

-Documento de trabajo-
Mayo 2021

Criterios ecológicos que soportan la sostenibilidad de sistemas de ciudades en Colombia

AUTORES

Leonardo Vargas, Diana Ruiz, Carolina Gómez y Olga Lucia Hernández-Manrique

Resumen

La sociedad humana actual enfrenta un desafío enorme, satisfacer las necesidades de una creciente población urbana manteniendo niveles óptimos de integridad ambiental. Este desafío no es trivial teniendo en cuenta que la urbanización es un impulsor global de cambio ambiental, impulsado por la expansión de las ciudades, la evolución de sus redes, y el surgimiento de aglomeraciones urbanas. Es de notar que, aunque el crecimiento de las ciudades ha contribuido a la generación de beneficios asociados al crecimiento económico y al acceso a electricidad, y agua potable, su crecimiento descontrolado y desorganizado no ha impulsado el desarrollo general del país, incrementado la pobreza urbana. Un sistema de ciudades organizado se ha planteado para promover la cohesión social, el desarrollo económico, y reducir la pobreza, sin embargo, con una concepción de una sociedad urbana desacoplada de los ecosistemas. Este sistema no considera la dependencia urbana de los ecosistemas que soportan el crecimiento económico y el bienestar de los habitantes mediante la provisión de servicios ecosistémicos como el agua, los alimentos, y el aire limpio. Excluir ecosistemas estratégicos como los páramos y los humedales en la planificación urbana es un obstáculo para transitar hacia la sostenibilidad urbana. Este documento explora criterios ecológicos que soporten la sostenibilidad de sistemas de ciudades, resaltando la importancia de ecosistemas estratégicos. Este documento se basa en la ecología del paisaje para la identificación de criterios, esencial para el diseño, la planeación y la sostenibilidad de los paisajes urbanos. Brevemente describe cómo los paisajes urbanos son concebidos desde la óptica de la ecología del paisaje, visualizados como sistemas socio-ecológicos complejos, resaltando que transitar hacia la sostenibilidad de los paisajes urbanos implica considerar relaciones funcionales entre patrones del paisaje, los servicios ecosistémicos, y el bienestar humano. Este documento plantea que la consolidación de un sistema de ciudades no puede ser sostenible sin la incorporación de información ambiental que oriente las acciones de entidades nacionales en el territorio, ni sin su articulación con las políticas de las entidades territoriales. El análisis espacialmente explícito de la oferta y demanda de servicios ecosistémicos brinda información clave para el monitoreo de la integralidad de ecosistemas estratégicos. Esta información puede guiar el accionar de las entidades y la generación de política pública que guie los sistemas de ciudades hacia un horizonte más sostenible.

1. Introducción

La sociedad humana ha venido urbanizando el suelo rápidamente durante el último siglo. Menos del 10% de la población global vivía en ciudades a comienzos del siglo pasado y se estima que más del 80% de la población mundial vivirá en ciudades y áreas peri urbanas para el año 2050 (United Nations 2019). Un aspecto positivo del rápido crecimiento de las ciudades es su papel como motores de crecimiento económico, teniendo en cuenta que en las ciudades se genera el 80% del Producto Interno Bruto (PIB) global (World Bank Group 2016; World Bank Group 2020). Asimismo, las ciudades fomentan la creatividad, la imaginación, y tienen un papel preponderante en la transformación sociocultural, la producción intelectual, y la innovación. No obstante, el crecimiento de las ciudades aumenta exponencialmente la demanda de agua dulce, incrementando el riesgo de subabastecimiento debido a que más del 40% de la población global vive en cuencas hidrográficas que sufren de escasez hídrica (Fitzhugh & Richter 2004; United Nations 2019). De la misma manera, el crecimiento de las ciudades incrementa la demanda global de alimentos, la generación de cambios tanto en el clima como en el uso y la cobertura del suelo, además de contribuir en la degradación de ecosistemas (DeFries et al., 2010; Seto et al., 2012).

El crecimiento de las ciudades en países en vía de desarrollo ha sido especialmente notable durante las últimas cinco décadas. Especialmente si se tiene en cuenta que estos países han aportado 24 megaciudades a la lista de 31 megaciudades del mundo *-4 en Latinoamérica-*, y se espera que 11 megaciudades más *-incluyendo a Bogotá-* emergerán en la próxima década (United Nations 2019). Cabe destacar que el crecimiento de megaciudades en estos países se lleva a cabo de forma vertiginosa, descontrolada, y desorganizada, generando un acceso insuficiente a beneficios sociales y económicos, incrementando rápidamente la pobreza urbana (Gollin et al., 2016; Nagendra et al., 2018). Esta forma de crecimiento urbano aumenta la demanda de recursos como el agua y el suelo, agudiza la pérdida de la biodiversidad, y acentúa el deterioro de ecosistemas estratégicos como los páramos, dificultando su tránsito hacia la sostenibilidad (Ruiz 2014). Especialmente si se considera que esta transición requiere mantener la inclusión social, los beneficios económicos, la calidad ambiental, y la reducción de los impactos que generan las ciudades; requisitos esenciales para garantizar la supervivencia de futuras generaciones (Nagendra et al., 2018). Transitar hacia la sostenibilidad en las ciudades de países en vía de desarrollo es fundamental teniendo en cuenta que estos países concentran el 95% del incremento neto de la población global (Nagendra et al., 2018).

En Colombia, el crecimiento de la población urbana ha sido notablemente rápido, para el año 1951 el 40% la población colombiana vivía en ciudades, en el año 2010 las ciudades

aglomeraban al 76% de la población, y está proyectado que para el año 2050 la población urbana representará el 86% de la población total del país (Taimur et al., 2012; DNP, UN-Habitat 2014; United Nations 2019). Es de notar que aunque el crecimiento de las ciudades ha contribuido a la generación de beneficios asociados al crecimiento económico como la disponibilidad de electricidad, agua potable, y el provisionamiento de saneamiento básico, su crecimiento descontrolado y desorganizado no ha impulsado el desarrollo general del país, incrementado la pobreza urbana y la demanda de agua y suelo (Taimur et al., 2012). Con el objetivo de consolidar un sistema de ciudades a largo plazo que impulse el desarrollo del país, el gobierno de Colombia planteó la política nacional para el sistema de ciudades (DNP 2014). Esta política busca potenciar y orientar la acción de las entidades nacionales en el territorio, articulándose con las políticas de las entidades territoriales. La acción de las entidades de carácter nacional en los territorios incluye entre otras, la expedición de normas y la implementación de proyectos de desarrollo con el fin de mejorar la conectividad e impulsar la complementariedad y la especialización de las economías urbanas. Estas acciones apuntan particularmente a dos tipos de crecimiento urbano; (i) ciudades “unimodales” cuya población supera los 100,000 habitantes y en las que su crecimiento y desarrollo no supera los límites político-administrativos del municipio, y (ii) aglomeraciones urbanas en las que el crecimiento y desarrollo de una ciudad central desborda sus límites político-administrativos abarcando municipios aledaños. De esta manera el sistema de ciudades identificó 18 aglomeraciones urbanas y 38 ciudades unimodales que representan el 65% de la población nacional y el 80% de la población urbana (DNP, UN-Habitat 2014).

El sistema de ciudades se considera como un avance fundamental para entender y fortalecer los procesos urbanos en Colombia. El sistema de ciudades replantea la definición de límites urbanos entre ciudades tomando como base relaciones funcionales de tipo socioeconómico como actividades económicas, dinámicas laborales, oferta de vivienda, y servicios sociales (DNP, UN-Habitat 2014). Estas relaciones funcionales son establecidas entre una ciudad principal y el conjunto de ciudades con las que la ciudad principal se relaciona. Sin embargo, no considera la dependencia urbana de los ecosistemas que soportan el crecimiento económico y el bienestar de los habitantes mediante la provisión de servicios ecosistémicos como el agua, los alimentos, y el aire limpio. Excluir ecosistemas estratégicos como los páramos y los humedales en la planificación urbana y por tanto en la delimitación de las ciudades es un obstáculo para transitar hacia la sostenibilidad urbana. Particularmente, si se tiene en cuenta que estos entornos dependen de ecosistemas a menudo alejadas de las áreas urbanas (Nagendra et al., 2018).

Este documento explora criterios ecológicos que soporten la sostenibilidad de sistemas de ciudades, que a su vez resalten la importancia de ecosistemas estratégicos en paisajes urbano-rurales. Este documento se basa en la ecología del paisaje para la identificación de

criterios, particularmente porque esta ciencia comprende las relaciones existentes entre la sociedad humana y su entorno, *-espacio de vida* – de manera espacialmente explícita, además de estar íntimamente relacionada y servir como base para el diseño, la planeación y la sostenibilidad de los paisajes urbanos. Este documento brevemente describe cómo los paisajes urbanos son concebidos desde la óptica de la ecología del paisaje, visualizados como sistemas socio-ecológicos complejos, y cuyo tránsito hacia la sostenibilidad de los paisajes urbanos implica considerar relaciones funcionales entre patrones, servicios ecosistémicos y bienestar humano.

2. Enfoque de paisaje, sistemas socio-ecológicos, y sostenibilidad en paisajes urbanos

2.1 Paisajes y ecología del paisaje

¿Qué es un paisaje? la palabra “paisaje” intuitivamente tiene una connotación espacial, asociándose por ejemplo a un punto elevado desde donde se pueden observar elementos como construcciones y cultivos en toda su extensión, logrando identificar paisajes rurales, urbanos, entre otros (Turner & Gardner 2015). Nótese que muchos de estos elementos cambian en el tiempo gracias a que el ser humano a través de la cultura, la política, la tecnología y la economía interactúa con su entorno natural. Un paisaje es también un fenómeno intangible, una representación cognitiva del espacio, de organización, y de un sistema que se extiende más allá de lo que nuestros ojos pueden observar. Un paisaje se puede definir de distintas maneras, sin embargo para la ecología del paisaje un paisaje es un área espacialmente heterogénea, donde la heterogeneidad refleja la complejidad o variabilidad de una propiedad en el espacio y en el tiempo (Turner & Gardner 2015). Esta definición además de ser amplia y flexible, vincula patrones estructurales y procesos ecológicos, destacando la importancia de este vínculo para determinar las causas y consecuencias de la heterogeneidad en un rango de escalas (Pickett & Cadenasso 1995; Turner & Gardner 2015). La ecología del paisaje busca entender el funcionamiento del paisaje como un sistema en el que los seres humanos usan y cambian elementos y procesos con el propósito de obtener beneficios sociales, ecológicos, y económicos (Opdam 2007). Cabe destacar que articular la ecología del paisaje con otras disciplinas como el geo-diseño, la ecología urbana, la arquitectura, y la ciencia de la sostenibilidad, es fundamental para entender el funcionamiento de los paisajes, además de aportar información espacialmente explícita requerida para planear y gestionar paisajes sostenibles (Wu 2019).

2.2 Paisajes y sistemas socio-ecológicos

En un sistema socio-ecológico el ser humano está acoplado con el medio natural (Liu et al., 2007; Wu 2019; Ruiz et al., 2021). La ecología del paisaje visualiza el paisaje como un sistema socio-ecológico que coevoluciona interdependientemente a través del tiempo, y donde es difícil separar lo natural de lo que no lo es (Berkes & Folke 1998; Costanza et al., 2007). Nótese que un paisaje comparte muchas propiedades inherentes a un sistema socio-ecológico complejo como; multiplicidad de patrones espaciales y de procesos biológicos, no linealidad entre los componentes, heterogeneidad espacial y temporal, y la capacidad de organizarse jerárquicamente (Wu & Qi 2000; Zurlini et al., 2006). Esta última propiedad refleja múltiples consecuencias sociales y ecológicas que son generadas a partir de su organización en diferentes niveles y subniveles. La organización jerárquica en el componente ecológico incluye elementos biofísicos que influyen los procesos y las propiedades de los ecosistemas a través de escalas temporales y espaciales (Klijn & de Haes 1994). Esta influencia se puede evidenciar en la forma como la geomorfología y el clima moldean las propiedades de los ecosistemas a escala regional o global, e influyen variables que cambian muy poco en el tiempo como la hidrología, determinando las propiedades a escala local (Chapin III et al., 2011). Asimismo, la organización jerárquica en el componente social incluye grupos de personas organizados en diferentes niveles, interconectados por conexiones que van de lo global a lo local (Zurlini et al., 2006; Chapin et al., 2006). Estas conexiones se hacen visibles cuando por ejemplo la globalización de la economía y de los sistemas de gobernanza supranacionales determinan el funcionamiento de los sistemas sociales a escala regional, influenciando la manera como las personas interactúan a nivel local. Cabe destacar que un sistema socio-ecológico es un sistema anidado donde los límites de un nivel están contenidos en otro nivel que lo rodea, permitiendo que este sistema pueda ser analizado partiendo desde un nivel local como el paisaje, y escalar hacia otro nivel; regional, nacional y global (Scholes et al., 2013).

2.3 Paisaje urbano

Las ciudades y su entorno rural son el más heterogéneo de los paisajes donde la urbanización se puede ver como un proceso fundamentalmente espacial que transforma entornos naturales en paisajes urbanos, y cuyo entendimiento requiere métodos espacialmente explícitos característicos de los estudios de la ecología del paisaje (Wu, et al., 2013). Un paisaje urbano es un sistema socio-ecológico abierto donde el ser humano y la naturaleza están acoplados en una red de ciudades estrechamente interconectadas siendo imposible establecer los límites del sistema (Grimm et al., 2013; Hanspach et al., 2016). Entender un paisaje urbano como un sistema socio-ecológico permite visualizar el paisaje como un sistema que se organiza jerárquicamente, y donde distintos niveles pueden ser analizados individualmente (Pumain 2006). De esta manera, en un primer nivel de organización (nivel micro) están las relaciones existentes entre personas individuales,

empresas e instituciones, que interactúan, ejercen actividades socio económicas, y toman decisiones que van desde decidir la altura deseable de las edificaciones y priorizar la pavimentación de vías hasta la construcción de monumentos y oficinas. En un segundo nivel (nivel meso), está la ciudad, destacándose que en este nivel interactúa el primer nivel con su entorno natural. En un tercer nivel (nivel macro), están las relaciones existentes entre varias ciudades interconectadas. A nivel macro, cuando la conexión entre varias ciudades de diferentes tamaños (desde 10^3 hasta 10^7 habitantes) perdura en el tiempo, genera relaciones jerárquicas y funcionales robustas. Estas relaciones se reflejan en la correlación directa que hay entre el tamaño de una ciudad e indicadores económicos como el PIB, el número total de negocios, el arreglo espacial de cada ciudad, las relaciones de poder, y la influencia política (Pumain 2006). Nótese que a nivel macro, ciudades interconectadas como las que conforman el valle del Ruhr en Alemania, no generan relaciones sistemáticas jerárquicas y funcionales tan robustas como en las aglomeraciones urbanas que crecen jerárquicamente lideradas por una ciudad central como Bogotá, Londres o París.

Definir los límites de un paisaje urbano en el cual varias ciudades están interconectadas bajo el liderazgo de una ciudad central, es una tarea desafiante teniendo en cuenta que los límites de la ciudad central se expanden rápida e indefinidamente hasta hacerse imposible identificar los límites entre suburbios, exurbios, zonas rurales y otras ciudades englobadas e interconectadas (Taubenböck et al., 2014). Además, el crecimiento de la ciudad central y de las ciudades interconectadas depende de la provisión de agua, alimentos y energía, que son generados en ecosistemas estratégicos localizados muy a menudo en áreas alejadas de los límites de las ciudades y su área metropolitana (Folke et al., 1997; Grimm et al., 2008). Cabe anotar que, en el contexto del planeamiento urbano (a nivel meso), los ecosistemas urbanos son visualizados como embebidos tanto en la infraestructura construida como en la infraestructura ecológica. La infraestructura ecológica provee servicios ecosistémicos a diferentes escalas como edificios, calles, barrios y regiones, e incluye espacios verdes y azules como parques, cementerios, lagos, humedales, jardines, bosques y árboles, encontrados en el paisaje urbano (Gómez-Baggethun et al., 2013). La infraestructura ecológica urbana *-nivel meso-* se articula con ecosistemas *-nivel macro-* que hacen parte de cuencas hidrográficas, zonas de recarga hídrica, bosques periurbanos, y zonas cultivadas, que soportan la transición de los paisajes urbanos hacia la sostenibilidad.

2.4 Paisajes urbanos y sostenibilidad

La ciencia de la sostenibilidad es un campo emergente interdisciplinario de investigación que busca entender sistemas socio-ecológicos complejos, enfocándose en aspectos como auto organización, resiliencia, inercia, umbrales, y aprendizaje social, a nivel global, regional, y local (Miller 2013; Miller et al., 2014). Entender la complejidad de un sistema socio-ecológico a nivel de paisaje es indispensable para su sostenibilidad, ya que en un

paisaje se conectan actores, científicos, y tomadores de decisiones alrededor de problemas tangibles reales. Cabe destacar que a una escala más pequeña, los problemas en estos sistemas tienden a ser idiosincráticos, y a escala más grande tienden a ser abstractos (Wu 2013; Fischer et al., 2015).

Según la revisión previa realizada por Ruiz et al., (2020); la articulación de las ciencias de la sostenibilidad con el estudio de paisajes urbanos *-ecología del paisaje urbano-* es indispensable para garantizar su sostenibilidad (Ruiz et al., 2021). Esta articulación requiere de un proceso adaptativo *-transicional-* que mantenga y mejore la provisión de servicios ecosistémicos y el bienestar humano en paisajes urbanos (Wu et al., 2013; Ruiz et al., 2021). Asimismo, este proceso demanda un mejor entendimiento de la relación existente entre los patrones del paisaje (incluyendo configuración y composición), la provisión de servicios ecosistémicos, y el mantenimiento del bienestar humano (Wu 2019; Ruiz et al., 2021). Cabe resaltar que la importancia de los servicios ecosistémicos como soporte del bienestar humano es el resultado de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (MEA por sus siglas en inglés), en la cual se visibilizó la creciente degradación de ecosistemas enfatizando sus insostenibles implicaciones (Assessment 2005; Wu et al., 2013). Es de notar que cambios en el uso y la cobertura del suelo, la economía, la política, la cultura, y el clima, entre otros factores influyen en la conformación de los patrones de un paisaje (Lambin et al., 2001; Tian et al., 2014; Ruiz et al., 2021). Asimismo, los patrones de un paisaje influyen en la estructura de los ecosistemas, en su funcionamiento, y en sus procesos ecológicos, instaurando cambios en la generación y uso de servicios ecosistémicos, y en el bienestar humano (Qiu & Turner 2015; Hao et al., 2017).

En este documento las aglomeraciones urbanas y las ciudades uninodales propuestas por la política nacional de sistema de ciudades son tratados como paisajes urbanos a nivel macro donde transitar hacia la sostenibilidad en estos entornos implica el análisis de las dinámicas en los patrones del paisaje, de los servicios ecosistémicos y del bienestar humano. Asimismo, este documento propone criterios socio-ecológicos basados en servicios ecosistémicos como soporte del bienestar humano. Estos criterios contribuyen a la incorporación de ecosistemas estratégicos como insumos adicionales para la definición de los límites de las aglomeraciones urbanas y de las ciudades uninodales identificados en la política nacional de sistema de ciudades.

3. Sistemas de ciudades y criterios ecológicos basados en servicios ecosistémicos como soporte al bienestar humano

3.1. Sistemas de ciudades

Las ciudades no son entidades aisladas, están conectadas mediante una serie de interacciones competitivas y cooperativas conformando redes y organizándose en un sistema de ciudades (Pumain, 2006). Un sistema de ciudades está pensado para propiciar el intercambio de personas, bienes, llamadas telefónicas, servicios, cultura, información, y conocimiento, acelerado e incrementando su interdependencia (Pumain & Rozenblat, 2018). Nótese que los sistemas de ciudades enlazan sus redes de interconexión no solamente a través de regiones dentro de los límites nacionales de cada país, sino que permean fronteras internacionales y cruzan continentes, generando ciudades globales producto de la globalización. La globalización fortalece la innovación, y la innovación tiene un papel central como fuerza generadora de crecimiento urbano que incentiva la concentración de actividades creativas y altamente calificadas en grandes centros poblados, favoreciendo su influencia sobre otras ciudades interconectadas. Asimismo, esta influencia se ve favorecida por factores socio económicos como la estructura del mercado, el consumo de bienes y servicios, los subsidios del gobierno, la infraestructura política, el acceso a tecnología, el estilo de vida, y la demografía (Bürgi et al., 2005; Hersperger, 2007). La concentración de actividades creativas, sociales, y económicas, en grandes centros poblados influye en la conmutación laboral de las ciudades interconectadas, creando movimientos desde y hacia el lugar de trabajo, afectando los patrones de actividad económica y de movilidad en áreas urbanas (Kloosterman & Musterd 2001; Rozenblat, 2018). Las dinámicas laborales, particularmente la trans conmutación (movimientos hacia y desde el lugar de trabajo), son características del crecimiento policéntrico.

Sistema de ciudades en Colombia

Con el ánimo de aprovechar las ventajas de la urbanización y cerrar brechas regionales de pobreza e inequidad se propuso una política nacional que consolide un sistema de ciudades (DNP, 2014). Esta política surge del análisis y diagnóstico del proceso de urbanización de Colombia plasmados en el documento técnico “Misión del Sistema de Ciudades” (DNP, UN-Habitat, 2014), siguiendo los lineamientos para el desarrollo de sistemas de ciudades propuesto por el Banco Mundial (World Bank Group 2009; Taimur et al., 2012). Consolidar un sistema de ciudades a largo plazo sigue siendo un tema de interés nacional, incorporado en el plan nacional de desarrollo 2018-2022 “pacto por Colombia, pacto por la equidad” (Ley 1955 de 2019). Un sistema de ciudades está basado en relaciones funcionales entre una ciudad central y varias ciudades interconectadas, incluyendo principalmente conmutaciones laborales en un umbral del 10% para delimitar el alcance de cada

aglomeración urbana y aspectos socioeconómicos como el PIB de cada una (Taimur et al., 2012).

3.2. Servicios ecosistémicos

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas (Assessment 2005). Una definición más moderna ve los servicios ecosistémicos como una contribución que hacen los ecosistemas a la generación de beneficios sociales y económicos, que redundan en el mejoramiento del bienestar humano, incluyendo el mejoramiento de la salud, la felicidad, y los ingresos económicos (Wu et al., 2013). El concepto de servicios ecosistémicos actúa como un enlace, uniendo *procesos complejos* que ocurren en los ecosistemas como la fotosíntesis y los ciclos biogeoquímicos del agua y los nutrientes, con *efecto directo en las personas* como la oferta de agua, y el provisionamiento de alimentos y fibras. Los servicios ecosistémicos pueden ser clasificados como de provisionamiento, de regulación, y como servicios culturales (Haines-Young & Potschin-Young 2018). Los servicios de provisionamiento incluyen la provisión de alimentos, fibras, medicinas, agua y aire limpio, mientras que los servicios de regulación incluyen el control de pestes, de erosión y deslizamientos, así como la regulación de sequías, e inundaciones. Los servicios culturales incluyen la contemplación de paisajes y la inspiración religiosa, entre otros. Es de notar que en la últimas tres décadas la comunidad científica se ha concentrado en entender cómo los servicios ecosistémicos se relacionan entre sí, cómo los ecosistemas generan servicios, cómo cuantificar flujos de servicios, y cómo las dinámicas del paisaje influye en su futura generación (Fisher et al., 2008; de Groot et al., 2010; Maes et al., 2012; Pulighe et al., 2016; Ruiz et al., 2021). Adicionalmente, se ha incrementado el interés en distinguir de manera espacialmente explícita entre la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos (Burkhard et al., 2012; Villamagna et al., 2013). Durante la última década se ha avanzado en el análisis espacialmente explícito de la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos, recalcando que este tipo de análisis permite establecer relaciones entre el lugar de generación de un servicio ecosistémico y su lugar de uso, además de permitir el cruce de información entre la cantidad de servicio generado y la cantidad de servicio demandado o usado (Gómez-Baggethun & Barton 2013). Esta información es esencial para soportar la sostenibilidad de sistemas de ciudades, ya que muchos servicios ecosistémicos son generados en lugares alejados de sus límites administrativos mientras que su demanda se concentra dentro de los límites urbanos. Por consiguiente, el análisis de la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos son criterios ecológicos útiles para monitorear la sostenibilidad en sistemas de ciudades.

La oferta de servicios ecosistémicos

La oferta de servicios ecosistémicos se puede entender como la capacidad que tiene un ecosistema para generar uno o varios servicios (Burkhard et al. 2012). Esta capacidad

depende de la interacción de factores bióticos y abióticos, de la estructura del ecosistema y de procesos como la formación del suelo y la producción primaria, entre otros (De Groot et al., 2012; Ruiz et al., 2021). Cabe anotar que la capacidad de un ecosistema para generar servicios es independiente del flujo *-cantidad de servicio generado antes de la intervención de un agente económico-*, y de la demanda del servicio (Schröter et al., 2014; Vargas et al., 2019). A manera de ejemplo, un bosque de roble ubicado en un lugar deshabitado tiene la capacidad de almacenar biomasa independientemente de la existencia de personas en su alrededor; a pesar de la abundante oferta de biomasa de roble en el bosque, el flujo y la demanda de madera de roble para ese bosque son nulos ya que ningún beneficiario se beneficia al no talar el bosque. Asimismo, la oferta de un servicio ecosistémico depende de factores como el clima y la altitud, de características socioeconómicas como el nivel de aprovechamiento económico, y características ecológicas como la biodiversidad y la estructura de un ecosistema, además la oferta puede cambiar a través del tiempo (Egoh et al., 2008; van Oudenhoven et al., 2012). La oferta de servicios ecosistémicos es un criterio ecológico que permite monitorear cambios insostenibles que degradan los ecosistemas, además de permitir evaluar la capacidad de un ecosistema para generar flujos de servicios a largo plazo.

La demanda de servicios ecosistémicos

La demanda de un servicio ecosistémico es la cantidad de servicio deseada y/o usada por la sociedad (van Oudenhoven et al., 2012; Burkhard et al., 2012; Villamagna et al., 2013). La demanda está influenciada por factores biofísicos, económicos, sociales, culturales, y por el tamaño de la población, entre otros (Villamagna et al., 2013). Mientras que la demanda de servicios ecosistémicos materializa su flujo, la ausencia de demanda lo anula. Asimismo, integrando la demanda de un servicio a la oferta, refleja el nivel de uso sostenible de un ecosistema, ya que si la demanda supera su capacidad de generación la integridad del ecosistema se ve afectada. Diferentes indicadores pueden ser utilizados para medir la demanda por un servicio, incluyendo la densidad de una población, y la tasa promedio de consumo. La demanda de servicios ecosistémicos es un criterio ecológico que permite monitorear su uso. Un análisis integrado de oferta y demanda de servicios ecosistémicos es una herramienta útil para evaluar el uso de un servicio ecosistémicos en términos de su capacidad de generación, criterio útil para analizar la sostenibilidad de un servicio a largo plazo.

3.3. El bienestar humano

Una definición concreta sobre el significado del concepto bienestar humano permanece aún esquivada, debido a que este concepto es abstracto (depende de percepciones individuales), multidimensional (por ejemplo la salud y el nivel de ingresos), e inestable (cambia con la cultura) (Atkinson 2013). El interés por definir el bienestar humano se remonta a los

tiempos de Aristóteles que reflexionaba sobre lo que podría llegar a ser una buena y floreciente vida. Este interés permanece hasta nuestros días donde varias y diversas disciplinas como la psicología, la política, la economía y las ciencias naturales lo han intentado definir. En términos generales, el bienestar humano refleja una percepción de que nuestra vida va bien, de nuestra capacidad para ser o hacer, y se enfoca en emociones positivas como la felicidad, en funciones positivas como la salud, o en una combinación en donde sentirse y funcionar bien son percepciones de una buena vida (Huppert 2017). Este concepto es utilizado a menudo como sinónimo de calidad de vida, desarrollo, humano, bienestar, bienestar social, satisfacción de necesidades ,y prosperidad, entre otros (McGillivray 2007; Ruiz et al., 2021). El bienestar humano se visualiza como un proceso asociado a la salud debido a que muchas enfermedades están íntimamente relacionadas con inequidades en la distribución de recursos materiales, económicos, y sociales (Wilkinson & Pickett 2009; Ruiz et al., 2021). Pensar en bienestar humano como un proceso puede responder a las necesidades de fijar el concepto y enfocar su atención hacia un entendimiento subjetivo personalizado del bienestar, equiparándolo con efectos positivos. La felicidad ha sido un término ampliamente utilizado para capturar estos efectos positivos ya que permite ser evaluada en términos económicos concediendo la maximización de insumos tanto materiales como inmateriales, lo que permite la traducción de esta información en política pública.

Bienestar, sostenibilidad y servicios ecosistémicos

En la última década el concepto de bienestar se ha apartado del significado individual de estar o sentirse bien, dirigiéndose hacia el desarrollo de políticas de gobierno que garanticen la seguridad económica, el crecimiento, y la prosperidad material de las personas (Atkinson 2013; Ruiz et al., 2021). Asimismo, publicaciones internacionales como el reporte de la comisión para la medición del comportamiento económico y el progreso social dirigida por Stiglitz (2009), han pensado en una sociedad floreciente que trasciende más allá de la producción económica, explorando formas de medir el comportamiento económico y social mediante indicadores de bienestar como la calidad de vida, que incluyen la evaluación individual de la percepción de bienestar. Perseguir el bienestar humano es el fin, tanto de la ciencias del bienestar como de las ciencias de la sostenibilidad, aproximando la política y la filosofía (Ruiz et al., 2021). La sostenibilidad y el bienestar pueden ser vistos como conceptos análogos donde en un mundo sostenible “el planeta prospera y las personas persiguen vidas florecientes” (Bandarage 2013). Nótese que la sostenibilidad es un concepto antropocéntrico, que promete solventar las necesidades humanas para la presente generación y para futuras generaciones (Brundtland 1987; Ruiz et al., 2021). Las necesidades humanas son múltiples y diversas, variando de acuerdo al género, la cultura, preferencias individuales, y el estilo de vida (Ruiz et al., 2021). No obstante, cubrir esta

amplia gama de necesidades sin definir prioridades tiene consecuencias sociales y ecológicas (Helne & Hirvilammi 2015).

Un enfoque integrado de sostenibilidad se hace necesario, que permita englobar el bienestar de las especies humanas y de los ecosistemas que soportan el bienestar humano (Ruiz et al., 2021). Esta necesidad ha llamado la atención de la comunidad científica culminando con la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (EEM), siendo este el primer acercamiento sobre el estado global de los ecosistemas y sus servicios ecosistémicos, reconociendo la dependencia del bienestar humano en la provisión de servicios ecosistémicos (Assessment 2005; Ruiz et al., 2021). La EEM reconoció dimensiones del bienestar humano como; la provisión de materiales básicos para la vida humana (alimento, agua y abrigo), de la libertad de elegir, la salud, buenas relaciones sociales (valores estéticos, recreacionales, espirituales y culturales), y de la seguridad, dimensiones soportadas por los servicios generados en ecosistemas (Ruiz et al., 2021). Estas dimensiones relacionan el bienestar humano con la provisión de servicios ecosistémicos, y pueden ser utilizadas como complemento a criterios ecológicos que soportan la sostenibilidad en un sistema de ciudades.

4. Uso de criterios ecológicos en sistemas de ciudades como Bogotá y Villavicencio

4.1 Aglomeración urbana de Bogotá, y ciudad uninodal de Villavicencio

Aglomeración urbana de Bogotá

La aglomeración urbana de Bogotá (denominada a partir de este punto únicamente como Bogotá), ubicada en la parte alta de la cordillera oriental a una altitud de 2,600, y con una temperatura promedio de 14°C, cubriendo la mayor parte de la sabana de Bogotá. Bogotá es una ciudad funcional que abarca 23 municipios, donde las actividades socioeconómicas de Bogotá como ciudad núcleo han desbordado sus límites político-administrativos extendiéndose sobre 22 municipios aledaños. Bogotá incluye los municipios de Sutatausa, Tausa, Nemocón, Cogua, Zipaquirá, Sesquilé, Tocancipá, Tabio, Cajicá, Sopo, Guatavita, Chía, Cota, Facatativá, Gachancipá, La Calera, Funza, Madrid, Mosquera, Bojacá, Soacha, Sibaté y Bogotá D.C. (Figura 1)

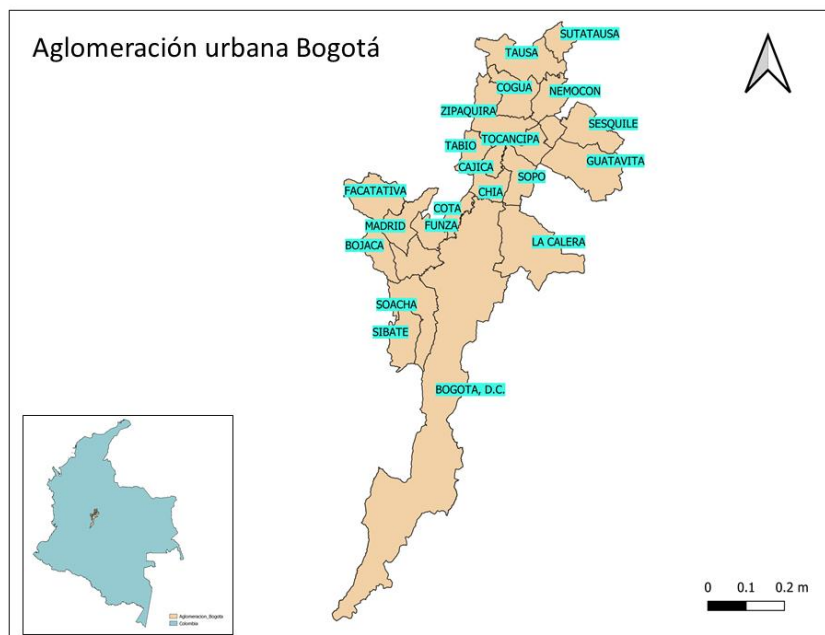


Figura 1. Aglomeración urbana de Bogotá incluyendo a la ciudad de Bogotá y 22 municipios aledaños englobados

Esta aglomeración urbana contó en el año de 2017 con 10 millones de habitantes de los cuales 9.4 millones eran habitantes urbanos, donde 8.4 millones de personas habitaban la ciudad de Bogotá (ONU-HABITAT et al., 2015). La aglomeración urbana de Bogotá es la de mayor población urbana de Colombia, estimándose que alcanzará una población de 13 millones de habitantes para el año 2050 (Taimur et al., 2012; United Nations 2019). Asimismo, Bogotá es la más importante aglomeración urbana del país en términos de competitividad (infraestructura y conectividad), productividad (importancia y densidad económica), complementariedad (ruralidad y carga transportada bidireccional), inclusión social y equidad, superando otras aglomeraciones urbanas como Medellín, Cali y Barranquilla (ONU-HABITAT et al., 2015). Bogotá está rodeada de ecosistemas estratégicos como los páramos del Sumapaz, Chingaza, y Guerrero, bosques altoandinos, bosque andino bajo, vegetación xerofítica, ríos, lagunas, pantanos y humedales, entre otros. Adicionalmente hay áreas protegidas como los parques nacionales de Chingaza y Sumapaz, la reserva de los cerros orientales y parques distritales como el de La Conejera, Torca y Entre nubes, y Humedales como el de Tibanica y La Vaca entre otros (Cortés 2017).

Ciudad uninodal de Villavicencio

La ciudad uninodal de Villavicencio (denominada a partir de este punto únicamente como Villavicencio), se encuentra ubicada en las estribaciones de la cordillera oriental, cubriendo una zona alta y de relieve accidentado sobre el margen oriental de la cordillera, y una zona

de planicies y terrazas aluviales que se aleja de la cordillera. La ciudad está localizada a una altitud de 340, con una temperatura promedio de 26°C. Villavicencio es una ciudad con más de 500 mil habitantes, capital de departamento, donde sus actividades socio económicas no desbordan sus límites político-administrativos (Figura 2).

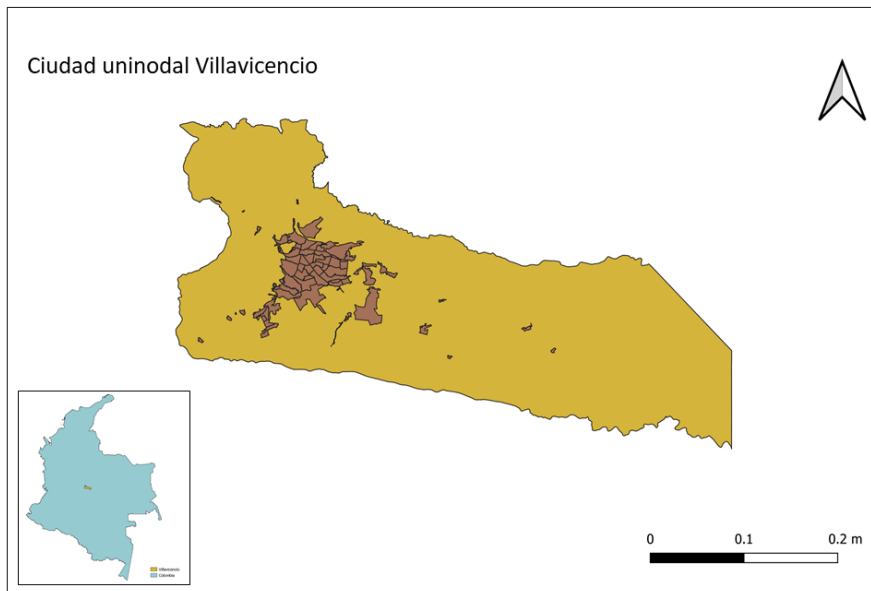


Figura 2. Ciudad uninodal de Villavicencio, incluyendo área urbana en color ladrillo y área político-administrativa en color naranja.

Villavicencio ha tenido un incremento poblacional superior a la mayoría de las ciudades del país (variación intercensal superior al 40% para el periodo 2005-2018) contando con 530 mil habitantes para el año 2018, y proyectándose un crecimiento poblacional de 30 mil habitantes adicionales para el año 2030 (DANE 2018). En términos de competitividad (infraestructura y conectividad), Villavicencio se sitúa por debajo de la media nacional, ocupando el puesto 18 después de Sincelejo (ONU-HABITAT et al., 2015). En términos de productividad, desde el punto de vista de desarrollo económico solamente es superada por Bogotá, y desde el punto de vista de la densidad económica ocupa la séptima posición a nivel nacional aunque solamente es superada por Pereira comparando ciudades del mismo tamaño (ONU-HABITAT et al., 2015). En términos de nivel de vida, inclusión social y equidad, Villavicencio está muy por debajo de la media nacional, así como en indicadores de gestión ambiental y sostenibilidad (ONU-HABITAT et al., 2015). Diversas reservas naturales existen en Villavicencio, incluyendo; quebrada Honda, cuenca alta caño Vanguadia, humedal Calatrava, Coroncoro El Charco, y el distrito de conservación de suelos Kirpas-Pinilla-La Cuerera

4.2 Criterios ecológicos basados en la oferta y demanda de agua y suelo fértil

Servicios ecosistémicos relacionados con el agua y el suelo

Garantizar acceso al agua, y proteger suelos saludables hacen parte de los objetivos de desarrollo sostenible plasmados en la agenda 2030 acordada por los 169 miembros de las Naciones Unidas (United Nations 2018). Garantizar acceso al agua en cantidad y calidad suficiente es esencial para la supervivencia de los habitantes de paisajes urbanos y para soportar sus actividades socioeconómicas. Asimismo, garantizar suelos saludables es necesario para mantener la seguridad alimentaria, evitar tragedias causadas por inundaciones, sequías y deslizamientos, y para mejorar sus condiciones de vida. No obstante, un incremento de la urbanización implica la extracción de agua, afectando el balance hídrico regional, degradando ecosistemas, y afectando el flujo servicios ecosistémicos (Assessment 2005). Adicionalmente, la construcción de infraestructura y edificaciones ha reclamado los suelos más fértiles de sus zonas de influencia, disminuyendo áreas para cultivo y afectando la disponibilidad de alimentos para bastecer las ciudades. Asimismo, suelos adyacentes a las ciudades han sido degradados y contaminados, causando indirectamente cambios en el uso del suelo en áreas alejadas mediante el incremento en la demanda de alimentos y energía (DeFries et al., 2010; Seto et al., 2012).

Servicios ecosistémicos relacionados con el agua

El agua además de ser un recurso vital provee varios servicios ecosistémicos. Estos servicios se pueden agrupar en servicios hidrológicos, acuáticos, y marinos (Brauman et al., 2007). Los servicios hidrológicos a su vez engloban todos los beneficios que las personas reciben de los efectos que los ecosistemas terrestres tienen sobre el agua dulce. Los servicios hidrológicos se derivan de la capacidad que los ecosistemas tienen para organizar funciones eco-hidrológicas como la transpiración, filtración, y la interceptación de la niebla, funciones que influyen en la disponibilidad de agua (Brauman 2015). Asimismo, los servicios hidrológicos abarcan servicios como la oferta de agua, la regulación de su calidad, de inundaciones, y servicios culturales relacionados (Brauman et al., 2007; Ruiz et al., 2021).

La oferta de agua dulce se puede entender como una modificación en la movilización y el flujo del agua en un ecosistema, donde el agua puede ser usada con propósitos *extractivos* para cubrir la demanda de uso doméstico, industrial y agrícola, o con propósitos *in situ* donde el agua es usada para la generación hidroeléctrica (Brauman et al., 2007). La oferta de agua dulce se puede evaluar teniendo en cuenta atributos como: cantidad, calidad, tiempo y ubicación, donde los usuarios del agua dulce esperan cierta cantidad de agua, de cierta calidad, en un tiempo y en un lugar específico. Estos atributos son directamente influenciados por los ecosistemas cuando el agua fluye a través del paisaje. Cabe anotar que la influencia que los ecosistemas ejercen en el agua está relacionada con procesos ecológicos que degradan o mejoran su oferta, por ejemplo, las raíces de los árboles en un

bosque pueden mejorar la infiltración de agua y reducir el volumen total de agua. De esta manera, todos los ecosistemas en un paisaje influyen sobre los atributos del agua cuando ella fluye a través de ellos. Aunque se tiende a considerar la vegetación como la principal fuerza influenciadora, otras fuerzas como la micro y megafauna también influyen la oferta de este servicio.

La evaluación de la oferta de agua puede ser usada como criterio ecológico desde un punto de vista de su cantidad, sin embargo, reconocemos que atributos como calidad, tiempo, y ubicación son atributos importantes para evaluar la oferta en mayor profundidad. La oferta de agua en términos de cantidad es el volumen de agua disponible, incluyendo la cantidad de agua almacenada y/o descargada en una cuenca ya sea agua subterránea o superficial (Figura 3b).

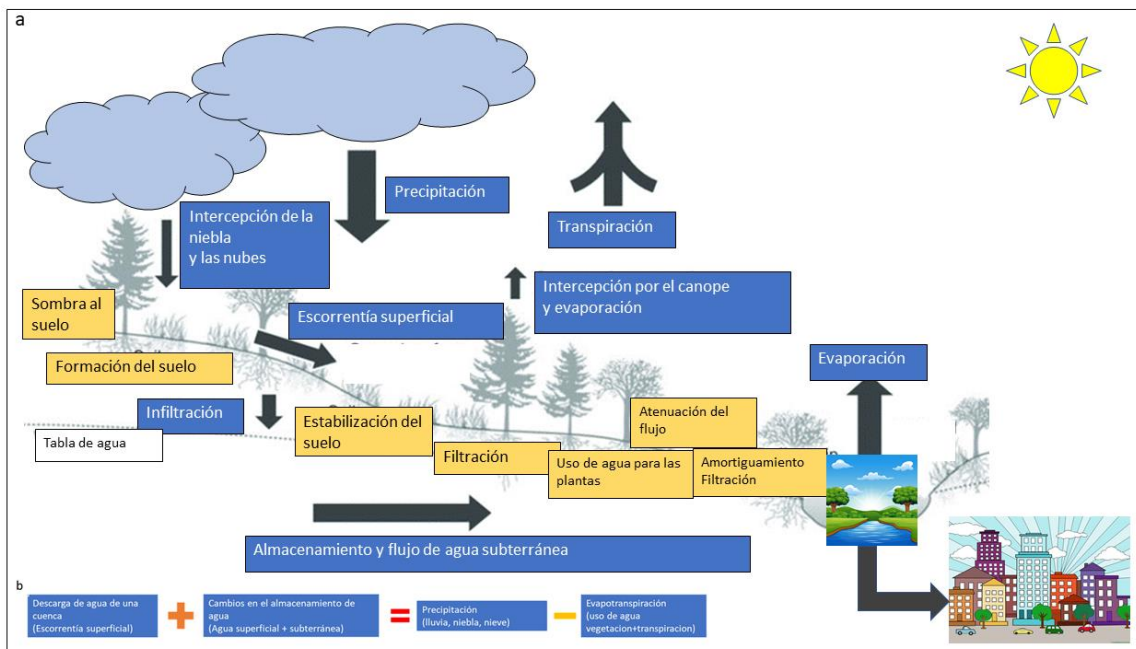


Figura 3. a) Interacciones en el ciclo del agua. En las cajas amarillas se muestran los procesos eco-hidrológicos mediante los cuales los ecosistemas tienen un efecto en el movimiento y flujo del agua. Las flechas indican flujos de agua. El ciclo del agua está determinado por la energía solar. En las cajas azules se muestran el vapor de agua que se evapora del océano y los cuerpos de agua superficiales formando nubes de las cuales cae lluvia, nieve y niebla al suelo y el océano. En el suelo el agua se infiltra hacia aguas subterráneas o fluye a través de la superficie. Las aguas superficiales y subterráneas fluyen hacia el océano. La evaporación del agua superficial y los océanos completan el ciclo. b) En un intervalo de tiempo, el agua que abandona una cuenca sumada a cambios en el agua superficial y subterránea equivalen al agua que entra a la cuenca en forma de precipitación menos el agua que retorna a la atmósfera mediante evapotranspiración. Basado en Brauman (2007).

Se asume que la masa de agua se conserva y por consiguiente un modelo de balance hídrico sirve para medir su oferta desde el punto de vista de cantidad, donde cada variable puede ser potencialmente medida (Figura 3a y 3b). La cantidad de agua ofertada por una cuenca es convencionalmente medida únicamente como el resultado del agua superficial, y reportada como el producto anual medio de la cuenca (Brauman et al., 2007). Los ecosistemas usan, transportan, y reaprovisionan agua, provocando profundos efectos en la cantidad de agua disponible para ser usada en una ciudad.

Oferta y demanda de agua con ilustración para Bogotá y Villavicencio

La oferta de agua como servicio ecosistémico se puede definir como la capacidad que tienen los ecosistemas para ofrecer agua, medida como el volumen de agua por cantidad de tiempo que escurre por la superficie y que no se infiltra ni se evapora, e incluye la cantidad de agua usada por los ecosistemas y por el ser humano para el desarrollo de sus actividades vitales y socio económicas (definida como oferta de agua total disponible en la Evaluación Nacional del Agua (IDEAM 2018)). Cabe resaltar que el flujo, el uso, y la demanda de agua son equivalentes, y como consecuencia la evaluación de la demanda refleja el flujo y uso de agua. La demanda de agua es la cantidad de agua extraída necesaria para satisfacer los requerimientos hídricos totales de los habitantes de Bogotá y Villavicencio incluidos los usos consuntivos, no consuntivos (retornados como vertimientos y descargas) y las pérdidas del sistema (asociadas a el uso ineficiente y la falta de mantenimiento de la infraestructura hídrica).

Para evaluar y mapear la oferta de agua se usan unidades espaciales como cuencas hidrográficas, y reservas naturales (Figura 4).

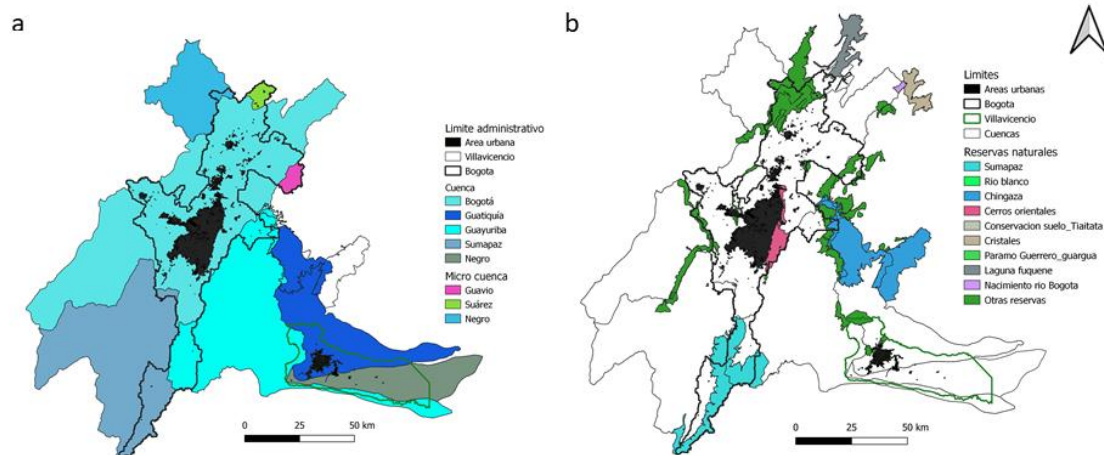


Figura 4. Mapas que muestran oferta de agua para Bogotá y Villavicencio teniendo en cuenta unidades espaciales como; a) cuencas hidrográficas, y b) reservas naturales para ambas ciudades

Una cuenca hidrográfica es una unidad de zonificación hidrográfica utilizada para la planificación territorial a nivel nacional y subnacional donde se utiliza información hidro ecológica como escorrentía, elevación, pendiente y cobertura del suelo para definir sus límites (IDEAM 2013). Las reservas naturales son unidades administrativas que tienen como objetivo la conservación de los recursos naturales, donde se utiliza información ecológica como la distribución de especies, la biodiversidad, las especies en peligro de extinción y los ecosistemas estratégicos para definir sus límites. Las reservas naturales protegen los arroyos de los ríos y los ecosistemas de alta montaña, como los páramos y los bosques nubosos, que apoyan la regulación del suministro de agua. Para cuantificar la oferta de agua promedio anual se utiliza información de escorrentía de agua promedio anual por cuenca, obtenida en la base de datos del Estudio Nacional del Agua (ENA) (IDEAM 2018) (Tabla 1).

Tabla 1. Oferta y demanda promedio anual (en Mm³) para cada cuenca y ciudad

Cuenca	Oferta/demanda por cuenca		Oferta/demanda urbana por ciudad			
	Oferta	Demanda	Oferta		Demanda	
	*Total	*Total	Bogotá	Villavicencio	Bogotá	Villavicencio
Bogotá	1458	1828	114**	-	107	-
Sumapaz	1610	172	9**	-	50	-
Guayuriba	4741	60	-	-	-	-
Guatiquía	4261	415	227**	70	144	66
Negro	1583	10	-	-	-	-

*Oferta total incluyendo uso doméstico e industrial, entre otros.

**La oferta de agua urbana no incluye la expansión del sistema de acueducto de Bogotá

Cabe destacar que la cuenca del río Guatiquía es compartida entre las ciudades de Bogotá y Villavicencio, adicionalmente, reservas naturales como Chingaza y Sumapaz también son compartidas. Recalcando, que más del 70% del agua suministrada a los habitantes urbanos de la ciudad de Bogotá es extraída de la cuenca del río Guatiquía, única fuente de abastecimiento para la ciudad de Villavicencio.

Para evaluar la demanda de agua se usan unidades espaciales como el municipio y las cuencas pequeñas (Figura 5).

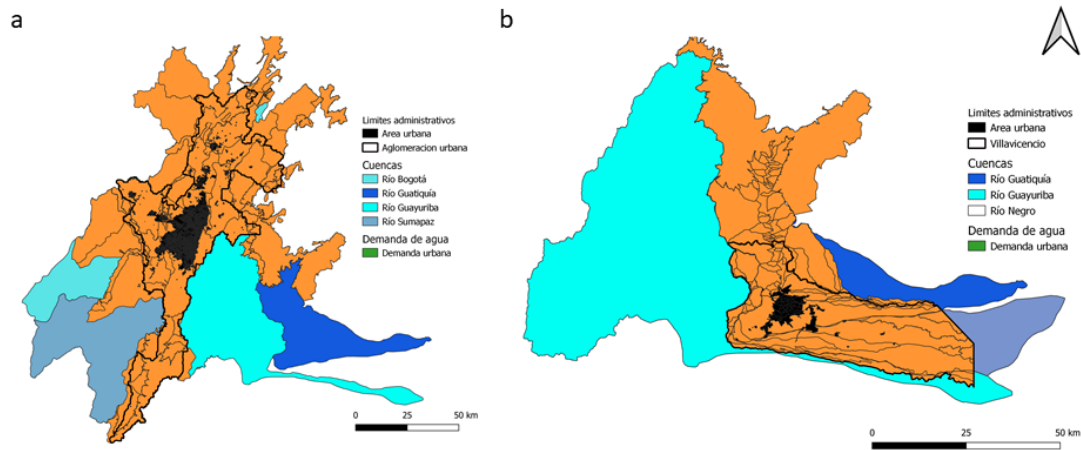


Figura 5. Mapas que muestran demanda de agua teniendo en cuenta unidades espaciales como municipios y cuencas pequeñas para a) Bogotá, y b) Villavicencio

El municipio es una unidad administrativa donde se confina la autoridad política y administrativa, y donde se utiliza información política, social, administrativa y económica para definir su área. Nótese que para Bogotá los límites administrativos de 23 municipios se pueden combinar para generar una aglomeración urbana basada en conmutaciones laborales (Taimur et al., 2012). Una pequeña cuenca es una unidad de zonificación hidrográfica utilizada para la planificación territorial a nivel municipal, y donde se produce la extracción de agua a través del desarrollo de sistemas hídricos. Para cuantificar la demanda de agua se multiplica su consumo medio anual por el número de habitantes en cada ciudad. Mientras que el consumo promedio anual de agua para 11 millones de habitantes en Bogotá fue de 75 litros per cápita en el año 2018, el consumo promedio anual de agua para 600 mil habitantes en Villavicencio fue de 110 litros per cápita (IDEAM 2014; IDEAM 2018) (Tabla 1).

El suelo

El suelo es un sistema regulatorio, dinámico, complejo, y tridimensional, que soporta la generación de servicios ecosistémicos incluyendo la provisión de alimento, fibras y medicinas, la regulación de ciclos biogeoquímicos como los del carbón, nitrógeno y fósforo, el control de inundaciones, sequías y pestes, entre otros (Barrios 2007; Dominati et al., 2010). La generación de estos servicios ecosistémicos está influenciada por la interacción de componentes minerales, orgánicos, líquidos y gaseosos, de propiedades físicas (*p.ej.*, porosidad y textura), químicas (*p.ej.*, pH) y biológicas (*p.ej.*, biomasa microbiana), y de procesos físicos (*p.ej.*, difusión), químicos (*p.ej.*, oxidación) y biológicos (*p.ej.*, desnitrificación) (Dominati et al., 2010). Teniendo en cuenta que las propiedades del suelo se relacionan con cada componente del suelo y con diferentes procesos, el uso de las

propiedades como cantidades medibles permiten la comparación y la evaluación de diferentes tipos de suelo. Por ejemplo la textura es un factor determinante de la estructura y del tamaño agregado, y es un indicador de propiedades como capacidad de retención de agua y tipos de drenaje (Dominati et al., 2010). De esta manera, las propiedades de los horizontes presentes en el suelo han servido como base para estandarizar las clasificaciones modernas de los tipos de suelo. Especialmente, soportando sistemas estándar internacionales de referencia de clasificación taxonómica de suelos como la Base de Referencia Mundial de Recursos de Suelo (WRB), avalado por la Unión Internacional de Ciencias del Suelo (IUSS)(FAO and ITPS 2015). Sin embargo, la clasificación de los suelos y sus propiedades asociadas no pueden ser usadas solamente para evaluar la generación de servicios ecosistémicos del suelo. El uso humano del suelo se debe agregar a las clasificaciones para realizar un análisis más completo, distinguiendo entre propiedades *inherentes* derivadas de las condiciones de formación del suelo (pendiente, profundidad, intercambio catiónico y tipos de arcillas), y propiedades *gestionadas* como aquellas propiedades que responden al manejo activo de los suelos (fosfato soluble, nitrógeno mineral, contenido de materia orgánica y microporosidad) (Dominati et al., 2010). Las propiedades del suelo pueden ser directamente relacionadas con servicios ecosistémicos, por ejemplo el contenido de materia orgánica se puede relacionar con la producción de alimentos, energía y fibras, la retención de agua, la regulación del clima, y cultural o de recreación por el sentido estético del paisaje (Dominati et al., 2010; Adhikari & Hartemink 2016).

Nótese que un suelo saludable en el cual sus propiedades no han sido degradadas ni erosionadas es fundamental para soportar el crecimiento de cultivos como la papa y el arroz, cultivos que a su vez garantizan la seguridad alimentaria de una creciente población urbana. La disponibilidad de alimentos como la papa y el arroz es esencial para garantizar la seguridad alimentaria de las ciudades, teniendo en cuenta que estos alimentos son catalogados como prioritarios en la Plan Nacional para la Seguridad Alimentaria y la Nutrición (PNSAN). Además, estos dos alimentos son de importancia mundial teniendo en cuenta que el 75% de la población global se alimenta de nueve alimentos (papa, yuca, frijol, caña de azúcar, avena, soya, sorgo, plátano y coco), y tres alimentos (trigo, arroz y maíz) alimentan a la mitad de la población. En este documento nos enfocamos en el análisis del servicio ecosistémico: suelo fértil para cultivar papa en Bogotá, y arroz en Villavicencio.

Oferta y demanda de suelo fértil con ilustración para producir papa en Bogotá y arroz en Villavicencio

La oferta de suelo fértil es la capacidad que tiene el suelo para soportar la generación de biomasa, mediante la provisión de estructura, agua, y nutrientes en cantidades suficientes que permitan el crecimiento de plantas para la producción de alimentos. Para evaluar la

oferta de suelo fértil para cultivar papas se utilizaron condiciones edafoclimáticas como tipo de suelo, temperatura atmosférica y pendiente provenientes de la base de datos del Instituto Geográfico Agustín Codazzi (IGAC). Se seleccionaron áreas donde el componente principal del tipo de suelo incluía distritos andosoles, la temperatura promedio anual estuviera por debajo de 18°C, y donde la pendiente fuera menor al 9% (Figura 6a).

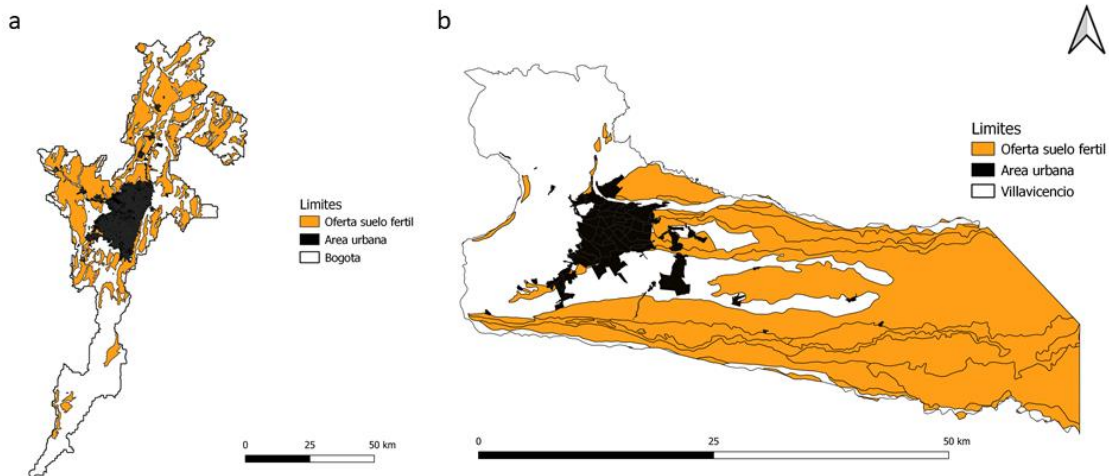


Figura 6. Mapas que muestran oferta de suelo fértil en; a) Bogotá, y b) Villavicencio

Asimismo, para evaluar suelo fértil para cultivar arroz se seleccionaron áreas donde los principales componentes del tipo de suelo incluyeran distritos ácusoles, distritos fluvénicos o fluvacuentes trópicos, con pendientes menores al 5%, y donde la temperatura promedio anual fuera superior a 24°C (Figura 6b).

Para evaluar la demanda de suelo fértil, se generaron mapas clasificados de cobertura terrestre con 4 clases (urbana, pastizales, papas y otros cultivos) para Bogotá, y un mapa con 4 clases (urbana, pastizales, arroz y otros cultivos) para Villavicencio. Esta información se obtuvo de un mapa clasificado de cobertura terrestre del IGAC para el año 2010, se usó earth engine para ejecutar un script que descargó imágenes de detección remota Landsat 8 y Sentinel 1, se realizaron correcciones atmosféricas, radiométricas, de ruido, sombras y nubes, se calculó un índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), se combinaron los datos ópticos y de radar, se entrenó un clasificador forestal aleatorio basado en un mapa IGAC de cobertura terrestre, y se generaron mapas de demanda de suelo fértil con 4 clases (Figura 7).

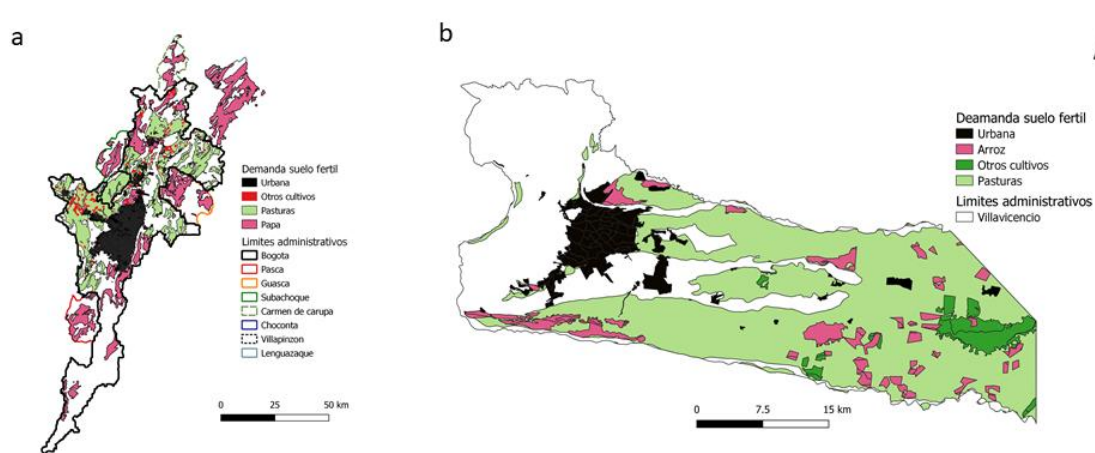


Figura 7. Mapas que muestran la demanda de suelo para crecer a) papa, y b) arroz. Nótese que la demanda de suelo fértil para el cultivo de papa es fuerte en municipios como Pasca, Subachoque y Lenguaque no incluidos en la aglomeración urbana de Bogotá. La demanda de suelos fértiles para cultivar arroz compite con otros cultivos como la palma aceitera y los pastizales para el ganado.

Cabe destacar la potencial escasez en el suministro de papas para Bogotá, teniendo en cuenta que el consumo promedio de papa en Bogotá alcanza los 57 kg por habitante, requiriendo 627 mil toneladas de papa para cubrir la demanda urbana. En conjunto, 23 municipios dentro de la aglomeración urbana de Bogotá cubren el 77% de la demanda urbana de papa, donde cuatro municipios proporcionan el 78% de la producción total de papa. Cinco municipios más allá de los límites de Bogotá (Subachoque, Chocontá, Pasca, Tenjo y Villapinzón) pueden proporcionar las 300.000 toneladas adicionales de papa necesarias para cubrir la demanda urbana de Bogotá. Por otro lado, existe un excedente en la provisión de arroz para Villavicencio, teniendo en cuenta que el consumo promedio de arroz en Villavicencio alcanza los 42 kg por habitante, requiriendo 21.000 toneladas de arroz para cubrir sus necesidades urbanas. Dentro de los límites administrativos de Villavicencio 6.600 hectáreas de arroz producen cada año 30.000 toneladas de arroz, suficientes para cubrir la demanda urbana de Villavicencio y para generar un excedente de 9.000 toneladas que se transportan para cubrir la demanda de arroz en grandes ciudades como Bogotá.

Análisis de servicios ecosistémicos en términos de la oferta y demanda de agua y suelo fértil

El análisis espacial de la oferta y la demanda de servicios ecosistémicos en áreas urbanas es aún poco frecuente, a pesar del potencial del análisis de la oferta y demanda de servicios ecosistémicos como criterio ecológico para monitorear el uso sostenible de ecosistemas y servicios. La influencia humana es evidente en áreas urbanas densamente pobladas donde la integridad ecológica regional está muy influenciada por las actividades humanas que determinan el nivel de oferta y demanda de servicios ecosistémicos como el agua y el suelo fértil. Cuando se analiza la oferta y la demanda de agua y suelo fértil para Bogotá (11

millones de habitantes) y Villavicencio (medio millón de habitantes) se refleja un crecimiento en la demanda urbana de agua, Este incremento presiona los sistemas de suministro de agua urbanos para que aumenten la extracción de agua, reduciendo la oferta de agua a nivel de cuenca. La extracción de agua para apoyar las actividades humanas puede ser altamente insostenible considerando que la demanda de agua en la cuenca del río Bogotá supera su oferta, obligando a incrementar la extracción de agua de las cuencas de los ríos Guatiquía y Sumapaz para satisfacer las necesidades de 11 millones de habitantes de Bogotá. El suelo fértil en cambio puede considerarse como una valiosa reserva del capital natural de las áreas urbanas. Una creciente demanda urbana de suelo fértil para aumentar la expansión urbana puede ser altamente insostenible en Bogotá ya que ocupa áreas con un alto stock de suelo fértil que se sella y se agota.

Dos entidades jurisdiccionales se relacionan con la oferta de agua: (i) reservas naturales y (ii) cuencas hidrográficas. Estas dos entidades jurisdiccionales difieren en su alcance y escala. Mientras que las reservas naturales son entidades administrativas (por ejemplo, parques nacionales) que buscan la conservación de los recursos naturales a nivel local, las cuencas hidrográficas son áreas de zonificación hidrográfica utilizadas para la planificación territorial a nivel nacional y subnacional. Hay que tener en cuenta que otras entidades jurisdiccionales como las provincias (departamentos en Colombia) y las corporaciones autónomas regionales (autoridad gubernamental para la gestión de recursos naturales) también están relacionadas con la oferta de agua. El municipio es una entidad jurisdiccional relacionada con la demanda de agua. Su alcance es confinar la autoridad política y administrativa a nivel local, brindando acceso al agua a los ciudadanos urbanos y regulando los sistemas urbanos que purifican y transportan el agua desde la cuenca a las áreas residenciales.

Cabe destacar que la oferta de suelo fértil para cultivar papas en Bogotá y arroz en Villavicencio ocurren en la misma escala que su demanda local, sin embargo, para cubrir la demanda urbana de papas y arroz en Bogotá se necesita una escala subnacional. Esto, teniendo en cuenta que el suelo fértil y la provisión de alimentos están vinculados; el suelo fértil es una reserva valiosa del capital natural de cada municipio, sin embargo, una combinación de suelo fértil y actividades humanas como la siembra, el control de plagas y la cosecha es necesaria para el suministro de alimentos. La demanda de alimentos está influenciada por la oferta y la demanda de suelos fértiles, ya que un aumento en la demanda de papa aumenta la demanda de suelos fértiles y disminuye su oferta. La demanda de alimentos en áreas densamente pobladas como Bogotá supera la oferta local de alimentos, aumentando la demanda de suelos fértiles a nivel regional más allá de sus límites administrativos. La urbanización y la agricultura compiten por el stock de suelo fértil, lo que

umenta el precio del suelo fértil a nivel local, y como resultado tanto la oferta de suelo fértil para cultivar como el suministro local de alimentos disminuyen.

La cooperación interjurisdiccional es esencial para manejar los desajustes de la oferta y la demanda de servicios ecosistemas urbanos, además de ser una posible solución para resolver los conflictos relacionados con el acceso, la disponibilidad y la jurisdicción de los servicios de los ecosistemas (Gómez-Baggethun & Barton 2013). Esto es particularmente importante para los servicios de los ecosistemas de agua y suelos fértiles, ya que la falta de claridad sobre su acceso, disponibilidad y jurisdicción genera escasez de agua e inseguridad alimentaria en ciudades densamente pobladas. La incorporación del análisis de la oferta y demanda de servicios ecosistémicos en la planificación urbana es imprescindible para transitar hacia ciudades más sostenibles y resilientes (Hou et al., 2015).

4.2 Servicios ecosistémicos, bienestar humano y sostenibilidad

Transitar hacia la sostenibilidad implica mantener y mejorar condiciones de bienestar humano (Wu 2013). El bienestar humano en las ciudades depende en gran medida del funcionamiento integro de ecosistemas urbanos alejados que proveen un flujo constante de servicios ecosistémicos (Assessment 2005). Se han propuesto indicadores de bienestar humano como el Producto Interno Bruto (PIB) per cápita, que utiliza el ingreso como métrica para medir la utilidad. En la Figura 8 podemos observar diferencias en el nivel de ingresos y de la concentración de la riqueza entre las ciudades de Bogotá y Villavicencio destacándose que el nivel de ingresos y la concentración de la riqueza son más altos en la ciudad de Bogotá. Se puede subrayar que el nivel de ingresos ha venido incrementándose en los últimos años, no obstante, los niveles de concentración de la riqueza han disminuido en Bogotá y aumentado en Villavicencio.

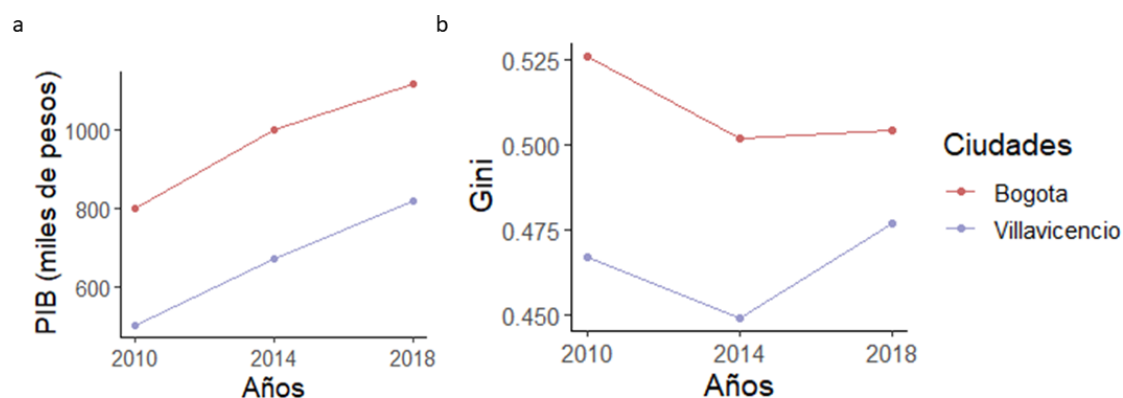


Figura 8. Indicadores económicos utilizados para medir bienestar humano en Villavicencio y Bogotá, mostrando en a) el Producto Interno Bruto per cápita y en b) Gini como indicador de la concentración de la riqueza

El PIB per cápita *-que mide ingresos-* se puede complementar con indicadores monetarios que reflejan gastos (incluyendo compras, autoconsumo y auto suministro, pagos en especies, transferencias monetarias a otros hogares, entre otros) como la pobreza monetaria y la pobreza extrema, medidas adecuadas para evaluar bienestar humano. La pobreza monetaria refleja un nivel de ingresos (monetarios y en especie) por hogar, insuficientes para adquirir una canasta básica de alimentos y artículos no consumibles como vivienda, salud, educación, y transporte (DANE 2018a). La pobreza extrema refleja un nivel de ingresos (monetarios y en especie) por hogar, insuficientes para adquirir una canasta básica de alimentos (DANE 2018a). En la figura 9 se puede observar que la pobreza monetaria ha venido disminuyendo en ambas ciudades (aunque con un repunte en el último año).

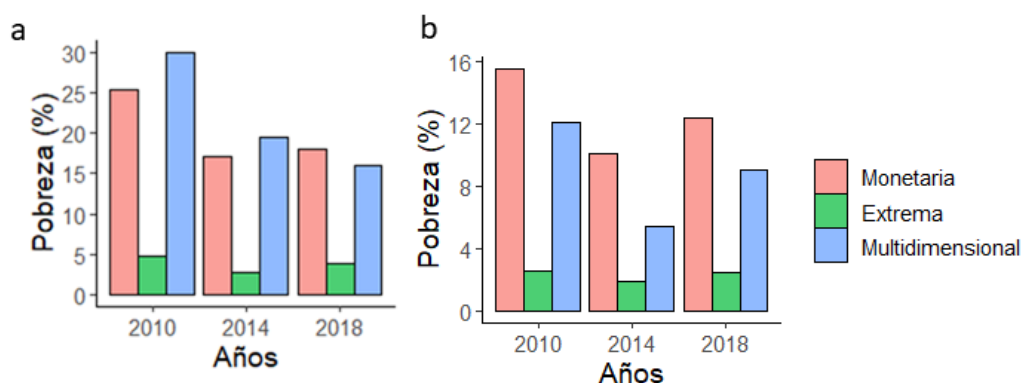


Figura 9. Cambios en los niveles de pobreza monetaria, extrema y multidimensional en a) Bogotá y b) Villavicencio.

Es de notar que, aunque los niveles de pobreza son comparativamente mal altos en Bogotá, la pobreza monetaria ha disminuido a la mitad en un periodo de 8 años. Si bien los niveles de pobreza extrema han disminuido en ambas ciudades, esta disminución no ha ocurrido comparativamente con la misma magnitud cuando se analizan los niveles de reducción de la pobreza extrema. Este hecho es fundamental, porque la pobreza extrema tiene un mayor peso en la reducción de bienestar humano.

Existen otros indicadores sociales como la esperanza de vida, la mortalidad infantil, el acceso a servicios de salud, al agua o a sanidad, escolaridad, entre otros, provenientes de áreas como la salud, educación, y el medio ambiente, que reflejan el progreso de los países hacia objetivos de bienestar de manera directa o como indicadores intermediarios. Estos indicadores se pueden aglomerar en indicadores de pobreza multidimensional (DANE 2018b) (Figura 9 y tabla 2).

Tabla 2. Índice de pobreza multidimensional (en % de hogares por cada ciudad) para el año 2018

Dimensión	Variable	Bogotá	Villavicencio
Condiciones educativas	Analfabetismo	3	5
	Bajo logro educativo	26	39
Condiciones de la niñez y la juventud	Rezago escolar	12	13
	Inasistencia escolar	2	3
	Barreras a servicios para cuidado de la primera infancia	2	2
	Trabajo infantil	1	1
Condiciones de salud	Barreras de acceso a servicios de salud	4	4
	Sin aseguramiento en salud	19	18
Acceso a servicios públicos domiciliarios y condiciones de vivienda	Sin acceso a fuente de agua mejorada	1	7
	Inadecuada eliminación de excretas	1	5
	Hacinamiento crítico	6	6
	Material inadecuado de paredes exteriores	0	2
Condiciones de trabajo	Material inadecuado de pisos	0	1
	Tasa de dependencia	19	32
	Trabajo informal	69	82

Basado en indicadores de pobreza multidimensional para el año 2018 (DANE 2018b)

Como se observa en la figura 9, la pobreza multidimensional ha venido reduciéndose en ambas ciudades, siendo el nivel de pobreza multidimensional comparativamente menor en Villavicencio. Sin embargo, cabe enfatizar que mientras el nivel de pobreza multidimensional se ha reducido a la mitad en Bogotá, esta reducción solamente ha alcanzado una tercera parte en Villavicencio durante los últimos 8 años. Comparativamente la ciudad de Villavicencio tiene un mayor rezago educativo, bajos logros escolares, analfabetismo, inasistencia escolar, acceso a agua potable y eliminación de excretas, mayor tasa de dependencia laboral y trabajo informal (Tabla 2).

Servicios ecosistémicos, bienestar y sostenibilidad

Los servicios ecosistémicos son los beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas, incluyendo agua para beber, alimentos para comer, y fibras para vestir. Asimismo, los servicios son contribuciones de los ecosistemas al bienestar humano, donde muchos servicios ecosistémicos generan beneficios que son recibidos directamente por las personas como el oxígeno que respiramos y el clima que disfrutamos. Sin embargo, algunos servicios

ecosistémicos como los alimentos que consumimos generan beneficios de forma cooperativa donde se necesita el aporte combinado de capital humano, manufacturado, y natural (Ekins 2003; Barbier 2019). Cabe anotar que la oferta de un servicio ecosistémico ocurre independientemente de la existencia de un beneficiario, por otro lado, la materialización de un servicio ecosistémico ocurre cuando hay una persona que demanda un servicio, y cuando una persona que demanda el servicio se beneficia de este (Figura 10).

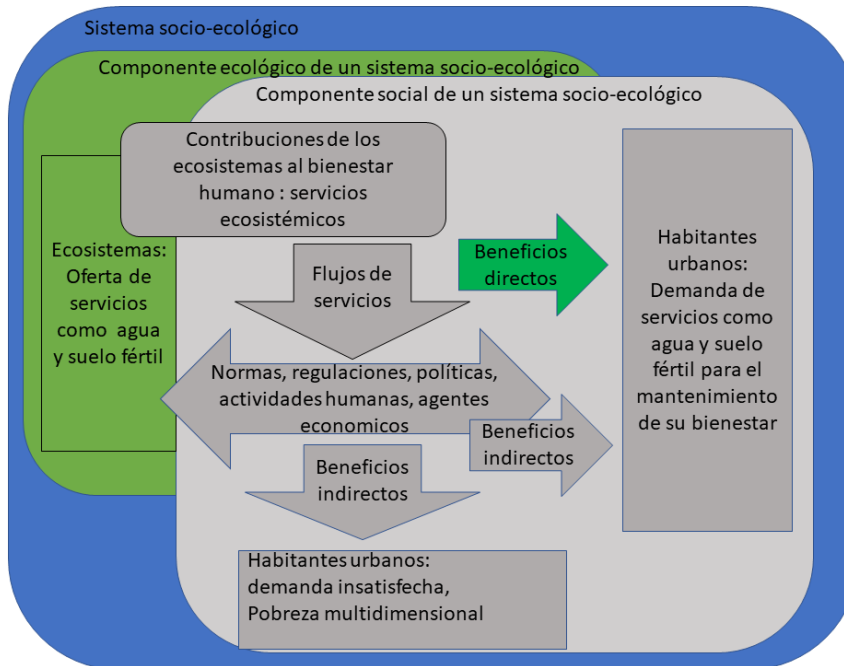


Figura 10. Oferta y demanda de servicios ecosistémicos en un sistema socio-ecológico. Nótese que la oferta hace parte del componente ecológico y la demanda del componente social del sistema. Algunos servicios ecosistémicos no necesitan de un agente económico para generar beneficios (por ejemplo el oxígeno que respiramos o la polinización), otros servicios ecosistémicos necesitan la intervención de agentes económicos para generar beneficios. Las normas, regulaciones, políticas, la economía y la sociedad son componentes sociales del sistema que determinan los niveles de acceso a los servicios ecosistémicos. El nivel de bienestar humano o de pobreza multidimensional dependen del acceso a servicios ecosistémicos

Si vemos nuestra relación con nuestro medio ambiente como un sistema socio-ecológico con propiedades como la capacidad de organizarse jerárquicamente, la oferta de servicios ecosistémicos forma parte del componente ecológico, mientras que la demanda hace parte del componente social del sistema. Por otro lado, el comportamiento humano, entendido como un conjunto de conductas sociales y culturales, regido por normas y reglas que determinan todas las actividades humanas (la construcción de un sistema de acueducto depende de normas de construcción, del aprendizaje obtenido a través de la educación, de normas gubernamentales, entre otras) influyen en la oferta, la demanda, y el uso de servicios ecosistémicos (Figura 10). El comportamiento humano (normas y regulaciones) determina el nivel de demanda de servicios ecosistémicos, afectando la oferta, y regulando

su distribución, influyendo de manera directa en la generación de beneficios, lo cual redundaría en el nivel de bienestar humano y/o de pobreza multidimensional (Figura 10). A manera de ejemplo, los ecosistemas conectados a una gran ciudad proveen una abundante oferta de agua que es demandada por los habitantes de esa ciudad para suplir sus necesidades vitales, económicas y no económicas. Sin embargo, el conjunto de normas, regulaciones, políticas y decisiones determinan la magnitud y dirección de las construcciones humanas que a su vez definen el grado de acceso al agua. Como resultado unos barrios conectados al sistema de acueducto dentro de la ciudad satisfacen sus necesidades aumentando su nivel de bienestar, y, otros barrios por el contrario carecen de sistema de acueducto disminuyendo sus niveles de bienestar y aumentando sus niveles de pobreza multidimensional. Aunque es claro el papel que cumple la interacción entre los patrones del paisaje, los servicios ecosistémicos y el bienestar humano como determinantes de la sostenibilidad en un paisaje urbano, es imperativo ahondar en el papel fundamental que cumple el comportamiento humano regido por un conjunto de normas, regulaciones, y políticas plasmadas en mecanismos de toma de decisiones y que en un alto grado definen la sostenibilidad del paisaje, lo que define el quién, cómo, dónde y por qué determinado grupo de personas obtiene beneficios de los ecosistemas a través de los servicios ecosistémicos.

5. Conclusiones

Los servicios ecosistémicos soportan la sostenibilidad de los sistemas de ciudades. El análisis de su oferta y demanda sirve como criterio ecológico para monitorear un uso insostenible de ecosistemas y servicios ecosistémicos, resaltando la importancia de ecosistemas estratégicos como los páramos conservados en reservas naturales que soportan la sostenibilidad en un sistema de ciudades. Cabe destacar que los sistemas de ciudades se pueden considerar sistemas socio-ecológicos abiertos donde el ser humano este acoplado a la naturaleza. Esta visión de sistema permite ver flujos entre sus componentes que se retroalimentan entre sí, resaltando que el componente social del sistema está dominado por acciones, normas, regulaciones, y políticas humanas que influyen en el componente ecológico, el cual a su vez cambia y condiciona la disponibilidad de recursos necesarios para soportar actividades humanas, requiriendo su adaptación normativa y adecuación al cambio. La demanda de un servicio ecosistémico cumple un papel central para la sostenibilidad de sistemas socio-ecológicos urbanos. Es de notar que un uso insostenible de un ecosistema embebido en un sistema socio-ecológico implica que la demanda urbana de un servicio ecosistémico supere su oferta. De esta manera, acciones humanas en el componente social (un cambio normativo, por ejemplo) que conllevan a un aumento de la demanda de servicios ecosistémicos ejercen una gran influencia en el componente ecológico mediante la generación de cambios irreversibles en los ecosistemas. No obstante, un aumento en la demanda de servicios ecosistémicos no necesariamente se refleja en un

aumento de los niveles de bienestar humano en las ciudades, si su uso no está atado a una “repartición” equitativa de beneficios.

La consolidación de un sistema de ciudades a largo plazo está regulada mediante políticas públicas que potencian y orientan la acción de las entidades nacionales en el territorio, y que articula las políticas de las entidades territoriales. Estas acciones se ven reflejadas en la expedición de normas y en la implementación de proyectos de desarrollo con el fin de mejorar la conectividad e impulsar la complementariedad y la especialización de las economías urbanas. Sin embargo, la consolidación de un sistema de ciudades no puede ser sostenible sin la incorporación de información ambiental que oriente las acciones de las entidades nacionales en el territorio, ni sin su articulación con las políticas de las entidades territoriales. El análisis espacialmente explícito de la oferta y demanda de servicios ecosistémicos provee información clave para el monitoreo de la integralidad de ecosistemas estratégicos, en relación con la demanda de servicios ecosistémicos. Esta información puede guiar el accionar de las entidades territoriales en las ciudades y la generación de política pública que guie los sistemas de ciudades hacia un horizonte más sostenible. Se destaca entonces la profunda dependencia urbana de los ecosistemas que soportan tanto el crecimiento económico como el bienestar de los habitantes urbanos mediante la provisión constante de agua, alimentos, fibras, aire limpio, y que además soportan el control de pestes, inundaciones, deslizamientos, incendios, entre otros.

6. Bibliografía

- Adhikari K, Hartemink AE. 2016. Linking soils to ecosystem services — A global review. *Geoderma* [Internet]. 262:101–111. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0016706115300380>
- Assessment ME (MA). 2005. *Ecosystems and Human Well Beign*. Millenium Ecosystem Assessment. Washington D.C: Island Press.
- Atkinson S. 2013. Beyond Components of Wellbeing: The Effects of Relational and Situated Assemblage. *Topoi* [Internet]. 32(2):137–144. <https://doi.org/10.1007/s11245-013-9164-0>
- Bandarage A. 2013. *Sustainability and Well-Being. The Middle Path to Environment, Society, and the Economy*, . : Houndmills, UK.: Palgrave Macmillan UK.
- Barbier EB. 2019. The concept of natural capital. *Oxford Rev Econ Policy* [Internet]. 35(1):14–36. <https://doi.org/10.1093/oxrep/gry028>
- Barrios E. 2007. Soil biota, ecosystem services and land productivity. *Ecol Econ* [Internet]. 64(2):269–285. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800907001693>
- Berkes F, Folke C. 1998. *Linking social and ecological systems: management practices and social mechanisms building resilience*. Cambridge: Cambridge University Press.

- Brauman KA. 2015. Hydrologic ecosystem services: linking ecohydrologic processes to human well-being in water research and watershed management. *WIREs Water* [Internet]. 2(4):345–358. <https://doi.org/10.1002/wat2.1081>
- Brauman KA, Daily GC, Duarte TK, Mooney HA. 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu Rev Environ Resour* [Internet]. 32(1):67–98. <https://doi.org/10.1146/annurev.energy.32.031306.102758>
- Brundtland GH. 1987. Report of the World Commission on Environment and Development: Our Common Future (The Brundtland Report). *Medicine, Conflict and Survival* [Internet]. [place unknown]. <https://doi.org/10.1080/07488008808408783>
- Bürgi M, Hersperger AM, Schneeberger N. 2005. Driving forces of landscape change - current and new directions. *Landsc Ecol* [Internet]. 19(8):857–868. <https://doi.org/10.1007/s10980-005-0245-3>
- Burkhard B, Kroll F, Nedkov S, Müller F. 2012. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. *Ecol Indic* [Internet]. [accessed 2019 Sep 21] 21:17–29. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X11001907>
- Chapin FS, Lovcraft AL, Zavaleta ES, Nelson J, Robards MD, Kofinas GP, Trainor SF, Peterson GD, Huntington HP, Naylor RL. 2006. Policy strategies to address sustainability of Alaskan boreal forests in response to a directionally changing climate. *Proc Natl Acad Sci* [Internet]. 103(45):16637 LP – 16643. <http://www.pnas.org/content/103/45/16637.abstract>
- Chapin III FS, Chapin MC, Matson PA, Vitousek P. 2011. *Principles of terrestrial ecosystem ecology*. New York: Springer.
- Cortés LA. 2017. Aproximación al paisaje de los humedales urbanos de Bogotá dentro de la estructura ecológica principal de la ciudad. *Cuad Geogr Rev Colomb Geogr*. 27(1):118–130.
- Costanza R, Graumlich L, Steffen W, Crumley C, Dearing J, Hibbard K, Leemans R, Redman C, Schimel D. 2007. Sustainability or Collapse: What Can We Learn from Integrating the History of Humans and the Rest of Nature? *AMBIO A J Hum Environ* [Internet]. 36(7):522–527. [https://doi.org/10.1579/0044-7447\(2007\)36\[522:SOCWCW\]2.0.CO](https://doi.org/10.1579/0044-7447(2007)36[522:SOCWCW]2.0.CO)
- DANE. 2018a. Boletín técnico pobreza monetaria en Colombia [Internet]. Bogotá, Colombia. (monetarios y en especie)
- DANE. 2018b. Boletín técnico. Pobreza multidimensional en Colombia [Internet]. Bogotá. <https://www.dane.gov.co/index.php/estadisticas-por-tema/pobreza-y-condiciones-de-vida/pobreza-y-desigualdad/pobreza-monetaria-y-multidimensional-en-colombia-2018>
- DeFries RS, Rudel T, Uriarte M, Hansen M. 2010. Deforestation driven by urban population growth and agricultural trade in the twenty-first century. *Nat Geosci* [Internet]. 3:178. <https://doi.org/10.1038/ngeo756>
- DNP, UN-Habitat BM. 2014. *Misión sistema de ciudades: una política nacional para el sistema de ciudades Colombiano con visión a largo plazo*. Bogotá. D.C.
- DNP. 2014. CONPES 3819: POLÍTICA NACIONAL PARA CONSOLIDAR EL SISTEMA DE

- CIUDADES EN COLOMBIA. Colombia.
- Dominati E, Patterson M, Mackay A. 2010. A framework for classifying and quantifying the natural capital and ecosystem services of soils. *Ecol Econ* [Internet]. 69(9):1858–1868. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800910001928>
- Egoh B, Reyers B, Rouget M, Richardson DM, Le Maitre DC, van Jaarsveld AS. 2008. Mapping ecosystem services for planning and management. *Agric Ecosyst Environ* [Internet]. 127(1):135–140. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880908001217>
- Ekins P. 2003. Identifying critical natural capital: Conclusions about critical natural capital. *Ecol Econ* [Internet]. 44(2):277–292. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921800902002781>
- FAO and ITPS. 2015. Status of the World’s Soil Resources (SWSR) – Main Report. Rome, Italy: Food and Agriculture Organization of the United Nations and Intergovernmental Technical Panel on Soils.
- Fischer J, Gardner TA, Bennett EM, Balvanera P, Biggs R, Carpenter S, Daw T, Folke C, Hill R, Hughes TP, et al., 2015. Advancing sustainability through mainstreaming a social–ecological systems perspective. *Curr Opin Environ Sustain* [Internet]. 14:144–149. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343515000548>
- Fisher B, Turner K, Zylstra M, Brouwer R, de Groot R, Farber S, Ferraro P, Green R, Hadley D, Harlow J, et al., 2008. ECOSYSTEM SERVICES AND ECONOMIC THEORY: INTEGRATION FOR POLICY-RELEVANT RESEARCH. *Ecol Appl* [Internet]. 18(8):2050–2067. <https://doi.org/10.1890/07-1537.1>
- Fitzhugh TW, Richter BD. 2004. Quenching Urban Thirst: Growing Cities and Their Impacts on Freshwater Ecosystems. *Bioscience* [Internet]. 54(8):741–754. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0741:QUTGCA\]2.0.CO](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0741:QUTGCA]2.0.CO)
- Folke C, Jansson Asa, Jonas L, Rob C. 1997. Ecosystem appropriation by cities. *Ambio*. 26(3):167–172.
- Gollin D, Jedwab R, Vollrath D. 2016. Urbanization with and without industrialization. *J Econ Growth* [Internet]. 21(1):35–70. <https://doi.org/10.1007/s10887-015-9121-4>
- Gómez-Baggethun E, Barton DN. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol Econ* [Internet]. 86:235–245. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S092180091200362X>
- Gómez-Baggethun E, Gren Å, Barton DN, Langemeyer J, McPhearson T, O’Farrell P, Andersson E, Hamstead Z, Kremer P. 2013. Urban Ecosystem Services. In: Elmqvist T, Fragkias M, Goodness J, Güneralp B, Marcotullio PJ, McDonald RI, Parnell S, Schewenius M, Sendstad M, Seto KC, Wilkinson C, editors. *Urban Biodivers Ecosyst Serv Challenges Oppor A Glob Assess* [Internet]. Dordrecht: Springer Netherlands; p. 175–251. https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1_11
- Grimm NB, Faeth SH, Golubiewski NE, Redman CL, Wu J, Bai X, Briggs JM. 2008. Global Change and the Ecology of Cities. *Science* (80-) [Internet]. 319(5864):756 LP – 760. <http://science.sciencemag.org/content/319/5864/756.abstract>

- Grimm NB, Redman CL, Boone CG, Childers DL, Harlan SL, Turner BL. 2013. Viewing the Urban Socio-ecological System Through a Sustainability Lens: Lessons and Prospects from the Central Arizona–Phoenix LTER Programme. In: Singh S., Haberl H., Chertow M., Mirtl M. SM, editor. Long Term Socio-Ecological Res Human-Environment Interact Vol 2. [place unknown]: Springer, Dordrecht.
- De Groot R, Fisher B, Christie M, Aronson J, Braat L, Gowdy J, Haines-Young R, Maltby E, Neuville A, Polasky S, et al., 2012. Integrating the ecological and economic dimensions in biodiversity and ecosystem service valuation. In: Econ Ecosyst Biodivers Ecol Econ Found. [place unknown]: Earthscan, Routledge; p. 9–40.
- de Groot RS, Alkemade R, Braat L, Hein L, Willemen L. 2010. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. *Ecol Complex* [Internet]. 7(3):260–272. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X09000968>
- Haines-Young R, Potschin-Young MB. 2018. Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief. *One Ecosyst* [Internet]. 3:e27108. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>
- Hanspach J, Loos J, Dorresteijn I, Abson DJ, Fischer J. 2016. Characterizing social–ecological units to inform biodiversity conservation in cultural landscapes. *Divers Distrib* [Internet]. 22(8):853–864. <https://doi.org/10.1111/ddi.12449>
- Hao R, Yu D, Liu Yupeng, Liu Yang, Qiao J, Wang X, Du J. 2017. Impacts of changes in climate and landscape pattern on ecosystem services. *Sci Total Environ* [Internet]. 579:718–728. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716324676>
- Helne T, Hirvilammi T. 2015. Wellbeing and Sustainability: A Relational Approach. *Sustain Dev* [Internet]. 23(3):167–175. <https://doi.org/10.1002/sd.1581>
- Hersperger A. BM. 2007. Driving Forces of Landscape Change in The Urbanizing Limmat Valley, Switzerland. In: Koomen E., Stillwell J., Bakema A. SHJ, editor. Model Land-Use Chang. The GeoJou. Dordrecht: Springer.
- Hou Y, Müller F, Li B, Kroll F. 2015. Urban-rural gradients of ecosystem services and the linkages with socioeconomics. *Landsc Online* [Internet]. 39(0 SE-Research Article):1–31. <https://www.landscape-online.org/index.php/lo/article/view/LO.201539>
- Huppert FA. 2017. Challenges in Defining and Measuring Well-Being and Their Implications for Policy. In: White M., Slemph G. MA, editor. *Futur Dir Well-Being*. Chamerra: Springer.
- IDEAM. 2013. Zonificación y codificación de unidades hidrográficas e hidrogeológicas de Colombia. Bogotá, D. C: Comité de Comunicaciones y Publicaciones del IDEAM.
- IDEAM. 2014. Estudio Nacional del Agua 2014. Bogota: Ideam.
- IDEAM. 2018. Estudio Nacional del Agua 2018. Bogota: Ideam.
- Klijin F, de Haes HAU. 1994. A hierarchical approach to ecosystems and its implications for ecological land classification. *Landsc Ecol* [Internet]. 9(2):89–104. <https://doi.org/10.1007/BF00124376>
- Kloosterman RC, Musterd S. 2001. The Polycentric Urban Region: Towards a Research

- Agenda. Urban Stud [Internet]. 38(4):623–633. <https://doi.org/10.1080/00420980120035259>
- Lambin EF, Turner BL, Geist HJ, Agbola SB, Angelsen A, Bruce JW, Coomes OT, Dirzo R, Fischer G, Folke C, et al., 2001. The causes of land-use and land-cover change: Moving beyond the myths. *Glob Environ Chang* [Internet]. [accessed 2019 Jun 5] 11(4):261–269. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0959378001000073>
- Liu J, Dietz T, Carpenter SR, Alberti M, Folke C, Moran E, Pell AN, Deadman P, Kratz T, Lubchenco J, et al., 2007. Complexity of Coupled Human and Natural Systems. *Science* (80-) [Internet]. 317(5844):1513 LP – 1516. <http://science.sciencemag.org/content/317/5844/1513.abstract>
- Maes J, Egoh B, Willemen L, Liqueste C, Vihervaara P, Schägner JP, Grizzetti B, Drakou EG, Notte A La, Zulian G, et al., 2012. Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosyst Serv* [Internet]. 1(1):31–39. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041612000058>
- McGillivray M. 2007. Human Well-being: Issues, Concepts and Measures BT - Human Well-Being: Concept and Measurement [Internet]. In: McGillivray M, editor. London: Palgrave Macmillan UK; p. 1–22. https://doi.org/10.1057/9780230625600_1
- Miller TR. 2013. Constructing sustainability science: emerging perspectives and research trajectories. *Sustain Sci* [Internet]. 8(2):279–293. <https://doi.org/10.1007/s11625-012-0180-6>
- Miller TR, Wiek A, Sarewitz D, Robinson J, Olsson L, Kriebel D, Loorbach D. 2014. The future of sustainability science: a solutions-oriented research agenda. *Sustain Sci* [Internet]. 9(2):239–246. <https://doi.org/10.1007/s11625-013-0224-6>
- Nagendra H, Bai X, Brondizio ES, Lwasa S. 2018. The urban south and the predicament of global sustainability. *Nat Sustain* [Internet]. 1(7):341–349. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0101-5>
- ONU-HABITAT, DESARROLLO F DE, COLOMBIA APDCI DE, BOGOTÁ SDDDE DE, LATINA BDDDA. 2015. 1ER REPORTE DEL ESTADO DE LAS CIUDADES DE COLOMBIA: CAMINO HACIA LA PROSPERIDAD URBANA [Internet]. Bogota. https://cpi.unhabitat.org/sites/default/files/resources/RECC_ONU-Habitat_2015.pdf
- Opdam P. 2007. Deconstructing and reassembling the landscape system. *Landsc Ecol* [Internet]. 22(10):1445–1446. <https://doi.org/10.1007/s10980-007-9169-4>
- van Oudenhoven APE, Petz K, Alkemade R, Hein L, de Groot RS. 2012. Framework for systematic indicator selection to assess effects of land management on ecosystem services. *Ecol Indic* [Internet]. 21:110–122. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X12000271>
- Pickett STA, Cadenasso ML. 1995. Landscape Ecology: Spatial Heterogeneity in Ecological Systems. *Science* (80-) [Internet]. 269(5222):331 LP – 334. <http://science.sciencemag.org/content/269/5222/331.abstract>
- Pulighe G, Fava F, Lupia F. 2016. Insights and opportunities from mapping ecosystem services of urban green spaces and potentials in planning. *Ecosyst Serv* [Internet]. 22:1–

10. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041616303291>
- Pumain D. 2006. Alternative Explanations of Hierarchical Differentiation in Urban Systems , vol 3. In: Puiman D, editor. *Hierarchy Nat Soc Sci. Methodos S.* [place unknown]: Springer, Dordrecht.
- Pumain D, Rozenblat C. 2018. Two metropolisation gradients in the European system of cities revealed by scaling laws. *Environ Plan B Urban Anal City Sci* [Internet]. 46(9):1645–1662. <https://doi.org/10.1177/2399808318785633>
- Qiu J, Turner MG. 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* [Internet]. 6(11):art229. <https://doi.org/10.1890/ES15-00312.1>
- Rozenblat C. PD. 2018. Metropolization and Polycentrism in the European Urban System. In: : Rozenblat C., Pumain D. VE, editor. *Int Transnatl Perspect Urban Syst Adv Geogr Environ Sci.* [place unknown]: Springer, Singapore.
- Ruiz, D., Gómez-Navarro, C. y L. Vargas. Capítulo 2. Criterios, relaciones y escalas para la evaluación de la sostenibilidad en un paisaje urbano-regional. En: Hernández-Manrique, O.L., Ruiz, D., Isaacs-Cubides, P. & M. Aguilar-Garavito (Eds). 2021. *Evaluación de sostenibilidad en dos paisajes productivos realizada y propuestas de transición hacia la sostenibilidad. Informe técnico.* Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von
- Ruiz GAQ. 2014. Movimientos sociales, políticas y conflictos ambientales en la construcción de ciudad: El caso de Bogotá. *Ecol Política* [Internet].(47):104–107. <http://www.jstor.org/stable/43528421>
- Scholes RJ, Reyers B, Biggs R, Spierenburg MJ, Duriappah A. 2013. Multi-scale and cross-scale assessments of social–ecological systems and their ecosystem services. *Curr Opin Environ Sustain* [Internet]. 5(1):16–25. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1877343513000067>
- Schröter M, Barton DN, Remme RP, Hein L. 2014. Accounting for capacity and flow of ecosystem services: A conceptual model and a case study for Telemark, Norway. *Ecol Indic* [Internet]. 36(0):539–551. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1470160X13003506>
- Seto KC, Güneralp B, Hutyrá LR. 2012. Global forecasts of urban expansion to 2030 and direct impacts on biodiversity and carbon pools. *Proc Natl Acad Sci* [Internet]. 109(40):16083 LP – 16088. <http://www.pnas.org/content/109/40/16083.abstract>
- Stiglitz J, Sen A, Fitoussi J. 2009. Report of the Commission on the Measurement of Economic Performance and Social Progress (CMEPSP).
- Taimur S, Lozano-Gracia N, Panman A. 2012. Colombia urbanization review: amplifying the gains from the urban transition. Washington DC.
- Taubenböck H, Wiesner M, Felber A, Marconcini M, Esch T, Dech S. 2014. New dimensions of urban landscapes: The spatio-temporal evolution from a polynuclei area to a mega-region based on remote sensing data. *Appl Geogr* [Internet]. 47:137–153. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0143622813002786>

- Tian L, Chen J, Yu SX. 2014. Coupled dynamics of urban landscape pattern and socioeconomic drivers in Shenzhen, China. *Landsc Ecol* [Internet]. 29(4):715–727. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9995-0>
- Turner MG, Gardner RH. 2015. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer New York.
- United Nations. 2018. Sustainable Development Goal 6 Synthesis Report 2018 on Water and Sanitation [Internet]. New York. https://www.unwater.org/publication_categories/sdg-6-synthesis-report-2018-on-water-and-sanitation/
- United Nations. 2019. *World Urbanization Prospects: The 2018 Revision*. New York.
- Vargas L, Willems L, Hein L. 2019. Assessing the Capacity of Ecosystems to Supply Ecosystem Services Using Remote Sensing and An Ecosystem Accounting Approach. *Environ Manage* [Internet]. 63(1):1–15. <https://doi.org/10.1007/s00267-018-1110-x>
- Villamagna AM, Angermeier PL, Bennett EM. 2013. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. *Ecol Complex* [Internet]. 15:114–121. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X1300055X>
- Wilkinson R, Pickett R. 2009. *The spirit level*. London: Penguin.
- World Bank Group. 2009. *Systems of Cities : Harnessing Urbanization for Growth and Poverty Alleviation : Sistemas de ciudades : la urbanizacion, motor del crecimiento y el alivio de la pobreza (Spanish)* [Internet]. Washington, D.C. <http://documents.worldbank.org/curated/en/736781468330871473/Sistemas-de-ciudades-la-urbanizacion-motor-del-crecimiento-y-el-alivio-de-la-pobreza>
- World Bank Group. 2016. *Investing in Urban Resilience : Protecting and Promoting Development in a Changing World*. [Internet]. Washington, DC. <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/25219> License: CC BY 3.0 IGO.le
- World Bank Group. 2020. *Urban development*. *Urban Dev* [Internet]. [accessed 2020 Aug 18]. <https://www.worldbank.org/en/topic/urbandevelopment/overview>
- Wu J., He C., Huang G. YD. 2013. *Urban Landscape Ecology: Past, Present, and Future*. In: Fu B. JK, editor. *Landsc Ecol Sustain Environ Cult*. Dordrecht: Springer.
- Wu J. 2013. Landscape sustainability science: ecosystem services and human well-being in changing landscapes. *Landsc Ecol* [Internet]. 28(6):999–1023. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9894-9>
- Wu J. 2019. Linking landscape, land system and design approaches to achieve sustainability. *J Land Use Sci* [Internet]. 14(2):173–189. <https://doi.org/10.1080/1747423X.2019.1602677>
- Wu J, Qi Y. 2000. Dealing with Scale in Landscape Analysis: An Overview. *Geogr Inf Sci* [Internet]. 6(1):1–5. <https://doi.org/10.1080/10824000009480528>
- Zurlini G, Riitters K, Zaccarelli N, Petrosillo I, Jones KB, Rossi L. 2006. Disturbance patterns in a socio-ecological system at multiple scales. *Ecol Complex* [Internet]. 3(2):119–128. <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X06000183>