

Cambios en el uso del suelo y su incidencia en la concentración y deposición de nitrogenados en el modelo de química de transporte LOTOS-EUROS para el Valle de Aburrá

Sánchez-Aguirre, Andrés Felipe¹; Zapata- Correa, Juliana²; López-Restrepo, Santiago^{4,3}; Yarce-Botero, Andrés^{3,4,5} Pinel, Nicolás⁵

¹⁻²Estudiantes de biología, Departamento de ciencias, Universidad EAFIT, Medellín, Antioquia

³Asesor, Department of Applied Mathematics, TU Delft, Países Bajos

⁴Coasesor, Grupo de Modelado Matemático GRIMMAT, EAFIT, Colombia

⁵Revisor, Biodiversidad, Evolución y Conservación BEC, EAFIT, Colombia

¹Jzapat51,²Asanch70, ayarceb, slopezr2, npinel@eafit.edu.co

Resumen

La conservación en el nuevo siglo presenta una multitud de retos que van en aumento. Uno de los principales retos es el cambio en el uso del suelo, debido a que genera una gran cantidad de espacios transformados que se encuentran en constante expansión y produce efectos negativos sobre la atmósfera, clima, ecosistemas y la salud humana. Los cambios de cobertura o uso del suelo, unidos a modelos de química de transporte son herramientas eficaces para analizar las causas y las consecuencias de la dinámica atmosférica a futuro, en varios escenarios temporales o espaciales. El objetivo es evaluar las variables de deposición seca NO_y y concentración superficial de NO_x , calculadas por el modelo de química de transporte LOTOS-EUROS, cuando se somete a diferentes escenarios propuestos según las consideraciones de planes de ordenamiento territorial y perspectivas del uso del suelo en el Valle de Aburrá, generando una aproximación para evaluar y predecir las consecuencias de los cambios de coberturas sobre la dinámica atmosférica del nitrógeno y su posible efecto en los ecosistemas circundantes desde la perspectiva del modelado. También se proporcionan bases para la implementación de un sistema de planeación urbana teniendo en cuenta los modelos de química de transporte como una importante herramienta de planeación urbana para un caso de estudio en el Valle de Aburrá.

Palabras clave

Uso del Suelo, LOTOS-EUROS, Modelo de Química de Transporte, Calidad del Aire, Vallé de Aburrá, Deposición y transporte de nitrógeno.

Abstract

Conservation in the new century presents a multitude of challenges that are growing. One of the main challenges is the change in land use because it generates many transformed spaces that are constantly expanding and negatively affect the atmosphere, climate, ecosystems, and human health. Consideration in the land cover or use changes, together with transport chemistry models, enables the analysis of possible causes and consequences of future atmospheric dynamics in various temporal or spatial scenarios. The objective is to evaluate the variables of NO_y Dry Deposition and NO_x Surface Concentration, predicted by the LOTOS-EUROS transport chemistry model, when subjected to different land-use scenarios of the Aburrá Valley, generating an approximation to evaluate and predict the consequences of cover changes on the atmospheric dynamics of nitrogen and its possible effect on the surrounding ecosystems. This study analyzes different perspectives from the implementation for a case study in the Aburrá Valley of a chemistry-transport models as an important urban planning tool

Keywords

Land Use, LOTOS-EUROS, Transport chemistry model, Air quality, Changes in land use, Valle de Aburrá, Nitrogen Deposition and transport.

1. Introducción

En la actualidad se estima que el 54% de población mundial habita en zonas urbanas a pesar de que dichas áreas cubren menos del 5% del área terrestre (United Nations, 2013). La población que habita en las urbes tiende a aumentar. Según ONU, 2012 para el año 2025 el 70% de las personas habitarán en las ciudades, e incluso en algunas regiones como América Latina y el Caribe alcanzará una cifra de 86% (AMVA et al., 2017; Arroyave Maya et al., 2018; González-Pantoja, 2019). En Colombia la población urbana representa el 76% de la población total y se estima que para 2050 la población urbana aumentará en un 10% (DNP, 2014), lo que implica un incremento en la demanda de recursos para alimentación, vivienda, transporte, etc. (Arroyave Maya et al., 2018; Royal Society, 2008a), por esto en el presente las urbes son los mayores focos de

contaminación, fragmentación de hábitat y demanda desenfrenada de recursos, convirtiéndose en un objetivo importante para la conservación de la diversidad biológica (Alberti et al., 2003; Hope et al., 2003; Kremen & Merenlender, 2018; Padullés Cubino et al., 2015), siendo probablemente uno de los mayores desafíos de nuestro tiempo (Lehmann, 2014).

La necesidad del aumento de las zonas urbanas ha provocado cambios en la cobertura y usos del suelo, generando mosaicos complejos, heterogéneos y discontinuos en donde anteriormente habían parches únicos y complejos sistemas socio-ecológicos, influyendo directamente en el microclima urbano (Dadashpoor et al., 2019; Lehmann, 2014; Ortiz & González, 2017). Al alterar y fragmentar estas áreas

verdes, aumentan las emisiones de partículas y gases contaminantes a la atmósfera, afectando la calidad del aire y generando efectos adversos sobre la salud y bienestar de la población (González-Pantoja, 2019). Más de dos millones de muertes prematuras cada año son atribuibles a la baja calidad del aire (Royal Society, 2008a), aparte de las consecuencias sobre la salud humana, también genera efectos negativos sobre los ecosistemas aledaños (Serengil et al., 2011); es por esto que la calidad del aire en las ciudades y sus alrededores se ha convertido en uno de los temas más relevantes para las autoridades locales y globales (Kumar et al., 2016; Royal Society, 2008a).

Uno de los mayores efectos generados por el cambio del suelo es el aumento de ciertos contaminantes como el ozono troposférico, producido por procesos fotoquímicos influenciados por emisiones de óxidos de nitrógeno NO_x y compuestos orgánicos volátiles (COV) como el isopreno (Beltman et al., 2013). Las altas concentraciones de ozono troposférico tienen un efecto negativo sobre la salud humana, animal y comunidades vegetales naturales (Beltman et al., 2013; Fowler et al., 2013; Hendriks et al., 2016), incluso sobre las tierras de cultivo y por consiguiente en la seguridad alimentaria (Royal Society, 2008b). El nitrógeno precursor del ozono es un nutriente importante y sus cambios influyen directamente en la productividad de los ecosistemas, cambiando la competencia entre especies y la diversidad biológica (Fowler et al., 2013; Royal Society, 2008b). Los principales focos de emisión de los compuestos nitrogenados están relacionados con el amoníaco, NH_3 generado por las actividades agropecuarias, como cultivos y ganadería y los óxidos de nitrógeno NO_2 provocados por la ignición de combustibles fósiles utilizados en transporte y la industria (Wintjen et al., 2020). El ciclo global del nitrógeno es significativo para la biogeoquímica de la tierra, tal ha sido la magnitud del impacto antropogénico que la cantidad de nitrógeno se ha duplicado en el último siglo (Fowler et al., 2013). El nitrógeno adicional en la biosfera provoca una cascada de efectos ambientales como formación de ozono troposférico, como se mencionó anteriormente y la acidificación y eutrofización de ecosistemas (Galloway et al., 2008).

El aumento de los cambios del uso del suelo de los ecosistemas y urbanización ha sido fenómeno en constante aumento en las áreas metropolitanas en las últimas décadas, incluyendo las colombianas (Figura 1), provocando cambios en el patrón espacial del paisaje y la diversidad de plantas en los socio-ecosistemas urbanos (Hope et al., 2003; Ortiz & González, 2017; Rodríguez et al., 2013). Esta preocupación es especialmente relevante en

ciudades con economías de rápido crecimiento en los países en desarrollo, como es el caso del área metropolitana del Valle de Aburrá, Colombia. El Área Metropolitana del Valle de Aburrá está compuesta por 10 municipios (Figura 2), siendo una de las áreas del país donde el crecimiento de la población y la industrialización ha generado grandes transformaciones del uso del suelo, debido a que allí habita aproximadamente del 53-58% de la población del departamento de Antioquia (Flórez et al., 2016; Zapata, 2009). El valle se encuentra ubicado en la cordillera central, con una extensión de 1.152 km^2 caracterizado por una topografía irregular y pendiente, entre los 1300 y 2800 msnm, y una temperatura promedio anual de 22°C (Zapata, 2009). La ocupación en el Valle de Aburrá no ha sido planificada y es una región con grandes desequilibrios en su desarrollo con gran deterioro ambiental (Figura 1) (Zapata, 2009). El valle de Aburrá en los últimos años ha experimentado constantes episodios de contaminación, la concentración de material particulado que conlleva a las crisis ambientales de calidad del aire en el Valle de Aburrá (Lopez-Restrepo et al., 2020). Estas crisis están relacionadas con el ciclo de lluvias dictado por el paso de la Zona de Convergencia Inter-Tropical (ZCIT), ya que el ciclo promedio anual de lluvias para el valle es también bimodal, con picos de precipitación alta en los meses de abril-mayo y octubre-noviembre (Jiménez, 2016; Lopez-Restrepo et al., 2020), estos episodios de contaminación que llegan a niveles considerados peligrosos para la población, son debido a que durante estas dos épocas la capa límite atmosférica persiste por debajo del borde del cañón durante el día, ocasionando la retención de los contaminantes atmosféricos al interior del valle (Jiménez, 2016).

Para el caso del Valle de Aburrá, se realizaron estudios en los que se relacionan variables de usos del suelo con diferentes temas relacionados con transporte atmosférico, en 2016, se trabajó la relación entre usos del suelo en relación con la teoría de la isla de calor (Flórez et al., 2016), en 2015, por medio de un modelo de regresión sobre usos de suelo se pretende estimar localmente la concentración promedio mensual del contaminante PM_{10} (Londoño & Cañón, 2015), en el año 2019, se estimó el efecto que causa el aumento de la vegetación en la remoción del $\text{PM}_{2,5}$ (Velásquez-Ciro et al., 2019). Todo esto sugiere que el flujo de contaminantes tiene una fuerte dependencia del uso de coberturas que a su vez está relacionado con los usos del suelo, todo esto puede ser un precedente para determinar que el transporte atmosférico de compuestos puede verse influenciado fuertemente por los usos del suelo en el Valle de Aburrá.

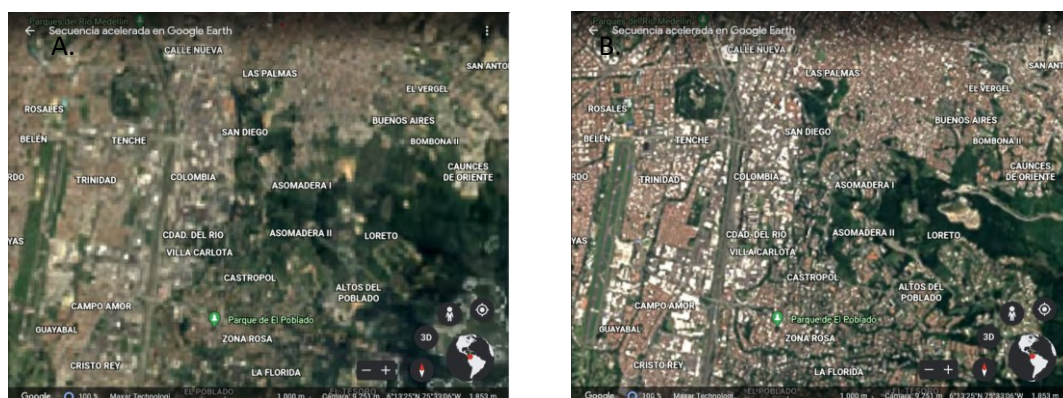


Figura 1 Timelapse Google Earth. En esta imagen se puede observar el cambio en los usos del suelo de la zona centro oriental del Medellín a lo largo del tiempo. realizado con la herramienta de Timelapse de Google Earth que muestra cómo ha cambiado el planeta desde 1984 hasta el 2020 utilizando imágenes de satélite. a) Año 1990, b) Año 2020. Es posible observar los fuertes cambios en los usos del suelo para un lapso de 30 años, debido a la fecha de estas no es posible tener un acercamiento en el cual sean más apreciables los cambios locales, pero es posible ver como en las dos imágenes se puede observar en la zona inferior, un aumento en la zona urbana, esta zona se nota el crecimiento del barrio El Poblado. Para la zona centro derecha de las imágenes tenemos el crecimiento del Barrio la Milagrosa, donde igualmente es apreciable la gran expansión urbana, reduciendo lo que hoy conocemos como la Asomadera, como única zona verde continua y protegida que ingresa hasta el interior del Valle de Aburrá

Para abordar el problema planteado se realizaron simulaciones con un modelo de transporte químico (CTM por sus siglas en inglés) llamado LOTOS-EUROS (LE) para calcular la deposición y transporte de compuestos nitrogenados como el NO_x y NH_4 . El modelo LE permite calcular el transporte, deposición y emisión de ozono, material particulado, dióxido de nitrógeno, metales pesados y contaminantes orgánicos persistentes (Manders-Groot et al., 2016). Para el caso específico del Valle de Aburrá se ha empleado el modelo LE en varias ocasiones, se realizó un inventario de emisiones locales para PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$, mejorando el rendimiento del modelo utilizando cuando el inventario de emisiones local y una desagregación espacial de arriba hacia abajo (Lopez-restrepo et al., n.d.) (en proceso de publicación) y se implementó un sistema de asimilación de datos para mejorar la simulación y pronóstico de PM_{10} y $\text{PM}_{2.5}$ (Lopez-Restrepo et al., 2020), allí mismo se demostró que el modelo LE, es adecuado para su uso en regiones de compleja topografía, como el valle de aburra, sentando las bases para la creación de un sistema de predicción de contaminación que pueden ayudar a tomar acciones respectivas para proteger la salud humana (Lopez-Restrepo et al., 2020). Para caso de cambios en el uso del suelo, aplicó el modelo LE para estudiar un escenario de conversión de uso de la

tierra, para producción de biocombustibles y su influencia en las concentraciones de ozono troposférico, debido al aumento de los Compuestos volátiles orgánicos menos Metano (COVNM) (Beltman et al., 2013; Hendriks et al., 2016). El modelo también ha sido probado para Colombia, en un estudio en etapa de publicación, en este los cambios de usos del suelo fueron actualizados y reclasificados para la zona del norte de América del sur (énfasis Colombia), en este mismo se estimó la posible influencia de los contaminantes atmosféricos en las áreas protegidas y ecosistemas sensibles de Colombia como lo son los páramos (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.).

Teniendo en cuenta que la dinámica atmosférica y el flujo de contaminantes tienen una fuerte dependencia de los usos del suelo, además de la situación actual en el Valle de Aburrá y en general a nivel mundial en cuanto al aumento de compuestos nitrogenados y su influencia directa e indirecta en la salud humana, seguridad alimentaria y salud de los ecosistemas, se pretende evaluar el efecto sobre la deposición simulada de compuestos nitrogenados (NO_x y NH_y) por medio del modelo de química de transporte LOTOS-EUROS, en escenarios de cambios de usos de suelo para el Valle de Aburrá.

2. Materiales y métodos

2.1. Área de estudio

Nuestro estudio se enfocó en el Área metropolitana del Valle de Aburrá (Figura 2). El Valle de Aburrá esta atravesado por una importante fuente hídrica, conocida como río Medellín o Aburrá (Figura 2); la

cuenca alta, se comprende entre el lugar de nacimiento del río Medellín, ubicado en el alto de san Miguel (2700 msnm), y el ancón sur, en límites de los municipios de caldas, la estrella y sabaneta. La cuenca media posee una longitud de aproximadamente 30 km (1500 msnm) y la cuenca

baja se comprende como el tramo entre los municipios de Bello y Copacabana, hasta la desembocadura del Río Grande (Río Porce) (Jiménez, 2016). En los últimos años la calidad del aire del Valle de Aburrá se ha visto deteriorada por

diversos factores entre los que se encuentra la topografía, meteorología, usos del suelo, el aumento de emisiones provenientes de las fuentes fijas y móviles (Lopez-restrepo et al., n.d.).

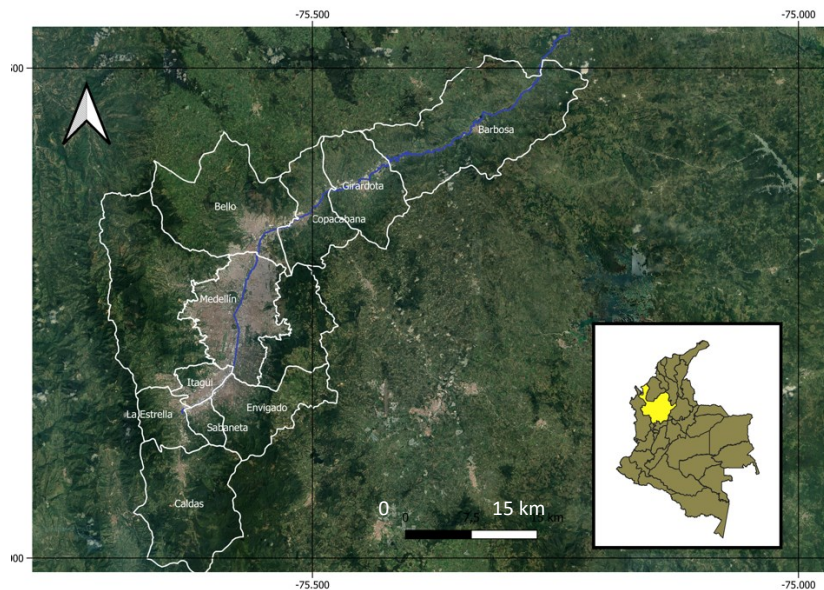


Figura 2. Mapa Valle de Aburrá. El área Metropolitana se encuentra compuesta por los 10 municipios que se aprecian en blanco.

2.2. Mapas de uso del suelo

Aunque el uso del suelo es entendido principalmente como un criterio socioeconómico, que hace referencia a la actividad dominante en determinado lugar y la cobertura del suelo es un indicador biofísico que describe los materiales que cubren un territorio, es muy usual encontrarse con la utilización conjunta de ambos términos, ya que en su función final que es la cartografía, tienen clases que son compartidas (Borràs et al., 2017). Con los años ha aumentado la necesidad de poseer dicha información cartográfica, cada una con sus categorías específicas dependiendo de la disciplina que lo requiera (Borràs et al., 2017). La clasificación de usos del suelo utilizada son las categorías de Global Land Cover (GLC), una clasificación orientada a coberturas más que al ámbito socioeconómico. Para esta labor se realizó una búsqueda dentro de las fuentes disponibles en línea, utilizando fórmulas de búsqueda con operadores booleanos con palabras clave como Mapas de uso del suelo, uso del suelo, Valle de Aburrá, Medellín, Itagüí, Sabaneta, Caldas, La Estrella, Copacabana, Barbosa, Girardota, Bello, Envigado. La información para coleccionar eran Clasificaciones de Uso del suelo para el Valle de Aburrá y los municipios que los conforman, información a la cual se puede tener acceso libre como de Planes de Ordenamiento Territorial (POT) y Plan Básico de Ordenamiento Territorial (PBOT), puesto que los usos del suelo es un requisito

indispensable que deben contener estos planes de ordenamiento.

Con el fin de ampliar la información de usos del suelo, se realizó una petición de información ante el ente territorial encargado del Valle de Aburrá, Área Metropolitana del Valle de Aburrá (AMVA). De la información obtenida, no se pudo obtener un mapa de usos del suelo del Valle de Aburrá mediante la categoría de GLC. Las clasificaciones de suelos se limitaban a especificar los suelos urbanos, en expansión y rural, para el caso de AMVA y municipios como, Medellín, Itagüí, Sabaneta y Envigado, adicionalmente para el municipio de Medellín se tenía clasificación de usos del suelo acorde a las actividades socioeconómicas. Para los demás municipios que conforman el Valle de Aburrá, no se encontró información disponible en línea. Con la información obtenida no se encontró una clasificación del uso del suelo que pueda ser utilizada en el modelo de química de transporte, por lo tanto, se decide utilizar la clasificación de usos del suelo con las 23 categorías de GLC utilizada anteriormente por (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.) (Figura 3.c), para ser utilizada en el modelo de LOTOS-EUROS. Debido a la baja representación de la realidad de estos usos del suelo para el Valle de Aburrá, se tomó la determinación de modificar este Mapa de usos del suelo, utilizando el software gratuito de QGIS y el plugin llamado Serval para modificar los píxeles del mapa, se utilizó el mapa del AMVA para limitar la modificación de

los píxeles y se utilizó un mapa base de ©2015 Google satélite (Fig 3.a) para reclasificar las zonas verdes, especialmente urbanas cuya clasificación no se ajustaba en la realidad. Esto se realizó con el fin de encontrar zonas verdes intraurbanas lo

suficientemente grandes para estar abarcadas en el píxel de 300m x 300m, asimismo se delimitaron las zonas urbanas y rurales y se reclasificaron aquellas que no correspondían a su clasificación, como por ejemplo bosques y praderas (Figura 3.b).

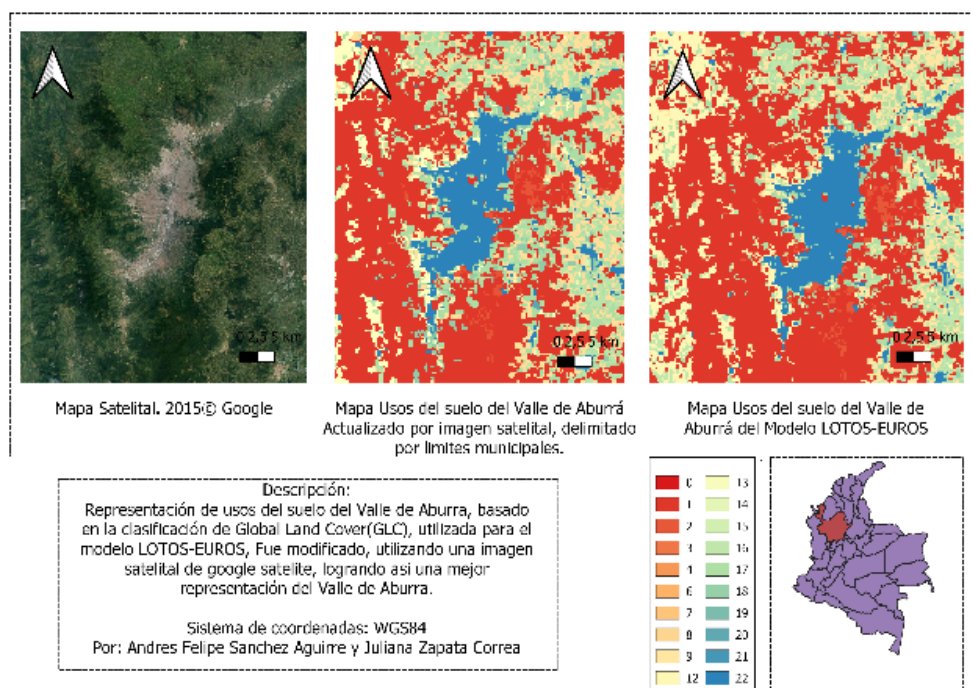


Figura 3. Mapa usos del suelo modificado. a) Mapa satelital 2015 google. b) Mapa de usos de suelo del Valle de Aburrá actualizado en base a la imagen satelital. c) Mapa de uso de suelo del modelo LOTOS-EUROS.

2.3. Escenarios de cambios

Se realizaron un total de 6 escenarios modificados además del mapa del Valle de Aburrá corregido, estos fueron escogidos debido a su importancia ecológica como lugares de conservación, así como pensando en proyectos que a nivel de ciudad pueden realizarse y algunos están contenidos en el Plan de ordenamiento territorial AMVA 2022, entre los documentos encontrados. El mapa Base (Figura 4.a) corresponde al mapa actual del LE utilizada anteriormente por (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.), el escenario Corregido es el que corresponde al actualizado con la imagen satelital (Figura 4.d).

2.3.1. Escenario Cerros (Figura 4.b). La ciudad de Medellín se ha caracterizado por su crecimiento poblacional exponencial, lo que ha generado una degradación y posterior desaparición de ecosistemas y por lo tanto un bajo nivel de zonas verdes, se estima que hay 1,5 m² por habitante (González-Pantoja, 2019), realidad que no es ajena a los demás

municipios del Valle de Aburrá. Muy pocos ecosistemas naturales se conservan en la zona urbana, entre estos se encuentran los cerros, lo que los convierte en un componente esencial en la estructura ecológica de las ciudades, debido a que mantienen un equilibrio en los ecosistemas urbanos y protegen la diversidad que allí habita (Vásquez-Muñoz & Castaño-Villa, 2008). Se planteó un escenario hipotético en el que los cerros principales del valle de Aburrá como La Asomadera, El Cerro Nutibara, El Cerro Volador, Cerro pan de azúcar, Quitasol, Picacho, Cerro de las tres cruces, Manzanillo y el Santuario de la cruz, cambien su uso actual del suelo a ser zona totalmente urbana. En el Área Metropolitana los últimos años, cerros como Santo Domingo han sido invadidos casi por completo debido a problemas socioeconómicos, y cerros como el pan de azúcar, quitasol y picacho están en peligro de desaparecer por invasiones y loteo de los terrenos, de allí la importancia de poder evaluar desde un punto de vista radical, cuál es el aporte de estos a él transporte atmosférico dentro del Valle.

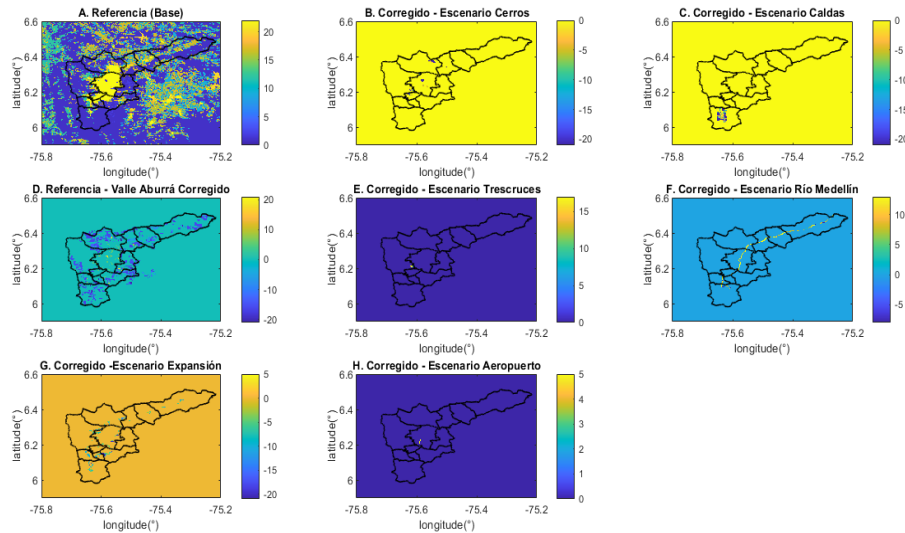


Figura 4. Escenarios de Cambios Valle de Aburrá. a) Clasificación de uso del suelo del modelo LOTOS-EUROS. b) Escenario de cambio de cerros. c) Escenario de cambio de Caldas. d) Escenario de cambio corregido de la clasificación de uso del suelo del modelo LOTOS-EUROS. e) Escenario de cambio de cerro de las Tres Cruces. f) Escenario de cambio del Río Medellín. g) Escenario de cambio con respecto al área de expansión planteada para el Valle de Aburrá. h) Escenario de cambio del aeropuerto Olaya Herrera.

2.3.2. Escenario Caldas (Figura 4.c). Se propuso un escenario en el que gran parte de la zona rural del municipio de Caldas se expande y se transforma en superficie artificial la cobertura arbórea, dicho escenario se planteó teniendo en cuenta la dinámica en la base de los vientos en el Valle de Aburrá, estos provienen del noreste y son encauzados hacia el sur, siendo de gran importancia en la dinámica del transporte atmosférico (Montoya, 2018). Este escenario se planteó en base de que Caldas es el municipio más al sur del Valle de Aburrá y es allí donde nace la cuenca del Río Medellín (Marín & Barros, 2016), por lo tanto, evaluar este tipo de escenarios dará como resultado cuál es la importancia de conservar este tipo de espacios en términos de calidad del aire.

2.3.3 Escenario Tres Cruces (Figura 4.e). El cerro de las tres cruces se encuentra en la parte suroccidental de la ciudad de Medellín, es una zona de aproximadamente 107 hectáreas y un área de conservación y protección ambiental. Hace parte de los ecosistemas estratégicos de la ciudad (Pérez Muñoz, 2013). En el año 2009, se formuló un plan de manejo ambiental para poder lograr una conectividad ecológica con los demás ecosistemas del Valle de Aburrá, mitigación de la contaminación y para aportar al aumento de la biodiversidad (Pérez Muñoz, 2013). Luego de que un incendio forestal la Alcaldía de Medellín tomó la determinación de adquirir la mayoría de los predios que pertenecían a privados, para luego reforestarlo y convertirlo en un parque ambiental (AMVA, 2019). El objetivo de elegir este escenario como un posible cambio, es poder observar el comportamiento del modelo cuando se intervienen este tipo de espacios, reforestando y por consiguiente cambiando su uso del suelo, en espacios relativamente pequeños, pero que están situados a las laderas del valle, poder

observar efectos en el modelo podría ayudar a evaluar como a intervención de estas laderas puede contribuir a mejorar la situación ambiental por contaminación.

2.3.4 Escenario Río Medellín (Figura 4.f). La cuenca del río Medellín o Aburrá nace en el municipio de Caldas, específicamente en el alto de San Miguel y atraviesa todos los municipios del Valle de Aburrá y finalizando en el Río grande, donde se le conoce como río Porce (Marín & Barros, 2016). El río a lo largo de su trayecto ha padecido grandes modificaciones en sus condiciones naturales, debido a que el desarrollo del Valle de Aburrá se dio alrededor de esta, generando una alta deforestación en su cuenca, contaminación por los residuos generados en los hogares y empresas, además de la explotación de materiales para construcción (Marín & Barros, 2016). Este escenario específico, intenta recrear una visión de ciudad construida desde 2014 con la creación del megaproyecto de Parques del Río Medellín, aprobado en el Plan de Ordenamiento Territorial de este mismo año, el objetivo de dicho proyecto fue mejorar la movilidad en una sección de la arteria vial principal del Valle de Aburrá ubicada en el centro de la ciudad, así como ampliar y otorgar un nuevo espacio público para el disfrute de los ciudadanos (Fernández & López, 2019). Con la terminación y éxito de dicha megaobra en la ciudad, en el año 2020 en el Plan de Ordenamiento Territorial se propone una nueva megaobra para la misma arteria vial pero esta vez al norte de la ciudad. Lo que proponemos en este escenario es poder mostrar la importancia que puede significar para el valle de aburra articular este tipo de iniciativas, el poder formar un gran parque lineal que pueda cruzar todo el Valle de Aburrá, mejorando la movilidad, incrementando espacio público, aumentando la cobertura vegetal,

así como lo que esto significaría en términos de química de transporte.

2.3.5 Escenario expansión (Figura 4.g). Se plantea en base a la capa de clasificación de usos del suelo del AMVA, en dicha capa la clasificación se restringe a zona urbana, rural y expansión. La zona de expansión es una zona amortiguadora entre lo urbano y lo rural, esta restringe la expansión urbana en el valle de aburra, ajustándose a los dictámenes de cada POT o PBOT de los municipios que integran el Área Metropolitana, incluyendo el Distrito de Manejo integrado Divisoria de Valle de Aburrá/Río Cauca y las otras áreas protegidas o de manejo especial que se encuentren dentro del valle. El objetivo es observar el comportamiento del modelo de transporte en un escenario futuro en el cual la expansión urbana pueda llegar a tal punto de establecerse en los límites y ocupar la zona de amortiguadora.

2.3.6 Escenario Aeropuerto (Figura 4.h). Es un escenario que se basa en la conversión del Aeropuerto Olaya Herrera a un parque público, este se propone para la ciudad de Medellín desde el año 1985 desde la inauguración del aeropuerto internacional José María Córdova, en Rionegro, pero se ha retomado en los últimos años debido al déficit de espacio público el cual fue para Medellín en el año 2012 de 3,82 m² de espacio público efectivo por habitante, cifra muy alejada del estándar nacional que es de min 15 m² por habitante (Gómez & Posada, 2015), además de las contingencias ambientales por la misma falta de ecosistemas urbanos con cobertura vegetal. Este proyecto actualmente se encuentra en discusión, pero de ser posible se pretende observar el posible efecto que pueda traer consigo la conversión de un área relativamente pequeña al interior de la zona urbana compuesta por un suelo artificial de pavimento, siendo un foco de emisiones de combustión de los aviones, a un uso del suelo de espacio público con una gran cobertura vegetal. Proponer estos escenarios puede ser importante para ver cuál es la sensibilidad del modelo a cambios en el uso del suelo pequeños.

2.4. LOTOS-EUROS

El modelo de transporte químico (CTM por sus siglas en inglés) LOTOS-EUROS, tiene como finalidad la simulación de la dinámica de varios compuestos atmosféricos. El modelo puede abarcar diferentes compuestos como el ozono (O₃), óxidos de nitrógeno (NO_x), compuestos orgánicos volátiles (COV), aerosoles compuestos de azufre (SO₂, SO₄), nitrógeno reducido (NH₃, NH₄), nitrógeno oxidado (NO₃), material particulado (carbono elemental, carbono orgánico otras PM primarias, polvo mineral, rocío de mar), metales pesados (Cr) y

cationes básicos (Ca y Mg) (Manders-Groot et al., 2016; Manders et al., 2017; Schaap et al., 2005).

El modelo posee una complejidad intermedia debido a que los procesos relevantes están parametrizados es por esto que las demandas computacionales son modestas, lo que permite hacer cálculos hora a hora durante períodos prolongados de meses incluso varios años dependiendo de la capacidad de la CPU (Mues et al., 2014). Para nuestro caso se utilizó el supercomputador APOLO de la universidad EAFIT, debido a que posee gran capacidad computacional y nos permite realizar simulaciones a gran escala, o para nuestro caso varias simulaciones de un dominio anidado de alta resolución (1km x 1km) para un modelo regional de este tipo.

La Tabla 1 resume la configuración utilizada en el modelo para simulación de transporte y deposición de los compuestos nitrogenados, junto con los dominios anidados utilizados (Anexos) basado en (Lopez-restrepo et al., n.d.; Yarce-Botero, López-Restrepo, et al., n.d.). Las condiciones de contorno de obtuvieron de CAMSIRA, que son conjuntos de datos que proporcionan un registro completo de las condiciones meteorológicas de las últimas décadas. La información de entrada sobre las emisiones se adquirió del inventario de la base de datos de emisiones para la investigación atmosférica mundial (EDGAR), del cual es importante aclarar que todos los escenarios usan exactamente el mismo inventario de emisiones, pese a que los cambios en el uso del suelo pueden cambiar las emisiones, no se consideró en este trabajo y queda como propuesta para un trabajo futuro. Las deposiciones se calcularon utilizando el módulo DEPosition of Acidifying Compounds (DEPAC).

Periodo	2 de enero 2019 – 30 de junio 2019
Meteorología	ECMWF; Temp.res: 3h; spat.res:0.07°×0.07°
Condiciones iniciales y de contorno	LOTOS-EUROS (D1). Temp.res: 1h. Spat.Res:0.09°×0.09°
Emisiones antropogénicas	EDGAR v4.2. Spat.res:10 km×10 km
Emisiones biogénicas	MEGAN Spat.res:10 km×10 km
Emisiones de fuego	MACC/CAMS GFAS Spat.res:10 km×10 km
Uso del suelo	GLC2000. Spat.res:1 km×1 km
Topografía	GMTED2010. Spat.res: 0.002°×0.002°
Dominio 1 [D1] lat x log	[8,5° S-19° N] x [84° W-60° W]
Dominio 2 [D2] lat x log	[2° N-11° N] x [80,5° W-70° W]
Dominio 3 [D3] lat x log	[5,2° N – 8,9° N] x [77,2° W – 73,9° W]
Dominio Valle de Aburrá [D4] lat x log	[5,7 ° N - 6,8 ° N] x [76° W -75 ° W]

Tabla 1. Ajustes de configuración de LOTOS-EUROS para las simulaciones realizadas (Lopez-restrepo et al., n.d.; Yarce-Botero et al., n.d.).

2.5. Simulaciones

Para cada escenario se realizó una simulación en el modelo LE y se evaluaron los cambios frente a una simulación control que fue el escenario corregido. Luego de la simulación, se analizaron dos variables de salida de modelo LE, la primera fue la deposición seca de NO_y , que es el proceso en el cual el material particulado y los gases son transportados desde la atmósfera, sin considerar las precipitaciones, y finalmente depositados en superficie (Avila & Aguilhaume, 2017; Duyzer et al., 1992), además es significativo en periodos de verano, cuando las precipitaciones son escasas.

Los compuestos NO_y incluyen compuestos como el pentóxido de dinitrógeno (NP), ácido peroxinitrico (HNO_4), óxido nítrico (NO), dióxido de nitrógeno (NO_2), ácido nítrico (HNO_3), ácido nitroso (HNO_2), nitrato de peroxiacetilo (PAN), nitrato en partículas (NO_3 -aerosol) y radicales nitrato (NO_3) (Asman et al., 1995). Para NO_y , algunas de las reacciones están influenciadas por la luz solar, lo que ocasiona la formación de compuestos muy reactivos (radicales), debido a su reactividad, ocurren en concentraciones muy bajas, jugando un papel importante en la química atmosférica (Asman et al., 1995). En esta variable, se obtuvieron 8 archivos `drynoy_name.nc` de 3 dimensiones (Longitud, Latitud, tiempo) asociados a los 6 escenarios modificados, el escenario base y el mapa corregido. Estos archivos contenían el promedio diario de deposición, es decir, que teniendo en cuenta el tiempo establecido para la corrida del modelo, tenemos un total de 180 días, exceptuando para dos escenarios (Expansión y Tres Cruces) para los cuales una posible falla en la programación de la corrida o problemas con APOLO, ocasionaron que se realizaran solo 160 días de corrida.

La segunda variable por analizar fue la concentración superficial de NO_x (Óxidos de nitrógeno). La producción de compuestos NO_x es causada por la oxidación de compuestos nitrogenados presentes en los combustibles fósiles, pero principalmente es originada por la descomposición térmica del oxígeno en el aire que ingresa a las cámaras de combustión de diversos tipos de motores industriales biomasa. El dióxido de nitrógeno (NO_2) es una de las especies más abundantes de óxidos de nitrógeno producidos por el hombre en áreas urbanas (Molano-Delgado & Zambrano-Ovalle, 2018). En esta simulación se adquirieron un total de 8 archivos `no2_sfc_name.nc` de 4 dimensiones (Longitud, Latitud, Tiempo, Nivel) igualmente asociados a los mismos escenarios anteriormente mencionados, estos resultados contenían el promedio de la concentración por hora de NO_x en la superficie, por lo que el parámetro Nivel solo posee un valor (1),

esta variable de concentración superficial nos permite observar los cambios en el transporte de NO_x .

Los archivos generados en la simulación fueron leídos con el Software MATLAB, haciendo uso de la licencia institucional de la universidad EAFIT, se leyeron las entradas y para una mejor visualización de las mismas, por medio de gráficos y mapas se realizaron promedios semestrales (Figura 5 y 6), mensuales y semanales, con el fin de encontrar diferencias marcadas en cada rango de tiempo, además se efectuaron las sumas totales de la concentración (deposición seca de NO_y y concentración superficial de NO_x) de cada día en el dominio completo, así como también el promedio total de la concentración de cada día en el dominio completo.

3. Resultados y discusión

Con el software de MATLAB se desarrollaron pruebas estadísticas con el objetivo de comparar el efecto de cada uno de los escenarios propuestos y el escenario Corregido y comprobar si la diferencia era significativa para la variable de deposición. La primera fue la prueba de lilliefors (lillietest), con el fin de saber si los datos poseían una distribución normal, así mismo se realizaron gráficos de normalidad, los resultados para cada conjunto de datos arrojaron que los datos no corresponden a una distribución normal, por lo que se eligió la prueba no paramétrica de Wilcoxon (ranksum) para determinar si la mediana de la población era estadísticamente diferente de la mediana hipotética, para todos los conjuntos de datos. Los resultados del test arrojaron que las muestras no eran significativamente diferentes, para ninguno de los escenarios, esto se debe posiblemente a que el dominio utilizado fue muy grande. Debido a este resultado, se realizaron una serie de subdominios (Tabla 2. Anexos), con el fin de observar si las diferencias eran significativas en una escala local, estos se localizaban donde había mayor número de cambios para cada uno de los escenarios (Anexo), pero los resultados del test también arrojaron que las muestras no eran significativamente diferentes. No hubo diferencias entre utilizar una suma total y el promedio, esto es debido a que las diferencias en la deposición seca de NO_y y la concentración superficial de NO_x son muy pequeñas, por lo tanto, las diferencias no afectan directamente la media de la deposición o concentración superficial para cada día.

En cuanto a los resultados de los promedios se observa una gran diferencia en las magnitudes de la concentración para cada una de las variables al realizar el promedio sea semestral, mensual o semanal (Figura 7), pero no hay mucha diferencia de

los promedios intersemanal o intermensual para cualquiera de las dos variables (Anexos). Debido a la dificultad para la visualización de los promedios en cada semana por cada uno de los escenarios e igualmente la dificultad para la visualización de los mensuales, sumado a que no hay diferencias significativas intersemanal o intermensual, para el

análisis de los mismos, se tomó la determinación de analizar el mes 3 y el mes 5, meses correspondientes a Marzo y Mayo respectivamente, épocas que corresponden al inicio y final del paso de la ZCIT en el primer pico de precipitación , (Jiménez, 2016; Lopez-Restrepo et al., 2020), de igual modo no se encontraron diferencias entre los meses.

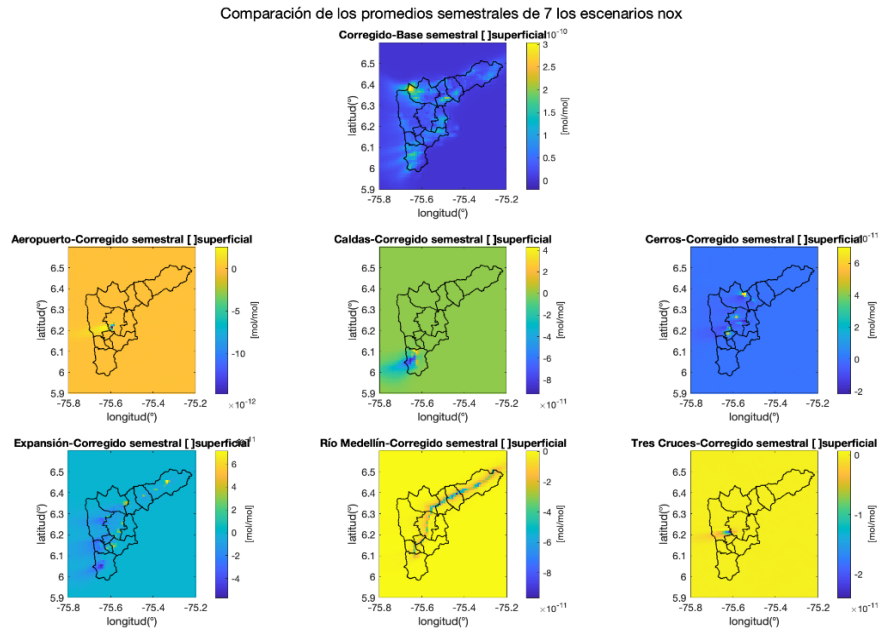


Figura 5. Comparación promedios semestrales de la concentración superficial de NO_x

Comparación de los promedios semestrales de 7 los escenarios (Drynoy)

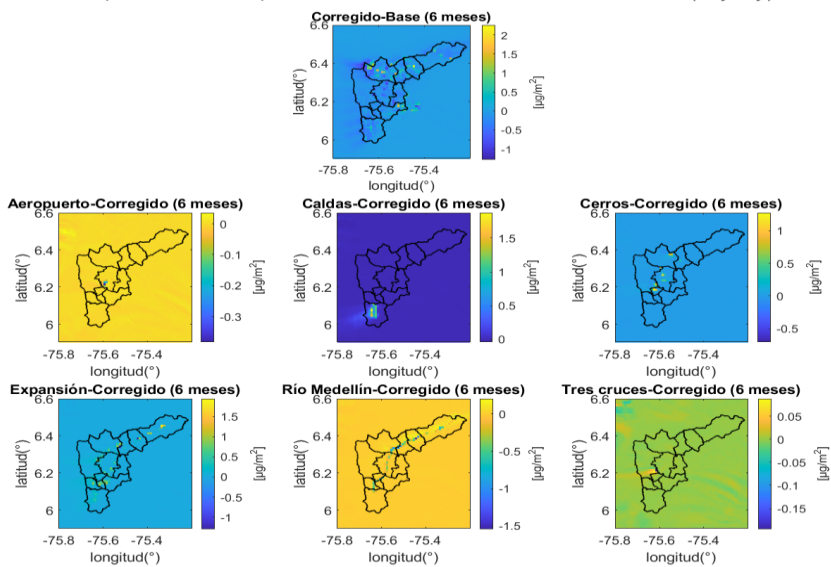


Figura 6. Comparación promedios semestrales de la deposición seca de NO_x .

3.1 Corregido

El escenario Corregido es el único comparable con el escenario Base (Figura 4.a), este escenario se ejecutó utilizando una imagen satelital para redefinir las coberturas y delimitar la zona urbana, es quizá el escenario con más cambios debido a que se empleó como base para los otros escenarios. Al comparar los escenarios de los promedios semestrales, mensuales y semanales se perciben varias diferencias.

En cuanto a la deposición seca de NO_y (Figura 7. a, b, c) se observan diferencias positivas y negativas, es decir, hay cambios positivos de la deposición (mayor deposición) y cambios negativos (menor deposición); en los promedios mensuales y semanales se hacen más notables las diferencias debido a que se tienen aumentos en la deposición que van desde $13.9\mu\text{g}/\text{m}^2$ y disminución en la deposición de $-10.7\mu\text{g}/\text{m}^2$ en los promedios mensuales, de igual modo $55.1\mu\text{g}/\text{m}^2$ y disminución en la deposición de $-38.95\mu\text{g}/\text{m}^2$, para los promedios semanales, dichos cambios en la deposición parecen estar restringidos a las áreas directamente modificadas.

En cuanto a la concentración superficial de NO_x (Figura 7. d,e,f), hay grandes diferencias en la magnitud del cambio, que van desde $\cdot 10^{-10}$, $\cdot 10^{-13}$ y $\cdot 10^{-11}$, para promedio semestral, mensual y semanal

respectivamente, no hay muchos cambios negativos (disminución de la concentración)

Los mayores cambios de aumento en la deposición corresponden a la zona urbana de Copacabana, la cual se encontraba clasificada como una zona rural, así mismo también en la zona de Cerro Quitasol en el municipio de Bello, zona reclasificada de cobertura boscosa a mosaico; estos cambios también explican los resultados en concentración superficial de NO_x , debido a que las zonas aledañas a los cambios en deposición tienen un aumento en la concentración, teniendo así estos cambios gran influencia a nivel local. Para el caso de Copacabana, parece ser la única zona con una disminución en la concentración superficial, justo sobre el área modificada.

Sugerimos que este escenario se puede considerar una mejor representación de lo que significa el escenario Base para el Valle de Aburrá, lo cual puede representar que posiblemente los resultados de la influencia del Valle de Aburra a ecosistemas vulnerables en términos de carga de Nitrogenados encontrados por Yarce Botero (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.) puede estar subestimada, lo cual aumenta la necesidad de realizar monitoreo de deposición a estos ecosistemas.

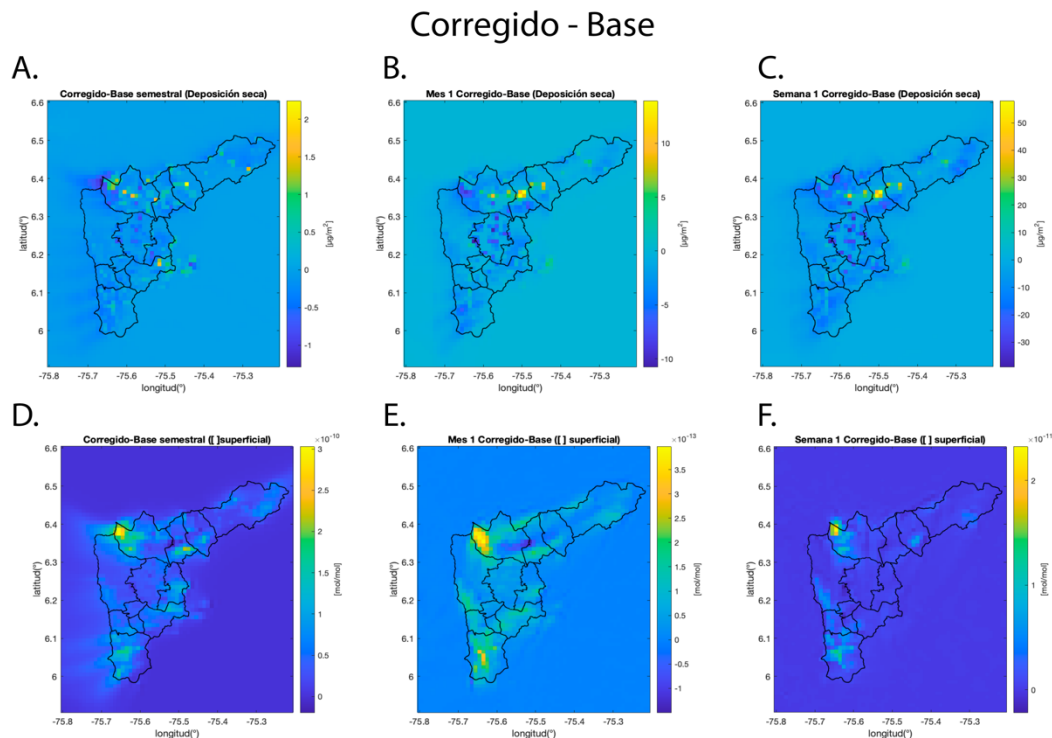


Figura 7. Comparación entre el escenario Corregido y Base para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. a) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NO_y . b) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (enero, 2019) para la deposición de NO_y . c) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1, 2019). d) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NO_x . e) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x . f) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primera semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x .

3.2. Cerros

En el escenario de cerros se modificaron 9 cerros importantes del Valle de Aburrá (Figura 8.a), con el fin de simular el crecimiento interurbano y posible desaparición de estos, como se especificó en la sección 2.3.1. Se observa una marcada diferencia al comparar los promedios semestrales, mensuales y semanales, para ambas variables.

En la deposición seca (Figura 8. a, b, c), se perciben diferencias positivas y negativas, aunque evidentemente la positiva es mayor, es decir, ocurrirá una mayor deposición de NO_y si los cerros pasan de ser escenarios naturales urbanos a ser totalmente artificiales o en su defecto mosaicos urbanos con predominio de pastizales, así mismo se observa una notable disminución en la concentración superficial (Figura 8. d, e, f) para los promedios mensuales donde evidentemente hay una pluma de disminución de la concentración para la zona occidental de los cerros Quitasol, Picacho, Pan de Azúcar, Nutibara, Tres Cruces y manzanillo.

De igual manera se observa un aumento en la concentración superficial en las zonas cercanas a los cambios. En cuanto a los promedios semanales el cambio que más efecto en la concentración superficial son el Cerro el Manzanillo y Tres Cruces, con un aumento que tales magnitudes son los únicos cambios notorios.

Se percibe que cerros al desaparecer dejan vestigios de una disminución de la concentración del nitrógeno con dirección del viento y así mismo el nitrógeno es depositado en las zonas continuas a este, lo cual deja en indicio que si bien hay una disminución aparente en la concentración de nitrógeno como se observa en la figura 8.b, también es notable el aumento del transporte evidenciado en la figura 8d y 8f. Lo anterior deja como evidencia, que en un escenario de ciudad en el cual los cerros son eliminados de un ámbito urbano o urbanizados completamente, puede ocasionar un aumento en la deposición del nitrógeno, otra gran cantidad de este sería transportado hacia otras zonas, posiblemente a otros ecosistemas subyacentes.

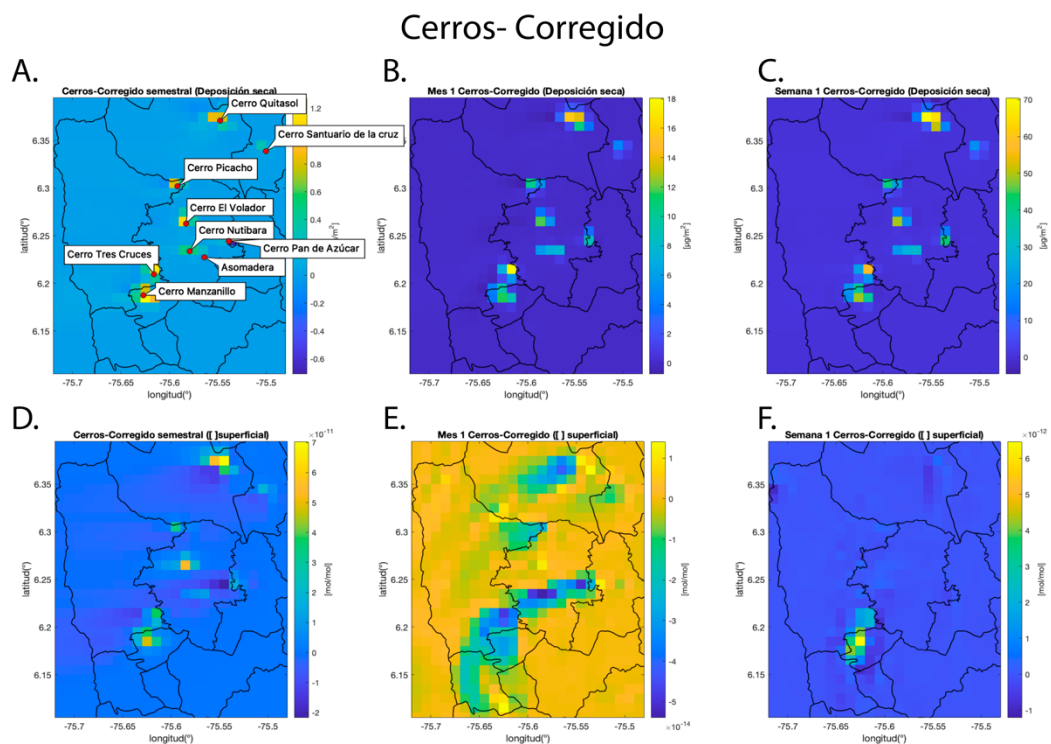


Figura 8. Comparación entre el escenario Cerros y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NO_y . Se puede observar donde se encuentran cada uno de los cerros del Valle de Aburrá elegidos para realizar la simulación B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (enero, 2019) para la deposición de NO_y . C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1, 2019) para la deposición de NO_y . D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NO_x . E) Escenario de comparación del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x . F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x .

3.3. Caldas

Tal como se especifica en la sección 2.3.2, este escenario hipotético se plantea con base en una

posible expansión de la zona urbana del municipio de Caldas hacia sus laderas. El comportamiento fue similar a los escenarios anteriores, debido a que no se observa una diferencia intersemanal, ni

intermensual, pero si una marcada diferencia en los promedios semestrales, mensuales y semanales, para ambas variables (Figura 9). Al igual que en los anteriores escenarios en los cuales los cambios de usos del suelo involucran una migración de este hacia una clasificación urbana (artificial).

En el escenario de Caldas se observó un aumento en la deposición seca (Figura 9. a, b c), y así mismo una disminución de la concentración superficial con tendencia hacia el sur, y un aumento en la concentración superficial hacia el norte del área modificada (Figura 9. d, e, f), este comportamiento posiblemente es debido a la dinámica de los vientos dentro del valle, que ingresan por el noreste del valle y son encausados hacia el sur. El aumento en la deposición refleja un aumento en la concentración

de la superficie, esto causa una disminución guiada por la dirección de los vientos. Los resultados para este escenario demarcan una importante apreciación.

Caldas tal como se especifica en la sección 2.3.2 del presente trabajo, posee gran parte de las zonas de bosque nativo para el Valle de Aburrá, para este caso específico la misma conformación del municipio con un casco urbano central (ubicado en el centro del municipio) parece ocasionar que los compuestos nitrogenados sean atrapados por las coberturas en las zonas periurbanas y rurales (periferias), facilitando la deposición al interior de la zona urbana, como si de unas barreras se tratara, lo cual destaca la gran importancia de conservar estas coberturas alrededor del municipio).

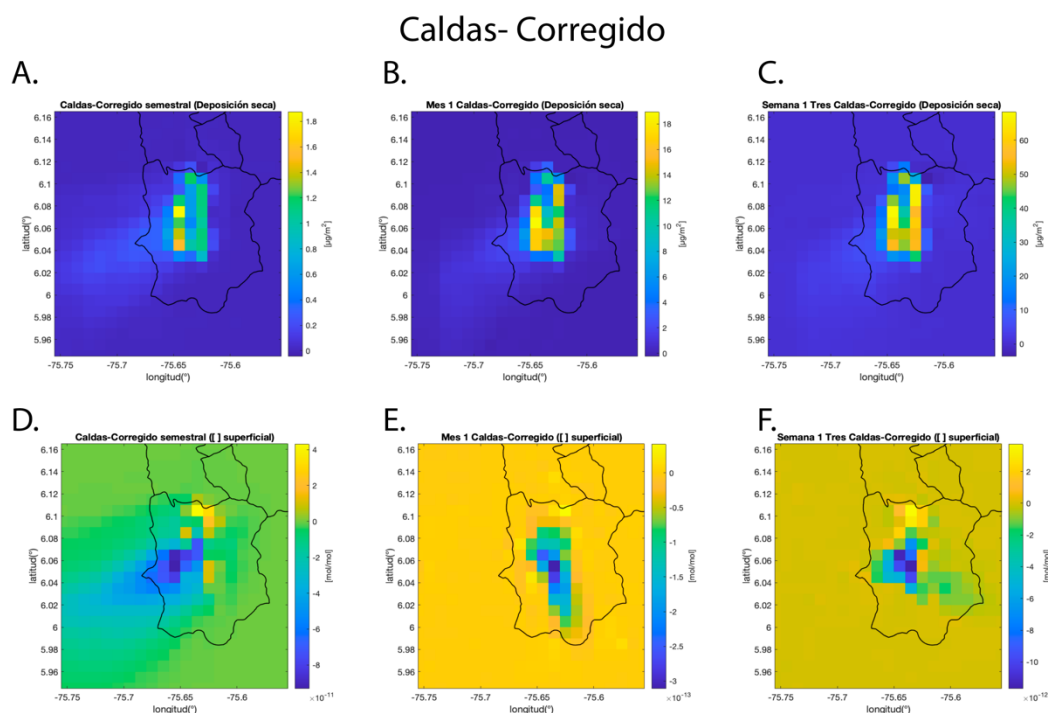


Figura 9. Comparación entre el escenario Caldas y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NOy. B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (enero, 2019) para la deposición de NOy. C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1, 2019) para la deposición de NOy. D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NOx. E) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NOx. F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NOx.

3.4. Tres Cruces

El Escenario de Tres Cruces, tal como se especifica en la sección 2.3.3, tiene como base un cambio de uso del suelo de Praderas a Cobertura Boscosa, esto con el fin de evaluar el efecto de un cambio de praderas a bosque, en la zona periurbana de la ciudad. Se observan notables diferencias entre los promedios semestrales, mensuales y semanales en cuanto a magnitud (Figura 10). Respecto a la deposición (Figura 10. a, b, c), se percibe una pluma

de cambios positivos con dirección occidental, pero una disminución en la deposición en el área modificada y sus alrededores; este resultado sugiere que los cambios de usos de un suelo de pradera a cobertura boscosa traen consigo una disminución para la zona inmediatamente modificada pero un aumento notable en la deposición teniendo en cuenta que el área modificada es relativamente pequeña.

Con un aumento en la deposición, se observa una disminución de la concentración superficial (Figura

10. d, e, f), con una pluma en dirección occidental, e igualmente un aumento en las cercanías con el área modificada.

Los resultados sugieren que áreas periurbanas pequeñas no solo en área, sino también en la capacidad de carga de nitrogenados, como lo es el Cerro de las Tres Cruces tienen un efecto marcado en el transporte de contaminantes hacia y fuera del

Valle, ya que quizá el aporte no sea significativo en términos de concentración, pero replicando este tipo cambios de cobertura (que es posible teniendo en cuenta la gran cantidad de áreas de praderas disponibles) a los alrededores puede servir como escudo para ayudar a disminuir la carga de nitrógeno en ecosistemas sensibles a las afueras del Valle de Aburrá.

Tres Cruces- Corregido

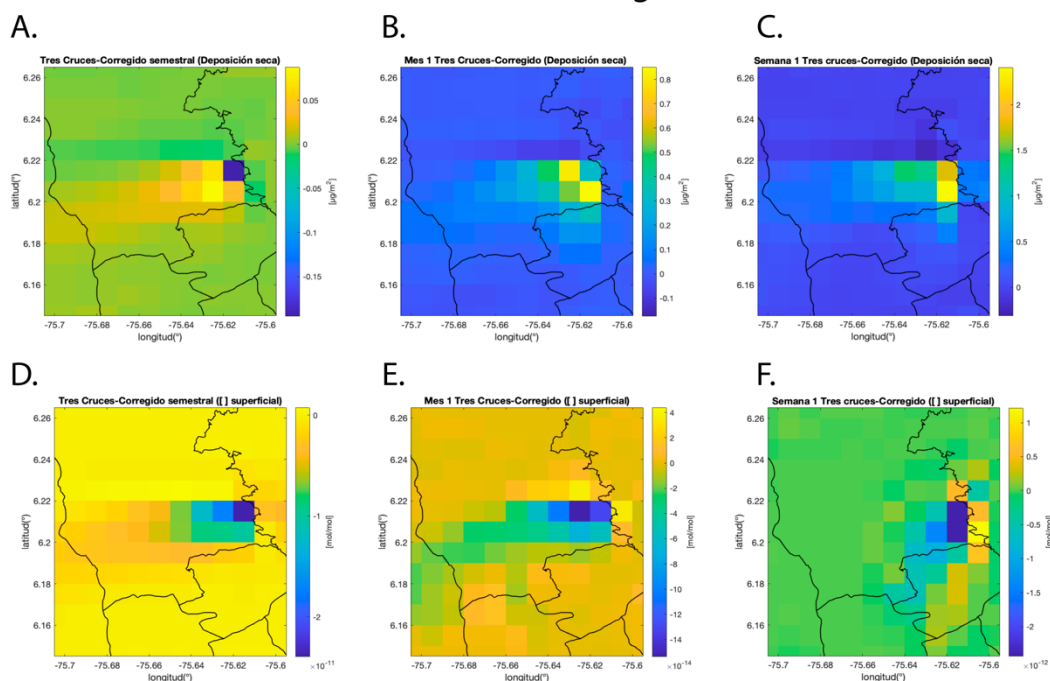


Figura 10. Comparación entre el escenario Tres Cruces y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NOy. B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (enero, 2019) para la deposición de NOy. C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1 de enero, 2019) para la deposición de NOy. D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NOx. E) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NOx. F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NOx.

3.5. Río Medellín

Como se detalló en la sección 3.3.4, el escenario que corresponde Río Medellín, esta cuenca atraviesa todos los municipios del Valle de Aburrá y ahí radica la importancia de realizar dicha simulación. En este escenario se modificaron los alrededores del río que generalmente son clasificados como suelo urbano a mosaico, es decir, a cobertura arbórea.

A lo largo de la cuenca, se puede notar una disminución en la deposición (Figura 11. a, b, c) y concentración superficial (Figura 11. d, e, f) muy local, es decir donde se efectuaron los cambios, pero un aumento en los alrededores, este comportamiento se observa en el promedio semestral, mensual y semanal en la deposición (Figura 11. a,b,c), pero en

el transporte se observa únicamente en el promedio semestral y mensual (Figura 11. d, e), la razón posiblemente se le puede atribuir a la magnitud y escala que esta la simulación del escenario semanal, por lo tanto, los cambios pequeños no son detectables (figura f).

Es mayor la deposición en los alrededores de las áreas modificadas que la deposición al interior de estas, esto explica porque es mas apreciable la disminución del transporte del nitrógeno color azul en las figuras 11 d a f que el aumento en transporte para este escenario, lo que sugiere que realmente dicho escenario de ciudad puede ayudar a disminuir considerablemente el aporte de nitrogenados a los alrededores del Valle de Aburrá o ecosistemas aledaños.

Río Medellín - Corregido

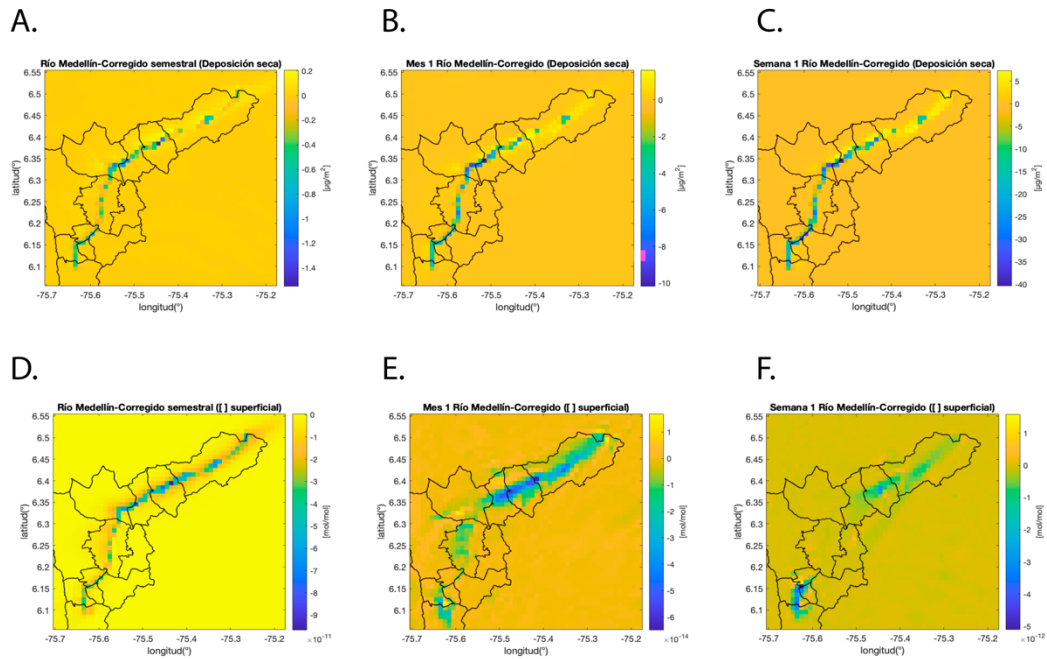


Figura 11. Comparación entre el escenario Río Medellín y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NO_y. B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (Enero, 2019) para la deposición de NO_y. C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1 de enero, 2019) para la deposición de NO_y. D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NO_x. E) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x. F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x.

3.6. Expansión

El escenario Expansión es una situación hipotética en la que el suelo del Valle de Aburrá destinado para expansión se ocupa. El resultado de la simulación es similar a los escenarios en el que se modificó el uso del suelo y pasó de tener un mosaico de vegetación a un uso totalmente artificial. Se observó un aumento en la deposición (Figura 12. a, b, c) de NO_y y con respecto al transporte, se perciben varias plumas en las que hay una disminución en la concentración superficial (Figura 12. d, e, f), es decir, al aumentar la deposición debido al cambio del uso del suelo, disminuye la concentración

superficial o el transporte de NO_x en donde se realizó el cambio y en sus alrededores. Hay que notar que las magnitudes son mayores que en el resto de los escenarios, por lo tanto, en el gráfico se muestran los cambios grandes.

En este escenario la disminución que se observa en cuanto al transporte superficial es explicada por el gran aumento de deposición en magnitud al interior de la zona urbana, debido al aumento de la superficie urbana que facilita la deposición de los compuestos nitrogenados.

Expansión - Corregido

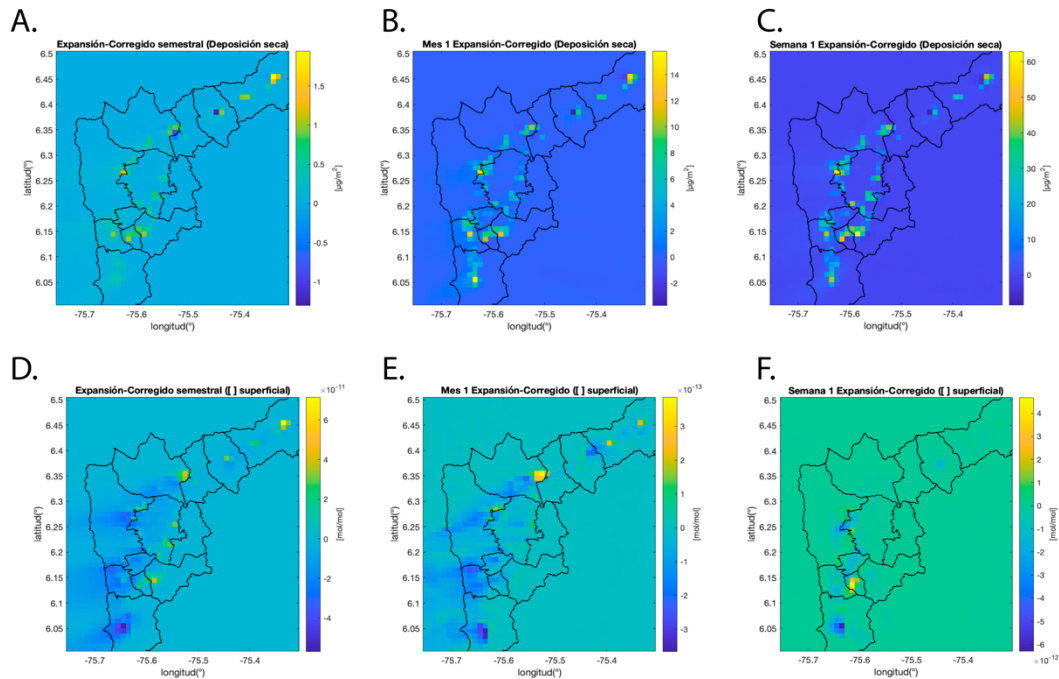


Figura 12 Comparación entre el escenario Expansión y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NO_y. B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (Enero, 2019) para la deposición de NO_y. C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1 de enero, 2019) para la deposición de NO_y. D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NO_x. E) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x. F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x.

3.7. Aeropuerto

Como se especificó en la sección 2.3.6 el escenario denominado Aeropuerto corresponde a la modificación en el uso del suelo actual del Aeropuerto Olaya Herrera, ubicado en la ciudad de Medellín correspondiente a superficie artificial, por una zona con cobertura vegetal Arbórea (Cod CORINE: MCTO). La idea principal fue simular la transformación de dicha área en un parque urbano: la modificación realizada fue de 8 píxeles, cada uno de 300m x 300m para un total de 7,2km² de cobertura transformada, junto con el escenario de Tres Cruces, son a los que menor número de cambios se realizó.

El escenario que corresponde a la deposición seca proporciona un valor tope de diferencial semestral (Figura 13.a) de $-0.3828\mu\text{g}/\text{m}^2$, semanal (Figura 13.c) de $-22.81\mu\text{g}/\text{m}^2$ y mensual (Figura 13. b) de $-5.491\mu\text{g}/\text{m}^2$, es decir, que la deposición disminuyó, aunque se puede observar que estas diferencias son muy localizadas, por lo tanto, en este caso, la deposición seca no tuvo un efecto sobre el resto del dominio, solo en el área transformada.

Los resultados dan muestra de las diferencias sobre la magnitud del cambio, lo cual es más apreciable en la concentración superficial de NO_x (Figura 13. d, e, f) debido a que las unidades son de $\times 10^{-12}$, $\times 10^{-14}$ y

$\times 10^{-13}$, para los promedios semestral, mensual y semanal respectivamente. Esta variable también muestra diferencias positivas y negativas en cuanto a la concentración, es decir, hay áreas con mayor concentración y otras con menor concentración, sobre el área modificada.

Semestralmente encontramos una disminución en la concentración, lo que significa que el cambio realizado disminuyó la concentración en dicho punto; mensualmente y semanalmente, se ve una diferencia positiva en la concentración, lo que sugiere que en dicha área hay un aumento en la concentración superficial de NO_x, aunque por las unidades es un muy bajo como para que semestralmente sea representativo. Localmente fuera del área modificada, se observan cambios en el resto del dominio, plumas de un alza en la concentración superficial NO_x para el promedio semestral, mensual y en menor medida semanal, que se dirigen hacia el occidente del área modificada (Figura 13. d, e, f).

Al contrario de los resultados arrojados en el escenario de tres cruces en este no se observa una disminución del transporte con dirección del viento, sino que se observa un aumento, resultados que posiblemente pueden ser atribuidos a la configuración lineal del área, así como su ubicación dentro del área urbana del valle.

Aeropuerto- Corregido

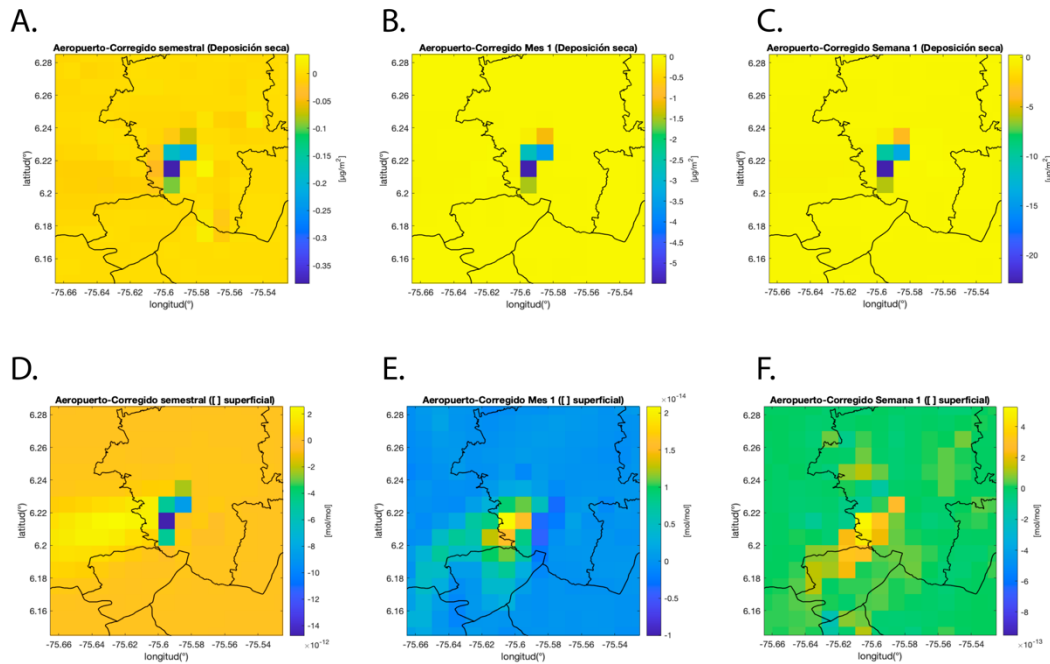


Figura 13. Comparación entre el escenario Aeropuerto y Corregido para deposición seca (Drynoy) y concentración superficial, promedio semestral, mensual y semanal. A) Escenario de comparación del promedio semestral para deposición de NO_y. B) Escenario de comparación del promedio del primer mes de simulación (enero, 2019) para la deposición de NO_y. C) Escenario de comparación del promedio de la primera semana (Semana 1 de enero, 2019) para la deposición de NO_y. D) Escenario de comparación del promedio semestral para la concentración superficial o transporte de NO_x. E) Escenario de comparación del promedio del primer mes (enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x. F) Escenario de comparación del promedio de la semana 1 (Primer semana de enero, 2019) para la concentración superficial o transporte de NO_x.

En general, los resultados para los escenarios de Aeropuerto, Río Medellín y Tres Cruces se observa una disminución de la deposición seca de NO_y sobre el área modificada pero un aumento en el transporte de NO_x sobre la zona de aledaño, esto se debe a que cuando el nitrógeno no logra depositarse sobre una superficie, es transportado hacia otras zonas o dispersado en gran medida por la dirección de los vientos. El tiempo de vida media de NO_x es aproximadamente de 1 día pero el HNO₃, que es la oxidación de ácido nítrico y su principal reservorio junto con el NO₂ es de unos días en la troposfera baja y de unas cuantas semanas en la troposfera alta antes de ser solubilizado y precipitado (Grajales, 2011), por lo que se podría pensar que en el caso de dichos escenarios fue transportado y posiblemente depositado en otra área, pero al ser transportado se dispersó y los cambios en la deposición no fueron observables en la magnitud y escala utilizada para el análisis.

Según lo observado en los escenarios de Tres Cruces y aeropuerto más que en los otros escenarios, los usos del suelo de cobertura boscosa funcionan como una barrera, puesto que hay una disminución de la deposición a nivel local, es decir, donde se realizaron los cambios, pero antes de dicho punto parece aumentar, así como también parece hacerlo la concentración superficial. Todo lo contrario, parece ocurrir con escenarios como Caldas y Cerros, donde suelos artificiales o urbanos parecen

aumentar la deposición. Al remitirnos al modelo encontramos que LE utiliza la parametrización de Zhang et al. (2001), donde se afirma que existe una compleja dependencia de la deposición, por el tamaño de las partículas, la densidad de las mismas, el terreno, la vegetación o uso del suelo, las condiciones meteorológicas y las especies químicas (Zhang et al., 2001). Allí es donde el uso del suelo interviene, Esta parametrización para la deposición debe incluir los usos del suelo junto con unos parámetros para estos, que incluyen la longitud de rugosidad, el radio característico (dependen de LUC y de categorías estacionales) y unas las constantes empíricas (Zhang et al., 2001).

La parametrización del modelo LE parece ser una de las causantes de que los resultados observados quizá no concuerden totalmente con la hipótesis inicial que se tenía sobre el comportamiento de los contaminantes para ecosistemas tropicales, donde según los resultados de investigaciones sobre el papel de la Vegetación en la remoción de ciertos contaminantes (Velásquez Ciro et al., 2019), debía en esencia aumentar la deposición al interior de estas coberturas, ya que cabe resaltar la diferencia marcada entre los bosques tropicales y de regiones templadas con una baja diversidad vegetal y alta dominancia en sus ecosistemas, en regiones tropicales se observa mucha más diversidad en sus ecosistemas, una mayor rugosidad en dosel y subdosel debido a la alta cantidad de biomasa y

variedad de rasgos funcionales de las hojas (Resistencia estomática y cuticular que interviene en el modelo de deposición), además de su característica más importante que es la retención de nitrógeno (Templer et al., 2016).

La discusión desde el punto de vista de los ecosistemas puede centrarse para el caso específico del Valle de Aburrá, en si favorece positiva o negativamente alguno de los cambios propuestos en los escenarios, lo que se aprecia es que los escenarios en los cuales se realiza una conversión del uso del suelo hacia una cobertura arbórea hay claramente una disminución en la deposición de NO_x, resultado representativo no solo para zonas urbanas arborizadas sino también para ecosistemas de bosques andinos nativos; el comportamiento del modelo es opuesto para los cambios de conversión a áreas urbanas, debido a que hay un aumento en la deposición.

La deposición continua del Nitrógeno atmosférico en los ecosistemas terrestres puede provocar la acidificación del suelo, lo que resulta en una disminución neta del pH del suelo (Lu et al., 2014), por ejemplo las emisiones de NO_x provenientes de uso de combustibles fósiles, producen un enriquecimiento crónico de nitrógeno de los ecosistemas naturales, con efectos documentados en literatura sobre los desiertos donde el aumento de nitrógeno en el suelo conducirá a un mayor dominio de plantas exóticas y una disminución de la diversidad de especies de plantas en este ecosistema (Brooks, 2003), igualmente en pastizales se documentó el efecto sobre la diversidad y riqueza de especies vegetales (Clark & Tilman, 2008; Stevens et al., 2004), bosques y otros ecosistemas (Aber et al., 2003; Schlesinger, 2009).

Según lo anteriormente mencionado los suelos con una baja deposición de Nitrógeno pueden ser positivos para los ecosistemas, pero la deposición elevada de N también puede estimular el crecimiento de las plantas en regiones con limitaciones de este nutriente, tal como se ha comprobado para los bosques del hemisferio norte, que incluso ha incrementado la fijación de CO₂ (Galloway et al., 2008). En determinadas condiciones la adición de N puede tener efectos positivos para los suelos y ecosistemas. Por ejemplo, en ecosistemas donde el N es el elemento limitante como en las regiones más templadas y sumado al aumento de CO₂ de las últimas décadas, la deposición de N puede favorecer la producción primaria y el secuestro de carbono en los bosques (Ferretti et al., 2014).

Quizá la mayor problemática con todo esto radica en que algunas regiones tropicales ya experimentan una elevada deposición de Nitrógeno, deposición ácida y eutrofización de las aguas, debido tanto a la

urbanización como la intensificación agrícola (Galloway et al., 2008), sumando a que los ecosistemas de bosques en zonas tropicales a menudo cuentan con una alta disponibilidad de N en el suelo y tasas rápidas de ciclos del N (Lu et al., 2014). Por lo tanto, es poco probable que la deposición de N en ecosistemas tropicales tenga los efectos positivos en el crecimiento y la producción, aunque puede alterar otros aspectos del ciclo del N (Lu et al., 2014). Lo que sí es innegable es que las urbes tienen un efecto y aporte significativo en los ciclos biogeoquímicos, es por esto que debemos pensar en reducir la emisión de los mismos y por ejemplo hacer un uso de las emisiones de nitrógeno provenientes de la zona urbana, con ayuda de los modelos CTM como el LE, realizando predicciones sobre la deposición de compuestos nitrogenados sobre las áreas periurbanas o rurales donde se realizan labores de agricultura y ganadería, es posible realizar cálculos para saber el aporte de la deposición en la fertilización de los suelos, con el fin de disminuir la aplicación de fertilizantes nitrogenados a los alrededores de dicha área. Quizá otra aplicación que puede tener el modelo, por ejemplo, en el área de planeación, ya que es posible predecir la importancia o el impacto de cierto tipo de proyectos sobre el transporte y deposición de compuestos nitrogenados, y sus implicaciones para las personas o ecosistemas aledaños.

Según la documentación encontrada los aumentos de nitrógeno en los ecosistemas tienen tanto efectos positivos como negativos, quizá lo más grave es la poca documentación de esos efectos en los ecosistemas tropicales, aunque si es posible esperar más efectos negativos que positivos, esto debido a que los suelos tropicales ya poseen una alta carga de nitrógeno, sumado a la carga ejercida por los procesos agroindustriales y por último los contaminantes atmosféricos.

Uno de los hallazgos más importantes quizá sea en el que se documenta que la deposición crónica, pero de bajo nivel de nitrógeno puede tener un mayor impacto en la diversidad. (Clark & Tilman, 2008), y es que el desconocimiento sobre los efectos de las adiciones de nitrógeno en los ecosistemas tropicales, puede posiblemente tener tasas incluso mayores a las reportadas de pérdida de 17% de las especies en ecosistemas de pastizales (Clark & Tilman, 2008). Es preocupante pensar que estas tasas de pérdida de especies, pueda sumarse con la tasa de cambios en el uso del suelo, que es en gran parte la causa de mayores tasas de pérdida de diversidad para las zonas tropicales. Tal como fue documentado, las áreas protegidas y ecosistemas sensibles como los páramos, están recibiendo grandes cantidades de contaminación a causa del transporte atmosférico desde los grandes centros urbanos como el Valle de Aburrá (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.).

La deposición de contaminantes en estas áreas presentan un factor de riesgo para el ecosistema y es necesaria una evaluación del impacto en estos, así como una red monitoreo de calidad de aire y deposición para validar este tipo de modelos de química de transporte y plantear estrategias de conservación (Fenn et al., 2003; García-Gómez et al., 2014; Xu et al., 2019), incluso existen métodos de bajo costo para muestrear deposición en el mercado.

Conclusiones

Se concluye que el modelo a pesar de no estar diseñado para ámbitos locales tan reducidos como es el caso del valle de aburra, debido a que posee una resolución de 1km x 1km, los cambios en usos del suelo resultan ser sensibles al modelo hasta el punto de detectar cambios muy pequeños, esto facilita que la herramienta pueda ser utilizada para monitoreo de deposiciones en el valle u otras zonas que lo requieran. Los resultados sugieren que el comportamiento de la deposición para el Valle de Aburrá difícilmente puede ser generalizado, ya que cada escenario se comporta de forma diferente.

Si bien no tiene mucho sentido biológico el delimitar los cambios de uso del suelo a fronteras geopolíticas dada la fuerte relación con los procesos atmosféricos, el modelo parece comportarse bastante bien para las predicciones dentro del valle, pero es importante realizar este mismo rastreo y actualización de usos del suelo para alrededores y fuera del valle, debido que es posible que las nuevas zonas de industrialización y acelerado cambio del paisaje como el oriente antioqueño, pueden tener un impacto grande hacia el interior del valle. Los resultados sugieren que las estimaciones de carga de nitrogenados que aporta el Valle de Aburrá a ecosistemas vulnerables (Yarce-Botero, Lopez-Restrepo, et al., n.d.) puede estar subestimado, por lo cual se sugiere una nueva corrida del modelo a escala regional usando otra actualización de los mapas de usos de suelos, además de las emisiones antrópicas y biogénicas; esta subestimación puede resultar más alarmante que lo documentado ya que la carga de nitrogenados de estos ecosistemas vulnerables puede ser incluso mayor que lo pensado y la situación puede ser más crítica de lo que se piensa.

El escenario Caldas deja en evidencia la fuerte necesidad de conservar las áreas boscosas a los alrededores del casco municipal, donde la cantidad de zona boscosa a los alrededores de la zona urbana, retienen en gran medida las deposiciones, así mismo

demuestra la gran carga de nitrogenados que la expansión urbana puede significar para los ecosistemas aledaños al municipio. Cabe destacar que los resultados obtenidos en el escenario del Río Medellín son trascendentes, ya que podría evidenciar que a causa de las características del mismo escenario es posible disminuir a la cantidad de nitrógeno transportado fuera del valle. En cuanto a los cerros de la zona urbana, al igual que la literatura, se evidencia su función de remoción de contaminantes, secuestro de carbono y hábitat para varias especies, además del papel importante que cumplen en el transporte y deposición de los nitrogenados.

Los cambios en usos del suelo que resulten ser más sensibles para el caso del Valle de Aburrá en términos de deposición cuando se localizan en las zonas central y periurbana, esto se evidencia con las fuertes plumas de disminución de la concentración que dejaron los escenarios de Tres cruces, cerros y expansión, es decir, que los cambios realizados dentro de zonas urbanas son significativos en términos de deposición.

En general la predicción de deposición resulta ser útil para definir estrategias de retención de compuestos nitrogenados salientes del valle. Se puede confirmar que cambios pequeños en los usos del suelo conducen sea a un aumento o disminución en la deposición, que a su vez trae consigo una disminución o un aumento de la concentración superficial según sea el caso. Para mejorar la predicción del modelo es necesaria una actualización de los parámetros utilizados en el modelo LE para la deposición seca, actualizar el inventario de emisiones y actualización de las especies vegetales (colombianas) asociadas a cada uso del suelo que utiliza el modelo para las emisiones biogénicas, que para nuestro caso no debe tener mayor efecto, ya que este es un precursor importante a tener en cuenta para la modelación de los COV y Ozono.

Para estudios posteriores es importante tener en cuenta el escenario de expansión, ya que muestra un gran aumento en la deposición, incluso mayor para sectores específicos que lo que muestran el resto de los escenarios, posiblemente allí se estén dando otros comportamientos que estamos pasando por alto.

Referencias

- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M. L., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A., & Stoddard, J. L. (2003). Is nitrogen deposition altering the nitrogen status of northeastern forests? *BioScience*, 53(4), 375–389. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0375:INDATN\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0375:INDATN]2.0.CO;2)
- Alberti, M., Marzluff, J., Schulenberge, E., Bradle, G., Ryan, C., & Zumbrunne, C. (2003). Integrating humans into ecology: Opportunities and challenges for studying urban ecosystems. *BioScience*, 53(12), 1169–1179.
- AMVA. (2019). *Cerro de las tres cruces: Más oxígeno para la ciudad*. <https://www.metropol.gov.co/Paginas/Noticias/elmetropolitano-ambiental/cerro-de-las-tres-cruces-oxigeno-divino-para-la-ciudad.aspx>
- AMVA, (Área Metropolitana del Valle de Aburrá), Clean Air, I., & Universidad Pontificia Bolivariana, I. (2017). *Para implementar los instrumentos de gestión formulados para el mejoramiento de calidad del aire en el valle de Aburrá, y hacer seguimiento y evaluación a su efectividad*. <https://www.metropol.gov.co/ambiental/calidad-del-aire/Documents/PIGECA/PIGECA-Aprobado-Dic-2017.pdf>
- Arroyave Maya, M. D. P., Posada Posada, M. I., Nowak, D. J., & Hoehn, R. E. (2018). Remoción de contaminantes atmosféricos por el bosque urbano en el valle de Aburrá. *Colombia Forestal*, 22(1), 5–16. <https://doi.org/10.14483/2256201x.13695>
- Asman, W. A. H., Hertel, O., Berkowicz, R., Christensen, J., Runge, E. H., Sørensen, L. L., Granby, K., Nielsen, H., Jensen, B., Gryning, S. E., Sempreviva, A. M., Larsen, S., Hummelshøj, P., Jensen, N. O., Allerup, P., Jørgensen, J., Madsen, H., Overgaard, S., & Vejen, F. (1995). Atmospheric nitrogen input to the kattegat. *Ophelia*, 42(1), 5–28. <https://doi.org/10.1080/00785326.1995.10431495>
- Avila, A., & Aguilhaume, L. (2017). Monitorización y tendencias de la deposición de N en España, incluyendo polvo sahariano. *Ecosistemas*, 26(1), 16–24. <https://doi.org/10.7818/ECOS.2017.26-1.04>
- Beltman, J. B., Hendriks, C., Tum, M., & Schaap, M. (2013). The impact of large scale biomass production on ozone air pollution in Europe. *Atmospheric Environment*, 71, 352–363.
- Borràs, J., Delegido, J., Pezzola, A., Pereira, M., Morassi, G., & Camps-Valls, G. (2017). Clasificación de usos del suelo a partir de imágenes sentinel-2. *Revista de Teledeteccion*, 2017(48), 55–66. <https://doi.org/10.4995/raet.2017.7133>
- Brooks, M. L. (2003). Effects of increased soil nitrogen on the dominance of alien annual plants in the Mojave Desert. *Journal of Applied Ecology*, 40(2), 344–353. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00789.x>
- Clark, C. M., & Tilman, D. (2008). Loss of plant species after chronic low-level nitrogen deposition to prairie grasslands. *Nature*, 451(7179), 712–715. <https://doi.org/10.1038/nature06503>
- Dadashpoor, H., Azizi, P., & Moghadasi, M. (2019). Land use change, urbanization, and change in landscape pattern in a metropolitan area. *Science of the Total Environment*, 655, 707–719. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.267>
- DNP. (2014). Documento Conpes 3819: Política nacional para consolidar el sistema de ciudades en Colombia. *Consejo Nacional de Política Económica y Social República De Colombia Departamento Nacional De Planeación*, 69.
- Duyzer, J. H., Verhagen, H. L. M., Weststrate, J. H., & Bosveld, F. C. (1992). Measurement of the dry deposition flux of NH₃ on to coniferous forest. *Environmental Pollution*, 75(1), 3–13. [https://doi.org/10.1016/0269-7491\(92\)90050-K](https://doi.org/10.1016/0269-7491(92)90050-K)
- Fenn, M. E., Haeuber, R., Tonnesen, G. S., Baron, J. S., Grossman-Clarke, S., Hope, D., Jaffe, D. A., Copeland, S., Geiser, L., Rueth, H. M., & Sickman, J. O. (2003). Nitrogen emissions, deposition, and monitoring in the western United States. *BioScience*, 53(4), 391–403. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0391:NEDAMI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0391:NEDAMI]2.0.CO;2)
- Fernández-López, A., & López-Cortez, J. P. (2019). *Estructuración de un Modelo de Asociación Público-Privado de aprovechamiento económico para los espacios públicos de -Caso de estudio Parques del Río Medellín primera etapa – Autores : Maestría en Economía aplicada*. Universidad EAFIT.

- Ferretti, M., Marchetto, A., Arisci, S., Bussotti, F., Calderisi, M., Carnicelli, S., Cecchini, G., Fabbio, G., Bertini, G., Matteucci, G., de Cinti, B., Salvati, L., & Pompei, E. (2014). On the tracks of Nitrogen deposition effects on temperate forests at their southern European range - an observational study from Italy. *Global Change Biology*, 20(11), 3423–3438. <https://doi.org/10.1111/gcb.12552>
- Flórez, L., Jiménez, J. F., & Ochoa, A. (2016). Simulación de diferentes escenarios de cobertura urbana en el balance de energía superficial de una ciudad tropical de montaña. Caso de estudio: Medellín (Colombia) [Universidad Nacional de Colombia]. In *V Congreso de Meteorología Tropical*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.19932.18562>
- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M. A., Cape, J. N., Reis, S., Sheppard, L. J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J. N., Vitousek, P., Leach, A., Bouwman, A. F., Butterbach-Bahl, K., Dentener, F., Stevenson, D., Amann, M., & Voss, M. (2013). The global nitrogen cycle in the Twentyfirst century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621). <https://doi.org/10.1098/rstb.2013.0164>
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the nitrogen cycle: Recent trends, questions, and potential solutions. *Science*, 320(5878), 889–892. <https://doi.org/10.1126/science.1136674>
- García-Gómez, H., Garrido, J. L., Vivanco, M. G., Lassaletta, L., Rábago, I., Àvila, A., Tsyro, S., Sánchez, G., González Ortiz, A., González-Fernández, I., & Alonso, R. (2014). Nitrogen deposition in Spain: Modeled patterns and threatened habitats within the Natura 2000 network. *Science of the Total Environment*, 485–486(1), 450–460. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.03.112>
- Gómez Tobón, D., & Posada Abad, C. (2015). *Parque Metropolitano Olaya Herrera. Diseño de un modelo de gestión*. Universidad EAFIT.
- González-Pantoja, A. (2019). *Evaluación de la remoción de contaminantes atmosféricos y la captura de carbono por parte de los Cerros Nutibara y Volador de Medellín*. UNIVERSIDAD EIA.
- Grajales, J. F. (2011). *Inferencia de Concentraciones en Superficie de O3 y NO2 a Partir de Columnas Troposféricas del Instrumento de Medición OMI para Colombia* (Issue 2). <http://www.bdigital.unal.edu.co/5118/>
- Hendriks, C., Forsell, N., Kieseewetter, G., Schaap, M., & Schöpp, W. (2016). Ozone concentrations and damage for realistic future European climate and air quality scenarios. *Atmospheric Environment*, 144, 208–219. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.026>
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*, 100(15), 8788–8792. https://doi.org/10.1007/978-0-387-73412-5_21
- Jiménez, J. F. (2016). *Altura de la Capa de Mezcla en un área urbana montañosa y tropical*. Universidad de Antioquia Facultad de Ingeniería.
- Kremen, C., & Merenlender, A. M. (2018). Landscapes that work for biodiversity and people. *Science*, 362(6412). <https://doi.org/10.1126/science.aau6020>
- Kumar, A., Jiménez, R., Belalcázar, L. C., & Rojas, N. Y. (2016). Application of WRF-Chem model to simulate PM10 concentration over Bogota. *Aerosol and Air Quality Research*, 16(5), 1206–1221. <https://doi.org/10.4209/aaqr.2015.05.0318>
- Lehmann, S. (2014). Low carbon districts: Mitigating the urban heat island with green roof infrastructure. *City, Culture and Society*, 5(1), 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.ccs.2014.02.002>
- Londoño, L. A., & Cañón, J. E. (2015). Metodología para la aplicación de modelos de regresión de usos del suelo en la estimación local de la concentración mensual de PM10 en Medellín – Colombia. *Revista Politécnica*, 11(21), 29–40.
- Lopez-restrepo, S., Yarce, A., Pinel, N., Quintero, O. L., & Segers, A. (n.d.). *Spatial Disaggregation of Particulate Matter Emission Inventory in the Metropolitan Area of Aburrá Valley for Air Quality Modelling*.

- Lopez-Restrepo, S., Yarce, A., Pinel, N., Quintero, O. L., Segers, A., & Heemink, A. W. (2020). Forecasting PM10 and PM2.5 in the Aburrá Valley (Medellín, Colombia) via EnKF based data assimilation. *Atmospheric Environment*, 232(April). <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2020.117507>
- Lu, X., Mao, Q., Gilliam, F. S., Luo, Y., & Mo, J. (2014). Nitrogen deposition contributes to soil acidification in tropical ecosystems. *Global Change Biology*, 20(12), 3790–3801. <https://doi.org/10.1111/gcb.12665>
- Manders-Groot, A. M. M., Segers, A. J., Jonkers, S., Schaap, M., Timmermans, R., Hendriks, C., Sauter, F., Kruit, R. W., Swaluw, E. Van Der, Eskes, H., & Banzhaf, S. (2016). LOTOS-EUROS v2.0 Reference Guide. TNO 2016 R10. *TNO Innovation for Life*. [https://doi.org/TNO Report TNO2016 R10898](https://doi.org/TNO%20Report%20TNO2016%20R10898)
- Manders, A. M. M., Bultjes, P. J. H., Curier, L., Denier van der Gon, H. A. C., Hendriks, C., Jonkers, S., Kranenburg, R., Kuenen, J., Segers, A. J., Timmermans, R. M. A., Visschedijk, A., Wichink Kruit, R. J., Van Pul, W. A. J., Sauter, F. J., van der Swaluw, E., Swart, D. P. J., Douros, J., Eskes, H., van Meijgaard, E., ... Schaap, M. (2017). Curriculum Vitae of the LOTOS-EUROS (v2.0) chemistry transport model. *Geoscientific Model Development Discussions*, 1–53. <https://doi.org/10.5194/gmd-2017-88>
- Marín, A. F., & Barros, J. F. (2016). Modelación de tránsito de crecientes en el río Aburrá-Medellín para una propuesta de su restauración. *Revista EIA*, 13(26), 153–168. <https://doi.org/10.24050/reia.v13i26.165>
- Molano-Delgado, L., & Zambrano-Ovalle, A. (2018). *Análisis espacial y temporal de la concentración de NO2 troposférico en cuatro áreas urbanas de Colombia para el periodo entre 2005 y 2016*. <https://ciencia.lasalle.edu.co/>
- Montoya Duque, E. (2018). *Caracterización de la Concentración de Contaminantes del Aire a partir del Estudio de la Dinámica Atmosférica en el Valle de Aburrá (Tesis de maestría)*. 108.
- Mues, A., Kuenen, J., Hendriks, C., Manders, A., Segers, A., Scholz, Y., Hueglin, C., Bultjes, P., & Schaap, M. (2014). Sensitivity of air pollution simulations with LOTOS-EUROS to the temporal distribution of anthropogenic emissions. *Atmospheric Chemistry and Physics*, 14(2), 939–955. <https://doi.org/10.5194/acp-14-939-2014>
- Ortiz, D., & González, W. (2017). El diálogo de saberes en investigaciones de ecología urbana: narrativas locales, cotidianidad e interdisciplinariedad. *Revista Espaço Acadêmico*, 17(198), 14–24.
- Padullés Cubino, J., Vila Subirós, J., & Barriocanal Lozano, C. (2015). Biodiversidad Vegetal Y Ciudad : Aproximaciones Desde la Ecología Urbana. *Boletín de La Asociación de Geógrafos Españoles*, 68, 83–107.
- Pérez Muñoz, C. (2013). Pago por Servicios Ecosistémicos y protección del borde del Cerro de las Tres Cruces : propuesta metodológica para una posible aplicación del método de Valoración Contingente. *Revista Soluciones de Postgrado EIA*, 10, 65–96.
- Rodríguez, N., Armenteras, D., & Retana, A. (2013). Land use and land cover change in the Colombian Andes: Dynamics and future scenarios. *Journal of Land Use Science*, 8(2), 154–174. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2011.650228>
- Royal Society. (2008a). Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. In *October* (Issue October). <http://www.royalsociety.org/Ground-level-ozone-in-the-21st-century-future-trends-impacts-and-policy-implications/>
- Royal Society. (2008b). Ground-level ozone in the 21st century: future trends, impacts and policy implications. In *October* (Issue October).
- Schaap, M., Roemer, M., Sauter, F., Boersen, G., Timmermans, R., Bultjes, P. J. H., & Vermeulen, a T. (2005). *LOTOS-EUROS : Documentation*. 107.
- Schlesinger, W. H. (2009). On the fate of anthropogenic nitrogen. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106(1), 203–208. <https://doi.org/10.1073/pnas.0810193105>
- Serengil, Y., Augustaitis, A., Bytnerowicz, A., Grulke, N., Kozovitz, A. R., Matyssek, R., Müller-Starck, G., Schaub, M., Wieser, G., Coskun, A. A., & Paoletti, E. (2011). Adaptation of forest ecosystems to air pollution and climate change: A global assessment on research priorities. *IForest*, 4(APRIL), 44–48. <https://doi.org/10.3832/ifor0566-004>

- Stevens, C. J., Dise, N. B., Mountford, J. O., & Gowing, D. J. (2004). Impact of Nitrogen Deposition on the Species Richness of Grasslands. *Science*, *303*(5665), 1876–1879. <https://doi.org/10.1126/science.1094678>
- Templer, P. H., Silver, W. L., Pett-ridge, J., Deangelis, K. M., & Firestone, M. K. (2016). Plant and Microbial Controls on Nitrogen Retention and Loss in a Humid Tropical Forest Published by : Ecological Society of America Linked references are available on JSTOR for this article : Your use of the JSTOR archive indicates your acceptance of the . *Ecology*, *89*(11), 3030–3040.
- United Nations. (2013). World population prospects: The 2012 revision. In *Population Division of the Department of Economic and ...* (ESA/P/WP.228). <http://scholar.google.com/scholar?hl=en&btnG=Search&q=intitle:World+Population+Prospects+The+2012+Revision#1>
- Vásquez-Muñoz, J., & Castaño-Villa, G. (2008). Identificación De Áreas Prioritarias Para La Conservación De La Avifauna En La Zona Urbana Del Municipio De Medellín, Colombia. *Boletín Científico. Centro de Museos. Museo de Historia Natural*, *12*(1), 51–61.
- Velásquez-Ciro, D., Cañón-Barriga, J. E., & Hoyos-Rincón, I. C. (2019). Estimación del efecto marginal de la vegetación urbana en la remoción de PM_{2.5} en Medellín, Colombia. *Revista Iberoamericana Ambiente & Sustentabilidad*, *2*(2), 61–70. <https://doi.org/10.46380/rias.v2i2.50>
- Wintjen, P., Schrader, F., Schaap, M., Beudert, B., & Brümmer, C. (2020). Validation of nitrogen dry deposition modelling above a mixed forest using high-frequency flux measurements. *EGU General Assembly 2020, Online, 4–8 May 2020, EGU2020-3559*. <https://doi.org/https://doi.org/10.5194/egusphere-egu2020-3559>
- Xu, W., Zhang, L., & Liu, X. (2019). A database of atmospheric nitrogen concentration and deposition from the nationwide monitoring network in China. *Scientific Data*, *6*(1), 2–7. <https://doi.org/10.1038/s41597-019-0061-2>
- Yarce-Botero, A., López-Restrepo, S., Pinel, N., Quintero, O., Arjo, S., & Heemink, A. (n.d.). *4DnVar Data Assimilation of TROPOMI NO₂ atmospheric column measurements into LOTOS-EUROS for estimating NO_x emission parameters over the Colombian territory*.
- Yarce-Botero, A., Lopez-Restrepo, S., Quintero, O. L., Segers, A., Schaap, M., Heemink, A. W., & Pinel, N. (n.d.). *Determination of vulnerability areas from the simulated deposition of atmospheric pollutants using LOTOS-EUROS chemical transport model in North West South America*. 1–23.
- Zapata, F. (2009). Consideraciones históricas sobre la expansión del Área Metropolitana del Valle de Aburrá. *Actas Del Habitat*, *1*(1), 74–76.
- Zhang, L., Gong, S., Padro, J., & Barrie, L. (2001). A size-segregated particle dry deposition scheme for an atmospheric aerosol module. *Atmospheric Environment*, *35*(3), 549–560. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00326-5](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00326-5)

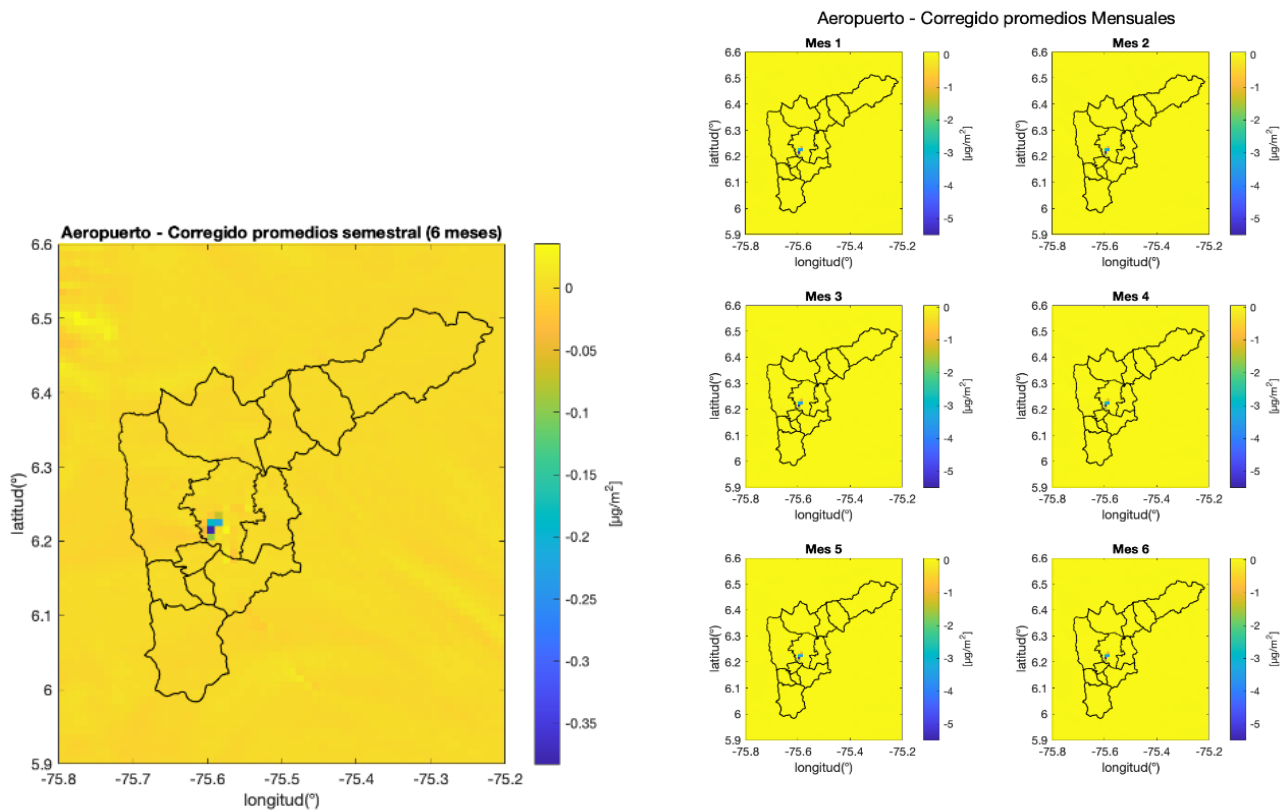
ANEXOS

Escenario	Subdominio
Corregido	<code>xlim([-75.8050003 -75.2050018]),ylim([5.9049997 6.6050000])</code>
Aeropuerto	<code>xlim([-75.6650009 -75.5250015]),ylim([6.1450000 6.2849998])</code>
Río Medellín	<code>xlim([-75.705002 -75.175003]),ylim([6.0549998 6.5549998])</code>
Cerros	<code>xlim([-75.72 -75.48]),ylim([6.105 6.395])</code>
Expansión	<code>xlim([-75.755005 -75.305000]),ylim([6.0050001 6.5050001])</code>
Tres Cruces	<code>xlim([-75.705002 -75.595001]),ylim([6.145000 6.2649999])</code>
Caldas	<code>xlim([-75.755005 -75.555000]),ylim([5.9449997 6.1650000])</code>

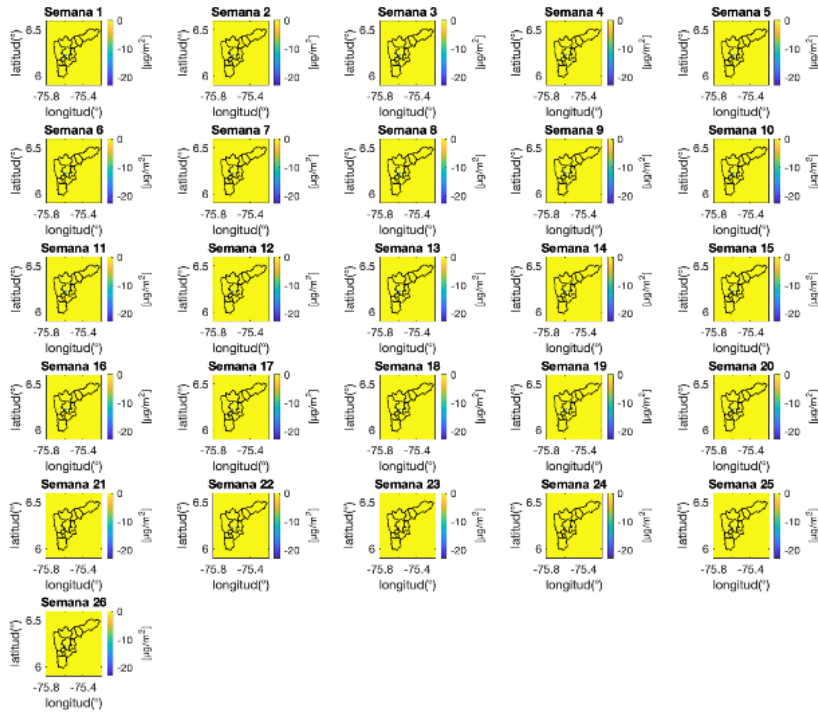
Tabla 2. Subdominios obtenidos de cada uno de los escenarios

Aeropuerto

Drynoy

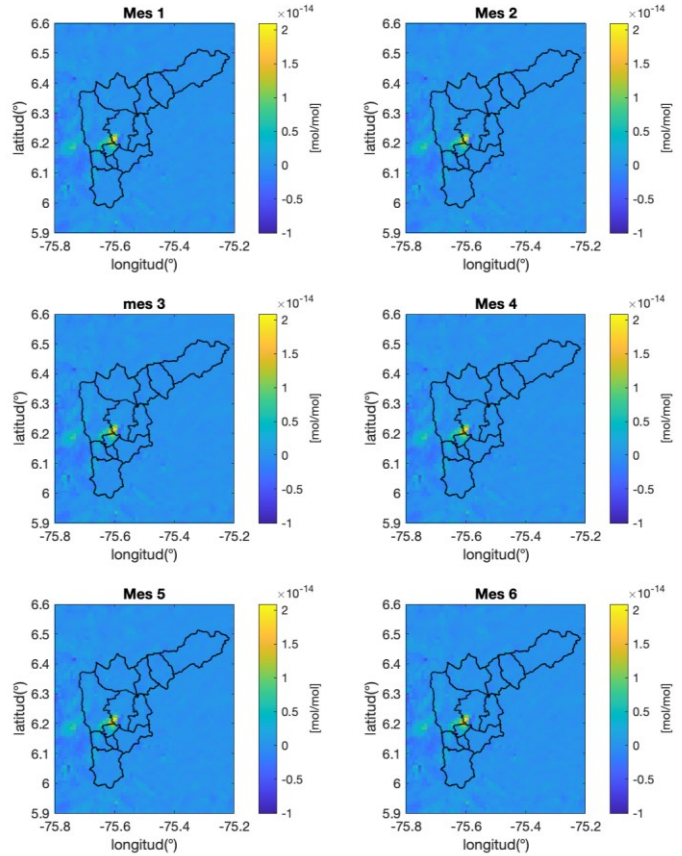


Aeropuerto - Corregido promedios semanales

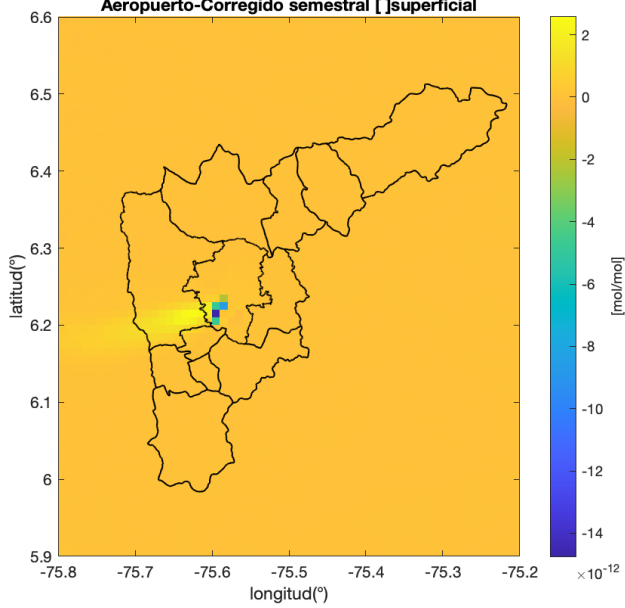


Concentración superficial

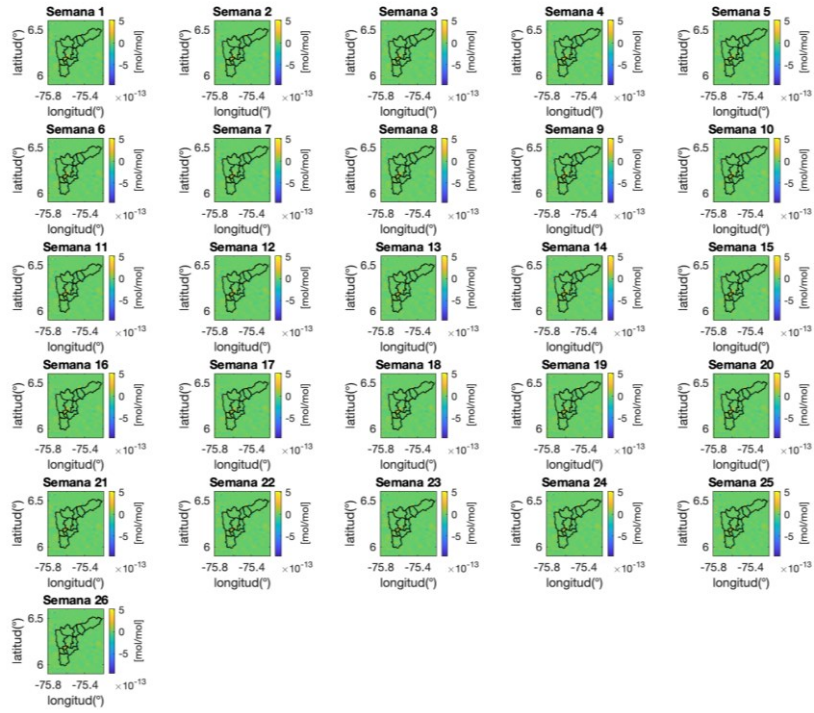
Aeropuerto-Corregido promedios mensuales



Aeropuerto-Corregido semestral []superficial

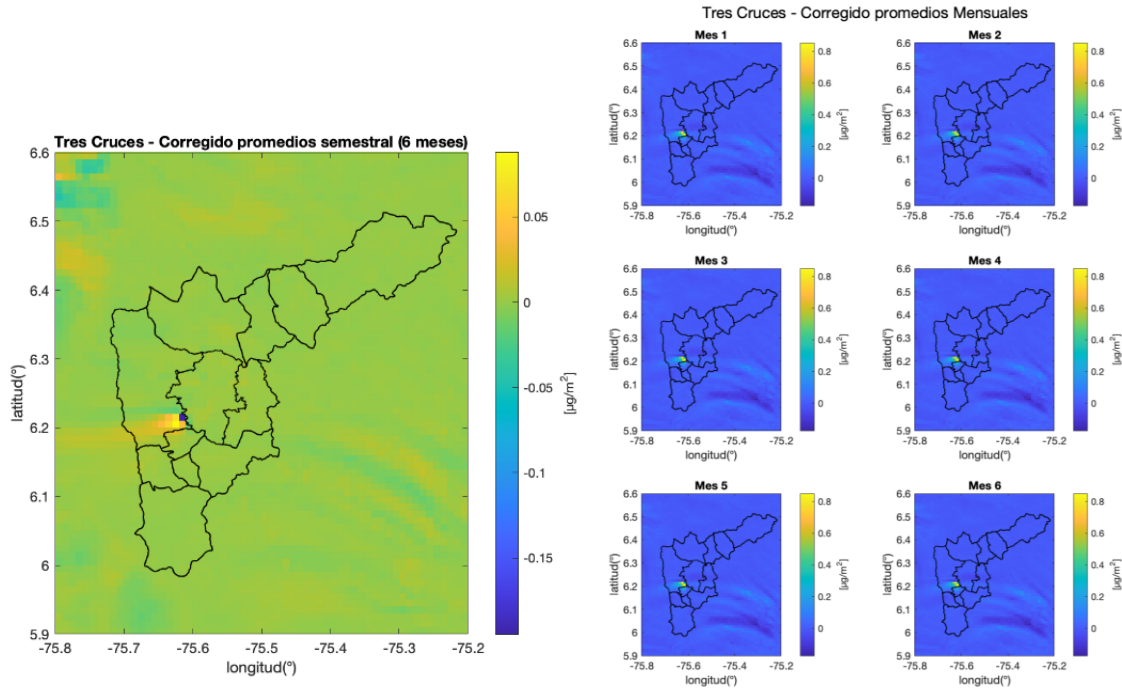


Aeropuerto-Corregido promedios semanales

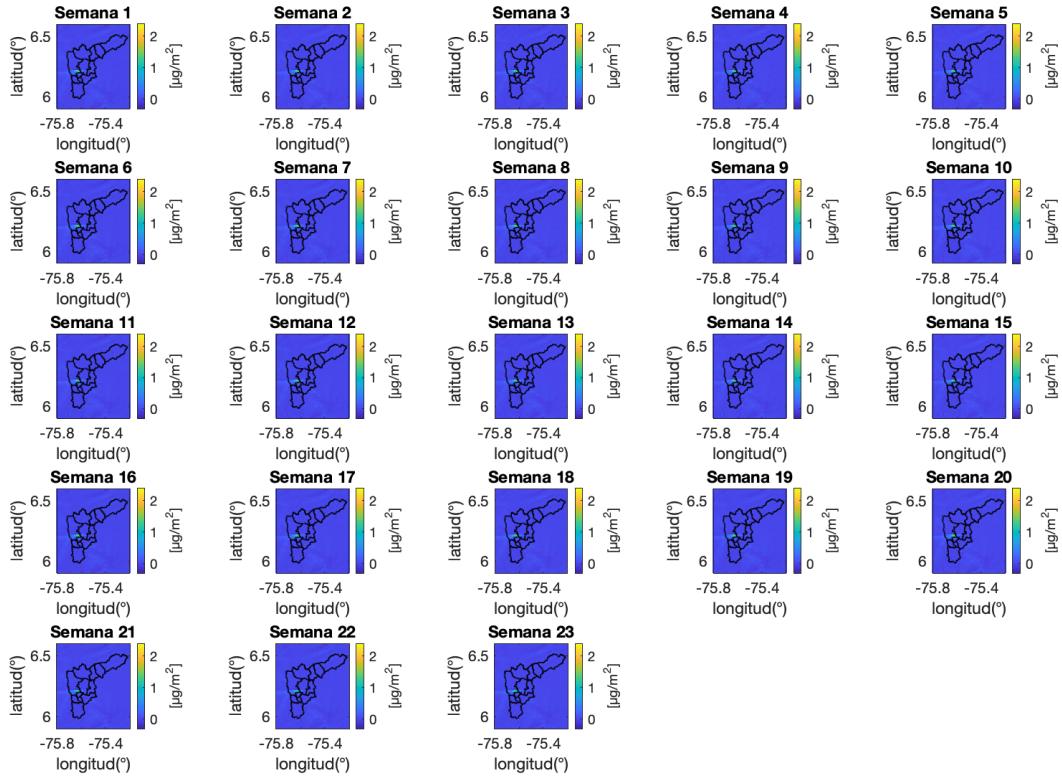


Tres Cruces

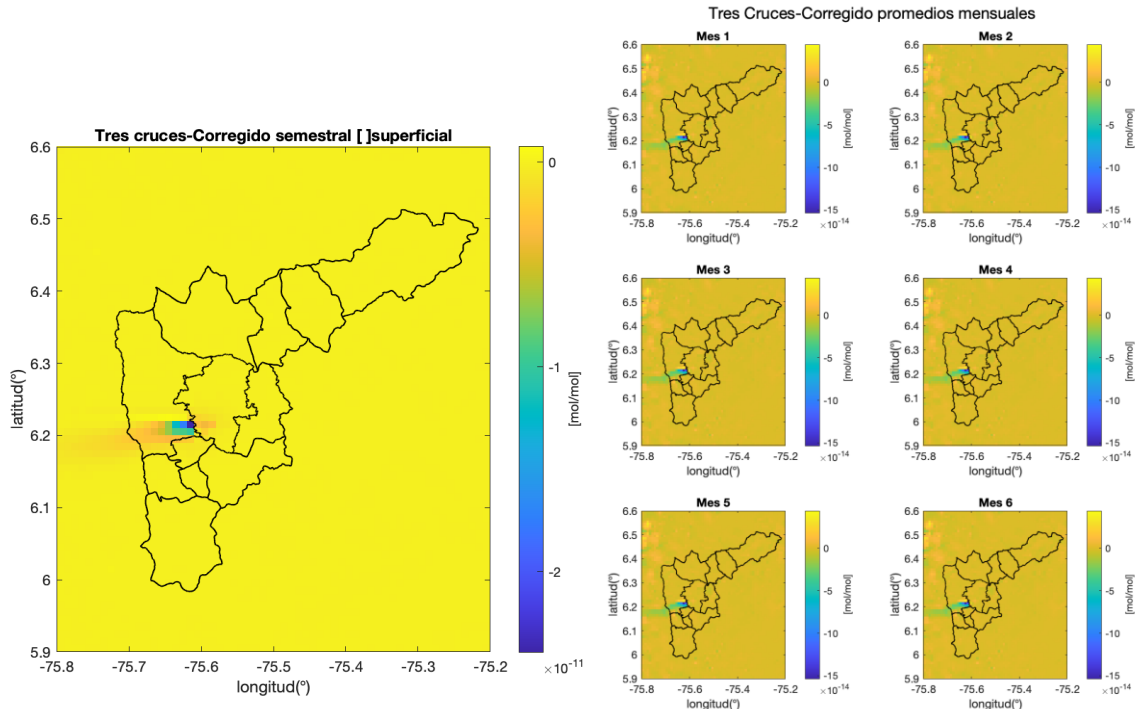
Drynoy



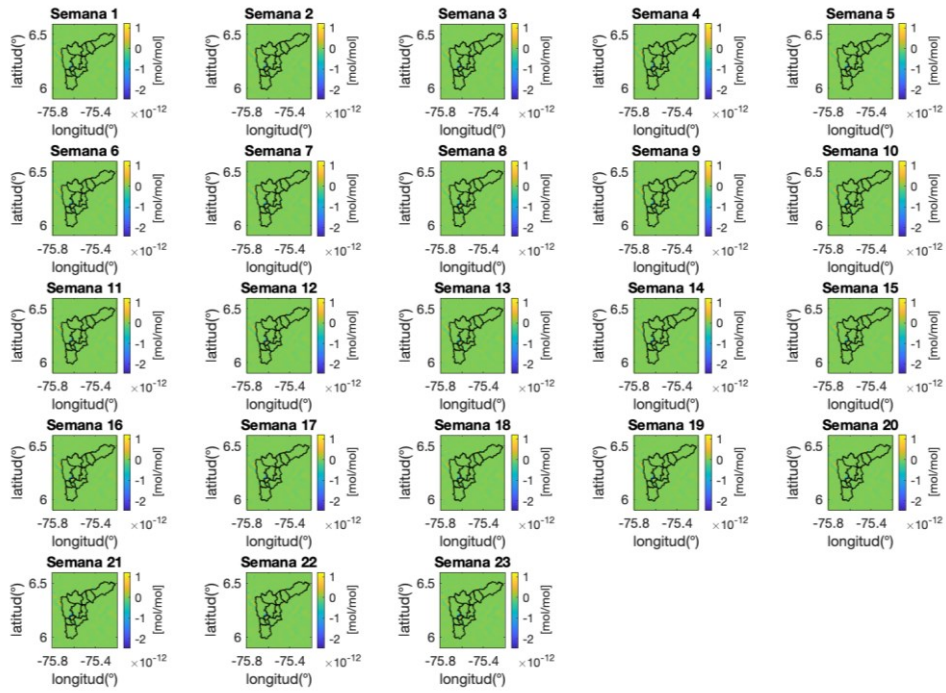
Tres cruces-Corregido promedios semanales



Concentración superficial



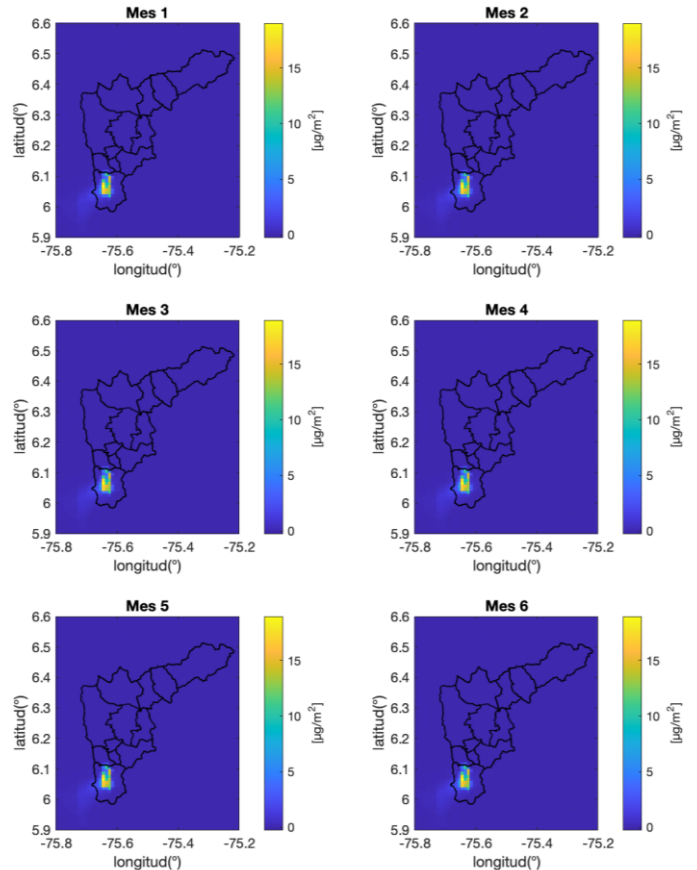
Tres Cruces-Corregido promedios semanales



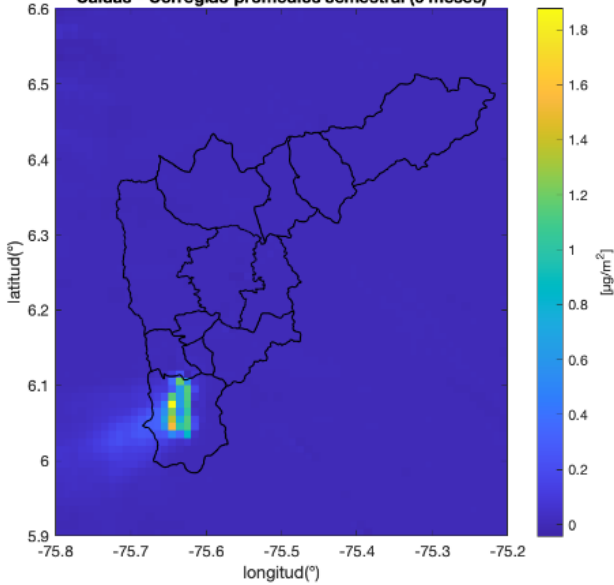
Caldas

Drynoy

Caldas - Corregido promedios Mensuales



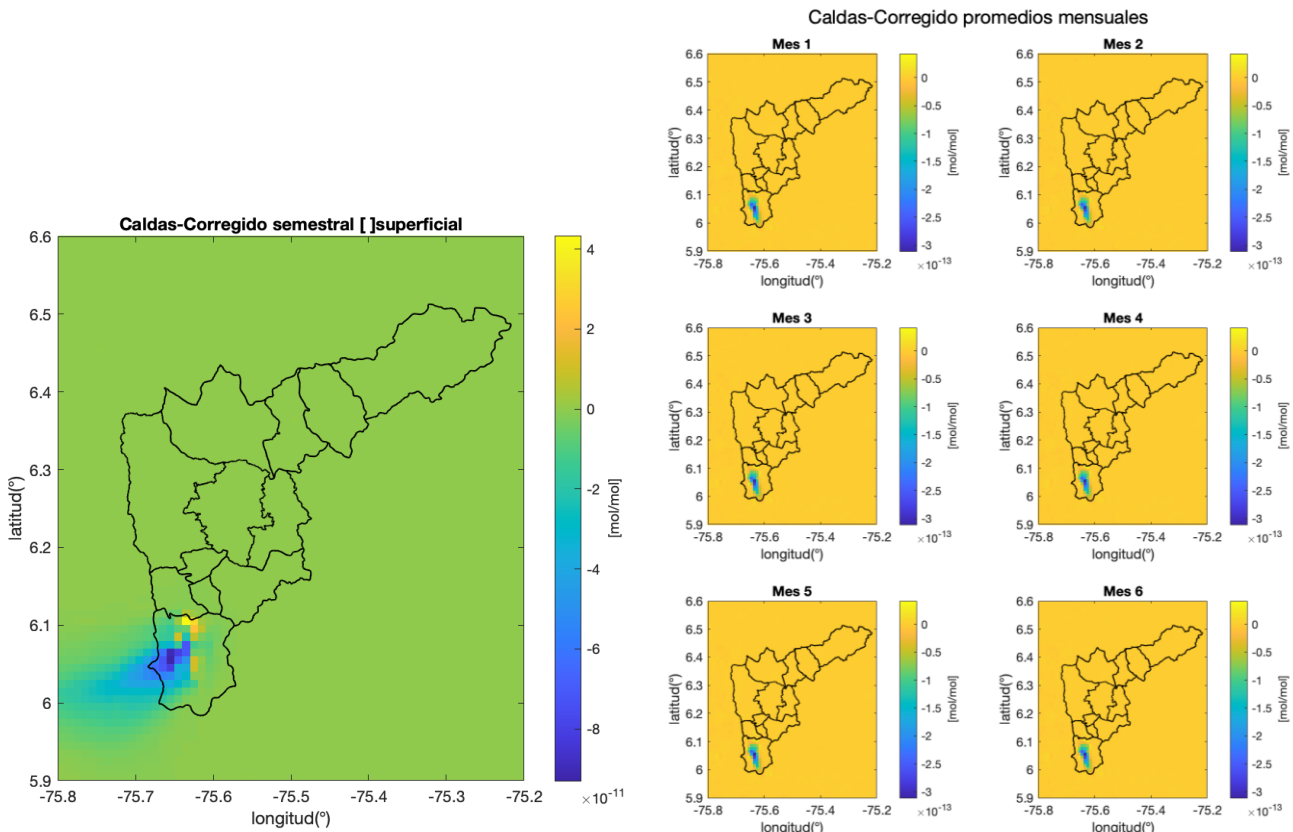
Caldas - Corregido promedios semestral (6 meses)



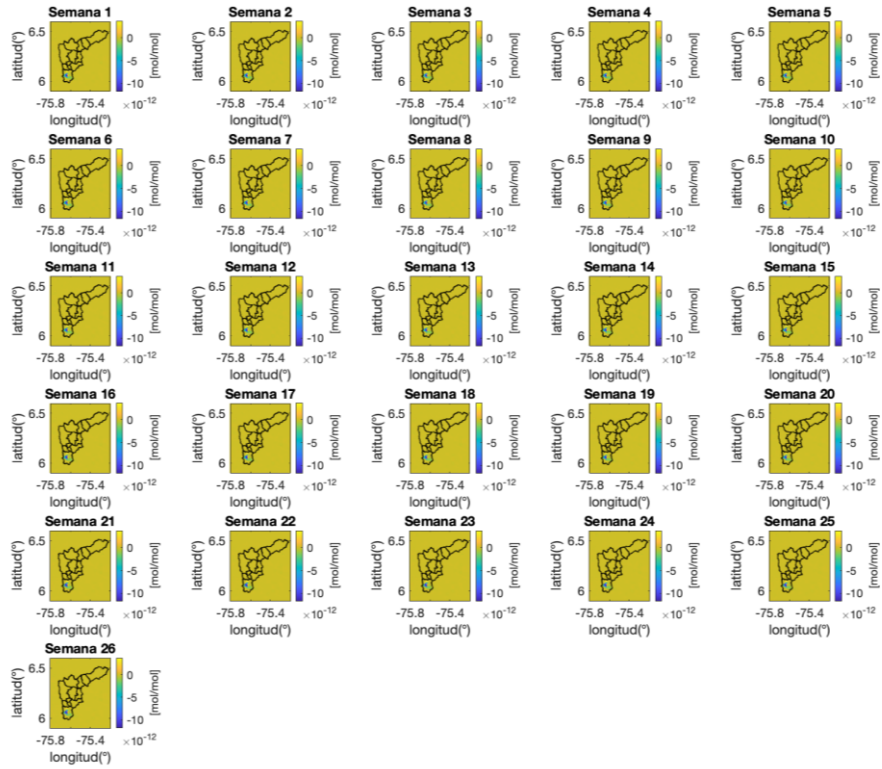
Caldas - Corregido promedios semanales



Concentración superficial



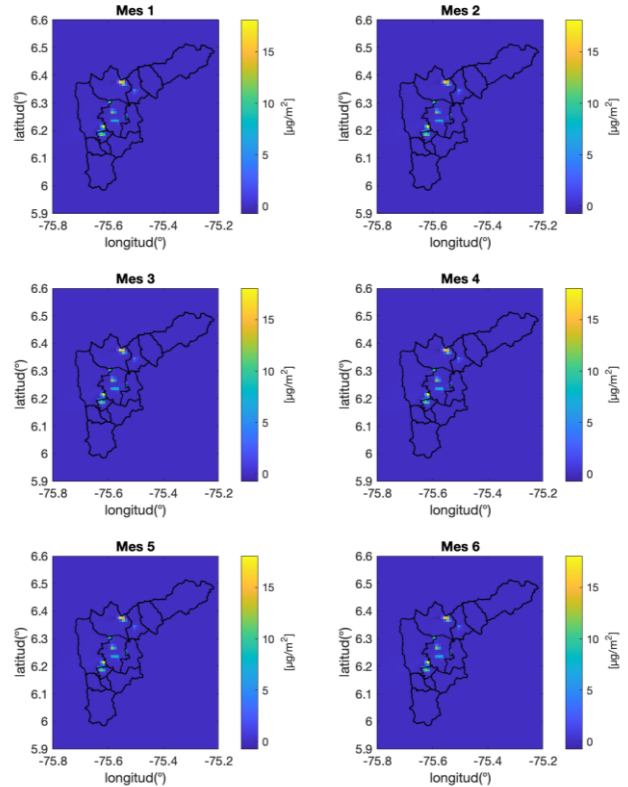
Caldas-Corregido promedios semanales



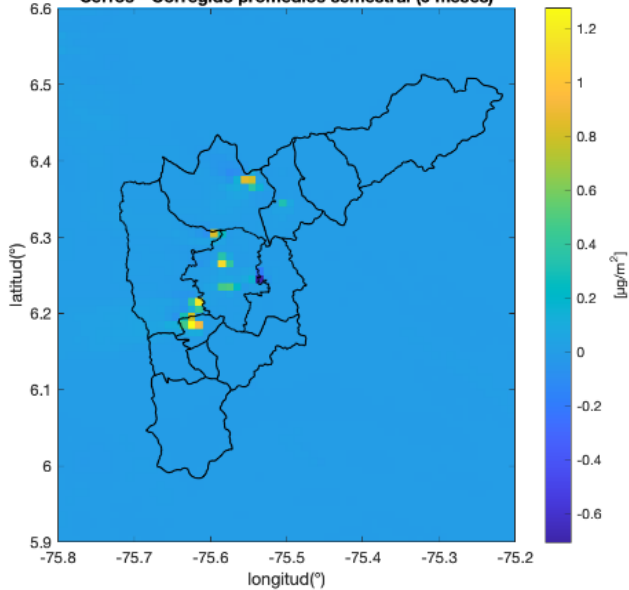
Cerros

Drynoy

Cerros - Corregido promedios Mensuales



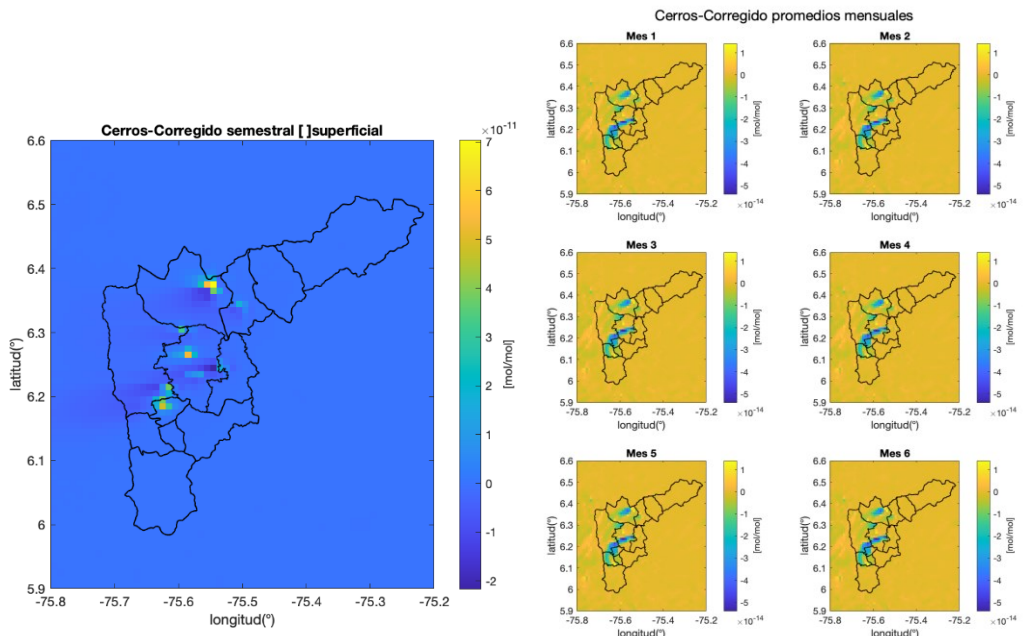
Cerros - Corregido promedios semestral (6 meses)



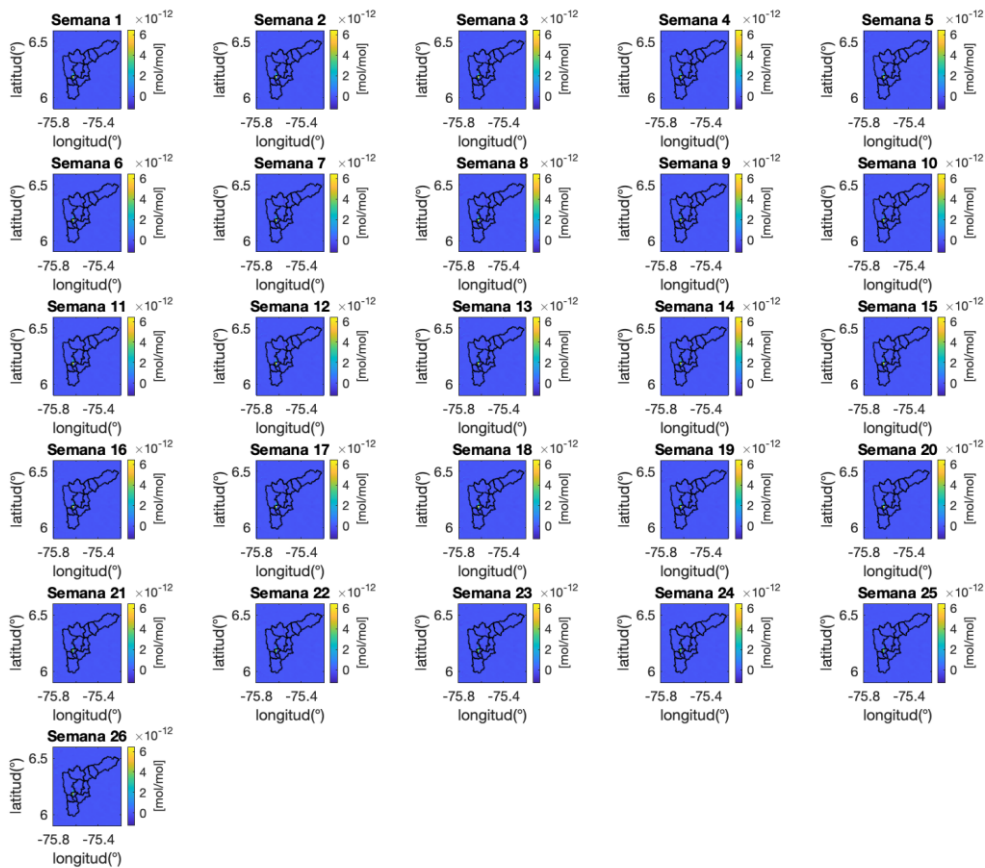
Cerros - Corregido promedios semanales



Concentración superficial

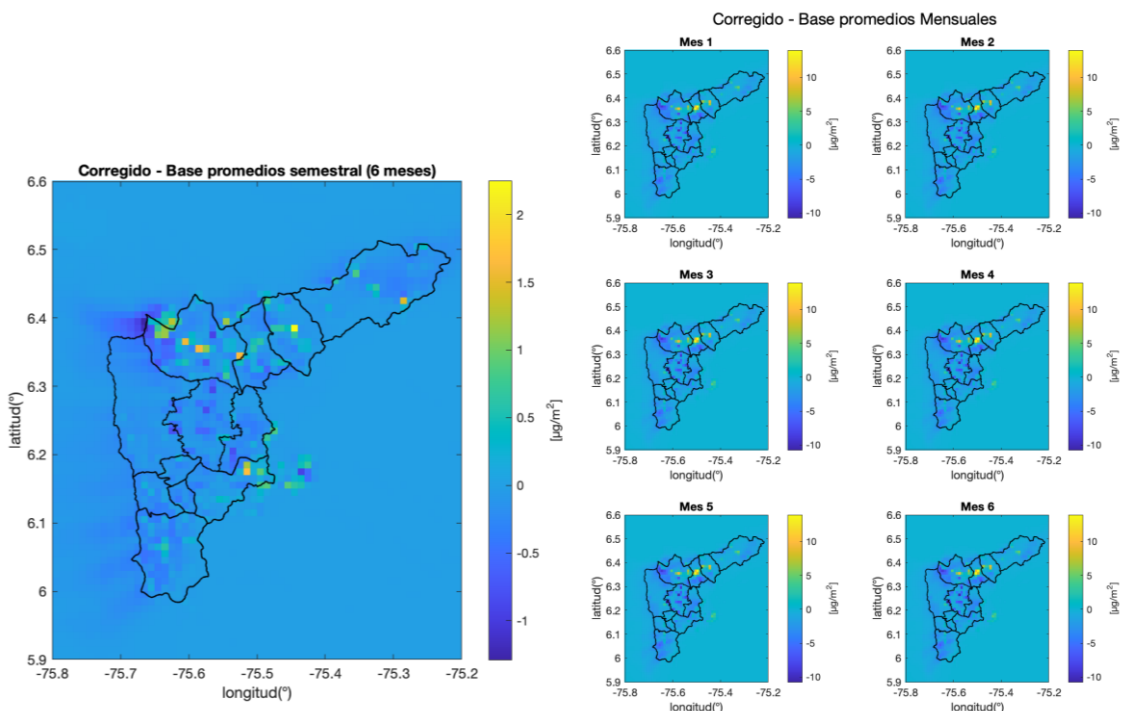


Cerros-Corregido promedios semanales

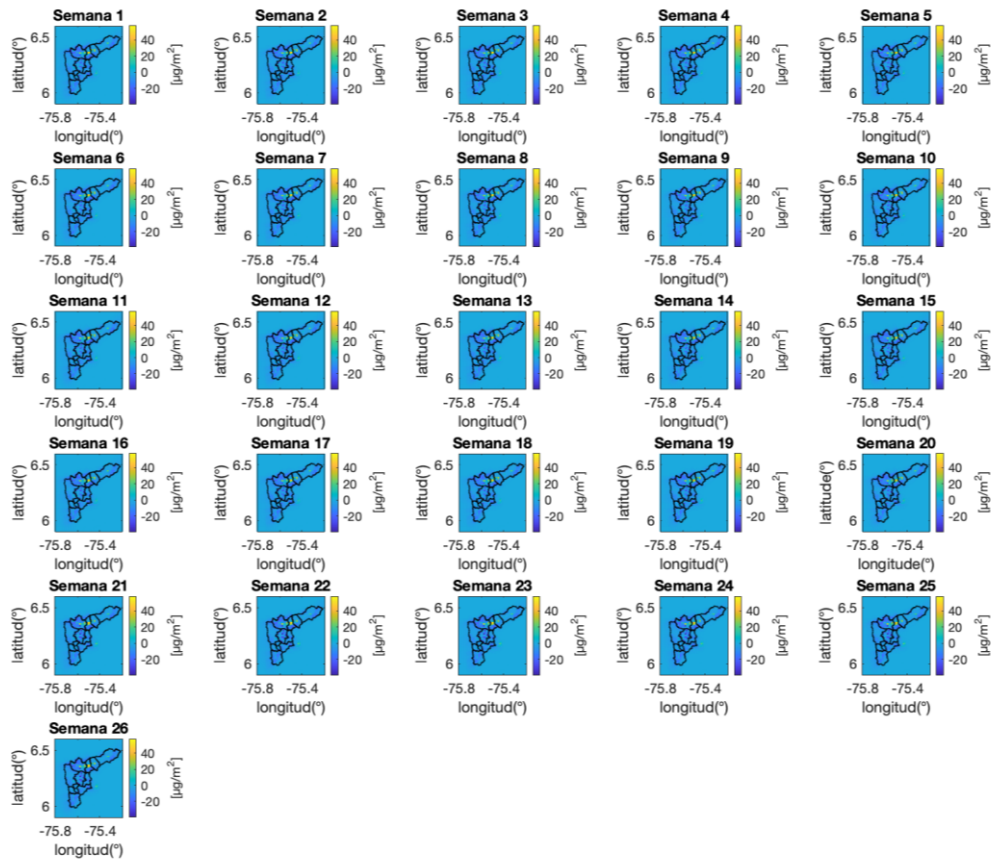


Corregido

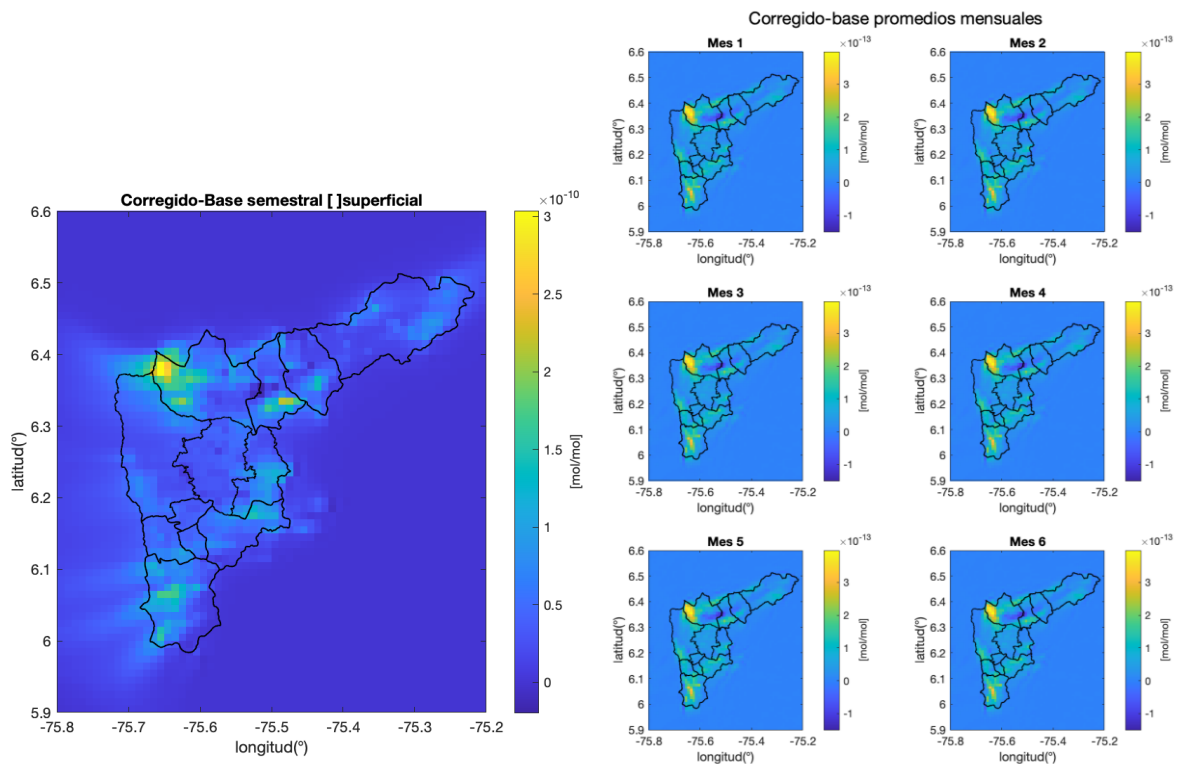
Drynoy



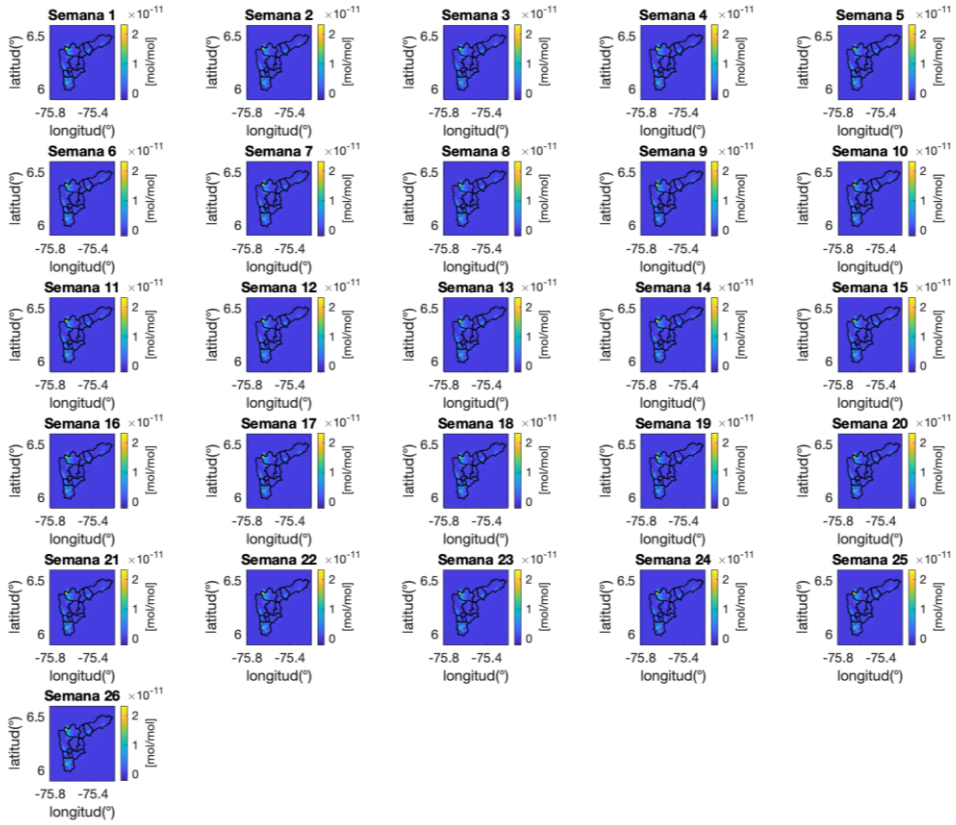
Corregido - Base promedios semanales



Concentración superficial



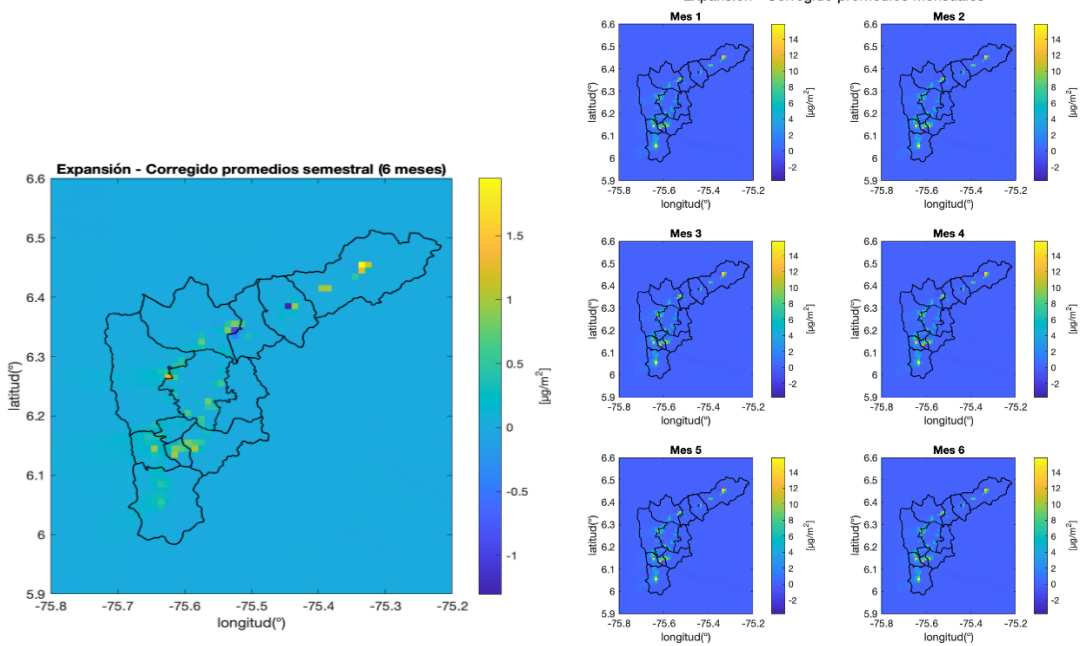
Corregido-base promedios semanales



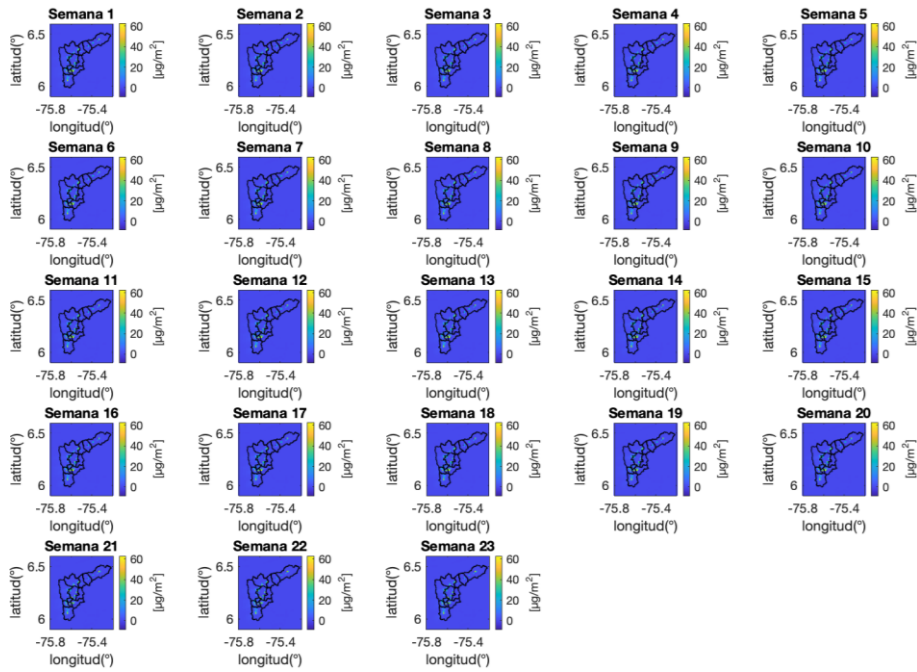
Expansión

Drynoy

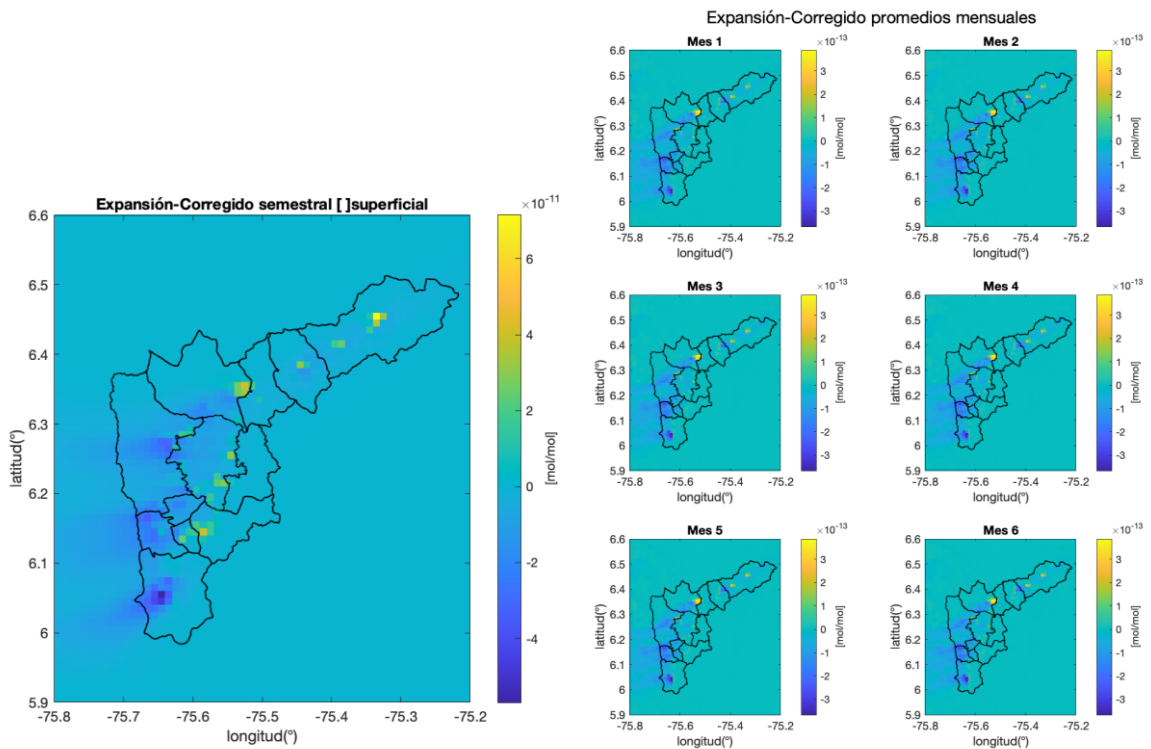
Expansión - Corregido promedios Mensuales



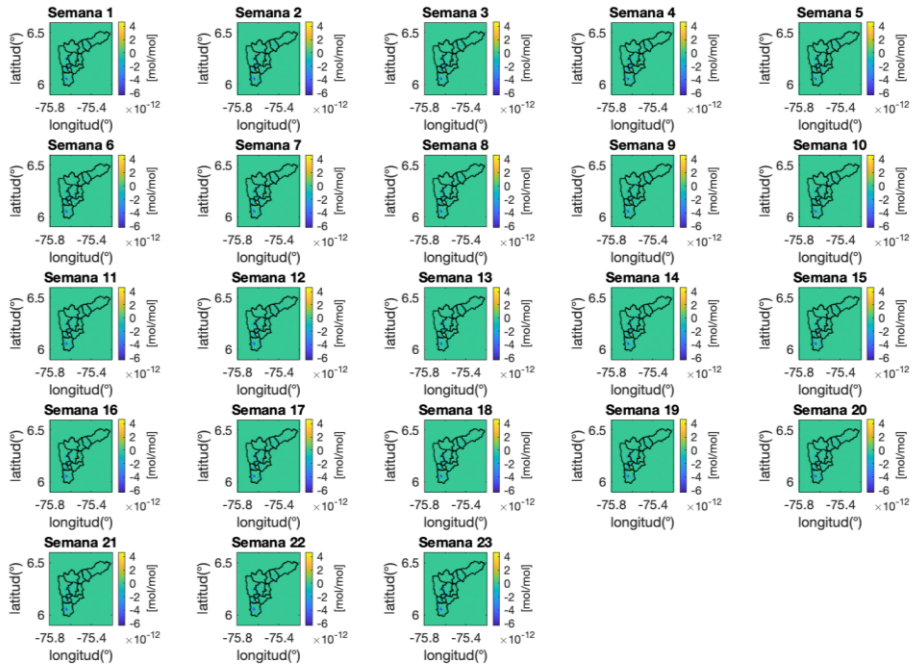
Expansión - Corregido promedios semanales



Concentración superficial



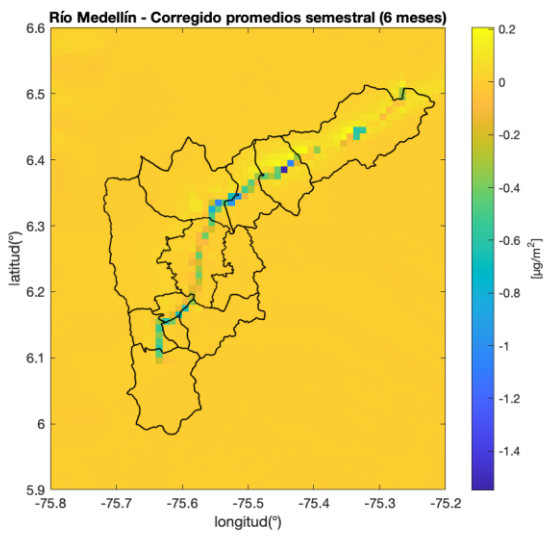
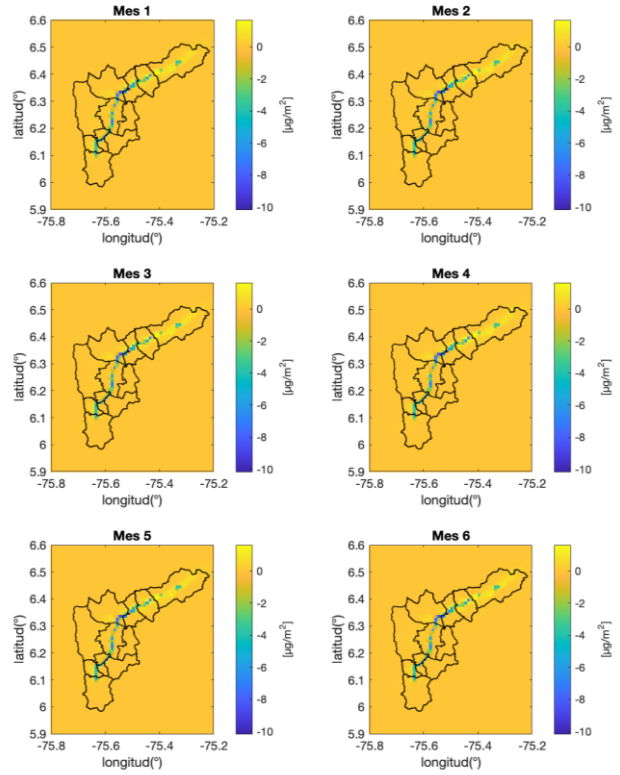
Expansión-Corregido promedios semanales



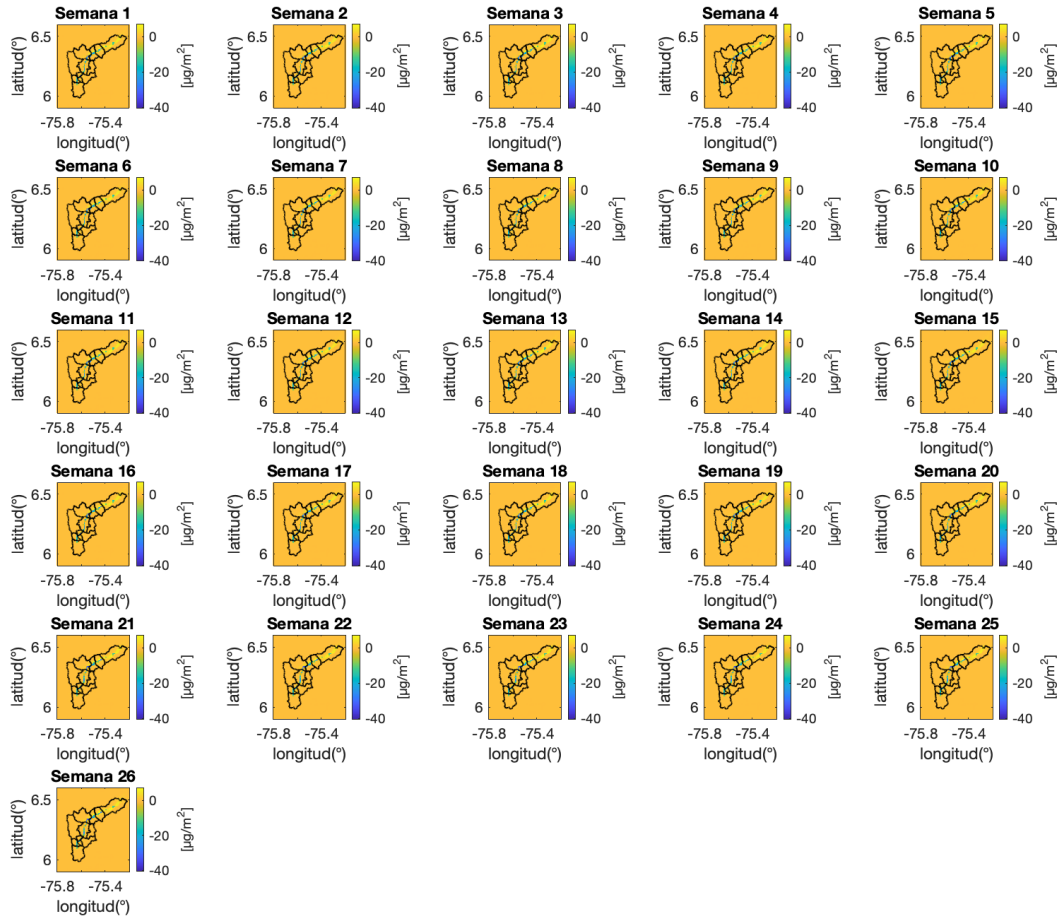
Río Medellín

Drynoy

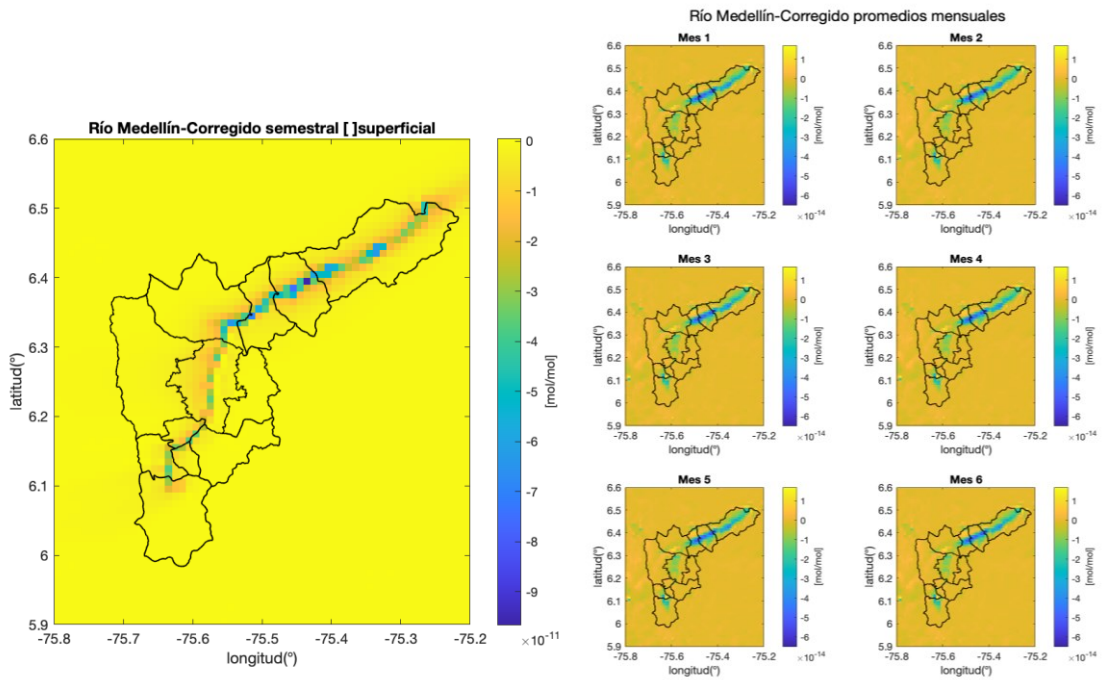
Río Medellín - Corregido promedios Mensuales



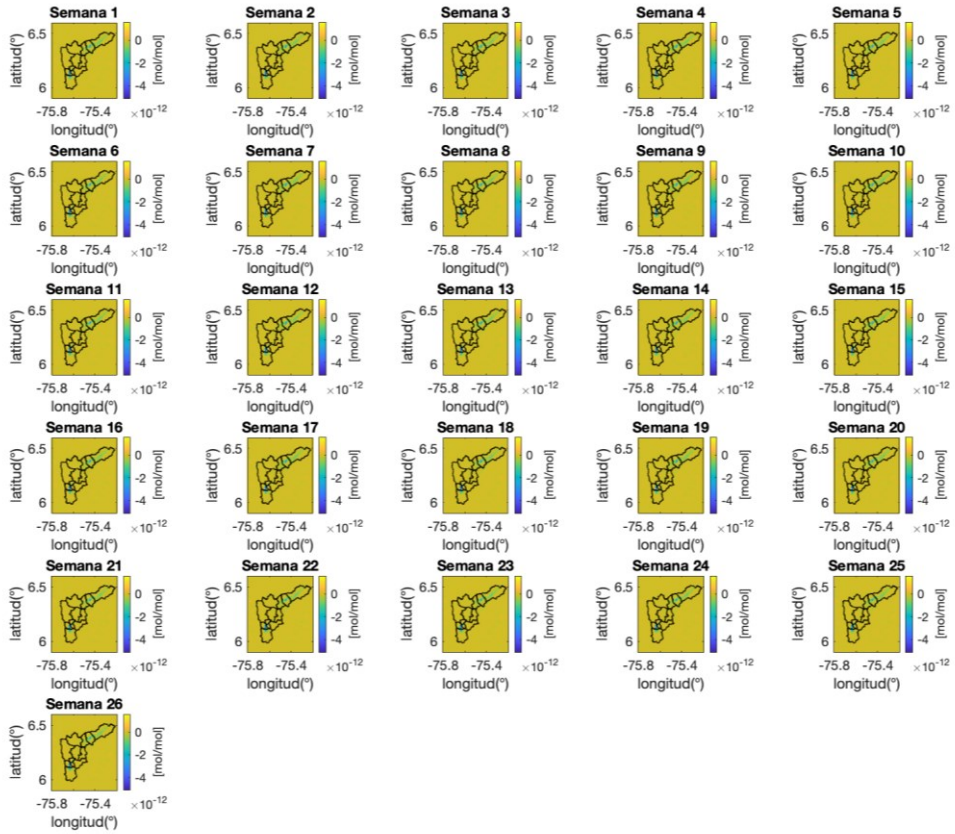
Río Medellín - Corregido promedios semanales



Concentración superficial



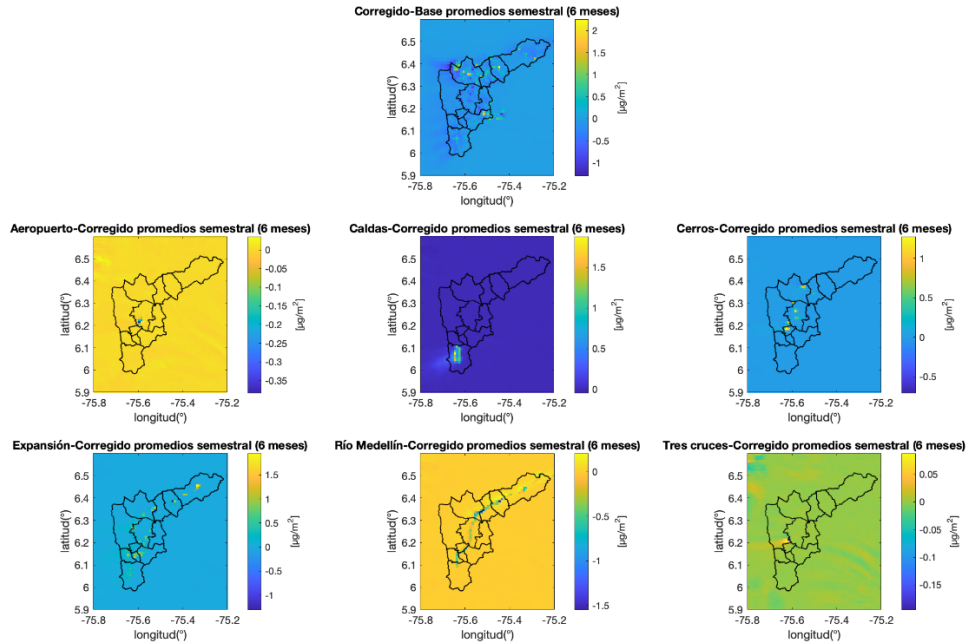
Río Medellín-Corregido promedios semanales



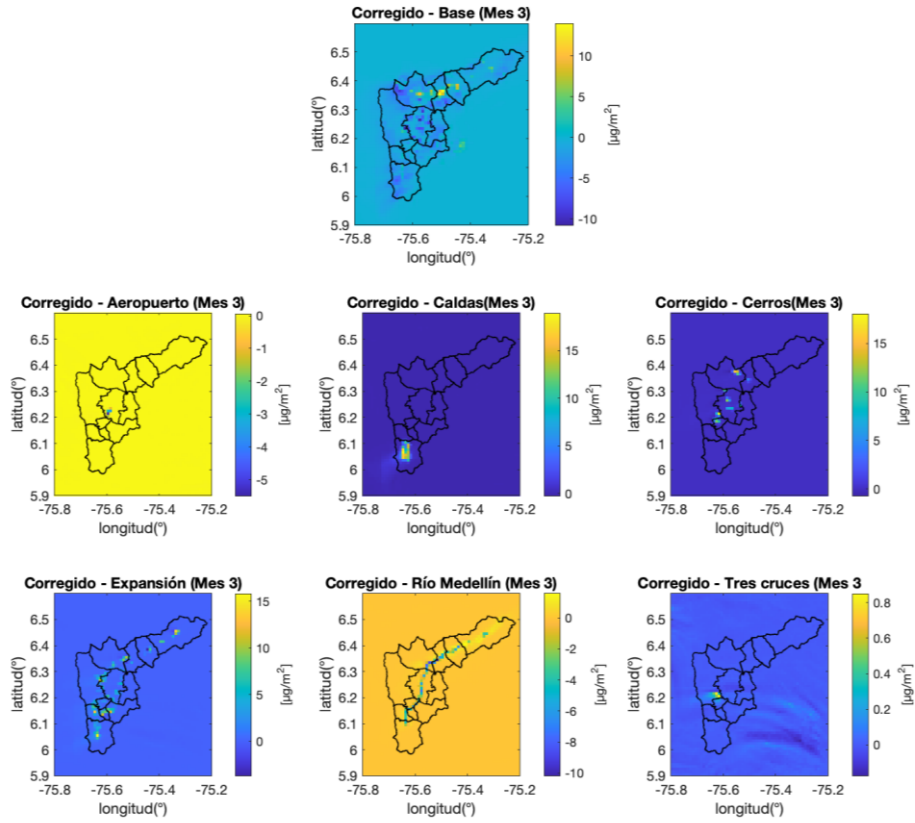
Todos

Drynoy

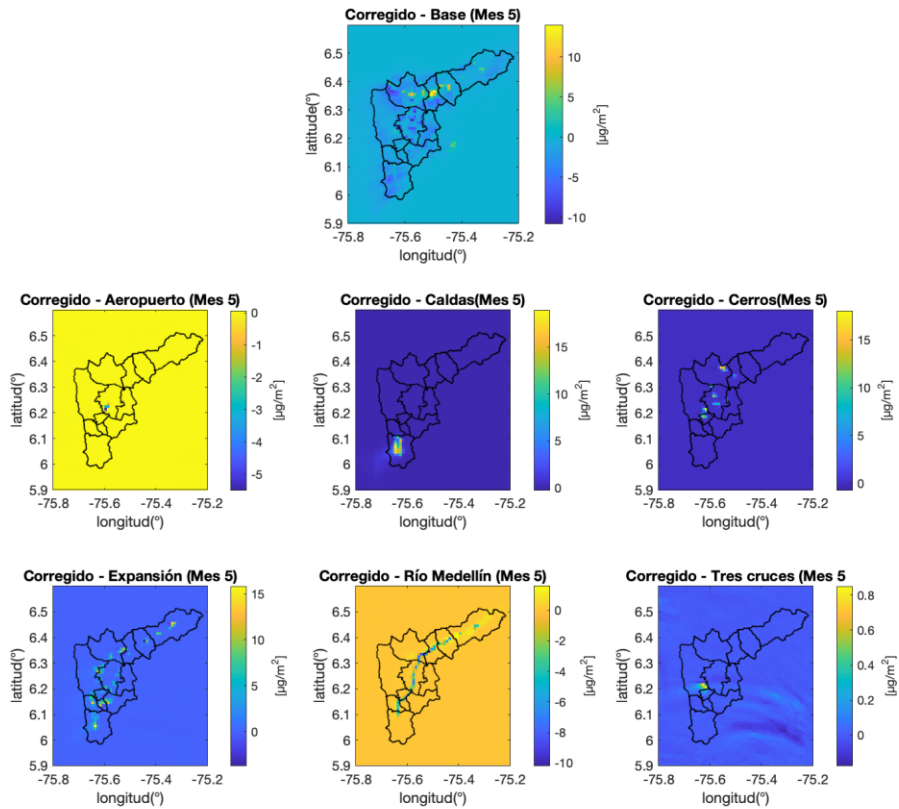
Comparación de los promedios semestrales de 7 los escenarios (Drynoy)



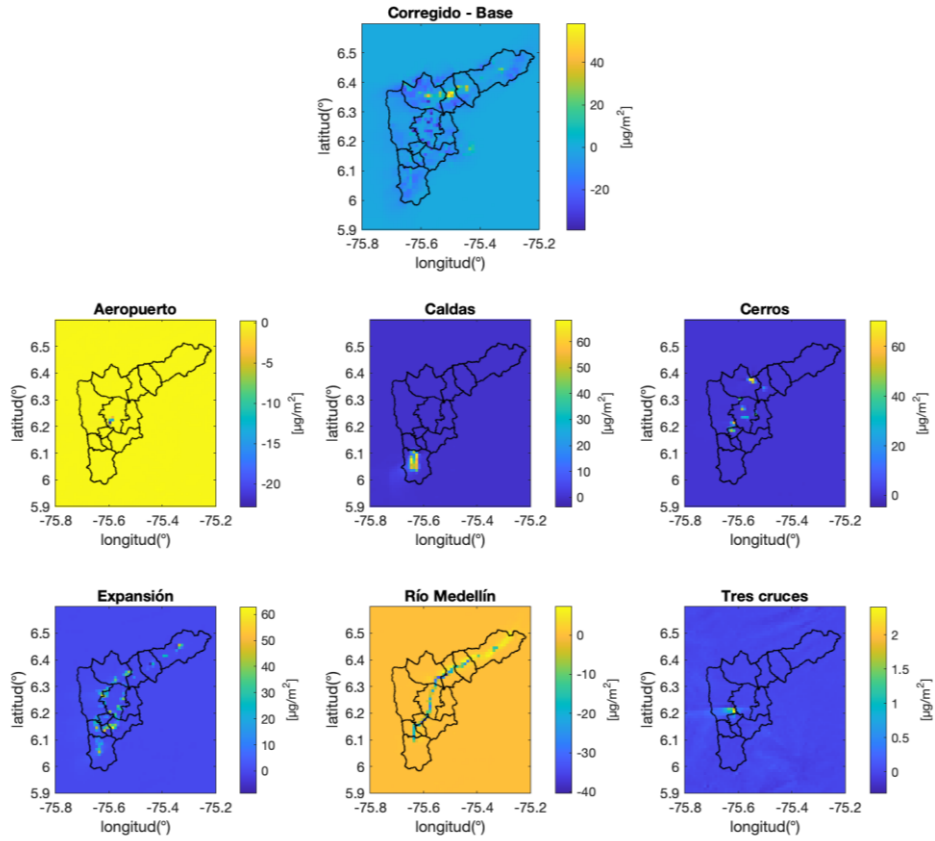
Corregido - Escenarios promedios Mensuales (mes 3)



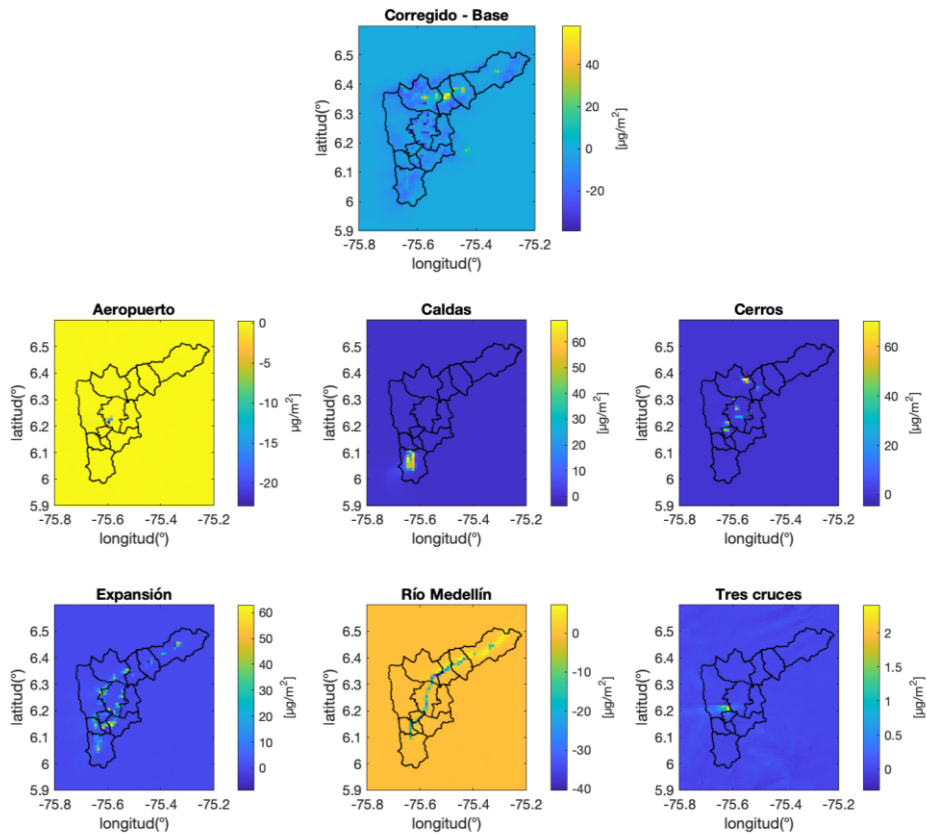
Corregido - Escenarios promedios Mensuales (mes 5)



Escenarios promedios - Corregido semanales (semana 11)

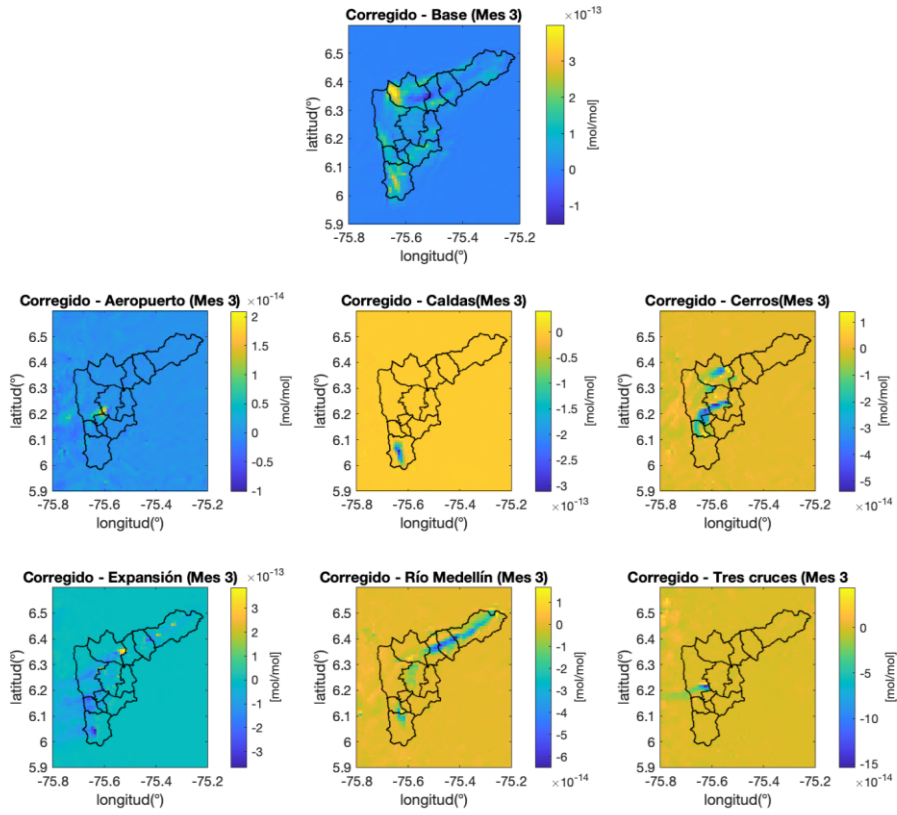


Escenarios promedios - Corregido semanales (semana 22)

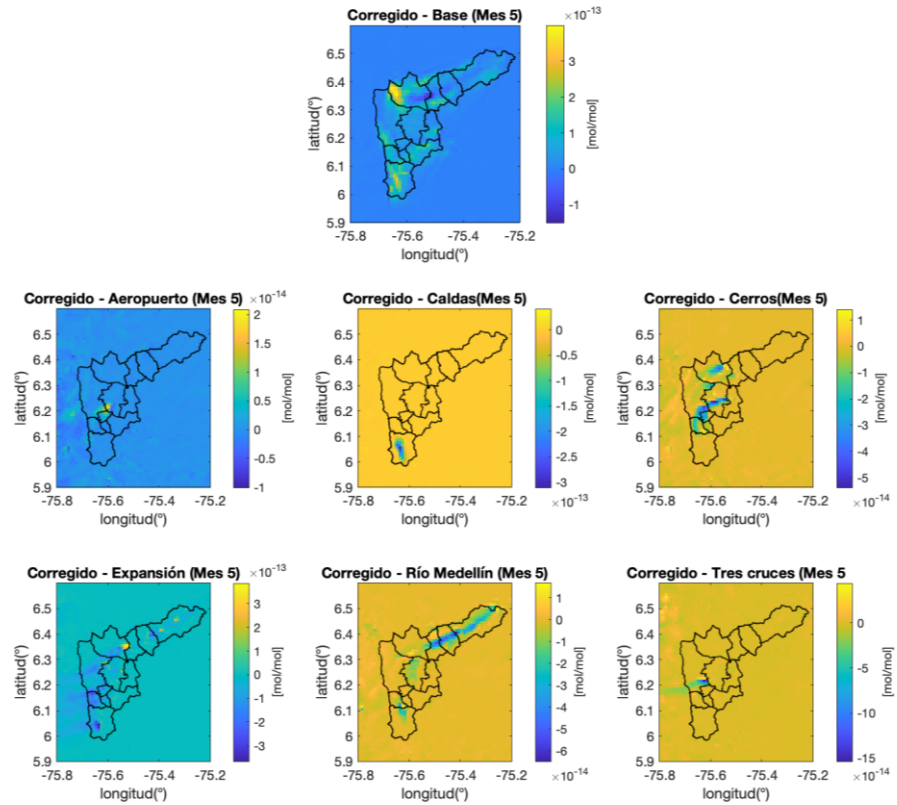


Concentración superficial

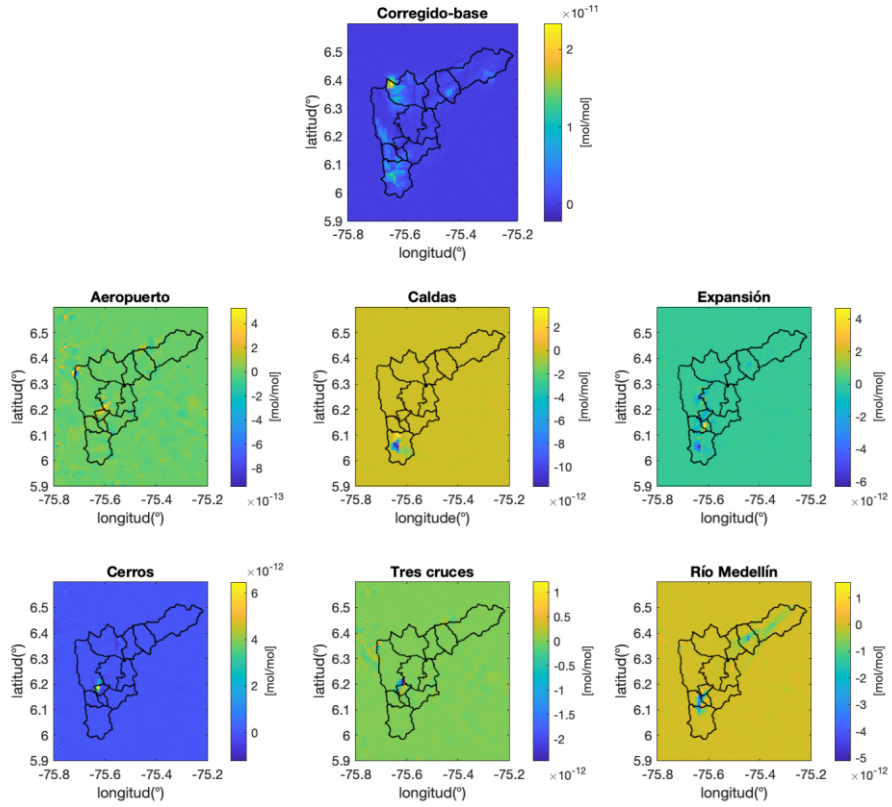
Corregido - Escenarios promedios mensuales (mes 3)



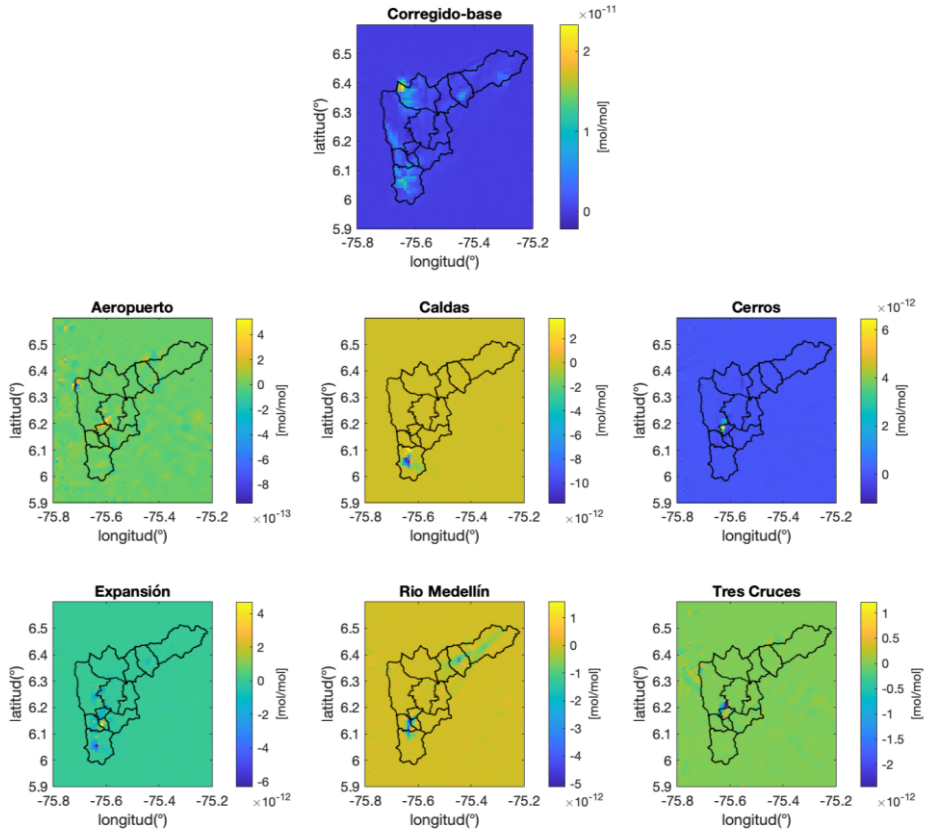
Corregido - Escenarios promedios Mensuales (Mes 5)



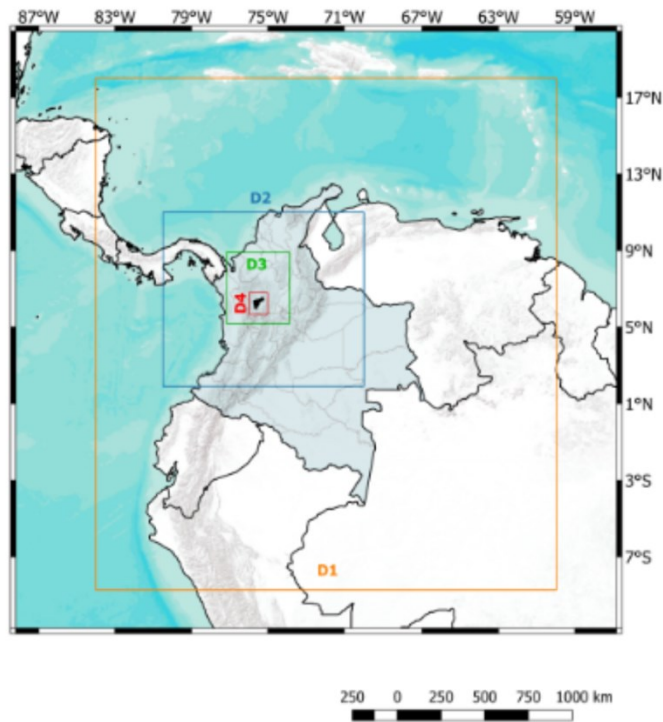
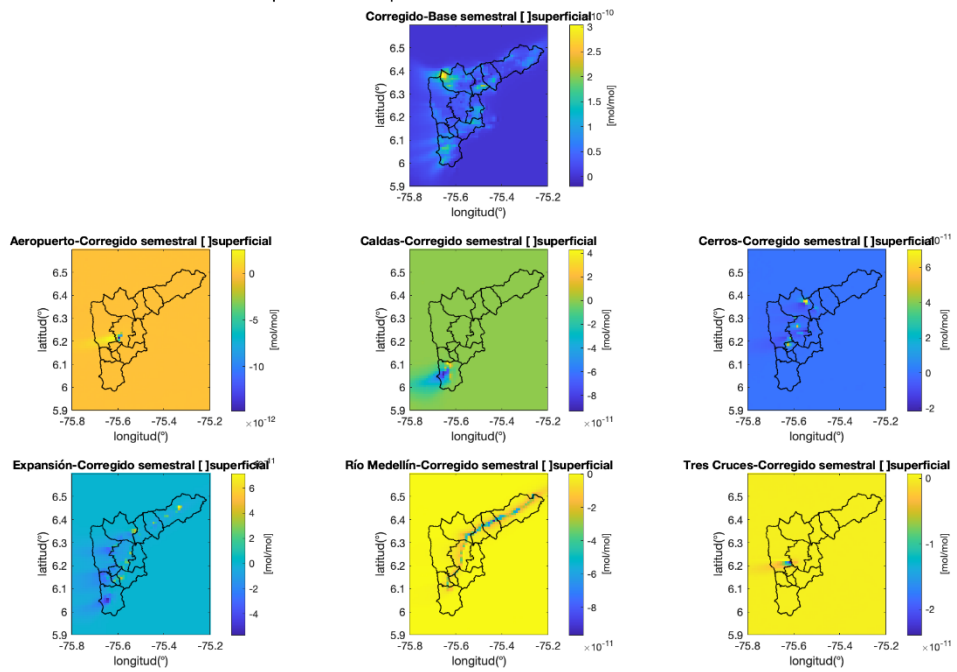
Escenarios promedios - Corregido semanales (semana 11)



Escenarios promedios - Corregido semanales (semana 22)



Comparación de los promedios semestrales de 7 los escenarios nox



Dominios anidados utilizados en el modelo LOTOS-EUROS para el Valle de Aburrá (Lopez-restrepo et al., n.d.)