de flores y frutas; mientras que, en lugares como Robledo, las frutas como el durazno, la manzana y las fresas eran las más apetecidas; en la América, Belén y Guayabal, se podían observar cultivos de caña de azúcar (Betancur, 1925, pp. 158-159).

Tanto en Medellín como en la mayoría de las poblaciones, el agua es el recurso natural de mayor importancia para su sociedad, debido a que es un elemento indispensable para el funcionamiento de los ecosistemas, la supervivencia de su población y su producción industrial y agropecuaria, entre otras actividades. La historia de la relación entre una sociedad y la explotación de este medio natural debe ser interpretada con base en tres variables principales: el conjunto de los grupos sociales dominantes con poder de decisión, los habitantes de ese espacio, cuyo acceso a los bienes está reglamentado por los anteriores y, por último, los propios recursos generados en función del desarrollo técnico de la sociedad (Rodríguez Fernández, 2012, p. 188).

En este orden de ideas, los grupos humanos establecen dinámicas relacionales con los recursos naturales mediante procesos económicos, políticos, demográficos, institucionales, culturales y tecnológicos, que determinarán los nexos entre una sociedad y, en este caso particular, el agua, vinculando formas de apropiación, manejos, usos culturales y tecnológicos, y generando relaciones desiguales e inequitativas de poder y sociabilidad, junto a la calidad y cantidad que del recurso se tenga. Esta medición socioinstitucional tiene como consecuencia que la relación entre los grupos sociales por la disponibilidad del recurso dé inicio a un ciclo de conflictividad por el control, el acceso y la gestión del capital natural que se traduce en cómo son tomadas las decisiones individuales, comunitarias o estatales sobre el manejo del agua en cada sociedad (Ortega Santos, 2012, p. 74).

En las actas del municipio de Medellín, por ejemplo, se ve representada esta conflictividad por el acceso y la gestión del agua, en múltiples



comunicados por parte de los habitantes de la ciudad, quienes acusan a los mineros, comerciantes, agricultores y a las lavanderas de, al realizar sus oficios particulares en las partes altas de los ríos o las quebradas, enturbiar el agua, deteriorándola.

En algunas oportunidades, los habitantes de la ciudad tomaban agua del río, que para ese entonces corría al occidente de la ciudad, pero con mucha más frecuencia el agua que utilizaban provenía de la quebrada Aná, más conocida como Santa Elena, y que le servía de límite al norte, la cual venía descendiendo de la montaña que se sitúa al oriente de la ciudad. La siguiente es una de las comunicaciones enviadas por las Empresas Públicas al secretario de obras públicas, al alcalde y al supervisor general:

Hemos recibido quejas de los habitantes de la parte alta de la ciudad, algunos de los cuales han pensado en abandonar sus casas, porque no pueden utilizar el agua que les llega. Es el caso, Señor Alcalde, que las aguas de Santa Elena que deben servir para los quehaceres domésticos llegan a las habitaciones tan cargadas de lodo y arena y de materias orgánicas, que parecen haber sido utilizadas para transportar materiales de minas o para mover tierras. Creo que además del perjuicio de no poder utilizar el agua, se trata de un caso grave de salubridad pública (Archivo Histórico de Medellín (AHM), 1927, 294-346).

Otra relación de desigualdad que se presentaba, pero esta vez en cuanto a la cantidad de agua, se dio cuando algunos vecinos adinerados de la ciudad, residentes en la cercanía de la plaza, fueron comprando al municipio el derecho de provisión de agua corriente para sus casas. La cantidad de agua a la que tenían derecho se denominaba "paja de agua", la cual era una cantidad muy variable y con el pasar de los tiempos se hizo necesario precisarla, debido a que los nuevos dueños de estas concesiones de aguas exageraban al momento de tomar la cantidad por la que habían pagado.

La "paja de agua" fue, entonces, una medida fundamental para la venta y el consumo del líquido. Desde la época colonial, se venían dando discusiones



sobre la medida exacta de referencia, pero fue solo cuando se fundó la empresa fiscal del acueducto que tomó vital importancia establecer la cantidad exacta de esta medida, y para esto se acudió a ingenieros del exterior que tenían contratos con la ciudad y que podían referenciar esta medida a partir de las que se aplicaban en Europa. Sin embargo, se logró unificar este criterio en el año de 1904, con base en cálculos del francés Eugenio Lutz, de Camilo Echeverri y Alejandro López, quienes obtuvieron, a partir de la aceleración de la gravedad, la altura sobre el centro del orificio por donde sale y las líneas en que el caño se dividiera, que la “paja de agua” de 12 líneas equivaldría a 19,78 m³ de derrame en 24 horas (Ospina, 1966, p. 244).

Esta cantidad de agua fue estimada en primera instancia como apta para ser recibida por los habitantes de la ciudad, lo cual no parecía ser un problema, debido a que Medellín y el valle en donde se encontraba se enorgullecían de tener una cantidad nada despreciable de fuentes que podían suministrar el líquido. Ya establecida la medida de la “paja de agua” como parámetro para el consumo y la venta, se necesitaba seleccionar las mejores fuentes hídricas y hacer llegar el agua en las mejores condiciones posibles para la población.

Panorámica del agua: características del río Medellín y de algunos de los afluentes más representativos de la ciudad

“Una de las formas de volverse loco es siguiendo la pista de las aguas públicas de Medellín” (Ospina, 1966, p. 225), esto era lo que afirmaba en 1904 Lucrecio Vélez, definido como un ciudadano ilustre e influyente, apuntando también Vélez que hasta sus días no se había escrito nada tan claro como el Código Civil, según el cual los ríos y todas las aguas que corren por cauces naturales son bienes nacionales de uso público en los respectivos territorios, pero con una excepción para las vertientes que nacen y mueren dentro de un mismo predio y cuyo uso y goce pertenece a los dueños y pasan con esto a los herederos y sus sucesores (Ospina, 1966, p. 225).



Fueron, aproximadamente, 78 quebradas, entre los límites de Girardota y Barbosa, que terminaban en el río Medellín²; desde luego, no todas ellas aprovechables y, en la actualidad, la gran mayoría ha desaparecido por diferentes factores como el desmonte de sus cabeceras, disminuyendo el caudal de la cuenca hidrográfica (Ospina, 1966, p. 229).

La primera fuente para el suministro de agua fue construida en piedra y, al momento de ponerse en servicio, se designó un fontanero con la principal función de mantener limpia la cañería, siendo este remunerado con fondos del cabildo. A medida que el casco urbano fue creciendo, el sector norte fue abastecido por las aguas de Santa Elena, mientras que las manzanas del oriente se abastecían de una quebrada menor, La Palencia. A mediados del siglo XIX, la fuente de piedra fue sustituida por una de bronce traída desde Francia, la cual fue trasladada tiempo después a la Plazuela José Félix de Restrepo, al comenzar el siglo XX (Villegas Botero, 2010, p. 148).

El plano que nos ofrece Claudia Avendaño Vásquez (1988, p. 347) (Figura 1) muestra una comparación geográfica entre los terrenos urbanizados a comienzos del siglo XX y aproximadamente treinta y cinco años después. Es notable entonces el incremento de la construcción en la ciudad, pero también esa relación en torno a las fuentes hídricas sigue siendo visible gráficamente, una ciudad que se concentró durante muchos años en el sector centro oriental de la Medellín actual. Sin embargo, comienza a observarse algunos centros poblados en el lado occidental, todos estos siempre cercanos a las corrientes de agua. Ejemplificando lo que Rafael Chávez, como investigador de la historia ambiental urbana, concibe de una ciudad: un ecosistema abierto, no auto suficiente y que requiere de su entorno (Chávez, 2009). Observándose también en ese plano la dinámica inicial de la ciudad en cuanto a ubicación espacial, la cual ayuda a interpretar y explicar cómo se dio inicialmente esa configuración local del territorio, resultado de las interacciones de la población y de sus recursos naturales, especialmente el hídrico, para lograr entender las transformaciones que se generan.

² Hay registros de nombres como: Las Minas, La Salada, La Lejía, Santa Gertrudis, La Valeria, La Miel, El Matadero, La Culebra, La Tablaza, La Estrella, La Cano, La Raya, Quebradagrande, La Chocha, La Muñoz, La Sebastiana, La Manguala, La Ayurá, Doña María, La Zúñiga, La Raya (entre Medellín e Itagüí), Jabalcón, La Aguacatala, la de Don Sinforoso, La Murciélagu, La Poblada, La Guayabala, El Indio, La Altavista, La Picacha, La Matea, Ana Díaz, La Iguaná, La Hueso, el Zanjón de Guanteros, La Palencia, La Loca, La Gallinaza, Santa Elena, La Espadera, Santa Lucía, La Castro, El Ahorcado, La Polca, El Chispero, La Bermejala, La María, El Pedregal, Copinol, Portechuelo, Las Mulas, La Madera, El Hato, La Señorita, El Barro, La García, Tierradentro o El Tapial, La Chiquita, Quitasol o Niquía, Guazimal, Granizal, Fontidueño, El Pedregal (de Copacabana), La Azulita, Piedras Blancas, El Chuscal, El Noral, Los Aguacates, El Ancón, la de los Sierras, San Esteban, San Diego, San Andrés y, por último, Platanito, aunque pueden estar faltando dos o tres en esta enumeración.

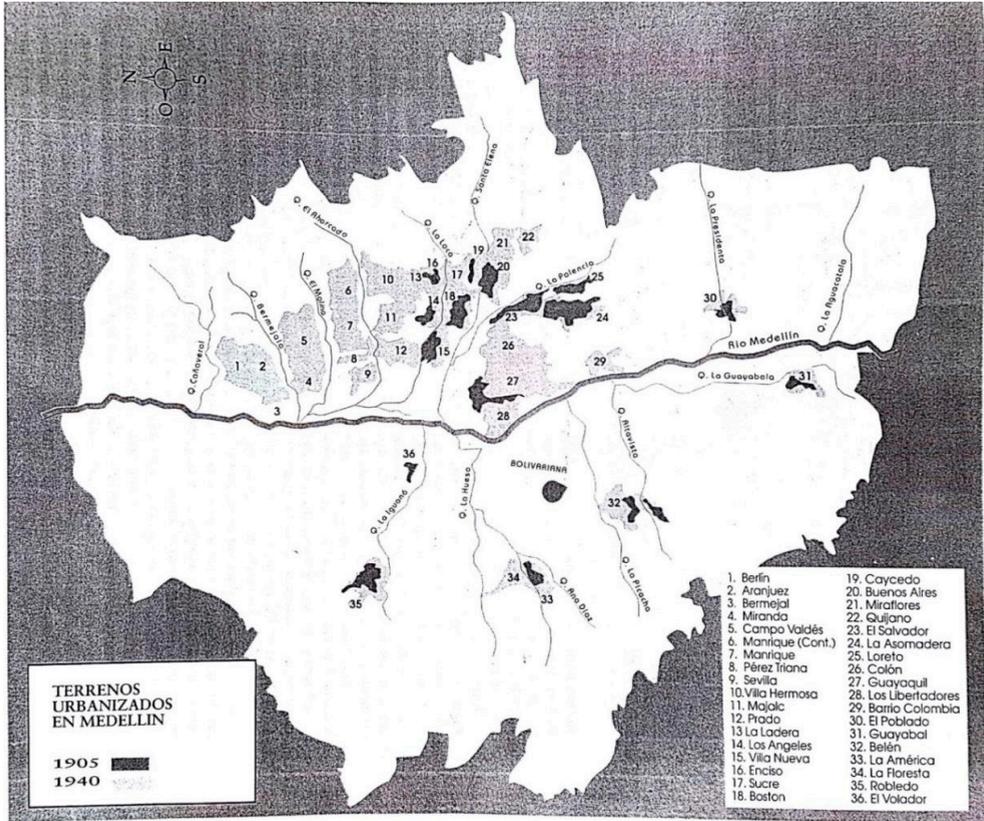


Figura 1
Afluentes del río Medellín

Nota. Fuente: Avendaño Vásquez (1988).

Según registros del archivo histórico de Antioquia, en 1904 el ingeniero municipal Alejandro López calculó teóricamente que para los 40.000 habitantes que poblaban la ciudad de Medellín, existían unos 500 litros de agua de consumo per cápita, lo que representaba una cantidad nada despreciable, comparándola con ciudades tan pobladas como Londres, en donde sus habitantes contaban con 100 litros y se consideraba que 150 litros ya eran bastantes para realizar las labores domésticas: el baño personal, riegos públicos, usos industriales, etc. Nuevos censos realizados en 1905 arrojaron como resultado que Medellín contaba con 59.815 habitantes, repartidos por las diferentes zonas; mientras que, en 1913, el ingeniero



francés Rigal calculó que unos 35.000 habitaban en la cabecera municipal (Archivo Histórico de Antioquia (AHA), s. f.).

Del caudal de agua con el que se trabajaba, las quebradas Santa Elena y La Castro suministraban la mayor cantidad. Por su parte, la quebrada Piedras Blancas abastecía alrededor de unas 100 "pajas de agua" que, mayormente, proveían a cerca de 17 fuentes públicas, 25 arrendatarios de 24 pajas y dueños de otras 20 pajas vendidas. La Ladera suministraba unas 100 pajas, de las cuales unas 30 provenían de La Espadera. La quebrada El Zancudo o del Seminario suministraba 40 pajas y 10 más provenían de la quebrada Amador. En total, López calculó que el agua transportada por el acueducto de Santa Elena bajaba de 900 pajas de 12 líneas; es decir, unos 17.815.000 litros diarios que, sumados a los 1.979.500 litros que otorgaba el de Piedras Blancas y a los conseguidos por las otras fuentes, podían completar los 20 millones de litros al día, cubriendo los 500 litros diarios por habitante calculados inicialmente (Ospina, 1966, pp. 284-285).

Afluente El Zancudo

Por donde hoy está la carrera Ecuador en la ciudad de Medellín pasaban antes las aguas de la quebrada El Zancudo, también conocida como del Seminario o de la Catedral. Esta quebrada corría por propiedades de Jacobo Lince y, posteriormente, de Guillermo Restrepo, quien utilizaba estas aguas para su residencia en Villanueva; mientras Juan Pablo Sañudo empleaba las aguas para su finca La Ladera; y la curia para el servicio del seminario, entre otros. Con el tiempo, también se llevó agua de la casa del señor Restrepo para utilizarla en los baños públicos ubicados en la calle Bomboná, entre las carreras de Bolívar y Carabobo (Rodríguez, 1882, pp. 106-108).

Nuevas personas adquirieron derechos al municipio para servirse de estas aguas, ya que aún en 1930 se podría estimar su caudal en 33 pajas. Durante el año de 1931, el abogado municipal Rafael Botero y el consultor municipal Agapito Betancur afirmaban, por ejemplo, que no sabían qué clase de aguas eran las conocidas como de La Máquina, nombre que también recibió el mismo arroyuelo de El Zancudo en la parte de su curso, en las calles de Carabobo con Bolivia, por haber existido allí cerca una de las más antiguas fábricas



de chocolate de Medellín. Algo similar ocurrió con las aguas denominadas de Aguacatillal (Ospina, 1966, p. 254), demostrando cierto desorden en el manejo y gestión del recurso hídrico en la ciudad.

La Corriente Santa Elena

La Santa Elena nace en la cordillera que se encuentra al oriente de la ciudad, atravesándola hacia el occidente de manera longitudinal y llegando a desembocar en el río Medellín. Tanto esta quebrada como sus afluentes -La Palencia, La Ladera y La Castro- desde tiempos precolombinos suministraron el agua para la población. Los usos y actividades más representativos que se le dieron a esta quebrada pasaron desde receptora de aguas servidas; lugar para ferias de animales y vida social; suministro de material para construcción; hasta baño público y aseo urbano, lavado de ropas y proveedora de agua para el acueducto (Botero Herrera, 1996).

A finales del siglo XVIII, se inició la construcción de una rudimentaria acequia, que haría las veces de acueducto público con agua proveniente de esta corriente en los terrenos de Miguel de Arteaga, quien sería indemnizado dejando de pagar el servicio. Este acueducto se ubicó a la altura del puente Miguel Gómez, también conocido como La Toma, el cual se construyó sin mucha profundidad y, por tanto, quedó a merced de los aumentos de caudal en la quebrada, sufriendo daños constantes, pues la Santa Elena era famosa por sus crecientes durante los inviernos, enturbiando el agua y averiando el acueducto, a pesar de los vallados en piedra o trinchos para controlar esas aguas y de las constantes adecuaciones que ordenaban los muchos acuerdos para lograr encausarla (Jiménez, 1895).

El nombre de Santa Elena se le dio en 1854, sin que se haya identificado la fecha precisa ni encontrándose documento alguno donde conste que lo recibiera oficialmente. Antes de esta fecha era llamada Aná, por los naturales; y del Salado o Aguasal, por los pobladores primitivos. Aunque en otros documentos se hace referencia a ella como quebrada de Medellín (Ospina, 1966, p. 234).



La quebrada tenía, en toda su extensión, los siguientes puentes:

- **Puente de Las Estancias:** fue uno de los más antiguos de Medellín y era el camino obligado para ir a la ciudad de Rionegro. En sus comienzos tenía techo de tejas.
- **Puente de La Toma:** llevaba ese nombre porque allí se construyó la acequia para traer el agua de la quebrada a la ciudad. Era de madera y estaba techado, aunque en una creciente sufrió varios desperfectos y fue reconstruido. Se llamó también de Campo Alegre.
- **Puente de Hierro:** era el que estaba en el sitio conocido popularmente con el nombre de Quebrada Arriba, donde se inicia la calle de Guarne; se le dio este nombre desde su construcción. Antiguamente, se conocía con el nombre de Don Miguel Gómez.
- **Puente de Córdoba:** se construyó frente a la carrera que lleva el mismo nombre.
- **Puente Colgante:** construido bajo la dirección de los estudiantes de la Escuela de Minas sobre la calle de Girardot. Con el tiempo se cayó y fue reconstruido.
- **Puente del Palacio Arzobispal:** otorgándole también el nombre de Don Abraham García, por haber sido construido durante su gobernación.
- **Puentes Mejía y Junín:** el primero construido en la carrera El Palo; el segundo, en la carrera que lleva su nombre. Ambos eran muy visitados por los estudiantes que utilizaban sus muros para sentarse a conversar y mirar a las estudiantes de colegio que por allí pasaban, mientras otras personas disfrutaban de las ventas de variadas frutas. El puente de Junín fue uno de los primeros en desaparecer, cuando se iniciaron los trabajos de canalización y cobertura de la quebrada Santa Elena.
- **Puente de Baltazar Ochoa:** se le designó el nombre de un habitante de la ciudad, calificado como ilustre y caritativo.



- **Puente de Palacé:** servía para ser usado por peatones, ya que era muy estrecho, fue construido en madera y solo contaba con un frágil pasamanos para atravesarlo. A un lado de él, se veía una canoa de tabla, por donde corría el agua de la Sociedad de La Ladera, que abastecía a los habitantes de la calle Boyacá.
- **Puente de Arco:** construido en piedra por los españoles, sólido y muy alto. Se disminuyó su altura hasta nivelarlo con la calle.
- **Puente de Carabobo:** construido en madera. Se le conocía también con el nombre de El Carretero o de las Pizas, este último por unas señoras de dicho apellido que vivían cerca a este lugar y trabajaban la panadería.
- **Puente Verde:** sobre la carrera Cundinamarca. Se le daba este nombre por estar pintado de este color. También se le conocía como el de Campo Serrano, de Santamaría y de Boston (Restrepo Uribe, 1981, pp. 267-268).

Las imágenes de la época, revelan una barrera natural entre dos sectores de la creciente ciudad, que fue en primera instancia solventado con la construcción de puentes. No obstante, también revela una relación inicialmente de amor y luego de odio, porque tanto las casas como las calles construidas a lado y lado de esta fuente hídrica, permitían el disfrute de esta zona a sus pobladores, pero de igual manera por la cercanía a muchas, los desechos tanto líquidos como sólidos -de hogares e industrias- llegaban rápidamente al cauce, contaminándolo aún más. Se da claramente esa relación funcional, pero conflictiva con las corrientes de agua, comenzando a sentirse la necesidad de un cambio en el aspecto de la ciudad, visto por algunos como una emergencia para lograr la ciudad moderna que empezaba a instalarse en la mentalidad de los habitantes, en donde el desarrollo industrial y urbanístico dictaría las órdenes para obtener el nuevo paisaje urbano (Arnold, 2000; Barrera Lobatón y Hernández, 2014).

En cuanto a las actividades de recreación que se realizaban en torno a esta fuente hídrica, para los residentes de Boston, Enciso, Buenos Aires, Gerona y otros barrios del oriente de Medellín, los baños más agradables; es decir, los lugares para asearse y pasar un tiempo con amigos y familia se hallaban en la quebrada Santa Elena, desde el puente de tablas (cuadras arriba de La Toma) hasta Las Estancias (Espinal Pérez, 2010, pp. 165-181).



Las Perlas era el mejor “charco” (nombre que utilizaba la población para referirse a un punto de un cuerpo de agua que podía visitar para recrearse y asearse), alimentado por hilos de aguas limpias; era cercado por piedras grandes y tenía la forma de un lago en miniatura. Los bañistas cuidaban de él como si fuera propio y no permitían que cualquier vecina se acercarse allí a lavar sus ropas. Dejaban, por el contrario, que mucha gente se surtiera de él por carecer en sus casas de agua potable para sus labores. En la curva, entre La Playa y Las Estancias, existió el del Míster, un charco abierto, espacioso y cristalino que, al parecer, también incitaba a bañarse en él (Hincapié López, 1995).

Desde el puente de Hierro hasta el de Junín, la quebrada Santa Elena absorbía la contemplación de los caminantes por el murmullo de sus aguas reposadas, siendo esta otra forma de disfrutar de las quebradas de la ciudad. No había deleite igual al que sentían los medellinenses al caminar protegidos del sol por las ceibas frondosas que adornaban las avenidas. Y para muchos otros habitantes era agradable ver cómo desde el puente de Tenerife hasta la desembocadura en el río, los carreros y camioneros extraían materiales de construcción (arena, cascajo y piedra); de igual manera que lo hacían en la quebrada La Iguaná (Vásquez Uribe, 1994, pp. 65-66).

Aproximadamente, desde el último cuarto del siglo XIX, el agua de la Santa Elena comenzó a presentar serias dificultades, debido a que en sus alrededores se construyeron viviendas populares como las del barrio La Toma, en la parte alta, o mansiones y villas de la élite, en el paseo de La Playa, y para sus construcciones tomaron arenas, piedras y maderas de su cuenca, profundizando su lecho. Aparte de esto, se realizaban ferias de ganado vacuno y porcino, por lo que se instalaron baños públicos en las zonas más profundas como El Resbaladero, La Bodega, Las Pizas, El Guayabito y del Morrito. Los puentes, unos más firmes y duraderos que otros, sirvieron para comunicar la ciudad con el sector de Villanueva, que iniciaría su urbanización en los últimos diez años del siglo XIX. Todas estas actividades y obras dieron origen a problemas de salud pública en la ciudad (Botero Herrera, 1996).

Un factor más que incrementó el problema de salud pública fue originado por los desechos sólidos. El 15 de septiembre de 1881, el inspector de policía del Barrio Norte, Cesar López Nogal, le escribió a la Jefatura Municipal del



departamento para asignar quién se encargaría de limpiar la quebrada, debido a que los vecinos más cercanos al sector estaban utilizando las riberas de la quebrada como lugar para desechar las basuras durante las horas de la noche. Estos desechos sólidos se estaban almacenando en la orilla de esta fuente hídrica o en las bases de los puentes que la cruzaban, ocasionando problemas de higiene (García Estrada, 2000).

La Inspección de Policía del Norte decidió, entonces, el 24 de octubre de 1882 incrementar el número de policías de salubridad y ornato dedicados al cuidado de todo el recorrido de la quebrada. Esta tarea fue una de las labores constantes emprendida por la Administración Municipal, no solo para mantener la limpieza de las aguas, sino para cuidar también las propiedades de los vecinos en este sector (AHM, 1882, f. 86).

Otra entidad preocupada por la conservación de esta corriente fue el Concejo de Medellín, ordenándole, por ejemplo, al alcalde Pedro P. Restrepo (abril a diciembre de 1887) vigilar de modo especial terrenos y solares por donde pasaban los acueductos públicos, con el objeto de que no los abrieran, usaran sus aguas y arrojaran a ellos materiales que pudieran ensuciarlos o causar daños; además de impedir el lavado de ropas de la toma de agua para arriba, multando severamente a quienes violaran estas disposiciones. El alcalde lo ordenó cuando expidió el Acuerdo 10 de 1887, buscando poner fin a los abusos cometidos con el arroyo y exigiendo mejoras, vigilancia y la reconstrucción de los tramos que conducían el agua a casas de la élite y a comercios del Parque de Berrío. Sin embargo, esta situación, lejos de mejorar, se agravó y, para finales del siglo XIX, la calidad del agua de la fuente más importante para Medellín era ostensiblemente mala (León Gómez, 1993, pp. 35-39).

El 12 de abril de 1894, el Concejo Municipal ordenó a la junta de Obras Públicas y al comisario de aguas prohibir el lavado de ropa, bañarse, arrojar animales muertos y basuras; además, se prohibió la construcción de desagües y excusados, con el objetivo de mantener el aseo del cauce de la quebrada y la limpieza de sus orillas. De igual forma, ocurrió con algunos de sus afluentes, como la acequia La Castro, los riachuelos Santa Lucía, Pulgarina y Espadera (AHM, 1894); todas ellas medidas insuficientes para controlar o evitar el deterioro de la Santa Elena.



Hasta finales de 1920, la quebrada Santa Elena fue un eje de poblamiento, ya que muchas personas aprovecharon la cercanía al agua para su uso cotidiano. Esta fuente hídrica siguió abasteciendo de agua a la ciudad para el acueducto, fue utilizada también como alcantarillado y hasta como fuente para la producción de energía eléctrica; además, se consideró uno de los lugares más hermosos de Medellín con sus múltiples puentes, pero, a su vez, fue vista como un impedimento para el crecimiento urbanístico de la ciudad (Márquez Valderrama y Santa, 2013).

El afluente Piedras Blancas

Aproximadamente desde 1870, la quebrada Piedras Blancas empezó a convertirse en una de las fuentes hídricas más importantes para la ciudad de Medellín como sistema natural de abastecimiento. Con la calidad y cantidad que estaba presentado esta fuente, los habitantes pudieron recibir, sin mayores inconvenientes, agua limpia entre finales del siglo XIX y comienzos del XX. Como la ciudad comenzó a tener un incremento en la población y se conocía ya de los malos manejos por parte de los acueductos que estaban siendo administrados por particulares, los cuales tenían garantías económicas para la compra de "pajas de agua" o los derechos de las tierras donde había sido construida la acequia, el 5 de noviembre de 1888 el Concejo de Medellín decretó el Acuerdo número 28, mediante el cual se proponía expropiar las aguas a los particulares con el fin de obtener el control de todas las aguas de Piedras Blancas, para poder iniciar el proceso de municipalización y mejorar así el servicio de acueducto de la ciudad (AHM, s.f. a).

Para el año de 1892, se construyó un acueducto en mampostería con condiciones de impermeabilidad, compuesto por gruesas capas de arcilla y cemento ubicadas en la parte externa. La cuenca hídrica de Piedras Blancas tomó más fuerza como referente de obtención y consumo de agua por parte de los habitantes de Medellín, debido a la riqueza acuífera que mostraba, en parte gracias a la abundancia forestal de este territorio, a su topografía y a su clima. Se convirtió, entonces, todo el territorio aledaño a esta quebrada en una "fábrica" natural estratégica para la producción hídrica y de oxígeno, permitiendo la sostenibilidad de la biodiversidad no solo de la ciudad, sino de toda esa región. Gracias a estas condiciones naturales, los lugareños del



territorio cercano pudieron realizar plantaciones forestales y de cultivos agrícolas en torno a su bosque y sus aguas (Cuervo González, 1991).

A finales del siglo XIX, Medellín continuaba aprovechando las aguas de la corriente Piedras Blancas, en donde estaban incluidas sus afluentes: Mazo, Guayabo, Chorrillos y Gurupera. Estas se originaban al norte de la ciudad, todas vertientes del Pan de Azúcar encauzadas mediante zanjas artificiales y recogidas por atadores de barro, fueron introducidas a la sociedad mediante un contrato celebrado entre el municipio de Medellín y Manuel J. Álvarez, Roberto Tobón, Gonzalo Correa y Erasmo Rodríguez. Este contrato estimuló la construcción de viviendas en la zona, originando un comienzo en el deterioro de los bosques y la disminución en la calidad del líquido (Jiménez López, 2012).

A partir de 1890, aproximadamente, se decidió que la administración municipal comenzara a apropiarse de la cuenca. Para socializar y organizar una empresa que administre esas aguas, el municipio contrató a Mariano Roldán con el fin de que aportase conocimiento en materia de acueductos y generación de energía. Por ello, Roldán insinuó al municipio la adquisición de los predios adyacentes a Piedras Blancas, para ser arborizados y que esto aumentara el caudal en la cuenca hidrográfica oriental dentro del proceso de municipalización (Ochoa, 1946, p. 223).

La importancia de esta cuenca se vio reflejada nuevamente, en una misiva enviada por la Sociedad de Agricultores de Colombia³ a la Sociedad de Mejoras Públicas (SMP)⁴, el 16 de junio de 1920, donde se destacó lo conveniente de sembrar árboles para un estudio científico sobre la variabilidad de especies nativas y exóticas que podrían ser importantes como materia prima o por su belleza. La administración de Medellín también reconocía el valor del agua entregada por Piedras Blancas, por lo que empezó a instruir a personas del sector sobre el manejo y aprovechamiento de este recurso, con el fin de no alterar esta zona y, mucho menos, el bienestar de la ciudad (AHM, s. f. b).

3 La Sociedad de Agricultores de Colombia (SAC) (1871) sucedió en medio de uno de los momentos más interesantes y decisivos del país: el tránsito de los Estados Unidos de Colombia (federalismo) a la República de Colombia (centralismo). Tiene dentro de sus objetivos la integración entre productores agropecuarios y la defensa de sus intereses mediante la discusión pública, el intercambio de conocimientos y tecnologías, la divulgación de información, la promoción del avance científico y tecnológico y la formulación de propuestas al Estado.

4 La SMP es una entidad privada de carácter cívico, creada como un proyecto de la elite antioqueña en febrero de 1899, para propender por el desarrollo físico y cultural de la ciudad. Ha sido uno de los pilares fundamentales de los proyectos cívicos, urbanísticos, ambientales, educativos, culturales y ecológicos.



Uno de los miembros de la SMP, Jesús María Jaramillo M. consideró de suma importancia la construcción de un embalse, para noviembre de 1940, que asegurara la provisión de agua en buenas condiciones para la ciudad de Medellín. Gracias a la formación de la primera junta directiva para el acueducto, integrada por José María Escobar, Carlos Cock, Germán Uribe Hoyos y Manuel María Escobar, quienes vieron indispensable la obra del embalse; se inició entonces la compra de propiedades en Piedras Blancas, con la intención de adquirir toda la cuenca para el municipio y poder asegurar la continuidad y la calidad de las aguas, permitiendo que Medellín creciera. Ya en diciembre de 1940, se habían comprado 2.000 hectáreas más, adicionales a las 3.000 compradas en 1918, y se habían plantado 200.000 árboles nuevos que con su crecimiento podrían asegurar la conservación, aumento y limpieza de las corrientes hídricas de esta cuenca.⁵

Corriente La Iguaná

Cruzando desde el occidente hacia el oriente de la ciudad, se encuentra la quebrada La Iguaná. La cuenca de esta fuente hídrica se caracterizó, a través de los años, en mostrar zonas bastante deforestadas y erosionadas durante muchos tramos de su recorrido. Sus aguas arrastran grandes cantidades de sedimentos finos, arenas, cascajo y piedras; debido a esto, a lo largo de toda la historia de esta zona occidental de Medellín, esta quebrada originó daños en los sectores del barrio Robledo, en la carrera 80 y en sus inmediaciones con el río Medellín. Aunque existían muchas quebradas como La Ayurá y Doña María, que también aportaron muchos minerales al río, La Iguaná era considerada la más importante en este aspecto; la extracción de estos materiales de arrastre como única medida de solución fue infructuosa, al ser una labor interminable.

Comentarios de los ingenieros Escobar y Pinillos dan a entender que la quebrada no mostraba tener un lecho fijo, pues en las épocas de invierno era muy común ver que se inundaba el sector de Otrabanda en múltiples direcciones, pero cuando llegaba el verano⁶ estas zonas inundadas se

⁵ Olano, 1940, p. 554.

⁶ Dado que Medellín se ubica en una región tropical, donde las estaciones no son sensibles, este término hace referencia a la temporada de sequía.



secaban, formándose focos de infección que afectaban la salud pública. La cuenca de esta quebrada mostraba un paisaje natural dominante, ayudado, sobre todo, por los grandes inviernos tropicales que originaron la destrucción del poblado de Aná en 1879 (Betancur, 2015, pp. 60-61).

Puede entenderse entonces que la relación entre los pobladores específicos de esta zona y esta quebrada en particular tenía dos caras de una misma moneda: por momentos la corriente los premia con sus bondades naturales, pero en otras ocasiones ella misma los atacaba. Una relación entonces que es generada y dependiente de la misma naturaleza y en donde inicialmente no hubo mano de la población más allá de la construcción del poblado cerca de sus riberas (Reyes Cárdenas, 1996).

Uno de los grandes beneficios que mostraba La Iguaná, era la cantidad de agua limpia existente en las partes más altas de su nacimiento. Durante un tiempo se pretendió, por parte de la administración municipal, construir un acueducto que pudiera abastecer todo el sector de Robledo; sin embargo, este proyecto se veía difícil de realizar debido al espacio geográfico en que se encontraban estas fuentes, y no se podía construir más abajo, debido al alto grado de suciedad provocado por el arrastre de material que se presentaba constantemente. Esta corriente entonces pone de manifiesto cómo ella misma y sus dinámicas hidrológicas jugaban en contra del desarrollo del sector y eran vistas más como obstáculos y retos que se presentaban para resolver en el futuro cercano.

En este sector de Robledo, se utilizaron para abastecerse aguas provenientes de la quebrada La Corcovada y La Montaña, las cuales eran distribuidas por acequias que atravesaban los predios de don Carlos Vásquez, Genaro Madrid, Federico Trujillo, Ester Isaza viuda de Gutiérrez, Paulina Restrepo viuda de Restrepo, Pablo Burgos y Adelina Mesa. El agua que sobraba era distribuida en las fuentes que alimentaban el sector de Robledo (AHM, 1925).



El río Medellín

El río nace en el Alto de San Miguel, ubicado en el municipio de Caldas, a una altura de 2.700 metros sobre el nivel del mar y se conforma, inicialmente, con los nacimientos de las quebradas La Vieja, La Moladora y Santa Isabel; más adelante, se le unen La Mina, La Salada y La Clara, dando origen al río. Este cruza los diez municipios que conforman el Área Metropolitana del Valle de Aburrá: Caldas, La Estrella, Sabaneta, Itagüí, Envigado, Medellín, Bello, Copacabana, Girardota y Barbosa.

Entre otros usos, el río Medellín o Aburrá, como era también llamado, fue utilizado para la recreación y el entretenimiento de los habitantes del Valle de Aburrá. Muchos de estos encontraban muy ameno caminar por las márgenes del río entre los puentes de Guayaquil, San Juan y Colombia, mientras saboreaban mangos y guayabas que caían de los árboles que abundaban en las orillas del río. Otros se deleitaban al ver pasar las balsas cargadas de madera y productos agrícolas, procedentes de Caldas y lugares del sur, manejadas por expertos. Algunos habitantes, en cambio, encontraban en estas aguas, desde Ancón hasta Bello, bañaderos para pasar el tiempo del verano. Se podían hallar charcos como La Garrucha, más arriba del puente de Guayaquil; los de San Juan y El Mico, que se ubicaban debajo de los puentes de sus mismos nombres; y otros que, por su peligrosidad, no eran tan frecuentados, como La Taza y El Ahorcado (Botero y Villegas, 2000).

Existían otros charcos río abajo, en los municipios de Copacabana, Girardota, Barbosa y Porce, pero a aquellos solo acudían quienes tenían cómo movilizarse los domingos o días de fiesta. A medida que llegaban las quebradas al cauce del río Medellín, aumentaba el caudal de sus aguas y los charcos se disfrutaban más fácilmente, pero al de la desembocadura de la quebrada La Iguaná, se le tenía como el más hondo y traicionero. Existen registros de que ahí, precisamente, varios niños se ahogaron en agosto y noviembre de 1928. Quienes se atrevían a bañarse en él, se amarraban vejigas de res infladas en sus espaldas.

Otro lugar de recreación era una gran "manga" (espacio abierto, cubierto de pasto o hierba) ubicada al costado occidental del río, en donde alguna vez aterrizó la primera avioneta que llegó a Medellín; hasta allí caminaban



las personas que iban al charco de La Garrucha, saltando los alambrados y cañizales para curiosear y de paso llevarse unas cuantas varas de caña brava especiales para elevar cometas por lo livianas que eran, lo que facilitaba el control para su elevación. El río, en toda su extensión, desde Guayabal hasta el puente de Colombia, limpio y con buena corriente, se ofrecía en cualquier lugar para pescar, cruzarlo a nado o improvisar charcos y estancamientos para las lavanderas (Vásquez Uribe, 1994, pp. 63-65).

Durante las dos primeras décadas del siglo XX, la calidad de las aguas que presentaba el río Medellín era variable, con algunas zonas de óptima calidad y otras, en cambio, bastante contaminadas. La zona de buena calidad del agua se presentaba en el sur del Valle de Aburrá, esto se evidenció cuando Juan de la C. Posada, uno de los miembros de la SMP manifestó que, en los municipios del sur, contando a Envigado, La Estrella, Itagüí y hasta Medellín (los cuales presentaban una población estimada de 120 000 habitantes), podría disponer de por lo menos 100.000 m³ de agua por día, simplemente utilizando el recurso que provenía del río (Betancur, 1925, p. 59).

El río Medellín se mostró siempre como un elemento de unión entre los habitantes, no solo de la ciudad, sino de todo el Valle de Aburrá. Dentro de sus beneficios se podrían contar la provisión de agua y bienestar diario, el suministro de materiales para la construcción y un lugar de recreación; dentro de sus perjuicios se encontraban las crecientes, que generaban daños en caminos, cultivos y viviendas cercanas (Botero, 1982).

Estas condiciones del río y de algunas de las quebradas más importantes y utilizadas en Medellín, permiten tener un panorama inicial sobre este recurso natural, antes de que la ciudad comience el proceso de transformación física e industrialización, que originará un cambio importante en estas fuentes y que se convertirá en un factor fundamental para la distribución urbanística de la ciudad y para la relación de los habitantes con el preciado líquido.



Conclusión

El paisaje natural que ofrecía Medellín a finales del siglo XIX y comienzos del XX fue uno de los referentes iniciales para que muchos habitantes optaran por establecerse en la ciudad y pudieran conseguir de una forma "fácil" recursos naturales para su supervivencia y realizar las actividades cotidianas. Uno de esos recursos fue el agua que, a pesar de existir la administración municipal como ente de control y conservación, no era suficiente para evitar que muchas personas abusaran de este recurso, provocando su deterioro y escasez con el paso del tiempo. Debido a que las quebradas Santa Elena y Piedras Blancas se encuentran en la misma cuenca hidrográfica de la zona oriental de Medellín, su ubicación estratégica permitió la abundancia del recurso agua, generando que muchos grupos humanos se asentaran allí para obtener el preciado líquido y poder sobrevivir en medio de una ciudad que estaba en la búsqueda de un correcto orden urbanístico.

A medida que la población fue creciendo, los habitantes también se fueron desplazando hacia otros lugares y fue en ese momento cuando el río Medellín comenzó a tener un papel más importante en cuanto a la distribución y organización física de la ciudad. Desde el momento en que comienza esta expansión urbana es más notable la relación funcional, pero conflictiva con los sistemas hídricos del territorio. Los flujos de entrada del agua como la lluvia, los ríos y quebradas urbanas, los sistemas de distribución y de agua potable fueron elementos que generaron obstáculos y en muchos casos retos que, sin lugar a dudas, tuvieron que ser tenidos en cuenta para empezar a luchar por la consecución del desarrollo industrial y mobiliario, que estaba en el pensamiento de los comerciantes y de las personas más influyentes de la ciudad de Medellín.



Referencias

- Archivo Histórico de Antioquia. (AHA). (s.f.).
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM) (s.f. a). Informe sobre expropiación de expropiación de aguas a particulares, Tomo 277, ff. 234-235.
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM). (s.f. b). Volumen 14, Tomo 1029, ff. 24-37.
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM). (1882). Correspondencia General Inspección Municipal de Loreto a Inspección de Permanencia, Tomo 26, f. 86.
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM). (1894). Correspondencia general Concejo Municipal de Medellín, Tomo 17, ff. 456-457.
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM). (1925). Correspondencia Ingeniería Municipal, Tomo 278, f. 278.
- Archivo Histórico de Medellín. (AHM). (1927). Tomo 256, ff. 294-346.
- Arnold, D. (2000). *La naturaleza como problema histórico. El medio, la cultura y la expansión de Europa*. Fondo de Cultura Económica.
- Avendaño Vásquez, C. (1988). Desarrollo urbano en Medellín, 1900-1940. En J. Melo (Ed.), *Historia de Antioquia* (pp. 343-352). Suramericana de Seguros.
- Barrera Lobatón, S., y Hernández, J. (2014). *Perspectivas sobre el paisaje. Perspectivas ambientales*. Universidad Nacional de Colombia.
- Betancur, A. (1925). *La ciudad. Medellín en el 5° cincuentenario de su fundación*. Tipografía Bedout.
- Betancur, J. (2015). *El agua de Medellín. Una historia local y ambiental de los usos e intervenciones del río Medellín y algunos de sus afluentes: Iguañá, Santa Elena y Piedras Blancas (1880-1961)* [Tesis de Maestría, no publicada]. Universidad Nacional de Colombia.
- Botero, F. (1982). Desarrollo vial en el siglo XX: lo que cuentan las calles de Medellín. *Revista antioqueña de economía y desarrollo*.
- Botero Herrera, F. (1996). *Medellín 1890-1950: historia urbana y juego de intereses*. Universidad de Antioquia.
- Botero, F., y Villegas, L. (2000). *Una mirada al pasado una visión de futuro*. Empresas Públicas de Medellín.



- Chávez, R. (2009). Las ciudades en la historia ambiental. *Investigación ambiental. Ciencia y Política Pública*, 1(2), 197-201.
- Cuervo González, L. (1991). *La historia del sector de acueductos y alcantarillados en Colombia*. Cinep.
- Espinal Pérez, C. (2010). El proceso de modernización y las transformaciones en la concepción de la higiene y la salud. Medellín 1950-1970. En E. Domínguez (Ed.), *Todos somos historia: Vida del acontecer diario* (pp.165-181). Canal Universitario de Antioquia.
- García Estrada, R. (2000). *Cien Años Haciendo Ciudad*. La Sociedad.
- Hincapié López, J. (1995). *De la quebrada a la avenida, de Santa Elena a la Playa: una aproximación a la historia cultural de Medellín* [Tesis de pregrado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Jiménez, N. (1895). *Notas sobre las aguas de Medellín* [Tesis de Doctorado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Jiménez López, E. (2012). *La importancia de la Cuenca Alta de la Quebrada Piedras Blancas en el crecimiento urbanístico e industrial de Medellín 1895-1930* [Tesis de pregrado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- León Gómez, G. (1993). *Origen y dinámica de los acueductos de Medellín e importancia de la quebrada Santa Elena 1880-1920* [Tesis de pregrado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Márquez Valderrama, J., y Santa, J. (2013). Agua y salud en la configuración del espacio urbano de Medellín (1886-1913). *Trashumante*, 2, 107-136.
- Ochoa, L. (1946). Cosas viejas. Aguas de la antigua Villa de la Candelaria. *Revista Progreso*, 76, 2217-2224.
- Olano, R. (1940). Árboles. *Revista Progreso*, 18.
- Ortega Santos, A. (2012). De aguas, tierras y políticas hidráulicas en la España contemporánea. *Vínculos de historia*, 1, 73-94.
- Ospina, L. (1966). *Una vida, una lucha, una victoria: monografía histórica de las empresas y servicios públicos de Medellín*. Empresas Públicas de Medellín.



- Posada Vélez, G. (2005). *La quebrada Santa Elena en Medellín naturaleza, historia, símbolo, ocultamiento y utopía* [Tesis de pregrado, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Restrepo Santamaría, N. (2011). *Empresariado antioqueño y sociedad, 1940-2004: influencia de las élites patronales de Antioquia en las políticas socioeconómicas colombianas*. Universidad de Antioquia.
- Restrepo Uribe, J. (1981). Quebrada Santa Elena. En J. Restrepo Uribe y L. Posada de Greiff (Ed.), *Medellín su Origen Progreso y Desarrollo* (267-280). Servigráficas.
- Reyes Cárdenas, C. (1996). *Aspectos de la vida social y cotidiana de Medellín 1890-1930*. Tercer mundo.
- Rodríguez, E. (1882). Informe del fontanero del distrito a la corporación municipal en el mes de enero de 1882. *Registro municipal*, 3(23), 106-108.
- Rodríguez Fernández, J. (2012) Relaciones de poder en torno al agua. Vitoria en la transición de la Edad Media a la Edad Moderna. *Vínculos de historia*, 1, 187-203.
- Vásquez Uribe, O. (1994). *Guayaquil por Dentro*. Concejo de Medellín.
- Villegas Botero, L. (2010). La provisión de agua y luz en Medellín. En E. Domínguez Gómez (Dir.), *Todos somos historia: Vida del acontecer diario* (147-163). Suramericana.



Procesos avanzados de oxidación como una alternativa para la eliminación de contaminantes

Sergio Valencia^a, María Isabel Mejía^b

^aINTEGRA, Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia - Institución Universitaria, Medellín, Colombia, sergio.valencia@tdea.edu.co

^bGrupo de Investigaciones y Mediciones Ambientales (GEMA), Universidad de Medellín, Medellín, Colombia, mimejia@udem.edu.co

Resumen

La contaminación generada por el desarrollo tecnológico es un problema actual, que ocasiona el deterioro de fuentes hídricas, smog fotoquímico, detrimento de la fauna y la flora, aumento de los efectos nocivos sobre la salud humana, entre otros. Colombia y específicamente el Valle de Aburrá no están aisladas de esta problemática, por lo que la implementación de soluciones prácticas y económicas, como las tecnologías limpias, permiten disminuir el problema de contaminación, sin tener que detener el desarrollo industrial.

Las tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) son tecnologías limpias y viables como alternativas o complementos a las técnicas convencionales de tratamiento, ya que pueden oxidar gran cantidad de compuestos. La base de las TAO es la generación de radicales hidroxilos (HO*), los cuales tienen la capacidad



de eliminar una gran cantidad de moléculas orgánicas e inorgánicas. Adicionalmente, las TAO pueden utilizar la radiación UV aportada por el sol, siendo Colombia un país privilegiado por sus altos niveles de radiación solar. Dentro de las TAO se encuentra la fotocatalisis heterogénea (FH), que permite el tratamiento eficiente de contaminantes acuosos y gaseosos, gracias a su comportamiento no selectivo, lo que facilita su utilización en el tratamiento de diferentes tipos de contaminantes. El dióxido de titanio (TiO_2) es el semiconductor más utilizado en la FH. Esto se debe a su alta estabilidad, actividad fotocatalítica, capacidad para la oxidación avanzada y bajo costo.

Las aplicaciones de la FH con TiO_2 está en el tratamiento de aguas subterráneas, superficiales y residuales como los de la industria textil, que presentan sustancias antropogénicas difícilmente biodegradables, donde la FH ha mostrado una alta eficiencia de degradación. Además, la FH se ha utilizado para purificar y desinfectar aguas destinadas al consumo humano, en procesos de autolimpieza y procesos con propiedades bactericidas. Por otro lado, se han implementado en la eliminación de contaminantes gaseosos tales como los compuestos orgánicos volátiles (VOCs), ampliamente generados en los procesos industriales y domésticos, que presentan alta toxicidad y peligrosidad. En este capítulo se presenta un resumen sobre los principios de la fotocatalisis heterogénea, un estado del arte sobre algunas de sus aplicaciones y los resultados de algunas investigaciones realizadas entre el Tecnológico de Antioquia y la Universidad de Medellín.

Palabras clave: tecnologías avanzadas de oxidación (TAOs), fotocatalisis heterogénea, radiación, dióxido de titanio, degradación de contaminantes.



Introducción

Tecnologías avanzadas de oxidación

Las tecnologías avanzadas de oxidación (TAO) utilizan la luz UV o visible como fuente de radiación. Las TAO pueden convertir una gran variedad de compuestos orgánicos a CO_2 y ácidos minerales. Entre las TAO se encuentra la fotocatalisis heterogénea (FH), que emplea el dióxido de titanio (TiO_2) como semiconductor. Las TAO se basan en la formación del radical hidroxilo (OH^\bullet), que es altamente oxidante, lo que lleva a la mineralización de los contaminantes (Sharma et al., 2012; Asgar et al., 2015; Tokode et al., 2016).

Fotocatálisis heterogénea

La FH forma parte de las TAO, que en términos generales se define como una reacción química inducida por la fotoabsorción de un material sólido denominado fotocatalizador, con la alteración de las propiedades redox de su superficie, que promueve reacciones de transferencia de carga, a través de la interfaz semiconductor-solución acuosa. El resultado neto es la catálisis donde ocurre la reacción de oxidación de contaminantes disueltos (Valencia et al., 2011; Mohammad & Bahnemann, 2012).

Semiconductor TiO_2

El TiO_2 es el semiconductor más usado en la FH, porque es química y biológicamente inerte, no presenta riesgos para el ambiente y los humanos, es estable a la corrosión fotoquímica y química, es abundante y presenta alta eficiencia catalítica (Colmenares et al., 2006; Wen et al., 2015; Fang et al., 2017). Además, la mayoría de los compuestos orgánicos tienen un potencial redox por encima de la banda de valencia (BV) del TiO_2 , lo que lleva a que puedan ser oxidados fotocatalíticamente. Por lo tanto, el TiO_2 es casi el fotocatalizador ideal, la única excepción es que no absorbe en el visible (Wen et al., 2015).



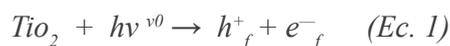
El TiO_2 puede encontrarse en la naturaleza bajo diferentes formas cristalinas: anatasa (tetragonal), rutilo (tetragonal) y broquita (ortorrómbica). Las fases anatasa y rutilo son las de mayor actividad fotocatalítica, donde la anatasa es termodinámicamente menos estable que el rutilo (Nolan et al., 2009). Sin embargo, la anatasa posee mayor área superficial y mayor densidad superficial de sitios activos, para la adsorción y la catálisis, lo que lleva a que la anatasa tenga una alta actividad fotocatalítica (Zangeneh et al., 2015). Por otro lado, algunos estudios han demostrado que mezclas de anatasa (70 - 75 %) y rutilo (30 - 25 %) presentan una actividad fotocatalítica mayor que la anatasa pura (Ohno et al., 2001).

Propiedades ópticas del TiO_2

La mayoría de los autores han determinado que el rutilo tiene un bandgap directo de 3,06 eV y un bandgap indirecto de 3,10 eV, y la anatasa tiene un bandgap indirecto de 3,23 eV (Welte et al., 2008). Por otro lado, se han reportado en la literatura valores de energía de bandgap (E_g) desde 2,86 a 3,34 eV, para la fase anatasa. Estas diferencias se deben a variaciones en la estequiometría de la síntesis, al contenido de impurezas, al tamaño cristalino de los catalizadores y al tipo de transición electrónica (Hidalgo et al., 2007; Hossain et al., 2008; Valencia et al., 2010).

Mecanismo de la degradación fotocatalítica con TiO_2

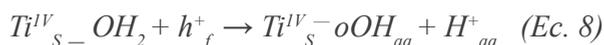
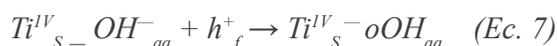
La FH se basa en la absorción directa de fotones de luz visible o UV, con energía igual o superior al bandgap del semiconductor usado y lleva a que un electrón (e^-) de la BV sea excitado por la fotoirradiación y salte a la banda de conducción (BC), lo que genera un hueco (h^+) en la BV, donde los e^-/h^+ conducen a reacciones de reducción y oxidación respectivamente (Ec. 1). Los e^- y h^+ pueden ser atrapados en la superficie del TiO_2 si existen estados superficiales intrínsecos por encima de la BV y por debajo de la BC (Ec. 2 y 3). Los e^- corresponden a átomos de oxígeno superficiales con estado de oxidación -1 (O_s^-) y los h^+ corresponden a átomos superficiales de titanio reducidos (Ti_3^+) (Hoffmann et al, 1994; Valencia et al., 2011; Wen et al., 2015).



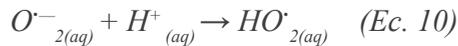
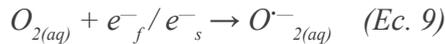
La oxidación de la materia orgánica (RH_2) sigue dos mecanismos: los h_s^+ pueden oxidar la materia orgánica disuelta ($RH_{2(aq)}$) (Ec. 4); y los h_f^+ pueden oxidar materia orgánica adsorbida ($RH_{2(ad)}$) sobre la superficie del semiconductor (Ec. 5) (Monllor-Satoca et al., 2007). Los radicales orgánicos ($RH_{2(aq)}$) formados pueden reaccionar con O_2 y producir peroxiradicales, lo que desencadena una secuencia de reacciones de oxidación, que pueden llevar a la mineralización total de la materia orgánica presente (Ec. 6).



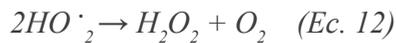
Igualmente, se puede dar la formación de radicales hidróxilos libres (OH^\cdot), a partir de la oxidación de especies adsorbidas del agua, en los Ti_s^{IV} , por los h_f^+ , según las Ec. 7 y 8 (Tokode et al., 2016).



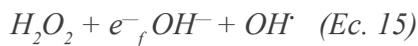
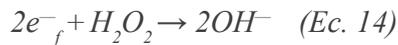
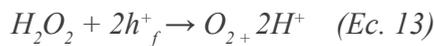
El requerimiento de electro-neutralidad del semiconductor hace que por cada e^- que se "inyecta" a la BV o a algún h_s^+ , por medio de alguna de las reacciones anteriores, sea necesario remover un e^- de la BC, donde el O_2 disuelto es el principal agente oxidante que se utiliza para tal fin, y la reducción es llevada a cabo por e_f^- o e_s^- (Ecs. 9 - 11), que corresponden a un mecanismo de producción de peróxido de hidrógeno (Ec. 11) (Salvador, 2007).



El peróxido de hidrógeno también puede formarse a partir del radical perhidróxilo (12):



El H_2O_2 presente, ya sea por adición o por su producción (Ecs. 11 y 12), puede actuar como aceptor de h^+_f (Ec. 13) y como aceptor de e^-_f en procesos de transferencia multielectrónica (Ec. 14) (Ilisz et al., 1999) o producir radicales hidróxilos, en procesos de transferencia monolectrónica (Ec. 15) (Khodja et al., 2001). La presencia del H_2O_2 favorece estos procesos, ya que evita las recombinaciones e^-_f / h^+_f y según la Ec. 15 puede ser una fuente de $OH\cdot$, que es un radical altamente oxidante (Hoffman et al., 1994).



La intensidad de la radiación

La velocidad de degradación fotocatalítica depende de la absorción de irradiación, que se incrementa al aumentarse la intensidad de la radiación, lo que se debe al incremento de especies oxidantes. A baja intensidad de la radiación, la velocidad de la degradación inicial acelera en proporción con la intensidad de la radiación, lo que implica que las especies oxidantes se reducen por el proceso de recombinación. A altas intensidades de la radiación, la velocidad inicial se incrementa en proporción a la intensidad de la radiación a la potencia de 0,12 y la velocidad de mineralización crece en proporción a la intensidad de la radiación a la potencia de 0,58 (Palmer et al., 2002).



Características del TiO_2 Degussa P-25

El TiO_2 Degussa P-25 es el material que más se utiliza como referencia en diferentes investigaciones, por su alta actividad fotocatalítica. El TiO_2 Degussa P-25 es sintetizado a partir de la hidrólisis del tetracloruro de titanio en fase gaseosa, en presencia de hidrógeno y oxígeno, a temperaturas superiores de 1.200°C . El producto es una mezcla de las fases cristalinas anatasa y rutilo, en proporción 80:20, con densidad de $3,7 \text{ g/cm}^3$, sin poros, un área superficial BET de $50 \pm 15 \text{ m}^2/\text{g}$ y un diámetro promedio de 21 nm, su pH superficial es de 6,25 y en solución se encuentra típicamente en agregados primarios, de $0,1 \mu\text{m}$ de diámetro. El TiO_2 P-25 presenta una elevada actividad fotocatalítica, que se debe a la presencia de las dos fases en una sola estructura (80% anatasa y 20% rutilo), lo que promueve la separación de cargas del par e^-/h^+ e inhibe la recombinación (Mills & Le Hunte, 1997).

Métodos de síntesis de TiO_2

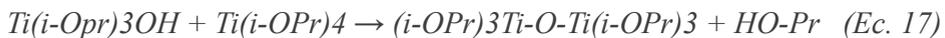
El TiO_2 puede ser sintetizado por varios métodos en forma de polvo, cristales o películas delgadas. Los diferentes métodos llevan a que las muestras de TiO_2 sintetizado tengan diferente actividad fotocatalítica, ya que presentan diferencias en la morfología, la fase cristalina, el área superficial específica, el tamaño de las partículas y la densidad superficial de grupos OH. Entre los métodos de síntesis de TiO_2 están la síntesis en llama por oxidación de TiCl_4 (Almquist & Biswas, 2002), la síntesis por oxidación hidrotérmica de Ti metálico y el método sol-gel, a partir de sales o alcóxidos de Ti (Choi et al., 2006).

Método sol-gel

Es uno de los métodos más comunes para producir TiO_2 en polvo, películas en recubrimientos y membranas (Truong et al., 2017). El método sol-gel involucra la formación de un sol, por la hidrólisis y la policondensación de un precursor de titanio, generalmente alcóxidos de titanio, donde el gel se transforma en una estructura cristalina luego de un tratamiento térmico (Watson et al., 2003). Existen dos rutas en el método sol-gel: la no alcóxida, que usa sales inorgánicas como nitratos, cloruros, carbonatos, etc.; y la alcóxida que usa metales alcóxidos. (Matijevic et al., 1997; Iwasaki et al., 1998).



Diferentes alcóxidos se han usado como precursores de Ti como el $Ti(OC_2H_5)_4$, $Ti(OC_3H_7)_4$, $Ti(OC_4H_9)_4$, $Ti(OC_5H_{11})_4$, donde la hidrólisis se hace más lenta a medida que el tamaño del grupo alquil se incrementa. Los alcóxidos que más se utilizan son el $Ti(OC_3H_7)_4$ y el $Ti(OC_4H_9)_4$ (Kallala et al., 1993). La hidrólisis y condensación del $Ti(OC_3H_7)_4$ proceden simultáneamente y llevan nanopartículas con menos forma y más agregadas; mientras que para $Ti(OC_4H_9)_4$ en las mismas condiciones conduce a partículas de mayor tamaño (Crisan et al., 2007). La Ec. 16 muestra las reacciones involucradas en las reacciones de hidrólisis del iso-propoxido (i-OPr) y las Ec. 17 y 18 muestra las reacciones de condensación (Baes & Mesner, 1976).



Estas reacciones pueden continuar, lo que depende de la cantidad de agua, y llevan a que se formen polímeros (defecto estequiométrico de agua) o partículas (exceso de agua). La hidrólisis total del i-OPr lleva a la formación de titanio hidratado (Ec. 19), este interactúa en reacciones de condensación, para formar enlaces $\equiv Ti - O - Ti \equiv$ y mediante reacciones de policondensación forma una red.



En el método sol-gel, la adicción directa del agua al precursor de titanio lleva a una precipitación inmediata de partículas amorfas, con estructuras poco definidas y desordenadas, que se debe a las rápidas reacciones de hidrólisis y condensación (Tong et al., 2008). Para controlar la reactividad del precursor de titanio y obtener una mejor microestructura existen varios métodos como separar la hidrólisis de la condensación, ya sea por medio de la modificación alcóxida, por complejación con agentes coordinados (Guillard et al., 2002; Campostrini et al., 2003), ajustar el pH, trabajar con solventes no acuosos, adicionar cantidades controladas de agua (Beyers et al., 2006) o la catálisis acido-base (Harizanov & Harizanov, 2000).



Sin embargo, la forma más común de controlar la hidrólisis es por el método alcóxido (Zaharescu & Crisan, 1997; Crisan et al., 2007), donde el precursor se disuelve en un solvente, que está relacionado con el alcohol del precursor correspondiente. Para el $\text{Ti}(\text{OC}_3\text{H}_7)_4$ se utiliza el 2-propanol y para $\text{Ti}(\text{OC}_4\text{H}_9)_4$, el butanol (Crisan et al., 2007), y esta solución se mezcla con otra solución que contiene el agua. La hidroxilación del alcóxido lleva a la formación de un sol de TiO_2 , luego a un gel y finalmente a un hidrato de TiO_2 .

El método sol-gel tiene varias ventajas como el bajo costo de los equipos requeridos, la posibilidad de controlar varios parámetros del producto final como la homogeneidad, la pureza, la microestructura como la porosidad y el área superficial. Además, tiene la facilidad de introducir dopantes y darle al producto final una forma deseada como fibras, monolitos, películas y polvos, que depende de las condiciones de gelación (Ghamsari & Bahramian, 2008).

Las desventajas del método sol-gel tienen que ver con que las partículas obtenidas son amorfas y se requieren altas temperaturas, por encima de 400°C , para la completa cristalización (transición de amorfo a la fase anatasa). Las altas temperaturas de la calcinación afectan la microestructura y las propiedades de las nanopartículas como la reducción del área superficial con la sinterización, el crecimiento del cristal y la pérdida de grupos hidroxil superficiales.

Método solvotermal

Este método presenta condiciones de reacción moderadas como baja temperatura y bajos tiempos de reacción (Valencia et al., 2010; 2011). Además, se puede controlar la temperatura, la presión, las propiedades de los solventes, los adictivos y el tiempo de añejamiento. Esto le da un alto potencial para obtener polvos cristalinos, de alta pureza y homogéneos y con un tamaño cristalino pequeño. El método solvotermal emplea reacciones químicas en medios acuosos (método hidrotérmico) o en medios orgánicos (método solvotermal) como metanol, butanol, isopropanol o tolueno, con un tratamiento térmico, en una autoclave, para cristalizar el material, a bajas temperaturas (250°C o menos) (Yin et al., 2003; Kim et al., 2003).



El método sol-gel puede ser acoplado con el método hidrotérmico, donde el método hidrotérmico induce la cristalización de los polvos amorfos, lo que mantiene la tensión local y evita que los mesoporos colapsen, en la calcinación con el método sol-gel (Carp et al., 2004; Valencia et al., 2010). Además, estos dos métodos acoplados llevan a la formación de estructuras mesoporosas con altas áreas superficiales (Valencia et al., 2011).

Mejoramiento de la actividad fotocatalítica del TiO_2

El TiO_2 solo presenta alta eficiencia de degradación con la absorción de radiación UV, para aprovechar la absorción de radiación visible se han propuesto diferentes métodos de síntesis para el TiO_2 : la modificación de rutas de síntesis, la utilización de diferentes precursores y el dopado del TiO_2 con diferentes elementos químicos.

En el dopaje se han realizado varias investigaciones con la utilización de no metales y metales de transición como el boro (B), nitrógeno (N), los halógenos, sílice (Si), Se (Se), etc. Sin embargo, el dopaje no ha sido suficiente para obtener TiO_2 con un band gap estrecho y una alta eficiencia fotocatalítica con radiación visible (Zangeneh et al., 2015). Se ha encontrado que el dopaje lleva a una alta absorción en el visible a expensas de una reducción de la actividad fotocatalítica por la producción de centros de recombinación. Además, se han encontrado otras limitaciones del dopaje, como que el metal usado presenta baja estabilidad térmica y puede actuar como una trampa de electrones que reduce la actividad fotocatalítica.

Varias Investigaciones se han centrado en la mezcla de TiO_2 con otros semiconductores de bajo band gap, para extender la absorción del TiO_2 en el visible. Sin embargo, se encontró una reducción en el band gap al mezclar sulfuro con TiO_2 , que llevó a una mejora en la degradación en el UV, pero no mejoró en el visible. Por otro lado, la actividad fotocatalítica puede ser mejorada con un proceso de molienda (Hidalgo et al., 2002), donde se encontró que esta mejora la actividad fotocatalítica del N- TiO_2 . Además, la molienda se puede optimizar si se realiza en una atmosfera de NH_3 , o en húmedo con el uso de un solvente como etanol, hexano, etc., o variando la temperatura.



La actividad fotocatalítica del TiO_2 también se ha mejorado al incrementar el área superficial del TiO_2 , que ayuda a una mayor generación de OH^\bullet . Uno de los métodos más utilizados para realizar la síntesis y el dopaje ha sido el método sol-gel. Sin embargo, las altas temperaturas de este método para obtener la fase anatasa y un dopaje efectivo llevan a una reducción del área superficial del TiO_2 .

Varios trabajos se han enfocado en la modificación de rutas de síntesis y la utilización de diferentes precursores para la obtención del TiO_2 con alta área superficial, y alta actividad fotocatalítica con radiación visible con el método sol-gel. Se ha encontrado que los precursores tienen fuertes efectos en las propiedades del catalizador sintetizado, en cuanto al área superficial, band gap, tamaño de partícula, aglomeración de las partículas, etc.

Entre los precursores más usados están los alcoxidos de titanio ($\text{Ti}(\text{OR})_4$) como el tetracloruro de titanio (TiCl_4), el tetraetilo ortotitanato (TEOT), y el tetraisopropilo ortotitanato (TIOT), en agua o en una mezcla de agua-alcohol. Por otro lado, Valencia et al. (2010; 2011) combinó el método sol-gel con la técnica solvotermal para obtener un TiO_2 con fase anatasa y una alta área superficial, sin necesidad de utilizar el proceso de calcinación a altas temperaturas.

Las cantidades de los reactivos en la síntesis del TiO_2 también tienen efecto en las propiedades del material obtenido. Además, el uso de materiales inorgánicos como los silicatos (Tetraetilo ortosilicato (TEOS)) pueden introducir impurezas que cambian significativamente las propiedades de los materiales sintetizados. Por otro lado, varios investigadores han encontrado que la sílice incrustado en el TiO_2 mejora la actividad fotocatalítica del mismo, donde la actividad fotocatalítica del Sílice/ TiO_2 se incrementó al aumentar el contenido de sílice hasta un 30%.

Aplicación de la fotocatalisis en tratamiento de aguas residuales de la industria textil

La industria textil consume una gran cantidad de agua e insumos químicos en sus procesos, y es uno de los grandes generadores de efluentes líquidos



altamente contaminados y tóxicos. Sus efluentes se caracterizan por su alto contenido de carbón orgánico disuelto (COD), alta demanda química de oxígeno (DQO) y un alto color (Asgar et al., 2015).

Los colorantes usados en la industria textil son químicamente estables, no son biodegradables, y algunos colorantes son tóxicos y cancerígenos. Además, los colorantes tienen severos efectos en las fuentes hídricas como una baja penetración de la luz, lo que afecta los procesos fotosintéticos y el desarrollo de organismos acuáticos. Adicionalmente, consumen gran cantidad de oxígeno (Holker et al., 2016; Raman & Kanmani, 2016).

Entre los colorantes que se utilizan en la industria textil se encuentran los aromáticos y heterocíclicos, con grupos cromóforos como los azo ($-N=N-$), carbonil ($-C=O$), nitro ($-N=O$), grupos quinoídes y los auxócromos: las aminas ($-NH_3$), carboxil ($-COOH$), sulfatos ($-SO_3H$) e hidroxil ($-OH$), responsables del color. Estos grupos son muy complejos y estables, por lo que se dificulta su degradación y mineralización (Vajnhandl & Valh, 2014; Holker et al., 2016; Raman & Kanmani, 2016).

Las aguas residuales coloreadas son mezclas compuestas por sustancias recalcitrantes que son difícilmente oxidadas por métodos convencionales. Además, contienen una gran cantidad de sustancias poco fotolizables, que poseen tiempos de vida media mayores a 2.000 h, cuando son expuestas a la luz solar (Manrique et al., 2017). Estas aguas son encontradas en industrias como la textil, laboratorios, alimentarias, que, al ser descargadas directamente a los afluentes de agua, los convierte en una fuente de contaminación de alto impacto ambiental y social (Manrique et al., 2017; Zheng et al., 2019). Se estima que la cantidad de colorantes presente en las aguas residuales es mayor a 10 mil toneladas por año, lo que se debe al incremento en la producción y aplicación de los tintes en las diferentes áreas de la industria (Yao et al., 2020).

Colorantes: naranja de metilo y azul de metileno

Un colorante es un compuesto orgánico que al aplicarlo a un sustrato (generalmente una fibra textil) le confiere un color más o menos permanente



al sustrato. Un colorante se aplica en disolución o emulsión. Además, para lograr una buena fijación, el sustrato debe tener cierta afinidad para adsorberlo. Los colorantes en general son solubles en el medio en el que se aplican o en el producto final.

Entre los colorantes empleados en la industria textil encontramos el azul de metileno (AM) y el naranja de metilo (NM), los cuales son tintes del tipo catiónico y aniónico respectivamente, es decir que son dependientes de iones presentes en el medio. Estos colorantes están compuestos por estructuras diferentes; así, el AM es un colorante tiazina (trifenilmetano) y el NM es un colorante azo, respectivamente.

Hoy en día el NM al igual que otros colorantes azo sintéticos se producen fácilmente y son más económicos que los colorantes naturales, por estas razones son preferidos a nivel industrial. Sin embargo, se utilizan comercialmente sin considerar los efectos tóxicos que generan sobre la salud humana, ya que una parte importante de estos colorantes sintéticos están compuestos por colorantes azoicos tóxicos, cancerígenos y mutagénicos, afectando la salud y causando alergias y otras enfermedades (Yönten et al., 2020).

El AM es un colorante aromático heterocíclico que contiene azufre en su estructura química. Es utilizado en las industrias textiles para teñir algodón, seda y lana. Sin embargo, puede causar quemaduras oculares o a veces lesiones permanentes en los ojos. También causa náuseas, vómitos, confusión mental, y dificultades respiratorias después de la inhalación (Nazir et al., 2020).

Para remover estos colorantes de los efluentes textiles se utilizan métodos convencionales de tratamiento como la adsorción, coagulación, filtración con membranas o tratamientos biológicos (Holker et al., 2016). Estos tratamientos son poco eficientes, lo que llevan a una baja mineralización, a la formación de lodos y al ensuciamiento de membranas (Asgar et al., 2015). Por otro lado, las TAO específicamente la fotocatalisis heterogénea permiten la eliminación de colorantes orgánicos mediante la mineralización, que llevan a la conversión del colorante a CO_2 y agua (Zheng et al., 2019; Yao et al., 2020).

En este trabajo se muestra la degradación de los colorantes azul de metileno (AM) o naranja de metilo (NM) mediante FH con TiO_2 Degussa P-25.



Metodología

Materiales

Dióxido de Titanio (TiO_2 -P25), Naranja de metilo ($\text{C}_{14}\text{H}_{14}\text{N}_3\text{NaO}_3\text{S}$), azul de metileno ($\text{C}_{16}\text{H}_{18}\text{ClN}_3\text{S}$), Agua MilliQ.

Sistema fotocatalítico para la decoloración de colorantes

La Figura 1 presenta el montaje del sistema fotocatalítico utilizado para la eliminación de colorantes en fase líquida. El sistema está compuesto por compartimientos en aluminio que permiten una mayor captación de radiación en cada sistema y la realización de varias evaluaciones fotocatalíticas en simultáneo. Además, las láminas de separación evitan que ocurra contaminación lumínica entre los sistemas. Para los sistemas se emplearon lámparas de luz UV 20W LBL (Potencia 20W, Tensión nominal 120 V, Grado IP: IP40, índice de color 75), sostenidas por soportes. Todas las lámparas están cubiertas con reflectores de aluminio, los cuales direccionan la radiación hacia los reactores (recipientes de plástico de 450 mL) que contiene los colorantes contaminantes en solución líquida. Adicionalmente, la evaluación por fotocatalisis se realiza bajo agitación constante mediante planchas de agitación.

Preparación de la solución de colorante

Para las pruebas de degradación, se preparó una solución madre de 20 ppm del colorante AM y NM; luego, 330 mL de cada solución fueron colocados en un recipiente de plástico de 450 mL; posteriormente, se adicionó 0,17 g de TiO_2 Degussa P-25 a cada recipiente y se mantuvo bajo agitación constante en las planchas de agitación.



Medición de la decoloración del colorante

Para establecer la decoloración del contaminante y determinar su porcentaje de remoción antes y luego de la fotocatalisis heterogénea, se empleó un espectrofotómetro Genesys 10S UV-Vis. Se realizó una curva de calibración a una longitud de onda de 465 nm para el caso del NM y una longitud de onda de 660 nm para el AM, donde se registran los mayores picos de absorbancia para las soluciones de NM y AM, respectivamente.

Las muestras de colorante tomadas del reactor mediante jeringa fueron filtradas usando filtros Advantec, antes de realizar las mediciones en el espectrofotómetro. Este proceso de filtración busca evitar que la muestra a analizar tenga la presencia de partículas de TiO_2 , las cuales modifican la lectura en el espectrofotómetro.

Pruebas de fotólisis, adsorción y evaluación fotocatalítica

Las pruebas de fotólisis consisten en determinar si el colorante presenta degradación al absorber radiación, en ausencia del catalizador TiO_2 Degussa P-25. Para los ensayos, las muestras de colorante se dejaron 180 min. expuestas a la radiación UV de las lámparas y las concentraciones de las muestras fueron medidas en el espectrofotómetro cada 20 min., tomando 3 mL de solución para medir su concentración.

Las pruebas de adsorción en la oscuridad (Figura 1a y 1b) se realizaron con el fin de determinar en qué intervalo de tiempo era conveniente encender las lámparas UV, lo que se debe a que una parte del colorante es inicialmente adsorbido por el TiO_2 . En las pruebas de adsorción, el colorante es puesto en contacto con el catalizador (0.5 g/L) en las planchas de agitación y sin presencia de radiación durante 120 min. Cada 20 minutos se tomaron 3 mL de solución para medir su concentración, realizando previamente la filtración de la muestra.

Finalmente, se realizan las pruebas de evaluación fotocatalisis heterogénea de las muestras de colorantes (Figuras 1c y 1d), con una concentración inicial de los colorantes de 20 ppm, en presencia del TiO_2 Degussa P-25 (0.5 g/L),



durante 180 min. de radiación UV. Luego, las concentraciones finales de las muestras fueron medidas en el espectrofotómetro cada 20 min., donde se tomaron 3 mL de solución desde el reactor mediante el uso de jeringa (Figuras 1e y 1f). Todo el proceso de degradación fotocatalítica se realizó bajo agitación constante.



A



B



C



D



E



F

Figura 1

*Degradación fotocatalítica de los colorantes NM (izquierda) y AM (derecha). **ayb**) pruebas de adsorción, **cyd**) pruebas fotocatalíticas, **e y f**) solución inicial del colorante y luego del proceso fotocatalítico*



Molienda del TiO₂

Para la preparación del TiO₂ mediante molienda, se tomaron 3,5 g de TiO₂ Degussa P-25 y se colocaron en un molino planetario Fritsch Pulverisette 5. La molienda se realizó a dos velocidades de rotación de 220 y 390 rpm, con tiempos de 30 y 60 min. El proceso se efectuó en aire, a temperatura ambiente y presión atmosférica. Se usaron jarros y bolas de acero inoxidable. La relación masa bola: masa polvo fue 20:1.

Resultados y discusión

Características del TiO₂ molido a diferentes revoluciones

En la Figura 2 se aprecia que después de realizar el proceso de molienda a bajas revoluciones y cortos tiempos, el TiO₂ cambió de color. El TiO₂ sin moler presenta un color blanco; al realizar este proceso, el TiO₂ molido a 200 rpm a los 30 minutos presentó un color café claro y TiO₂ molido a los 60 minutos, un color más oscuro. La Figura 3 muestra el TiO₂ molido a 390 rpm, durante 30 y 60 min., en donde se observa un aumento del color oscuro en comparación con la molienda a 200 rpm. Esto ocurre porque tras la molienda el material es contaminado por diferentes elementos (Fe, O y N). Esto no implica la formación de nuevas fases, pero es posible que modifique las propiedades físicas y mecánicas del material.

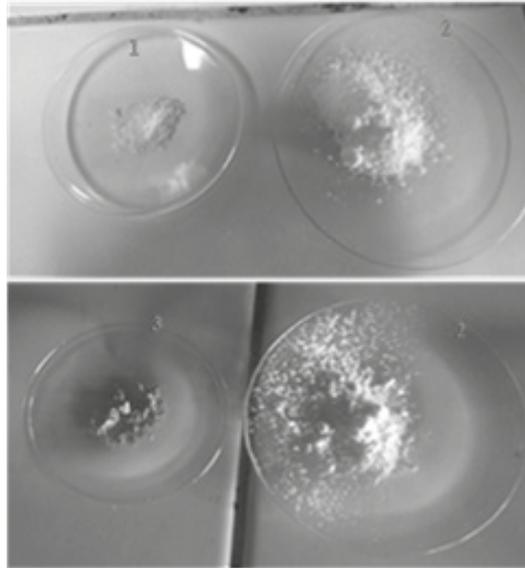


Figura 2

Efecto de la molienda en TiO_2 . 1) TiO_2 molido a 200 rpm a los 30 min, 2) TiO_2 sin moler, 3) TiO_2 molido a 200 rpm y 60 min



Figura 3

Efecto de la molienda en TiO_2 . 1) TiO_2 sin moler, 2) TiO_2 molido a 390 rpm a los 30 min, 3) TiO_2 molido a 390 rpm y 60 min

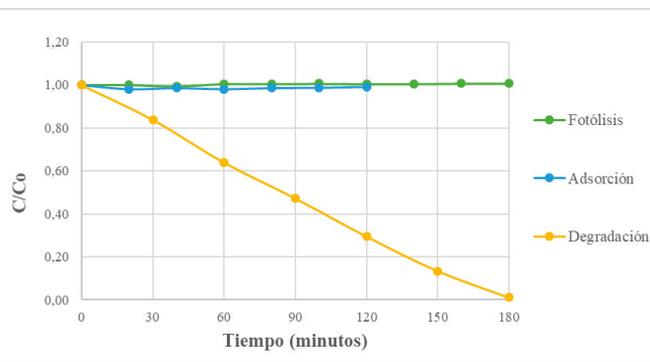


Prueba de fotólisis, de adsorción en la oscuridad y decoloración del colorante con TiO₂ sin moler

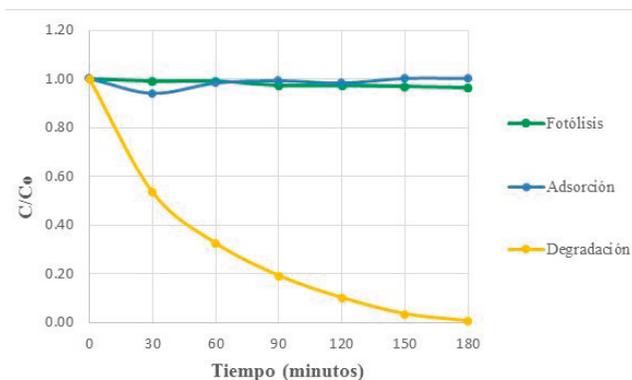
La Figura 4 muestra los datos obtenidos de las pruebas de fotólisis, adsorción en la oscuridad y decoloración fotocatalítica del TiO₂ sin moler bajo radiación UV del colorante NM (a) y AM (b), respectivamente. Se observa que el colorante NM no es fotosensible, es decir, no se decolora al entrar en contacto con la luz UV. En cuanto a la prueba de adsorción en la oscuridad, el equilibrio se alcanza a los 60 min.; luego de este tiempo, el TiO₂ no adsorbe el colorante (Figura 4a). Por lo tanto, para los experimentos de degradación fotocatalítica con TiO₂ sin moler, se dejan un tiempo de adsorción en la oscuridad de 60 min.

En el caso del azul de metileno (Figura 4b), la prueba de fotólisis indica una ligera degradación del AM al entrar en contacto con la luz, indicando que el AM es fotosensible. Sin embargo, este efecto es bajo. Esto indica que se requiere la presencia del catalizador para que la degradación fotocatalítica del AM continúe. En la prueba de adsorción en la oscuridad se observa que la adsorción del colorante sobre el TiO₂ es muy baja (0.93%) y luego se estabiliza en un tiempo aproximado de 60 min. A partir de estos resultados, para los procesos de degradación fotocatalítica se tomó un tiempo de adsorción en la oscuridad de 60 min. para ambos colorantes. Este tiempo de adsorción en la oscuridad permite asegurar que la disminución en la concentración del colorante fue debida al proceso de fotocatalisis y no a efectos de adsorción del colorante sobre el TiO₂ o a procesos de fotólisis. En la degradación fotocatalítica se encontró que, para ambos colorantes, el tiempo requerido para lograr una eliminación completa del contaminante es de 180 min.

En la Figura 4 se observa una decoloración del 99 % del NM con un tiempo de radiación de 180 min. con 0,5 g/L de TiO₂ Degussa sin moler. Estos resultados son congruentes con las referencias bibliográficas, donde se encuentra que el TiO₂ sin moler presenta una alta decoloración bajo luz UV.



A



B

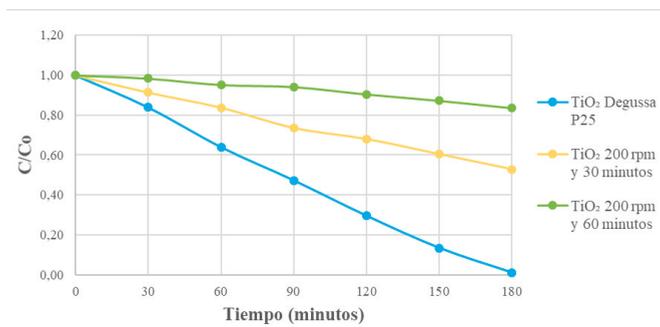
Figura 4

Pruebas de fotólisis (línea verde), adsorción en la oscuridad (línea azul), y decoloración fotocatalítica con TiO_2 sin moler bajo irradiación UV (línea naranja), para el colorante **a)** NM y **b)** AM

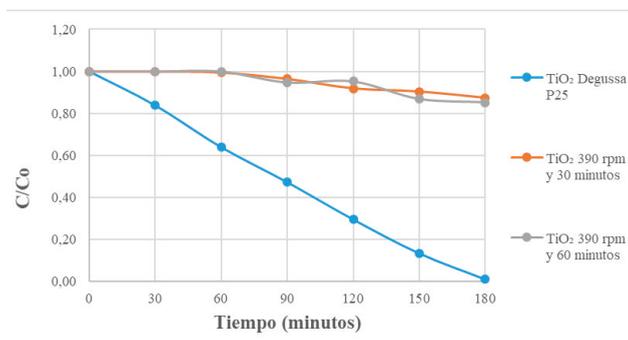


Prueba de adsorción en la oscuridad, de fotólisis y decoloración del colorante con TiO_2 molido

En la Figura 5, se muestran los resultados para el colorante NM a ambas velocidades de rotación (220 y 390 rpm). Se observa que los procesos de molienda tienen un efecto negativo sobre la eficiencia en la degradación fotocatalítica del NM, donde hay una reducción de decoloración del NM durante 180 min., que pasó de 99 % con TiO_2 Degussa sin moler a 47 % con TiO_2 Degussa P-25 molido a 200 rpm durante 30 min., y a 16 % con TiO_2 molido a 200 rpm durante 60 min. Para la velocidad de 390 rpm, el porcentaje de degradación alcanzado fue 13 % a los 30 min. y del 15 % para 60 min. Lo que implica una reducción en la eficiencia de decoloración del NM al aumentar las velocidades de rotación de la molienda.



A



B

Figura 5

Degradación fotocatalítica del colorante NM bajo luz UV, utilizando TiO₂ Degussa P-25 molido a a) 200 rpm durante 30 y 60 min y b) 390 rpm durante 30 y 60 min

En la Figura 6 se presenta la decoloración del colorante AM con TiO₂ molido a 200 y 390 rpm durante 30 y 60 min. Estos TiO₂ molidos dieron una menor eficiencia en la decoloración en comparación con el TiO₂ sin moler, con decoloraciones del 51 % para el TiO₂ molido a 200 rpm durante 30 min., y 50 % para el TiO₂ molido a 200 rpm durante 60 min. Además, con decoloraciones del 30 % para para el TiO₂ molido a 390 rpm durante 30 min., y 25 % para el TiO₂ molido a 390 rpm durante 60 min. Por lo tanto, hay un comportamiento similar a la decoloración del NM, donde hay una reducción en la eficiencia de decoloración del AM al aumentar las velocidades de rotación de la molienda.

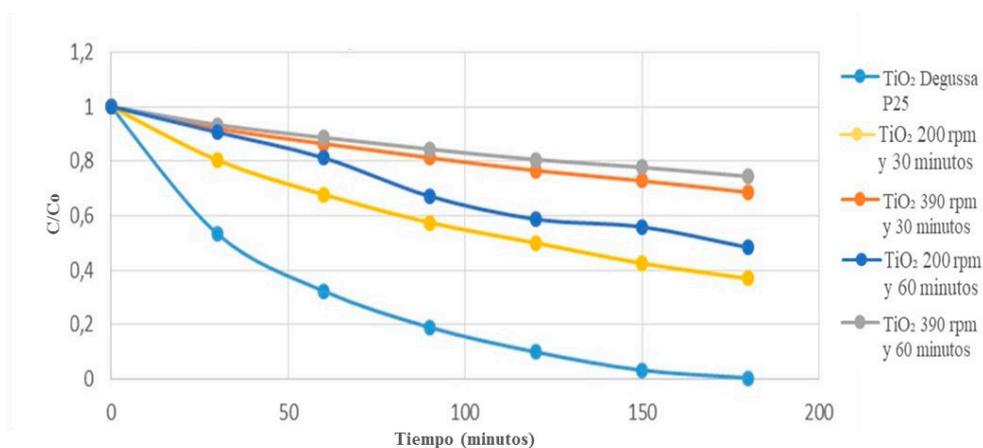


Figura 6

Degradación fotocatalítica del colorante NM bajo luz UV, utilizando TiO₂ Degussa P-25 molido a 200 rpm y 390 rpm durante 30 y 60 min

La baja eficiencia de la decoloración fotocatalítica con los TiO₂ molidos puede ser debido a que el TiO₂ molido no se disuelve de forma homogénea en toda la solución del colorante, en comparación con el TiO₂ sin moler. Esto lleva a una reducción de la absorción de luz UV por parte del TiO₂ para su activación y del contacto del contaminante con el TiO₂. Además, el proceso de molienda llevó a una reducción del área superficial del TiO₂ al presentar las partículas una mayor tendencia a aglomerarse, lo que lleva a una reducción de la actividad fotocatalítica (Galeano et al., 2019).

Los resultados indican que la molienda generó una disminución de la actividad fotocatalítica en comparación de lo encontrado en la literatura (Hidalgo et al., 2002), lo cual puede deberse a una menor densidad superficial de sitios activos, para la adsorción y catálisis (Zangeneh et al., 2015).



Aplicación de la fotocatalisis en la remoción de gases

La acumulación de gases de invernadero en la atmósfera es el fenómeno más evidente de la contaminación ambiental. La mayoría de los procesos industriales y domésticos originan contaminantes orgánicos, entre los que se encuentran los compuestos orgánicos volátiles (VOC). Los compuestos orgánicos volátiles (VOC) son líquidos o sólidos que contienen principalmente carbono en su estructura molecular, unido a otros átomos tales como hidrógeno, nitrógeno, oxígeno, cloro, flúor, bromo o azufre. Los VOC se convierten fácilmente en gas a temperatura y presión atmosférica (Mejía et al., 2010; Turchi et al., 1995).

Los VOC constituyen un importante grupo de contaminantes, lo que se debe a su alta toxicidad, peligrosidad y sus efectos fotoquímicos, radiactivos y biológicos adversos (Mejía et al., 2010). Además, los ambientes confinados tienden a presentar concentraciones elevadas de compuestos orgánicos volátiles, que son emitidas por numerosas fuentes, tales como muebles y materiales de decoración (Kim et al., 2008). Por otro lado, los VOC destruyen el ozono estratosférico y contribuyen a la formación del smog fotoquímico al reaccionar con otros contaminantes atmosféricos (como óxidos de nitrógeno) y con la luz solar. La mayor parte de estos compuestos contienen menos de 12 átomos de carbono y son la segunda clase más extendida y diversa de emisiones industriales y domésticas a nivel mundial después del material particulado (Mejía et al., 2010; Turchi et al., 1995; Kim et al., 2008).

El término VOC agrupa a una gran cantidad de familias o tipos de compuestos químicos, entre las principales familias de VOC se encuentran las presentadas en la Tabla 1 (Kim et al., 2008; Turchi et al., 1995; Environmental Protection Agency-United States (EPA), 2011). A su vez, los compuestos orgánicos volátiles tienen otras clasificaciones, que dependen de distintos parámetros tales como peligrosidad, utilización, composición, propiedades fisicoquímicas, etc. Así, según sus propiedades fisicoquímicas se clasifican en (Kim et al., 2008; Turchi et al., 1995; EPA, 2011):



- **Oxigenados, ejemplo los alcoholes, esteres y cetonas.**
- **Hidrocarburos, como los alifáticos y aromáticos.**
- **Halogenados, entre los que se encuentran los compuestos clorados y fluorados.**

Tabla 1

Algunas de las principales familias de VOC

Hidrocarburos alifáticos	Aromáticos	Compuestos clorados
Hidrocarburos olefínicos	Alcoholes	Éteres
Esteres	Aldehídos	Cetonas
Aminas	Ácidos libres	Terpenos
Nitrilos	Derivados organometálicos	Otros compuestos

Los VOC emitidos a la atmósfera pueden ser producidos tanto por fuentes de origen natural (cloroplastos vegetales) como de origen antropogénico (ya sean emisiones fugitivas o de escape, procedentes de fuentes móviles o estacionarias). En la actualidad, existe una gran variedad de fuentes productoras de VOC, generados antropogénicamente. Entre las fuentes estacionarias se encuentran la industria química, petrolera, de plásticos y caucho, siderúrgica, alimenticia, maderera, farmacéutica, cosmética, entre otras (EPA, 2011; De la fuente et al., 1998).

Aun cuando algunos VOC son emitidos por las grandes fuentes, la mayor parte son emitidos por fuentes pequeñas como los automóviles, las botellas de removedor de barniz para uñas, las pinturas y lacas, los aerosoles, durante el tratamiento de residuos, entre otros. Además, son ampliamente utilizados en la industria como combustibles líquidos, tales como el propano, la gasolina, diesel y la turbosina, entre otros, ya que tienen una mejor combinación de facilidad de producción, transporte, almacenamiento y uso en pequeñas cantidades que cualquier otro combustible competidor.

Los solventes se utilizan mucho, porque se evaporan hacia el aire sin dejar residuos o solo dejan una delgada capa del sólido previamente



disuelto. En la industria química los VOC son usados en algunos casos como productos intermedios; por ejemplo, el cloruro de vinilo es la materia prima del cloruro de polivinilo, uno de los plásticos de uso más extendido en el mundo. Por otra parte, en ambientes confinados se tienden a presentar concentraciones elevadas de estos compuestos, ya que son emitidas por numerosas fuentes, tales como muebles y materiales de decoración (EPA, 2011; De la fuente et al., 1998).

Debido a su alta toxicidad y peligrosidad, los VOC han sido objeto en los últimos 30 años de múltiples regulaciones por parte de los organismos internacionales que protegen el medio ambiente (Fujishima & Zhang, 2006; Xing et al., 2018; EPA, 2011; Blesa, 2001). En Colombia, las normas sobre emisión de contaminantes al aire que se encuentran vigentes fueron establecidas por el ministerio de salud, a través del decreto 02 del 11 de enero de 1982. No obstante, con el propósito de mejorar la calidad de las emisiones, el Ministerio del Medio Ambiente publicó nuevas normas con el nivel y la exigencia internacional de emisión de VOC, las cuales fueron consideradas por la resolución número 0058 del 21 de enero del 2002 y que establecen los límites máximos permisibles con el fin de mitigar y eliminar el impacto de actividades contaminantes del medio ambiente (Ministerio del Medio Ambiente (MinAmbiente), 2002).

Estas normas establecen que el límite máximo de emisión promedio diario para los VOC es de 10 mg de compuesto por cada metro cúbico de gas efluente seco y cuya fuente de emisión es el detector de ionización de llama de hidrógeno, EPA 25A (MinAmbiente, 2002; EPA, 2011). Además, estudios recientes muestran que en Colombia y específicamente en el Valle de Aburrá, se tiene una alarmante cantidad de efluentes de gases contaminantes que deterioran la calidad del aire y afectan la salud (Área Metropolitana Del Valle De Aburrá (AMVA), 2019). En la Tabla 2, se observan las emisiones totales de los contaminantes atmosféricos en el Valle de Aburrá en el año 2018 (AMVA, 2019).

**Tabla 2**

Emisiones totales de algunos contaminantes atmosféricos en el Valle de Aburrá año 2018 (AMVA y Universidad Pontificia Bolivariana, 2018)

Fuente	Emisiones Ton/año				
	Material particulado (PM, PM2.5 y PM10)	SO _x	CO	NO _x	VOCs
Industrias	1697	3376	3228	2346	7109
Fuentes móviles	122	144	562557	16522	32736
Biogénica	0	0	0	319	8602

Estudios recientes de la Secretaria Seccional de Salud muestran que en Medellín el 9,2% de las muertes naturales son atribuidas a la contaminación atmosférica, que se producen principalmente por la combustión incompleta de hidrocarburos utilizados por los automotores e industrias de procesos químicos (AMVA, 2013). Estos generan gastos elevados en atención médica especializada para las personas que presentan cuadros clínicos de infecciones respiratorias (con un costo superior a 1.5 billones, según la resolución D00-000180). Lo que constituye uno de los principales problemas de salud pública del Área Metropolitana. Problema que persistirá e incrementará mientras no se ataquen de forma directa las principales fuentes de emisión (AMVA, 2019).

Metanol

El metanol tiene la fórmula química CH₃OH; también es llamado alcohol metílico, alcohol de madera, carbinol o alcohol de quemar. En condiciones normales es un líquido incoloro, ligero, poco viscoso y de olor y sabor frutal penetrante. Es miscible en agua y con la mayoría de solventes orgánicos, muy tóxico e inflamable (World Health Organization, 2014). El metanol es un compuesto perteneciente a la familia de los VOC. A 20 °C alcanza rápidamente una concentración nociva en el aire, ocasionando irritación de los ojos, piel y problemas respiratorios a tiempos cortos de exposición. Altas dosis de metanol generan pérdida del conocimiento y la muerte (Mejía et al., 2010; Mojica et al., 2020; World Health Organization, 2014).



El metanol es uno de los VOC más abundantes en la atmósfera y es un compuesto típico de emisiones gaseosas en numerosas industrias, tales como las industrias química, farmacéutica y petroquímica, en donde es usado como materia prima especialmente para la producción de solventes, pinturas y precursores poliméricos; en la síntesis de productos fármacos, para la producción de cremas de belleza y soluciones astringentes (Mejía et al., 2010; Nelson et al., 2007; Mojica et al., 2020).

Muchas tecnologías se utilizan actualmente para el tratamiento de compuestos orgánicos volátiles, tales como adsorción con carbón activado o proceso de filtración, pero en estos procesos solamente ocurre un cambio de fase (gas-sólido o líquido a gas); allí persiste el problema de contaminación. Por otra parte, existen otras tecnologías de tratamiento como son la incineración y condensación, pero estas tecnologías son rentables solo para las concentraciones VOC de moderada a alta (Zou et al., 2006).

La fotocatalisis heterogénea es una tecnología promisoría para la remoción de VOC; su aplicación en el tratamiento de corrientes gaseosas requiere el soporte o fijación del fotocatalizador (TiO_2) sobre un material de soporte, para evitar su arrastre. En este sentido, las fibras textiles son una de las alternativas que se ha venido implementando en la obtención de estos sistemas fotoactivos (Fujishima & Zhang, 2006; Xing et al., 2018; Mejía et al., 2010). Los sistemas fotoactivos son materiales promisorios que emplean fibras textiles como material de soporte del TiO_2 , lo que se debe a su bajo costo, alta área superficial, flexibilidad y estabilidad (Xing et al., 2018; Mejía et al., 2010; Wang et al., 2007; Mejía et al., 2011; Tung & Daoud, 2011). Por lo tanto, en este trabajo se realizó la impregnación del TiO_2 Degussa P-25 sobre las fibras textiles de nylon para la remoción de metanol.



Metodología

Método Sol-gel por inmersión-difusión

Se realizó la impregnación del TiO_2 Degussa P-25 sobre las fibras textiles de nylon. La impregnación se realizó mediante el uso de los precursores tetraetilortosilicato (TEOS), agua, isopropanol, TiO_2 degussa P-25. Cabe notar que este método es una variación del método sol-gel común, ya que se emplea directamente el TiO_2 Degussa P-25 como fuente del dióxido de titanio, en vez de sintetizarlo durante el proceso de formación del gel.

- **Formación del sol-gel:** en esta fase del método se tienen dos etapas que son la formación del sol-gel y posteriormente la adición del fotocatalizador. En la obtención del sol-gel (Figura 7a) se utilizaron 15 mL de TEOS, 25 mL de isopropanol, 2,4 mL de H_2O , y 0,1 mL de HCl (3M). Posteriormente, la solución se dejó en reposo durante 24 horas para que ocurra la polimerización (formación del sol-gel). Posteriormente al proceso de formación del sol-gel, se adiciona el 3,6 g TiO_2 Degussa P-25 con agitación constante (Figura 7b).
- **Impregnación por inmersión-difusión:** con el sol-gel con TiO_2 preparado se realiza la impregnación de tela de 9 cm^2 de área, mediante la inmersión de la fibra en la suspensión, durante un tiempo controlado, para que ocurra la difusión del TiO_2 hacia la fibra (Figura 7c). Finalmente, las telas se retiran de la suspensión, se lavan y secan a $100 \text{ }^\circ\text{C}$ durante 1 h (Figura 7d). En este método, se emplearon tiempos de inmersión de 11 y 24 horas (Fig. 7e).

Para la impregnación, se utilizaron telas terminadas, las cuales fueron sometidas a un proceso de acabado o terminación y contiene todos los aditivos necesarios para su uso en procesos de confección, en forma de un hilo coherente (Mejía et al., 2010). Las telas terminadas usadas fueron: 100% Poliéster Terminada (PT), 65%-35% Poliéster-Algodón Terminada (PAT) y 100% Nylon Terminada (NT). Además, se impregnaron telas crudas, las cuales no fueron sometidas al proceso de acabado o terminación. Las telas crudas usadas fueron: 65%-35% Poliéster-Algodón



Cruda (PAC) y 100% Nylon Cruda (NC). Por otro lado, para Poliéster se tiene una tela de 100% Poliéster Media (PM), que corresponde a una "tela no tejida". Todas las telas fueron suministradas por empresas locales.



A



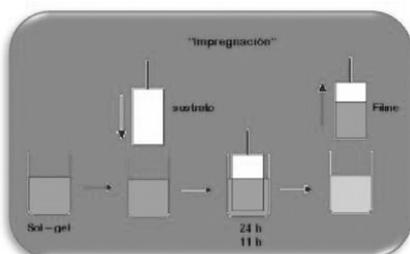
B



C



D



E

Figura 7
Proceso experimental realizado para la impregnación de las telas por inmersión-difusión por el método sol-gel



Sistema fotocatalítico para la fotodegradación de metanol

La evaluación fotocatalítica se realizó haciendo pasar una corriente de metanol gaseoso sobre las telas soportadas y bajo irradiación U.V. Para la fotodegradación, se empleó un fotorreactor tubular en flujo pistón hecho en vidrio pyrex (9 cm de longitud, volumen efectivo de 50 ml), que contiene en su interior la tela impregnada con TiO_2 , de 9 cm^2 de área. El sistema se irradia con tres lámparas UV (360 nm, 4 wattios), que se ubicaron alrededor del reactor y alineadas en una geometría axial concéntrica de 120.

La Figura 8 presenta el sistema de fotodegradación. Se observa que el flujo de aire se divide en dos corrientes, el primer flujo (flujo de arrastre o flujo portador) permite arrastrar el metanol en el fotorreactor, donde el contaminante se mantiene a $-13 \text{ }^\circ\text{C}$ en un baño de enfriamiento, para controlar la condición de evaporación espontánea (Mejía et al., 2010). El segundo flujo (flujo de dilución) permite diluir el metanol para alcanzar el rango de concentración necesario para los experimentos. Al sistema se le suministra un flujo de gas portador de 0,5 SCCM y un flujo de dilución de 70 SCCM. La temperatura del gas a la entrada del reactor fue de $24 \text{ }^\circ\text{C}$ y la concentración de metanol fue de 103 ppmv. Durante la irradiación, el reactor alcanzó una temperatura de $33 \text{ }^\circ\text{C}$ y la potencia media de la irradiación en este, fue de 4.6 W/m^2 .

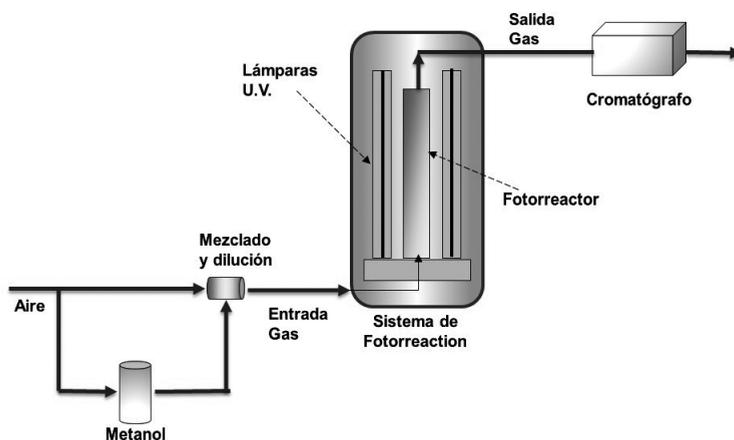


Figura 8

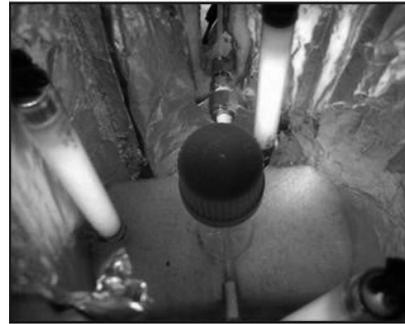
Sistema de fotodegradación de metanol



La Figura 9 muestra el montaje experimental realizado y se observa (de derecha a izquierda) los controladores de flujo, el mezclador, el sistema de refrigeración y el fotorreactor durante la irradiación. La disposición de las lámparas y del reactor se muestra en las Figuras 9 b y c.



A



B



C

Figura 9

Montaje experimental del sistema de fotodegradación a) sistema completo, b) disposición de las lámparas y c) fotorreactor



Para determinar la eliminación del contaminante gaseoso metanol y su porcentaje de degradación o eliminación durante el proceso de fotodegradación, se utilizó un cromatógrafo de gases marca Agilent-6890N, con un detector TCD (detector de conductividad térmica) a 105 °C; una columna EC-WAX de 30 m x 0.25 μm x 250 μm a 55 °C y un inyector en modo splitless a 80 °C. Las lecturas cromatográficas fueron tomadas cada 8 min. usando válvula neumática.

Resultados y discusión

La Tabla 3 muestra los porcentajes de fotodegradación del metanol (% M_{phot}) para los sistemas TiO_2 /tela (PT, PAT, NT, PAC, NC Y PM), que se impregnaron con el método sol-gel por inmersión-difusión a 11 y 24 h de inmersión. Los porcentajes de fotodegradación del metanol (% M_{phot}) fueron calculados empleando la Ec. 20:

$$\%M_{phot} = \frac{C_0 - C}{C_0} \times 100 \text{ (Ec. 20)}$$

Donde C_0 es la concentración inicial de metanol y C es la concentración final en el fotorreactor al final de la degradación fotocatalítica. La C_0 se midió cuando la tela impregnada estaba completamente saturada, para evitar el efecto de la absorción de metanol en la tela, que llevaría a dar un porcentaje de degradación de metanol errado. De esta manera, se asegura que la disminución en la concentración del metanol es atribuida solo a la fotodegradación y no a efectos de absorción del metanol sobre la tela (Mejía et al., 2010; 2011). El equilibrio de absorción se determinó por cromatografía de gases, cuando el área del pico del metanol en el espectro cromatográfico se estabilizó.



Tabla 3

Porcentaje de degradación del metanol (% M_{phot}) en sistemas TiO_2 /tela preparados por el método sol-gel

TELA (sol-gel)	% M_{phot} (11 h)	% M_{phot} (24 h)
PT	18.55	14.07
PM	14.86	13.74
NT	15.93	20.33
NC	13.07	25.40
PAT	17.40	15.17
PAC	11.60	13.35

Los resultados indican que en general las telas terminadas tienen mayores porcentajes de degradación en comparación con las telas crudas. En el caso de las telas impregnadas durante 11 h, la tela de PT presenta mejores resultados a comparación de los otros dos tipos de tela. En el caso de los sistemas preparados a 24 h de inmersión, las telas de nylon presentan los mayores porcentajes de degradación a comparación de las telas de poliéster y poliéster-algodón. De todos los sistemas TiO_2 /tela evaluados, las telas de nylon a 24 h son las de mejor comportamiento fotoactivo. Esto indica que los recubrimientos a 24 h tienen buena adherencia en las fibras de nylon y no se desprenden fácilmente. Además, al tener un mayor tiempo de inmersión, presentaban la mayor cantidad de TiO_2 en los recubrimientos.

La tela PT a 11 h alcanzó el mayor porcentaje de fotodegradación de metanol de los cuatro sistemas de poliéster evaluados, con un 18,55 %. Un comportamiento similar ocurre con las telas de poliéster-algodón terminada (PAT), donde la tela impregnada a 11 h alcanza un 17,40 % de remoción. Para la tela de nylon, se observa que las muestras impregnadas a 24 h de inmersión presentan un mayor porcentaje de degradación del metanol a comparación de los sistemas preparados a 11 h.



El tiempo de irradiación requerido para alcanzar el estado estable en la fotodegradación del metanol se muestra en la Figura 10. Se observa que ocurre una disminución gradual de la concentración del metanol debido a su eliminación, hasta alcanzar un plateau o estado de equilibrio, indicando la máxima disminución en la concentración del metanol.

En el caso de las telas nylon, el tiempo fue de 120 min. después de iniciada la irradiación. Con el nylon se requirió el menor tiempo de irradiación para alcanzar el estado estable, ya que para las telas de poliéster y poliéster-algodón fue de aproximadamente 200 min.

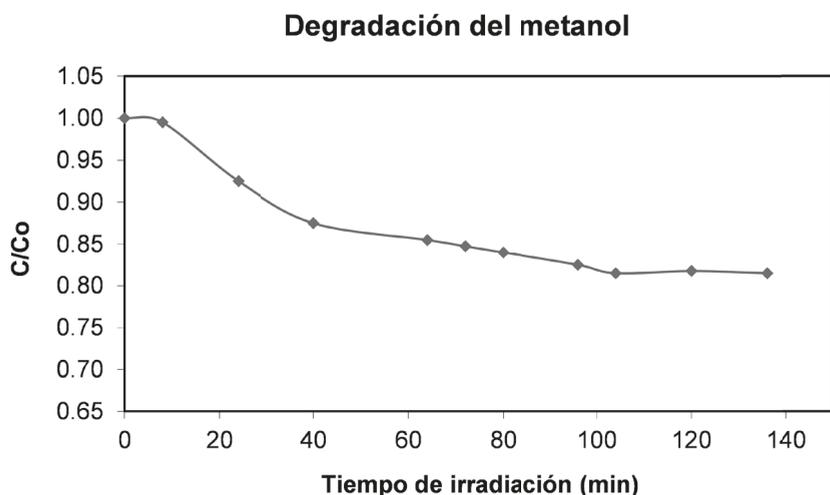


Figura 10

Comportamiento modelo de la degradación fotocatalítica del metanol vs. tiempo de irradiación usado sistemas TiO_2 /tela preparados por el método sol-gel



Mineralización y subproductos de la fotodegradación

Durante la degradación fotocatalítica del metanol por cromatografía gaseosa y espectroscopía infrarroja (FTIR-ATR) se detectó la formación de H_2O y CO_2 que provenían de la mineralización del metanol (Mejía et al., 2010; 2011). El mecanismo de mineralización del metanol estuvo dado por la reacción (Ec. 21):



La cantidad de H_2O que se detectó por cromatografía gaseosa, empezó a observarse a partir del inicio del proceso de fotodegradación, con pequeñas cantidades al inicio y con mayores cantidades cuando el sistema alcanza el estado estable. CO_2 presentó el mismo tiempo de retención del aire en el análisis cromatográfico, por lo que su formación se confirmó mediante mediciones continuas por FTIR. Aunque los productos principales de la degradación fotocatalítica del metanol son el H_2O y CO_2 , durante la fotodegradación se observaron algunos intermediarios como son el metanoato de metilo y el formaldehído. Estos compuestos están presentes en trazas, que dificultan su cuantificación (Mejía et al., 2010; 2011).

Un análisis detallado de estos subproductos fue realizado por Granda et al. (2011), donde el mecanismo de reacción se muestra en la Figura 11. Se plantea que, en un primer paso, el metanol reacciona con el hueco y se presenta la formación de H^+ y de la especie $CH_3O\cdot$. En una segunda fase, la especie $CH_3O\cdot$ interacciona con el O_2 presente en el aire para producir formaldehído y posteriormente se da la formación de metanoato de metilo, mediante la interacción del formaldehído con la especie $CH_3O\cdot$ produciéndose H_2O_2 (Granda et al., 2011).

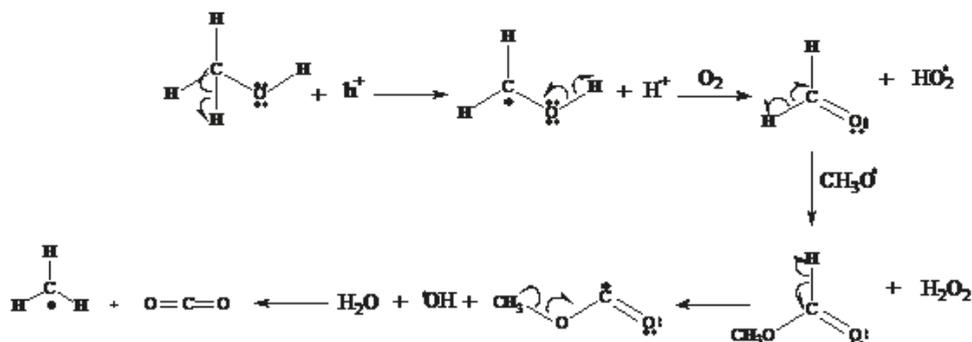


Figura 11

Mecanismo de eliminación fotocatalítica del metanol (indicando los subproductos) en presencia de dióxido de titanio (Granda et al., 2011)

La Figura 12 muestra un espectro FTIR característico de la degradación del metanol para los sistemas trabajados. Para el metanoato de metilo ($\text{C}_2\text{H}_4\text{O}_2$), se identifican las bandas características correspondientes al enlace C-O-C del metanoato con una señal alrededor de 1.250 cm^{-1} , en 1.750 cm^{-1} ; también se analiza el pico característico del grupo funcional carbonilo C=O y las señales para el enlace C-H de ésteres alrededor de 3750 cm^{-1} . Para el Formaldehído (CH_2O), los picos característicos se observan en 1.165 cm^{-1} y en 1485 cm^{-1} , que se debe a la oscilación y la deformación del CH_2 respectivamente. En 17.50 cm^{-1} , se tiene la banda característica para el grupo carbonilo (C=O), en 2.785 cm^{-1} y 2.850 cm^{-1} se dan las tensiones simétrica y asimétrica del CH_2 .

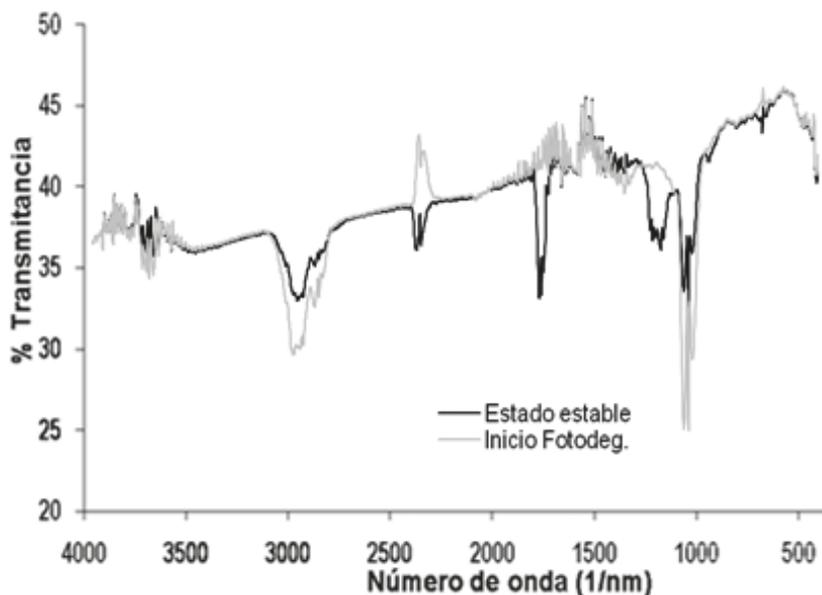


Figura 12

Análisis de espectroscopía infrarroja (FTIR) para los gases de salida del fotorreactor

Conclusiones

Los resultados de las degradaciones bajo luz UV indican que el TiO_2 Degussa P-25 sin moler presentó el 100% de eficiencia de la actividad fotocatalítica del NM y del AM. Sin embargo, los procesos de molienda a bajas revoluciones (200 y 390 rpm) y cortos tiempos (30 y 60 min.) disminuyeron la actividad fotocatalítica del TiO_2 en la eliminación de los colorantes AM y del NM. Esto fue debido a una reducción del área efectiva para la actividad fotocatalítica, por una mayor tendencia de aglomeración de las partículas.



La evaluación fotocatalítica confirmó que todos los sistemas TiO_2 /Tela implementados en este trabajo mostraron actividad fotocatalítica en la eliminación de metanol gaseoso al ser irradiados con luz U.V. Sin embargo, se observó una fuerte dependencia entre la degradación alcanzada y las condiciones experimentales de preparación de los sistemas fotoactivos. Así, se obtuvieron diferentes porcentajes de degradación del metanol, dependiendo del tipo de tela empleado y el tiempo de inmersión-difusión.

Referencias

- Almquist, C., & Biswas, P. (2002). Role of synthesis method and particle size nanostructured TiO_2 on its photoactivity. *Journal of Catalysis*, 212(2), 145-156.
- Área Metropolitana Del Valle De Aburrá. (AMVA). (2013). *Disminución de los niveles de contaminación del aire*. http://www.metropol.gov.co/aire/Presentacion_Aire.pdf.
- Área Metropolitana Del Valle De Aburrá. (AMVA). (2019). Gaceta Oficial N°4588.
- Área Metropolitana Del Valle De Aburrá (AMVA) y Universidad Pontificia Bolivariana. (2018). *Actualización inventario de emisiones atmosféricas del Valle de Aburrá*. Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
- Asgar, A., Raman, A., & Daud, W. (2015). Advanced oxidation processes for in-situ production of hydrogen peroxide/ hydroxyl radical for textile wastewater treatment: a review. *Journal of Cleaner Production*, 87, 826-838.
- Baes, C., & Mesner R. (1976). *The hydrolysis of cations*. Willwy.



- Beyers, E., Cool, P., & Vansant, E. (2006). Stabilisation of mesoporous TiO_2 by different bases influencing the photocatalytic activity. *Microporous and Mesoporous Materials*, 99(1), 112-117.
- Blesa, M. (2001). *Eliminación de Contaminantes por Fotocatálisis Heterogénea*, Corporación Iberoamericana Ciencia y Tecnología para el Desarrollo (CYTED). Gráfica.
- Campostrini, R., Ischia, M., & Palmisano, L. (2003). Pyrolysis study of Sol-gel derived TiO_2 powders. Part 1: TiO_2 anatase prepared by reacting titanium (IV) isopropoxide with formic acid. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 71, 997-1010.
- Carp, O., Huisman, C., & Reller, A. (2004). Photoinduced reactivity of titanium dioxide. *Progress in Solid States Chemistry*, 32(1-2), 133-177.
- Colmenares, J., Aramendia, M., Marianas, A., Marinas, J., & Urbano, F. (2006). Synthesis, characterization and photocatalytic activity of different metal-doped titania systems. *Applied Catalysis A: General*, 306, 120-127.
- Choi, H., Stathatos, E., & Dionysiou, D. (2006). Synthesis of nanocrystalline photocatalytic TiO_2 thin films and particles using method modified with nonionic surfactants. *Thin Solid Films*, 510(1-2), 107-114.
- Crisan, M., Braileanu, A., Raileanu, M., Crisan, D., Teodorescu, V., Birjega, R., Marinescu, V., Madarasz, J., & Pokol, G. (2007). TiO_2 -based nanopowders obtained from different Ti-alkoxides. *Journal of Thermal Analysis and Calorimetry*, 88, 171-176.
- De la fuente, D., Madueño, J., y Gutiérrez, F. (1998). Optimización de sistemas de destrucción de VOCs. *Ingeniería química Madrid*, 345,151-158.
- Environmental Protection Agency-United States. (EPA). (2011). *An Introduction to Indoor Air Quality (IAQ), Volatile Organic Compounds (VOCs)*. <http://www.epa.gov/iaq/voc.html>
- Fang, W., Xing, M., & Zhans, J. (2017). Modifications on reduced titanium dioxide photocatalysts: a review. *Journal of photochemistry and photobiology C: Photochemistry*, 32, 21-39.
- Fujishima, A., & Zhang, X. (2006). Titanium dioxide photocatalysis: present situation and future approaches. *Comptes Rendus Chimie*, 9(5-6), 750-760.



- Galeano, L., Valencia, S., Restrepo, G., & Marín, J. (2019). Dry-co-grinding of doped TiO₂ with nitrogen, silicon or selenium for enhanced photocatalytic activity under UV/visible and visible light irradiation for environmental applications. *Materials Science in Semiconductor Processing*, 91(1), 47-57.
- Ghamsari, M. & Bahramian, A. (2008). High transparent sol-gel derived nanostructured TiO₂ thin film. *Materials Letter*, 62(3), 361-364.
- Granda, F., Sánchez, C., Marín, J., & Restrepo, G. (2011). *Estudio teórico experimental de la ruta de degradación fotocatalítica de metanol en fase gas en ausencia de agua*. Sometido a la Revista de la Universidad de Zulia.
- Guillard, C., Beaugiraud, B., Dutriez, C., Herrmann, J., Jaffrezic, H., & Jaffrezic-Renault, N. (2002). Physicochemical properties and photocatalytic activities of TiO₂-films prepared by sol-gel methods. *Applied Catalysis B: Environmental*, 39(1), 331-342.
- Harizanov, O., & Harizanov, A. (2000). Development and investigation of Sol-gel solutions for the formation of TiO₂ coating. *Solar Energy Materials and Solar Cells*, 63(2), 185-195.
- Hidalgo, M., Aguilar, M., Maicu, M., Navio, J., & Colon, G. (2007). Hydrothermal preparation of highly photoactive TiO₂ nanoparticles. *Catalysis Today*, 129(1-2), 50-58.
- Hoffman, A., Carraway, E., & Hoffman M. (1994). Photocatalytic Production of H₂O₂ and Organic Peroxides on Quantum-Sized Semiconductor Colloids. *Environmental Science and Technology*, 28(5), 776-785.
- Holker, C., Jadhav, A., Pinjari, D., Mahamuni, N., & Pandit A. (2016). A critical review on textile wastewater treatment: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182, 351-366.
- Hossain, F., Sheppard, L., Nowotny, J., & Murch G. (2008). Optical properties of anatasa and rutile titanium dioxide: Ab initio calculations for pure and anion-doped material. *Journal of Physics and Chemistry of Solids*, 69(7), 1820-1828.
- Ilisz, I., Lázslò, Z., & Dombi, A. (1999). Investigation of photodescomposition of phenol in near-UV-irradiated aqueous TiO₂ suspensions. I: Effect of charge-trapping species on the degradation kinetics. *Applied Catalysis A: General*, 180(1-2), 25-33.



- Iwasaki, M., Hara, M., & Ito, S. (1998). Facile synthesis of nanocrystalline anatase particles from tatanyl sulfate. *Journal of Materials Science Letters*, 17, 1769-1771.
- Kallala, M., Sanchez, C., & Cabane, B. (1993). Structures of inorganic polymers in sol-gel processes based on titanium oxide. *Physical Review E*, 48(5), 3692-3704.
- Kim, C., Moon, B., Park, J., & Son, S. (2003). Synthesis of nanocrystalline TiO₂ toluene by a solvothermal route. *Journal of Crystal Growth*, 254(3-4), 405-410.
- Kim, S., & Shim, W. (2008). Recycling the copper based spent catalyst for catalytic combustion of VOCs. *Applied Catalysis B: Environmental*, 79(2), 149-156.
- Khodja, A., Sehili, T., Pilichowski, J., & Boule, P. (2001). Photocatalytic degradation of 2-phenylphenol on TiO₂ and ZnO in aqueous suspensions. *Journal of photochemistry and photobiology A: Chemistry*, 141(2-3), 231-239.
- Manrique, L., Laguna, E., Osorio, E., Serna, E., & Torres, R. (2017). Tratamiento de aguas contaminadas con colorantes mediante fotocatalisis con TiO₂ usando luz artificial y solar. *Producción + Limpia*, 12(2), 50-60.
- Matijevic, E., Budnik, M., & Meites, L. (1997). Preparation and mechanism of formation of titanium dioxide hydrosols of narrow size distribution. *Journal of Colloid Interface and Science*, 61(2), 302-311.
- Mejía, M., Marín, J., Restrepo, G., Rios L., Pulgarín, C., & Kiwi, J. (2010). Preparation, testing and performance of a TiO₂/polyester photocatalyst for the degradation of gaseous methanol. *Applied Catalysis B: Environmental*, 94(1-2), 166-172.
- Mejía, M., Marín, J., Restrepo, G., Pulgarín, C., & Kiwi, J. (2011). Photocatalytic evaluation of TiO₂/nylon systems prepared at different impregnation times. *Catalysis Today*, 161(1), 15-22.
- Mills, A., & Le Hunte, S. (1997). An overview of semiconductor photocatalysis. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 108(1), 1-35.



- Ministerio del Medio Ambiente. (MinAmbiente). (21 de enero de 2002). *Resolución N° 0058*. <http://parquearvi.org/wp-content/uploads/2016/11/resolucion-0058-de-2002.pdf>.
- Mohammad, H., & Bahnemann, D. (2012). The role of electron transfer in photocatalysis: fact and fictions. *Applied Catalysis B. Environmental*, 128, 91-104.
- Mojica, C., Pasol, E., Dizon, M., Kiat, W., Lim, T., Domínguez, J., Valencia, V., & Túaño, B. (2020). Chronic methanol toxicity through topical and inhalational routes presenting as vision loss and restricted diffusion of the optic nerves on MRI: A case report and literature review. *eNeurologicalSci*, 20, 100258.
- Monllor-Satoca, D., Gómez, R., González-Hidalgo, M., & Salvador P. (2007). The "direct-indirect" model: An alternative kinetic approach in heterogeneous photocatalysis based on the degree of interaction of dissolved pollutant with the semiconductor surface. *Catalysis Today*, 129, 247-255.
- Nazir, M., Khan, N., Cheng, C., Ahmad Shah S., Najam, T., Arshad, M., Shariff, A., Akhtar, S., & Rehman, A. (2020). Surface induced growth of ZIF-67 at Co-layered double hydroxide: Removal of methylene blue and methyl orange from water. *Applied Clay Science*, 190, 105564.
- Nelson, R., Flakker, C., & Muggli, D. (2007). Photocatalytic oxidation of methanol using titania-based fluidized beds. *Applied Catalysis B: Environmental*, 69(3-4), 189-195.
- Nolan, N., Seery, M., & Pilla, S. (2009). Spectroscopic Investigation of the Anatase-to-Rutile Transformation of Sol-Gel-Synthesized TiO₂ Photocatalysts. *Journal of Physical Chemistry C*, 113, 16151-16157.
- Ohno, T., Sarukawa, K., Tokieda, K., & Matsumura, M. (2001). Morphology of a TiO₂ photocatalyst (Degussa, P-25) consisting of anatase and rutile crystalline phases. *Journal of Catalysis*, 203(1), 82-86.
- Palmer, F., Eggins, B., & Coleman, H. (2002). The effect of operational parameters on the photocatalytic degradation of humic acid. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 148(1-3), 137-143.



- Raman, C., & Kanmani, R. (2016). Textile dye degradation using nano zero valent iron: a review. *Journal of Environmental Management*, 177, 341-355.
- Salvador, P. (2007). On the nature of photogenerated radical species active in the oxidative degradation of dissolved pollutants with TiO_2 aqueous suspensions: A revision in the light of the electronic structure of adsorbed water. *Journal of Physical Chemistry C*, 111, 17038-17043.
- Sharma, V., Triantis, T., & Dionysiou, D. (2012). Destruction of microcystins by conventional and advanced oxidation processes: a review. *Separation and purification Technology*, 91, 3-17.
- Tokode, O., Prabhu, R., Lawton, L., & Robertson, P. (2016). Controlled periodic illumination in semiconductor photocatalysis. *Journal of Photochemistry and photobiology A: Chemistry*, 319-320, 96-106.
- Tong, T., Zhang, J., Tian, B., Chen, F., & He, D. (2008). Preparation of Fe^{3+} -doped TiO_2 catalysts by controlled hydrolysis of titanium alkoxide and study on their photocatalytic activity for methyl orange degradation. *Journal of Hazardous Materials*, 155(3), 572-579.
- Truong, Q., Dien, L., Vo, D., & Le, T. (2017). Controlled synthesis of titania using water-soluble titanium complexes: a review. *Journal of Solid State Chemistry*, 251, 143-163.
- Tung, W., & Daoud, W. (2011). Self-cleaning fibers via nanotechnology: a virtual reality. *Journal of Materials Chemistry*, 21(22), 7858-7869.
- Turchi, C., Rabago, R., & Jassal, A. (1995). Destruction of Volatile Organic Compound (VOC) Emissions by Photocatalytic Oxidation (PCO). *SEMATECH*, 1-21.
- Valencia, S., Cataño, F., Rios, L., Restrepo, G., & Marín, J. (2011). A new kinetic model for heterogeneous photocatalysis with titanium dioxide: Case of non-specific adsorption considering back reaction. *Applied Catalysis B: Environmental*, 104(3-4), 300-304.
- Valencia, S., Marín, J., & Restrepo, G. (2010). Study of bandgap of synthesized titanium dioxide nanoparticules using the sol-gel method and hydrothermal treatment. *The open Materials Science Journal*, 4, 9-14.



- Vajnhandl, S., & Valh, J. (2014). The status of wáter reuse in European textile sector. *Journal of Environmental Management*, 14, 29-35.
- Xing, Z., Zhang, J., Cui, J., Yin, J., Zhao, T., Kuang, J., Xiu, Z., Wan, N., & Zhou, W. (2018). Recent advances in floating TiO₂-based photocatalysts for environmental application. *Applied Catalysis B: Environmental*, 225, 452-467.
- Wang, H., Wu, Z., Zhao, W., & Guan, B. (2007). Photocatalytic oxidation of nitrogen oxides using TiO₂ loading on woven glass fabric. *Chemosphere*, 66(1), 185-190.
- Watson, S., Beydound, D., Scott, J., & Amal, R. (2003). The effect of the preparation method on the photoactivity of crystalline TiO₂ particles. *Chemical Engineering Journal*, 95, 2003, 213-220.
- Wen, J., Li, X., Liu, W., Fang, Y., Xie, J., & Xu, Y. (2015). Photocatalysis fundamentals and surface modification of TiO₂ nanomaterial. *Chinese Journal of Catalysis*, 36, 2049-2070.
- World Health Organization. (2014). *Information Note Methanol Poisoning Outbreaks*. https://www.who.int/environmental_health_emergencies/poisoning/methanol_information.pdf
- Yao, K., Liu, Y., Yang, H., Yuan, J., & Shan, S. (2020). Polyaniline-modified 3D-spongy SnS composites for the enhanced visible-light photocatalytic degradation of methyl orange. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 630, 125240.
- Yin, S., Fujishiro, Y., Wu, J., Aki, M., & Sato, T. (2003). Synthesis and photocatalytic properties of fibrous titania by solvothermal reactions. *Journal of Materials Procesing Technology*, 137(1-3), 45-48.
- Yönten., V., Sanyürek, K., & Kivanç, M. (2020). A thermodynamic and kinetic approach to adsorption of methyl orange from aqueous solution using a low cost activated carbon prepared from *Vitis vinifera* L. *Surfaces and Interfaces*, 20, 100529.
- Zangeneh, H., Zinatizadeh, A., Habbi, M., Akia, M., & Isa, M. (2015). Photocatalytic oxidation of organic dyes and pollutants in wastewater using different modified titanium dioxide: a comparative review. *Journal of Industrial and Engineering Chemistry*, 26, 1-36.



- Zaharescu, M., & Crisan, M. (1997). TiO₂-based porous materials obtained from gels, in different experimental conditions. *Journal of Sol-Gel Science and Technology*, 8(1), 249-253.
- Zheng, X., Zhang, D., Gao, Y., Wu, Y., Liu, Q., & Zhu, X. (2019). Synthesis and characterization of cubic Ag/TiO₂ nanocomposites for the photocatalytic degradation of methyl orange in aqueous solutions. *Inorganic Chemistry Communications*, 110, 107589.
- Zou, L., Luo, Y., Hooper, M., & Hu, E. (2006). Removal of VOCs by photocatalysis process using adsorption enhanced TiO₂-SiO₂ catalyst. *Chemical Engineering and Processing: Process Intensification*, 45(11), 959-964.



Protocolo para el manejo de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) en la zona urbana de Medellín, garantizando la preservación y cuidado de la especie

Edwin Humberto Sánchez Castaño^a Jorge Hugo Peláez Correa^b
Juan Camilo Giraldo Mejía María Victoria Parra Marín^c

^a Magíster en Gestión del Riesgo y Medio Ambiente, E-mail: esanchez1899@gmail.com

^b Área Metropolitana del Valle de Aburrá - jorgehugopelaesc@hotmail.com

^c mvparra@tdea.edu.co

Resumen

Los organismos de primera respuesta son los encargados del manejo de incidentes y emergencias debido a la abeja *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae), siguiendo protocolos establecidos para tal fin dentro Sistema Municipal de Gestión del Riesgo de Desastres para la atención de incidentes o emergencias producidos por la presencia de estos insectos en la ciudad de Medellín. En los protocolos implementados actualmente no se incluyen elementos que consideren la preservación y cuidado de la especie, considerando que es la principal polinizadora de flores, cultivos y plantas de las áreas en las que habita.



Las buenas prácticas en el manejo que los apicultores les dan a las colmenas productoras, son el principal medio para el manejo adecuado y correcto para atrapar las abejas que en determinado momento puedan generar algún grado de riesgo a la población asentada en áreas urbanas de Medellín. Para ello, se emplean diferentes técnicas para la extracción de las colmenas o el atrapamiento de los individuos, todas ellas dependiendo de la ubicación o estado en que se encuentren los enjambres.

El protocolo propuesto en este trabajo incluye además de los métodos empleados en el procedimiento de respuesta ante incidentes o emergencias con abejas especialmente las africanizadas o de aguijón (híbridos de *Apis*), los cuales dependen del reporte recibido por parte de la comunidad o quien hace el llamado de emergencia o incidente; las estrategias para captura, transporte y disposición final de los insectos preservando su integridad.

Palabras clave: abeja *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae), Gestión del Riesgo, panales, ciudad.



Introducción

Las abejas silvestres proporcionan servicios ecosistémicos de polinización altamente valorados alrededor del mundo para una gran variedad de cultivos y entre ellas se destaca el rol de las abejas melíferas especialmente *Apis mellifera* considerada el polinizador más eficiente del mundo, responsable de la polinización del 90% de los monocultivos del mundo, como de frutales, semillas y nueces (Klein et al., 2007), lo que la convierte en un elemento indispensable para el mantenimiento de la mayor parte de los ecosistemas terrestres, vitales para la supervivencia de otras especies entre ellas los seres humanos (Amaya-Márquez, 2016; Reynoso, 2016).

Las poblaciones de *Apis mellifera* han estado disminuyendo drásticamente lo que ha generado un riesgo latente en la sostenibilidad alimentaria a nivel mundial, situación que se presenta especialmente por el uso de plaguicidas o el control inadecuado de las mismas (Dai et al., 2018). Estos insectos a menudo se localizan en construcciones y otros lugares en áreas urbanas donde pueden representar un riesgo para las personas que entren en contacto con alguna colonia.

Frecuentemente se registra un número significativo de pérdidas de colonias debido incumplimiento de las normas para su manejo o al poco conocimiento sobre la manera adecuada de actuar frente a la atención de incidentes y emergencias con población humana (Senado de la República de México, 2018). En Colombia, a la *Apis mellifera* se le responsabiliza de la polinización de aproximadamente el 58% de los árboles frutales y el 86% de las hortalizas y aromáticas, lo que demuestra la importancia de este polinizador para el campo (Montoya et al., 2016). A nivel internacional es también reconocida la importancia de este insecto en la conservación de la biodiversidad y la agricultura (Evans et al., 2018; Fontana et al., 2018; Hung et al., 2018; Requier et al., 2019).

En América del Sur¹ se reconoce la necesidad de estructurar lineamientos o términos de referencia que conduzcan a un adecuado tratamiento de la abeja, cuando de atención de emergencias o incidentes con humanos se trata.

¹ Es uno de los continentes que alberga más cantidad de especies del género *Apis*, que incluye *Apis mellifera*.



Países como México y Chile cuentan con investigaciones y propuestas en la búsqueda de una solución mientras que en Colombia son pocos los estudios que existen al respecto (Ecoavant, 2017; Nates-Parra et al., 2018).

En la actualidad, en este país no existe ninguna normativa que proteja a esta especie directamente y, por ello, algunos organismos de respuesta² han adoptado protocolos en la atención de accidentes con abejas que no obedecen a un estándar nacional, sino que depende de cada organismo, como es el caso de los protocolos de Bomberos Bogotá y de la Defensa Civil de Envigado. En nuestro concepto, estos protocolos tienen una deficiencia relacionada con la conservación de la especie, lo que se pretende superar con los aportes de este trabajo, resaltando la importancia de los organismos encargados del seguimiento y monitoreo ambiental, como instituciones que forman un componente fundamental en los procedimientos; y así, garantizar la protección de la especie después de su captura en el sitio de la emergencia (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005; Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016).

A nivel internacional, si bien se reconoce la importancia de estos insectos en la agricultura y en la conservación del medio ambiente, prima la seguridad de las personas sobre la vida de las abejas (Dai et al., 2018; Evans et al., 2018; Fontana et al., 2018; Hung et al., 2018). En España, por ejemplo, los protocolos utilizados para la captura de las abejas y la atención de afectaciones en las personas son similares a los que se vienen utilizando en Colombia, en los que no se incluye los elementos necesarios para la preservación de los individuos capturados (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005; Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016; Ajuntament de Valencia, 2017; CONBÉ, 2017).

En la actualidad, los Bomberos de Medellín atienden los incidentes y emergencias que reportan los ciudadanos a través de la Línea 123, haciendo un esfuerzo adicional a sus funciones y competencias, dado que esto es tarea de las autoridades ambientales; además de que tienen que utilizar recursos de su presupuesto para atender el llamado de la ciudadanía, a pesar de que en muchos casos la sola presencia de abejas y colmenas no representa riesgo para la población. Esto implica por una parte, el incorrecto manejo y

² Organizaciones con ánimo o sin ánimo de lucro que son reconocidas por el gobierno nacional, regional y local para atender las emergencias y desastres en su territorio, entre ellos la Defensa Civil Colombiana, la Cruz Roja y los Cuerpos de Bomberos.



disposición transitoria de los individuos de las colmenas, por otra, el efecto negativo en el ecosistema de la abeja.

Ahora bien, en los casos en los que el insecto afecta a las personas, las instituciones sí tienen competencia, sin embargo, generalmente una respuesta oportuna no es eficiente, debido a que la atención y manejo a dicho riesgo no es el adecuado, ocasionando la muerte indiscriminada de abejas o un tratamiento impropio en su disposición final; lo que perjudica al medio ambiente, y conlleva a una reducción en la cantidad de abejas y con ellas especialmente los servicios ecosistémicos de polinización de cultivos (Montoya et al., 2016; Nates-Parra et al., 2018).

Como parte de este protocolo, se propone que los gobiernos municipales, Áreas Metropolitanas o Corporaciones Autónomas Regionales (CAR) determinen unos sitios de paso o transitorios, y unos destinos de reubicación definitiva para las abejas. Estos sitios pueden ser apiarios para su debida explotación, o ubicarlos en zonas silvestres con las condiciones adecuadas para su supervivencia; en cualquiera de estas dos opciones, estos espacios deben tener algunas consideraciones que garanticen el hábitat apropiado y el mantenimiento de las colonias. Esta gestión debe contar con la visita e inspección técnica de entomólogos expertos en temas de polinizadores o apicultura (Nates-Parra et al., 2018; Universidad Nacional de Colombia, 2019), ya que la introducción de especies foráneas en un área natural distinta a su área original puede ocasionar una desestabilización del ecosistema, afectando la biodiversidad existente (Nates-Parra, 2005).

Además, se hace necesario que los organismos municipales o con funciones y responsabilidades ambientales destinen uno o dos sitios para la reubicación temporal y varias destinaciones definitivas, entre las cuales deben estar contemplados apiarios ya en funcionamiento. Otra posibilidad es el inicio de programas de responsabilidad social con la comunidad, creando apiarios semiurbanos o urbanos, que puedan contribuir al desarrollo social de comunidades, siempre y cuando estas puedan explotar los productos que se extraen de las colmenas. Especialmente, si estos sitios de reubicación en zonas silvestres tienen características para garantizar alimento y sostenibilidad para las abejas en el tiempo (Cruz, 2017; Montoya et al., 2016; Nates-Parra et al., 2018).



De acuerdo con la Oficina de Gestión del Riesgo del Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), entre el 2017 y 2019 se presentaron 662 solicitudes sobre incidentes con abejas de aguijón, abejorros y avispas, entre otros. Del total de solicitudes en el 2017, se presentaron 7 (1,06%); en el 2018, 503 solicitudes (75,98%); y finalmente en el 2019, se hicieron 150 solicitudes (22,66%). Este registro no se considera como el total, dado que incluye solo las reportadas a la autoridad Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), sin reportar que muchas otras solicitudes son atendidas directamente por los diez municipios de la subregión.

El presente protocolo se orienta a la definición de buenas prácticas y adecuado manejo en la atención de incidentes o emergencias con las abejas *Apis mellifera*. Estas prácticas traerían un doble beneficio: atención a los incidentes con seres humanos y, a la vez, la protección adecuada de la especie. Este protocolo permitiría reducir el número de individuos muertos durante la extracción de la colmena para ser trasladados a un punto de paso, para ser ubicados posteriormente en un sitio donde se les brinde protección.

Este mismo protocolo describe el paso a paso del procedimiento que garantiza dicho fin, teniendo en cuenta los planes de contingencia para cada situación, con base en principios de buenas prácticas y casos de estudio previos, lo que se consolida al final mediante dos fases: métodos de captura y diseño del protocolo. En definitiva, el propósito es elaborar una serie de seguimientos para el manejo de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja *Apis mellifera* en la zona urbana de Medellín, los cuales permitirían conservar la especie; además de que se propone una coordinación adecuada para la atención de incidentes y emergencias de este tipo, resaltando su importancia ecológica.

Para ello, se recurrió a investigar la existencia de protocolos que trataran el tema de la atención de incidentes o emergencias con abejas de aguijón, y a su vez hacer una revisión enfocada a si estos garantizan la protección de la especie; además, se consulta a expertos,



apicultores y rescatistas de los organismos de respuesta sobre las técnicas, métodos y herramientas utilizados en la captura de abejas, de ellos se logra extraer las mejores prácticas para el manejo de panales o enjambre, siempre teniendo en cuenta la supervivencia de sus individuos y hacer el tratamiento y manejo de los mismos que garantice su conservación y cuidado, procurando fortalecer los ecosistemas y su propio hábitat.

Métodos

Para promover la atención de accidentes con abejas de una forma eficiente, y con el menor impacto posible para la especie, se diseñó un protocolo que reúne los aspectos más relevantes de los usados actualmente en Colombia para el tratamiento de emergencias producidas por la *Apis mellifera*, y que incluye aspectos adicionales dirigidos a la preservación y cuidado de la especie debido a su importancia ecológica. Hasta el momento, los organismos de respuesta o quienes cumplen dicha función en los municipios del Área Metropolitana del Valle de Aburrá recurren a la muerte de las abejas como método para evitar incidentes o emergencias con humanos, lo que afecta gravemente la preservación de la especie en el contexto regional.

Para el desarrollo del presente trabajo se seleccionaron individuos que se desempeñaban como apicultores o como integrantes de equipos de respuesta a emergencias y rescate, y un grupo de personas con experiencia en el manejo de enjambres. Se les aplicó una encuesta para conocer qué métodos y herramientas son usadas con mayor frecuencia en el rescate de abejas, los principales inconvenientes o dificultades que se presentan, cómo se realiza el traslado a los sitios de paso y cómo se establecen estos en la reubicación permanente de los especímenes (detalles en el Anexo 1). A partir de los resultados de estas encuestas y con el conocimiento proveniente de la consulta de referencias técnicas y académicas y consulta a personal especializado en el área, se determinaron las condiciones adecuadas para su captura y traslado; así como las condiciones medio ambientales óptimas para los sitios de paso y reubicación definitiva de las abejas *Apis mellifera*.



Con la información recolectada y tomando como base los protocolos utilizados actualmente por los organismos de socorro por el AMVA o por la Alcaldía de Bogotá para atender emergencias generadas por abejas, se elaboró la propuesta definitiva de protocolo para el manejo de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja *Apis mellifera*, que incluye las condiciones necesarias para garantizar la conservación de la especie.

Resultados

Se encuestaron 30 personas, entre ellos apicultores o miembros de equipos de rescate o con experiencia en el manejo de abejas, de los cuales el 93% pertenecen o cumplen funciones en el área metropolitana, y el 7% restante, en otros municipios antioqueños (Tabla 1). Existe un equilibrio aproximado en el número de apicultores versus miembros de equipos de rescate (Tabla 2). De los encuestados, el 17% tenía una experiencia mayor de cinco años, mientras que el 73% llevaba dos años o menos desarrollando actividades relacionadas con abejas *Apis mellifera*.

Tabla 1

Encuestados por municipio

Municipio	Número
Medellín	9
Envigado	6
Bello	3
Sabaneta	1
Caldas	1
Rionegro	1
Itagüí	6
San Pedro	1
Barbosa	1
Copacabana	1
Total	30

Nota. Fuente: elaboración propia.

**Tabla 2***Grupos de interés*

Tipo	Número
Apicultores	12
Equipos de respuesta a emergencias y rescate	15
Amplia experiencia en manejo de abejas	3
Total	30

Nota. Fuente: elaboración propia.**Tabla 3***Tiempo de experiencia en el desarrollo de la actividad*

Años	Cantidad
0-1 años	10
1-2 años	12
2-5 años	3
Más de 5 años	5
Total	30

Nota. Fuente: elaboración propia.

Métodos usados para el rescate de colonias de abejas

Con relación con los métodos o técnicas usados con mayor frecuencia para el rescate de las abejas, el 47% (Tabla 4) respondió que utilizaba el método del embudo (Figuras 1 y 2); el 33%, las pinzas (Figura 3 y 4); el 20% la aspiradora (Figura 5, 6).



Tabla 4

Métodos usados para el rescate

Método	Cantidad
Embudo	14
Pinzas	10
Aspiradora	6
Total	30

Nota. Fuente: elaboración propia.

Embudo

Se emplea este método del escape de abejas, cuando el enjambre está introducido en un sitio inaccesible y no se desea romper el habitáculo en el que están. Para esto se instala un embudo de malla metálica en horario nocturno, que rodea completamente la piquera. El embudo debe tener un orificio de salida justo del tamaño de la abeja, de esta manera al día siguiente las abejas encontrarán la salida, pero no la entrada. Es importante dejar una colmena de madera con un par de cuadros de cera con reservas de miel y polen, para que las abejas al dar por perdida la colmena y sentirse huérfanas sin la feromona de la reina, se reubiquen en la nueva colmena. Al cabo de un mes, todas las crías habrán nacido y abandonado la colmena, y así se encontrarán en la nueva (Pou, 2017a).

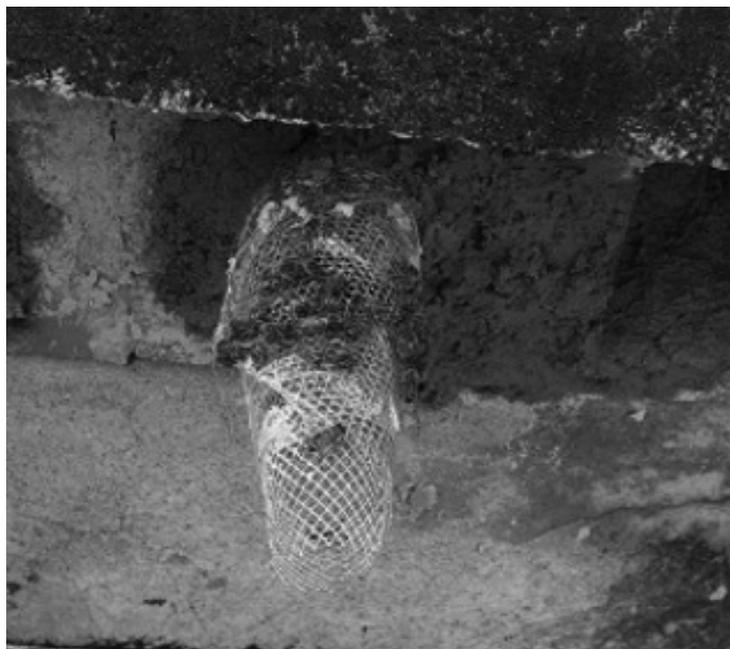


Figura 1

Rescate efectuado en el municipio de Envigado en poste y techo utilizando el método del embudo.

Nota. Fuente: Area Metropolitana del Valle de Aburrá

Pinzas

Para iniciar con este método, se pone humo para tranquilizar las abejas, es importante tener clara la posición del panal; luego, se procede a poner una caja cerca al panal y que las abejas puedan ir entrando y saliendo de esta caja. Previo a cortar los panales, se les debe poner un poco más de humo, para correr menos riesgo de picadura. Al cortar el panal, cada uno se presiona con una pinza diferente como se muestra en la Figura 3, para luego colocar en la caja. Después de retirados todos los panales, se verifica que hayan quedado bien puestos en la caja, procediendo a echar más humo para que salgan del lugar donde están ubicadas y obstaculizando el lugar con más humo y papel u otros implementos que ayuden a esto. Después de unos minutos, se espera un rato para que las abejas que salieron entren a la caja donde están los panales tomados con pinzas (Pou, 2017b).



Figura 2

Pinza para sostener los panales cortados

Nota. Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá



Figura 3

Panal presionado con la pinza

Nota. Fuente: Pou, 2017a; Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

**A****B****Figura 4**

a) Pinzas con panales ubicados en la caja de madera y b) Abejas ingresando a la caja de madera en busca de su nueva colonia

Nota. Fuente: Pou, 2017a; Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

Aspiradora

Este método es el más útil para retirar cualquier tipo de enjambre, sobre todo los que ya están establecidos. Es importante utilizar el ahumador para reducir el tiempo de intervención y la mortalidad de las abejas, garantizando la supervivencia de la colonia (Consortio Provincial Bomberos Guadalajara, 2015).



Figura 5

Rescate en la Institución Prestadora de Salud (IPS) Universitaria, utilizando el método de aspiradora Nota.

Nota: Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).



Figura 6

Rescate en zona aledaña al aeropuerto Olaya Herrera de Medellín, utilizando el método de aspiradora

Nota: Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).



Sitios o espacios físicos donde se presenta la mayor parte de incidentes con enjambres o colonias de abejas *Apis mellifera*

Los sitios en los que las abejas pueden establecer colmenas en la zona urbana, pueden llegar a ser muy diversos; generalmente son sitios resguardados, los cuales brindan protección, como es el caso de arbustos y árboles bajos, en donde se han reportado la mayor cantidad de accidentes, según los encuestados (20%; de los casos). Los demás casos han sido reportados en techos, muros y construcciones (un 13%); postes de energía y cielorrasos o cubiertas de techo (10%); con menor frecuencia, se encontraron en casas con madera (6%) y objetos abandonados, cultivos urbanos, rejas de jardines y fachadas, o en piezas o trozos de madera, con un 3% en cada caso (Tabla 5; Figura 7).

Tabla 5

Espacios físicos en donde se presentan incidentes con mayor frecuencia

Lugar	Cantidad de incidentes
Postes de energía	3
Techos en viviendas	4
Cubiertas de techo o cielorrasos	3
Muros	4
Objetos abandonados	1
Cultivos urbanos	1
Arbustos y árboles bajos	6
Casa con presencia de madera	2
Rejas de jardines y fachadas	1
Piezas o trozos de madera	1
Construcciones	4
Total	30

Nota. Fuente: Elaboración propia.



Figura 7

Rescate efectuado en el municipio de Envigado en poste y techo, utilizando el método del embudo

Nota: Fuente: Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

Formas de traslado

Para el traslado de los individuos capturados, el 53% de los encuestados (16 personas) lo hace utilizando una cámara de cría (Tabla 6 y Figura 8) y el 47% restante (14 personas) usando un portanúcleo (Tabla 6 y Figura 9).

Tabla 6

Formas de traslado después de la captura

Formas	Cantidad
Cámara de cría	16
Portanúcleo	14
Total	30



Cámara de cría

La más utilizada es la colmena Langstroth, inventada por Lorenzo Langstroth; desde su primera construcción en Estados Unidos en 1852, también allí patentada, esta colmena movilista ha tenido cambios técnicos y de medidas (los primeros con el fin de que pueda admitir algunos accesorios posteriores). Esta colmena es de crecimiento vertical por el uso de alzas, es decir, en la temporada apícola, el crecimiento de la colmena es hacia arriba. Su característica principal es la idéntica medida entre los cajones para la cría y los de producción (Besora-Magem, 2016).

Como lo menciona Besora-Magem, la colmena Langstroth fue más trascendente con sus partes desmontables y las medidas ideales para el correcto trabajo de las abejas. Esto permite, por un lado, la inspección y la manipulación de los panales, incluyendo el transporte de panales a otras colmenas para reforzarlas; y por otro, una producción mayor de miel, evitando que las abejas tengan que construir de nuevo sus panales, si estos estuvieran pegados a la colmena y se tuvieran que cortar para el cosechado. Se puede decir que es el prototipo de colmena movilista, y constituye la base de la apicultura moderna.

Este tipo de colmena está constituido básicamente por cajas iguales, generalmente de madera, colocadas en orden vertical, permitiendo así el crecimiento vertical de la colmena. La caja inferior se usa para la reproducción, es donde la reina deposita sus huevos y se desarrollan las nuevas abejas, y las superiores, para la producción de miel. Para evitar que la reina suba a niveles superiores, se coloca un tamiz con un paso suficiente para las abejas obreras, pero no para la reina. Así se asegura que los pisos superiores son exclusivamente para producción de miel (Figura 8).

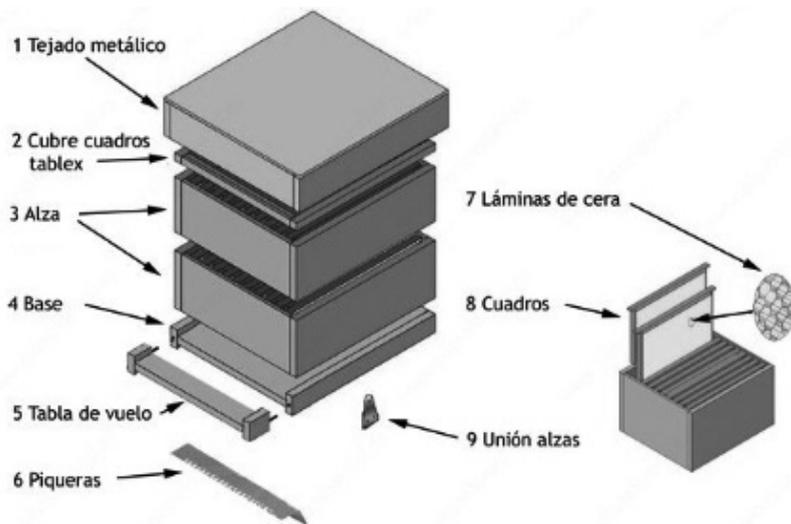


Figura 8

Colmena Langstroth

Nota: Fuente: <https://www.planetarural.es/apicultura-colmenas-y-sus-accesorios/6547-base-colmena-entrelazada.html>

Portanúcleo

Este es similar a una colmena Langstroth, la diferencia es que su ancho es reducido, así que de diez marcos que caben en la colmena, se disminuyen a cinco marcos en el portanúcleo. Este permite que se genere una nueva colonia, ya sea capturando colmenas rústicas o dividiendo parte de la población de la colmena racional (Besora-Magem, 2016).

Besora-Magem menciona que como en el núcleo original, la nueva población es reducida en número de abejas y se busca un lugar más pequeño para regular mejor la temperatura. Para este nuevo núcleo se necesitan 2 o 3 cuadros de cría operculada, 1 o 2 de miel y una reina, ya fecundada, virgen o por nacer (Figura 7).



Figura 9
Portanúcleo Langstroth
Nota: Fuente: Besora-Magem, 2016.

Aspectos sobre establecimiento de sitios de traslado

La encuesta evidencia las opiniones de apicultores y equipos de respuesta a emergencias y rescate, así como personas con amplia experiencia. Las respuestas más relevantes en torno a los sitios de traslado fueron:

- “Si es muy bueno tener sitios de paso, ya que ellos ayudan a que la colmena este más fuerte”.
- “Cuando se hace tarde y no se pueden llevar al sitio de reubicación, se llevan a una finca con buena floración y libre de fumigación”.
- “No contamos con estos sitios por el momento, son entregadas de inmediato al Área Metropolitana o algunos apicultores de la región”.
- “Creamos santuarios para abejas con buena floración y fuentes de agua cercana”.



Las respuestas están alineadas con la consideración de que los sitios de paso son de vital importancia, antes de la reubicación definitiva, para el adecuado manejo de las abejas capturadas. En ellos, se pueden recuperar de la fatiga y estrés ocasionados por la captura; además, representan sitios más adecuados para garantizar la eficiencia en los recursos de los organismos de atención de emergencias, mientras se hace tránsito al sitio definitivo por parte de la autoridad ambiental; de esta forma, es posible hacer una correcta elección de este, como por ejemplo cerros tutelares, reservas forestales, entre otros que cuenten con fuentes hídricas cercanas.

Comparación de protocolos utilizados por dos instituciones nacionales para la atención de emergencias y rescate de abejas

La comparación de los protocolos empleados por la Defensa Civil de Envigado y Bomberos de Bogotá que atienden emergencias por abejas, evidenció que usan el mismo protocolo (Anexo 2). La información que existe al respecto es poca y en general otras entidades se basan en estos protocolos; sin embargo, en muchos lugares los organismos que las atienden no son los mismos, Defensa Civil, Cruz Roja, Cuerpos de Bomberos, entre otros y en algunos casos utilizan un procedimiento propio, evidenciando falta de claridad en cuanto al responsable y estandarización del proceso. A esta tabla comparativa se adicionó la columna con la información correspondiente al protocolo propuesto (Tabla 7).

La diferencia de los protocolos consultados con el diseñado en este proyecto, radica en aspectos relacionados con la captura de individuos vivos, condiciones óptimas para el traslado al sitio de paso o a la ubicación final, y el seguimiento al proceso de reincorporación de las abejas a un hábitat apropiado (Tabla 7 y Anexo 2).



Tabla 7
Pasos unificados de tres protocolos nacionales de atención de emergencias y rescate de abejas

Etapa	Actividad	Protocolos		
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	Protocolo Propuesto
Preparación	1. Capacitación en manejo de abejas y primeros auxilios.	X	X	X
	2. Identificación y adquisición de equipo de protección personal, herramientas y accesorios.	X	X	X
Activación y movilización	1. Recepción telefónica por parte de la línea de emergencias y solicitud de datos a la persona que realiza la llamada, mediante formulario PQRS, establecido por los organismos especializados.	X	X	X
	2. Preguntas de contexto: ¿el enjambre continúa en el punto o ya migró? ¿Hace cuánto tiempo hizo presencia el enjambre? ¿Qué características tiene el punto o nido en el cual se instalaron las abejas? (Ej.: tamaño, es una roca o hueco de árbol).	X	X	X
	3. Cruce de información con los organismos ambientales para activar operación de rescate de las abejas, de acuerdo con la estructura y comunicación organizacional de la administración municipal respectiva.			X
	4. Cruce de información con los organismos de rescate: bomberos voluntarios, junta de Defensa Civil o Cuerpo Oficial de Bomberos para activar operación.	X	X	X
	5. Activación de personal de apoyo y preparación de equipos adicionales.	X	X	X
	6. Hora de recepción de la información.	X	X	X



Etapa	Actividad	Protocolos		
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	Protocolo Propuesto
	7. Tiempo atmosférico: ¿se prevé lluvia?	X	X	X
	8. Vías de acceso: ¿existen? ¿Cuáles son? ¿En qué condiciones están? ¿Qué vehículos están habilitados para el tránsito de las mismas?	X	X	X
	9. Según la situación, se envía a un inspector de evaluación de las condiciones actuales.			X
	10. Según la situación se envía al grupo de respuesta encargado.	X	X	X
	11. Tiempo cronológico: determinar la hora para realizar la operación.	X	X	X
Aproximación a la zona de operación	1. Llegada al sitio, la hora más propicia para realizar la operación de retiro.	X	X	X
	2. Verificación de apoyo de las unidades de rescate.	X	X	X
	3. Verificación de apoyo de organismos ambientales.			X
	1. Reporte de arribo: hora, ubicación y condiciones de acceso. Cada institución reporta a su central y esta reporta a la oficina de gestión del riesgo de desastres correspondiente en su municipio.	X	X	X
Arribo a zona de operación	2. Contacto en el punto con la persona que realizó la llamada (si lo hay).	X	X	X
	3. Determinación del tiempo estimado de la evaluación de la emergencia y atención del evento.	X	X	X



Etapas	Actividad	Protocolos		Protocolo Propuesto
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	
Arribo a zona de operación	4. Verificación de las características que tiene el punto o nido, en el cual se instalaron las abejas, observar si presentan algún color característico (marrón o gris), alguna característica fisonómica particular, y atención al grado de agresividad de la colonia. Verificar si existe alguna persona herida y cantidad de población afectada.	X	X	X
	5. Verificación de condiciones para realizar la operación: condiciones atmosféricas, hora, sitio y población cercana que puede resultar afectada.	X	X	X
Búsqueda y localización	1. Descripción a los integrantes de la operación sobre las características del punto, y las condiciones de las personas, en el caso de existir afectación por picadura.	X	X	X
	2. En el caso de encontrar un enjambre o colonia, inicio de operación.	X	X	X
Operación	1. Activación de una unidad generadora de humo a fin de neutralizar la capacidad de ataque de las abejas.	X	X	X
	2. Captura o retiro de las abejas.	X	X	X
	3. Retiro de los panales y ubicación en las cámaras provisionales, mientras llegan al lugar de paso (apiarios provisionales).			X
	4. Traslado definitivo a apiarios o reservas silvestres con las condiciones de hábitat apropiadas para las abejas.			X



Etapa	Actividad	Protocolos		
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	Protocolo Propuesto
Estabilización del paciente y traslado de las abejas	1. Verificación de las condiciones de los signos vitales del paciente con picadura.	X	X	X
	2. Verificación de presencia y acción de médico para maniobras especializadas, como el único autorizado para este procedimiento.	X	X	X
	3. En caso de ausencia del personal médico en el sitio, se dará instrucciones vía radio al personal con capacitación en primeros auxilios para ejecutar las acciones que sus conocimientos les permitan.	X	X	X
	4. Aviso al sitio de paso y al sitio definitivo el traslado de las abejas.			X
Recogida chequeo de equipos y de información	1. Cruce y devolución de herramientas, equipos y accesorios entre instituciones.	X	X	X
	2. Revisión del funcionamiento de herramientas, equipos y accesorios empleados.	X	X	X
	3. Establecimiento de fecha y horas.	X	X	X
	4. Definición de duración del período operacional.	X	X	X
	5. Descripción exacta de la naturaleza del evento.	X	X	X
	6. Descripción de estrategias y tácticas utilizadas para el incidente y mención de los problemas que se presentaron para lección aprendida.	X	X	X
	7. Suministro de nombre de persona responsable de la información reportada.	X	X	X
	8. Listado de las entidades que participaron en el evento.	X	X	X



Etapa	Actividad	Protocolos		
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	Protocolo Propuesto
	9. Establecimiento de costo total de atención de la emergencia.	X	X	X
	10. Verificación del número, la identidad y las condiciones de las personas localizadas y/o atendidas.	X	X	X
	11. Verificación del porcentaje aproximado de abejas rescatadas.			X
Recogida chequeo de equipos y de información	12. Registro de institución que traslada al paciente, número de ambulancia y empresa.	X	X	X
	13. Registro de institución que traslada las abejas, nombre de sitio de paso y de sitio definitivo.			X
	14. Registro de institución que recibe: hospital, clínica, centros médicos, entre otros.	X	X	X
	15. Envío de información a la oficina de gestión del riesgo de desastres, correspondiente al municipio.	X	X	X
	1. Reporte de disponibilidad ante la línea de atención de emergencias y oficina de gestión del riesgo de desastres, una vez terminada la operación, informando ubicación, estado de las herramientas, equipos y accesorios, lugar de destino y posible ruta.	X	X	X
Reporte de disponibilidad				



Etapa	Actividad	Protocolos		
		Defensa Civil Envigado (Junta de Defensa Civil de Envigado, 2016)	Bomberos Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005)	Protocolo Propuesto
Reunión para caso de estudio	1. Realización de reuniones cada que se considere conveniente, con representantes de las instituciones de la oficina de gestión del riesgo de desastres encargadas del tema, o aquellas que hayan sido convocadas para participar en la operación. Esto con el fin de estudiar y hacer retroalimentación en casos especiales o complejos.	X	X	X
	2. Realización de una reunión cada que se considere conveniente, con los representantes de las instituciones ambientales y de la oficina de gestión del riesgo de desastres que estén encargados del tema, y/o aquellas que hayan sido convocadas para participar en la operación. Esto con el fin de estudiar y hacer retroalimentación en casos especiales o complejos.			X



El detalle sobre los puntos que se proponen en este trabajo, adicionales a los protocolos para atención de emergencias por abejas existentes a nivel nacional se describe a continuación:

- **Activación y Movilización:** se recomienda realizar un cruce de información con los organismos ambientales para activar la operación del rescate de las abejas. Esto se hace una vez recibido el requerimiento por parte de la comunidad y se elabore el Formulario PQRS.
- Es fundamental que la información sea transversal con el objeto de activar los recursos relacionados con la gestión ambiental, como alistar los sitios de paso provisional y la definición posterior de sitios de reubicación definitiva, según disponibilidad. Adicionalmente, se considera esencial que, según la situación, se envíe a un inspector de evaluación de las condiciones, en caso de que no se configure una emergencia que requiera una atención inmediata por amenaza materializada o inminente peligro. Esto permite que se economicen recursos, tras la evaluación de la situación y se destine en la operación solo lo realmente necesario para atención.
- **Operación:** en las actividades relacionadas con retirar los panales y ubicarlos en las cámaras provisionales mientras llegan al lugar de paso (apiarios provisionales) y el traslado definitivo a apiarios o reservas silvestres con las condiciones de hábitat de las abejas, es necesario garantizar que existan estos dos tipos de sitios: lugar de paso o provisional, y lugar definitivo. Dado que es muy difícil para los organismos de emergencia o de primera respuesta llevar las abejas capturadas al sitio definitivo; debido a las condiciones para la supervivencia de la especie y que por lo regular están en zonas muy alejadas del casco urbano. Por ello, el organismo ambiental responsable debe ser el encargado de la actividad de reubicación definitiva.
- **Estabilización del paciente y traslado de las abejas:** se propone avisar al sitio de paso y al sitio definitivo el traslado de las abejas, una vez asignado el sitio provisional por parte del organismo ambiental responsable. El organismo de socorro o primera respuesta debe avisar a este para que sean recibidos los individuos capturados; de tal forma que se eviten percances y pérdidas de tiempo, puesto que los recursos de emergencia deben estar disponibles lo antes posible.



- **Recogida, chequeo de equipos y de información:** se propone incluir una verificación del porcentaje aproximado de abejas rescatadas, necesaria para medir la efectividad y desempeño de los equipos de rescate. Se propone que esta actividad sea controlada y medida por un organismo externo al proceso, que pueda evidenciar de manera real los resultados obtenidos en esa actividad, dado que permite abordar el objetivo central de esta propuesta, sobre proteger la especie y ocasionar el menor daño e impacto a las abejas; además de la responsabilidad ambiental de los involucrados. Así mismo, el registro de información sobre la institución que traslada las abejas, nombre del sitio de paso y del sitio definitivo, permite recolectar datos que posibiliten la trazabilidad de los resultados, para mediciones estadísticas y aspectos relevantes del mejoramiento continuo de los procedimientos.
-
- **Reunión para caso de estudio:** en la parte final se propone realizar una reunión mensual, o cuando el caso lo amerite, con aquellos representantes de las instituciones ambientales y de la oficina de gestión del riesgo de desastres que estén encargados del tema y/o aquellas personas e instituciones que hayan sido convocadas para participar en la operación, con el fin de estudiar y hacer retroalimentación en casos especiales o complejos. Estas reuniones permitirán establecer el impacto positivo o negativo de los procedimientos desde una visión holística y sistémica de todo el proceso, obteniendo mejores resultados y mejor retroalimentación de los puntos críticos o exitosos.



Discusión

Se evidenció que tanto apicultores como equipos de respuesta a emergencias y rescate y personas con amplia experiencia en el manejo y control de enjambres de abejas emplean a menudo las mismos métodos y técnicas, y se considera esencial conocer el comportamiento y las condiciones óptimas para el hábitat de *Apis mellifera*.

El protocolo diseñado, cuenta con un valor agregado, en tanto vincula la acción de los organismos de respuesta a emergencias y entidades de protección del medio ambiente (Protocolo en Anexo 2). Este valor agregado además radica la etapa de operación, pues mientras los protocolos existentes abordan el tema únicamente hasta su captura, en esta propuesta se aborda el tratamiento que se debe realizar para garantizar su cuidado, manejo y preservación después de este procedimiento. Este traslado definitivo debe realizarse en tanto se trata de una especie polinizadora de importancia fundamental para la seguridad alimentaria, y puesto que, por normativa, son las entidades de medio ambiente las que deben tener el conocimiento y asignar las acciones suficientes para que el porcentaje de pérdida sea el mínimo posible y las abejas sean trasladadas con el debido cuidado y atención.

Se pretende brindar mediante los pasos de este protocolo, mejores y buenas prácticas relacionadas con la adecuada atención a incidentes o emergencias con abejas en áreas urbanas; además de resumir la forma correcta de hacer su captura, cuidado y transporte a sitios de paso. Se pretende lograr la ubicación final de los individuos en zonas de hábitat propicias (el futuro desarrollo de paneles sostenibles). Para esto se busca una sensibilización de organismos de atención a emergencias y de las entidades responsables del medio ambiente, mediante una articulación de esfuerzos conjuntos en los municipios.

Con respecto a la atención de la PQRS como primer paso de alerta, son los organismos especializados (la línea de atención 123) quienes deben diligenciar toda la información del usuario, mediante el formulario de atención de PQRS para comunicarlo al Subsistema Nacional de Voluntarios en Primera Respuesta, integrado por Defensa Civil, Cruz Roja y Cuerpos de Bomberos (Congreso de Colombia, 2012); *Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018*). En este caso, es importante preguntar al afectado por



la ubicación exacta del enjambre y solicitar una fotografía del panal, preguntar si hay alguien en peligro, o alguien ha sido picado, así como las características del punto o nido en el cual se instalaron las abejas (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005).

Durante la indagación se debe hacer claridad al usuario sobre el potencial peligro que representa este evento, para que no se ponga en riesgo, e indagar con la persona afectada el tiempo que lleva el enjambre allí, aclarándoles que en ese estado de enjambre son muy ruidosas, pero no son tan agresivas, eso no quiere decir que se les puedan acercar porque se pueden sentir en peligro y actuar de manera inconsciente. Esto debe preguntarse dado que la enjambrazón (estado de reproducción de colonia de abejas) es un proceso donde las abejas pueden cambiar de lugar constantemente por tres días aproximadamente (*Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018*).

Después de solicitada toda la información, se procede a brindarle al usuario la información necesaria sobre cómo actuar con el enjambre o panal para evitar incidentes desafortunados. Luego, se procede a programar una visita técnica con el fin de evaluar la especie, y en caso de que esta sea nativa se procede a realizar una sensibilización a los afectados en la que se les da a conocer la importancia de no matarlas, para luego evaluar y determinar la necesidad del rescate de la colonia (*Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018; Consorcio Provincial Bomberos Guadalajara, 2015*).

Las recomendaciones generales para el usuario son: evitar el pánico, cerrar las puertas y ventanas de los lugares cercanos con el fin de evitar que ingresen las abejas; no intentar ahuyentarlas con ningún tipo de material, evitando así que ellas se defiendan; apagar equipos o maquinarias que hagan ruido y las puedan alterar; vigilar el enjambre, debido a que es posible que se mueva de sitio, y encuentren un lugar apropiado para la colonia; y en caso de que el enjambre lleve más de dos días, se debe informar debido a que puede ser este el lugar donde establecerán la colonia (*Consorcio Provincial Bomberos Guadalajara, 2015*).

El segundo paso en caso de que se determine el rescate, es contar con el material necesario para señalar la zona, es recomendable trabajar en compañía de la Secretaría de Desarrollo Económico o el que haga sus veces en



la región que corresponda, con el fin de tener una base de datos de apicultores rescatistas y que el protocolo sea de conocimiento de cada municipio para que la articulación de las instituciones competentes en gestión del riesgo sea más eficiente (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

El rescate de un enjambre o panal de *Apis mellifera* cuenta con dos fases: la primera es la de capacitación; la segunda es la de atención del evento. En la primera fase es necesario estar en la capacidad del manejo de abejas y de primeros auxilios; tener identificados los actores en el territorio que cuentan con la experiencia y los equipos necesarios para atender el evento; llegar a acuerdos con los municipios para articularse con las otras instituciones relacionadas con gestión del riesgo en caso de que se presente la necesidad de atender un evento de alto riesgo; y por último, identificar y adquirir el equipo de protección personal, herramientas, equipos y accesorios necesarios para atender este tipo de situaciones (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

La segunda fase de atención del evento debe realizarse por personas entrenadas y que cuenten con los equipos necesarios como careta de apicultor con visión frontal y lateral, guantes de apicultor, overol de alto gramaje, botas, ahumador, binoculares, corta ramas, antialérgicos en caso de picaduras, y los elementos de señalización como la cinta para establecer un perímetro de seguridad alrededor del enjambre, lo cual permite prevenir a la comunidad riesgos e incidentes, con una demarcación mínima de 40 metros y recomendada de 100 metros. Con el cumplimiento de estos requerimientos, se procede a hacer un reconocimiento del área y sitio específico en el cual se encuentra el enjambre, y el tiempo atmosférico actual y pronosticado, dado que no se deben realizar dichas operaciones en condiciones de lluvia o extremo calor (Área Metropolitana del Valle de Aburrá, 2018).

Para el rescate del panal o enjambre, se debe planificar una estrategia para poder aplicar la técnica más adecuada, y es recomendable trabajar en equipos de mínimo tres personas, los cuales cuenten con la experiencia, buena condición física y que no han demostrado reacciones alérgicas; además, se deben evitar sonidos fuertes y el uso de prendas con colores fuertes, pues lo más adecuado es usar colores claros o blanco (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005).



El rescate debe realizarse en la mañana preferiblemente entre las 6 am y 9 am, o en la tarde/noche entre las 4 pm y 10 pm, debido a que es un momento de menor actividad de estos insectos. Se debe recomendar a la población cercana, que mientras que se inicia la captura de las abejas deben permanecer alejadas del enjambre o colmena y mantener puertas y ventanas cerradas para evitar que se establezcan al interior de una vivienda o un establecimiento. Además, se deben tener identificados los sitios de atención médica más cercanos a la zona donde se atenderá el evento, e informarles la actividad que se llevará a cabo para que estén preparados en caso de presentarse una emergencia, esto es de vital importancia tanto como establecer un responsable de la seguridad del perímetro (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005).

En el caso en el que el racimo o ramillete de abejas se encuentre adherido a un muro, un techo, la copa de un árbol o un edificio, se debe recurrir a las normas establecidas para trabajo en alturas y de esta forma se puede desprender con una espátula ancha, sosteniendo un cajón por debajo para el manejo y la captura. Si se observa que las abejas ingresan y salen por un agujero, significa que ya se ha establecido la colonia y es ahí donde se deben tomar todas las precauciones posibles debido a que están más propensas a defenderse en caso de sentirse hostigadas; en estos casos, es responsabilidad del organismo respuesta tomar la decisión de proteger la vida de las personas por encima de las abejas y reportarlo como un incidente grave suministrando el informe respectivo para que sea evaluado como lo establece el protocolo. Es importante trabajar con suficiente espacio, para introducir el enjambre en un recipiente que permita retirarlo lo más agrupado posible de la zona intervenida.

Con respecto al manejo de enjambres, si en el momento de introducirlo al recipiente cae al suelo, las abejas se dispersarán y muy posiblemente atacarán, es recomendable dar una espera hasta que se agrupen de nuevo y reiniciar la operación, haciendo lo posible por capturar más del 90% de las abejas. Luego del rescate, se debe cambiar el olor del lugar donde se encuentra el enjambre o panal con productos como aceites cresotados derivados de la Hulla, gasolina o ACPM, esto con el fin de evitar que las abejas regresen al lugar, sin embargo, se debe tener mucho cuidado de no utilizar estos productos cerca de lugares que puedan generar incendios. La operación finaliza cuando se traslada el enjambre o panal al apiario o sitio definitivo.



A continuación, se presenta el diagrama básico del protocolo para el manejo de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja *Apis mellifera* en la zona urbana de Medellín (Figura 10) con los pasos a seguir y las acciones involucradas. En el Anexo 2, se presenta la versión ampliada del protocolo, con las actividades procedimentales sobre la atención de emergencias con abejas incluyendo la protección y cuidado de estas.

Paso 1: Preparación (por parte de instituciones ambientales y entidades responsables de atender emergencias)

- ✓ Capacitación, entrenamiento y actualización.
- ✓ Adquisición y mantenimiento de herramientas, equipos y accesorios.
- ✓ Redacción de procedimientos Operativos Normalizados.

Paso 2: Recepción (por parte de instituciones ambientales o entidades responsables de atender emergencias)

- ✓ Activación solicitud.
- ✓ Aviso y movilización de instrucciones ambientales y entidades responsables de atender emergencias.
- ✓ Aproximación a zona de operación.
- ✓ Arribo a zona de operación.

Paso 3: Operaciones en el área de impacto (por parte de instituciones ambientales y entidades responsables de atender emergencias)

- ✓ Asegurar escena.
- ✓ Evaluación inicial.
- ✓ Búsqueda y localización.
- ✓ Operación.
- ✓ Estabilización del paciente.
- ✓ Ubicación provisional de los panales.



Paso 4: Desactivación y desmovilización (por parte de entidades responsables de atender emergencias)

- ✓ Control.
- ✓ Recoger y chequear equipos.
- ✓ Consolidar información.
- ✓ Reportar disponibilidad.
- ✓ Avisar al sitio de paso y sitio permanente el traslado de los panales.

Paso 5. Actividades post-misión (por parte de entidades responsables de atender emergencias)

- ✓ Revisión, mantenimiento y actualización de hojas de vida de los equipos.
- ✓ Evaluación, registro y documentación de la operación (caso estudio).

Figura 10

Diagrama básico de la guía procedimental sobre la atención de emergencias con abejas incluyendo la protección y cuidado de las abejas

Nota: Fuente: elaboración propia.

Este diagrama está basado en la guía procedimental para el manejo de enjambres o posibles colmenas, elaborada por la Alcaldía Mayor de Bogotá (Alcaldía Mayor de Bogotá D.C., 2005) , complementada con la parte diferenciadora del protocolo propuesto sobre la inclusión de las instituciones ambientales, como un elemento favorable para la captura, rescate, mantenimiento y conservación de la especie.



Conclusiones y recomendaciones

La implementación de este protocolo permitirá a las entidades responsables atender emergencias relacionadas con abejas, realizar un tratamiento adecuado de estos eventos sin poner en peligro la especie ni afectar la vida de las personas implicadas.

Se considera necesario realizar campañas de sensibilización en cuanto a la importancia de las abejas en el ecosistema, de tal manera que, frente a una emergencia, las personas y comunidades alerten a las autoridades pertinentes en vez de pretender eliminarlas. Adicionalmente, el Estado debe fortalecer políticas públicas para el cuidado y protección de esta especie, dada su importancia en la polinización y múltiples beneficios para el medio ambiente y las personas.

Las alcaldías de municipios deben habilitar lugares en su localidad que sean apropiados para albergar las colmenas temporalmente, hasta que puedan transportarse a su sitio de reubicación definitiva; para ello, se plantea que puedan tener acuerdos de cooperación con apicultores o sitios de reserva forestal que garanticen las condiciones propicias de supervivencia de los individuos.

En las grandes ciudades que disponen de poco suelo rural, debe establecerse un marco legal que permita la instalación temporal de colmenas para su recuperación en los sitios disponibles, para que cuando estén recuperadas, sean trasladadas definitivamente a sitios más apartados.

Se debe dar prioridad a la creación de un Apiario Municipal que puedan brindarle a la abeja unas condiciones adecuadas para su hábitat con buena floración, libre de fumigación y fuentes hídricas cercanas, como cerros tutelares, espacios públicos verdes urbanos y cinturones verdes, entre otros; sitios donde puedan realizarse las tareas necesarias para el mantenimiento y gestión de las abejas, así como de capacitación a empleados del municipio, especialmente a los vinculados al área de Ornato y Aseo, quienes tienen mayor probabilidad de encontrarse con polinizadores. De esta forma, con su soporte se puede realizar una inspección previa del sitio y estado de los individuos.



El presente protocolo fortalece la forma de rescate de abejas al incluir en su diseño la participación de las instituciones competentes de la gestión ambiental y las encargadas de la gestión del riesgo de desastres de los municipios, debido a que son estas las responsables de atender incidentes o emergencias que coloquen en riesgo vidas o bienes; además de que su participación es esencial dado el interés y obligatoriedad que pueden tener para conservar esta especie por su importante rol en los ciclos agrarios en cultivos de pancoger, la polinización de otras especies de flora, y la estructura y funcionamiento de muchas áreas que representan sitios para conservación ambiental.

Los antecedentes, la bibliografía consultada y la experiencia obtenida de organismos de respuesta a emergencias como los Bomberos de Bogotá y la Junta de Defensa Civil de Envigado, los rescatistas, los apicultores y sobre todo las encuestas aquí realizadas, aportaron los principales elementos para elaborar un protocolo para la adecuada atención y posterior manejo y preservación de la abeja *Apis mellifera*, considerada una de las más efectivas polinizadoras de la región y el continente y que puede representar un conflicto con el ser humano en zonas urbanas.

Este protocolo termina siendo un documento de consulta útil y valioso para los organismos competentes como autoridades ambientales de los municipios, departamentos y entes territoriales, por lo que se recomienda su divulgación mediante charlas, conferencias o paneles a organismos de emergencia y rescate, entidades encargadas del mantenimiento de redes eléctricas, y demás entes que tengan como responsabilidad la protección del ambiente, especialmente la protección de especies clave en el equilibrio de los ecosistemas y beneficios que recibe el ser humano; así como de aquellos organismos o instituciones cuya función es velar por el bienestar y salud de los seres humanos y demás especies.



Referencias

- Ajuntament de Valencia. (2017). *Procedimiento operativo de intervenciones con himenópteros*. Ajuntament de Valencia; Departamento de Bomberos. [https://www.valencia.es/ayuntamiento/bomberos.nsf/0/2FE8A0B2FB4A0FDCC125827A003B9DC5/\\$FILE/PROCOP%201.15%20INTERVENCIONES%20CON%20HIMENOPTEROS.pdf?OpenElement&lang=1](https://www.valencia.es/ayuntamiento/bomberos.nsf/0/2FE8A0B2FB4A0FDCC125827A003B9DC5/$FILE/PROCOP%201.15%20INTERVENCIONES%20CON%20HIMENOPTEROS.pdf?OpenElement&lang=1)
- Alcaldía Mayor de Bogotá D.C. (2005). *Protocolo distrital para el manejo de abejas*. http://svrdpae8n1.sire.gov.co/portal/page/portal/sire/protocolos/protocolosDoc/A8_MANEJODEABEJAS.pdf
- Amaya-Márquez, M. (2016). Polinización y biodiversidad. En G. Nates-Parra (Ed.), *Iniciativa Colombiana de Polinizadores Capítulo Abejas ICPA* (pp. 21-42). ICPA; Universidad Nacional de Colombia.
- Área Metropolitana del Valle de Aburrá. (AMVA). (2018). *Propuesta de Protocolo de Atención a PQR por Abejas para Antioquia*. Área Metropolitana del Valle de Aburrá.
- Besora-Magem, J. (2016). *Colmena y portanúcleo tipo Langstroth*. Ingeniería sin Fronteras. <https://esf-cat.org/wp-content/uploads/2017/04/Informe-t%C3%A9cnico-colmena-langstroth.pdf>
- CONBÉ. (2017). Procedimiento: Rescate de Mimenopteros (abejas, véspidos). <http://www.conbe.org/ficheros/descargas/18.pdf>
- Congreso de Colombia. (2012). Ley 1575. 21 de agosto de 2012. Colombia. <http://wsp.presidencia.gov.co/Normativa/Leyes/Documents/LEY%201575%20DEL%20%2021%20DE%20AGOSTO%20DE%202012.pdf>
- Consortio Provincial Bomberos Guadalajara. (2015). *Rescate apícola y de otras especies - Antiun*. http://ceis.antiun.net/docus/pdfsonline/m2/M2_Rescate_v11_08_animalesApicola/M2-Rescate-v11-08-animalesApicola.pdf
- Cruz, A. (2017). *Producción de miel convencional y orgánica en la Península de Yucatán* [Tesina de maestría, no publicada]. Université de Sherbrooke. http://aleph.ecosur.mx:8991/exlibris/aleph/a22_1/apache_media/Y59VLAKFNAHEU5GPUN51E7VK6HDHYR.pdf



- Dai, P., Jack, C., Mortensen, A., Bloomquist, J., & Ellis, J. (2018). The impacts of chlorothalonil and diflubenzuron on *Apis mellifera* L. larvae reared *in vitro*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 164, 283-284. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2018.08.039>
- Ecoavant. (13 de junio de 2017). El SOS de las abejas en Sudamérica. https://www.ecoavant.com/actualidad/el-sos-de-las-abejas-en-sudamerica_3210_102.html
- Evans, E., Smart, M., Cariveau, D., & Spivak, M. (2018). Wild, native bees and managed honey bees benefit from similar agricultural land uses. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 268, 162-170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.09.014>
- Fontana, P., Costa, C., Di Prisco, G., Ruzzier, E., Annoscia, D., Battisti, A., Caoduro, G., Carpana, E., Contessi, A., Dal Lago, A., Dall'olio, R., de Cristofaro, A., Felicioli, A., Floris, I., Fontanesi, L., Gardi, T., Lodesani, M., Malagnini, V., Manias, L., ... Segrè, A. (2018). Appeal for biodiversity protection of native honey bee subspecies of *apis mellifera* in Italy (San michele all'Adige declaration). *Bulletin of Insectology*, 71, 257-271.
- Hung, K., Kingston, J., Albrecht, M., Holway, D., & Kohn, J. (2018). The worldwide importance of honey bees as pollinators in natural habitats. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.2140>
- Junta de Defensa Civil de Envigado. (2016). *Curso de Manejo y Control de Abejas*. <https://1729alex.files.wordpress.com/2016/12/mr.pdf>
- Klein, A., Cane, J., Vaissière, B., & Steffan-Dewenter, I. (2007). Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of The Royal Society Biological Sciences*, 274(1608), 303-311.
- Montoya, P., León, D., y Chamorro, F. (2016). *Apis mellifera* como polinizador de cultivos en Colombia. En G. Nates-Parra (Ed.), *Iniciativa Colombiana de Polinizadores* (pp. 97-110). ICPA; Universidad Nacional de Colombia.
- Nates-Parra, G. (2005). Abejas silvestres y polinización. *Manejo integrado de plagas y agroecología*, 75, 7-20. <http://orton.catie.ac.cr/repdoc/A1865e/A1865e.pdf>



- Nates-Parra, G., Rodríguez-Calderón, Á., & Chamorro, F. (2016). Iniciativa Colombiana de Polinizadores con Énfasis en Abejas. En G. Nates-Parra (Ed.), *Iniciativa Colombiana de Polinizadores* (79-94). ICPA; Universidad Nacional de Colombia.
- Pou, G. (14 de abril de 2017a). Extracción de abejas con Técnica del embudo [Vídeo]. <https://www.youtube.com/watch?v=Ob6Pm1TuyFQ>
- Pou, G. (19 de mayo de 2017b). Tutorial de extracción de panal de abejas con la técnica pinza [Vídeo]. <https://www.youtube.com/watch?v=PVR973rWUFo>
- Requier, F., Garnery, L., Kohl, P., Njovu, H., Pirk, C., Crewe, R., & Steffan-Dewenter, I. (2019). The Conservation of Native Honey Bees Is Crucial. *In Trends in Ecology and Evolution*, 34(9), 789-798. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2019.04.008>
- Reynoso, V. (02 de diciembre de 2016). Insectos polinizadores, nuestros aliados en el huerto. *Asociación de consumidores orgánicos*. <https://consumidoresorganicos.org/2016/12/02/insectos-polinizadores/>
- Senado de la República de México. (14 de agosto de 2018). Atlas Nacional de las Abejas y Derivados Apícolas. https://atlasapi2019.github.io/cap2.html#215_las_abejas_y_los_pesticidas
- Universidad Nacional de Colombia. (2019). Se necesitan medidas para proteger a las abejas y 'polinizar' nuestras consciencias. <https://unimedios.medellin.unal.edu.co/bitacora/conexion/579-se-necesitan-medidas-para-proteger-a-las-abejas-y-polinizar-nuestras-consciencias.html>



Anexo 1. Encuesta

ENCUESTA INCIDENTES CON ABEJAS APIS MELLIFERA					
FECHA:		CIUDAD:		DEPARTAMENTO:	
NOMBRE:					
PROFESIÓN U OFICIO:				No. DE CONTACTO:	
APICULTOR:				RESCATISTA:	
TIEMPO DE EXPERIENCIA:				CORREO:	
MÉTODOS QUE CONOCE PARA EL RESCATE DE ABEJAS:					
MÉTODOS MÁS EMPLEADOS:					
QUÉ TÉCNICAS UTILIZA:					
QUÉ CARACTERÍSTICAS TIENE EL ESPACIO FÍSICO QUE CON MÁS FRECUENCIA SE PRESENTAN LOS LLAMADOS SOBRE INCIDENTES:					
INCONVENIENTES O DIFICULTADES CON EL RESCATE DE ABEJAS:					
FORMAS DE TRASLADO A SITIOS ADECUADOS DONDE SE HACE EL ATRAPAMIENTO O CAPTURA DE LAS ABEJAS:					
CUÁNDO Y BAJO QUÉ CIRCUNSTANCIAS DE ESTABLECE SITIOS DE PASO O ALTERNOS ANTES DE LA REUBICACIÓN PERMANENTE:					



Anexo 2. Protocolo



PROPÓSITO

El presente protocolo fue elaborado para dar a conocer el adecuado empleo para la atención de incidentes y emergencias por la presencia de la abeja *Apis mellifera*, donde se pone en práctica el cuidado tanto para la especie, como de la comunidad.

ALCANCE

Debe ser utilizado por los organismos de primera respuesta que realizan el manejo de emergencias y desastres, y por las instituciones ambientales.

PRIORIDADES

- Garantizar la seguridad de la comunidad y de la especie.
- Generar una herramienta de información que esté al alcance de todos.
- Concientizar a la comunidad que este tipo de situaciones debe ser atendida por especialistas en el tema.



ACTIVIDADES A SEGUIR:

Pasos	Concepto
Preparación	Capacitación en manejo de abejas y primeros auxilios.
	Identificación y adquisición de equipo de protección personal, herramientas, equipos y accesorios.
	Recepción telefónica por parte de la línea de emergencias y solicitud de datos a la persona que realiza la llamada mediante formulario de PQRS, establecido por los organismos especializados.
	Solicitar a quien realiza la llamada si ¿el enjambre continúa en el punto o ya migró? ¿Hace cuánto tiempo hizo presencia el enjambre? ¿Qué características tiene el punto o nido en el cual se instalaron las abejas? (Ej: tamaño; es una roca o hueco de árbol).
	Cruce de información con los organismos ambientales para activar operación del rescate de las abejas.
Activación y movilización	Cruce de información con los organismos de rescate: Bomberos Voluntarios, junta de Defensa Civil o Cuerpo Oficial de Bomberos para activar operación.
	Activar personal de apoyo y alistar equipos adicionales.
	Hora de recepción de la información.
	Tiempo atmosférico: ¿se prevé lluvia?
	Vías de acceso: ¿existen? ¿Cuáles son? ¿En qué condiciones están? ¿Qué vehículos están habilitados para el tránsito de las mismas?
	Según la situación, se envía a un inspector de evaluación de las condiciones.
	Según la situación, se envía al grupo de respuesta encargado.
Tiempo cronológico: determinar la hora en que se realizaría la operación.	



Pasos	Concepto
Aproximación a la zona de operación	Llegar al punto en el cual está presente el enjambre, a la hora más propicia para realizar la operación de retiro de este.
	Verificar apoyos de las unidades de rescate.
	Verificar apoyos de organismos ambientales.
	Reporte del arribo: hora, ubicación y condiciones de acceso. Cada institución a su central y estas a su vez al departamento administrativo de prevención de desastres correspondiente a su municipio.
	Contactar en el punto a la persona que realizó la llamada (si lo hay).
Arribo a zona de operación	Determine el tiempo estimado de la evaluación de la emergencia y la atención del evento.
	<p>Verificar las características que tiene el punto o nido en el cual se instalaron las abejas, observar si presentan algún color característico (marrón o gris), alguna característica fisonómica particular, prestar atención al grado de agresividad de la colonia, verificar si existe alguna persona herida y la cantidad de población afectada.</p> <p>Verifique las condiciones para realizar la operación: atmosféricas, hora, sitio y población cercana que pueda resultar afectada.</p>



Pasos	Concepto
Búsqueda y localización	Describir a los integrantes de la operación las características del punto, y las condiciones de las personas, en el caso de existir afectación por picadura.
	En el caso de encontrar un enjambre o colonia, iniciar operación.
Operación	Colocar una unidad generadora de humo a fin de neutralizar la capacidad de ataque de las abejas.
	Captura o retiro de las abejas.
	Retirar los panales y ubicarlos en las cámaras provisionales, mientras llegan al lugar de paso (apiarios provisionales). Traslado definitivo a apiarios o reservas silvestres con las condiciones de hábitat de las abejas.
Estabilización del paciente y traslado de las abejas	Verificar las condiciones de los signos vitales del paciente con picadura.
	Para maniobras especializadas, un médico es el único autorizado para su realización.
	En caso de ausencia del personal médico en el sitio, se dará instrucciones vía radio al personal con capacitación en primeros auxilios para ejecutar las acciones que sus conocimientos le permitan. Avisar al sitio de paso y al sitio definitivo el traslado de las abejas.



Pasos	Concepto
Recogida, chequeo de equipos y de información	Cruce y devolución de herramientas, equipos y accesorios entre instituciones.
	Revisión del funcionamiento de herramientas, equipos y accesorios empleados.
	Establecer fecha y horas.
	Determinar duración del período operacional.
	Describir exactamente la naturaleza del evento.
	Describir cuáles fueron las estrategias y tácticas utilizadas para el incidente anotando cuáles fueron los problemas que se presentaron, para lección aprendida.
	Suministrar su nombre como persona responsable de la información dada.
	Identificar las entidades que participaron en el evento.
	Establecer costo total de atención de la emergencia.
	Verificación del número, identidad y condiciones de las personas localizadas y/o atendidas.
	Verificación del porcentaje aproximado de abejas rescatadas.
	Institución que traslada al paciente. Número de ambulancia y empresa.
	Reporte de disponibilidad
Institución que recibe: hospital, clínica, centros médicos y entre otros.	
Reporte de disponibilidad	Enviar esta información al departamento administrativo de prevención de desastres correspondiente a su municipio.
	Indicar disponibilidad a la línea de atención de emergencia y al departamento administrativo de prevención de desastres, después de terminada la operación, informando ubicación, estado de las herramientas, equipos y accesorios, hacia donde se dirige y posible ruta.



Pasos	Concepto
Reunión para caso de estudio	Realizar una reunión cada que se considere conveniente con representantes de las instituciones de la oficina de gestión del riesgo de desastres, encargadas del tema o aquellas que hayan sido convocadas para participar en la operación con el fin de estudiar y hacer retroalimentación en casos especiales o complejos. Realizar una reunión cada que se considere conveniente con los representantes de las instituciones ambientales y de la oficina de gestión del riesgo de desastres que estén encargados del tema y/o aquellas que hayan sido convocadas para participar en la operación con el fin de estudiar y hacer retroalimentación en casos especiales o complejos.



Rol de los sistemas biológicos en la degradación de productos farmacéuticos y de cuidado personal: enfoques y desafíos

Yudy Andrea Londoño^{1*} Nancy J. Pino² And Gustavo A. Peñuela³

¹ Faculty of Engineering, Technological of Antioquia – University Institution, Street 78B # 72A-220, Medellín, Colombia.

*Corresponding autor. Phone: 00 57 4 2196571. . E-mail address: yudyandrea@gmail.com (Y. A. Londoño).

² School of Microbiology, University of Antioquia, Street 70 # 52-21, Medellín, Colombia.

³ Grupo GDCON, Facultad de Ingeniería, Sede de Investigación Universitaria (SIU), Universidad de Antioquia, calle 70 No 52 -21. Medellín, Colombia.

Resumen

El tratamiento de las aguas residuales por procesos biológicos ha sido abordado en diferentes aspectos, como tipo de aguas a tratar, tecnologías empleadas, diferentes acoplamientos, la dinámica de contaminantes tradicionales, entre otros. Estos estudios han permitido tener un mayor conocimiento para optimizar los procesos de tal forma que disminuya eficientemente parámetros como la DBO, DQO, nitrógeno, fosforo, metales, entre otros. Sin embargo, los contaminantes emergentes como los residuos de los productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPs), hasta hace unos 15 años han empezado a ser investigados, mediante el estudio de su presencia en aguas residuales, sus efectos nocivos a los organismos vivos, estabilidad en condiciones naturales y la remoción con diferentes tipos de tratamientos. Los efectos adversos que tienen



algunos de estos compuestos sobre la salud humana y animal se investigan a fondo. Sin embargo, el posible impacto ambiental derivado de su uso aún pasa desapercibido, en comparación de contaminantes como los plaguicidas. Es por esto, que no existen normas de valores permisibles y, por lo tanto, no hay intención de removerlos de las aguas residuales. No obstante, en la actualidad investigadores de diferentes partes del mundo unen sus esfuerzos para comprender mejor el comportamiento de estos contaminantes en el ambiente y en los procesos de tratamiento; liderando las investigaciones países como Estados Unidos, China y España, mientras que países latinos como Colombia y Brasil empiezan paulatinamente a marcar un precedente en el estudio de estas problemáticas.

En este capítulo se presenta un análisis bibliográfico de los principales aspectos en el tratamiento biológico de los PPCPs. Se analiza como ejemplo cuatro tipos de estos contaminantes (benzofenona-3, triclosán, metilparabeno e ibuprofeno), se presenta sus propiedades físico-químicas, su ocurrencia y destino en el ambiente, los principales mecanismos de remoción, entre otros.

Palabras clave: benzofenona-3; digestión anaerobia; ibuprofeno; metilparabeno; remoción; triclosán.



Introducción a los productos farmacéuticos y de cuidado personal

Durante el último siglo, el crecimiento constante de la población y la industrialización han provocado la degradación de diversos ecosistemas en los que se basa la vida humana. En el caso de los océanos y ríos, este tipo de contaminación es causada principalmente por el vertimiento de aguas residuales industriales y municipales inadecuadamente tratadas (Chan et al., 2009). En la actualidad, una gran diversidad de productos farmacéuticos y de cuidado personal (PPCPS) han sido identificados en distintas corrientes de agua (Wilkinson et al., 2017) metabolites, or transformation products. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs). Esto ha sido posible debido al desarrollo de metodologías y equipos analíticos sensibles para detectarlos y cuantificarlos en los últimos 15 años (Li et al., 2008; Ben et al., 2009; Brausch & Rand, 2011).

Entre los fármacos, se ha reportado la presencia de antibióticos, hormonas, anestésicos, antihipertensivos, antiulcerosos, antilipémicos, cardiovasculares, antidepresivos, medios de contraste de rayos X y antiinflamatorios en diferentes matrices de agua (Iannacone y Alvaríño, 2009); mientras que dentro de los productos de cuidado personal han sido reportado compuestos como fragancias, desinfectantes (antimicrobianos), repelentes de insectos, filtros UV y conservantes.

Recientemente, el estudio de la ocurrencia, destino y efectos de estos microcontaminantes sobre los ecosistemas acuáticos ha sido el punto de mayor evaluación y análisis por parte de los investigadores (Zhao et al., 2014), debido que aún se debate abiertamente el impacto que la presencia de estos compuestos, generado por vertimiento directo o por concentraciones liberadas en los efluentes de las plantas de tratamientos de aguas residuales, pueden ejercer en los ecosistemas naturales de las cuerpos de aguas receptores y finalmente en la salud de las personas (García-Santiago et al. 2016; Quero-Pastor et al. 2014; Zhou et al. 2014).



Evaluaciones de riesgo de los microcontaminantes en varios lugares del mundo se pueden encontrar en la literatura, involucrando extremos ambientales y receptores humanos (Kosma et al., 2010). La mayoría de ellos reportan que el riesgo de efectos adversos en los diferentes niveles tróficos o en la salud humana es baja o muy baja, debido a sus pequeñas concentraciones (adicional al efecto de dilución en las aguas superficiales). No obstante, no se tiene claridad del efecto de estos compuestos a largo plazo de exposición (García-Santiago et al., 2016) ni datos de bioacumulación.

Un alto porcentaje de estos microcontaminantes presentan limitada solubilidad en agua con una alta capacidad de sorción en los tejidos vivos y materia orgánica en general, condición que incrementa los procesos de bioacumulación e incrementa las concentraciones a las cuales los organismos pueden estar expuestos. Por otra parte, los compuestos polares que presentan un tiempo de vida media corta en el agua son considerados contaminantes pseudo-persistentes. Esto es debido a que su uso frecuente, disperso y acumulativo por personas y animales causa una descarga continua en el medio ambiente, la cual es agravada por la ineficiencia o inexistencia de sistemas de tratamiento de aguas residuales (Wang & Chu, 2016).

La evaluación de los PPCP, se basa principalmente en la identificación de los efectos que estos compuestos pueden traer a la salud de los organismos vivos, como, por ejemplo, los problemas de disrupción endocrina, su ocurrencia en el ambiente, persistencia, toxicidad y su comportamiento ambiental. Todos estos aspectos están directamente relacionados con su estructura, propiedades fisicoquímicas y/o clase o grupos de compuestos como lo son los desinfectantes, conservantes, filtros UV, etc.

Esta revisión tomará como ejemplo cuatro compuestos de PPCP con diferentes estructuras y propiedades (analgésicos, desinfectantes, conservantes y filtro UV), los cuales presentan efectos y comportamientos particulares en la salud y el ambiente. Adicionalmente, las características particulares de cada compuesto le pueden brindar a estos contaminantes un comportamiento recalcitrante de difícil degradación por medio de un sistema biológico.



Analgésicos (ibuprofeno)

El compuesto ácido 2 (4-isobutil-fenil) propiónico es el primero de los fármacos anti-inflamatorios no esteroideos disponible comercialmente como ibuprofeno (IBP), derivado del ácido propiónico (Quero-Pastor et al., 2014), pertenece a una amplia familia de medicamentos clasificados como anti-inflamatorios no esteroideos, y es reconocido como uno de los ingredientes activos farmacéuticos más utilizados a nivel mundial (Ferrando-Climent et al., 2012; Londoño & Peñuela, 2017). El IBP inhibe la actividad de la enzima ciclooxigenasa dando lugar a una disminución de precursores de las prostaglandinas y de los tromboxanos a partir del ácido araquidónico (Iannacone y Alvariño, 2009). Es ampliamente utilizado para el alivio sintomático del dolor de cabeza (cefalea), dental, muscular (mialgia), molestias de la menstruación (dismenorrea), síndrome febril y dolor tras una cirugía (postquirúrgico) (Londoño & Peñuela, 2017; Jia et al., 2020) a common non-steroidal anti-inflammatory drug (NSAID).

Es considerado uno de los fármacos de mayor automedicación por lo que su consumo es elevado (Cartagena, 2011). Se comercializa en forma de tabletas o capsulas de 400 y 600 mg. En Estados Unidos, solo para el año 2005, este medicamento ocupaba el lugar 17 en la lista de los medicamentos más recetados (Quero-Pastor et al. 2014). Situación que ha permitido el ingreso de esta sustancia en diferentes compartimientos ambientales tales como sedimentos, aguas superficiales y subterráneas, causando una gran preocupación por sus posibles impactos ecológicos sobre el medio acuático (Ferrando-Climent et al., 2012).

Desinfectantes (Triclosán)

El triclosán -TCS- (5-cloro-2-(2,4-diclorofenoxi)-fenol) es un polvo blanquecino escasamente soluble en agua, hidrolíticamente estable y poco volátil, con una elevada hidrofobicidad (Rodríguez, 2008). Se utiliza como agente antimicrobiano en un gran número de productos médicos y de higiene personal (jabones, desodorantes, pasta de dientes). En menor medida, el triclosán se usa en textiles y plásticos (ropa deportiva, ropa de cama, calzado, alfombras) para controlar el crecimiento de las bacterias causantes de olores y enfermedades (Suárez et al., 2007 reaction site(s); Svenningsen et al., 2011).



Conservantes (Metilparabeno)

Los parabenos (ésteres del ácido 4-hidroxibenzoico) son agentes antimicrobianos ampliamente utilizados contra mohos y levaduras. Estos comprenden una serie homóloga de grupos alquilo compuesta por propil, metil, etil, butil y bencilparabeno, que empleados en forma de mezcla o por separado cumplen el criterio de un conservante, lo que se debe a su amplio espectro de actividad antimicrobiana. La actividad antimicrobiana de los alquilparabenos es mayor al incrementar el número de carbonos en la cadena del grupo alquilo unido al éster; sin embargo, la solubilidad disminuye con el aumento de la longitud de la cadena (Soni et al., 2002). Estos compuestos son ampliamente empleados en la industria de alimentos, cosmética y farmacéutica (Soni et al., 2001; 2002; 2005). Los parabenos más frecuentemente usados son el metil y el propilparabeno (Błędzka et al., 2014). En su forma pura, los parabenos son generalmente pequeños cristales incoloros o polvo cristalino, prácticamente sin olor ni sabor; son de naturaleza higroscópica y tienen un alto coeficiente de aceite/agua. Generalmente, los parabenos son estables en el aire y son resistentes a la hidrólisis en agua (fría y caliente) y en soluciones ácidas (Soni et al., 2005).

Protectores solares (Benzofenona-3)

La Benzofenona-3¹ -BZF-3- (2-hidroxi-4-metoxibenzofenona) se utiliza comúnmente en una variedad de productos cosméticos como protector solar (Yang & Ying, 2013) o filtros de luz para proteger la piel humana de la exposición nociva a la radiación UV. Los Filtros UV no solo son usados en los protectores solares, sino también en numerosos cosméticos, incluyendo cremas, lociones, barras de labios, perfumes, baño con ducha, lacas para el cabello y champús (Blüthgen et al., 2012; Gago-Ferrero et al., 2013; Vione et al., 2013). Adicionalmente, se utilizan como estabilizadores UV en revestimientos de superficies de plástico en el envasado de productos alimenticios para prevenir la degradación del polímero y la pérdida de calidad de los alimentos por la irradiación UV (Blüthgen et al., 2012; Suzuki et al., 2005).

¹ Uno de los derivados típicos de los hidroxilados de la benzofenona.



Propiedades físico-químicas

La identificación de las propiedades físico-químicas de los PPCP es fundamental para comprender, analizar y predecir su comportamiento, tanto el ambiente como su paso a través del sistema de tratamiento biológico y, adicionalmente, estas características específicas de cada compuesto influyen en el desarrollo de la metodología analítica para su determinación y cuantificación. La estructura molecular y demás información relacionada con los PPCP de estudio se presentan en la Tabla 1.

El coeficiente de reparto es un factor fundamental para determinar el proceso de partición de los analitos en la evaluación del comportamiento de un compuesto orgánico en un ambiente acuoso natural o en un sistema artificial. La partición de un compuesto entre varias fases es un resultado de las interacciones intermoleculares entre las moléculas del compuesto y su entorno molecular. Estas interacciones intermoleculares están divididas en interacciones no específicas y específicas. Las fuerzas atractivas no específicas hacen referencia a las fuerzas de Van der Waals, interacciones que se producen entre todas las moléculas y son responsables de las interacciones entre las moléculas no polares, mientras que las interacciones específicas resultan de las interacciones electrón donante-aceptor entre los compuestos polares y son fuerzas de atracción significativamente mayores que las de Van der Waals (Arcos, 2006).

Las interacciones no específicas pueden ser predichas por el coeficiente de distribución octanol/agua (K_{ow}), definido como la relación de la concentración de un compuesto en dos fases, n-octanol y agua, en las que las fases están en equilibrio a una temperatura específica y el compuesto de ensayo está en solución diluida en ambas fases (Ecuación 1) (Arcos, 2006).

$$K_{ow} = (C_{c_8 H_{17} OH})/C_{agua} \quad \text{Ecuación 1}$$

La distribución de los compuestos orgánicos neutros entre el agua y las matrices sólidas naturales, tales como suelos, sedimentos, materia orgánica en suspensión y organismos, puede considerarse en muchos casos como un proceso de partición entre la fase acuosa y una fase orgánica. Esta relación de sorción/acumulación es considerada apreciable para los valores de $\log K_{ow} > 3$ (Arcos, 2006).



La constante de disociación (K_a), se define como una constante de equilibrio representante de la transferencia de protones relativo de una sustancia, es una medida de la fuerza del ácido y describe el grado de ionización de un compuesto a un pH conocido (Schwarzenbach et al., 2003).

$$K_a = \frac{[H^+][A^-]}{[HA]} = \frac{[H^+][B]}{[BH^+]} \quad \text{Ecuación 2}$$

$$pK_a = -\log(k_a) = pH - \log[A^-]/[HA] = pH - \log[B]/[BH^+] \quad \text{Ecuación 3}$$

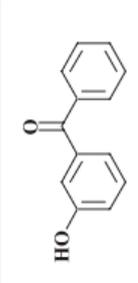
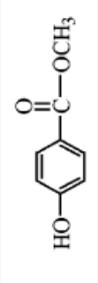
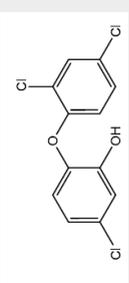
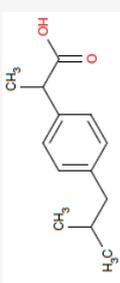
Donde:

HA: ácido. B: base. A⁻: base conjugada. BH⁺: ácido conjugado.

El pka identifica que pH, el ácido orgánico está presente en partes iguales en las formas disociadas (A⁻) y no disociadas (HA) (Schwarzenbach et al., 2003).



Tabla 1
Estructura y características de los PPCP de estudio

Compuesto	Estructura	Fórmula	Peso molecular (g/mol)	Solubilidad en agua (mg/L)	Log k_{ow}	pKa	Referencia
Benzofenona-3 (BZF-3) 2,4-hidroximetoxibenzofenona		$C_{13}H_{11}O_2$	199,217	140	3,60 3,79	9,57 0,03	(Suzuki et al., 2005; Yang & Ying, 2013; Blüthgen et al., 2012; Gago-Ferrero et al., 2013).
Metilparabeno (MPB) Metil 4-hidroxibenzoato		$C_8H_8O_3$	152,200	400	1,91	8,47	(Soni et al., 2002; Rodriguez, 2008; Zarate et al., 2012).
Triclosan (TCS) (5-cloro-2-(2,4-dichlorofenoxi)-fenol)		$C_{12}H_7Cl_3O_2$	289,500	5,0	4,8	7,80	(Lee et al., 2012; Rodriguez, 2008; Ying et al., 2007; Soni et al., 2001).
Ibuprofeno (IBU) Acido α -Metil-4-(2metilpropil) bencil-acético		$C_{13}H_{18}O_2$	206,3	21	3,5-4,5	4,9-5,7	(Ferrando-Climent et al., 2012). (Iannacone y Alvariño, 2009) (Carballa et al., 2004).



Fuentes, ocurrencia y destino de los PPCP en el ambiente

Los PPCP ingresan al ambiente a través de diferentes vías, siendo las aguas residuales crudas y/o efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, una de las principales fuentes de contaminación. Esto ocurre, debido a que los PPCP luego de su uso y consumo son eliminados a través de la excreción o por deposición directa en los sistemas de alcantarillados (Ebele et al., 2017; Londoño, 2014; Ratola et al., 2011). Una gran cantidad de estos compuestos que llegan a los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales no se degradan completamente (Ellis, 2006; Verlicchi et al., 2010; Wang & Chu, 2016), por lo que se eliminan mediante sorción y deposición en el lodo final, volatilización o descarga en un cuerpo de agua superficial, permitiendo que sean detectados en diferentes compartimientos ambientales (Wang & Chu, 2016).

Otra vía de ingreso al ambiente de estos microcontaminantes son los vertimientos procedentes de la producción farmacéutica y de productos de cuidado personal que podrían causar niveles elevados de contaminación a escala local (Arcos, 2005; Ellis, 2006). En algunos casos, se han detectado en grandes concentraciones ($>1000 \mu\text{g/L}$) en los efluentes de aguas residuales proveniente de la industria de producción farmacéutica (Kumar & Xagorarakis, 2010) for the first time as per authors' knowledge, for prioritizing the monitoring of pharmaceuticals and personal care products and endocrine-disrupting chemicals (together termed as EOCs, hereafter; a total of 100 EOCs considered; Wang & Wang, 2016) u hospitalaria.

Después del tratamiento de las aguas residuales, los biosólidos (que son los lodos tratados) tienen potencial uso como fertilizante en tierras agrícolas, y el efluente líquido, normalmente se descarga directamente en el ambiente de agua dulce. Por lo anterior, los PPCP también pueden llegar al agua subterránea a través de la lixiviación del suelo, lo que podría representar una amenaza para el agua potable. Adicionalmente, los PPCP también pueden llegar al agua dulce, a través de la escorrentía de suelos agrícolas tratados con lodo digerido para estos fines (Ebele et al., 2017; Wang & Wang, 2016).

Una vez ingresan al ambiente acuático, los PPCP pueden tener diferentes destinos y efectos sobre la biota. Este comportamiento estará regido



principalmente por las propiedades físico-químicas de cada sustancia, con lo cual algunos pueden fotodegradarse, biodegradarse o ser adsorbidos y/o bioacumulados en los organismos, sedimentos o material particulado suspendido (Wilkinson et al., 2017) (Figura 1).



Figura 1

Comportamiento y destino de los PPCP en el ambiente acuático (Wilkinson et al., 2017) metabolites, or transformation products. Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs)

En diferentes partes del mundo se ha estudiado la ocurrencia de los PPCP, en varios compartimientos ambientales tales como efluentes hospitalarios, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales, aguas superficiales, subterráneas y potables. Las concentraciones de estos varían desde ng/L para las aguas superficiales y desde los mg/L para los afluentes de las plantas de tratamiento de aguas residuales. En la Tabla 2, se presenta la ocurrencia en el ambiente de los PPCP de estudios reportados en la literatura.



Tabla 2

Reportes de la ocurrencia de la BZF-3, MPB, y el TCS en aguas superficiales, afluentes y efluentes de plantas de tratamiento de aguas residuales

Compuesto	Aguas superficiales (ng/L)	Afluentes PTAR ($\mu\text{g/L}$)	Efluentes PTAR (ng/L)	Referencia
BZF-3	125	7,80	700	(Blüthgen et al., 2012).
MPB (parabenos)	15- 400	4,20	25	(Brausch & Rand, 2011; González et al., 2011).
TCS	0,1-2300	0,30-2,04	0,14-650	(Brausch & Rand 2011; De la Cruz et al., 2012; Hedgespeth et al., 2012; Kosma et al., 2010; Miège et al., 2009; Yang et al., 2011; Suárez et al., 2007).
IBP	0,53-11,7	2,6-14,6	0,11-196	(Kosma et al., 2010). (Carballa et al., 2004). (Miège et al., 2009) (De la Cruz et al., 2012) (Reif et al., 2011).

Preocupaciones relacionadas con la emisión de PPCP al ambiente

Los PPCP son potencialmente nocivos para el ambiente, ya que han sido seleccionados y diseñados para ser biológicamente activos contra los microorganismos, muchos son persistentes o pseudopersistentes, tóxicos, resistentes a la biodegradación y con un alto potencial de bioacumulación. Incluso, a niveles traza, pueden causar efectos peligrosos en la salud humana y los ecosistemas (Wang & Chu, 2016; Brausch & Rand, 2011).

Sin embargo, hay poca información disponible sobre los efectos específicos de las sustancias activas en los organismos acuáticos y terrestres (Arcos, 2006). Estudios recientes han reportado efectos sobre el ambiente acuático, como la transmisión de genes de resistencia a antibióticos, daño a las comunidades microbianas por los desinfectantes, alteraciones en la actividad enzimática de la microbiota concibiendo variaciones en el ritmo de vida y en



las relaciones tróficas por los analgésicos (Cartagena, 2011), efectos en la fertilidad y el cambio de la condición sexual por hormonas y efectos tóxicos-reproductivos por drogas citostáticas (Iannacone y Alvariño, 2009).

Una descripción más específica de los impactos de estos contaminantes se realizará a continuación para cada uno de los compuestos seleccionados a cada grupo de PPCP.

Triclosán (TCS)

La dispersión de este compuesto en el ambiente ha generado una creciente preocupación, ya que su presencia podría favorecer el desarrollo de microorganismos resistentes a los antimicrobianos y causar efectos adversos sobre el ecosistema acuático (Lee et al., 2012; Puthiya et al., 2012), indicando que una exposición continua de la microbiota acuática a ciertas concentraciones, podría dar lugar a alteraciones imprevistas en la estructura de la comunidad microbiana (Suárez et al., 2007) reaction site(s), ya que el TCS puede inhibir el crecimiento de bacterias al bloquear la biosíntesis de lípidos, que es necesaria para la construcción de membranas celulares (Chen et al., 2015).

Se han reportado efectos del triclosán sobre la fauna y flora a diferentes niveles tróficos (Puthiya et al., 2012). Las algas, organismos unicelulares y peces han sido los principales seres en los que se ha estudiado su toxicidad. Las algas unicelulares, particularmente las algas verdes y las cianobacterias, son del orden de 30 a 80 veces más sensibles a la exposición del TCS que otros organismos acuáticos. Se ha reportado que el crecimiento de estas algas es inhibido a concentraciones de TCS comprendidas entre 1,3 y 13 ng/mL en un tiempo de exposición de cuatro días, con una concentración media inhibitoria, conocida como IC50, de 4,7 ng/mL (Rodríguez, 2008). De igual manera durante estos estudios se reportó que el mayor efecto tóxico se produjo sobre la especie *Scenedesmus Subspicatus*, dado que este organismo es capaz de transformar químicamente el TCS en 2,4-diclorofenol, de mayor toxicidad que el compuesto de partida (Rodríguez, 2008).



En los estudios de toxicidad sobre vertebrados acuáticos, los peces han sido muy estudiados, en los cuales se han reportado efectos de la exposición del TCS sobre las crías de la trucha arco-iris, las cuales presentaron una disminución de su supervivencia cuando fueron expuestas durante un periodo de 35 a 61 días a niveles de TCS del orden de 71,3 ng/mL, sin que hubiese diferencia de longitud y peso con respecto a las muestras control. Sin embargo, en este estudio manifestaron malformaciones en la mandíbula, curvatura de la espina dorsal, inactividad y natación errática, factores que afectan negativamente la supervivencia de la especie (Rodríguez, 2008).

Los factores anteriores han impulsado la eliminación de este compuesto de las aguas residuales; sin embargo, el mecanismo real de eliminación del triclosán en sistemas de tratamiento no está totalmente elucidado todavía, y los productos de degradación son raramente identificados en estos estudios (Puthiya et al., 2012).

Parabenos (metilparabeno, MPB)

La exposición a los parabenos puede modular o perturbar el sistema endocrino. Los parabenos poseen una actividad estrogénica débil y efectos adversos sobre la reproducción (Lin et al., 2009). Se ha reportado la correlación entre el uso de cosméticos de las axilas que contienen parabenos y una incidencia mayor de cáncer de mama (González et al., 2011; Canosa et al., 2006; Lin et al., 2009; Vo et al., 2010; Gao et al., 2014), por lo que se cree que los parabenos pueden influir en el crecimiento y desarrollo de tumores (Rodríguez, 2008; Londoño & Peñuela, 2015).

Recientemente, los parabenos han demostrado actuar como xenoestrógenos, una clase de disruptores endocrinos (Gmurek et al., 2015), los cuales pueden imitar los efectos de los estrógenos fisiológicos. Ellos pueden unirse a los receptores de estrógeno (RE) y estimular la respuesta estrogénica y/o influenciar la expresión de genes sensibles a los estrógenos, incluyendo el receptor de progesterona (PR). Adicionalmente, se ha indicado que los parabenos interfieren con las funciones reproductivas masculinas e influyen en el desarrollo del melanoma maligno (Vo et al., 2010).



Estudios *in vitro* utilizando las células cancerosas MCF-7 muestran que tienen la capacidad de desplazar al 17- β - estradiol del receptor estrogénico citosólico, responsable de la proliferación y crecimiento de tumores mamarios (Rodríguez, 2008). Por otra parte, estudios *in vivo* con roedores, reportan un incremento en la pared vaginal y en el peso del útero en hembras, y disminución de la calidad del esperma en machos, cuando estuvieron expuestos a las concentraciones de parabenos similares a las encontradas en las aguas residuales (Rodríguez, 2008). Otros estudios, con ratas machos jóvenes tras la exposición oral a parabenos con cadenas laterales largas, mostraron efectos adversos en los niveles de producción de esperma y testosterona (Boberg et al., 2010).

Un riesgo aún mayor para la salud humana se reporta por la formación de mono y diclorobifenilos/bromados, al reaccionar los parabenos presentes en el agua potable con el residual de cloro libre (Canosa et al., 2006; González et al., 2011); cuyas posibles repercusiones en el ambiente y en el ser humano son desconocidas (Rodríguez, 2008).

Benzofenona-3 (BZP-3)

La contaminación de los ambientes acuáticos con compuestos de la benzofenona o con sus productos de degradación es un tema de gran interés, debido a los potenciales efectos que concierne la exposición de estos con la biota natural y la salud de las personas. Se han reportado efectos de disrupción endocrina (estrogénicos, antiestrogénicos y antiandrogénicos) en pruebas *in vivo* e *in vitro* (Yang & Ying, 2013; Kim & Choi, 2014; Langford et al., 2015). Igualmente se ha reportado que son compuestos persistentes y con potencial de bioacumulación (Gago-Ferrero et al., 2013). Estudios acuáticos utilizando peces (*P. promelas* y *O. mykiss*) indican que la BZP-3 tiene el potencial de causar efectos estrogénicos y también afectar negativamente a la fecundidad y reproducción (Brausch & Rand, 2011).

Otros estudios han indicado que la BZP-3 ejerce un efecto uterotrófico *in vivo* al estimular la proliferación de células MCF-7, células de cáncer de mama, e incrementa la secreción del marcador tumoral pS2 *in vitro*. Adicionalmente, se ha reportado que este compuesto se absorbe a través de la piel después



de 4 horas de aplicación de productos de protección solar y a través del tracto gastro-intestinal. Una posible bioacumulación ha sido postulada después de que la BZP-3 se encontró en la leche humana, como un marcador de bioacumulación en el tejido adiposo humano (Schlecht et al., 2004).

El riesgo de estar expuesto a las benzofenonas es considerable por su gran aplicación en los productos cosméticos. Estas, como disruptores endocrinos, pueden ejercer efectos adversos como el aumento de la frecuencia de cáncer, anomalías del sistema reproductivo, deficiencias del sistema inmunológico o efectos adversos sobre otros parámetros metabólicos (Schlecht et al., 2004).

Ibuprofeno (IBP)

La contaminación de los ambientes acuáticos con compuestos de IBP o con sus productos de degradación es un tema de gran interés, debido a los potenciales efectos que conciernen a la exposición de estos con la biota natural y la salud de las personas y animales. Algunos autores han reportado efectos significativos del ibuprofeno en el crecimiento de varias especies bacterianas y fúngicas (Estevez et al., 2014), inclusive han probado que la combinación del IBP con otros productos farmacéuticos puede impedir la proliferación celular en células de embriones humanos (Ferrando et al., 2012).

Por otra parte, se ha reportado que la exposición crónica de organismos acuáticos con concentraciones de IBP afecta su reproducción, lo que indica que este compuesto puede representar un riesgo para el ambiente (Girardi et al., 2013). Informes muestran que el contacto con el IBP ha generado efectos en la reproducción de vertebrados e invertebrados acuáticos, efectos genotóxicos en peces (Collado et al., 2012; Lancheros et al., 2019) y efectos citogenéticos en bivalvos de agua dulce (Estevez et al., 2014).

En el tratamiento de las aguas, se ha demostrado una aparente biodegradación del IBP; sin embargo, el riesgo ecológico aún sigue siendo alto, debido a los principales subproductos generados durante la oxidación biológica. Estos subproductos (hidroxilo-IBP y el carboxilo-IBP) han demostrado consecuencias toxicológicas bastante similares en el medio acuático (Méndez-Arriaga et al., 2010).



Tratamiento de las aguas residuales con presencia de PPCP

El tratamiento de las aguas residuales domésticas se ha convertido en una necesidad y responsabilidad de las poblaciones a nivel mundial. Esto con el fin de mitigar los impactos ambientales generados por la gran variedad de compuestos contaminantes que hacen parte de su composición y que acarrear efectos perjudiciales para el ambiente y la salud de las personas. Razón por la cual, los investigadores día tras día aúnan sus esfuerzos para generar procesos y tecnologías eficientes en el tratamiento de las aguas residuales bien sea por la optimización de sistemas existentes, introducción de nuevos procesos o el acople de tecnologías fisicoquímicas y biológicas, permitiendo de esta manera remover compuestos específicos y mitigar los impactos de estos contaminantes en los ecosistemas naturales.

El tratamiento de las aguas residuales está tomando un enfoque de gran economía en los últimos años, en el que la economía del proceso debe equilibrarse con la protección de los recursos naturales y la sostenibilidad ambiental (Alvariño et al., 2018). La mayoría de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) se basan en procesos de tratamiento biológico convencionales, diseñados para la eliminación de materia orgánica y nutrientes mediante la combinación de biorreactores anaeróbicos, anóxicos y aeróbicos; así como unidades de separación físico-químicas complementarias (Verlicchi et al., 2010; Wang & Wang, 2016; Park et al., 2017). Estos enfoques clásicos han logrado resultados convincentes en términos de eliminación de materia orgánica y nutrientes.

Empero estas instalaciones enfrentan una serie de desafíos derivados principalmente de la necesidad de reducir su huella físicamente (requiere menos superficie) y, especialmente, desde el punto de vista ambiental (menos consumo de energía, menos producción de lodo, menos contaminantes, emisiones de gases invernadero, etc.). La necesidad de avanzar en la recuperación de recursos, como nutrientes o agua regenerada, completa este desafiante escenario (Alvariño et al., 2018).

Un desafío adicional, se deriva de la presencia de sustancias orgánicas de preocupación emergente, como es el caso de los PPCP



(Kora et al. 2020). Los sistemas convencionales de tratamiento de aguas residuales (lodos activados) presentan una limitada eficiencia en la remoción de estos microcontaminantes, aunque algunos PPCP puedan ser eliminados a través de estos sistemas, todavía existe un grupo significativo de compuestos con un comportamiento recalcitrante (Ellis, 2006; Ratola et al., 2011; Suárez et al., 2012; Ebele et al., 2017; Alvariño et al., 2018; Lancheros et al., 2019; Cruz del Álamo et al., 2020).

Por otro lado, los procesos de transformación de los microcontaminantes específicos pueden variar en una planta de tratamiento de aguas residuales, dependiendo de las características del agua residual, las condiciones climáticas, diseño, configuración del reactor y parámetros operativos (TRH, tiempo de retención celular, pH, etc.) (Ellis, 2006; Suárez et al., 2012; Wang & Wang, 2016). Se ha reportado la presencia de gran variedad de PPCP en los efluentes de las mismas, debido a que no se eliminan por completo en el sistema de tratamiento y son liberados a los cuerpos receptores de agua (Esplugas et al., 2007), pese al bajo rendimiento de las plantas de tratamiento de aguas residuales, para remover concentraciones traza de contaminantes (Phan et al., 2014).

Los sistemas de tratamiento convencionales no son capaces de remover eficientemente los microcontaminantes (Luo et al., 2014), en especial porque sus concentraciones están en el intervalo de 10^{-3} - 10^{-6} mg·L⁻¹, que es una cantidad mucho menor comparada con la concentración de los macrocontaminantes que se pueden medir en términos de DBO5 y DQO, o como los compuestos de nitrógeno y fósforo (Verlicchi et al., 2010; Park et al., 2017).

Mecanismos de remoción de PPCP en las PTAR (biológicas convencionales)

Para establecer adecuadamente las eficiencias de remoción de los PPCP, se debe comprender muy bien el comportamiento de estas sustancias durante el tratamiento biológico, teniendo en cuenta las tres fases en las que los PPCP se pueden encontrar al interior del sistema (sólido, líquido y gaseoso) (Suárez et al., 2012; Alvariño, 2016).



En este punto, se pueden distinguir tres mecanismos principales en su remoción en las PTAR: biotransformación, sorción y volatilización. La volatilización y sorción consisten en la transferencia de los PPCP entre dos compartimentos basados en mecanismos de equilibrio (líquido-gas y líquido-sólido, respectivamente); mientras que la biotransformación es la eliminación de la matriz PPCP del compartimento disuelto (Verlicchi et al., 2010; Suárez et al., 2012; Alvariño, 2016).

La sorción de los PPCP depende de su carácter lipófilo (K_{ow}) y la acidez (pK_a) (Suárez et al., 2008). En el ambiente, el agua es el disolvente natural, en el cual el proceso de sorción se presenta como una combinación de múltiples interacciones no polares y polares. Históricamente, el coeficiente de distribución de octanol/agua se ha usado para predecir la adsorción de los compuestos químicos en suelos, sedimentos, biomasa y lodos (Arcos, 2006).

Una herramienta muy empleada para determinar la fracción de PPCP absorbida en el lodo es el coeficiente de distribución sólido-agua K_d ($L \cdot kg^{-1}$), definido como la relación entre las concentraciones en la fase sólida y líquida en condiciones de equilibrio (Suárez et al., 2008).

$$k_d = C_{sorbido} / SS \cdot C_{soluble} \quad \text{Ecuación 4}$$

Donde:

$C_{sorbido}$: Concentración de PPCPs sorbido en el lodo ($\mu \cdot L^{-1}$).

$C_{Soluble}$: concentración del compuesto disuelto ($\mu \cdot L^{-1}$).

SS: Concentración de sólidos suspendidos ($kg \cdot L^{-1}$).

- **Absorción:** proceso en el que las moléculas presentes en un fluido dado entran en contacto con una masa en otra fase. Se refiere a las interacciones de los grupos alifáticos y aromáticos de un compuesto con la membrana celular-lipofílica de los microorganismos y las fracciones de lípidos de los lodos. Está relacionada con la lipofilicidad de la sustancia, caracterizado por el coeficiente de partición octanol-agua (K_{ow}) (Suárez et al., 2008).
- **Adsorción:** es la adherencia física o unión de iones y moléculas sobre la superficie de otra molécula. Se refiere a las interacciones electrostáticas de grupos cargados positivamente de productos químicos con las



superficies de carga negativa de los microorganismos y, por lo tanto, está relacionado con la tendencia de una sustancia a ser ionizado o disociados en fase acuosa, que se caracteriza por la constante de disociación (K_a) (Suárez et al., 2008).

La volatilidad hace referencia a la facilidad que presenta un compuesto a transferirse del líquido a la fase gaseosa, lo cual depende de las propiedades fisicoquímicas de los PPCP, como la constante de la ley de Henry (H); así como de las condiciones del proceso: flujo de aire, agitación o temperatura (Arcos, 2006; Alvariño, 2016).

La biotransformación en PTAR está relacionada con las reacciones químicas inducidas por la presencia de microorganismos en el agua, como las bacterias, que asimilan los contaminantes como sustratos para el crecimiento o mantenimiento de la célula. Aunque en los procesos biológicos es posible la biomineralización completa de algunos PPCP, a través de una serie sucesiva de transformaciones biológicas (Schwarzenbach et al., 2003), para la mayoría de ellos, la eliminación es solo parcial, siendo algunos compuestos completamente recalcitrantes (Alvariño, 2016). Una alternativa para comprender mejor el destino de estas sustancias, a través de los procesos biológicos es la determinación de los productos intermedios de degradación, los cuales hacen alusión a esa serie de transformaciones biológicas que involucran necesariamente enzimas determinadas para que dichas transformaciones tengan lugar.

La biotransformación de contaminantes orgánicos se puede llevar a cabo a través de metabolismo o co-metabolismo (Fischer & Majewsky, 2014).

- **Metabolismo:** son reacciones en las que los contaminantes son empleados como fuente de carbono y de otros nutrientes para el crecimiento de los microorganismos (anabolismo) y como fuente de energía (atabolismo) (Verlicchi et al., 2013).
- **Co-metabolismo:** Es la transformación de un compuesto no sustentador del crecimiento en la presencia obligada de un sustrato que soporta el crecimiento (sustrato primario) u otros compuestos transformables (Fischer & Majewsky, 2014).



La degradación biológica de los microcontaminantes considera una serie de aspectos, algunos previamente mencionados, que incluyen las propiedades de los compuestos, la presencia de ciertos grupos funcionales, la actividad de la biomasa, la fracción de lodo inerte, las condiciones operacionales entre otras. Una herramienta interesante es dilucidar estos aspectos, mediante la determinación de la constante cinética biológica (K_{biol}), la cual es una estrategia poderosa para cuantificar hasta qué punto las tasas de eliminación para cada compuesto pueden ocurrir en diferentes condiciones ambientales. En la Tabla 3 se presenta el promedio de remoción de los microcontaminantes seleccionados en el estudio, a través del tratamiento biológico de las aguas residuales.

Tabla 3

Rangos generales de las eficiencias de remoción reportadas para los PPCP seleccionados en sistemas de tratamiento biológico (lodos activados y sistema de biopelícula)

PPCPS	Eficiencia de remoción (%)
BZP-3	68,0-99,0
TCS	30,0-99,8
MPB	96,0- 99,4
IBP	40-98

Nota. Recuperado de Kim & Choi, 2014; Liu et al., 2012; Chen et al., 2011; Lee et al., 2012; Chen et al., 2015; Park et al., 2017; Onesios et al., 2014; Wang & Wang, 2016; Fan & Wang, 2012; González et al., 2011.

Estado del arte sobre los PPCP, considerando la ocurrencia, destino, riesgos y tratamientos basados en análisis bibliométrico

La preocupación de la comunidad científica por la presencia de los PPCP en las aguas residuales y en los diferentes compartimientos ambientales (aguas superficiales, subterráneas, lodos y sedimentos), ha aumentado exponencialmente en los últimos años. Inicialmente, los investigadores se preocuparon por desarrollar tecnologías y metodologías de análisis



robustas, tanto por cromatografía líquida o de gases, para determinar pequeñas concentraciones de estas sustancias en matrices complejas, como por aguas residuales y lodos (Li et al., 2008; Ben et al., 2009; Brausch & Rand, 2011; Alvariño, 2016).

Los primeros estudios sobre estas sustancias en el ambiente se enfocaron en la ocurrencia y el destino. Diferentes matrices ambientales alrededor del mundo fueron evaluadas con el ánimo de determinar las concentraciones, en las cuales diferentes tipos de PPCP estaban presentes. Con lo anterior, se establecieron rangos promedios de concentraciones de los PPCP para los compartimentos ambientales. De igual manera, los investigadores enfocaron sus esfuerzos en determinar las eficiencias de eliminación de estas sustancias en diferentes sistemas de tratamientos de aguas residuales, evaluando diferentes parámetros operacionales (TRH, temperatura, tiempo de retención celular, otros) con el objetivo de establecer la influencia de estas condiciones operacionales en la remoción de los microcontaminantes (Figura 2) y reducir sus emisiones al ambiente.

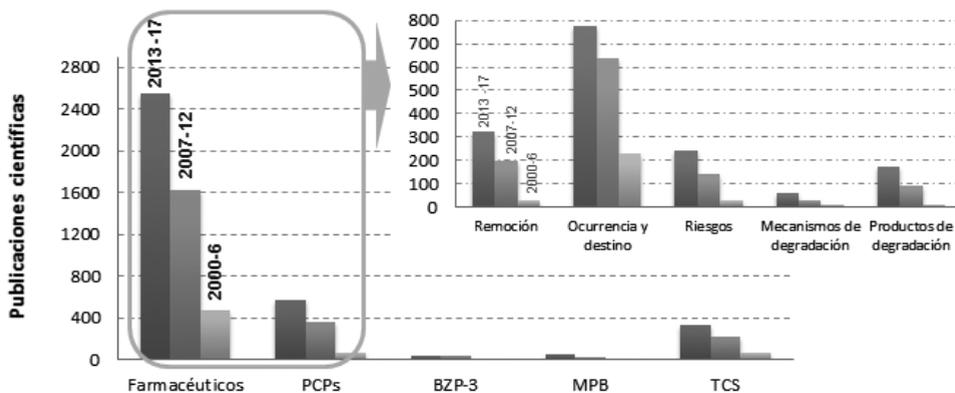


Figura 2

Publicaciones científicas en el periodo comprendido entre 2000-2017 enfocado en los PPCP en las aguas residuales (fuente: Scopus)



Posteriormente, sin dejar de ser la ocurrencia y destino, dos de los puntos de mayor interés por parte de los investigadores, otros criterios complementarios, de gran importancia, fueron analizados. Entre ellos se encuentran los riesgos que presentan estas sustancias para la vida acuática, los mecanismos de degradación enfocados en el comportamiento de los PPCP a través de los procesos y operaciones unitarias que envuelven el esquema de tratamiento de las aguas residuales, y los productos de transformación obtenidos en el proceso de degradación de los microcontaminantes. Estos últimos dos enfoques son fundamentales para comprender mejor el proceso de transformación de los PPCP en los sistemas de tratamiento.

Por lo anterior, a lo largo de los últimos años, el número de publicaciones que siguen estos enfoques ha ido en aumento; el objetivo principal es aplicar este conocimiento al diseño y desarrollo de tecnologías innovadoras de tratamiento de aguas residuales capaces de eliminar los PPCP de manera eficiente. Los nuevos enfoques tecnológicos incluyen reactores híbridos, uso de membranas, soportes y/o adsorbentes, post-tratamiento con carbono activado u ozono (Alvariño, 2016).

En América Latina, en especial Colombia, las investigaciones enfocadas en las problemáticas de PPCP ha sido limitada. El análisis realizado a través publicaciones especializadas mediante la plataforma de Scopus, revela una escasa contribución en comparación con otros países del mundo. De igual manera, librerías especializadas en América Latina, como Scielo, indican una baja producción académica con respecto a la degradación de PPCP con un número de 19 publicaciones registradas.

Es importante aclarar, que el tema de los PPCP y todos los aspectos que conlleva su estudio (ocurrencia, riesgos, degradación, mecanismos de eliminación, productos de degradación, etc.) son problemáticas que se han empezado a abordar en la actualidad y que ha aumentado su enfoque en estos últimos 10 años (Figura 2), lo que indica la pertinencia de realizar estudios con estos enfoques que contribuyan a establecer, a futuro, criterios sobre el comportamiento de estos contaminantes en el ambiente. Sin embargo, se precisa las limitaciones que se tienen en países latinoamericanos, como Colombia, para el desarrollo de estas investigaciones, ya que se debe contar con tecnologías y metodologías muy robustas que requieren generalmente una alta asignación de recursos.



Conclusión

El estudio, análisis y evaluación de la remoción de PPCP, es una problemática compleja que se ha abordado en los últimos años por diversos centros de investigación alrededor del mundo. Los estudios adelantados han demostrado que las características fisicoquímicas de estos compuestos hacen que sea casi imposible establecer, un solo sistema de tratamiento biológico adecuado, para la remoción de cada uno de los compuestos que conforman el grupo de PPCPs. Esta condición implica que la eficiencia de degradación de estos contaminantes debe ser evaluada de manera particular para cada tipo de compuesto, el cual podrá presentar diferentes mecanismos de remoción en su paso a través del sistema biológico. Dependiendo entonces, de las características fisicoquímicas del compuesto de interés podrá primar un mecanismo de biodegradación o sorción en la biomasa.

Referencias

- Alvariño, T. (2016). *Mechanisms Driving Organic Micropollutants Removal in Advanced Biological Wastewater Treatment* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad de Santiago de Compostela.
- Alvariño, T., Suárez, S., Lema, J., & Omil, F. (2018). Understanding the Sorption and Biotransformation of Organic Micropollutants in Innovative Biological Wastewater Treatment Technologies. *Science of the Total Environment*, 615, 297-306.
- Arcos, M. (2006). *Fate of Pharmaceutical Care Products (PPCPs) in Sewage Treatment Plants Focusing on the Anaerobic Digestion of Sludge* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad Santiago de Compostela.
- Ben, W, Qiang, Z., Pan, X., & Chen, M. (2009). Removal of Veterinary Antibiotics from Sequencing Batch Reactor (SBR) Pretreated Swine Wastewater by Fenton's Reagent. *Water Research*, 43(17), 4392-4402.
- Błędzka, D., Gromadzińska, J. & Wąsowicz, W. (2014). Parabens. From Environmental Studies to Human Health. *Environment International*, 67, 27-42.



- Blüthgen, N., Zucchi, S., & Fent, K. (2012). Effects of the UV Filter Benzophenone-3 (Oxybenzone) at Low Concentrations in Zebrafish (*Danio Rerio*). *Toxicology and Applied Pharmacology*, 263(2), 184-194.
- Boberg, J., Taxvig, C., Christiansen, S., & Hass, U. (2010). Possible Endocrine Disrupting Effects of Parabens and Their Metabolites. *Reproductive Toxicology*, 30(2), 301-312.
- Brausch, J., & Rand, G. (2011). A Review of Personal Care Products in the Aquatic Environment: Environmental Concentrations and Toxicity. *Chemosphere*, 82(11), 1518-1532.
- Canosa, P., Rodríguez, I., Rubí, E., Negreira, N., & Cela, R. (2006). Formation of Halogenated By-Products of Parabens in Chlorinated Water. *Analytica Chimica Acta*, 575(1), 106-113.
- Carballa, M., Omil, F., Lema, J., Llopart, M., García-Jares, C., Rodríguez, I., Gómez, M., & Ternes, T. (2004). Behavior of Pharmaceuticals, Cosmetics and Hormones in a Sewage Treatment Plant. *Water Research*, 38(12), 2918-2926.
- Cartagena, C. (2011). Contaminantes Orgánicos Emergentes En El Ambiente: Productos Farmaceuticos. *Revista Lasallista de Investigación*, 8(2), 143-153.
- Chan, Y., Chong, M., Law, C., & Hassell, D. (2009). A Review on Anaerobic-Aerobic Treatment of Industrial and Municipal Wastewater. *Chemical Engineering Journal*, 155(1-2), 1-18.
- Chen, X., Escolà, M., Lund, J., Wimmer, R., & Bester, K. (2015). Science of the Total Environment Identifi Cation of Triclosan- O -Sulfate and Other Transformation Products of Triclosan Formed by Activated Sludge. *Science of the Total Environment*, 505, 39-46.
- Chen, X., Nielsen, J., Furgal, K., Liu, Y., Lolas, I., & Bester, K. (2011). Biodegradation of Triclosan and Formation of Methyl-Triclosan in Activated Sludge under Aerobic Conditions. *Chemosphere*, 84(4), 452-456.
- Choina, J., Fischer, C., Flechsig, G., Kosslick, H., Tuan, V., Tuyen, N., Tuyen, N., & Schulz, A. (2013). Photocatalytic Properties of Zr-Doped Titania in the Degradation of the Pharmaceutical Ibuprofen. *Journal of Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, 274, 108-116.
- Collado, N., Buttiglieri, G., Ferrando-Climent, L., Rodriguez-Mozaz, S., Barceló, D., Comas, J., & Rodriguez-Roda, I. (2012). Removal of Ibuprofen and Its



- Transformation Products: Experimental and Simulation Studies. *The Science of the Total Environment*, 433, 296-301.
- Cruz del Álamo, A., Pariente, M., Martínez, F., & Molina, R. (2020). *Trametes Versicolor* Immobilized on Rotating Biological Contactors as Alternative Biological Treatment for the Removal of Emerging Concern Micropollutants. *Water Research*, 170, 115313.
- De la Cruz, N., Giménez, J., Esplugas, S., Grandjean, D., de Alencastro, L., & Pulgarín, C. (2012). Degradation of 32 Emergent Contaminants by UV and Neutral Photo-Fenton in Domestic Wastewater Effluent Previously Treated by Activated Sludge. *Water Research*, 46(6), 1947-1957.
- Ebele, A., Abdallah, M., & Harrad, S. (2017). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in the Freshwater Aquatic Environment. *Emerging Contaminants*, 3(1), 1-16.
- Ellis, B. (2006). Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in Urban Receiving Waters. *Environmental Pollution (Barking, Essex: 1987)*, 144(1), 184-189.
- Esplugas, S., Bila, D., Gustavo, L., Krause, T., & Dezotti, M. (2007). Ozonation and Advanced Oxidation Technologies to Remove Endocrine Disrupting Chemicals (EDCs) and Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Water Effluents. *Journal of Hazardous Materials*, 149(3), 631-642.
- Estevez, E., Hernandez-Moreno, J., Fernandez-Vera, J., & Palacios-Díaz, M. (2014). Ibuprofen Adsorption in Four Agricultural Volcanic Soils. *The Science of the Total Environment*, 468-469, 406-414.
- Fan, C., & Wang, H. (2012). Degradation of Methyl Paraben by the Aerated Pebble-Bed Biofilm System. *APCBEE Procedia*, 1, 299-303.
- Ferrando-Climent, L., Collado, N., Buttiglieri, G., Gros, M., Rodríguez-Roda, I., Rodríguez-Mozaz, S., & Barceló, D. (2012). Comprehensive Study of Ibuprofen and Its Metabolites in Activated Sludge Batch Experiments and Aquatic Environment. *The Science of the Total Environment*, 438, 404-413.
- Fischer, K., & Majewsky, M. (2014). Cometabolic Degradation of Organic Wastewater Micropollutants by Activated Sludge and Sludge-Inherent Microorganisms. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(15), 6583-6597.



- Gago-Ferrero, P., Demeestere, K., Díaz-Cruz, M., & Barceló, D. (2013). Ozonation and Peroxone Oxidation of Benzophenone-3 in Water: Effect of Operational Parameters and Identification of Intermediate Products. *The Science of the Total Environment*, 443, 209-17.
- Gao, Y., An, T., Fang, H., Ji, Y., & Li, G. (2014). Computational Consideration on Advanced Oxidation Degradation of Phenolic Preservative, Methylparaben, in Water: Mechanisms, Kinetics, and Toxicity Assessments. *Journal of Hazardous Materials*, 278, 417-425.
- García-Santiago, X., Franco-Uría, A., Omil, F., & Lema, J. M. (2016). Risk assessment of persistent pharmaceuticals in biosolids: Dealing with uncertainty. *Journal of Hazardous Materials*, 302, 72-81.
- Girardi, C., Nowak, K., Carranza-Díaz, O., Lewkow, B., Miltner, A., Gehre, M., Schäffer, A., & Kästner, M. (2013). Microbial Degradation of the Pharmaceutical Ibuprofen and the Herbicide 2,4-D in Water and Soil - Use and Limits of Data Obtained from Aqueous Systems for Predicting Their Fate in Soil. *The Science of the Total Environment*, 444, 32-42.
- Gmurek, M., Rossi, A., Martins, R., Quinta-Ferreira, R., & Ledakowicz, S. (2015). Photodegradation of Single and Mixture of Parabens - Kinetic, by-Products Identification and Cost-Efficiency Analysis. *Chemical Engineering Journal*, 276, 303-314.
- González, I., Quintana, J., Rodríguez, I., & Cela, R. (2011). Evaluation of the Occurrence and Biodegradation of Parabens and Halogenated By-Products in Wastewater by Accurate-Mass Liquid Chromatography-Quadrupole-Time-of-Flight-Mass Spectrometry (LC-QTOF-MS). *Water Research*, 45(20), 6770-6780.
- Hedgespeth, M., Sapozhnikova, Y., Pennington, P., Clum, A., Fairey, A., & Wirth, E. (2012). Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in Treated Wastewater Discharges into Charleston Harbor, South Carolina. *Science of The Total Environment*, 437, 1-9.
- Iannacone, J., y Alvariño, L. (2009). Evaluación del riesgo acuático de siete productos farmacéuticos sobre *Daphnia Magna*. *Ecología Aplicada*, 8(2), 71-80.
- Jia, Y., Yin, L., Khanal, S., Zhang, H., Oberoi, A., & Lu, H. (2020). Biotransformation of Ibuprofen in Biological Sludge Systems: Investigation of Performance and Mechanisms. *Water Research*, 170, 115303.



- Kim, S., & Choi, K. (2014). Occurrences, Toxicities, and Ecological Risks of Benzophenone-3, a Common Component of Organic Sunscreen Products: A Mini-Review. *Environment International*, 70, 143-157.
- Kora, E., Theodorelou, D., Gatidou, G., Fountoulakis, M., & Stasinakis, A. (2020). Removal of Polar Micropollutants from Domestic Wastewater Using a Methanogenic - Aerobic Moving Bed Biofilm Reactor System. *Chemical Engineering Journal*, 382, 122983.
- Kosma, C., Lambropoulou, D., & Albanis, T. (2010). Occurrence and Removal of PPCPs in Municipal and Hospital Wastewaters in Greece. *Journal of Hazardous Materials*, 179(1-3), 804-817.
- Kumar, A. & Xagorarakis, I. (2010). Pharmaceuticals, Personal Care Products and Endocrine-Disrupting Chemicals in U.S. Surface and Finished Drinking Waters: A Proposed Ranking System. *The Science of the Total Environment*, 408(23), 5972-5989.
- Lancheros, J., Madera-Parra, C., Caselles-Osorio, A., Torres-López, W., & Vargas-Ramírez, X. (2019). Ibuprofen and Naproxen Removal from Domestic Wastewater Using a Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Coupled to Ozonation. *Ecological Engineering*, 135, 8997.
- Langford, K., Reid, M., Fjeld, E., Øxnevad, S., & Thomas, K. (2015). Environmental Occurrence and Risk of Organic UV Filters and Stabilizers in Multiple Matrices in Norway. *Environment International* 80, 1-7.
- Lee, D., Zhao, F., Rezenom, Y., Russell, D., & Chu, K. (2012). Biodegradation of Triclosan by a Wastewater Microorganism. *Water Research*, 46(13), 4226-4234.
- Li, D., Yang, M., Hu, J., Zhang, Y., Chang, H., & Jin, F. (2008). Determination of Penicillin G and Its Degradation Products in a Penicillin Production Wastewater Treatment Plant and the Receiving River. *Water Research*, 42(1-2), 307-317.
- Lin, Y., Ferronato, C., Deng, N., Wu, F., & Chovelon, J. (2009). Photocatalytic Degradation of Methylparaben by TiO₂: Multivariable Experimental Design and Mechanism. *Applied Catalysis B: Environmental*, 88(1-2), 32-41.
- Liu, Y., Ying, G., Shareef, A., & Kookana, R. (2012). Biodegradation of the Ultraviolet Filter Benzophenone-3 under Different Redox Conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 31(2), 289-295.



- Londoño, Y. (2014). *Remoción de Compuestos Farmacéuticos y de Cuidado Personal Mediante un Reactor Secuenciado por Lotes (Sbr) y un Reactor Anaerobio de Lecho Granular Expandido (Egsb)* [Tesis de maestría, no publicada]. Universidad de Antioquia.
- Londoño, Y., & Peñuela, G. (2015). Anaerobic Biological Treatment of Methylparaben in an Expanded Granular Sludge Bed (EGSB). *Water Science & Technology*, 71(11), 1604.
- Londoño, Y., & Peñuela, G. (2017). Anaerobic Biodegradation of Pharmaceuticals and Personal Care Products through the Application of Batch Tests. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 15(3), 1887-1896.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H., Nghiem, L., Hai, F., Zhang, J., Liang, S., & Wang, X. (2014). A Review on the Occurrence of Micropollutants in the Aquatic Environment and Their Fate and Removal during Wastewater Treatment. *The Science of the Total Environment*, 473-474, 619-641.
- Méndez-Arriaga, F., Esplugas, S., & Giménez, J. (2010). Degradation of the Emerging Contaminant Ibuprofen in Water by Photo-Fenton. *Water Research*, 44(2), 589-595.
- Miège, C., Choubert, J., Ribeiro, L., Eusèbe, M., & Coquery, M. (2009). Fate of Pharmaceuticals and Personal Care Products in Wastewater Treatment Plants--Conception of a Database and First Results. *Environmental Pollution*, 157(5), 1721-1726.
- Onesios-Barry, K., Berry, D., Proescher, J., Sivakumar, I., & Bouwer, E. (2014). Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products during Water Recycling: Microbial Community Structure and Effects of Substrate Concentration. *Applied and Environmental Microbiology*, 80(8), 2440-2450.
- Park, J., Yamashita, N., Park, C., Shimono, T., Takeuchi, D., & Tanaka, H. (2017). Removal Characteristics of Pharmaceuticals and Personal Care Products: Comparison between Membrane Bioreactor and Various Biological Treatment Processes. *Chemosphere*, 179, 347-358.
- Phan, H., Hai, F., Kang, J., Dam, H., Zhang, R., Price, W., Broeckmann, A., & Nghiem, L. (2014). Simultaneous Nitrification/Denitrification and Trace Organic Contaminant (TrOC) Removal by an Anoxic-Aerobic Membrane Bioreactor (MBR). *Bioresource Technology*, 165, 96-104.



- Puthiya, V., Gangadharan, P., Nadaraja, A., Bhasi, A., Khan, S., & Bhaskaran, K. (2012). Degradation of Triclosan under Aerobic, Anoxic, and Anaerobic Conditions. *Applied Biochemistry and Biotechnology*, 167(6), 1603-1612.
- Quero-Pastor, M., Garrido-Perez, M., Acevedo, A., & Quiroga, J. (2014). Ozonation of Ibuprofen: A Degradation and Toxicity Study. *The Science of the Total Environment*, 466-467, 957-964.
- Ratola, N., Alessandra Cincinelli, Arminda Alves, & A. Katsoyiannis. (2011). Occurrence of Organic Pollutants in the Wastewater Treatment Process. A Mini Review. *Journal of hazardous materials*, 239-240, 1-18.
- Reif, R., Santos, A., Judd, S., Lema, J., & Omil, F. (2011). Occurrence and fate of pharmaceutical and personal care products in a sewage treatment works. *Journal of Environmental Monitoring*, 13(1), 137-144
- Rodriguez, M. (2008). *Desarrollo de Metodología Analítica para la Determinación de Triclosán y Parabenos. Aplicación al Estudio de su Distribución y Transformación en Muestras Ambientales* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad Santiago de Compostela.
- Schlecht, C., Klammer, H., Jarry, H., & Wuttke, W. (2004). Effects of Estradiol, Benzophenone-2 and Benzophenone-3 on the Expression Pattern of the Estrogen Receptors (ER) Alpha and Beta, the Estrogen Receptor-Related Receptor 1 (ERR1) and the Aryl Hydrocarbon Receptor (AhR) in Adult Ovariectomized Rats. *Toxicology*, 205(1-2), 123-130.
- Schwarzenbach, R., Gschwend, P., & Imboden, D. (2003). *Environmental Organic Chemistry*. Wiley-Interscience.
- Soni, M., Burdock, G., Taylor, S., & Greenberg, N. (2001). Safety Assessment of Propyl Paraben: A Review of the Published Literature. *Food and Chemical Toxicology*, 39(6), 513-532.
- Soni, M., Carabin, I., & Burdock, G. (2005). Safety Assessment of Esters of P-Hydroxybenzoic Acid (Parabens). *Food and Chemical Toxicology*, 43, 985-1015.
- Soni, M., Taylor, S., Greenberg, N., & Burdock, G. (2002). Evaluation of the Health Aspects of Methyl Paraben: A Review of the Published Literature. *Food and Chemical Toxicology*, 40(10), 1335-1373.



- Suárez, S., Carballa, M., Omil, F., & Lema, J. (2008). How Are Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) Removed from Urban Wastewaters?. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 7(2), 125-138.
- Suárez, S., Dodd, M., Omil, F., & Von Gunten, U. (2007). Kinetics of Triclosan Oxidation by Aqueous Ozone and Consequent Loss of Antibacterial Activity: Relevance to Municipal Wastewater Ozonation. *Water Research*, 41(12), 2481-2490.
- Suárez, S., Reif, R., Lema, J., & Omil, F. (2012). Mass Balance of Pharmaceutical and Personal Care Products in a Pilot-Scale Single-Sludge System: Influence of T, SRT and Recirculation Ratio. *Chemosphere*, 89(2), 164-171.
- Suzuki, T., Kitamura, S., Khota, R., Sugihara, K., Fujimoto, N., & Ohta, S. (2005). Estrogenic and Antiandrogenic Activities of 17 Benzophenone Derivatives Used as UV Stabilizers and Sunscreens. *Toxicology and Applied Pharmacology*, 203(1), 9-17.
- Svenningsen, H., Henriksen, T., Priemé, A., & Johnsen, A. (2011). Triclosan Affects the Microbial Community in Simulated Sewage-Drain-Field Soil and Slows down Xenobiotic Degradation. *Environmental Pollution*, 159, 1599-1605.
- Verlicchi, P., Galletti, A., Petrovic, M., & Barcelo, D. (2010). Hospital Effluents as a Source of Emerging Pollutants. Pdf. *Journal of Hydrology*, 389, 416-428.
- Verlicchi, P., Zambello, E., & Aukidy, M. (2013). *Removal of Pharmaceuticals by Conventional Wastewater Treatment Plants*. Elsevier B.V.
- Vione, D., Caringella, R., De Laurentiis, E., Pazzi, M., & Minero, C. (2013). Phototransformation of the Sunlight Filter Benzophenone-3 (2-Hydroxy-4-Methoxybenzophenone) under Conditions Relevant to Surface Waters. *The Science of the Total Environment*, 463-464, 243-251.
- Vo, T., Yoo, Y., Choi, K., & Jeung, E. (2010). Potential Estrogenic Effect(s) of Parabens at the Prepubertal Stage of a Postnatal Female Rat Model. *Reproductive Toxicology*, 29(3), 306-316.
- Wang, J. & Chu, L. (2016). Irradiation Treatment of Pharmaceutical and Personal Care Products (PPCPs) in Water and Wastewater: An Overview. *Radiation Physics and Chemistry*, 125, 56-64.



- Wang, J., & Wang, S. (2016). Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) from Wastewater: A Review. *Journal of Environmental Management*, 182, 620-640.
- Wilkinson, J., Hooda, P., Barker, J., Barton, S., & Swinden, J. (2017). Occurrence, Fate and Transformation of Emerging Contaminants in Water: An Overarching Review of the Field. *Environmental Pollution*, 231, 954-970.
- Yang, B., & Ying, G. (2013). Oxidation of Benzophenone-3 during Water Treatment with Ferrate(VI). *Water Research*, 47(7), 2458-2466.
- Yang, X., Flowers, R., Weinberg, H., & Singer, P. (2011). Occurrence and Removal of Pharmaceuticals and Personal Care Products (PPCPs) in an Advanced Wastewater Reclamation Plant. *Water Research*, 45(16), 5218-5228.
- Ying, G., Yu, X., & Kookana, R. (2007). Biological Degradation of Triclocarban and Triclosan in a Soil under Aerobic and Anaerobic Conditions and Comparison with Environmental Fate Modelling. *Environmental Pollution*, 150(3), 300-305.
- Zarate, F., Schulwitz, S., Stevens, K., & Venables, B. (2012). Bioconcentration of Triclosan, Methyl-Triclosan, and Triclocarban in the Plants and Sediments of a Constructed Wetland. *Chemosphere*, 88(3), 323-329.
- Zhao, X., Chen, Z., Wang, X., Shen, C., Min, J., & Xu, H. (2014). PPCPs removal by aerobic granular sludge membrane bioreactor. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 98(23), 9843-9848.
- Zhou, N. A., Lutovsky, A. C., Andaker, G. L., Ferguson, J. F., & Gough, H. L. (2014). Kinetics modeling predicts bioaugmentation with Sphingomonad cultures as a viable technology for enhanced pharmaceutical and personal care products removal during wastewater treatment. *Bioresource Technology*, 166, 158-167.



Teledetección: una herramienta para estudios de calidad del aire en la zona urbana del Valle de Aburrá

Daniel J. Nisperuza T.^a, Leidy K. Vásquez L.^b, Sindy T. Morales G.^c,
Lina M. Puerta G.^d

a,b,c,d Departamento de Ciencias Básicas y Áreas Comunes - Grupo CBATA
Tecnológico de Antioquia, Medellín – Colombia. Email: daniel.nisperuza@tdea.edu.co

Resumen

El creciente desarrollo tecnológico e industrial sumado a las costumbres de consumo de la humanidad han ocasionado profundas modificaciones en la estructura y dinámica de la atmósfera, induciendo cambios en su balance radiativo con la superficie de la Tierra, contribuyendo a lo que hoy se denomina cambio climático. La región del Valle de Aburrá, en el noroccidente de Los Andes colombianos, no ha sido ajena a este cambio y los eventos de extrema contaminación atmosférica que afectan a la salud de sus pobladores han sido, cada vez, más frecuentes.



En esta zona, el monitoreo atmosférico, tradicionalmente, se ha realizado de manera in-situ, obteniéndose así un panorama parcial sobre el rol que sus diferentes constituyentes desempeñan en su dinámica. No obstante, durante las últimas décadas, diversas investigaciones han concluido que, en procura de comprender profundamente la dinámica de la atmósfera del valle y su impacto en el clima y la calidad del aire local, estos monitoreos deben ser complementados con aquellos que involucren la implementación de técnicas de teledetección.

Debido a su versatilidad en la implementación, la cantidad y la calidad de la información obtenida, las técnicas de teledetección resultan útiles para estudios atmosféricos en el Valle de Aburrá. Ellas permiten adquirir información acerca de la estructura atmosférica, su composición y su dinámica, mediante la determinación de las propiedades físicas y radiativas de los diversos elementos que la constituyen.

Desde esta perspectiva, en este capítulo se realizó una breve descripción de las principales técnicas de teledetección (LIDAR, fotometría y espectrorradiometría) recientemente implementadas en el Valle de Aburrá. Dicha descripción se abordó desde los principios físicos de operatividad involucrados en cada una de ellas y se trascendió al reporte resumido de los principales resultados que de ellas se han obtenido en cuanto a la caracterización atmosférica de los aerosoles y algunos gases considerados como contaminantes. De esta manera, se sintetizó un poco más de una década de resultados relacionados con parámetros atmosféricos como la altura de la capa límite, la identificación de capas y tipos de aerosoles predominantes sobre el valle, la cuantificación del contenido de gases traza como el ozono, entre otros.

Palabras clave: teledetección, LIDAR, fotometría, espectrorradiometría, calidad del aire, aerosoles, gases traza.



Introducción

Pocas teorías científicas han logrado tener un profundo impacto en el desarrollo tecnológico y la comprensión misma que se tiene de la naturaleza, como la teoría electromagnética. Los principios fundamentales, resumidos en las ecuaciones que de esta teoría compiló James Clerk Maxwell en el siglo XIX, sumados a los establecidos, con anterioridad, en los fenómenos ondulatorios, constituyen las bases de las actuales técnicas de teledetección (Cabrera et al., 2000; Smith y Thompson, 1979).

La diversidad de aplicaciones de dichos principios provocó una expansión de la creatividad del ser humano, encaminándolo hacia nuevas formas de escudriñar el cosmos. De esta manera, usando las ondas como sondas exploradoras, se ha tenido la posibilidad de adquirir información acerca de la naturaleza, sin la necesidad de irrumpir invasiva ni destructivamente en ella. A esto se le denomina tele detectar (detectar algo a la distancia).

Dentro del campo de acción científico, la teledetección ha tenido muchas aplicaciones, entre ellas, las orientadas hacia los estudios atmosféricos (Romero, 2006; Kovalev & Eichiger, 2004). La mayoría de los instrumentos desarrollados en este campo se valen de las ondas electromagnéticas para explorar la atmósfera de la Tierra. Estos instrumentos se clasifican, de manera general, como activos y pasivos (Kovalev & Eichiger, 2004): los primeros se caracterizan por tener su propia fuente de ondas, las cuales, luego de interactuar con los diferentes constituyentes atmosféricos, heredan una completa información sobre los mismos -esta información queda codificada en las propiedades mismas de la onda, lo cual requiere de un proceso algorítmico de retribución de dicha información-; los sistemas pasivos, a diferencia de los activos, no poseen una fuente propia de radiación electromagnética, por lo cual se valen de la emisión, natural o artificial, proveniente de otros sistemas.

Una de las claves del éxito de las técnicas de teledetección ha sido su versatilidad a la hora de ser implementadas tecnológicamente en plataformas ancladas, tanto en tierra, aerotransportadas como satelitalmente (Cabrera et al., 1998). A esto se le adiciona, entre otras ventajas, el hecho de que permiten explorar extensas regiones, su capacidad de revisita y que su costo



operacional y de mantenimiento es significativamente menor, comparados con la mayoría de las técnicas in-situ comúnmente utilizadas en estudios atmosféricos. La Tabla 1 registra algunas características generales de los sistemas de teledetección.

Tabla 1

Características generales de los sistemas de teledetección

Sistema de teledetección	Tipo	Fuente típica de ondas	Sensores	Acceso a datos	Operatividad
En tierra		Generadores de sonido			
		Emisores de radiofrecuencia			
		Láseres			
		Sol			
Aerotransportados	Activos	Generadores de sonido	Piezoeléctricos	En tiempo casi real	Automática
	Pasivos	Emisores de radiofrecuencia	Fotoeléctricos	Digital en el instrumento	Semiautomática
		Láseres		En plataformas web	Manual
Satelitales		Láseres			
		Sol			
		Emisores de radiofrecuencia			

De esta manera, desde hace algunas décadas, diversas organizaciones en el mundo entero han gestionado la estructuración de redes globales dotadas con este tipo de instrumentos, para estudiar y monitorear la composición, estructura y dinámica de nuestra atmósfera, con el fin de decodificar la influencia e impacto que cada constituyente en ella tiene sobre el clima y la calidad del aire de nuestro planeta (Vélez, 2020).



La instrumentación implementada en dichas redes yace, básicamente, en las siguientes técnicas (Kovalev & Eichiger, 2004):

- LIDAR.
- Fotometría y espectrorradiometría.

En este capítulo se discutirán algunos aspectos relacionados con los principios de operatividad y funcionamiento de estas técnicas; así mismo, la manera cómo se ha utilizado en la zona urbana del Valle de Aburrá -en el noroccidente de la zona andina colombiana- para el monitoreo y el estudio de la calidad del aire que los habitantes de esta zona respiran.

LIDAR (Light Detection and Ranging)

La expresión LIDAR es para el acrónimo de *Light Detection And Ranging*, el equivalente óptico del RADAR (Radio Detection And Ranging). El principio físico de funcionamiento de un sistema LIDAR se enmarca en la interacción luz -atmósfera, donde, de manera general, toman lugar los fenómenos de absorción y scattering (por su término en inglés) de la luz de tipo Rayleigh o los explicados por la teoría Mie (Kovalev & Eichiger, 2004; Argall & Sica, 2003; Johnson & Gabriel, 1994; Van de Hulst, 1981). En la absorción, parte de la energía de la luz es transferida a los diferentes constituyentes atmosféricos y, en el scattering, otra parte de dicha energía se redistribuye espacialmente luego de interactuar con ellos; en su conjunto, estos fenómenos causan la extinción de la luz, lo cual se evidencia como una disminución en la intensidad de la luz percibida.

Los sistemas LIDAR se diseñan para que las longitudes de onda de la luz utilizada como sonda -generalmente la producida por un láser de alta potencia- coincidan con aquellas asociadas a ventanas atmosféricas en el espectro electromagnético, dando así predominio al scattering sobre la extinción (Newton, 1966; Measures, 1984). En este sentido, un LIDAR es un dispositivo de teledetección activa, en el cual se emiten, hacia la atmósfera, intensos pulsos de radiación láser, cuya energía se redistribuye espacialmente, en todas las direcciones posibles, a medida que se propagan en los distintos estratos de este medio gaseoso.



Parte de la radiación que ha experimentado el fenómeno de scattering, retorna al sistema con la información codificada a cerca de las propiedades físicas y químicas de los constituyentes atmosféricos con los cuales interactuó -moléculas de gases traza y partículas de aerosol-. Esta señal se colecta y procesa espectral y electrónicamente para retribuir la información deseada del estrato atmosférico bajo estudio, mediante rutinas algorítmicas implementadas computacionalmente (Guerrero-Rascado et al., 2014; Mishchenko et al., 2004). La cuantificación de los intervalos de tiempo transcurridos desde que el pulso de luz es enviado a la atmósfera hasta que se detecta, permite realizar una estratificación de la atmósfera con una resolución espacial de hasta 3,5 m en la dirección del camino recorrido por la luz.

Adicionalmente, debido a las características electrónicas de los láseres que permiten tener altas frecuencias de repetición de pulsos de luz y que los actuales sistemas electrónicos de registro poseen una alta velocidad de muestreo y adquisición de datos, es posible tener una alta resolución temporal en las mediciones, lo cual permite adquirir información de la atmósfera y algunos de sus procesos en tiempo casi real (Frioud, 2017; Veselovskii et al., 2009). La Figura 1 muestra un esquema típico de un sistema LIDAR.

Todo sistema LIDAR consta de las siguientes partes (Baudelet, 2014; Nisperuza, s. f.):

- **Un emisor:** que se encarga de generar pulsos de luz y dirigirlos a la atmósfera. Generalmente, se utiliza un láser y un telescopio expansor de haz.
- **Un receptor:** recolecta parte de la luz que ha sufrido scattering y la dirige al sistema de registro. Para ello, generalmente, se usa la lente o el espejo de un telescopio. El volumen de atmósfera monitoreado queda limitado por el ángulo FOV (Field of View) del telescopio.
- **Un sistema de registro:** este sistema transforma la luz en una señal eléctrica para luego ser almacenada en un computador. Se suele usar tubos fotomultiplicadores y fotodiodos de avalancha para tal fin.

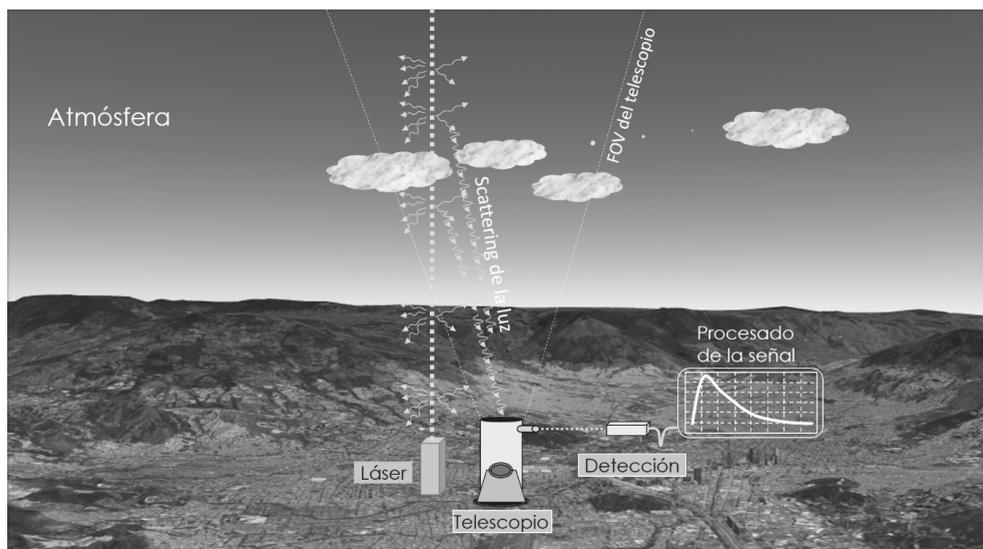


Figura 1

Esquema de adquisición en un sistema LIDAR para estudios atmosféricos. El scattering de la luz de un láser se colecta con un dispositivo óptico (telescopio) y es dirigida a la etapa de procesamiento y registro electrónico

Nota. Fuente: elaboración propia.

Dependiendo del procesamiento espectral que se les haga a los pulsos de luz detectados se caracteriza el tipo de LIDAR. La Tabla 2 lista los tipos de LIDAR más comunes en aplicaciones atmosféricas.

Tabla 2

Clases de LIDAR, según su principio de operatividad y procesamiento espectral de la señal detectada

Tipo de LIDAR	Principio de operatividad	Aplicación	Rango espectral de operación
Elástico	Scattering Rayleigh y Mie	Aerosoles	UV-VIS-NIR
Doppler	Efecto Doppler en la luz	Viento	NIR



Tipo de LIDAR	Principio de operatividad	Aplicación	Rango espectral de operación
Raman	Scattering Raman	Gases traza y temperatura	UV-VIS
Fluorescencia	Fluorescencia de la luz que experimenta scattering	Gases traza y cultivos	UV -VIS

Se hará énfasis, en este capítulo, al caso de un LIDAR elástico, en el que se da prevalencia a los fenómenos de scattering Rayleigh y Mie, en la etapa de procesamiento espectral. Así, la longitud de onda de la luz detectada será la misma que la de la luz emitida por el láser. Estos sistemas son ideales para el estudio de los aerosoles presentes en la tropósfera y la estratósfera (Brown et al., 2004; González, 2017). La Figura 2 esquematiza los principales estratos atmosféricos de acuerdo con la variación de la temperatura, respecto a la altura medida desde la superficie terrestre.

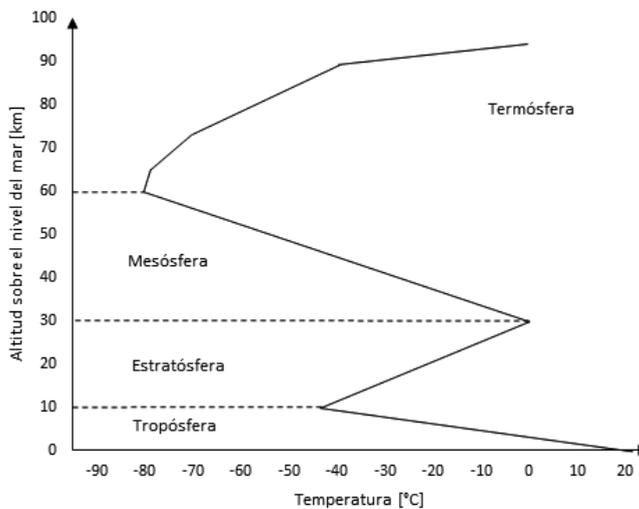


Figura 2
Estratos de la atmósfera terrestre de acuerdo con el perfil vertical de temperatura
Nota. Adaptado de Wallace & Hobbs, 2005. Fuente: elaboración propia.



La señal en un LIDAR elástico es para la potencia de la radiación que logra ser detectada. El modelamiento matemático de dicha señal se deriva de la aplicación de la ley de Beer-Lambert-Bouguer a los pulsos de luz que viajan a través de la atmósfera (Fuentes, 2012; Rico et al., 2015). Esta señal puede escribirse, de forma simplificada, como:

$$P(\lambda, R) = C(\lambda, R) \beta^\pi(\lambda, R) \text{Exp} [-2]_{R_0}^R k(\lambda, R) dR] + P_{bg} \quad (1)$$

Donde $C(\lambda, R)$ es un factor que da cuenta de la probabilidad -basada en consideraciones geométricas- de que radiación, desde un plano a una altura R alcance el área sensible del detector del sistema; $\beta^\pi(\lambda, R)$ representa el coeficiente volumétrico de backscattering (scattering a 180°) a la longitud de onda λ y altura R -este coeficiente posee las contribuciones debidas al scattering Rayleigh y Mie-; $k(\lambda, R)$ es el coeficiente volumétrico de extinción atmosférica en una atmósfera no homogénea; y P_{bg} es la señal de ruido de fondo proveniente de otras fuentes como la luz ambiente y el ruido electrónico de los dispositivos constituyentes del sistema LIDAR.

La Figura 3 muestra un perfil típico de una medición LIDAR, el cual debe ser previamente procesado en ruidos y distancias antes de involucrarse en los algoritmos que permiten extraer de ellos la información sobre la atmósfera.

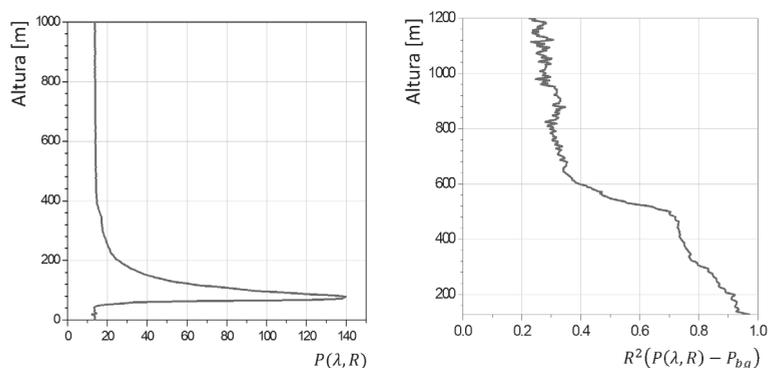


Figura 3

Perfil típico de una medición LIDAR. Izquierda: señal raw, es decir, señal tal cual la reporta el instrumento. Derecha: señal procesada en ruidos y distancia en altura, en la cual se aprecian irregularidades y cambios bruscos de intensidad, asociados a la estructura misma de la atmósfera

Nota. Fuente: elaboración propia.



El éxito de un LIDAR elástico radica en obtener, de la ecuación (1), los coeficientes $\beta^\pi(\lambda, R)$ y $k(\lambda, R)$ para los aerosoles suspendidos en la atmósfera, debido a que en dichos coeficientes se encuentra codificada toda la información relacionada con las propiedades físicas y químicas de las partículas suspendidas en la atmósfera del sitio donde se realizaron las mediciones LIDAR (Alegría, 2015; Moreno et al., 2005). Sin embargo, dos cosas se deben tener en cuenta para ello:

- Tanto $\beta^\pi(\lambda, R)$ como $k(\lambda, R)$ cuantifican las contribuciones debidas a las moléculas y a los aerosoles, simultáneamente.
- $\beta^\pi(\lambda, R)$ y $k(\lambda, R)$ representan las incógnitas a despejar de la ecuación (1); se requiere de una segunda ecuación que las involucre para poder obtener una solución matemáticamente plausible.

Ambas situaciones se abordan, exitosamente, si se complementan las mediciones LIDAR con mediciones adyacentes y simultáneas del tipo fotométricas o espectrorradiométricas. La Figura 4 muestra un perfil del coeficiente volumétrico de backscattering de aerosoles, obtenido a partir de mediciones LIDAR. El análisis de estos perfiles permite obtener información como el tamaño, forma y tipo del aerosol.

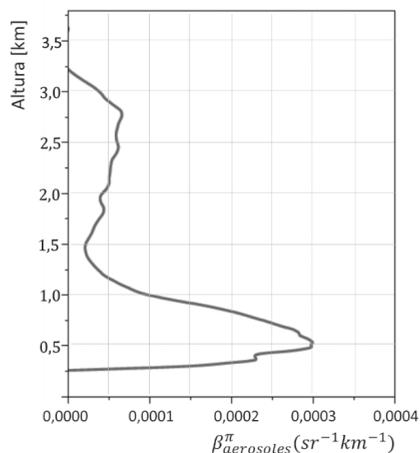


Figura 4

Perfil de coeficiente volumétrico de backscattering, derivado de mediciones LIDAR

Nota. Fuente: elaboración propia.

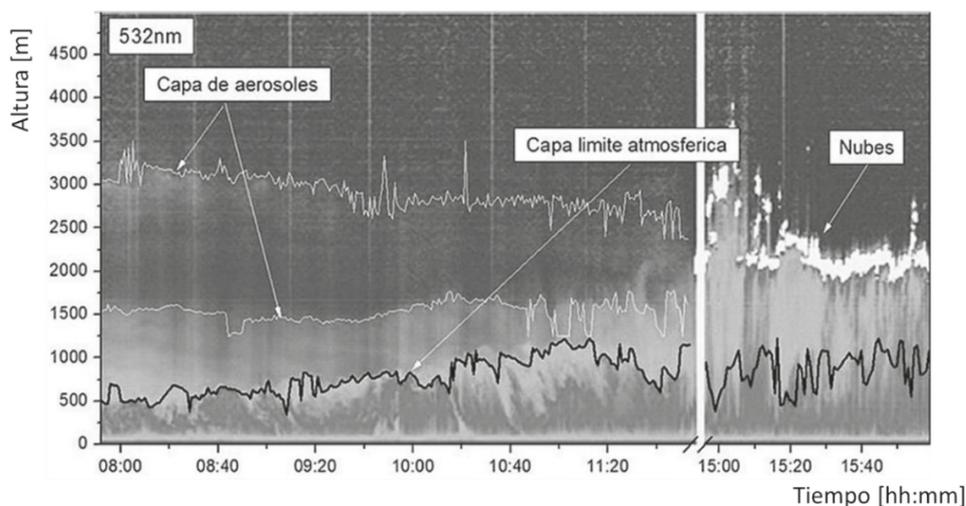


Figura 5

Medidas LIDAR a 532 nm. Los colores azules y violetas representan una baja concentración de aerosoles, mientras que los colores rojos se asocian a una alta presencia de estos. De este tipo de representaciones, se puede identificar las distintas capas de aerosoles en la atmósfera de una localidad, desde la capa límite atmosférica hasta los aerosoles ubicados a gran altura sobre la superficie, posiblemente transportados desde otras latitudes; también se puede distinguir la presencia de nubes

Nota. Fuente: elaboración propia.

Cuando las medidas se realizan por un periodo extendido de tiempo, es posible hacer estudios de la dinámica atmosférica y la identificación de estratos de aerosoles sobre el sitio de mediciones. Los resultados se pueden sintetizar en un gráfico bidimensional en una escala falsa de colores, así como el ejemplo de la Figura 5. En este tipo de representación, se logra identificar la distribución de los aerosoles en la vertical y la evolución de dicha distribución en el tiempo como resultado del balance radiativo entre la tierra y la atmósfera. Cada estrato de aerosoles identificado da cuenta de una dinámica particular y permite establecer si dichas partículas fueron emitidas en el lugar de la medición o si, por el contrario, han sido transportadas hasta allí por los vientos provenientes de otras latitudes como incendios o quema de biomasa, actividad industrial o quema de combustibles fósiles por transporte, etc.



Los sistemas LIDAR pueden acoplarse a plataformas aerotransportadas como aviones, helicópteros, drones e inclusive satélites. En este último caso, orbitando la tierra en una trayectoria polar, permiten estudiar la dinámica de generación y transporte de nubes y aerosoles en el planeta entero. Son diversos los satélites que tienen a bordo instrumentos LIDAR; sin embargo, uno de los más utilizados por la comunidad científica es el sistema CALIOP (Cloud-Aerosol LIDAR with Orthogonal Polarization) a bordo de la misión CALIPSO (Cloud-Aerosol LIDAR and Infrared Pathfinder Satellite Observations) de la NASA (National Aeronautics and Space Administration).

Este satélite orbita el planeta a una altura aproximada de 705 km sobre la superficie terrestre, cruzando el ecuador alrededor de las 13:30 (hora local), en su trayectoria diurna (NASA, 2017). La Figura 6 esquematiza este sistema, en ella se puede apreciar que el LIDAR CALIOP provee información sobre la distribución y la clasificación vertical de los aerosoles y las nubes (French, 2018; Winker et al., 2006). Estos estudios se basan en el registro de la intensidad de la luz que ha experimentado backscatter a 532 nm y a 1064 nm, en sus componentes de polarización. La Tabla 3 resume los principales productos derivados de las mediciones del sensor CALIOP.

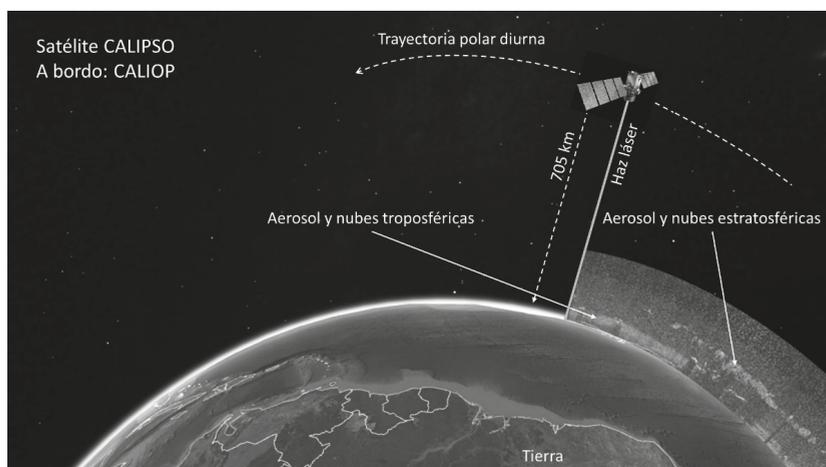


Figura 6

LIDAR CALIOP a bordo de la misión CALIPSO. En su trayectoria polar registra perfiles verticales de nubes y aerosoles alrededor del mundo entero

Nota. Fuente: elaboración propia.

**Tabla 3**

Algunos productos derivados de las mediciones realizadas con el LIDAR CALIOP a bordo de la misión CALIPSO de la NASA

Producto	Descripción	Algunas aplicaciones
Nubes	Altitud de la base y tope, profundidad óptica y fase agua/hielo, coeficiente de extinción y backscattering a 532 nm.	Identificación de capas de nubes. Identificación del tipo de nubes. Estudios sobre la interacción aerosol-nubes.
Aerosoles	Altitud de la base y tope, profundidad óptica y tipo de aerosoles, perfiles de extinción y backscattering a 532 nm y 1064 nm.	Identificación y localización de capas de aerosoles. Identificación del tipo de aerosoles. Monitoreo del transporte de aerosoles.

El aporte de la tecnología LIDAR a la comprensión de la dinámica y estructura atmosférica, así como su impacto en el clima y a la calidad del aire se complementa si dichas observaciones se acompañan con otros tipos de registros tanto in-situ como remotos; por ejemplo, el caso de las mediciones fotométricas y espectrorradiométricas (Ramón et al., 2015).

En zonas urbanas es relevante estudiar y comprender no solo la información fisicoquímica de los componentes atmosféricos, sino establecer criterios científicos para la evaluación, comparación y control de los mismos, que necesariamente deben involucrarse en la definición de políticas ambientales (Tyler et al., 2013). La sinergia entre las mediciones remotas e in-situ ha sido poco explorada en el territorio colombiano, debido a factores como el desconocimiento de los principios científicos involucrados en las mismas, la mala interpretación de los datos que estas técnicas proporcionan, la inexperiencia al acceso de dichos datos y la poca claridad en la correlación que estos puedan tener con las mediciones in-situ (Guerrero-Rascado et al., 2014; Morales, 2019; Nisperuza, s. f.).



Fotometría y espectrorradiometría

Las técnicas fotométricas y espectrorradiométricas yacen en el campo de las aplicaciones de la espectroscopía óptica. En ellas, se pueden inferir algunas propiedades fisicoquímicas de un medio o sustancia bajo estudio, a partir del análisis de los cambios experimentados en las propiedades de un haz de luz luego de interactuar con dicha sustancia (Bolaño et al., 2017; Pons et al., 2015; Requena y Zuñiga, 2004). Cuando son aplicadas a estudios atmosféricos, se suele tomar el Sol como fuente de radiación, entonces se referencian como fotometría solar y espectrorradiometría solar; en ellas, la radiación solar en longitudes de onda desde el ultravioleta hasta el infrarrojo cercano del espectro de las ondas electromagnéticas es detectada y analizada luego de interactuar con la atmósfera terrestre (Salas et al., 2005; McGowan, 2017; Platt & Stutz, 2008). La luz proveniente del sol, en un ángulo cenital, atraviesa la atmósfera, hasta llegar al instrumento, el cual mide la intensidad de radiación solar en un espectro continuo de longitudes de onda (Karttunen et al., 2016) (Figuras 7 y 8).

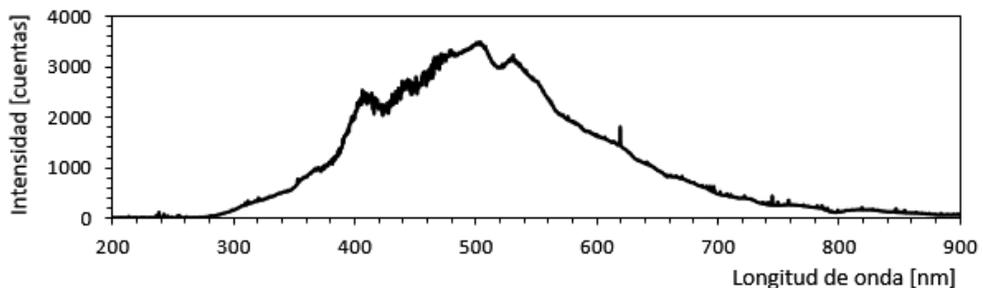


Figura 7

Espectro de radiación solar en superficie terrestre. Cada irregularidad apreciable corresponde a un proceso fisicoquímico en la atmósfera

Nota. Fuente: elaboración propia.

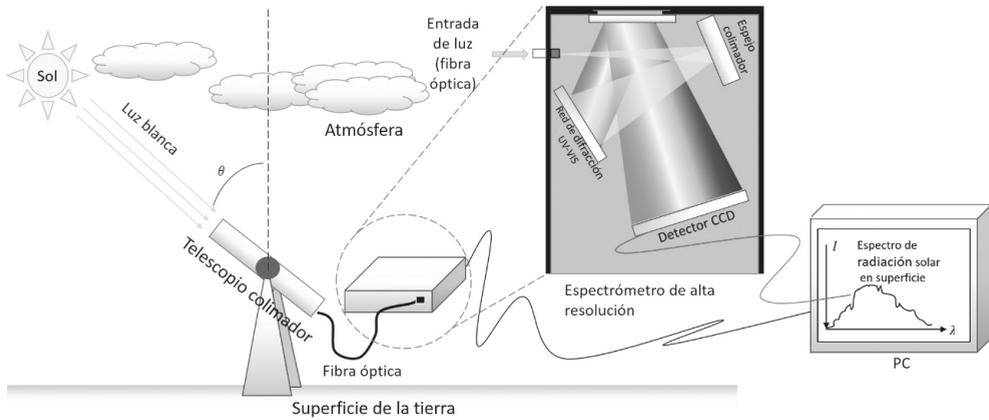


Figura 8

Arriba: diagrama de un sistema fotométrico o espectrorradiométrico anclado en la superficie terrestre. Abajo: Fotografía del fotómetro C318 de la red AERONET (Aerosol Robot Network) de la NASA

Nota. Fuente: elaboración propia. Imagen tomada de https://aeronet.gsfc.nasa.gov/new_web/system_descriptions.html



Cuando la luz se propaga a través de la atmósfera, esta interactúa con las partículas y moléculas que la componen, su intensidad (energía por unidad de área por unidad de tiempo [$\text{J}/\text{m}^2\text{s}$]) es atenuada debido, principalmente, a los procesos de scattering y absorción (Alcántara, 2013; Ospina y Tamayo, 2013). Las técnicas difieren en la resolución espectral (capacidad que tienen los instrumentos de registrar las diferentes longitudes de onda de la radiación electromagnética que a ellos llega) con la que se detecta la radiación a analizar, pero ambas se fundamentan en el mismo principio físico: la ley de Beer-Lambert-Bouguer, la cual se puede expresar en una de sus formas más conocidas:

$$I(\lambda, R) = I_0(\lambda) e^{-\int_{R_0}^R k(\lambda, R) dR} \quad (2)$$

Donde $I(\lambda, R)$ representa la intensidad de la luz medida luego de atravesar el medio; $I_0(\lambda)$ es la intensidad de luz referente; $k(\lambda, R)$ es el coeficiente volumétrico de extinción atmosférica en una atmósfera no homogénea -da cuenta de la absorción y scattering de la luz-; y R representa la longitud del camino de transmisión de la luz a través de la atmósfera.

En el coeficiente de extinción, $k(\lambda, R)$, de manera implícita, se encuentra codificada toda la información concerniente a las características físicas y químicas de los diferentes constituyentes atmosféricos. Un modelo matemático para este coeficiente se muestra en la ecuación (3).

$$k(\lambda, R) = \omega_m(\lambda, R) + \delta_m(\lambda, R) + \omega_a(\lambda, R) + \delta_a(\lambda, R) \quad (3)$$

Donde ω y δ hacen referencia a los procesos de absorción y de scattering, respectivamente; y los subíndices m y α representan a las moléculas y los aerosoles, respectivamente.

Del análisis que se haga de los espectros, como el mostrado en la Figura 7, por medio del tratamiento algorítmico de las ecuaciones (2) y (3), se puede obtener información completa sobre los gases traza y los aerosoles suspendidos en la atmósfera.



Este tipo de tecnología, también, ha sido puesta a bordo de satélites. Uno de ellos es el satélite Aura de la NASA, el cual cuenta con una serie de instrumentos de teledetección a bordo, ellos son (Team, 2012):

- La Sonda Dinámica de Alta Resolución, HIRDLS.
- La Sonda Microwave Limb, MLS
- El Espectrómetro de Emisión Troposférica, TES.
- El Instrumento de Monitoreo de Ozono, OMI.

En los espectrorradiómetros TES y OMI, la radiación solar es colectada luego de ser reflejada por la superficie de la tierra (Duncan et al., 2014). La Figura 9 muestra un esquema general de este principio.

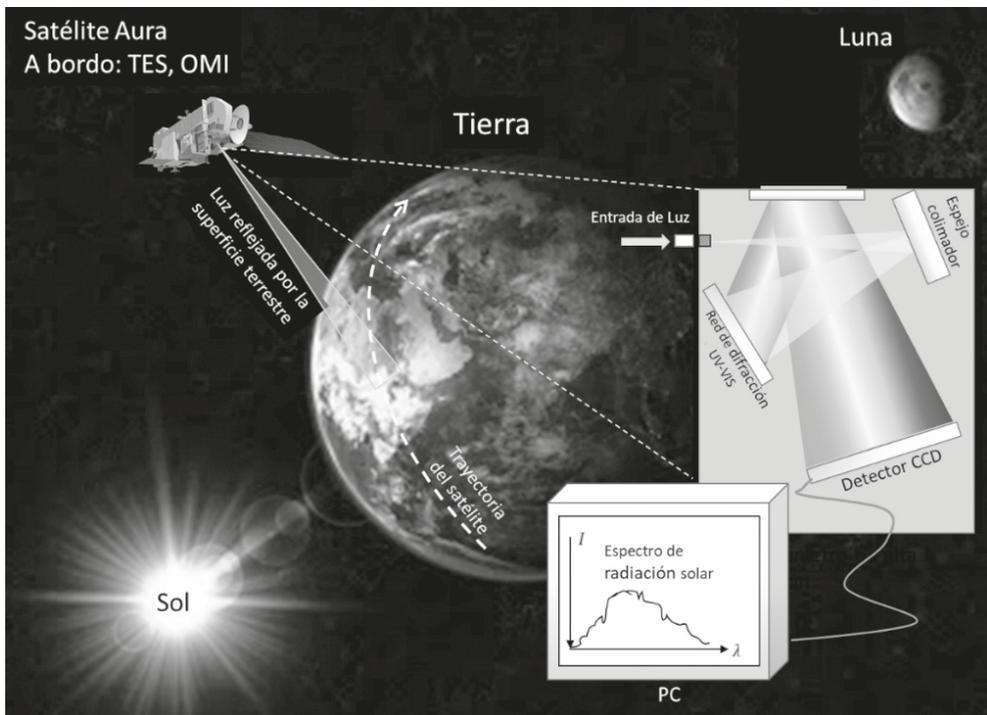


Figura 9

Espectrorradiometría solar para sistemas anclados en satélites. El satélite Aura de la NASA cuenta con espectrorradiómetros UV-VIS para cuantificar gases traza y aerosoles en la atmósfera terrestre

Nota. Fuente: elaboración propia.



Estos instrumentos estiman el contenido en la atmósfera de compuestos como ozono (O_3), bromo (BrO), dióxido de nitrógeno (NO_2), dióxido de azufre (SO_2), formaldehído ($HCHO$) y ácido hipocloroso ($OClO$), los cuales juegan un papel importante en la química estratosférica; a su vez, permite la caracterización de algunos aerosoles, como humo, polvo y sulfatos, a partir de la determinación de sus propiedades ópticas, tales como el albedo de scattering simple. La Figura 10 muestra un ejemplo del tipo de medidas que, a escala global, dichos espectrorradiómetros pueden realizar (Duncan et al., 2014; Grajales, 2011; Valbuena, 2013).

Recientemente, las técnicas LIDAR, fotométricas y espectrorradiométricas se han empezado a implementar en Colombia (Nisperuza, s. f.; Alegría, 2015; Guerrero-Rascado et al., 2014; Múnera, 2015; Bedoya, 2018; Bedoya & Bastidas, 2014; Puerta, 2020; Vásquez, 2019), con el objetivo de profundizar la comprensión de la climatología y la calidad del aire local.

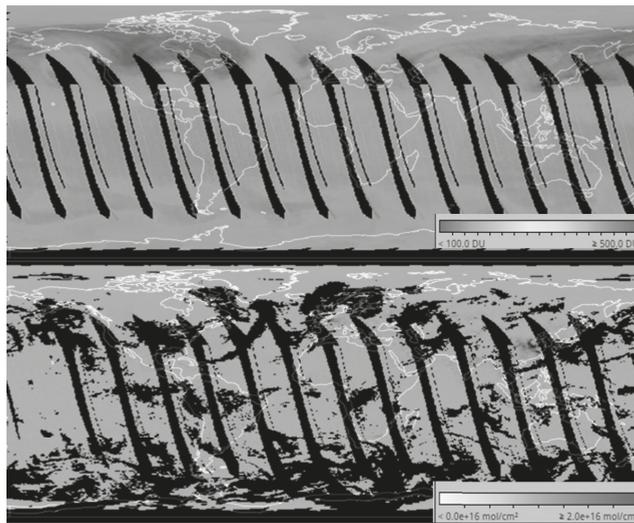


Figura 10

Quantificación de gases traza a escala global, realizado desde el satélite Aura de la NASA. Arriba: cantidad de O_3 total en columna atmosférica. Abajo: cantidad total de NO_2 en columna atmosférica. Los colores rojos indican una alta presencia de estos gases, mientras que los colores azules y amarillos una baja presencia de estos

Nota. Fuente: elaboración propia.



La teledetección en estudios atmosféricos en el Valle de Aburrá

El Valle de Aburrá está ubicado en la región tropical montañosa al noroccidente de Colombia, a una altura promedio de 1.470 m.s.n.m. en la cordillera de Los Andes (6°15'N, 75°36'O). Topográficamente es un valle bastante estrecho que se encuentra rodeado de montañas que superan los 2.000 m.s.n.m. y es atravesado de sur a norte por el río Medellín, que constituye su principal fuente hidrográfica. Su zona urbana está constituida por diez municipios densamente poblados, cuya creciente población se aproxima a los cuatro millones de habitantes. Su climatología se ve influenciada por el océano Pacífico, el mar Caribe, la región amazónica y los vientos Alisios provenientes del Oriente. Las variables atmosféricas que intervienen en la climatología y la calidad del aire en esta región están relacionadas con la presencia de aerosoles, gases traza y la humedad en la atmósfera (Área metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA), 2019; Hermelin, 2007). La Figura 11 muestra la ubicación geográfica de este valle.

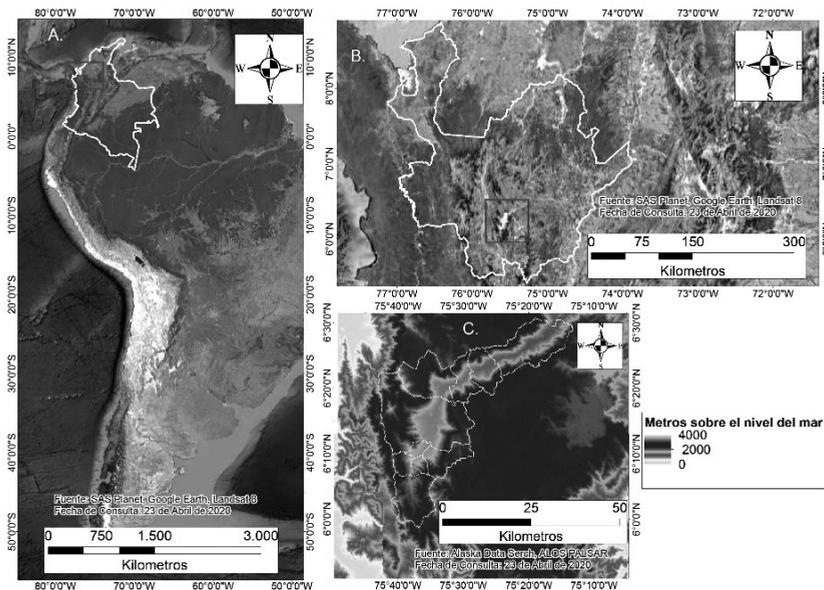


Figura 11

Ubicación geográfica del Valle de Aburrá en los Andes colombianos

Nota. Fuente: elaboración propia.



En esta región, tradicionalmente, los estudios atmosféricos se han abordado desde la perspectiva del monitoreo in-situ, cuantificando en superficie parámetros como el material particulado PM10 y PM2,5 y gases traza como SO₂, NO₂, CO y O₃, entre otros tantos. Sin embargo, recientemente, se ha empezado con el desarrollo e implementación de tecnologías de teledetección para dichos estudios (IDEAM, 2018; Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá (SIATA), 2018).

Diversas instituciones al interior del valle han adquirido, o desarrollado, equipos de monitoreo remoto, entre ellas:

- **SIATA¹**: LIDAR elástico con estados de polarización, ceilómetro, radiómetro.
- **UNAL-Medellín²**: LIDAR elástico, fotómetro solar UV-VIS-NIR.
- **TdeA³**: espectrorradiómetro solar UV.

Adicionalmente, se puede acceder a las mediciones remotas que las misiones satelitales de la NASA y de otras agencias espaciales realizan sobre este territorio. Desde esta nueva perspectiva, en el Valle de Aburrá se puede estudiar la atmósfera desde plataformas ancladas tanto en satélites como en superficie.

Respecto al monitoreo remoto de las partículas de aerosol en la atmósfera del Valle de Aburrá, se debe hacer la siguiente mención: desde SIATA, dicha información no se encuentra disponible al público; el LIDAR elástico construido en UNAL-Medellín (el primero de estos sistemas en Colombia) operó regularmente desde el año 2010 al 2016, periodo en el que se monitoreó la evolución de la altura de la capa límite atmosférica al interior de valle, en su ciclo diurno, como respuesta al balance radiativo existente en esta región montañosa (Céspedes et al., 2008).

De estas actividades, se observó que, en las mañanas soleadas en el Valle de Aburrá, la superficie terrestre, que se encuentra inicialmente a temperaturas bajas, a medida que la radiación solar entra en contacto con ella, se calienta, haciendo que las partículas que se encuentran más próximas a ella incrementen su energía, lo cual induce movimientos verticales de

1 SIATA: Sistema de Alerta Temprana del Valle de Aburrá y Medellín.

2 UNAL-Medellín: Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín.

3 TdeA: Institución Universitaria Tecnológico de Antioquia.



masas de aire caliente desde la superficie hacia altitudes mayores, en lo que se denomina flujos convectivos.

Esto conlleva al desarrollo de un estrato de atmósfera conocido como capa de mezcla, en el cual los aerosoles y diversos contaminantes pueden mezclarse (Farmer & Cook, 2013; Montilla, 2010; Zhongchao, 2014). Esta capa atmosférica puede extenderse hasta unos cuantos kilómetros sobre la superficie, en el tope de la cual los aerosoles y contaminantes pueden ser arrastrados por los vientos hacia latitudes diferentes, en una región conocida como zona de inversión y arrastre (Nisperuza, s. f.; Palacios, 2014). Al rededor del medio día, la capa de mezcla se estabiliza y en horas de la tarde, la influencia de la radiación solar comienza a menguar, provocando que las partículas suspendidas pierdan energía cinética, permitiendo que estas se depositen cerca de la superficie terrestre mediante un proceso de compresión, dando origen a una capa límite nocturna (Rojano et al., 2013). La Figura 12 muestra evidencia de este comportamiento atmosférico a partir de mediciones LIDAR realizadas el 14 de julio de 2014 en UNAL-Medellín.

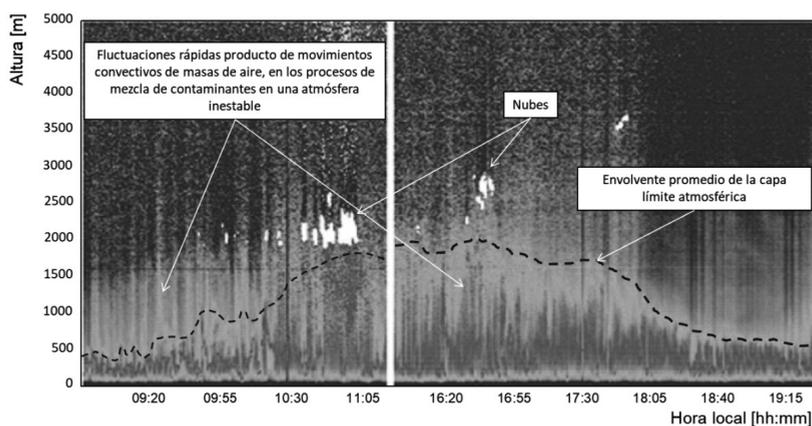


Figura 12

Spectrograma de la dinámica de los aerosoles suspendidos en la baja tropósfera del Valle de Aburrá. Imagen reconstruida de mediciones LIDAR a 532 nm el día 14 de julio de 2014 en UNAL-Medellín. Los colores rojos representan una alta concentración de partículas, mientras que los azules y violetas se asocian a una baja concentración de estas. Se puede apreciar el envolvente promedio de la capa límite atmosférica, así como las rápidas fluctuaciones que al interior de esta se presentan como resultado de la mezcla convectiva de estos aerosoles en una atmósfera inestable

Nota. Fuente: elaboración propia.



Desde la perspectiva satelital, en su órbita geolocalizada, la misión CALIPSO sobrevuela y explora la atmósfera del Valle de Aburrá, alrededor de las 18:45 UTC, cada 16 días (Winker et al., 2006). De estas exploraciones, se han podido estimar, aproximadamente, las tendencias de las alturas de la capa límite atmosférica (CLA) en esta zona, a esa hora del día. La Figura 13 muestra dichas tendencias en el periodo comprendido entre junio de 2006 a abril de 2018.

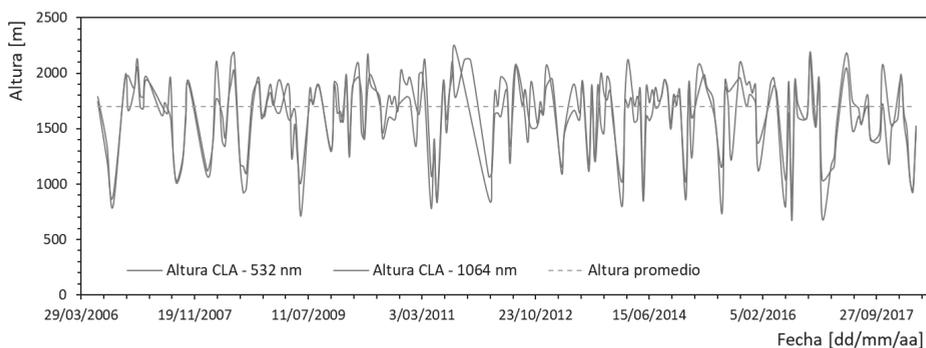


Figura 13

Altura de la CLA sobre el Valle de Aburrá estimadas a partir de perfiles LIDAR, medidos desde el satélite CALIPSO de la NASA. Compendio de datos correspondientes al período de junio de 2006 a abril de 2018

Nota. Fuente: elaboración propia.

Según las mediciones CALIOP, en la atmósfera del Valle de Aburrá se halla una mezcla heterogénea de aerosoles presentes en diversos estratos. Dentro de la CLA es común encontrar polvo y la mezcla que este pueda tener con otros contaminantes presentes en la atmósfera durante el tiempo de residencia en ella (Zhongchao, 2014). No obstante, el tope de la CLA no representa una barrera física que impida que estos aerosoles, eventualmente, puedan sobrepasar la zona de arrastre hasta alturas mayores donde pueden ser transportados por la acción de los vientos hacia otras latitudes o mezclarse con humedad y aerosoles provenientes de otras regiones continentales, como polvo del Shara y el derivado de las quemadas de biomasa producto de la actividad agrícola al oriente de Venezuela.



Estos aerosoles suelen detectarse a alturas superiores a los 2 km, comúnmente se clasifican como polvo continental y smoke y su dinámica está estrechamente ligada al flujo continental de los vientos Alisios (Morales, 2019). La Figura 14 esquematiza la estratificación de estas partículas en esta zona del país.

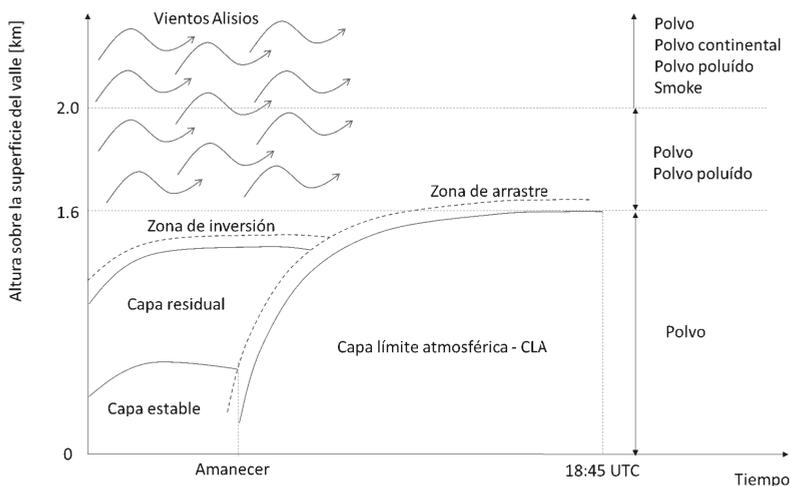


Figura 14

Tipo de aerosol detectado por CALIPSO, según el estrato atmosférico sobre el Valle de Aburrá

Nota. Fuente: elaboración propia.

Las mediciones fotométricas, realizadas desde la superficie, en UNAL-Medellín, también permiten una clasificación del tipo de aerosol presente en el Valle de Aburrá, a partir de la estimación de sus propiedades ópticas como el espesor óptico de aerosoles (AOD) y el exponente de Angstrom (AE). El AOD se puede entender como un parámetro asociado a la extinción de la luz en la atmósfera; de esta manera, indirectamente, da cuenta de la densidad atmosférica, mientras más densa sea la atmósfera (mayor cantidad de aerosoles y contaminantes contenga) mayor será el valor de AOD registrado. El AE da cuenta de la dependencia espectral del AOD, es decir, describe cómo varía el AOD de acuerdo con la longitud de onda de la luz. La Figura 15 muestra esta clasificación para el conjunto de mediciones realizadas entre los años 2012 a 2018.

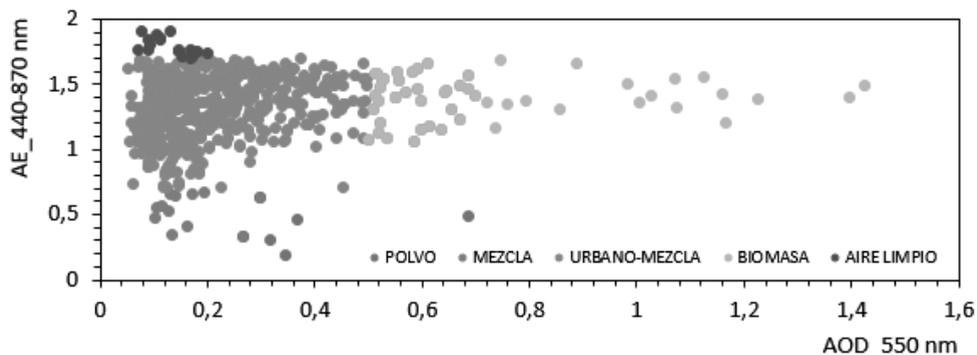


Figura 15

Diagrama AE vs AOD de datos fotométricos. El tipo de aerosol se puede identificar según la ubicación de los datos en el área del diagrama. Datos graficados para mediciones en el Valle de Aburrá en el periodo comprendido entre los años 2012 a 2018

Nota. Fuente: elaboración propia.

Recientemente, en el año 2019, en el campus del TdeA se construyó un espectrorradiómetro UV con el objetivo de involucrar la teledetección en el monitoreo remoto de los gases traza presentes en el Valle de Aburrá (Nisperuza, s. f.; Puerta, 2020). Para ello, se inició con el estudio del gas ozono. La iniciativa se emprendió buscando un modelamiento del contenido de ozono en la tropósfera del valle, cuya formación está ligada al ciclo del carbono presente en los compuestos orgánicos volátiles (COV), mediante un proceso de oxidación de estos con los radicales hidroxilos presentes en la atmósfera (Pérez et al., 2011; Liu et al., 2005).

Típicamente, para el contenido de este gas en la tropósfera en esta región del país, se cuenta con una extensa red de equipos posicionados en superficie, los cuales, de manera automática, cuantifican fotométricamente la concentración de O_3 a partir de la capacidad que tiene este gas de absorber la radiación ultravioleta (SIATA, 2018), por lo que se ha indagado sobre las posibles correlaciones que la concentración en superficie que este contaminante criterio pudiese tener con estimaciones satelitales. Los modelos propuestos se relacionan en la Tabla 4.

**Tabla 4**

Primeros modelos para la parametrización del contenido del gas ozono en la tropósfera del Valle de Aburrá

Modelo		Bases del modelo
1	$O_3(t) = O_{3_0} + A \text{Sen}[\pi(t-x_c)/w] + \text{white_noise}[\sigma]$	Ozono como una función del tiempo, basados en la curva de mejor ajuste a los datos de concentración promedio diaria de O_3 en superficie.
2	$O_3(x) = B * x + A$	Ozono en superficie como una función del contenido total de ozono ₃ en columna troposférica, obtenido de mediciones satelitales.

En el modelo 1 de la Tabla 3, O_{3_0} representa el valor promedio del contenido de O_3 en la tropósfera; A representa la amplitud; x_c se relaciona con un corrimiento de fase; w representa la mitad del periodo; y σ la desviación estándar de los datos experimentales respecto a la curva de tendencia. En el modelo 2, B representa la pendiente de la recta; A el intercepto con el eje vertical; y x el contenido total de O_3 en columna troposférica en el Valle de Aburrá, obtenido de mediciones del satélite AURA de la NASA.

Estos modelos se cotejaron con la información in-situ que de este gas traza SIATA realizó entre los años 2012 a 2018 (Vásquez, 2019). Los resultados gráficos de estos cotejos se muestran en la Figura 16.

Esta modelación permitió profundizar en la comprensión, desde perspectivas matemáticas y fenomenológicas, de las tendencias observadas para este gas traza en esta zona del país.

En el año 2020, en el campus Robledo del TdeA, se estableció una ruta metodológica mediante la cual, a partir de mediciones espectrorradiométricas en superficie, se estima la significancia que las mediciones satelitales (ozono total en columna atmosférica) tienen en la zona urbana del Valle de Aburrá.

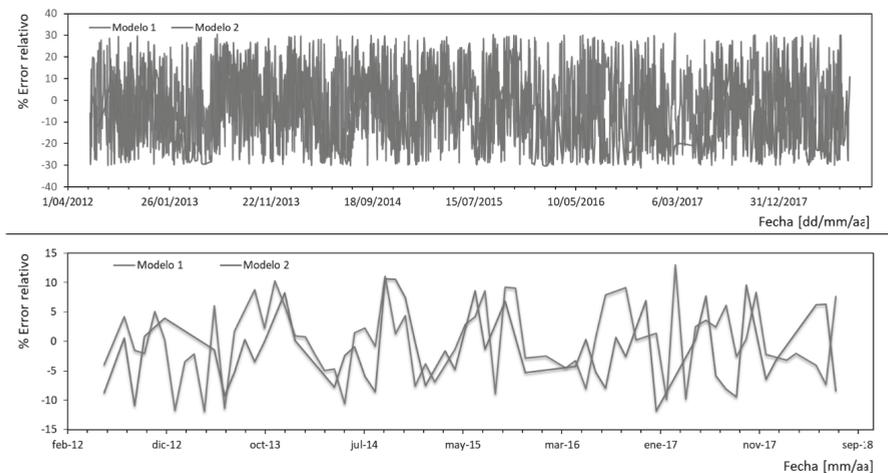


Figura 16

Error relativo entre los modelos propuestos respecto al contenido de ozono en superficie en el Valle de Aburrá. Arriba: para los promedios diarios. Abajo: para los promedios mensuales

Nota. Fuente: elaboración propia.

Esta estrategia metodológica se puso a prueba en un programa piloto de monitoreo atmosférico remoto, llevado a cabo entre el 25 de febrero al 13 de marzo de 2020. En este programa se involucró el cotejo de mediciones espectrorradiométricas desde la superficie del valle con la información suministrada por la misión satelital Aura de la NASA. Resultados preliminares mostraron que el ozono total en columna atmosférica, en su ciclo diurno, oscila alrededor de los 250 U.D. en el Valle de Aburrá.

También se concluyó que lo reportado satelitalmente para esta región podría no corresponder a la dinámica local en la baja tropósfera, debido a que, el tamaño y las coordenadas en superficie de los pixeles Aura sugieren que dicha información corresponde a una región más extensa del territorio nacional. Sin embargo, el cotejo realizado con las mediciones desde la superficie muestra que, en un 70% de los casos analizados en la prueba piloto, se obtuvo una coincidencia bastante buena (error relativo menor al 3%) entre ambas mediciones. En el 30% de los casos restantes,



Las significativas diferencias (errores relativos mayores al 20%) podrían ser atribuibles a adversas condiciones meteorológicas de lluvias y alta presencia de nubes y contaminantes en la atmósfera (Puerta, 2020). La Figura 17 muestra estos resultados.

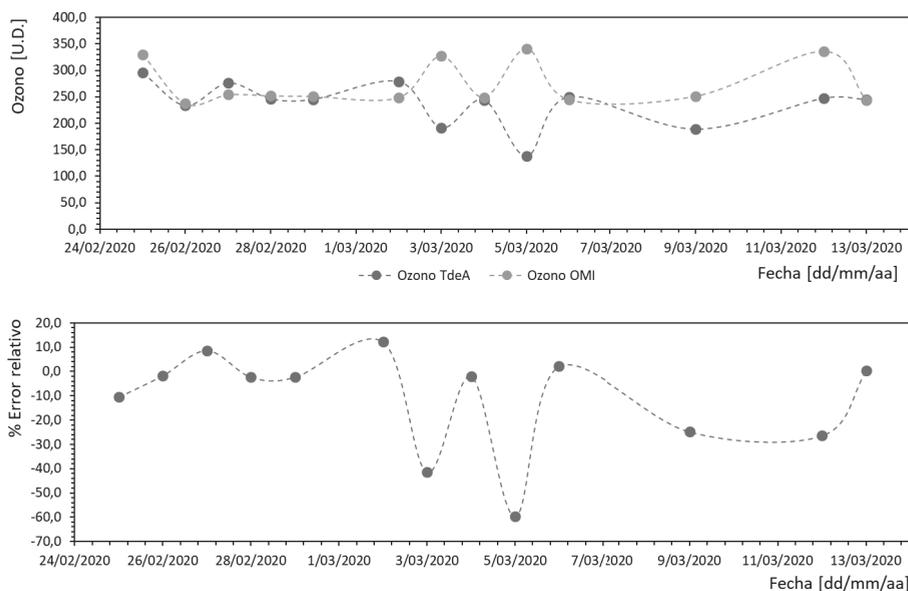


Figura 17

Ozono total en columna en la atmósfera del Valle de Aburrá. Arriba: curva azul -cuantificación desde superficie por técnicas espectrorradiométricas en el campus Robledo del TdeA. Curva naranja -cuantificación desde la misión Aura de la NASA con su equipo OMI. Abajo: error relativo entre el O_3 en columna atmosférica cuantificado por OMI desde la misión Aura de la NASA y el derivado de las mediciones espectrorradiométricas realizadas desde la superficie del Valle de Aburrá, en el campus Robledo del TdeA. Los valores negativos y positivos significan una subestimación o sobreestimación de las mediciones realizadas desde la superficie

Nota. Fuente: elaboración propia.



Todo induce a pensar que las mediciones de espectrorradiometría solar para la cuantificación del contenido total de ozono en columna atmosférica en el Valle de Aburrá no dan cuenta de la dinámica que este gas exhibe dentro las capas más bajas de la tropósfera, específicamente, dentro de la capa límite atmosférica.

Conclusiones

Las técnicas de teledetección han empezado a convertirse en una herramienta importante para el estudio y comprensión de la atmósfera del Valle de Aburrá. Lenta, pero progresivamente, se están convirtiendo en claves para el monitoreo, modelado y diagnóstico de parámetros relacionados con la calidad del aire, la climatología y el ambiente en general en esta zona del país.

Entidades gubernamentales y educativas como SIATA, UNAL-Medellín y TdeA, recientemente, han adquirido y desarrollado sistemas de teledetección orientados a estudios atmosféricos, entre ellos: LIDAR elástico, fotómetros y espectrorradiómetros solares. Estos dispositivos han permitido a la comunidad científica "visualizar", por primera vez en Colombia, en tiempo casi real, la dinámica de los aerosoles y gases contaminantes en la baja tropósfera del Valle de Aburrá. Si bien el volumen de mediciones y resultados obtenidos hasta la fecha no son suficientes para inferir una profunda comprensión de los efectos que dichos constituyentes atmosféricos tienen sobre el clima y la calidad del aire local, los resultados obtenidos son prometedores. De continuar masificando el uso de la teledetección en estudios medioambientales, dentro de pocos años se podrá tener un panorama mucho más amplio sobre el impacto que el cambio climático pueda tener la dinámica atmosférica, el clima local y, de manera indirecta, sobre la población.

Debido a la versatilidad que la teledetección tiene en costos, en operatividad, en cobertura global, en los tiempos de adquisición de los datos y en la facilidad para acceder a los mismos, entre muchas otras, el acompañamiento de las mediciones in-situ con las remotas, permitirá a las entidades locales generar acertadas políticas de control y prevención ambientales y de salud pública, basados en información científica de primera mano. Se espera que los gobiernos locales inviertan recursos económicos y humanos en este tipo



de tecnologías en los procesos de modernización de las redes de monitoreo de calidad del aire que actualmente existen en el Valle de Aburrá.

Todo esto representa un interesante escenario para que investigadores de diversas áreas confluyan en el desarrollo y generación de nuevos conocimientos, métodos y estrategias alrededor de la implementación de las técnicas de teledetección, en pro del beneficio de la comunidad.

Referencias

- Alcántara, A. (2013). *Caracterización de las propiedades radiativas y microfísicas del aerosol atmosférico en la campaña Veleta 2002*. Editorial de la Universidad de Granada.
- Alegría, D. (2015). Propiedades microfísicas de los aerosoles troposféricos derivadas de medidas de fotómetro solar y Lidar en el Valle de Aburrá [Tesis de maestría]. Universidad Nacional de Colombia.
- Argall, P., & Sica, R. (2003). *LIDAR (Laser Radar) in The Optics Encyclopedia: Basic Foundations and Practical Applications*. The University of Western Ontario.
- Área metropolitana del Valle de Aburrá. (AMVA). (2019). Área Metropolitana del Valle de Aburrá. <https://www.metropol.gov.co/>.
- Baudelet, M. (2014). *Laser Remote Sensing: Fundamentals and Applications*. Elsevier.
- Bedoya, A. (2018). Hygroscopic growth study in the framework of EARLINET during the SLOPE I campaign: synergy of remote sensing and in-situ instrumentation. *Copernicus GmbH. Atmospheric Chemistry and Physics*, 1-17. doi 10.5194/acp-18-1-2018
- Bedoya, A., & Bastidas, A. (2014). Multispectral elastic scanning lidar for industrial flare research: characterizing the electronic subsystem and application, Estados Unidos : Optical Society of America (OSA). doi 10.1364



- Bolaño, O., Pascual, F., Ruggeri, F., & López, N. (2017). *Assessment of absorbing aerosols on austral spring snow albedo reduction by several basins in the Central Andes of Chile from daily satellite observations. (2000-2016) and a case study with the WRF - Chem model*. SN Applied Sciences.
- Brown, T., Kogelnik, K., Kriss, M., Schmit, J., & Weber, M. (2004). *The Optics Encyclopedia: Basic Foundations and Practical Applications*. Wiley.
- Cabrera, J., López, F., y López, F. (1998). *Óptica electromagnética. Fundamentos*. Addison Wesley.
- Cabrera, J., López, F., y López, F. (2000). *Óptica electromagnética. Materiales y aplicaciones*. Addison Wesley.
- Céspedes, S., Enrique, J., Castillo, P., y Nelson, J. (2008). LIDAR, una tecnología de última generación, para planeación y desarrollo urbano. *Ingeniería*, 13(1), 67-76.
- Duncan, B., Prados, A., Lamsal, L., Liu, Y., Streets, D., Gupta, P., & Hilsenrath, E. (2014). *Satellite data of atmospheric pollution for U.S. air quality applications: Examples of applications, summary of data end-user resources, answers to FAQs, and common mistakes to avoid*. Atmospheric Environment. Elsevier.
- Farmer, T., & Cook, J. (2013). *Climate Change Science: A Modern Synthesis. The Physical Climate*. Las Cruces, NM, The University of Queensland. Springer.
- French, J. (24 de septiembre de 2018). Study Untangles Smoke, Pollution Effects on Clouds. NASA.
- Frioud, M. (2017). *Aplicación de Basctter LIDAR to Determine the Aerosol Distribution abone complex Terrain* [Tesis de doctorado, no publicada]. University of Valladolid.
- Fuentes, R. (2012). *Implementación de instrumentación óptica para el monitoreo remoto de la calidad del aire* [Tesis de doctorado]. Universidad de Concepción.



- Guerrero-Rascado, J., Landulfo, E., Antuña, J., Barbosa, H., Barja, B., Bastidas, A., Bedoya, A., da Costa, R., Estevan, R., Forno, R., Gouveia, D., Jiménez, C., Larroza, E., Lopes, F., Montilla-Rosero, E., Moreira, G., Nakaema, W., Nisperuza, D., Otero, L., Pallotta, J., Papandrea, S., Pawelko, E., Quel, E., Ristori, P., Rodrigues, P., Salvador, J., Sánchez, M., & Silva, A. (2014). Towards an instrumental harmonization in the framework of LALINET: dataset of technical specifications. *Proceedings of SPIE - The International Society for Optical Engineering*, 9246.
- González, O. (2017). Simulador de un LIDAR elástico atmosférico para medir los niveles de concentración de aerosoles en la tropósfera. *Departamento de Ciencias Exactas e Ingeniería, Universidad Católica Boliviana. Acta Nova*, 8(1), 76-93.
- Grajales, F. (2011). Inferencia de Concentraciones en Superficie de O₃ y NO₂ a Partir de Columnas Troposféricas del Instrumento de Medición OMI para Colombia. *Universidad Nacional de Colombia. Bogotá D.C., Colombia: Repositorio UN*.
- Hermelin, M. (2007). Valle de Aburrá: ¿Quo vadis?. *Medellín: Gestión y Ambiente*. 10(2), 7-16. <https://revistas.unal.edu.co/index.php/gestion/article/view/1408>
- IDEAM. (2018). Generalidades del ozono. Obtenido de Meteorología aeronautica-ozonosondeos. *Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia*.
- Johnson, C., & Gabriel, D. (1994). *Laser Light Sattering*. Dover Books.
- Karttunen, H., Kröger, P., Oja, H., Poutanen, M., & Donner, K. (2016). *Fundamental Astronomy*. Springer Heidelberg; Dordrecht.
- Kovalev, V., & Eichiger, W. (2004). *Elastic Lidar: Theory, Practice and Analysis Methods*. Wiley.
- Liu, Z., Omar, A., Hu, Y., Vaughan, M., & Winker, D. (2005). *Manual CALIOP Algorithm Theoretical Basis Document. Scene Classification Algorithms*. NASA.
- McGowan, N. (2017). Medir la luz: la evolución hacia el fotómetro moderno. *Arte, Individuo y Sociedad*, 29(2), 369-386.



- Measures, R. (1984). *Laser Remote Sensing, Fundamentals and Applications*. Wiley Interscience.
- Mishchenko, M., Travis, L., & Lacis, A. (2004). *Scattering, Absorption, and Emission of light by Small Particles*. Cambridge.
- Montilla, E. (2010). Medidas de radiación solar y aerosoles atmosféricos en el Ártico. *Trim: revista de investigación multidisciplinarias*, 51-71.
- Morales, T. (2019). Caracterización del aerosol troposférico en la zona urbana del Valle de Aburrá, a partir de mediciones satelitales e in-situ [Tesis de pregrado, no publicada]. Tecnológico de Antioquia.
- Moreno, F., Arboledas, L., Alados, V., Pujadas, V., Cachorro, Estellés, F., Olmo, J., Martínez, J., Lorente, J., Díaz, A., Labajo, B., Moreno, A., & Silva, (2005). Comparison of aerosol size distributions measured at ground level and calculated from inversion of solar radiances. *Remote sensing of clouds and the atmosphere*, Edited by Klaus Schafer, 5979.
- Múnera, M. (2015). *Estudio de espesores ópticos de aerosoles atmosféricos usando radiometría solar resuelta espectralmente* [Tesis de maestría, no publicada]. Universidad Nacional de Colombia.
- NASA. (06 de agosto de 2017). The afternoon Constellation. <https://atrain.nasa.gov/>
- Newton, R. (1966). *Scattering Theory of Waves and Particles*. McGrawHillEducation.
- Nisperuza, D. (s. f.) *Espectrorradiometría UV y Contenido de Ozono en Columna Atmosférica en la Ciudad de Medellín*. Tecnológico de Antioquia.
- OMI Team (2012). *Ozone Monitoring Instrument (OMI) Data User's Guide*. NASA; OMI.
- Ospina, A., y Tamayo, M. (2013). Técnicas de medición de ozono. *Revista Gestion y Ambiente. UNAL*, 16(2), 95-104.
- Palacios, L. (2014). Estudio del efecto directo de los aerosoles atmosféricos sobre Europa. *Memorias Congreso Nacional del Medio Ambiente, Universidad de Murcia. España*.



- Pérez, J., Tobón, C., y Jiménez, J. (2011). Aspectos descriptivos de la circulación en la capa límite atmosférica del Valle de Aburra. *Revista Politécnica*, 7(13). doi 10.33571/rpolitec
- Platt, U., & Stutz, J. (2008). *Diferential Optical Absortion Spectroscopy, Principles and Applications*. Springer.
- Pons, X., Moré, G., Cea, C., Serra, P., Mira, M., González, O., y Zabala, A. (2015). *Diseño y validación del protocolo de medida para el espectrorradiómetro Ocean Optics USB2000+ en aplicaciones con sensores aeroportados y a bordo de satélite*. Teledetección: Humedales y Espacios Protegidos. XVI Congreso de la Asociación Española de Teledetección. España.
- Puerta, L. (2020). *Validación de datos satelitales de ozono a partir de mediciones espectrorradiométricas en superficie en la zona urbana del Valle de Aburrá* [Tesis de pregrado, no publicada]. Tecnológico de Antioquia.
- Ramón, D., Ramón, J., Alexander, J., y Valencia, F. (2015). Estudio de parámetros de calidad del aire en una zona urbana, industrial y rural. *El Hombre y la Máquina. Red de Revistas Científicas*, 46, 20-27.
- Requena, A., y Zuñiga, J. (2004). *Espectroscopía*. Pearson Educación.
- Rico, S., Carrizales, M., Valente, F., Molano A., y Bruna, A. (2015). Diseño y Construcción de un Sistema Dosimétrico Tejido-Equivalente Fricke Gel para Aplicaciones en Radiometría. *Revista Asociación Latinoamericana de Física Médica*, 3(3), 9-16.
- Rojano, R., Angulo, L., y Restrepo, G. (2013). Niveles de Partículas Suspendidas Totales (PST), PM10 y PM2.5 y su Relación en Lugares Públicos de la Ciudad Riohacha, Caribe Colombiano. *Información Tecnológica*, 24(2), 37-46.
- Romero, F. (2006). La Teledetección satelital y los sistemas de protección ambiental. *Revista AquiaTIC*, 24, 13-41.
- Salas, S., Stintz, M., y Wessely, B. (2005). Aplicación del Método Fotométrico para la Detección de la Distribución de Tamaño de Micro Partículas. *Información tecnológica*, 4, 59-68.



- Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá. (SIATA). (2018). Sistema de Alerta Temprana de Medellín y el Valle de Aburrá. https://siata.gov.co/siata_nuevo/
- Smith, F., y Thompson, J. (1979). *Óptica, México: Departamento de física; Facultad de ciencias*. Limusa.
- Tyler, N., Acevedo, J., Bocarejo, J., y Velasquez, M. (2013). *Caracterización de la Contaminación atmosférica en Colombia, Bogotá*. University College London; Universidad de los Andes.
- Valbuena, C. (2013). Protocolo para el proceso de captura de firmas espectrales aplicada a levantamiento de suelos., Bogotá, Colombia. Instituto Geográfico Agustín Codazzi: Grupo interno de trabajo percepción remota y aplicaciones geográficas. doi 10.13140/RG.2.2.31094.86087.
- Van de Hulst, H. (1981). *Ligth Scattering by small particles*. Dover publications.
- Vásquez, L. (2019). *Concentración de O3 troposférico en el Valle de Aburrá a partir del análisis de mediciones in-situ y satelitales* [Tesis de pregrado, no publicada]. Tecnológico de Antioquia.
- Vélez, E. (2020). Propuesta metodológica para cuantificar áreas afectadas por incendios forestales utilizando imágenes satelitales Sentinel-2. Caso de estudio Páramo del Almorzadero Colombia. *UD y la Geomática*, 15, 4-5.
- Veselovskii, I., Whiteman, D., Kologotin, A., Andrews, E., & Korenskiy M. (2009). Demonstration of aerosol property profiling by multiwavelength Lidar under varying relative humidity conditions. *American meteorological society*, 26, 1543-1557.
- Wallace, J., & Hobbs, P. (2005). *Atmospheric Science: An Introductory Survey*. Academic Press.
- Winker, D., Hostetler, C., Vaughan, M., & Omar, A. (2006). *CALIOP Algorithm Theoretical Basis Document. CALIOP Instrument, and Algorithms Overview*. https://www-calipso.larc.nasa.gov/resources/pdfs/PC-SCI-202.Part1_v2-Overview.pdf.
- Zhongchao, T. (2014). *Air Pollution and Greenhouse Gases From Basic Concepts to Engineering Applications for Air Emission Control*. Springer.



Métodos estadísticos multivariados para el análisis de macronutrientes en especies forestales del embalse Topocoro¹

Salcedo, Kellys Nallith^{a,b}; Rodríguez, Diana Catalina^a; Peñuela, Gustavo A^b

^a Grupo de Diagnóstico y Control de la Contaminación - GDICON, Escuela Ambiental, Facultad de Ingeniería, Universidad de Antioquia (UdeA), Medellín, Colombia.

^b Grupo de Investigación en Tecnologías de la Innovación y Medio Ambiente (GITIMA), Facultad de Ingeniería, Tecnológico de Antioquia, Medellín – Colombia. E-mail: kellys.salcedo@tdea.edu.co

Resumen

El análisis del tejido vegetal es una técnica nutricional que cuantifica la concentración de los macro y micronutrientes en las especies vegetales. La concentración de elementos como el N, Ca, K, P y Mg depende de las diversas interacciones que se dan en las hojas, la raíz y el suelo de las propiedades fisicoquímicas, y las condiciones climáticas propias del lugar. El análisis estadístico de las concentraciones puntuales de los nutrientes hace posible establecer medidas a nivel silvicultural, correcciones nutrimentales, incrementos de la producción y evaluación de estado fitosanitario.

¹ Agradecemos al Programa Científico Colombiano en el marco de la convocatoria de propuestas Ecosistema Científico (Contrato No. FP44842-218-2018), a la empresa ISAGEN y el grupo GDICON de la Universidad de Antioquia por la financiación, mediante el convenio 47/26: "Cuantificación de emisiones de GEI para el Proyecto Hidroeléctrico Sogamoso".



En este estudio se aplicaron diferentes métodos multivariados: análisis de componentes principales (ACP), análisis de conglomerados (AC) y análisis discriminante (AD), en una base de datos de macronutrientes (N, Ca, K, P y Mg), provenientes del análisis de tejido vegetal de cinco especies forestales (Boraginaceae, Meliaceae, Rutacea, Sapindaceae y Asteracea) establecidas en el vaso del embalse Topocoro, previo al proceso del llenado. Los resultados mostraron que los métodos multivariados ACP, AC y AD permitieron integrar los resultados agrupando las especies por similitud en concentración de los macronutrientes, lo que favorece una visión integral de la base de datos, teniendo en cuenta que todas las especies tienen diferente edad y nivel de desarrollo, por lo que estas técnicas son muy recomendadas para la planificación y evaluación del componente forestal, por poder describir las relaciones en el crecimiento y estado fitosanitario de las especies.

Se evidenció que el AC mostró una alta eficiencia en la agrupación de observaciones con la menor pérdida de información, lo que es muy útil cuando no se conoce la edad de las plantaciones y más cuando se requiere relacionar concentración de macronutrientes, teniendo en cuenta la especie, y se disponga de datos por identificar o asociar a alguna especie vegetal de las monitoreadas. El ACP mostró que las variables se pueden reducir a tres componentes, perdiéndose un 13,18% de la información y que el N y el P son variables que tienen mayor peso en los componentes y esto es debido al papel y función en la estructura vegetal.

Palabras claves: análisis multivariado, clúster, análisis de componentes principales, análisis discriminante, tejido vegetal.



Introducción

La nutrición vegetal es un conjunto de procesos mediante el cual los arbustos, árboles, cultivos, forrajes y plantas toman sustancias para sintetizar sus componentes celulares o usarlos como fuente de energía (Mengel y Kirkby, 2000). Las hojas son el órgano que permite evaluar el estado nutricional de la planta, dado que los macro y micronutrientes se movilizan en esta estructura para participar de múltiples funciones, por lo que, dependiendo de la concentración presente, se puede establecer si se encuentran en un exceso o déficit (Salcedo, 2013). Los resultados de un muestreo de este componente por las características de las variables pueden oscilar dependiendo la edad, estado nutricional y nivel de conservación del ecosistema.

Por esta razón, la literatura sugiere la aplicación de métodos de análisis de datos que permitan valorar simultáneamente todas las variables respuestas, su evolución espacial y temporal para poder agrupar observaciones y reducir el número de dimensiones analizadas, perdiendo el mínimo de información (Parga et al., 2011; Rencher, 2002).

Los métodos estadísticos multivariados más usados en el análisis del tejido vegetal y aplicaciones agrícolas son el análisis de conglomerados (AC), el análisis de componentes principales (ACP) y el análisis discriminante (AD). La aplicabilidad de una técnica u otra depende esencialmente del objetivo de estudio y de la eficiencia del método para extraer y resumir la información (Montanero, 2008; Delgado et al., 2008; Rencher, 2002).

El AC establece asociaciones y estructuras en los datos que no son obvias a simple vista, al instaurar grupos de individuos, unificando dentro de un mismo grupo a aquellos elementos que tienen características similares, lo que genera un esquema de clasificación, sugiere modelos estadísticos y asigna nuevos individuos a las clases para diagnóstico e identificación (Vilá-Baños et al., 2014; Hair, 2010).

Rencher (2002) y Montanero (2008) indican que el ACP reduce el número de dimensiones, dadas las "n" observaciones de "p" variables, analizando si es posible representar adecuadamente esta información con un número menor de variables construidas como combinaciones lineales de las variables originales, buscando maximizar la varianza de tales combinaciones lineales.



El AC es un método de formación de conglomerados que agrupa datos por un criterio de similitud a determinar, buscando agrupar elementos (o variables) tratando de lograr la máxima homogeneidad en cada grupo y la mayor diferencia entre los grupos. El análisis de conglomerados define grupos tan distintos como sea posible en función de los propios datos. Se puede utilizar para agrupar individuos (casos) y también para agrupar variables. Cuando se hace una referencia a grupos de individuos (o casos), se debe sobreentender que también se hace a un conjunto de variables (Rencher, 2002).

Fontalvo et al. (2012) plantean que los objetivos primarios del AD son la descripción de las diferencias entre grupos y la predicción de pertenencia a estos. Esta metodología trata de encontrar relaciones lineales entre las variables continuas que mejor se segreguen en los grupos categóricos previamente definidos, y es considerada el primer tratamiento moderno de problemas separatorios.

El propósito de este estudio fue evaluar diferentes métodos multivariados a partir de una base de datos de macronutrientes (N, Ca, K, P y Mg), proveniente del análisis del tejido vegetal de las especies forestales del vaso del embalse Topocoro (Santander, Colombia), previo al proceso de llenado, con la finalidad de estudiar las ventajas y limitaciones de las técnicas usadas en la comprensión de la dinámica nutricional, movilidad de nutrientes en el tejido foliar, su implicación en el estado fitosanitario y las agrupaciones de las especies, a partir de los niveles de concentración de los macronutrientes.

Materiales y métodos

Sitio de estudio

El estudio se realizó en 18 parcelas de 25 x 25 m², establecidas en el vaso del embalse Topocoro, previo al proceso de llenado (Figura 1), en el año 2013. Todas las parcelas fueron georeferenciadas con GPS (*Global Positioning System*, marca GARMIN modelo 12 XCL). Las parcelas fueron localizadas en los sitios de mayor área y representatividad, según estudios previos realizados por la empresa ISAGEN.

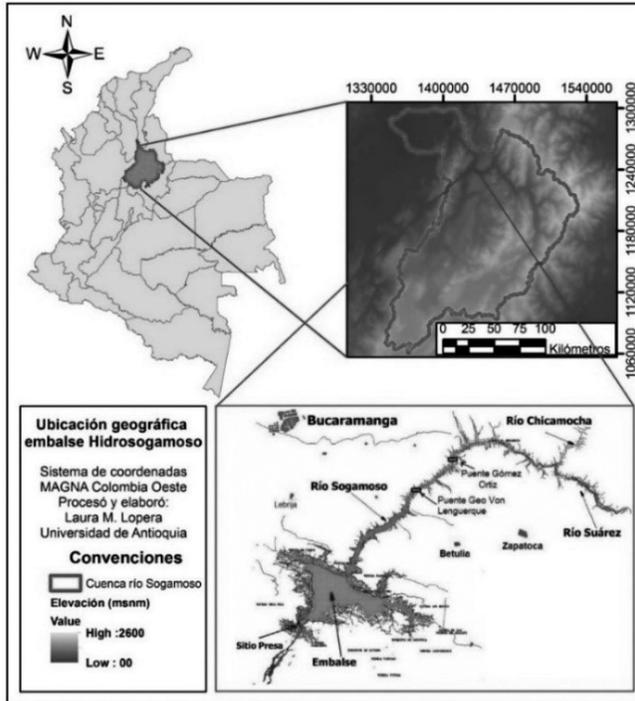


Figura 1

Localización del área de estudio (Lopera et al., 2016)

Análisis fisicoquímicos

El muestreo utilizado fue aleatorio estratificado. Todas las especies forestales encontradas fueron inventariadas y recolectadas por triplicado. Se colectaron 2 kilogramos de tejido vegetal, los cuales se llevaron a cabo en los 18 sitios de muestreo, seleccionando hojas recientemente desarrolladas, bien soleadas, fotosintéticamente activas, de la parte media de la planta, de los cuatro puntos cardinales y de tamaño similar. Antes de realizar el análisis, se inició el proceso de limpieza, lavando las hojas con agua y detergente, Teepol, agua destilada y agua desionizada; se secaron con papel absorbente y fueron llevadas a la estufa a una temperatura de 70°C durante 72 horas.



Posteriormente, se molieron en un molino de acero inoxidable provisto de una malla de 40 micras. Los nutrientes analizados fueron Nitrógeno (N), Fosforo total (P), Potasio (K), Magnesio (Mg) y Calcio (Ca), a través de la vía húmeda con una mezcla de ácido sulfúrico, ácido perclórico y peróxido de hidrógeno, concentrados. El N total foliar se determinó por el método semimicro-Kjeldahl, el P (complejo amarillo de vanadomolibdato), el K, el Mg y el Ca se evaluaron por espectrofotometría de absorción atómica. Todos los análisis fueron realizados en el laboratorio Diagnóstico y Control de la Contaminación (GDCON), el cual se encuentra acreditado por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) del Ministerio de Medio Ambiente y Desarrollo Sostenible de Colombia, según Resolución 1665 del 12 de julio de 2011 bajo la norma NTC-ISO/IEC 17025.

Análisis estadístico

Se analizaron siete variables, cinco cuantitativas que se agruparon como macronutrientes (N, K, Ca, Mg, P) y dos variables cualitativas que fueron familia y nombre común. Estas variables se organizaron en 42 observaciones para un total de 294 datos. En el análisis ACP, AC y RLM se usaron cinco variables (N, K, Ca, Mg, P) y para el AD se incluyó las variables familia y nombre común. Inicialmente se realizó un análisis exploratorio, utilizando la función Summary y se aplicaron tres técnicas de análisis multivariado, en el siguiente orden: ACP función dudi.PCA , para reducir la dimensionalidad del conjunto de datos y hallar las causas de la variabilidad de las mismas; AC función hclust para conformar subgrupos de individuos o muestras en función de las concentraciones registradas para las cinco variables de las especies forestales, esto permitiría saber si existía similitudes de las concentraciones, sin considerar la especie forestal. AD función LAD , para identificar las características que diferencian significativamente las observaciones entre los grupos y que permitan crear una función capaz de distinguir los miembros de los grupos. Todos los análisis estadísticos se corrieron en el software R versión 3.53 (R Development Core Team, 2016).



Resultados y discusión

Análisis exploratorio de los datos

El resumen estadístico de la base de datos se muestra en la Tabla 1. Las medidas de tendencia central indican que todas las variables presentan sesgo a la derecha, dado que el valor de la media es mayor que el de la mediana. Por otra parte, la desviación estándar y el coeficiente de variación indican que el N es la variable que menos dispersión presenta. Esta primera aproximación indicó que los puntos 16 y 19 son atípicos, razón por lo cual, retirar estos sería pertinente para continuar con el análisis. Por otra parte, el punto 16 está sesgando la correlación entre los macronutrientes P y K.

Tabla 1

Resumen estadístico de las variables cuantitativas analizadas

Variable	Desviación estándar	Coefficiente variación	Mínimo	Mediana	Media	Máximo
N	0,778	0,3230	1,390	2,315	2,408	5,360
K	4826,5	0,4164	3191,9	11383	11591	29931
Ca	13629,3	0,6165	4577,3	17022	22106	51319
Mg	4014,4	0,6887	1463,1	4311	5828	16208
P	620,0	0,8749	145,8	671,7	708,6	4334,2

La matriz de dispersión e histogramas (Figura 2) y el diagrama de cajas y bigotes (Figura 3) evidencian la existencia de disparidad en la concentración de los diferentes nutrientes analizados. La desviación estándar (Tabla 1) mostró que Ca fue el elemento que mayor dispersión presentó, mientras que N fue el elemento que menor rangos de concentración se hallaron. K, Ca y P presentaron datos atípicos, asociados a las concentraciones máximas reportadas en cada nutriente, las cuales oscilaron entre 50.000 ppm para Ca, 29.000 ppm para K y 1.163 ppm para P.

Por el tamaño de las cajas y los bigotes es posible identificar que existe dispersión en las concentraciones de K, Ca, Mg y P, las cuales se pueden



asociar a la diferencia de edad de las especies y a la disponibilidad de estos nutrientes en el suelo. Dadas las colas pesadas que poseen todas las variables, lo que se asoció a las características propias que presentaron las especies forestales cuando se muestrean a diferentes edades y con diferente estado nutricional, se pudo pensar que los datos no eran normales.

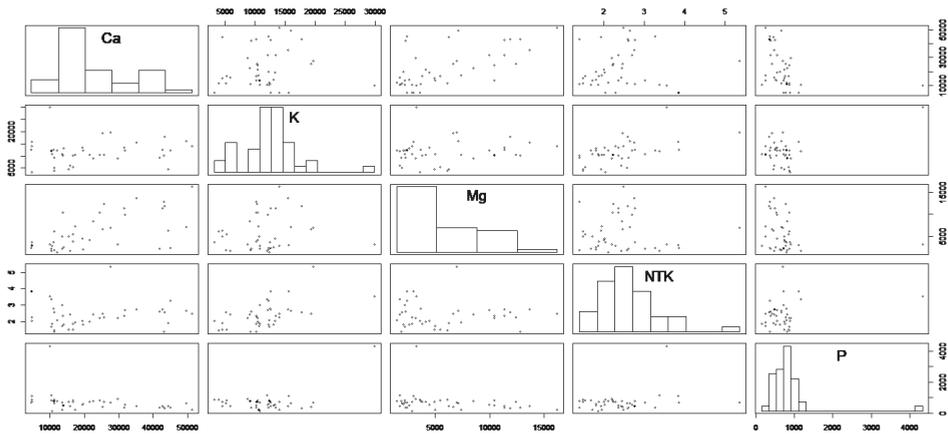
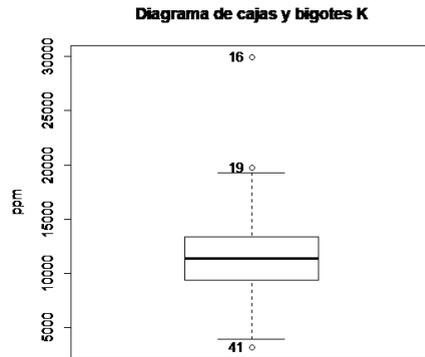
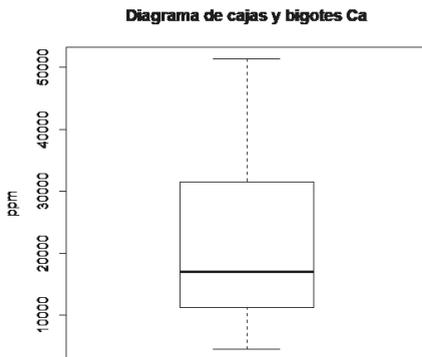


Figura 2
Matriz de dispersión e histogramas



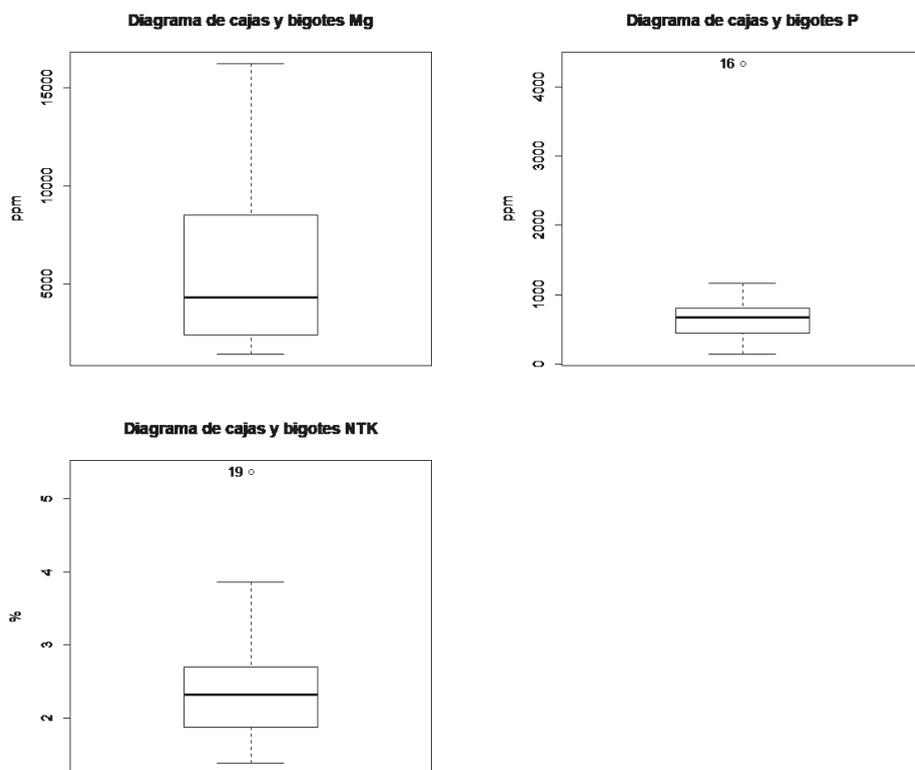


Figura 3

Diagrama de cajas y bigotes para cada macronutriente analizado en las especies forestales del vaso del embalse Topocoro

El análisis exploratorio indicó que las variables analizadas N, P, K, Ca y Mg no provenían de una distribución normal, por lo que no todas las técnicas multivariadas son aplicables a estos datos (AF y RLM), por no cumplirse uno de los supuestos esenciales que todas estas técnicas: provenir de una distribución normal. El AD se ve afectado por los valores externos y atípicos; sin embargo, a pesar de no cumplir con el supuesto de provenir de una distribución normal, se debería ajustar esta técnica para obtener combinaciones lineales que maximizan el cociente entre varianza intra grupos y la varianza total, en cuyo caso no se necesita el supuesto de normalidad.



La matriz de correlaciones (Tabla 2) indicó que existen correlaciones lineales leves ($|r| > 0,4$), donde la relación predominante es positiva de carácter creciente y a medida que crece la concentración de un nutriente, su parámetro correlacionado crece conjuntamente con él, tal y como ocurrió entre N y K, N; Ca, K y P; y Ca con el Mg. Paralelamente se halló que existen correlaciones bajas y negativas como la de P y Ca, indicando que altos contenidos de P suelen estar asociados con bajas concentración de Ca.

Al analizar las correlaciones más significativas, se encontró que la de Ca y Mg son la de mayor significancia, con un valor de 0,618. Esto es debido a que ambos elementos poseen la capacidad de intercambiarse bajo ciertas condiciones particulares en el suelo, situación que les permite ser asimilados por las plantas acorde a los requerimientos y estado nutricional en el que se encuentren. La cantidad de Ca en las hojas determina el grosor de las membranas que se encuentran en la hoja y actúa como cofactor enzimático; se presenta en exceso y es debido a que este se almacena en la estructura y regula el ingreso de otros elementos, como es el caso del fósforo (Raven & Eichhorn, 2007). Es un elemento fundamental para mantener el pH y es antitóxico, al disminuir los efectos de otros iones.

Mg es un nutriente fundamental en diferentes procesos fisiológicos, como la fosforilación (formación de ATP en los cloroplastos), fijación fotosintética del dióxido de carbono (CO_2), síntesis de proteínas, formación de clorofila, recarga del floema, partición y asimilación de productos de la fotosíntesis, y foto oxidación de los tejidos de las hojas (Tisdale et al., 1993).

La correlación K-P indica que existe una asociación positiva de estos con los minerales. El potasio es el nutriente con mayor efecto sobre la velocidad de crecimiento, principalmente del área foliar (Fairhurst, 1999). La concentración de K permite equilibrar la absorción de nitrógeno, mantener la turgencia de las hojas y facilitar el transporte de los nutrientes asimilados. Si P se encuentra en exceso en las hojas, los contenidos de clorofila tienden a reducirse drásticamente, debido a la ocurrencia de un antagonismo con aniones, como el nitrato; lo que altera la capacidad fotosintética, el contenido de clorofila y las concentraciones de P y N en los árboles (Quintana et al., 2017; Singh et al., 2017; Pillimue et al., 1998)



El contenido de Ca y P en las hojas es muy variable, está determinado por factores como el nivel de estos minerales en el suelo, su manejo, la época de monitoreo, el clima, entre otros (Miller, 1984). K y Ca actúan como mecanismos de control de desencadenamiento, mediante la regulación de potenciales osmóticos, la permeabilidad de las membranas, los electrones potenciales y las conductancias; mientras que el nitrógeno es un componente esencial de las proteínas. Estos dos nutrientes inciden directamente en otras estructuras de las especies vegetales como son los frutos y la concentración de azúcares que pueden tener (Arruda y Malavolta, 2000).

Tabla 2

Matriz de correlación de las variables cuantitativas de macronutrientes en el tejido foliar de las especies vegetales muestreadas

	N	K	Ca	Mg	P
N	1				
K	0.558	1			
Ca	0.053	0.121	1		
Mg	-0.023	0.136	0.618	1	
P	0.271	0.500	-0.321	-0.236	1

El análisis exploratorio evidenció que, al estudiar los datos, es necesario descartar las líneas que contienen las concentraciones máximas y mínimas obtenidas en la cuantificación de los macronutrientes, especialmente las observaciones 16 y 19, con la finalidad de poder eliminar las observaciones atípicas que están más allá de cuatro desviaciones, y que inciden en obtener relaciones que pueden no ser significantes cuando se suprimen estas observaciones. Por otra parte, Contreras Zamarrón et al. (2012) proponen la aplicación de técnicas gráficas, como la de control T^2 de Hotelling, para detectar señales fuera de control y su estructura dimensional.



Análisis clúster

Al evaluar la técnica multivariada, análisis de conglomerados con la función , se encontró que las 42 observaciones correspondientes a las concentraciones de los cinco macronutrientes, se agrupan en dos conglomerados, dependiendo el método de similitud, si se tiene como punto de comparación el máximo peso para todos los métodos de encadenamiento. El método Ward y encadenamiento promedio mostraron que el primer grupo contiene una observación y el segundo 41. Para el encadenamiento simple y encadenamiento completo, el primer grupo lo conforman siete observaciones y el segundo 35.

Al comparar los resultados por método, se demostró que para el encadenamiento promedio y simple la observación 16 no guarda similitud con las concentraciones de los macronutrientes medidos, por lo que puede deberse a un rango de edad distante de la mayoría muestreado o a una condición específica no identificada entre la especie. Por otra parte, los otros dos métodos evaluados sí lograron explicar las similitudes de este dato a partir de terceras observaciones.

A partir de la Figura 4a, en el máximo nivel se cuenta con dos grupos. En el primero, se ubican las observaciones del 1 al 8, 11 al 13, 15 al 18, 29 al 34, 37 al 42; mientras que el segundo gran grupo contempla las observaciones 9, 10, 14, del 17 al 27 y finalmente las observaciones 32, 34, 35. A pesar que se hacen pequeños grupos, el dendrograma indica que en el primer nivel cada especie es única, solo el tamaño de la distancia es el que conjuga los grupos en el tercer nivel de peso, en cuatro subgrupos.

A través del método Ward, la agrupación de las observaciones de forma jerárquica buscó que la diferencia entre cada una de las concentraciones se minimice intragrupalmente. Al comparar este dendrograma, se observó, como con los tres restantes, que si bien es cierto que pueden agruparse las observaciones en pequeños grupos, al final cada observación constituye su propia jerarquía, por lo que se tienen como en todos 42 grupos. Las pequeñas agrupaciones se asocian a la edad de los árboles, a las características propias de las especies, a las condiciones climáticas y a la disponibilidad de los nutrientes para ser asimilados por los árboles.



En la Figura 4b el dendrograma generado por el método de encadenamiento por distancia mínima o single, en el punto de mayor peso, refleja que la observación 16 es única y no guarda similitud con las demás concentraciones; a pesar de no corresponder a una especie única dentro de la población forestal, reitera ser un dato atípico. Las observaciones 26, 19 y 35 presentan un comportamiento similar, cuando se evalúa como punto de corte la mitad del peso y se agrupa las 38 observaciones restantes en diferentes niveles. Teniendo en cuenta que este método genera la menor distancia existente entre los miembros más cercanos de distintos grupos, se detalla entonces que la agrupación es más homogénea, pero permite cadenas de alineamientos entre datos o elementos muy lejanos.

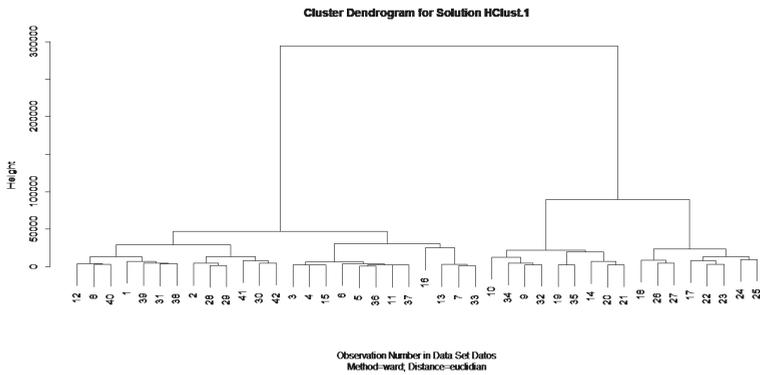
La Figura 4c realizada con la metodología de encadenamiento completo identifica que las 42 observaciones de concentración de los macronutrientes en las especies forestales se agrupan en 3 grupos, el primero agrupa al 59,5% de las observaciones y los dos restantes el 40.5%. Se observó además que las observaciones 16 y 42 no son similares a las restantes lo que se identificó al no poder asociarse a las observaciones con las cuales guardase un nivel de similariedad. Se evidenció un sesgo de 17 observaciones a la derecha y 23 a la izquierda. También secuencias de grupos más heterogéneas y, por lo tanto, al ser más heterogéneos hay menos cantidad de grupos formados.

Finamente, la Figura 4d muestra el dendrograma generado por el método de encadenamiento de la distancia promedio mínima entre grupos e intragrupo, cuando se valora en el punto medio de los pesos, agrupa las observaciones en cinco grupos, en donde las observaciones 16 y 41 siguen sin tener similitud con los datos restantes. La selección de uno u otro método se basa en la forma en que la distancia se considere en el algoritmo de agrupación (Gordon, 1990). Sin embargo, se evidenció que, independiente de este algoritmo, en el primer nivel de clasificación siempre se conforman 42 grupos, y las observaciones 16 y 41 son las más diferentes en el conjunto de datos.

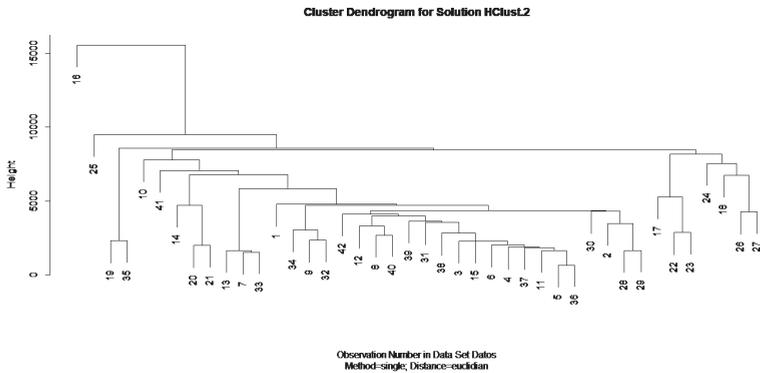
Esta metodología multivariada es ideal para agrupar especies con diferentes niveles de concentraciones de macronutrientes en especies forestales nativas de bosques secos y ecosistemas xerofíticos, propias del vaso del embalse Topocoro y franja de protección de la hidroeléctrica. El



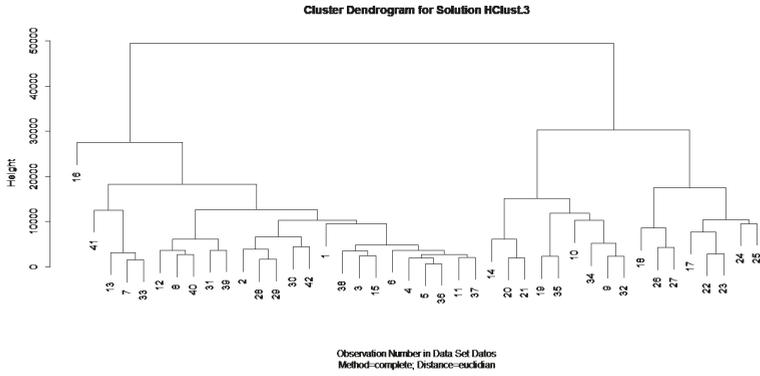
método de encadenamiento simple o completo pueden resultar interesantes por las asociaciones de similitud que se lograron establecer, lo cual es a su vez un gran aporte al campo forestal, teniendo en cuenta que en la literatura se encuentra poca o nula información sobre las especies evaluadas, su interacción con las propiedades físicas y químicas y la utilización para procesos de restauración y reforestación (Salcedo, 2013).



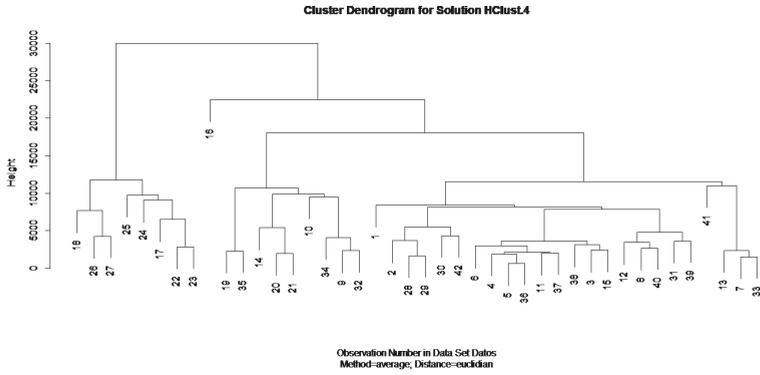
a.



b.



c.



d.

Figura 4

Dendrogramas obtenidos por diferente método de conglomerados: a) Método Ward. b) Encadenamiento single. c) Encadenamiento completo. d) Encadenamiento promedio



Análisis de componentes principales (ACP)

En la Tabla 3 se presentan los valores propios de la matriz de correlaciones, los cuales constituyen la varianza explicada o retenida del total de la varianza de los datos, esta es igual a cinco por cada una de los componentes principales. Como se muestra, la varianza de la primera CP es 1,9317, la cual representa un total del 38,63% de la varianza total de los datos; la varianza de la segunda CP es 1,7389 que representa un 34,78% de la varianza total de los datos y así sucesivamente. Ahora, la primera CP explica o retiene un total del 38,63% de la varianza total de los datos; las dos primeras CP explican un 73,41% de la varianza total y las tres primeras CP explican un 86,82% de los datos.

En la Figura 5, se identifica que son tres el número de componentes principales que se requiere, y esto está dado por la formación del codo.

Tabla 3

Resultados de valores propios, porcentajes de varianza y porcentaje de varianza acumulada

N°	Valores propios (Varianza de CP)⁺	% Varianza	% de varianza acumulada
1	1,9317	0,3863	0,3863
2	1,7389	0,3478	0,7341
3	0,6702	0,1340	0,8682
4	0,3606	0,0721	0,9402
5	0,2986	0,0597	1,0000

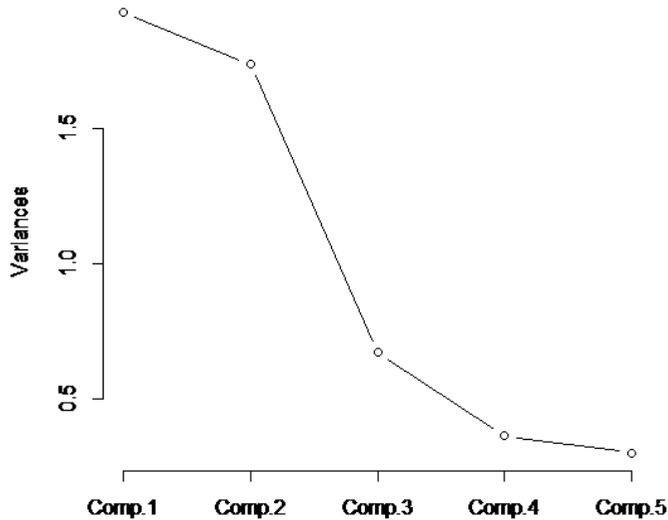


Figura 5
Scree

En la Tabla 4, se presentan los vectores propios de la matriz de correlaciones, los cuales son los coeficientes de cada una de los componentes principales. De esta tabla se obtuvo la siguiente información:

La primera CP es:	(Ecuación 1)
$Y_1 = -0.472N - 0.5195K + 0.2921Ca + 0.2779Mg - 0.5872P$	
La segunda CP es:	(Ecuación 2)
$Y_2 = -0.3238N - 0.4190K - 0.6071Ca - 0.5904Mg + 0.0495P$	
La tercera CP es:	(Ecuación 3)
$Y_3 = 0.7035N - 0.1410K - 0.0177Ca - 0.3542Mg + 0.5995P$	

A partir de las ecuaciones, se evidencia que las variables que más contribuyen a la formación del primer componente principal son: N, K y P, ya que son las que tienen la mayor contribución en la formación de dicho componente. Este componente se puede nombrar como elementos primarios



o componente celular, porque N, K y P son esenciales para que las células que forman a las hojas realicen funciones vitales para los árboles. Estos nutrientes se pueden encontrar como aminoácidos; por tanto, forman parte de las proteínas, las amidas, la clorofila, hormonas (auxinas y citoquininas), nucleótidos, vitaminas, alcaloides y ácidos nucleicos (Marschner, 1986; Azcón-Bieto y Talón, 2008).

En la segunda CP, las variables que más contribuyen a su formación son: K, Ca y Mg. Estos componentes constituyen los elementos intercambiables, los cuales llevan a cabo funciones celulares iónicas no específicas (establecer potenciales osmóticos en los órganos de las células o mantener el equilibrio iónico) como específicas. Ca y Mg influyen de forma estructural al unir moléculas orgánicas, particularmente enzimas, alterando así su conformación; también forman ácidos, pues estos iones son capaces de aceptar un par de electrones y catalizar o polarizar grupos reactivos. El Ca es un nutriente de naturaleza estructural, pues hace parte del componente de las paredes y membranas celulares, razón por la cual es indispensable su presencia para la formación de nuevas células (Kurihara, 2004; Mengel y Kirkby, 2000).

Por su parte, el papel más conocido de Mg se relaciona con su aparición en el centro de la molécula de la clorofila, pigmento esencial para que las hojas puedan llevar a cabo la fotosíntesis; pese a ello, la fracción de Mg total asociado a la clorofila es relativamente pequeña, pues solo representa entre el 15 y 20%. Este elemento también regula el pH celular y el balance de catión-anión, la síntesis de proteínas, la activación de enzimas y la transferencia de energía (Sadeghian, 2012).

Para la tercera CP, se tiene que las variables que más contribuyen a su formación son: N y P. Este componente es estructural, puesto que N y P son elementos esenciales para la existencia de la célula y son indispensables en los procesos fotosintéticos, función motor de toda la movilización energética de los árboles (Mengel y Kirkby, 2000; Sadeghian, 2012).

**Tabla 4**

Vectores propios de la matriz de correlación

	V1	V2	V3	V4	V5
1	-0,472	-0,324	0,704	-0,210	0,365
2	-0,520	-0,419	-0,141	0,077	-0,727
3	0,292	-0,607	0,018	0,708	0,213
4	0,278	-0,590	-0,354	-0,655	0,141
5	-0,587	0,050	-0,599	0,143	0,522

Esta metodología permitió, al reducir la dimensionalidad de los datos y establecer las múltiples relaciones que se desarrollan en las hojas por la presencia de los cinco macronutrientes analizados, conocer cómo se están desarrollando las funciones vitales en las hojas, tales como; la fotosíntesis, la formación de nueva biomasa, la captación de CO₂, explicar el crecimiento de la especie en altura y diámetro y finalmente verificar condiciones sanitarias y nutricionales.

Análisis discriminante

El AD consintió en clasificar las observaciones, asignándoles la misma probabilidad cuando no se conoce el origen de la observación. El software arrojó en primera instancia las probabilidades para que una familia se clasifique correctamente, encontrando que la que mayor probabilidad tiene de ser clasificada correctamente es la Boraginacea, con un 37,5%; seguido de la Meliaceae, con un 20,0%; la Rutácea, Sapindácea y Asterácea con un 12,5%, cada una; mientras que la de menor porcentaje fue la Fabácea, con un 5,0%.

La probabilidad de acierto está relacionada con el número de observaciones que se tienen de esa misma familia en la base de datos, de donde se pudo concluir que a mayor número de observaciones halladas en una familia, mayor es la probabilidad de ubicar correctamente la concentración de los macronutrientes para una especie vegetal específica vegetal. Con



esta técnica, se permitió ubicar los individuos muestreados de una familia en relación al contenido de macronutrientes, en una de las seis familias encontradas en el vaso del embalse Topocoro.

Por otra parte, el valor promedio de las variables analizadas por grupo de familia (Tabla 5) indicó que la familia que en promedio tiene mayor contenido de N, Ca y Mg es la Boraginacea, debido al tamaño de las hojas y a la capacidad de la especie de extraer los nutrientes del suelo; la Rutacea fue la que en promedio registró un mayor valor de K y P, lo que puede indicar un exceso de este nutriente en esta especie. En esta última familia, se identificó el dato atípico que no pudo ser agrupado por similitud, a través del método de conglomerados.

Tabla 5

Grupo de medias del análisis discriminante

	N	K	Ca	Mg	P
Asteracea	2,432	11701,030	10390,98	2034,736	844,488
Boraginacea	2,756	12792,444	27547,98	9039,111	591,009
Fabacea	1,991	10624,955	14656,09	3937,287	482,623
Meliaceae	2,190	11764,530	16550,12	7449,400	531,790
Rutacea	2,464	13208,818	22389,15	4041,116	144,522
Sapindaceae	2,074	7087,622	26000,90	4238,872	629,960

Al analizar los porcentajes de separación que abarca cada componente de discriminación (Tabla 6), se observa que LD1 es quien incluye un mayor porcentaje de la información, con un 57,12%; seguido por LD2 con un 33,65% y el LD3 con un 7,22%. Los componentes restantes suman el 2,01% de la varianza total; por lo tanto, se puede evidenciar que, con los tres primeros componentes, prácticamente se tiene la totalidad de la varianza. No obstante, para clasificar seis grupos, se requieren las cinco funciones, dado que todas trabajan de manera conjunta para generar la predicción final de clasificación de una muestra en una familia.

**Tabla 6**

Proporción de separación

Componente discriminante	LD1	LD2	LD3	LD4	LD5
Proporción	0,5712	0,3365	0,0722	0,0163	0,0038

Como se tenían seis familias, aparecen cinco funciones discriminantes, las cuales se construyen a partir de los coeficientes de la función discriminante (LD_1 a LD_5), lo que permite diferenciar cada familia de árboles (Tabla 7). Las ecuaciones resultantes de estas, son las que se enuncian a continuación:

$$Y_1 = 8.28099 \times 10^{-1} N + 3.98412 \times 10^{-5} K - 4.95824 \times 10^{-5} Ca + 3.54378 \times 10^{-4} Mg - 9.52917 \times 10^{-4} P \quad \text{(Ecuación 4)}$$

$$Y_2 = 6.10460 \times 10^{-1} N - 1.95591 \times 10^{-4} K + 8.75341 \times 10^{-5} Ca + 1.52665 \times 10^{-5} Mg + 1.942447 \times 10^{-3} P \quad \text{(Ecuación 5)}$$

$$Y_3 = -9.73481 \times 10^{-2} N + 1.47190 \times 10^{-4} K - 2.37362 \times 10^{-5} Ca + 2.15702 \times 10^{-4} Mg + 6.333877 \times 10^{-3} P \quad \text{(Ecuación 6)}$$

$$Y_4 = -1.25307 N + 8.07826 \times 10^{-5} K + 1.068008 \times 10^{-5} Ca + 7.95254 \times 10^{-5} Mg + 2.974368 \times 10^{-4} P \quad \text{(Ecuación 7)}$$

$$Y_5 = -2.14849 \times 10^{-1} N + 1.67401 \times 10^{-4} K + 5.834235 \times 10^{-5} Ca - 1.80034 \times 10^{-4} Mg - 8.727373 \times 10^{-4} P \quad \text{(Ecuación 8)}$$



Tabla 7

Coefficientes de discriminantes lineales

	LD1	LD2	LD3	LD4	LD5
N	8.28099e-01	6.10460e-01	-9.73481e-02	-1.25307e+00	-2.14849e-01
K	3.984122e-05	-1.95591e-04	1.47190e-04	8.07826e-05	1.67401e-04
Ca	-4.95824e-05	8.753413e-05	-2.37362e-05	1.068008e-05	5.834235e-05
Mg	3.54378e-04	1.52665e-05	2.15702e-05	7.95254e-05	-1.80034e-04
P	-9.529176e-04	1.942447e-03	6.333877e-04	2.974368e-04	-8.727373e-04

La parte grafica de la primera función discriminante (Figura 6), permite mostrar que entre los gráficos 3 y 2, al igual que entre 1 y 2, no hay traslape entre sí. Entre 2 y 1. se traslapan 3 de los 5 gráficos; mientras que entre 0 y 1 se localiza la zona de mayor traslape. El traslape de los diferentes ejes de discriminación permite ampliar la posibilidad de equivocación en la predicción de la asignación de la familia, a partir del valor de la concentración de los macronutrientes N, Ca, Mg, K y P, contenida en el tejido vegetal u hojas. Estas gráficas son útiles para detectar cuáles familias podrían ser las más susceptibles de ser clasificados correctamente, ya que no se traslapan, y corresponderán a los individuos localizados en los extremos.

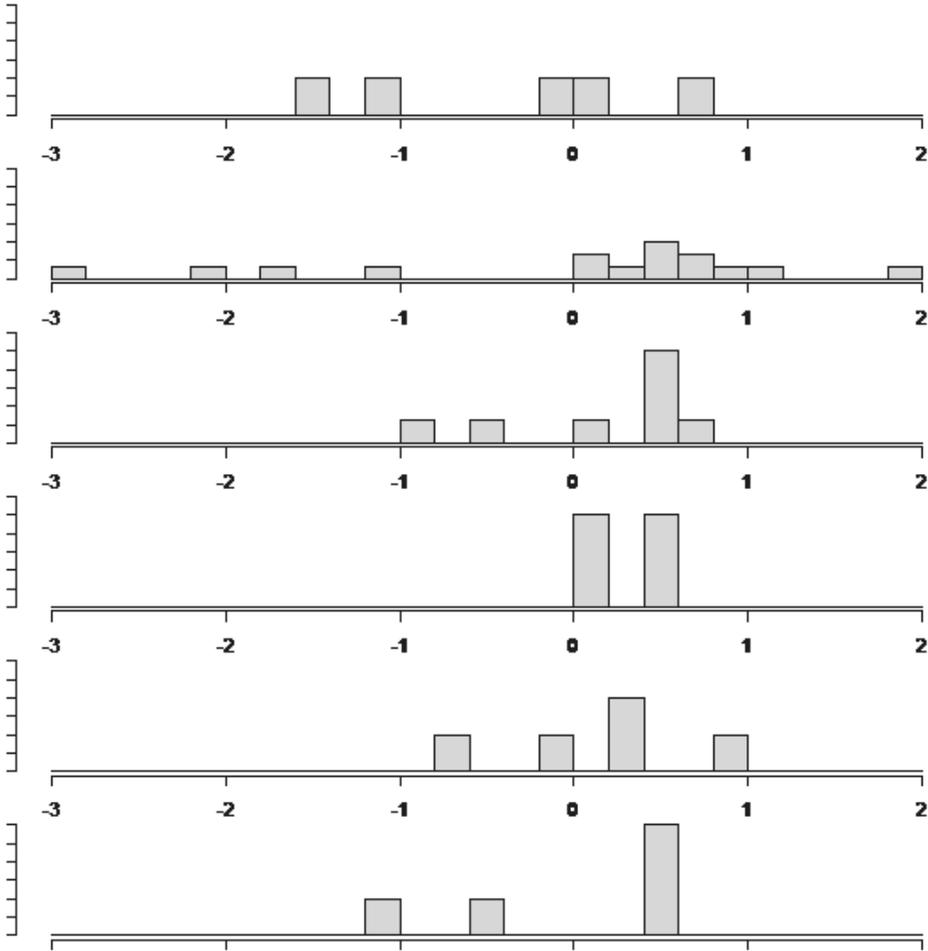


Figura 6
Distribución de cada grupo a lo largo de cada eje discriminante

En la Tabla 8 se presentan los resultados para aplicar la función discriminante sobre la base de las concentraciones de macronutrientes, en donde se observa que si no se conociera a qué familia pertenecen las observaciones, puede conocerse cómo se identificaría la función para cada familia, nivelando los fallos y aciertos. Las filas representan el número real de individuos por especie y las columnas el número estimado de familias, después de aplicar la función. Por ejemplo, para la quinta línea la información



se interpreta como: de los cinco individuos reales de la familia sapindacea, cinco son identificados correctamente, lo que representa un 0% de error. Adicional esta familia tiene la tendencia a incrementar el número de observaciones, debido a que tienen un 12,5% de probabilidad de que se le asignen árboles de otras familias que no están en este grupo.

Mientras que la primera línea indica que de los cinco individuos reales de la familia asteracea, dos son identificados correctamente y tres incorrectamente al ser asignados a la familia fabacea, lo que para este grupo representarían un 60% de error.

Tabla 8

Predicción de clase

	Asteracea	Boraginacea	Fabacea	Meliaceae	Rutácea	Sapindacea
Asterácea	2	0	3	0	0	0
Boraginácea	0	13	1	0	0	1
Fabácea	0	0	6	0	0	2
Meliaceae	0	1	1	0	0	0
Rutácea	0	0	2	0	1	2
Sapindácea	0	0	0	0	0	5

EL AD es una técnica multivariada que permite a partir de la concentración de nutrientes como el N, Ca, Mg, P y K, identificar las familias de árboles a las que pertenecen con un porcentaje del 67,5% de acierto, considerando cuatro componentes discriminantes. El traslape de los datos en las gráficas de distribución es el factor que puede incidir en la equivocación a la hora de asignar un elemento a una familia. En la medida que una familia tenga mayor cantidad de observaciones y capacidad discriminante, menor es la probabilidad de asignar sus elementos a otras familias, tal como se mostró en los análisis anteriores.

Empero, si se poseen pocos registros, pero estos no se traslapan, la probabilidad de ubicarlos adecuadamente se incrementará. Para garantizar



la capacidad discriminante, es fundamental que se incluyan individuos de diferentes edades bajo diferentes condiciones de crecimiento, para poder reflejar los valores de concentración de nutrientes que pueden almacenarse en las hojas y trasladarse de hojas viejas a nuevas, facilitando de esta manera la realización de las funciones esenciales dentro del árbol.

Conclusión

Luego de efectuar el análisis descriptivo y la aplicación de las tres técnicas multivariadas, se concluye que la aplicación de una técnica multivariada depende esencialmente del tipo de datos que se tienen, el número de datos y conocimiento que tenga el investigador sobre la base de datos, pues esto le permitirá tomar decisiones sobre cuándo eliminar o no observaciones, utilizar otros criterios de organización de los datos, establecer si desde lo teórico se puede fortalecer la toma de decisiones y si finalmente los hallazgos de cada método multivariado son congruentes con lo que se evidencia en campo.

Para el caso particular se encontró que al no poseer un gran número de observaciones ($n > 50$), no contar con todas las edades de los árboles y existir muy poca información nutricional de las especies tropicales estudiadas, no fue posible normalizar todas las variables, lo que incidió en la comprobación de supuestos necesarios para validar una técnica u otra. El AC mostró una alta eficiencia en la agrupación de observaciones con la menor pérdida de información, lo que es muy útil cuando no se conoce la edad de las plantaciones y aún más cuando se requiere conocer si a partir de las concentraciones de nutrientes, se puede agrupar especies forestales propias de un ecosistema tan particular como el observado en el cañón de Chicamocha.

Igualmente, se debe llevar a cabo el proceso de reforestación en la franja de protección, que es un área destinada a conservar y delimitar la frontera entre el cuerpo de agua y el ecosistema terrestre y en donde finalmente se pretende generar eco habitas muy parecidos a los establecidos antes de la perturbación, que en este caso es la construcción y operación, de un embalse para generación energética. El ACP mostró que las variables se pueden reducir a tres componentes, perdiéndose un 13,18% de la información; sin



embargo, los resultados indican que la agrupación de los componentes es lógica y acorde a lo reportado por diferentes autores (Mengel y Kirkby, 2000).

Se resalta que N y P son variables que tienen mayor peso en los componentes y esto es debido al papel y función en la estructura vegetal. El ACP solo logró explicar el 82,86% de la varianza. El AD arrojó resultados interesantes, tanto a nivel de predicción como de clasificación, lo que lo hace una técnica muy útil cuando se tiene este tipo de base de datos. Se debe considerar, a la hora de estudiar la movilidad de nutrientes, la aplicación de una técnica multivariada, pero en caso de no cumplir con el supuesto de normalidad, se tendría que aplicar con buenos resultados el análisis clúster, el ACP y AD.

Referencias

- Arruda, R., y Malavolta, E. (2000). Nutricao e adubacao em Eucalyptus. *Infomacoes Agronómicas, Potafos*, 91, 1-12.
- Azcón-Bieto, J., y Talón, M. (2008). *Fundamentos de Fisiología Vegetal*. Interamericana-McGraw-Hill.
- Contreras Zamarrón, A., Marroquín, E., y Zertuche, F. (2012). Monitoreo y Control de un Proceso Normal Multivariado. *Conciencia Tecnológica*, 43, 29-35.
- Delgado, I., Jorge H., García, H., Bernal, N., Díaz, F., Bernal, A., Rivera, O., Machado, P., Barroso, F., Buedo, M., Reyes, S., Gallardo, S., Barroso, J., Rosa, J., Machado, L., Pérez, J., y Fardales, R. (2008). Utilización de los análisis multivariados en la clasificación de ambientes en caña de azúcar. *Revista Centro Agrícola*, 35(4), 53-57.
- Fairhurst, T. (1999). Nutrient use efficiency in oil palm: measurement and management. *The Planter*, 75, 173-177.
- Fontalvo, T., Morelos, J., y De La Hoz Granadillo, E. (2012). Aplicación de análisis discriminante para evaluar el comportamiento de los indicadores financieros en las empresas del sector carbón en Colombia. *Entramado*, 8(2), 64-73.



- Gordon, A. (1990). *Cluster classification*. Wiley.
- Hair, J. (2010). *Multivariate Data Analysis*. Prentice Hall.
- Kurihara, C. (2004). *Demanda de nutrientes pela soja e diagnose de seu estado nutricional* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidade Federal de Viçosa.
- Lopera, L., Oviedo, L., Rodríguez, D., y Peñuela, G. (2016). Aplicación de ensayos en discontinuo para la determinación de flujos de metano y dióxido de carbono en la degradación del material vegetal en el embalse Topocoro. *Ingenierías USBMed*, 7(2), 67-73.
- Marschner, H. (1986). *Mineral nutrition of higher plants*. Academic Press.
- Mengel, K., y Kirkby, A. (2000). *Principios de nutrición vegetal*. Internacional Potash Institute.
- Miller, G. (1984). Dynamics of nutrient cycling in plantations ecosystems. En G. Bowen, & S. Nambiar (Ed.), *Nutrition of plantation forests* (pp. 53-78). Academic Press.
- Miranda, I. (1997). *Análisis de clúster como estrategia multivariada de clasificación. Solución a un problema taxonómico* [Tesis de maestría, no publicada]. CENSA-ISAAC.
- Montanero, J. (2008). *Analisis multivariante. Coleccion manuales UEX-59 (E.E.E.S.)*. Universidad de Extremadura.
- Parga, M., Zamora Villa, M., Borrego, F., Covarrubias, J., López, A., y Almeyda, H. (2011). Evaluación, Selección y Caracterización de Genotipos de Papa Tolerantes al Síndrome de Punta Morada. *Revista Mexicana de Fitopatología*, 29(1), 15-24.
- Pillimue, G., Barrera, N., y Cantillo, S. (1998). Determinación de deficiencias de elementos mayores en plantas de tomate de árbol. *Acta Agronómica*, 48(3/4), 62-67.
- Quintana, W., Pinzón, E., y Torres, D. (2017). Efecto de un fosfato térmico sobre el crecimiento y producción de fríjol (*Phaseolus vulgaris* L.) cv ICA Cerinza. *Revista U.D.C.A*, 20(1), 51-59.
- Raven, P. , & Eichhorn, S. (2007). *The biology of plant*. De Boeck.



- R Development Core Team. (2016). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing. <http://www.R-project.org/>
- Rencher, A. (2002). *Methods of multivariate analysis*. Wiley Interscience.
- Sadeghian, S. (2012). *Efecto de los cambios en las relaciones de calcio, magnesio y potasio intercambiables en suelos de la zona cafetera colombiana sobre la nutrición de café (Coffea arabica L.) en la etapa de almácigo* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad nacional de Colombia.
- Salcedo, K. (2013). *Diagnóstico nutricional de plantaciones de eucalipto sp en suelos ácidos del estado de Tabasco México* [Tesis de doctorado, no publicada]. Universidad Autónoma Chapingo.
- Singh, S., Reddy, V., Fleisher, D., & Timlin, D. (2017). Relationship between photosynthetic pigments and chlorophyll fluorescence in soybean under varying phosphorus nutrition at ambient and elevated CO₂. *Photosynthetica*, 55(3), 421-433. doi 10.1007/s11099-016-0657-0
- Tisdale, S., Nelson, W., Beaton, J., & Havlin, J. (1993). *Soil Fertility and Fertilizers. Introduction to Nutrient Management*. Person.
- Vilá-Baños, R., Rubio-Hurtado, M., Berlanga-Silvente V, Torrado V. (2014). Cómo aplicar un clúster jerárquico en SPSS [En línea] REIRE. *Revista d'Innovació i Recerca en Educació*, 7(1), 113-127.

Este libro se terminó de imprimir en los talleres
de Divegráficas S. A. S.
Cra. 53 #54-30 Medellín, Antioquia
Tel: 322 50 96



Este libro está orientado a investigadores, docentes, estudiantes, autoridades ambientales, departamentos de gestión del riesgo de desastres y público en general con especial interés en gestión del riesgo de desastres y medio ambiente. El libro está conformado por capítulos autónomos e inéditos, cada uno estructurado por secciones que presenta cada resultado de investigación a través de la contextualización, metodología, desarrollo, resultados y conclusiones de cada temática abordada.