

Cambios de la estructura del paisaje urbano de Medellín, Colombia entre 2016 y 2020

Autores: Carolina Paniagua-Villada¹, Jaime Andrés Garizábal Carmona², Víctor Manuel Martínez Arias³ & Néstor Javier Mancera-Rodríguez⁴

¹Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Grupo de Ecología y conservación de fauna silvestre, Carrera 65 No. 59A-110, Medellín, Colombia; cpaniaguav@unal.edu.co

²Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Grupo de Ecología y conservación de fauna silvestre, Carrera 65 No. 59A-110, Medellín, Colombia; jgarizabal@unal.edu.co

³ Víctor M. Martínez Arias: Corporación Merceditas. Calle 3 29A-11, casa 110, Medellín, Colombia; vmmartineza@unal.edu.co

⁴Universidad Nacional de Colombia Sede Medellín, Grupo Ecología y Conservación de Fauna Silvestre, Carrera 65 No. 59A - 110, Medellín, Colombia; njmancer@unal.edu.co

Resumen:

Las zonas verdes urbanas proveen diferentes servicios ecosistémicos claves para el bienestar humano y la conservación de la biodiversidad. Medellín es la segunda economía urbana de Colombia y está ubicada en una de las regiones biogeográficas con mayores índices de diversidad y endemismo. Analizamos las dinámicas del paisaje del área urbana de Medellín en su totalidad y por sectores entre 2016 y 2020, caracterizando las coberturas del suelo entre

árboles, pastos y zona construida. Las zonas verdes disminuyeron 11,22% y aumentaron su número de parches 16,69%, mientras que la zona construida aumentó 5,00% y disminuyó su número de parches 13,64%, indicando que la urbanización es cada vez más compacta y densa. Además, encontramos grandes diferencias en las tendencias de paisaje entre los diferentes sectores definidos, mostrando que las dinámicas de la ciudad están determinadas por factores socioeconómicos de la población.

Palabras clave: Zonas verdes urbanas, Paisaje urbano, Dinámicas urbanas, Servicios ecosistémicos, Colombia.

Introducción

Las ciudades son sistemas socio-ecológicos altamente transformados por la intervención humana, lo que genera pérdida de biodiversidad local y fragmentación de hábitats (Bennett, 2003; Andrade et al., 2013). La presencia de vegetación en el sistema urbano brinda servicios ecosistémicos claves para el bienestar de la población humana (Tzoulas et al., 2007, Wolch et al., 2014), y contribuye a la conservación de la biodiversidad al proveer refugios, alimento y sitios de anidación, y conectar poblaciones y comunidades que en ausencia de estas zonas verdes estarían aisladas en la matriz urbana (Nor et al., 2017).

La conservación de la biodiversidad y los servicios ecosistémicos en lugares urbanizados es actualmente un tema de interés global, considerando que para el 2025 se proyecta que más del 65% de la población mundial se establecerá en las ciudades y que el 65,35% del suelo urbano proyectado para el 2030 será construido en las primeras tres décadas del siglo XXI (Nor et al., 2017; Fragkias et al. 2013). Así, se evidencia la necesidad de integrar la

conservación de la biodiversidad y sus dinámicas ecológicas en la planeación urbana (Andrade et al., 2013).

Las zonas verdes urbanas generalmente son fragmentadas y heterogéneas, con escasos parches de gran tamaño, mientras que los ocupan áreas poco significativas son abundantes y dispersos a lo largo del territorio (Qian et al., 2015). Es necesario evaluar las zonas verdes dentro de toda la matriz urbana, que en conjunto y no como elementos aislados, contribuyen a la conservación de la biodiversidad, al control de aguas de escorrentía, a los efectos sobre el microclima, entre otros (Zhou et al., 2018).

El análisis cuantitativo de los patrones del paisaje se basa frecuentemente en el uso de imágenes satelitales, para esto comúnmente son usadas imágenes con una resolución media (30 m), estas aunque son adecuadas para mapear zonas con menores presiones de urbanización como los remanentes de bosque, universidades y parques, no permiten detectar pequeños cambios en las zonas verdes urbanas pequeñas como los jardines y corredores viales, que suelen presentar mayores variaciones (Qian et al., 2015; Zhou et al., 2018) y sobre las cuales diferentes gobiernos alrededor del mundo han incrementado la vegetación con el fin de contrarrestar los impactos de la creciente urbanización (Tzoulas et al., 2007).

La ciudad de Medellín se ha consolidado como la segunda economía urbana de Colombia (Banco de la República, 2014), se ubica en el norte de los Andes suramericanos, una de las regiones biogeográficas con mayores índices de diversidad y endemismo (Myers et al., 2000) esto resalta la importancia de la evaluación de los espacios verdes urbanos en su totalidad para así desarrollar una planeación del territorio que permita el crecimiento sostenible de la

ciudad. Nuestro objetivo fue analizar los cambios del paisaje del área urbana de Medellín entre 2016 y 2020 a una escala que permite detectar los cambios en los parches más pequeños.

Metodología

Descripción del área de estudio

El municipio de Medellín está ubicado en el valle de Aburrá, el cual se forma entre dos ramales de la cordillera central de los Andes colombianos, en el departamento de Antioquia, Colombia ($6^{\circ}14'51.4''N$, $75^{\circ}34'05.4''O$) (Fig. 1). El suelo urbano, donde actualmente habitan alrededor de 2.3 millones de personas (DANE, 2018), tiene una extensión de 10210.34 ha, se extiende a lo largo del eje natural del río Medellín, cuya altitud promedio es de 1.460 m.s.n.m. (Alcaldía de Medellín, 2014).

Dividimos la zona urbana de Medellín en seis sectores (suroccidente, centro occidente, noroccidente, suroriente, centro oriente y nororiente), usando como guía las subdivisiones de las microcuencas presentes en la ciudad. Todos los análisis se enfocaron en la zona urbana de la ciudad según el Plan de ordenamiento territorial vigente (Alcaldía de Medellín, 2014), sin incluir las zonas urbanas de los corregimientos.

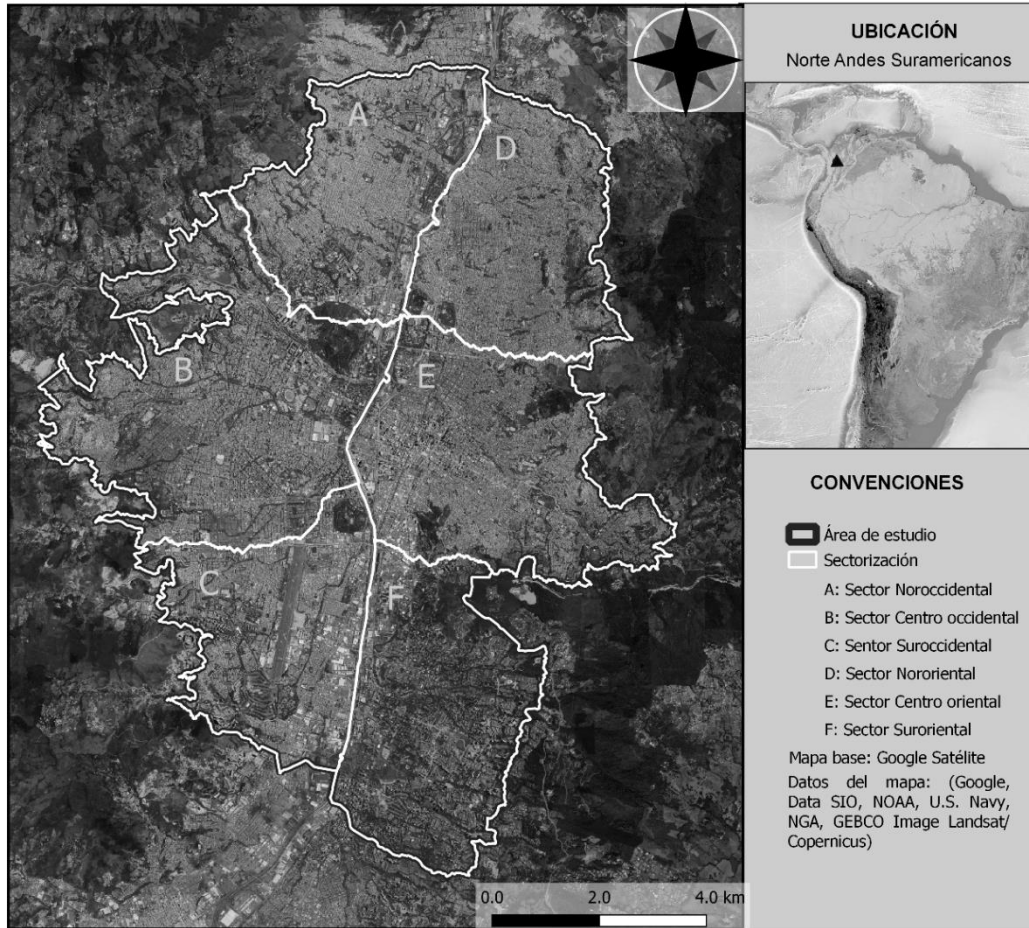


Figura 1. Ubicación del área de estudio: Medellín, Colombia, y su sectorización para el análisis del paisaje

Clasificación de las coberturas del suelo

Obtuvimos imágenes con una resolución de 10 m tomadas por el satélite Sentinel-2 (USGS EROS Archive), considerando una ventana temporal entre enero de 2016 a febrero de 2020. Descargamos las bandas 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11 y 12 de cada imagen desde la plataforma digital Land Viewer, en el sitio web Earth Observing system (Earth Observing System, 2020). En el caso del 2016 usamos la concatenación de dos imágenes, usando de base una

imagen del 30 de enero del 2016, y corrigiendo sectores puntuales de alta nubosidad con una imagen del 31 de diciembre del 2015, ya que no se encontraron imágenes independientes con baja nubosidad en el primer periodo del año, para 2020 usamos una imagen del 18 de febrero.

Definimos tres tipos de coberturas: pastos, zonas arboladas, y zonas construidas, incluyendo dentro de esta última a los ríos y lagos, debido a que nuestro foco de interés fueron los cambios temporales en las zonas verdes urbanas y discriminar estos cuerpos de agua no resultaba informativo. Para la clasificación de las coberturas usamos el plugin Semi-Automatic Classification (Congedo, 2016), un complemento de código abierto para el sistema de información geográfica QGIS (QGIS.org, 2020), siguiendo los pasos de su tutorial de uso (Congedo, 2016). Aplicamos la corrección atmosférica DOS 1 a cada una de las bandas para crear archivos tipo raster definitivos con los juegos de bandas, sobre los cuales se realizaron las clasificaciones de coberturas del suelo.

Para asegurar la confiabilidad de las clasificaciones calculamos el porcentaje de precisión y el índice kappa para cada uno de los dos raster de las clasificaciones obtenidas del área de estudio, usando las herramientas de postprocesamiento del plugin Semi-Automatic Classification como se indica en el tutorial de aplicación (Congedo, 2014).

Análisis estadístico

Para analizar las dinámicas temporales de paisaje calculamos el área total, el número de parches y el promedio del área de parches para cada una de las tres coberturas evaluadas. Calculamos los índices usando el plugin LecoS - Land cover statistics (Jung, 2016), por medio la herramienta de análisis estadístico del paisaje Landscape statistics.

Resultados

Para la clasificación de las coberturas del año 2016 obtuvimos una precisión de 88,05% y un índice kappa de 0,79, para el año 2020 89,73% y 0,83. El área urbana de Medellín se caracterizó por tener una alta presencia de áreas construidas, 7012,32 ha en 2016 y 7362,97 ha en 2020. Las zonas verdes en general disminuyeron su extensión con 3051,04 ha en 2016 y 2708,65 ha en 2020. Al discriminar este tipo de cobertura entre pastos y árboles, las zonas arboladas aumentaron, 2173 ha 2016 y 2197 ha en 2020, y el área de pastos disminuyó, 878,03 ha en 2016 y el 511,55 ha en 2020.

La cantidad de parches de árboles y pastos aumentaron, de 4131 en 2016 a 4353 en 2020, y de 3108 en 2016 a 4092 en 2020 respectivamente, mientras que la zona construida muestra un comportamiento opuesto, 1495 en 2016 y 1291 en 2020. El área media de parche aumenta para la zona construida, de 4,69 ha en 2016 a 5,70 en 2020, y disminuye tanto para los árboles, 0,53 ha en 2016 a 0,50 ha en 2020, como para los pastos, 0,28 ha en 2016 y 0,13 ha en 2020.

Los resultados de muestran en la Tabla 1.

		2016	2020	Cambio
Árboles	Área total (ha)	2173,01	2197,10	+1,10%
	Número de parches	4131	4353	+5,37%
	Área media de parche (ha)	0,53	0,5	-5,66%
Pastos	Área total (ha)	878,03	511,55	-41,73%
	Número de parches	3108	4092	+31,66%
	Área media de parche (ha)	0,28	0,13	-53,57%

Zona	Área total (ha)	7012,32	7362,97	+5,00%
construida	Número de parches	1495	1291	-13,64%
	Área media de parche (ha)	4,69	5,7	+21,53%

Tabla 1. Valores obtenidos del análisis estadístico en el área de estudio en el 2016 y en el 2020

Al realizar un análisis estadístico entre los sectores del área de estudio establecidos se destacan los cambios observados en los sectores nororiental, suroriental y centro occidental. Encontramos que el sector nororiental es el que presentó la mayor disminución de zonas arboladas, con la mayor pérdida de área, 48,03 ha (167,34 ha en 2016 y 119,31 ha en 2020), el mayor decrecimiento del área media de parche, 0,10 ha (0,34 ha en 2016 y 0,24 ha en 2020) y el menor aumento en número de parches, 7 (497 parches en 2016 y 504 parches en 2020). Por el contrario, es el sector con mayor aumento de zonas con pastos, cuya extensión tuvo un crecimiento de 39,34 ha (64,77 ha en 2016 y 104,11 ha en 2020) y en el que este tipo de cobertura presenta la menor disminución en su área media, -0,02 ha (0,19 ha en 2016 y 0,17 ha en 2020), el número de parches de pastos aumentó en 279 (345 en 2016 y 624 en 2020). Con respecto a las zonas construidas en el sector, su área aumentó 8,69 ha (1167,45 ha en 2016 y 1176,14 ha en 2020), el número de parches disminuyó, -10 (109 parches en 2016 y 99 parches en 2020) y su área media de parche aumentó 1,17 ha (10,71 ha en 2016 y 11,88 ha en 2020)

El sector suroriental es el que presentó mayor aumento de zonas arboladas, con una ganancia de 58,73 ha (613,87 ha en 2016 y 672,60 ha en 2020), por otro lado, es el sector en el que

esta cobertura presenta mayor aumento en el número de parches, 101 parches (558 parches en 2016 y 659 en 2020), además, el área media de parche de árboles se redujo, -0,08 ha (1,10 ha en 2016 y 1,02 ha en 2020). Las zonas con pastos en el sector disminuyeron, -55,26 ha (163,58 ha en 2016 y 108,32 ha en 2020), y aumentó su número de parches, 649 parches (466 parches en 2016 y 1115 parches en 2020), el área media de parche de pastos tiene la mayor disminución, -0,25 ha (0,35 ha en 2016 y 0,10 ha en 2020). En contraste, la zona construida del sector es la que presenta el menor aumento de área, 4,23 ha (815,86 ha en 2016 y 820,09 en 2020), su número de parches disminuyó, -38 parches (553 parches en 2016 y 515 parches en 2020), además, es el sector con el menor aumento del área promedio de parche de la zona construida, 0,11 ha (1,48 ha en 2016 y 1,59 ha en 2020).

El sector centro occidental presenta una reducción en el área de sus zonas arboladas, -11,78 ha (537,35 ha en 2016 y 525,57 ha en 2020), un aumento en el número de parches de esta misma cobertura de 30 (1195 parches en 2016 y 1225 parches en 2020) y una disminución de -0,02 ha en el área media de los parches con árboles (0,45 ha en 2016 y 0,43 ha en 2020). Es el sector con la mayor disminución en el área de pastos, -135,38 ha (222,71 ha en 2016 y 87,33 ha en 2020), el número de parches de esta misma cobertura disminuye, -97 parches (863 parches en 2016 y 766 parches en 2020), su área media de parche se reduce, -0,14 ha (0,25 ha en 2016 y 0,11 ha en 2020). La zona construida del sector es la que mayor aumento presentó, 147,16 ha (1615,72 ha en 2016 y 1762,88 ha en 2020), el número de parches de esta cobertura fue la que más se redujo, -77 parches (368 parches en 2016 y 291 parches en 2020), el área media de los parches de zona construida aumentó 1,66 ha (4,39 ha en 2016 y 6,05 ha en 2020).

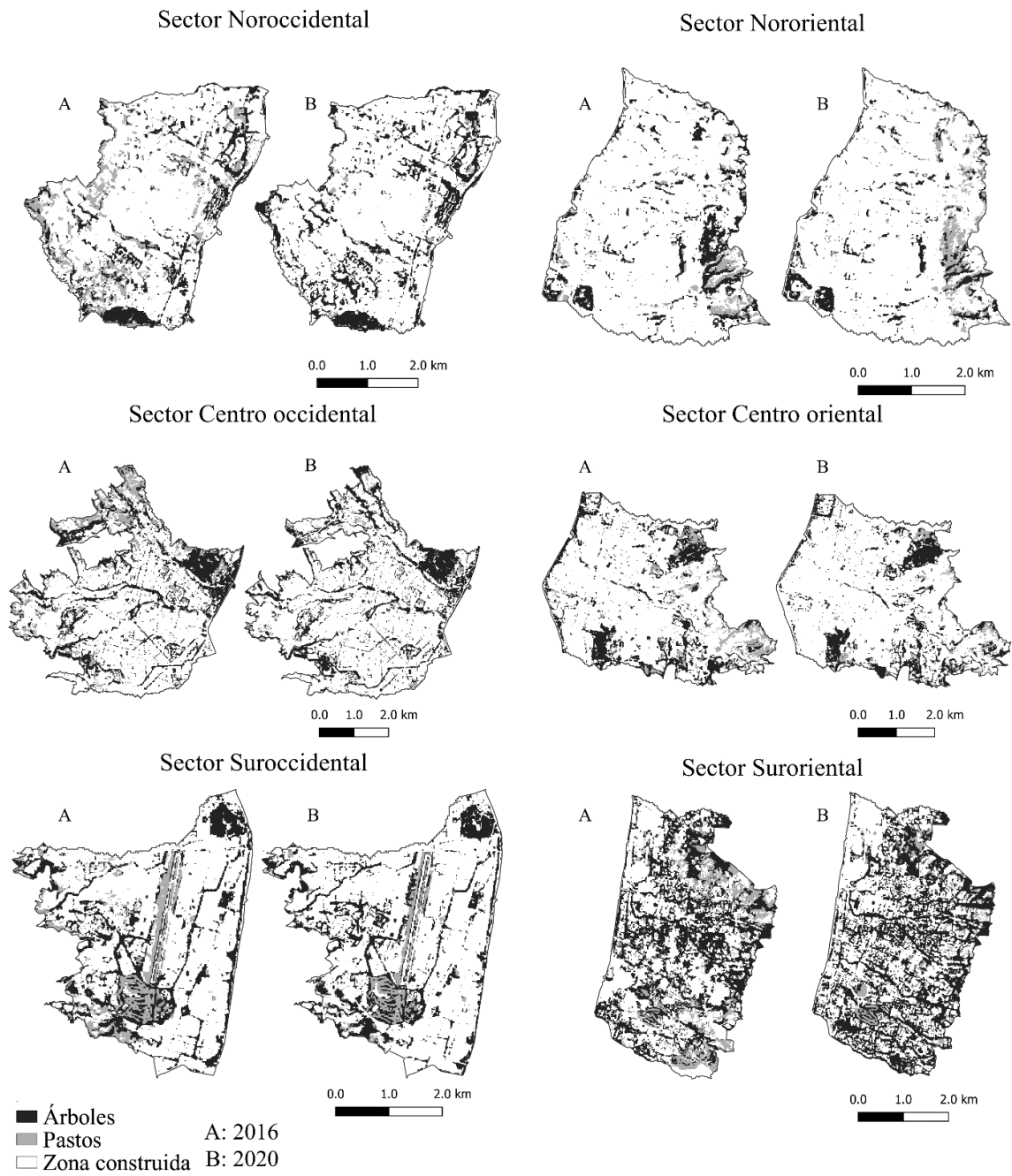


Figura 2. Clasificación de las coberturas del suelo por sectores de Medellín

Discusión

Entre el 2016 y el 2020 las zonas verdes urbanas de la ciudad de Medellín han disminuido en área total y tamaño promedio de parches, y aumentado en el número de parches, mientras las zonas construidas han aumentado en área total y tamaño promedio de parches, y disminuido en el número de parches, sugiriendo que la urbanización se está compactando y densificando bajo tendencias similares a otras ciudades del mundo (Nowak & Greenfield, 2012; Zhou et al., 2018; Chen, Sun & Hailian, 2013).

Diferenciando por tipo de zona verde, se presentó un aumento en el área de zonas con árboles y un decrecimiento de las zonas con pastos. En el año 2017 se dió la implementación del *Plan Siembra Aburrá*, una estrategia para disminuir el déficit arbóreo y de espacios públicos con la siembra de un millón árboles en el área metropolitana de Medellín (Área Metropolitana Valle de Aburrá, 2019); además, a finales de este mismo año fue expedido el acuerdo Metropolitano No. 19 mediante el cual “se establecen lineamientos y determinaciones entorno a la gestión del espacio público verde urbano y se reglamenta la reposición por tala autorizada de árboles”, esto indica que varios sectores con pastos pasaron a una cobertura arbórea en estos periodos gracias a la implementación de estos acuerdo y resoluciones.

Encontramos diferencias espaciales en las áreas totales de zonas verdes y sus cambios durante el periodo de estudio, con sectores asociados a estratos socioeconómicos altos, como el suroriental, presentando mayor área de zonas verdes y menos afectación sobre estas que sectores de estratos bajo y medio como los sectores nororiental y noroccidental en los que disminuyen las zonas verdes a la vez que las zonas construidas aumentaron. (Álvarez Castaño

et al., 2010). Esto sugiere que las dinámicas de paisaje están influenciadas por factores socioeconómicos del territorio y que es necesario analizar dichas dinámicas por sectores para entender mejor las tendencias que se presentan, pues aunque mejorar la salud pública de las ciudades es uno de los objetivos de la instalación de espacios verdes, estos incrementan los costos y los valores de la propiedad, desplazando así a las comunidades y causando una dificultad de acceso para la población de menores ingresos económicos, una tendencia similar a lo que ocurre en diferentes ciudades (Wolch et al., 2014)(Byrne , Wolch, & Zhang, 2009) (Johnson-Gaither, 2011).

Nuestro estudio también demuestra la relevancia de hacer análisis de paisaje a escalas más precisas, debido a que los estudios realizados previamente en Medellín, se han realizado a escalas de menor precisión que no permiten detectar cambios en las áreas verdes de menor tamaño, ni los cambios que se presentan en diferentes tipos de zonas verdes urbanas, como pastos y árboles, los cuales representan una estructura y composición de hábitats con diferentes grados de funcionalidad para la conectividad ecológica (Casalegno et al., 2017). En otras palabras, realizar análisis de paisaje a escalas más precisas ayuda a detectar oportunamente afectaciones sobre la estructura ecológica, monitorear estos cambios a lo largo del tiempo y ajustar estrategias de manejo y control que faciliten la implementación de políticas urbanas que propendan por el desarrollo de ciudades con mayor sostenibilidad ambiental (Ignatieva, Stewart, Ignatieva, Stewart, & Meurk, 2011; Puppim De Oliveira et al., 2011).

La estructura ecológica principal de un ecosistema urbano busca mantener la biodiversidad local y los servicios ecosistémicos que dependen de la conectividad ecológica (Andrade et al., 2013; Nor et al., 2017), para lo que es necesario disminuir la fragmentación y aumentar el área de parches. En el caso del sector suroriental de la ciudad, que presenta mayor aumento

de área y de número de parches de la cobertura arborea, muestra que aunque han aumentado los beneficios en la salud pública de la población del sector, la fragmentación de estas zonas es la mayor en toda la ciudad, por lo que sus servicios de conexión ecológica se pueden estar viendo afectados.

La relación encontrada entre las resoluciones y acuerdos establecidos en la ciudad durante el periodo analizado demuestran que las políticas ambientales sí tienen un efecto positivo en la estructura urbana de la ciudad, es indispensable que se comiencen a establecer políticas de este tipo más eficientes y claras que tengan como fin encontrar una equidad de acceso a las zonas verdes urbanas y a su vez un aporte significativo a la estructura ecológica de la región para así permitir el desarrollo sostenible de las ciudades.

Referencias

Alcadía de Medellín. (2014). Medellín y su población, documento técnico de soporte POT.

Álvarez Castaño, L. S., Bernal M., J., Vallejo Rico, A. H., Sepúlveda Herrera, D., María, & Castrillón Laverde, A. (2010). La exclusión social y la desigualdad en Medellín : sus dimensiones objetivas y subjetivas.

Andrade, G., Remolina , F., & Wiesner, D. (2013). Assembling the pieces: a framework for the integration of multi-functional ecological main structure in the emerging urban region of Bogotá, Colombia. *Urban Ecosyst* (16), 723–739.

Área Metropolitana Valle de Aburrá. (2019). PLAN SIEMBRA ABURRÁ. Obtenido de <https://www.metropol.gov.co/ambiental/Paginas/Plan-Siembra-Aburra>

Banco de la República. (2014). Economía de las grandes ciudades en Colombia: seis estudios de caso.

Bennet, A. (2003). Linkages in the Landscape: The Role of Corridors and Connectivity in Wildlife Conservation. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK.

Byrne , J., Wolch, J., & Zhang, J. (2009). Planning for environmental justice in an urban national park . *Journal of Environmental Planning and Management* .

Casalegno, S., Anderson, K., Cox, D. T. C., Hancock, S., & Gaston, K. J. (2017). Ecological connectivity in the three-dimensional urban green volume using waveform airborne lidar. *Scientific Reports*, 7(April), 1–8. <https://doi.org/10.1038/srep45571>

Chen, L.-D., Sun, R., & Hailian, L. (2013). Eco-environmental effects of urban landscape pattern changes: Progresses, problems, and perspectives. *Acta Ecologica Sinica* 33, 1042-1050

Congedo, L. (2014). From GIS to Remote Sensing . Obtenido de <https://fromgistors.blogspot.com/2014/09/accuracy-assessment-using-random-points.html?spref=yml>

Congedo, L. (2016). From GIS to Remote Sensing . Obtenido de <https://fromgistors.blogspot.com/2016/09/basic-tutorial-2.html?spref=yml>

Congedo, L. (2016). Semi-Automatic Classification Plugin Documentation.

DANE. (2019). Resultados Censo Nacional de Población y Vivienda 2018.

Earth Observing System. (2020). land Viewer. Obtenido de <https://eos.com/landviewer/>

Elmqvist , T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio , P., McDonald, R., . . .

Wilkinson, C. (2013). Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. Springer.

Ignatieva, M., Stewart, G. H., & Meurk, C. (2011). Planning and Design of Ecological Networks in Urban Areas. *Landscape and Ecological Engineering*, 7, 17–25.

Johnson-Gaither, C. (2011). Latino Park Access: Examining Environmental Equity in a “New Destination” County in the South. *Journal of Park and Recreation Administration*, 37-52.

Jung, M. (2016). ecoS — A python plugin for automated landscape ecology analysis. *Ecological Informatics* 31, 18-21.

Myers, N., Mittermeier, R., Mittermeier, C., da Fonseca, G., & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. *NATURE* (403), 853 -858.

Nor, A. N. M., Corstanje, R., Harris, J. A., Grafius, D. R., & Siriwardena, G. M. (2017). Ecological connectivity networks in rapidly expanding cities. *Heliyon*, 3(6)

Nowak, D., & Greenfield, E. (2012). Tree and impervious cover change in U.S. cities. *Urban Forestry & Urban Greening* 11, 21-30.

Puppim De Oliveira, J. A., Balaban, O., Doll, C. N. H., Moreno-Peñaranda, R., Gasparatos, A., Iossifova, D., & Suwa, A. (2011). Cities and biodiversity: Perspectives and governance challenges for implementing the convention on biological diversity (CBD) at the city level. *Biological Conservation*, 144, 1302–1313. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.12.007>

Tzoulas, K., Korpela, K., Venn, S., Yli-Pelkonen, V., Kaźmierczak, A., Niemela, J., & James, P. (2007). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 81(3), 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.02.001>

QGIS.org. (2020). QGIS Geographic Information System, Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.org>.

Qian, Y., Zhou, W., Yu, W., & Pickett, S. (2015). Quantifying spatiotemporal pattern of urban greenspace: new insights from high resolution data. *Landscape Ecol.*

Wolch, J., Newell, J., & Byrne, J. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice: The challenge of making cities 'just green enough'. *Landscape and Urban Planning*.

Zhou, W., Wang, J., Qian, Y., Pickett, S. T. A., Li, W., & Han, L. (2018). The rapid but “invisible” changes in urban greenspace: A comparative study of nine Chinese cities. *Science of the Total Environment*, 627, 1572–1584. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.335>