

APLICACIÓN DE UN MODELO INTEGRADO
DE METABOLISMO-PAISAJE PARA
LOS ANDES TROPICALES: EL CASO
DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE
METROPOLITANA DE CALI (COLOMBIA)

SUMARI

1. Introducción

2. Materiales y métodos

2.1. Estudio de caso

2.2. Enfoque conceptual

2.3. Diseño experimental y bases de datos

2.4. Evaluación socioecológica

2.5. Análisis estadísticos

3. Resultados

3.1. Escala local: Tipologías de sistemas agrarios

3.2. Escala de paisaje: tipologías ecopaisagísticas

3.3. Escala regional: evaluación metabólico-territorial

4. Discusión

4.1. Evaluación socioecológica de la infraestructura verde metropolitana

4.2. El modelo integrado metabolismo-paisaje del sistema agrario metropolitano

4.3. Implicaciones para la planificación territorial y las agendas políticas rurales

5. Conclusiones

6. Referencias

MARÍA JOSÉ LAROTA-AGUILERA^{1,2},
JOAN MARULL², ROJAS-ULTENGO³

¹CREAF, Universitat Autònoma de Barcelona

²Institut d'Estudis Regionals i Metropolitans de Barcelona

³ Investigador independiente

APLICACIÓN DE UN MODELO INTEGRADO DE METABOLISMO-PAISAJE PARA LOS ANDES TROPICALES: EL CASO DE LA INFRAESTRUCTURA VERDE METROPOLITANA DE CALI (COLOMBIA)

1. Introducción

El ritmo de crecimiento de la población mundial se ha asociado con dos de las causas más críticas del cambio socioecológico global: la urbanización y la expansión de tierras de cultivo, estableciendo una presión extraordinaria sobre el medio ambiente mediante la transformación de paisajes y ecosistemas, e impactando en la biodiversidad y amenazando procesos socioecológicos fundamentales para el mantenimiento humano (Cardinale et al., 2012; Tschardt et al., 2012). Por un lado, el desarrollo urbano disperso en áreas metropolitanas ha provocado la fragmentación del paisaje y la pérdida de hábitats naturales y de servicios ecosistémicos, a la vez que ha reducido la capacidad del sistema socioecológico metropolitano para responder a los cambios globales (Antrop, 2004; Tratalos et al., 2007). Por otro lado, los cambios demográficos previstos aumentarán la demanda per cápita de alimentos, materias primas y energía, duplicando la extensión actual de tierra destinada a la agricultura (Lambin y Meyfroidt, 2011; Tilman et al., 2001).

A menudo establecidas en entornos rurales, las áreas metropolitanas son un ejemplo de esta problemática. Las metrópolis mantienen complejas interacciones urbano-rural y naturaleza-sociedad, enfrentando un doble desafío: satisfacer de manera sostenible la demanda de alimentos, energía y materiales para su población, y manteniendo, al mismo tiempo, la estructura y función ecológica de su territorio (Padró et al., 2020). El consenso global apunta hacia la construcción de metrópolis articuladas en una matriz territorial que proteja la naturaleza y los servicios ecosistémicos esenciales, fomente vínculos económicos, sociales y ambientales positivos entre áreas urbanas, periurbanas y rurales y fortalezca la planificación del desarrollo nacional y regional (UN, 2019). Sin embargo, hay una escasez de herramientas de planificación y evaluación del territorio que abarquen las diferentes dimensiones de estos sistemas socioecológicos (Pickett et al., 2001). Lo anterior demanda nuevos enfoques integradores para conceptualizar y comprender, desde una perspectiva sistémica, la compleja dinámica urbano-rural de las metrópolis (Giampietro et al., 2014).

Estas problemáticas son especialmente relevantes para América Latina, dado su predominante papel como proveedora mundial de alimentos y productos básicos (Infante-Amate et al., 2020). En particular, los Andes tropicales albergan la cuarta parte de las ciudades más grandes de América Latina y el 22% de su población metropolitana (United Nations, 2019), incluyendo algunos de los lugares más diversos del planeta, tanto cultural como biológicamente (Cincotta et al., 2000). Simultáneamente, tanto la cultura como la economía de estas áreas metropolitanas se han basado históricamente en actividades relacionadas con el mantenimiento de los medios de vida rurales, la producción de alimentos o la agroindustria, por lo que las actividades agrícolas son uno de los principales impulsores de transformaciones de la tierra (Lambin et al., 2003). Lo anterior se suma a una larga historia de debilidad institucional, agitación social y desigualdad, con implicaciones sobre la planificación territorial, permitiendo un crecimiento urbano desordenado, elevadas tasas de transformación de los ecosistemas y numerosos conflictos socioambientales (Temper et al., 2018). En consecuencia, existe una imperiosa necesidad de comprender la 'metropolización' en América Latina, lo que debería proporcionar criterios y métodos rigurosos que faciliten la aplicación políticas públicas que incluyan parámetros ecológicos (p.e., el funcionamiento del ecosistema o la provisión de servicios ecosistémicos) y sociales (p.e., la tenencia de la tierra o la soberanía alimentaria), posibilitando el tratamiento del territorio metropolitano como un sistema socioecológico.

Aunque la agricultura en los Andes tropicales ha experimentado una transición progresiva hacia sistemas de manejo más intensivos (Grau y Aide, 2008), la agricultura de pequeña escala y de baja intensidad siguen siendo el sistema de producción más común (Altieri y Toledo, 2011). En las últimas décadas, una de las discusiones socioambientales más críticas en América Latina ha sido la (in)sustentabilidad de los modelos de desarrollo agrícola implementados por políticas estatales neoliberales (Brannstrom, 2009; Liverman y Villas, 2006). Sin embargo, la contribución de los diferentes tipos de manejo de la agricultura tropical a la sostenibilidad metropolitana y regional y las conse-

cuencias socioecológicas de la intensificación agrícola aún no se comprenden completamente.

Por ejemplo, en Colombia el 31% de los ecosistemas han sufrido alguna transformación (principalmente páramos, bosque tropical seco y húmedo, sabanas, matorrales y humedales) (Higgins et al., 2017), siendo el desarrollo urbano y de infraestructuras, el agotamiento de los recursos hídricos y la demanda de tierras para la agroindustria los principales impulsores de estas transformaciones, con importantes impactos socioecológicos. Este artículo se propone estudiar la Región Metropolitana de Cali (RMC),¹ epicentro de diversas dinámicas interculturales, donde la agricultura constituye un pilar fundamental en la economía tradicional, la cultura local y los medios de vida. La dinámica socioeconómica de la RMC y el amplio margen para las transformaciones de tierras están imponiendo una alta presión sobre los ecosistemas naturales y otros recursos de la tierra, alimentando la desigualdad, la pobreza y una miríada de conflictos interculturales y ambientales que subyacen tras 50 años de guerra civil (Rincón-García y Machado, 2014).

En este contexto, el artículo postula que los paisajes bioculturales, característicos de la infraestructura verde de la RMC y configurados por una diversidad de sistemas agrícolas y ambientales que las comunidades indígenas, de campesinos y afrocolombianos han mantenido a lo largo de la historia, contribuyen de manera significativa a la funcionalidad ecológica de la región, garantizan la provisión de numerosos servicios ecosistémicos y deberían de ser la base para garantizar un futuro de progreso sostenible. Para ello, el presente artículo propone tres objetivos principales: i) caracterizar la diversidad de sistemas agrarios; ii) evaluar la expresión territorial de las diferentes perturbaciones antropogénicas relacionados con la agricultura y su relación con el funcionamiento ecológico del paisaje; y iii) explorar los principales factores que caracterizan los paisajes altamente transformados por la sociedad que existen en la región. Finalmente, discutimos las implicaciones socioecológicas de los diferentes sistemas agrarios en la RMC para una planificación de la infraestructura verde metropolitana más sostenible.

2. Materiales y métodos

2.1. Estudio de caso

Delimitamos la RMC en la sección sur de la cuenca alta del río Cauca, situada al suroeste de Colombia (900 a 5.200 m.s.n.m., Figura 1a). El promedio de precipitación anual oscila entre 1.500 y 800 mm (IDEAM, 2020). El área total de estudio es de 10.040 km² e incluye una disposición heterogénea de paisajes planos, laderas y montañas de bosques tropicales húmedos, montanos y secos, y ecosistemas clave como los páramos. Como unidad biogeográfica, esta cuenca alberga uno de los cinco enclaves de bosques secos tropicales en Colombia, pero también una elevada y persistente huella humana (Correa Ayram et al., 2020), convirtiéndose en uno de los ecosistemas más trans-

formados y amenazados del país.

En la actualidad, más de la mitad de la superficie de la cuenca alta del río Cauca está cubierta por tierras agrícolas, entre ellas mosaicos de cultivo (31,1%), pastos (13%) y plantaciones de caña de azúcar (19,2%), esta última cubriendo cerca del 90% de la superficie plana del valle (192.000 ha). La superficie restante se distribuye entre bosques y otras áreas naturales (32,5%) ubicados en las partes altas de las cordilleras Central y Occidental y zonas urbanas e industriales (2,4%) (Figura 1). A mediados del siglo XIX, la región inició una transición socioecológica (Fischer-Kowalski et al., 2009) desde una agricultura de base orgánica a una industrial, liderada por la implementación de plantaciones de caña de azúcar (Delgadillo-Vargas, 2014). Esta transición ha generado el desplazamiento de los sistemas agrícolas tradicionales hacia las laderas de la cuenca (Pérez-Rincón et al., 2011).

La RMC tiene una población total de 3.666.784 habitantes, de los cuales el 59% vive en el centro urbano de Cali (2.172.527 hab.), la segunda conurbación más grande de Colombia, el 23% vive en otros centros urbanos de la región (840.559 hab.) y el 18% restante vive en zonas rurales (653.698 hab.) (DANE, 2014). La RMC así definida comprende el sur del departamento del Valle del Cauca y el norte del departamento del Cauca. En la actualidad la RMC no se considera una entidad político-administrativa; no obstante, en los últimos 20 años se ha perfilado como región metropolitana, promovida por las relaciones urbano-rurales que en ella tienen lugar, como la consolidación de un sector agroindustrial, principalmente relacionado con la caña de azúcar, cuyo modelo agrícola y de negocio conecta a los municipios de la zona plana de la cuenca. Además de las dinámicas demográficas y el rápido crecimiento de la población urbana y periurbana, al ser la ciudad más grande del sur del país, Cali acoge a cientos de miles de refugiados internos (desplazados) que huyen de la violencia, las economías ilegales y la pobreza en las zonas rurales, en búsqueda de diferentes oportunidades económicas (Comisión Nacional Memoria Histórica, 2015; Martínez-Toro, 2005).

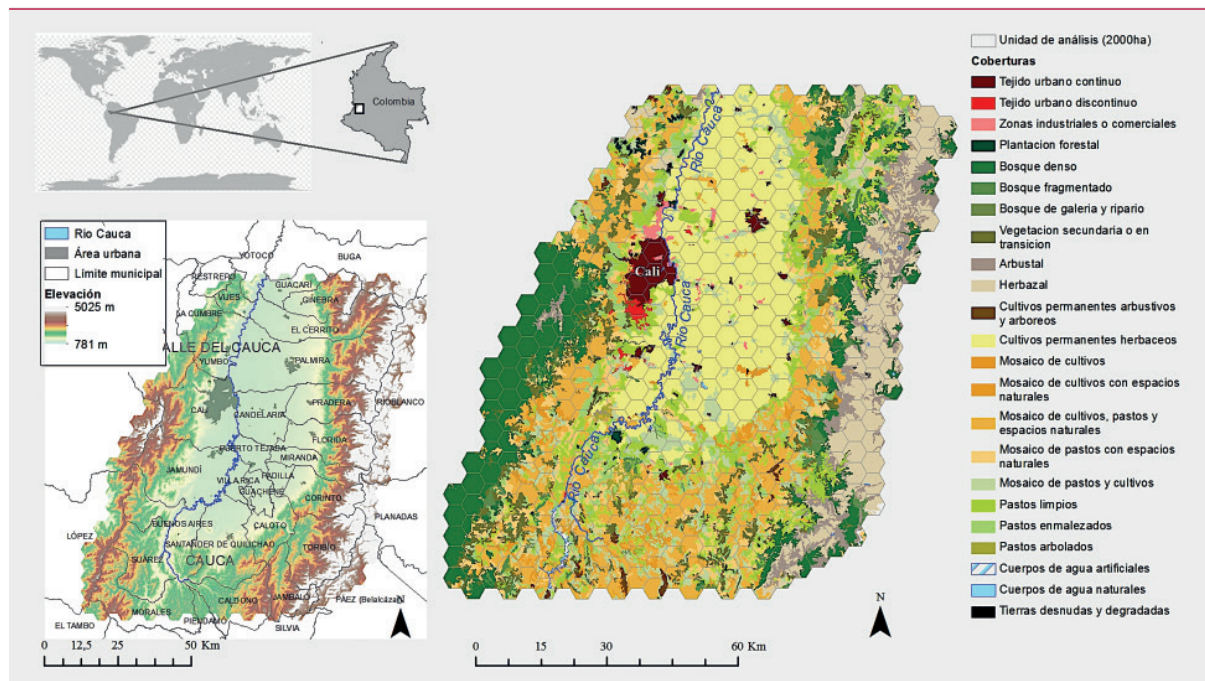
Estas dinámicas políticas, económicas y sociales han dado lugar a un desorganizado e improvisado crecimiento de la RMC, mostrando cómo los conflictos urbano-rurales trascienden los límites político-administrativos y demandan criterios y métodos integradores que contribuyan a las iniciativas de planificación regional estratégica del territorio entendido como sistema socioecológico.

2.2. Enfoque conceptual

Empleamos un enfoque metodológico que integra la ecología del paisaje con el metabolismo social, lo que permite una comprensión holística del sistema metropolitano, vinculando las implicaciones sociales, económicas y ecológicas de los cambios de uso del suelo en los Andes tropicales. Por un lado, adoptamos el modelo continuo de paisaje (Fischer y Lindenmayer, 2006) enfocado en la 'matriz territorial', definida como un sistema heterogéneo, dinámico y multiescalar, como resultado de la interrelación entre la matriz biofísica y la actividad antropogénica (Dupras et al., 2016; Marull y Mallarach, 2005). Por otro lado, aplicamos el análisis

¹ Guacarí, Ginebra, El Cerrito, Palmira, Candelaria, Pradera, Florida, Puerto Tejada, Miranda, Villa Rica, Guachené, Padilla, Corinto, Toribio, Jambaló, Caldono, Morales, Suárez, Buenos Aires, Santander de Quilichao, Caloto, Jamundí, Cali, Yumbo y Vijes.

Figura 1. Ubicación de la cuenca alta del río Cauca, límites administrativos y mapa de cubiertas del suelo de la Región Metropolitana de Cali.



Fuente: Elaboración propia a partir del Mapa de cubiertas del suelo, *Corine Land Cover Colombia* (IGAC, 2012), 1:100.000

de flujos biofísicos que proporciona la economía ecológica (Martínez-Alier et al., 1998) para medir el impacto de la ‘demanda’ agrícola en los ecosistemas y su sostenibilidad. Por ende, entendemos el paisaje como la expresión biofísica del metabolismo social (González de Molina y Toledo, 2014). La adopción de este enfoque metabólico-territorial resulta fundamental ya que, tradicionalmente, los estudios de sustentabilidad para áreas agrícolas han priorizado el crecimiento económico, externalizando cualquier conflicto e impacto socioambiental.

2.3. Diseño experimental y bases de datos

El modelo integrado metabolismo-paisaje utiliza tanto las tipologías metabólicas del sistema agrario georreferenciados a escala local como datos de cubiertas del suelo a escala de paisaje. Se analizan las encuestas censales georreferenciadas anónimas a nivel de Unidad Productiva Agropecuaria (UPA) del Tercer Censo Nacional Agropecuario de Colombia (CNA) (DANE, 2014), mediante la construcción de tipologías agrícolas definidas en términos de usos del suelo, vocación productiva, capacidad de rendimiento, características del establo ganadero, manejo tecnológico, estrategia de uso de recursos, demografía y etnia, así como la escala e intensidad de la producción. El tamaño de la muestra fue de 700.615 UPAs.

Para realizar el análisis a escala de paisaje, el área de estudio se dividió en 502 hexágonos de 20 km², cada uno considerado como unidad de análisis (Figura 1). Los datos de cubiertas del suelo para cada unidad de análisis se obtuvieron del mapa de cubiertas Corine Land Cover (CLC) adaptado para Colombia de los años 2010-2012. Los análisis se basan en el nivel 3 de la leyenda del IDEAM (2010), que incluyó 19 clases finales de cubiertas del suelo para realizar la evaluación de la estructura del paisaje (Tabla SM 1), y 9 clases de

hábitats (bosques, arbustos, pastizales, cultivos heterogéneos, caña de azúcar, pastos, cuerpos de agua y otros²) para la biodiversidad y la provisión de servicios ecosistémicos.

2.4. Evaluación socioecológica

2.4.1. Métricas de ecología del paisaje

Las métricas propuestas describen, de forma complementaria, los patrones y procesos esenciales que definen la complejidad del paisaje (Dupras et al., 2016): LPI (*Largest Patch Index*) es el porcentaje de la unidad de análisis (hexágono) ocupada por el polígono más grande de una cubierta del suelo, por lo que mide la homogeneidad del paisaje. DP (*Patch Density*) es el número de polígonos de todas las cubiertas del suelo en cada unidad de análisis, por lo que mide el grado de resolución del paisaje. ED (*Edge Density*) es la suma de los perímetros de todos los polígonos de las cubiertas del suelo en cada unidad de análisis, por lo que mide la ecotonía del paisaje. H' (Índice de Shannon) es un indicador que calcula la diversidad específica de cubiertas del suelo, teniendo en cuenta el número de tipologías y el porcentaje de cada una de ellas en cada unidad de análisis, por lo que mide la heterogeneidad del paisaje. EMS (*Effective Mesh Size*) es un indicador que calcula la superficie efectiva de las cubiertas del suelo teniendo en cuenta las barreras antropogénicas a la conectividad —áreas urbanas e infraestructuras— para cada unidad de análisis, por lo que es una medida inversa de la fragmentación del paisaje (Jaeger, 2000). Finalmente, ECI (*Ecological Connectivity Index*) es un indicador que calcula la conectividad entre áreas núcleo, EFA (*Ecological Functional Areas*), a

² Cubiertas con menos de un 1% de representatividad en el área de estudio, afloramientos rocosos, zonas nivales y glaciales.

través de una matriz territorial conformada por cubiertas del suelo con diferente afinidad entre ellas y teniendo en cuenta las barreras antropogénicas a dicha conectividad —áreas urbanas e infraestructuras—, por lo que mide la conectividad ecopaisajística de una región determinada permitiendo asignar un valor a cada unidad de análisis (Marull et al., 2015; Pino y Marull, 2012). En síntesis, ECI se calcula a partir de un modelo de distancia de costes entre EFA a través de una matriz de impedancia formada por la afinidad entre cubiertas del suelo y el efecto de las barreras antropogénicas. Los valores de ECI se encuentran en un rango normalizado entre 0 y 10, reflejando 10 la conectividad ecológica más alta.

2.4.2. Métricas de metabolismo social

Para medir la perturbación ejercida por la sociedad en un determinado ecosistema se ha utilizado la métrica HANPP (*Human Appropriation of Net Primary Production*), como medida de la degradación de los ecosistemas (Haberl et al., 2004). HANPP considera la Producción Primaria Neta (NPP) como la cantidad de biomasa producida cada año por las plantas (Haberl et al., 2007), por lo que mide el grado en que los humanos modifican la disponibilidad de energía para otras especies de la cadena trófica a través del cambio de cubiertas del suelo y la producción de alimento, fibra y material para sociedad (Haberl et al., 2007; Krausmann et al., 2013). El cálculo de HANPP se realizó con datos del Censo Nacional Agropecuario (2014), considerando la información desagregada a nivel de finca. Para obtener HANPP para cada unidad de análisis (hexágono), el valor de HANPP específico para cada cubierta del suelo se multiplicó por un coeficiente w_i , que es la proporción (P) de la cubierta del suelo i en el hexágono j . HANPP se expresa en toneladas de carbono por hectárea.

2.4.3. Modelo integrado metabolismo-paisaje

El modelo IDC (*Intermediate Disturbance Complexity*) analiza la interacción entre la perturbación ejercida por la sociedad (HANPP) y la complejidad del paisaje (cubiertas del suelo heterogéneas y bien conectadas; por lo que se utilizan las métricas H' y ECI). Esta interacción metabolismo-paisaje se convierte en un mecanismo crucial para el mantenimiento de la biodiversidad (Loreau et al., 2003) y la provisión de servicios ecosistémicos a la sociedad (Tscharntke et al., 2005). El modelo IDC considera la integración tanto de la complejidad del paisaje (L) como de la perturbación antrópica (HANPP) para cada unidad de análisis (Marull et al., 2016b, 2016a)

$$IDC = L (1 - HANPP/100) \quad (1)$$

donde $L = (H' + ECI / 10) / 2$. La expresión $1 - HANPP$ representa la NPP que permanece en el sistema y está disponible para otras especies después de la apropiación humana.

2.5. Análisis estadísticos

2.5.1. Análisis de sistemas agrarios

Se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para reducir la dimensión de las 83 variables es-

tandarizadas del CNA (véase la sección 2.3) a factores explicativos del sistema agrario analizado. Los factores resultantes se utilizaron para realizar un Análisis Clúster (AC) con el propósito de determinar las tipologías agrarias más representativas del área de estudio. Se utilizó un algoritmo de agrupamiento aglomerativo jerárquico (método de Ward) para definir el número de k grupos (Kuivanen et al., 2016). Luego, se empleó un algoritmo de partición no jerárquico para refinar estos k -grupos y, finalmente, se realizó un análisis discriminante para comparar grupos de k -medias. De este modo se pudieron definir 5 tipologías de sistemas agrarios en la RMC.

2.5.2. Análisis socioecológico del paisaje

Basándose en las métricas propuestas para la evaluación socioecológica de la RMC (ver sección 2.4), se realizó un ACP para identificar los principales factores que caracterizan los paisajes del área de estudio. A continuación, se utilizó un Análisis Exploratorio de Factores (AEF) para visualizar la relación entre estos factores, las tipologías de sistemas agrarios y las cubiertas del suelo, considerando la distribución de cada cubierta y la frecuencia relativa de cada tipología por unidad de análisis (hexágono).

3. Resultados

Se presentan los resultados según tres escalas de análisis: i) escala local, donde se evalúa cada tipología de sistema agrario en relación con las diferentes formas de producción agrícola y patrones de uso del suelo; ii) escala de paisaje, donde se identifican los diferentes patrones de cubiertas del suelo y sus implicaciones socioecológicas; y, por último, iii) escala regional, donde se aplica el IDC para analizar la interacción sociedad-naturaleza en la RMC.

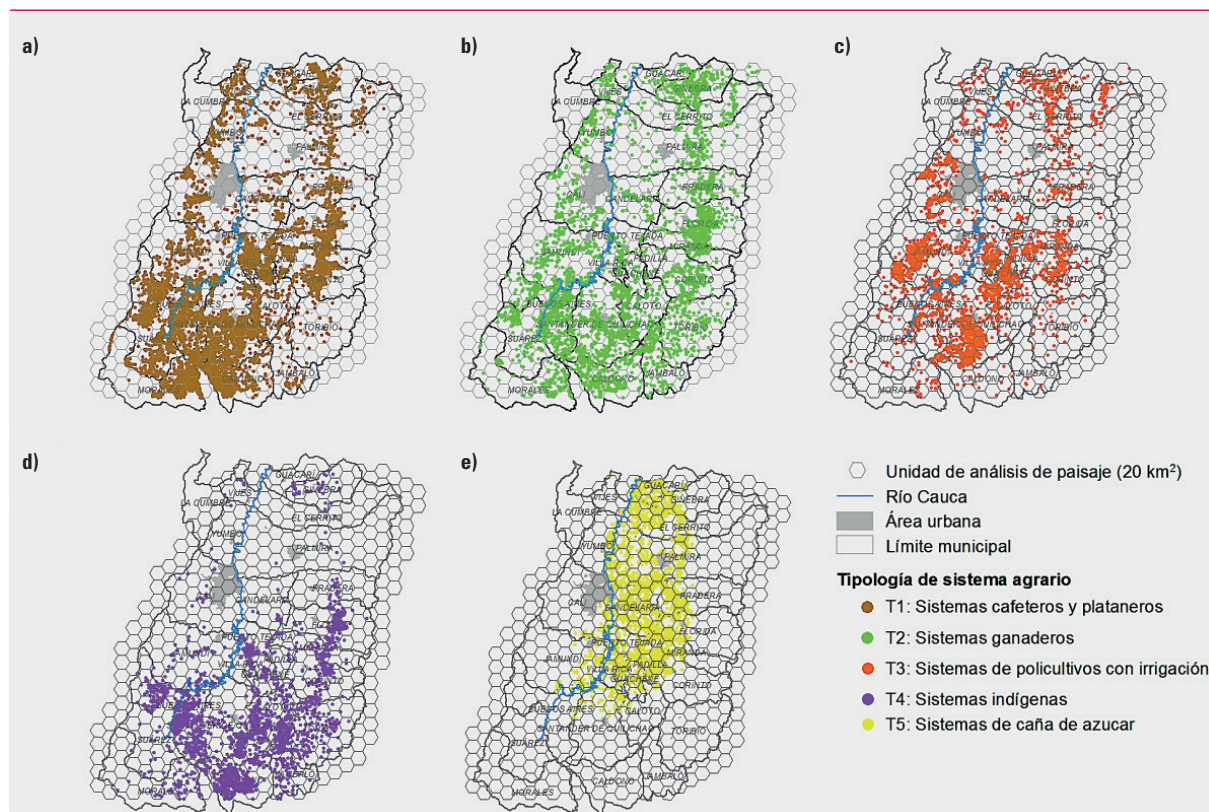
3.1. Escala local: Tipologías de sistemas agrarios

El análisis de sistemas agrarios dio lugar a cinco tipologías y dos grupos residuales. Las cinco tipologías presentan una distribución espacial consistente con la geografía, las elevaciones y las características socio-culturales de la RMC (Tabla 1 y Figura 2).

T1 es la tipología de sistema agrario más común (24% de las unidades agrícolas), caracterizada por «fincas tradicionales de café y plátano». Se distribuye ampliamente a lo largo de la RMC entre 1.000 y 1.800 metros sobre el nivel del mar (Figura 2a). Concentradas hacia la parte sur del valle (en Suárez, Buenos Aires, Santander de Quilichao y Caldoño), predominan las comunidades campesinas, indígenas y afro que practican la agricultura de subsistencia o de pequeña escala cuyo principal destino es el mercado local.

T2 son «explotaciones ganaderas» caracterizadas por pastos y la presencia de ganado vacuno (9,4% de las unidades agrícolas). Están ampliamente distribuidas en altitudes entre 900 y 2.300 m, aunque pueden estar presentes hasta 3.800 m (Figura 2b). T2 presenta parcelas más grandes, con extensiones de pastos relativamente más altas que otros sistemas agrarios. Están asociadas a la producción de leche y carne, constituyendo sistemas centrados en la alimentación animal.

Figura 2. Tipologías de sistemas agrarios en la Región Metropolitana de Cali



T3 representa «policultivos de regadío» de frutas y verduras y algunos monocultivos de arroz y piña (7,1% de las unidades agrícolas), presentes en toda la RMC, especialmente bajo los 1.500 m en los municipios de la sección meridional del valle (Santander de Quilichao, Guachené, Jamundí y Caloto), con la presencia de comunidades rurales afro y campesinas (Figura 2c).

T4 representa las «tierras indígenas» ubicadas en elevaciones medias (1.800-2.300 m), especialmente en la parte sureste del valle, en las afueras de la cordillera central de los Andes y en los municipios tradicionalmente indígenas, como Caldoño, Toribio, Corinto, Buenos Aires y Jambaló (Figura 2d) (18% de las unidades agrícolas). T4 no tiene cultivos particulares asociados; por lo tanto, la diversidad de cultivos es relativamente más alta que en las otras tipologías.

T5 caracteriza las «plantaciones de caña de azúcar» situadas en la llanura del valle, por debajo de 1.000 m (Figura 2e). Las parcelas en T5 son, en general, más grandes que en otras tipologías. La propiedad de la tierra corresponde a personas jurídicas y se asocia negativamente con las propiedades étnicas declaradas en el CNA. La producción se destina a la industria del azúcar y el etanol, y existe una asociación con el uso de fertilizantes químicos. Aunque T5 comprende el 5,1% de los sistemas agrarios, representa el 41% del área de cultivo CNA declarada para la RMC.

3.2 Escala de paisaje: tipologías ecopaisajísticas

El análisis socioecológico del paisaje permitió la distinción de tres grandes zonas características de la RMC (Figura 3). El primer tipo de zona (ZT1) es el área plana del valle (Figura 1), donde los paisajes se caracterizan por un LPI alto, debido al gran tamaño de las parcelas

(Figura 3a). Los grandes parches individuales de cobertura del suelo no urbana corresponden principalmente a monocultivos de caña de azúcar, que ocupan entre el 51% y el 100% de la superficie total de las unidades de análisis (hexágonos). En consecuencia, esta tipología de paisaje presenta menor cantidad de polígonos (PD) y menor ecotonía —o contraste entre cubiertas del suelo (ED) (Figura 3b y 3c). Por lo tanto, la heterogeneidad de paisaje (H') disminuye considerablemente (Figura 3e) a medida que la cobertura de caña de azúcar se vuelve predominante. Finalmente, EMS muestra un alto nivel de fragmentación, debido a la abundancia de centros urbanos e infraestructuras de transporte (Figura 3d). Las principales ciudades y centros rurales, así como los complejos industriales, se encuentran en ZT1.

El segundo tipo de zona (ZT2) se ubica en las estribaciones de los flancos occidental y sur de las cordilleras de los Andes y el área sur de la región de estudio. ZT2 se describe por medio de abundantes polígonos medianos (Figura 3a) que conforman un paisaje más denso (Figura 3b), así como más heterogéneo (Figura 3e). Estas áreas muestran niveles medios o bajos de fragmentación del paisaje (Figura 3d).

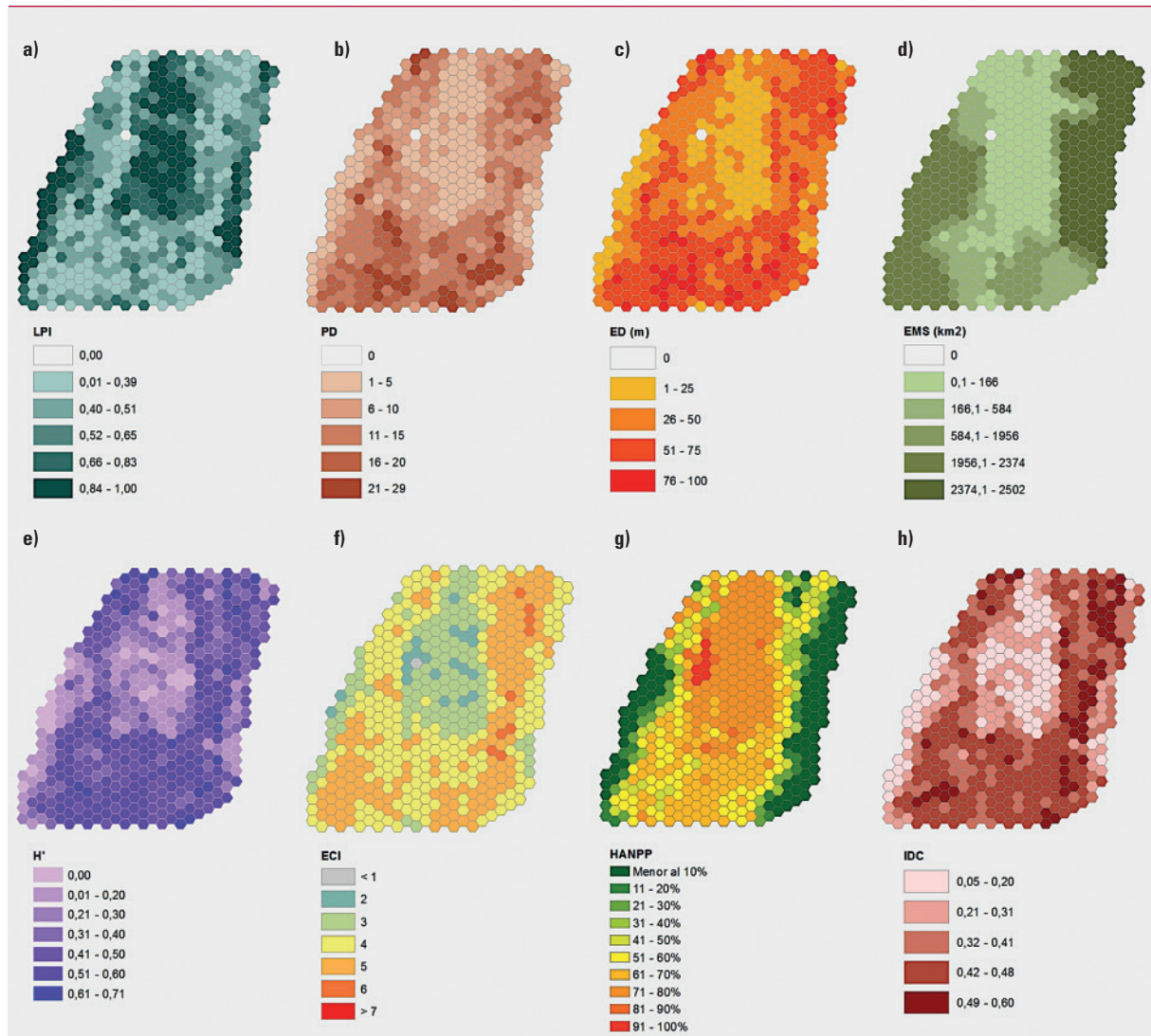
El tercer tipo de zona (ZT3) se encuentra en terrenos elevados tanto de la cordillera Central como de la Occidental, por encima de 2.800 m, donde las cubiertas del suelo asociadas a bosque primario, matorrales, pastizales y páramos son predominantes. ZT3 muestra amplias áreas naturales, con LPI y EMS más altos que otras zonas, por lo que las unidades de análisis están menos fragmentadas. Por lo tanto, la diversidad de cubiertas — H' (Figura 3e)— es relativamente baja en comparación con los mosaicos agrícolas de ZT2, pero similar a ZT1.

Tabla 1. Descripción de tipologías de sistemas agrarios en la Región Metropolitana de Cali.

Tipología	Breve descripción	Unidades muestreadas (%)	Superficie agrícola (%)	Tamaño medio de UPA (\pm DE ha)	Uso principal del suelo 1	Elevación (m.s.n.m.)	Demografía y tenencia de la tierra	Tipo agrícola	Destino del mercado
T1	Fincas tradicionales de café y plátano	24,4%	10%	2,76 \pm 4,9	Policultivos de café y plátano	940 - 3600	Comunidades campesinas, indígenas y afro	Agricultura de subsistencia o de pequeña escala	Local
T2	Explotaciones ganaderas	9,4%	7%	22,8 \pm 66,3	Pastos	940 - 3800	No especificado	Ganado vacuno para la producción de leche y carne	No especificado
T3	Policultivos de regadío	7,1%	29%	8,22 \pm 15,9	Policultivos (frutas, hortalizas) y monocultivos de arroz y pija	950 - 3800	Comunidades predominantemente afrocolombianas y campesinas Personas naturales Propiedades arrendadas	Policultivos de regadío	Agricultura de subsistencia, trueque y mercados locales
T4	Tierras indígenas	18,0%	6%	3,44 \pm 4,17	Ningún cultivo en particular asociado	950 - 3800	Comunidades indígenas	Policultivos	No especificado
T5	Plantaciones de caña de azúcar	5,1%	41%	37,5 \pm 54,7	Caña de azúcar	941 - 1510	No asociado con ninguna etnia Personas legales	Plantaciones especializadas, de alta intensidad y de caña de azúcar	Mercados nacionales e internacionales y mercados industriales
Residuos	N / A	36%	7%	4,6 \pm 10,7	N / A	939 - 4200	N / A	N / A	N / A

¹ Se refiere al uso predominante del suelo o cultivo informado.
UPA: Unidad de producción agrícola.

Figura 3. Evaluación socioecológica de la Región Metropolitana de Cali, mediante la aplicación de métricas de la ecología del paisaje y del metabolismo social: a) *Largest Patch Index* (LPI); b) *Polygon Density* (PD); c) *Edge Density* (ED); d) *Efective Mesh Size* (EMS); e) Índice de Shannon (H'); f) *Ecological Connectivity Index* (ECI); g) *Human Appropriation of Net Primary Production* (HANPP); h) El modelo metabolismo-paisaje (IDC).



En general, ECI (Figura 3f) indica una grave interrupción de la conectividad ecológica entre los flancos occidental y oriental del valle; esto sugiere que la composición de las cubiertas del suelo en ZT1 es crítica para el funcionamiento ecológico del paisaje en la RMC. La aparente interrupción de los procesos ecológicos se reduce hacia la parte sur de la zona de estudio, donde, aunque hay monocultivo de caña de azúcar, la presencia de mosaicos agrícolas y pastos asociados a bosque podrían estar contribuyendo a mejorar la conectividad ecológica. Los resultados muestran una asociación positiva entre mosaicos del paisaje y conectividad ecológica regional. Sin embargo, existe una alta asociación negativa entre el cultivo de caña de azúcar y el ICE.

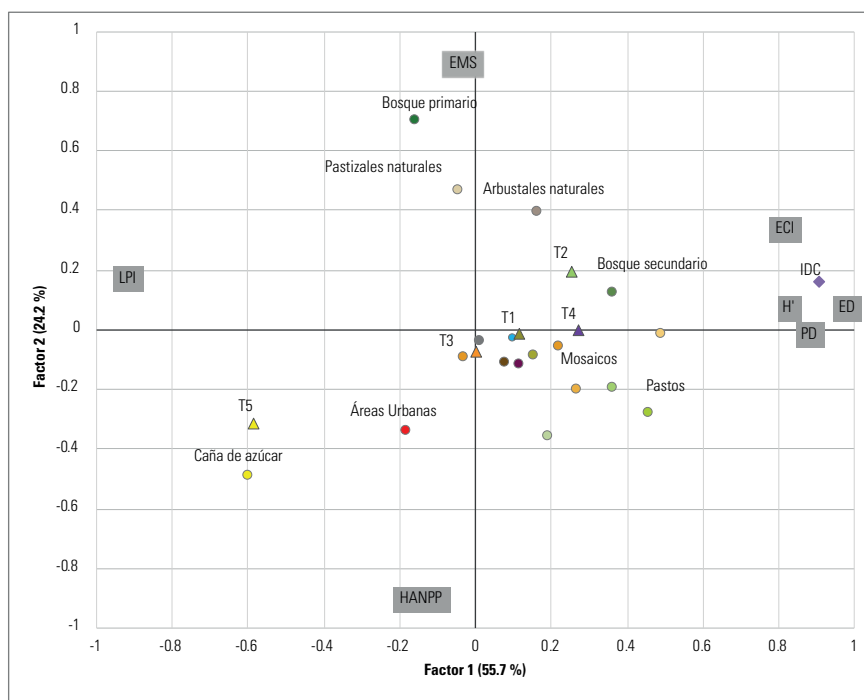
Finalmente, la apropiación de la producción primaria neta por la sociedad (HANPP) (Figura 3g) muestra que ZT3, que se caracteriza por un HANPP bajo (0-40%), se encuentra en ecosistemas montañosos de gran altitud, lo que implica una alta capacidad para mantener las cadenas tróficas asociadas a hábitats naturales. ZT2 presenta una franja de perturbación de apropiación intermedia (40-70%), característica de los paisa-

jes bioculturales. Finalmente, en ZT1, a medida que se extienden la urbanización y la agricultura intensiva, el HANPP aumenta gradualmente, alcanzando los valores más altos de la RMB (60-100%), lo que supone un importante impacto negativo para la biodiversidad y los servicios ecosistémicos asociados.

3.3. Escala regional: evaluación metabólico-territorial

Un Análisis Exploratorio de Factores (AEF) (Figura 4, Tabla 2 y Tabla SM 5) permitió una visualización más elocuente de los patrones espaciales descritos anteriormente, mediante la identificación de los dos factores socioecológicos principales que caracterizan la RMC (Tabla 2). El Factor 1 explica el 55,7% de la varianza y se asocia positivamente con H' , ED, PD y ECI, e está inversamente relacionado con LPI (Tabla 3). Por lo tanto, el Factor 1 estaría dando cuenta de las diferentes configuraciones estructurales y funcionales (la «complejidad del paisaje») de la RMC (Figura 4), donde los valores más altos estarían asociados con paisajes heterogéneos y bien conectados (p.e., mosaicos territoriales). El Factor 2 explica el 24,2% de la varianza y está relacionado posi-

Figura 4. Análisis Factorial Exploratorio (AFE).



Tipologías de sistemas agrarios

- ▲ T1: Fincas tradicionales de café y plátano
- ▲ T2: Explotaciones de ganado vacuno
- ▲ T3: Policultivos irrigados
- ▲ T4: Sistemas indígenas
- ▲ T5: Plantaciones de caña de azúcar

Cubiertas del suelo

- Bosque primario
- Bosque secundario
- Arbustal natural
- Pastizal natural
- Mosaico de pastos, cultivos y espacios naturales
- Mosaico de cultivos y espacios naturales

- Mosaico de cultivos
- Mosaico de pastos y espacios naturales
- Mosaico de pastos y cultivos
- Cultivos leñosos permanentes
- Pastos arbolados
- Pastos enmalezados

- Pastos limpios
- Caña de azúcar
- Cuerpos de agua
- Suelos desnudos
- Áreas urbanas

Nota: Las áreas sombreadas en gris representan las variables del Análisis de Componentes Principales (ACP): Largest Patch Index (LPI); Polygon Density (PD); Edge Density (ED); Effective Mesh Size (EMS); Shannon Index (H'); Ecological Connectivity Index (ECI); Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP); modelo integrado metabolismo-paisaje (IDC), romboide púrpura. Los círculos representan las diferentes cubiertas del suelo y los triángulos representan las tipologías del sistema agrario de la Región Metropolitana.

vamente con EMS y HANPP (Tabla 2), describiendo paisajes altamente transformados por la sociedad, donde los valores más altos estarían asociados a paisajes fragmentados (por áreas urbanas e infraestructuras) y con una gran apropiación de biomasa (Figura 4). El Factor 2 caracteriza a la RMC en términos de «perturbación antropogénica» al separar los paisajes «naturales y continuos» de los «antropogénicos y fragmentados». Los paisajes con valores altos de HANPP (p.e., agricultura intensiva) también están asociados con un LPI alto (p.e., ZT1: el área plana del valle, dominada por el cultivo de caña de azúcar) (Figura 3a y 3g), lo que sugiere una pérdida relativa de funcionalidad ecológica.

El Factor 1 («complejidad del paisaje») se puede predecir en un grado significativo ($R^2 = 0,76$; $p < 0,05$) por el porcentaje de cobertura de caña de azúcar, bosque primario, pastizales, mosaicos de pastos y áreas naturales, áreas urbanas, pastos enmalezados, cuerpos de agua y matorrales, de mayor a menor (ver Tabla SM 6B para valores de β y p). Por otro lado, las tipologías de sistemas agrarios tienen una menor capacidad predictiva del Factor 1, aunque aún significativa ($R^2 = 0,47$; $p < 0,05$). En este caso, T5 («plantaciones de caña de azúcar») son los predictores negativos más potentes de la funcionalidad ecológica del paisaje, mientras que T2 («explotaciones ganaderas»), T4 («tierras indígenas») y T1 («fincas tradicionales de café y plátano») se relacionan positivamente con la

funcionalidad ecológica del paisaje, de mayor a menor. T3 («policultivos de regadío») no mostró asociación significativa con el Factor 1 (Tabla SM 5A).

El modelo obtenido para evaluar la contribución de las diferentes cubiertas del suelo para el Factor 2 ($R^2 = 0,86$; $p < 0,05$) refleja que los paisajes «naturales y continuos», tales como los bosques primarios y secundarios, pastizales, matorrales y mosaicos, tienen la mayor capacidad predictiva del grado de «perturbación antropogénica» (Tabla SM 5B). Como muestran la Figura 4 y la Tabla SM 5, una asociación positiva con el Factor 2 refleja paisajes menos alterados por la sociedad. Todas las tipologías de sistemas agrarios contribuyen, como es de esperar, a la perturbación antropogénica, con T5 («plantaciones de caña de azúcar») teniendo el coeficiente significativo más alto y T2 («explotaciones ganaderas») el más bajo, aunque no es estadísticamente significativo (Tabla SM 5A).

4. Discusión

4.1 Evaluación socioecológica de la infraestructura verde metropolitana

Los resultados de este trabajo proveen evidencia empírica a las narrativas de la historia ambiental de la RMC (Delgado-Vargas y Valencia, 2020; Giraldo Díaz,

Tabla 2. Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando las variables y matriz de componentes rotados.

Análisis de Componentes Principales

Factor	Autovalores iniciales			Sumas de las saturaciones al cuadrado de la extracción			Suma de las saturaciones al cuadrado de la rotación		
	Total	% de varianza	% Acumulado	Total	% de la varianza	% Acumulado	Total	% de varianza	% Acumulado
1	3.905	55.786	55.786	3.905	55.786	55.786	3.867	55.238	55.238
2	1.700	24.283	80.069	1.700	24.283	80.069	1.738	24.831	80.069
3	.452	6.453	86.522						
4	.390	5.574	92.096						
5	.277	3.963	96.059						
6	.195	2.782	98.841						
7	.081	1,159	100.000						

Matriz de componentes rotados

Variable	Factor	
	1	2
LPI	-.870	.141
PD	.907	-.002
ED	.935	.048
EMS	.006	.889
ECI	.831	.328
H'	.848	.047
HANPP	-.056	-.904

Nota: Largest Patch Index (LPI); Polygon Density (PD); Edge Density (ED); Effective Mesh Size (EMS); Shannon Index (H'); Ecological Connectivity Index (ECI); Human Appropriation of Net Primary Production (HANPP).

2014), donde los paisajes actuales reflejan la transición socioecológica de una agricultura tradicional de base orgánica a una agricultura industrial que comenzó en la primera mitad del siglo xx (Delgadillo-Vargas, 2014). Esta transición incluyó la conversión de pequeñas parcelas que practicaban una agricultura de baja intensidad y pastizales asociados a bosques (perturbación intermedia) en plantaciones intensivas de caña de azúcar a gran escala en la zona plana del valle, con el desplazamiento de la agricultura campesina tradicional hacia mayores elevaciones, ampliando la frontera agrícola. La consecuencia más evidente de esta transición es la homogeneización de la matriz agrícola, asociada a grandes explotaciones de caña de azúcar, y el abandono de los policultivos característicos de los paisajes bioculturales tradicionales, una tendencia que se observa en otros territorios agroindustriales tropicales (Shaver et al., 2015) y que afecta especialmente a las funciones y servicios que debería de ofrecer la infraestructura verde de la RMC.

Los análisis revelan que las áreas con cubiertas del suelo heterogéneas (p.e., paisajes de mosaico agro-silvo-pastoriles), mantenidas mediante perturbaciones antropogénicas intermedias, podrían ser compo-

nentes estructurales y funcionales muy importantes para la sostenibilidad de estos paisajes bioculturales (Figuras 1 y 3h). Este resultado es muy relevante, ya que estos paisajes bioculturales se encuentran actualmente atravesando una serie de drásticas transformaciones sociales y ecológicas, vinculadas a la intensificación agrícola, la expansión de la agroindustria y el crecimiento poblacional de la RMC. Las áreas de mosaico en la RMC tienen la característica de mantener el equilibrio entre el espacio dedicado a los cultivos, los pastos ganaderos y las zonas boscosas, aportando complejidad al paisaje, lo que permite la conservación de la biodiversidad (Brüning et al., 2018; Fahrig et al., 2011) y la prestación de servicios ecosistémicos. Desde una perspectiva socioecológica, la relación espacial que encontramos entre los mosaicos territoriales y los sistemas agrarios de las tipologías T1 («fincas tradicionales de café y plátano»), T2 («explotaciones ganaderas»), T3 («policultivos de regadío») y T4 («tierras indígenas») (Figura 2) sugiere que son diversos los metabolismos agrarios asociados con la agricultura desarrollada por comunidades campesinas, indígenas y afro, los han modelado los paisajes bioculturales de este valle interandino (Mapa SM1).

Son estos pequeños sistemas agrarios los que producen una gran diversidad de cultivos, donde predominan el café, el banano y la fruta, y por lo tanto desempeñan un papel fundamental en el sistema agroalimentario de la región metropolitana y del país. En consecuencia, la reducción de la agricultura tradicional, resultado de la implantación de esquemas de plantaciones industriales a gran escala, caracterizadas por monocultivos, como la caña de azúcar, tiene impactos muy negativos sobre los medios de vida locales, la seguridad alimentaria y la calidad ecológica del paisaje.

Por otro lado, la implantación de sistemas de producción ganaderos extensivos en Colombia ha puesto sobre la mesa el debate, muy controvertido, sobre la concentración de la propiedad de la tierra y los usos del suelo, además de los ampliamente revisados impactos ambientales de la ganadería extensiva a largo plazo (Havlík et al., 2013; Mottet et al., 2017). Según los resultados de este trabajo, los efectos de la ganadería sobre la pérdida de la calidad ecológica de la región son ambiguos. Existe una amenaza potencial por la presencia de ganado vacuno en zonas identificadas como pastos en límites con zonas de bosque de niebla y páramos, que de seguir expandiéndose por encima de los 3.000 m afectaría a áreas consideradas estratégicas para la sostenibilidad de fuentes hídricas que abastecen poblaciones y sistemas de riego para la producción agrícola de la RMC. Sin embargo, las cubiertas de pastizales arbolados parecen jugar en este estudio un papel relevante en el mantenimiento del mosaico del paisaje biocultural. Esta tendencia podría deberse en parte a la presencia de cercas vivas y árboles dispersos en estas cubiertas terrestres, lo que podría mejorar algunos componentes de la biodiversidad en los paisajes agrícolas (Leon y Harvey, 2006).

Por último, la presencia de cubiertas naturales, incluyendo los bosques primarios, matorrales, pastizales y los hábitats de alta montaña, que se encuentran por encima de los 3.000 m de altitud, alberga ecosistemas clave, como páramos y bosque alto andino, no solo valiosos por su alta biodiversidad, sino por ser además una importante fuente de agua para la RMC; si bien en la actualidad son amenazados por actividades agrícolas como el sobrepastoreo, cultivos de altura (papa) y el extractivismo (p.e., minería de oro), además del conocido calentamiento global. El análisis de la infraestructura verde de la RMC muestra también la preocupante pérdida de conectividad ecológica a escala de cuenca hidrográfica y la amenazante presión de la intensificación y expansión de la agricultura industrial, un proceso que homogeneiza la matriz territorial, obstaculizando la sostenibilidad territorial de la RMC.

4.2 El modelo integrado metabolismo-paisaje del sistema agrario metropolitano

Los resultados de este trabajo confirman la forma en que la homogeneización de los paisajes, consecuencia de la implementación del modelo agroindustrial sobre el valle geográfico del río Cauca, ha conseguido romper la funcionalidad ecológica de la región de forma abrupta. Estos resultados nos invitan a pensar en la sostenibilidad de la RMC y su sistema alimentario en particular. Específicamente, la alta apropiación de biomasa (HANPP) debido a monocultivos de alta intensidad, sumada a otras externalidades ambientales

negativas (como la contaminación del sistema hídrico o el empobrecimiento de suelos fértiles), pueden ser inasumibles desde el punto de vista social y ambiental si las comparamos con las ventajas económicas declaradas por esta agroindustria, y merecen ser reevaluadas en el futuro. Igualmente, se debe considerar la contribución que las diferentes tipologías agrarias ejercen en la RMC, basadas en niveles de perturbación intermedia del territorio, y que contribuyen ampliamente a la producción local de alimentos no solo para la región metropolitana sino también para una gran parte de la población colombiana (T1, T3 y T4), en contraste con la contribución del monocultivo cañero.

Los análisis realizados muestran cómo las diferentes tipologías de sistemas agrarios en la RMC impactan sobre los niveles de extracción de biomasa a escala del paisaje, lo que repercute en la conservación de los procesos ecológicos y la biodiversidad, proporcionando un apoyo potencial muy valioso para la planificación territorial. Con este nuevo modelo integrado de metabolismo y paisaje, se contribuye a evidenciar los efectos beneficiosos de las perturbaciones intermedias para preservar/recuperar los paisajes bioculturales en mosaico (*land sharing*) (Cardinale et al., 2012; Fischer et al., 2014; Perfecto et al., 2003) como herramienta estratégica imprescindible para contribuir a la sostenibilidad territorial.

El modelo metabolismo-paisaje (IDC) para evaluar la sostenibilidad territorial de la RMC sugiere que los procesos de industrialización y de intensificación agrícola asociados con la producción de la caña de azúcar contribuyen a la pérdida de funcionalidad ecológica del paisaje como resultado de un mayor grado de perturbación antropogénica asociado a un menor grado de complejidad paisajística (Marull et al., 2018 y 2015).

4.3 Implicaciones para la planificación territorial y las agendas políticas rurales

El presente trabajo avala la hipótesis de que los paisajes bioculturales de la RMC son, en efecto, configurados por diversas tipologías agrarias, donde existe una presencia predominante de comunidades y sistemas productivos campesinos, indígenas y afrodescendientes. Los resultantes mosaicos agro-silvo-pastoriles, producto estos sistemas agrarios tradicionales, contribuyen a la funcionalidad ecológica de este paisaje interandino rural y metropolitano, fomentando la conectividad ecológica regional y la heterogeneidad de hábitats. Sin embargo, las transformaciones severas en los flujos biofísicos y la funcionalidad ecológica asociada a los paisajes de la RMC, desencadenadas por la agroindustria de la caña de azúcar, sugieren que, de continuar, empeorarán todavía más la ruptura de las relaciones de intercambio de energía, agua, materia e información entre las diversas partes que conforman los paisajes bioculturales de la RMC, amenazando su sostenibilidad a largo plazo, así como también los recursos naturales y servicios ecosistémicos que proveen las áreas de bosque alto-andino y zonas de páramo.

Ambos resultados apoyan los planteamientos que suscriben tanto la importancia de conservar los hábitats naturales que todavía existen en la RMC (*land-sparing*), como también la de preservar los mosaicos

territoriales característicos de los paisajes bioculturales (*land-sharing*) mantenidos por sistemas agrarios tradicionales. Combinar las dos estrategias (*land-sparing* y *land-sharing*) es fundamental para la sostenibilidad territorial en los Andes tropicales, especialmente en regiones metropolitanas, aliviando potencialmente la pobreza rural, y mejorando la seguridad alimentaria, la heterogeneidad del paisaje, la diversidad de cultivos y la conservación biológica (Dahlquist et al., 2007; Perfecto y Vandermeer, 2008).

Por otro lado, la identificación sugerida sobre los tres tipos principales de zonas (ZT) que caracterizan los paisajes de la RMC apunta a la importancia de adoptar un enfoque de planificación territorial regional metropolitano en lugar de uno local (p.e., los Planes de Ordenamiento Territorial municipales). También se destaca la utilidad de considerar esta región como un sistema socioecológico, lo que en términos administrativos significaría establecer la Región Metropolitana de Cali. Esto procuraría un uso ordenado, justo y sostenible del territorio en el que los diversos actores interactúan y se articulan, contribuyendo así a la gestión de conflictos territoriales, interculturales y ambientales (Duarte, 2015; Hurtado-Bermúdez et al., 2020; Marull et al., 2017; Vélez-Torres et al., 2019).

Aunque algunos sistemas de producción ganadera son pastos abiertos utilizados exclusivamente para el pastoreo y la cría de ganado, otros, como en el caso de los pastos enarbolados, podrían estar contribuyendo a la estructura ecológica funcional de la RMC y sus mosaicos agro-silvo-pastoriles (Marull et al., 2017). Ante esta realidad, se propone generar estrategias institucionales y comunitarias que permitan limitar la expansión de la frontera agrícola en ecosistemas vitales y restaurar los paisajes intervenidos con sistemas silvo-pastoriles que garanticen la sustentabilidad del territorio. De igual forma, se recomienda habilitar corredores biológicos y definir la franja paralela a los cauces de ríos que permitan su recuperación y conservación en la zona plana del valle geográfico del río Cauca.

Por último, nuestro enfoque puede complementar los debates sobre desarrollo regional para promover procesos de democratización de la tierra (Rosset y Martínez-Torres, 2012). Este es un aspecto clave, ya que, en Colombia la tierra —además de estar caracterizada por algunos de los lugares más biodiversos del planeta— también (o quizás por ello) ha jugado un papel social y político crítico en la dinámica de uso y tenencia, llevando a una alta desigualdad (Gini de la propiedad rural = 0,89) y a su uso como instrumento de control, lo que ha contribuido a una prolongada guerra civil (Fajardo, 2015; Suarez et al., 2018).

El enfoque expuesto permite integrar las diferentes visiones que pueden tener los diversos actores territoriales en un marco socioecológico común, convocando a comunidades campesinas, indígenas y afro, empresarios y políticos, así como ciudadanía interesada, a ejercicios de diálogo intercultural, con estrategias de gobernanza democrática y de planificación territorial regional que, a medio plazo, darán lineamientos para la planificación municipal (p.e., POTs, EOTs y planes de vida y territoriales de las comunidades indígenas, afrodescendientes y campesinas).

5. Conclusiones

Este trabajo propone un modelo integrado metabolismo-paisaje para evaluar los paisajes bioculturales de los Andes tropicales, configurados por sistemas agrarios tradicionales indígenas, campesinos y afro, y analiza de qué manera pueden contribuir a la funcionalidad ecológica y la prestación de servicios esenciales para la sociedad que ofrece la infraestructura verde de la Región Metropolitana de Cali (RMC). Los resultados obtenidos sugieren que los sistemas agroforestales y agro-silvo-pastoriles son fundamentales para la conservación de los procesos ecológicos de la biodiversidad de la RMC, juntamente con la conservación de hábitats naturales. Esta evaluación del metabolismo del paisaje ofrece una oportunidad para enriquecer la formulación de políticas de usos del suelo intersectoriales para regiones biológica y culturalmente diversas, como es la RMC. Dada la confluencia de la agenda colombiana de implementación del posconflicto, la crisis global de (in)sostenibilidad y los objetivos de desarrollo de la ONU, existe la necesidad de llevar los paisajes bioculturales a un diálogo interdisciplinario más amplio y evaluar la sostenibilidad de los sistemas agrícolas actuales, y la viabilidad política y la deseabilidad social de estos. Este enfoque metabólico-territorial permite comprender mejor y anticipar los retos y oportunidades de las transformaciones del paisaje, tanto sociales como ecológicas, que enfrenta la región con una visión de largo plazo y con acciones específicas que se puedan desarrollar desde los planes de desarrollo local y regional, entendiendo el territorio como un sistema socioecológico complejo que requiere de una gobernanza democrática y transversal.

6. Referencias

- ALTIERI, M. A.; TOLEDO, V. M. (2011). «The agroecological revolution in Latin America: Rescuing nature, ensuring food sovereignty and empowering peasants». *Journal of Peasant Studies*, 38:587-612. <https://doi.org/10.1080/03066150.2011.582947>
- ANTROP, M. (2004). «Landscape change and the urbanization process in Europe». *Landscape and Urban Planning*, 67:9-26. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00026-4](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00026-4)
- BRANNSTROM, C. (2009). «South America's neoliberal agricultural frontiers: Places of environmental sacrifice or conservation opportunity?». *Ambio*, 38:141-149. <https://doi.org/10.1579/0044-7447-38.3.141>
- BRÜNING, L. Z.; KRIEGER, M.; MENESES-PELAYO, E.; EISENHÄUER, N.; RAMÍREZ PINILLA, M. P.; REU, B.; ERNST, R. (2018). «Land-use heterogeneity by small-scale agriculture promotes amphibian diversity in montane agroforestry systems of northeast Colombia». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 264:15-23. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2018.05.011>
- CARDINALE, B. J.; DUFFY, J. E.; GONZÁLEZ, A.; HOOPER, D. U.; PERRINGS, C.; VENAIL, P.; NARWANI, A.; MACÉ, G. M.; TILMAN, D.; WARDLE, D. A.; KINZIG, A. P.; DAILY, G. C.; LOREAU, M.; GRACE, J. B.; LARIGAUDERIE, A.; SRIVASTAVA, D. S.; NAEEM, S. (2012). «Biodiversity loss and its impact on humanity». *Nature*, 486:59-67. <https://doi.org/10.1038/nature11148>

- CINCOTTA, R. P.; WISNEWSKI, J.; ENGELMAN, R. (2000). «Human population in the biodiversity hotspots». *Nature*, 404:990-992.
- COMISIÓN NACIONAL MEMORIA HISTÓRICA (2015). Una nación desplazada: informe nacional del desplazamiento forzado en Colombia. Centro Nacional de Memoria Histórica.
- CORREA AYRAM, C. A.; ETTER, A.; DÍAZ-TIMOTÉ, J.; RODRÍGUEZ BURITICÁ, S.; RAMÍREZ, W.; CORZO, G. (2020). «Spatiotemporal evaluation of the human footprint in Colombia: Four decades of anthropic impact in highly biodiverse ecosystems». *Ecological Indicators*, 117:1-24. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106630>
- DAHLQUIST, R. M.; WHELAN, M. P.; WINOWIECKI, L.; POLLIDORO, B.; CANDELA, S.; HARVEY, C. A.; WULFHORST, J. D.; MCDANIEL, P. A.; BOSQUE-PÉREZ, N. A. (2007). «Incorporating livelihoods in biodiversity conservation: A case study of cacao agroforestry systems in Talamanca, Costa Rica». *Biodiversity and Conservation*, 16:2311-2333. <https://doi.org/10.1007/s10531-007-9192-4>
- DANE (2014). *Tercer Censo Nacional Agropecuario*. Bogotá, D.C.
- DELGADILLO-VARGAS, O. (2014). *La caña de azúcar en la historia ambiental del valle geográfico del río Cauca*. Pontificia Universidad Javeriana.
- DELGADILLO-VARGAS, O.; VALENCIA, V. H. (2020). «The Chardon mission and agricultural modernization in the Cauca River Valley of Colombia». *Historia Agraria*, 145-175.
- DUARTE, C. (2015). *Desencuentros territoriales*. Instituto Colombiano de Antropología e Historia (ICANH).
- DUPRAS, J.; MARULL, J.; PARCERISAS, L.; COLL, F.; GONZÁLEZ, A.; GIRARD, M.; TELLO, E.; GONZALEZ, A. (2016). «The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region». *Environmental Science and Policy*, 58:61-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>
- FAHRIG, L.; BAUDRY, J.; BROTONS, L.; BUREL, F. G.; CRIST, T. O.; FULLER, R. J.; SIRAMI, C.; SIRIWARDENA, G. M.; MARTIN, J. L. (2011). «Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes». *Ecology Letters*, 14:101-112. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>
- FAJARDO, D. (2015). *Estudio sobre los orígenes del conflicto social armado, razones de su persistencia y sus efectos más profundos en la sociedad colombiana*.
- FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H. G.; VON WEHRDEN, H. (2014). «Land sparing versus land sharing: Moving forward». *Conservation Letters*, 7: 149-157. <https://doi.org/10.1111/conl.12084>
- FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. L. (2006). «Beyond fragmentation: The continuum model for fauna research and conservation in human-modified landscapes». *Oikos*, 112:473-480. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2006.14148.x>
- FISCHER-KOWALSKI, M.; ROTMANS, J. (2009). «Conceptualizing, Observing, and Influencing Social-Ecological Transitions». *Ecology and Society*, 14(2):3.
- GIAMPIETRO, M.; ASPINALL, R. J.; RAMOS-MARTÍN, J.; BUKKENS, S. G. F. (2014). *Resource accounting for sustainability assessment: the nexus between energy, food, water and land use*. Routledge.
- GIRALDO DÍAZ, R. (2014). «Reconfiguración del paisaje y agroecología en el Valle del Cauca, 1850-2010». *Luna Azul*, 38:252-273.
- GONZÁLEZ DE MOLINA, M.; TOLEDO, V. M. (2014). *The Social Metabolism A Socio-Ecological Theory of Historical Change*. Routledge Handbook of Ecological Economics. <https://doi.org/10.4324/9781315679747-14>
- GRAU, H. R.; AIDE, M. (2008). «Globalization and land-use transitions in Latin America». *Ecology and Society*, 13. <https://doi.org/10.5751/ES-02559-130216>
- HABERL, H.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; GAUBE, V.; BONDEAU, A.; PLUTZAR, C.; GINGRICH, S.; LUCHT, W.; FISCHER-KOWALSKI, M. (2007). «Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104:12942-12947. <https://doi.org/10.1073/pnas.0704243104>
- HABERL, H.; SCHULZ, N. B.; PLUTZAR, C.; ERB, K. H.; KRAUSMANN, F.; LOIBL, W.; MOSER, D.; SAUBERER, N.; WEISZ, H.; ZECHMEISTER, H. G.; ZULKA, P. (2004). «Human appropriation of net primary production and species diversity in agricultural landscapes». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 102:213-218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2003.07.004>
- HAVLÍK, P.; VALIN, H.; MOSNIER, A.; OBERSTEINER, M.; BAKER, J. S.; HERRERO, M.; RUFINO, M. C.; SCHMID, E. (2013). «Crop productivity and the global livestock sector: Implications for land use change and greenhouse gas emissions». *American Journal of Agricultural Economics*, 95:442-448.
- HIGGINS, M. L.; NARANJO, L. G.; GÓMEZ, A.; CORREA, P. (2017). *Living Colombia: A megadiverse country facing the future 2017 Report*. Cali.
- HURTADO-BERMÚDEZ, L. J.; VÉLEZ-TORRES, I.; MÉNDEZ, F. (2020). «No land for food: prevalence of food insecurity in ethnic communities enclosed by sugarcane monocrop in Colombia». *International Journal of Public Health*, 65:1087-1096. <https://doi.org/10.1007/s00038-020-01421-3>
- IDEAM (2020). MAPAS [WWW Document]. *Atlas climático de Colombia*. URL: <http://www.ideam.gov.co/>
- IDEAM (2010). *Leyenda nacional de coberturas de la tierra. Metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia. Escala 1:100.000*. Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales, Bogotá, D.C.
- INFANTE-AMATE, J.; URREGO-MESA, A.; TELLO, E. (2020). «Las venas abiertas de América Latina en la era del

antropoceno: un estudio biofísico del comercio exterior (1900-2016)». *Diálogos Revista Electrónica de Historia*, 21:177-214. <https://doi.org/10.15517/dre.v21i2.39736>

JAEGER, J. A. G. (2000). «Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation». *Landscape Ecology*, 15:115-130.

KRAUSMANN, F.; ERB, K.-H.; GINGRICH, S.; HABERL, H.; BONDEAU, A.; GAUBE, V.; LAUK, C.; PLUTZAR, C.; SEARCHINGER, T. D. (2013). «Global human appropriation of net primary production doubled in the 20th century». *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110:10324-10329.

KUIVANEN, K.S.; MICHALSHECK, M.; DESCHEEMAER, K.; ADJEI-NSIAH, S.; MELLON-BEDI, S.; GROOT, J. C. J.; ALVAREZ, S. (2016). «A comparison of statistical and participatory clustering of smallholder farming systems - A case study in Northern Ghana». *Journal of Rural Studies*, 45:184-198. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2016.03.015>

LAMBIN, E. F.; GEIST, H. J.; LEPELERS, E. (2003). «Dynamics of land-use and land-cover change in tropical regions». *Annual Review of Environment and Resources*, 28:205-241. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.28.050302.105459>

LAMBIN, E. F.; MEYFROIDT, P. (2011). «Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 108:3465-3472. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108>

LEON, M. C.; HARVEY, C. A. (2006). «Live fences and landscape connectivity in a neotropical agricultural landscape». *Agroforestry Systems*, 68:15.

LIVERMAN, D. M.; VILAS, S. (2006). «Neoliberalism and the environment in Latin America». *Annual Review of Environment and Resources*, 31:327-363. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.29.102403.140729>

LOREAU, M.; MOUQUET, N.; GONZALEZ, A. (2003). «Biodiversity as spatial insurance in heterogeneous landscapes». *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 100:12765-12770. <https://doi.org/10.1073/pnas.2235465100>

MARTÍNEZ-ALIER, J.; MUNDA, G.; O'NEILL, J. (1998). «Weak comparability of values as a foundation for ecological economics». *Ecological Economics*, 26:277-286. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(97\)00120-1](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(97)00120-1)

MARTÍNEZ-TORO, P. (2005). *La integración subregional y la caracterización funcional, morfológica del fenómeno de metropolización del área de influencia metropolitana de Cali*, pp. 1-20.

MARULL, J.; DELGADILLO-VARGAS, O.; CATTANEO, C.; LA-ROTA-AGUILERA, M. J.; KRAUSMANN, F. (2017). «Socioecological transition in the Cauca river valley, Colombia (1943-2010): towards an energy – landscape integrated analysis». *Regional Environmental Change*, 18:1073-1087. <https://doi.org/10.1007/s10113-017-1128-2>

MARULL, J.; FONT, C.; PADRÓ, R.; TELLO, E.; PANAZZOLO, A. (2016a). «Energy–Landscape Integrated Analysis: A proposal for measuring complexity in internal agroecosystem processes (Barcelona Metropolitan Region, 1860-2000)». *Ecological Indicators*, 66:30-46. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.01.015>

MARULL, J.; FONT, C.; TELLO, E.; FULLANA, N.; DOMENE, E.; PONS, M.; GALÁN, E. (2016b). «Towards an energy–landscape integrated analysis? Exploring the links between socio-metabolic disturbance and landscape ecology performance (Mallorca, Spain, 1956-2011)». *Landscape Ecology*, 31:317-336. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0245-x>

MARULL, J.; MALLARACH, J. M. (2005). «A GIS methodology for assessing ecological connectivity: application to the Barcelona Metropolitan Area». *Landscape and Urban Planning*, 71:243-262. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2004.03.007>

MARULL, J.; TELLO, E.; BAGARIA, G.; FONT, X.; CATTANEO, C.; PINO, J. (2018). «Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate». *Science of the Total Environment*, 619-620:1272-1285. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.196>

MARULL, J.; TELLO, E.; FULLANA, N.; MURRAY, I.; JOVER, G.; FONT, C.; COLL, F.; DOMENE, E.; LEONI, V.; DECOLLI, T. (2015). «Long-term bio-cultural heritage: exploring the intermediate disturbance hypothesis in agro-ecological landscapes (Mallorca, c. 1850-2012)». *Biodiversity and Conservation*, 24:3217-3251. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0955-z>

MOTTET, A.; DE HAAN, C.; FALCUCCI, A.; TEMPIO, G.; OPIO, C.; GERBER, P. (2017). «Livestock: On our plates or eating at our table? A new analysis of the feed/food debate». *Global Food Security*, 14:1-8.

PADRÓ, R.; LA-ROTA-AGUILERA, M. J.; GIOCOLI, A.; CIRERA, J.; COLL, F. (2020). «Landscape and Urban Planning Assessing the sustainability of contrasting land use scenarios through the Socioecological Integrated Analysis (SIA) of the metropolitan green infrastructure in Barcelona». *Landscape and Urban Planning*, 203:103905. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103905>

PÉREZ-RINCÓN, M. A.; PEÑA, M. R.; ALVAREZ, P. (2011). «Agro-industria cañera y uso del agua: Análisis crítico en el contexto de la política de agrocombustibles en Colombia». *Ambiente e Sociedade*, 14:153-178. <https://doi.org/10.1590/S1414-753X2011000200011>

PERFECTO, I.; MAS, A.; DIETSCH, T.; VANDERMEER, J. (2003). «Conservation of biodiversity in coffee agroecosystems: A tri-taxa comparison in southern Mexico». *Biodiversity and Conservation*, 12:1239-1252. <https://doi.org/10.1023/A:1023039921916>

PERFECTO, I.; VANDERMEER, J. (2008). «Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: A new conservation paradigm». *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1134:173-200. <https://doi.org/10.1196/annals.1439.011>

- PICKETT, S. T. A.; CADENASSO, M. L.; GROVE, J. M.; NILON, C. H.; POUYAT, R. V.; ZIPPERER, W. C.; COSTANZA, R. (2001). «Urban Ecological Systems: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas». *Annual Review of Ecology and Systematics*.
- PINO, J.; MARULL, J. (2012). «Ecological networks: Are they enough for connectivity conservation? A case study in the Barcelona Metropolitan Region (NE Spain)». *Land Use Policy*, 29:684-690. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2011.11.004>
- RINCÓN-GARCÍA, J. J.; MACHADO, A. (2014). «Patrones» y campesinos: tierra, poder y violencia en el Valle del Cauca (1960-2012). Centro Nacional de Memoria Histórica.
- ROSSET, P. M.; MARTÍNEZ-TORRES, M. E. (2012). «Rural social movements and agroecology: Context, theory, and process». *Ecology and Society*, 17. <https://doi.org/10.5751/ES-05000-170317>
- SHAVER, I.; CHAIN-GUADARRAMA, A.; CLEARY, K. A.; SANFIORENZO, A.; FINEGAN, B.; HORMEL, L.; SIBELET, N.; SANTIAGO-GARCI, R. J.; DECLERCK, F.; FAGAN, M. E.; VIERLING, L. A.; BOSQUE-PE, N. A.; WAITS, L. P. (2015). «Coupled social and ecological outcomes of agricultural intensification in Costa Rica and the future of biodiversity conservation in tropical agricultural regions». *Global Environment Change*, 32:74-86. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2015.02.006>
- SUAREZ, A.; ÁRIAS-ARÉVALO, P. A.; MARTÍNEZ-MERA, E. (2018). «Environmental sustainability in post-conflict countries: insights for rural Colombia». *Environment, Development and Sustainability*, 20:997-1015. <https://doi.org/10.1007/s10668-017-9925-9>
- TEMPER, L.; DEMARIA, F.; SCHEIDEL, A.; DEL BENE, D.; MARTÍNEZ-ALIER, J. (2018). «The Global Environmental Justice Atlas (EJAtlas): ecological distribution conflicts as forces for sustainability». *Sustainability Science*, 13:573-584. <https://doi.org/10.1007/s11625-018-0563-4>
- TILMAN, D.; FARGIONE, J.; WOLFF, B.; D'ANTONIO, C.; DOBSON, A.; HOWARTH, R.; SCHINDLER, D.; SCHLESINGER, W. H.; SIMBERLOFF, D.; SWACKHAMER, D. (2001). «Forecasting agriculturally driven global environmental change». *Science*, 292:281-284. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>
- TRATALOS, J.; FULLER, R. A.; WARREN, P. H.; DAVIES, R. G.; GASTON, K. J. (2007). «Urban form, biodiversity potential and ecosystem services». *Landscape and Urban Planning*, 83:308-317.
- TSCHARNTKE, T.; CLOUGH, Y.; WANGER, T. C.; JACKSON, L.; MOTZKE, I.; PERFECTO, I.; VANDERMEER, J.; WHITBREAD, A. (2012). «Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification». *Biological Conservation*, 151:53-59. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- TSCHARNTKE, T.; KLEIN, A. M.; KRUESS, I.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. (2005). «Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity: ecosystem service management». *Ecological Letters*, 8:857-874.
- UN (2019). *The Sustainable Development Goals Report 2019*. United Nations publication issued by the Department of Economic and Social Affairs. <https://doi.org/10.18356/55eb9109-en>
- UNITED NATIONS (2019). *World Population Prospects 2019*. Department of Economic and Social Affairs.
- VÉLEZ-TORRES, I.; VARELA, D.; COBO-MEDINA, V.; HURTADO, D. (2019). «Beyond property: Rural politics and land-use change in the Colombian sugarcane landscape». *Journal of Agrarian Change*, 19:690-710. <https://doi.org/10.1111/joac.12332>