

# Dime qué tipo de vegetación tienes y te diré en qué comuna vives. La injusta distribución de la vegetación en Santiago de Chile

Tell me what type of vegetation you have, and I will tell you in what municipality you live. The unfair distribution of vegetation in Santiago de Chile

Ignacio C. Fernández<sup>1</sup> 

## RESUMEN

Diversos estudios indican que la ciudad de Santiago es desigual en términos de cobertura de áreas con vegetación. Sin embargo, los estudios existentes no han explorado si estos niveles de desigualdad varían en función de distintos tipos de cobertura de suelo y vegetación. Con ese objetivo, este estudio utiliza técnicas de clasificación espectral en base a imágenes satelitales para mapear cinco clases de cobertura de suelo (i.e. superficie construida, suelo desnudo, pastos, leñosas siempreverdes, leñosas deciduas), y en base a ello evaluar cómo esta desigualdad de coberturas se asocia con los niveles de pobreza de los 34 municipios que conforman el Gran Santiago. Los resultados muestran que los mayores niveles de desigualdad entre municipios están dados por la cobertura de árboles, la que sería ostensiblemente menor en municipalidades con mayores tasas de pobreza, implicando un problema de injusticia ambiental. Lamentablemente, las comunas más pobres son también las que poseen la mayor proporción de suelo construido, por lo que tienen limitado espacio para implementar nuevas áreas con vegetación. Resolver el problema de esta inequitativa distribución de vegetación requerirá avanzar hacia un sistema robusto de monitoreo de vegetación, implementar estándares de cobertura de vegetación urbana, y desarrollar profundos programas de transformación urbana.

**Palabras Claves:** desigualdad ambiental, inequidad ambiental, justicia ambiental, vegetación urbana, cobertura de suelo

## ABSTRACT

Different studies have shown that the city of Santiago is unequal in terms of areas covered by vegetation. However, these studies have not explored as to whether these inequality levels differ depending on the specific types of land- and vegetation-cover. With this aim, this study uses satellite images and spectral classification techniques to map five land-cover types (i.e. built-up, bare soil, grass, evergreen trees, deciduous trees), using these results to evaluate if inequalities in land-cover types are associated to the levels of poverty of the 34 municipalities conforming the Greater Santiago. Results show that the highest levels of inequality between municipalities are mostly driven by the coverage of trees, which is ostensibly lower in municipalities with higher poverty rates. Unfortunately,

<sup>1</sup> Centro de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas, Universidad Mayor, Chile. Correo electrónico: Ignacio.fernandez@umayor.cl

higher poverty-rate municipalities are also the ones with the highest proportion of built-up cover, leaving them with limited spaces to implement new vegetated areas. Solving this vegetation inequality problem will require advancing toward a robust urban vegetation monitoring system, implementing urban vegetation cover standards, and developing profound urban transformation programs.

**Keywords:** environmental inequality, environmental inequity, environmental justice, urban vegetation, land cover

La ciudad de Santiago ha sido catalogada como la urbe más desigual de Chile, y una de las más desiguales de Latinoamérica en términos de ingreso económico de sus habitantes (UN-Habitat, 2014). Como ejemplo, si para el año 2013 el hogar promedio de la comuna más rica del Gran Santiago registró un ingreso mensual de 3.177.830 pesos chilenos, el hogar promedio de la comuna más pobre registró ingresos por sólo 589.072 pesos, es decir menos del 19% de su contraparte (Gobierno Regional Metropolitano de Santiago, 2014). Lamentablemente, en Santiago esta desigualdad no sólo se expresa en las diferencias de ingresos de los hogares, sino también en diferencias en el acceso a la salud, educación, transporte, comercio, servicios, y una serie de otros recursos claves para el desarrollo, que varían en función de la comuna o barrio de residencia (Fernández *et al.*, 2016; Garretón, 2017).

Dentro de los problemas de desigualdad urbana existentes en Santiago, uno que ha cobrado gran relevancia en el último tiempo es el de la injusta distribución de la vegetación, siendo diversos los estudios que han revelado que la vegetación tiende a concentrarse desproporcionadamente en los sectores de mayores ingresos (Escobedo *et al.*, 2006; Romero *et al.*, 2012; Fernández y Wu, 2016; de la Barrera *et al.*, 2016a; Escobedo *et al.*, 2016; Fernández y Wu, 2018). Esta sesgada distribución de la vegetación da cuenta que en Santiago la desigualdad urbana posee diversas facetas, conformándose en un problema multifactorial y complejo que integra dimensiones económicas, sociales y ambientales (Garretón, 2017). Pero además implica que los residentes de los vecindarios más vulnerables no sólo ven afectado sus opciones de desarrollo por un limitado acceso a recursos económicos y sociales (Fernández *et al.*, 2016), sino que además son relegados a vivir en lugares de baja calidad ambiental, exponiéndose a condiciones que pueden generar problemas en su salud física y psicológica (Fernández y Wu, 2018).

Asegurar niveles adecuados de vegetación en las ciudades es fundamental para mejorar la calidad de vida de urbana, ya que la vegetación provee una serie de servicios ecosistémicos que benefician a sus habitantes (Derkzen *et al.*, 2015; Elmqvist *et al.*, 2015; de la Barrera *et al.*, 2016b). En términos generales, se denomina servicios ecosistémicos a los “beneficios que las personas obtienen de los ecosistemas” (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Por ejemplo, la vegetación puede reducir los niveles de contaminación del aire mediante la intercepción y deposición de material particulado (Janhäll, 2015). Las zonas con vegetación pueden reducir la erosión superficial y aumentar las tasas de infiltración, disminuyendo la posibilidad de episodios de inundación en las ciudades (Krellenberg *et al.*, 2013). La sombra y evapotranspiración generada por las plantas puede disminuir ostensiblemente la temperatura urbana, transformando a la vegetación en una excelente aliada para mitigar los efectos negativos de las olas de calor (Gago *et al.*, 2013). Incluso el sólo hecho de ver e interactuar con áreas vegetadas es beneficioso, ya que tiende a generar efectos positivos en la salud de las personas (Carrus *et al.*, 2015). En base a estos antecedentes, no es extraño que aumentar la provisión de servicios ecosistémicos en base a la planificación de

la vegetación urbana se está transformando en una estrategia fundamental para avanzar hacia ciudades más sustentables ( Lovell y Taylor, 2013; Elmqvist *et al.*, 2015).

Si bien en Santiago han existido algunas iniciativas de carácter estatal tendientes a aumentar la cobertura vegetal (como el Plan de Prevención y Descontaminación Atmosférica de 1998, que estipulaba la plantación de 700.000 árboles, y el Plan Santiago Verde del año 2006, el que proponía implementar 1.500 hectáreas de nuevas áreas verdes al año 2011), éstas iniciativas no han sido efectivamente ejecutadas, por lo que la ciudad pareciera no haber experimentado incrementos relevantes en cobertura vegetal durante las últimas décadas (Escobedo *et al.*, 2016; de la Barrera y Henríquez, 2017). Además de ello, un problema recurrente con estas iniciativas es que ponen énfasis en la cantidad de vegetación, pero no en el tipo de vegetación que se debiera implementar, sin tomar en cuenta que la provisión de los servicios ecosistémicos requeridos en las ciudades dependerá en gran medida del tipo de vegetación presente (Willis y Petrokofsky, 2017). Por ejemplo, si el objetivo es disminuir los altos niveles de material particulado existentes durante el invierno, lo más eficiente sería plantar árboles siempreverdes que posean hojas resinosas que puedan interceptar los contaminantes (Janhäll, 2015), y no árboles deciduos que pierdan sus hojas en invierno, como usualmente se ven en plazas, parques y calles de Santiago. Del mismo modo, si el objetivo es bajar las altas temperaturas de verano, se debiesen priorizar árboles que den sombra y no zonas con abundante pasto, que aparte de ser intensivas en el uso de riego, parecieran ser poco eficientes para bajar la temperatura en ciudades de clima mediterráneo, como Santiago (Shashua-Bar *et al.*, 2011; Fernández, 2019).

Además de ello, es de suma importancia saber si aún quedan áreas disponibles para aumentar la vegetación en las distintas comunas de la ciudad, ya que por mucho que se destinen recursos para dicho propósito, poco se sacará si no existe suelo disponible para ello. En ese sentido, tener información sobre la distribución de los distintos tipos de cobertura en la ciudad es vital para identificar las comunas más rezagadas en términos de la presencia de ciertos tipos vegetacionales claves para la provisión de servicios ecosistémicos, pero también para evaluar los niveles de desigualdad en la distribución de los distintos tipos vegetacionales, así como para reflexionar respecto a los principales desafíos para incrementar la vegetación urbana en aquellas comunas que se encuentren más rezagadas.

En base a los antecedentes antes expuestos, este trabajo tiene como objetivos: (1) Mapear y cuantificar la distribución de cinco tipos de cobertura de suelo (i.e. construido, desnudo, pasto, leñosas deciduas, leñosas siempreverdes) en las 34 municipalidades del Gran Santiago; (2) Relacionar la distribución de estos tipos de cobertura de suelo con el nivel de pobreza para evaluar el grado de desigualdad ambiental existente entre municipios; (3) Proponer potenciales soluciones que permitan aumentar la cobertura de los tipos de vegetación necesarios en aquellas comunas que aparezcan más rezagadas.

## Área de estudio

El área de estudio se encuentra representada por el área urbana de la metrópolis conocida usualmente como Santiago o “Gran Santiago”, la cual está constituida por la conurbación de 34 municipios con independencia administrativa, que forman un área urbana de aproximadamente

875 km<sup>2</sup> (de la Barrera y Henríquez, 2017) localizada en la zona central de Chile (33°26'S; 70°39'W). Santiago es la capital y centro administrativo del país, con una población estimada en 5.3 millones de habitantes, y es por lejos la ciudad más poblada de Chile, representando cerca del 30% de la población total del país (Instituto Nacional de Estadísticas, 2018). El clima es mediterráneo, caracterizado históricamente por inviernos fríos y húmedos y veranos calurosos y secos (Jaksic, 2001). La ciudad ha experimentado una fuerte expansión urbana, más que doblando su área urbana durante los últimos 30 años (de la Barrera y Henríquez, 2017). La expansión de la ciudad ha estado asociada a una disminución de la cobertura de vegetación, impactando negativamente en la provisión de servicios ecosistémicos urbanos (de la Barrera & Henríquez, 2017; Fernández *et al.*, 2019).

## Material y métodos

### *Clasificación coberturas de suelo*

La clasificación de las coberturas de suelo para la ciudad de Santiago se llevó a cabo mediante técnicas de clasificación espectral basadas en el principio de máxima entropía (Li y Guo, 2010; Fernández y Morales, 2019; Morales y Fernández, 2020). Para ello se utilizaron un set de imágenes de acceso gratuito provenientes de la misión de Satélites Sentinel-2 y el software de código abierto y libre disposición MaxEnt (Phillips *et al.*, 2004). Las imágenes satelitales seleccionadas poseen 0% de cobertura nubosa y fueron capturadas en los meses de marzo y agosto de 2016. El objetivo de trabajar con imágenes de estas dos temporadas fue aumentar el poder discriminatorio del método de clasificación al incorporar los cambios fenológicos que la vegetación experimenta entre invierno y verano. De las 13 capas espectrales disponibles en las imágenes satelitales, sólo se trabajó con las capas rojo, verde, azul e infrarrojo de invierno y verano, ya que éstas son las que poseen la mayor resolución (i.e. 10 metros/píxel). Además de ello, se generó una nueva capa del Índice Diferencial Normalizado de Vegetación (NDVI) para invierno y para verano, y una tercera capa, correspondiente a la diferencia entre el NDVI de invierno y el de verano.

Para el proceso de clasificación se seleccionaron un total de 500 puntos georreferenciados dentro de la ciudad, consistentes en 100 puntos representativos para cada una de las cinco coberturas de suelo en que se clasificó la ciudad. Estas cinco coberturas de suelo fueron: (1) Superficie Construida, consistente en suelos pavimentados o con construcciones que impidan el crecimiento de vegetación; (2) Suelo Desnudo, sitios con nula o escasa vegetación, pero que presentan suelo natural; (3) Pastos, sectores cubiertos por vegetación herbácea durante todo el año; (4) Leñosas Siempreverdes, árboles y arbustos que presentan follaje durante todo el año; (5) Leñosas Deciduas, árboles y arbustos que presentan follaje solamente durante la temporada de verano. Los puntos georreferenciados fueron colectados mediante la inspección de imágenes satelitales de muy alta resolución (<1 metro/píxel) a través de Google Earth. Cada set de 100 puntos fue usado en conjunto con las imágenes satelitales, como insumo para realizar el proceso de clasificación espectral en MaxEnt para cada cobertura de suelo. MaxEnt posee una serie de parámetros que pueden ser modificados para mejorar la calidad de los modelos (Merow *et al.*, 2013). Para el caso de este estudio, los parámetros se eligieron en función de los resultados obtenidos en clasificaciones previas por Fernández y Morales (2019) usando este método para la ciudad de Santiago, resultando en las siguientes combinaciones de parámetros para cada tipo de cober-

tura: (1) Superficie Construida: *Quadratic-Hinge* con regularizador de 5,00; (2) Suelo Desnudo: *Product-Threshold* con regularizador de 0,25; (3) Pastos: *Product-Threshold* con regularizador de 5,00; (4) Leñosas Siempreverde: *Quadratic-Product* con regularizador de 3,00; (5) Leñosas Deciduas: *Hinge* con regularizador de 0,25.

Debido a que MaxEnt genera modelos probabilísticas independientes para cada cobertura (cinco en este caso), usualmente se requiere de la aplicación de valores de corte para la transformación de cada modelo en mapas binarios de cobertura. Si bien MaxEnt provee una serie de valores estadísticos para definir el valor de probabilidad que puede ser efectivamente considerado como clasificado en la cobertura modelada, por el momento no existe evidencia de que ninguno de estos valores de corte sea recomendado para usar en el ámbito de clasificación espectral (Fernández y Morales, 2019; Morales y Fernández, 2020). Para evitar este problema, en este estudio no se utilizaron valores de corte para cada cobertura, sino que se procedió a integrar cada uno de los cinco modelos probabilísticos en un modelo probabilístico relativo, para luego aplicar una clasificación en base a una regla de mayoría. Para ello, lo primero que se realizó fue obtener el valor probabilístico relativo por cobertura en función de la ecuación 1, donde  $pR_i$  es la probabilidad relativa de la cobertura  $i$ .

Ecuación 1

$$pR_i = \frac{p_i}{\sum_i^n p_i}$$

En términos simples, esta función toma la probabilidad de cada pixel de ser clasificado en una cobertura determinada y la divide por la suma de las probabilidades de dicho pixel de ser clasificado en cada una de las coberturas de suelo. Con ello se logra que la suma de las probabilidades relativas de cada pixel sea igual a 1, de forma de integrar todas las coberturas de suelo en una sola función proporcional que suma 1. Es decir  $\sum_i^n pR_i$ . Una vez realizado este proceso se aplica una regla de mayoría, que básicamente consiste en asignar a cada pixel aquella cobertura que posea una probabilidad relativa (i.e.  $pR_i$ ) mayor a 0.5, ya que por simple mayoría, una vez que una cobertura posea una proporción mayor a 0.5 en un pixel, no es posible que otra cobertura alcance un valor mayor. Una vez identificada la cobertura de cada pixel se procedió a integrar los resultados en un sólo mapa de clasificación en que cada pixel fue asignado a la cobertura de suelo en que obtuviera mayoría (Figura N°1).

Para evaluar el resultado de la clasificación se tomaron 1000 puntos al azar, los cuales fueron visualmente clasificados en las 5 clases de cobertura utilizadas en este trabajo. En base a estos puntos, se procedió a calcular el índice de Precisión Global (*Overall Accuracy*), cuyo resultado fue de 87,6%, lo cual puede considerarse en el rango alto de precisión para clasificaciones de coberturas de suelo en ecosistemas urbanos (Yan et al., 2018). Para estimar el % de cobertura de suelo por comuna, se procedió a calcular el porcentaje relativo de cada tipo de cobertura en función de la superficie de cada comuna, utilizando para ello un archivo vectorial que sólo incluye el área urbana de los 34 municipios del Gran Santiago.

## *Análisis de datos*

Para evaluar el grado de relación entre los niveles de vegetación y las características socioeconómicas de cada comuna se utilizaron los datos de pobreza disponibles en la Encuesta de

Caracterización Socioeconómica (CASEN) del año 2017 (Ministerio de Desarrollo Social y Familia, 2020). Se decidió utilizar datos de pobreza y no de ingresos, ya que estos últimos no están disponibles a nivel comunal para la encuesta de dicho año, que es la más reciente y cercana a la fecha de las imágenes satelitales. La relación entre el porcentaje de pobreza y el nivel de vegetación en la ciudad se evaluó mediante análisis de regresión lineal (mínimos cuadrados ordinarios). Sin embargo, debido a que se trabaja con datos especializados y los resultados de los test estadísticos pueden verse afectados por problemas de autocorrelación espacial (Wagner y Fortin, 2005), por robustez se presentan además los resultados de la significancia estadística de las regresiones mediante modelos de regresión con retardo espacial (i.e. LAG models) usando el software GeoDa<sup>2</sup>. Estos análisis incorporan en el modelo estadístico la estructura espacial de los datos, y con ello disminuyen el potencial efecto de la autocorrelación espacial de los datos en los test estadísticos (Dormann *et al.*, 2007).

## Resultados

### *Distribución de las coberturas de suelo en Santiago*

El mapa de las coberturas de suelo (Figura N°1) muestra que en Santiago la superficie dominante está constituida por infraestructura construida, con un 60,04% de toda la ciudad cubierta por este tipo de superficie. El porcentaje de superficie cubierta por vegetación llega sólo al 25.79%, constituida por un 17.27% de leñosas siempreverdes, 5.08% de leñosas deciduas y un 3.44% de pastos. El restante 14.17% de la superficie de la ciudad corresponde a suelo desnudo (Figura N°2).

Sin embargo, la distribución de estas coberturas no es homogénea, sino que presenta una gran diferencia entre las municipalidades, siendo aquellas localizadas en la zona nororiente las que muestran las menores proporciones de superficie construida y mayores proporciones de suelo cubierto por vegetación (Figura N°1). Un patrón similar se repite para el desglose de la vegetación por tipos funcionales, con la superficie de leñosas siempreverdes y deciduas presentando una clara tendencia a concentrarse en algunas pocas comunas del sector nororiente de la ciudad. Sin embargo, este patrón no se presenta para el pasto, el cual tiende a distribuirse en mayor proporción en las comunas periféricas de la ciudad. Con respecto al suelo desnudo, éste sigue un patrón relativamente similar al del pasto, concentrando sus mayores superficies en las comunas periféricas (Figura N°1).

---

<sup>2</sup> Disponible en <https://geodacenter.github.io>

**Figura N°1.**

Mapa de coberturas de suelo de Santiago y límites administrativos comunales



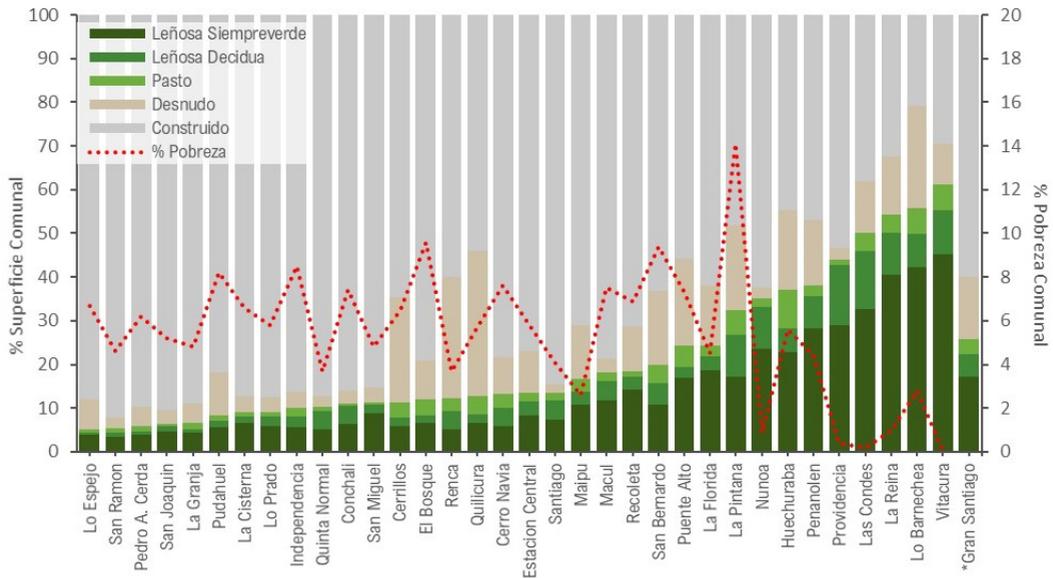
Fuente: Elaboración Propia.

En relación con el porcentaje cubierto por las cinco coberturas de suelo a nivel municipal, es posible observar diferencias abismantes entre las diferentes municipalidades (Figura N°2). San Ramón es la municipalidad que posee mayor porcentaje de su superficie construida, con 92.03%, mientras en el otro extremo, Lo Barnechea posee sólo un 20.79%. Es decir, mientras en San Ramón 9 de cada 10 m<sup>2</sup> de la comuna se encuentra cubierto por pavimento u otras superficies impermeables, en lo Barnechea esta proporción se reduce a solo 8 de cada 10m<sup>2</sup> (Figura N°2). Esta gran disparidad también se observa en la distribución de la vegetación. Vitacura es la comuna que posee el mayor porcentaje de su superficie vegetada, con 61.13%, mientras que por otro lado la comuna de Lo Espejo posee apenas un 5.27% del suelo cubierto por vegetación, es decir una diferencia de más de 11 veces entre ambas comunas. Además, la distribución de los distintos tipos vegetacionales también muestra una gran disparidad. Con respecto al porcentaje municipal cubierto por vegetación leñosa siempreverde, este varía desde 3.54% en San Ramón hasta 45.17% en Vitacura. El porcentaje de vegetación leñosa decidua varía entre 0.5% en Lo Espejo, hasta 13.8% en Providencia. Finalmente, con respecto a las zonas cubiertas por pastos, la superficie cubierta

por este tipo de vegetación varía entre 0.5% en la comuna de San Miguel, hasta 8.95% en Huechuraba (Figura N°2).

**Figura N°2.**

Distribución relativa de las coberturas de suelo por comuna y su relación con las tasas de pobreza comunal. Porcentaje de superficie comunal por cada tipo de cobertura en el eje izquierdo. Porcentaje de pobreza por comuna en el eje derecho. La columna \*Gran Santiago presenta la proporción de coberturas de suelo para toda el área del Gran Santiago.



Fuente: Elaboración Propia.

Aunque los datos muestran una tendencia inversa entre superficie construida y superficie cubierta por vegetación, esta correlación no es perfectamente lineal (Coeficiente correlación = -0.92), ya que existen algunas comunas, como Cerrillos, Renca y Quilicura que, si bien poseen una superficie construida menor al 60%, esta no se condice con una mayor cobertura de vegetación, sino que con un importante porcentaje de suelo desnudo. De hecho, estas comunas son las que presentan el mayor porcentaje de suelo desnudo, con porcentajes de 33.01%, 27.70% y 24.18%, respectivamente (Figura N°2).

### Relación entre pobreza y coberturas de suelo en Santiago

Al evaluar la relación entre el porcentaje de pobreza y la cobertura de los diferentes tipos de suelo se observa una asociación positiva entre el nivel de pobreza de los municipios y el porcentaje de suelo cubierto por superficie construida, y una asociación negativa para la relación entre pobreza y porcentaje cubierto con vegetación (Figuras N°2 y N°3). Estas relaciones son estadísticamente significativas y toman una forma logarítmica, de forma que pequeños aumentos en el nivel de pobreza se relacionan con un gran incremento en la superficie construida y una gran disminución en la superficie vegetada (Figuras N°3a, N°3b). Al evaluar la cobertura de vegetación

por tipo vegetacional, se puede observar que mientras las leñosas siempreverdes y deciduas poseen una fuerte relación negativa (logarítmica y estadísticamente significativa) con el nivel de pobreza por comuna, la cobertura de pasto no se relaciona con el porcentaje de pobreza (Figura N°3c, N°3d, N°3e). Para el caso del suelo desnudo tampoco existe una relación entre este tipo de cobertura y el porcentaje de pobreza (Figura N°3f).

## Discusión

Los resultados de este trabajo confirman los reportados en estudios previos que señalan que la distribución de la vegetación en la ciudad de Santiago es desigual e inequitativa, ya que tiende a concentrarse en aquellos barrios o comunas de mayores ingresos (Aquino y Gainza, 2014; Fernández y Wu, 2016; 2018; de la Barrera *et al.*, 2016a). Sin embargo, el presente estudio añade una nueva capa de información que hasta el momento había sido escasamente explorada en Santiago (pero ver Escobedo *et al.*, 2016), la que se relaciona con la distribución de tipos de cobertura vegetacional en la ciudad, y que entrega nuevos datos que apuntan a un problema de desigualdad ambiental que pareciera ser más profundo de lo previamente reportado. Por ejemplo, si consideramos todos los tipos de vegetación, la diferencia entre las comunas que poseen mayor y menor porcentaje de cobertura vegetal es de 11 veces, pero si hacemos el mismo cálculo para las comunas con mayor y menor porcentaje de árboles deciduos, esta diferencia se empuja hasta 27 veces.

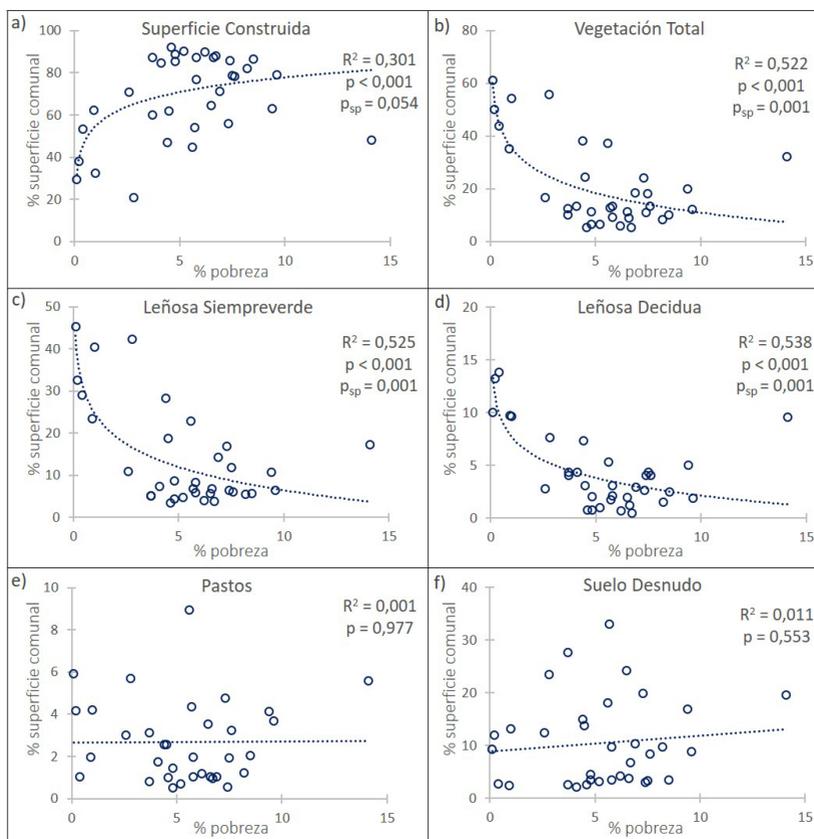
Si bien no toda desigualdad ambiental debiera tildarse de injusticia ambiental (Fernández y Wu, 2016), en el caso de este estudio los resultados muestran una clara relación entre el nivel de pobreza comunal y el porcentaje de la superficie cubierta por vegetación, lo que es indicativo de una distribución inequitativa de vegetación. Es así como las comunas que poseen mayores niveles de pobreza tienen proporcionalmente una cobertura de vegetación considerablemente menor que aquellas con menores niveles de pobreza. Sin embargo, lo interesante de este estudio, es que muestra que esta inequidad en la distribución de la vegetación urbana no está relacionada con las superficies cubiertas por pasto, sino principalmente con aquellas cubiertas por árboles, las que se concentran de manera desproporcionada en las comunas con menores tasas de pobreza, localizadas principalmente en el cono nororiente de la ciudad (e.g. Providencia, Las Condes, La Reina, Lo Barnechea y Vitacura). Resultados similares fueron reportados por un estudio de la distribución del arbolado urbano en Santiago realizado por Hernández (2008) con datos del año 1998, lo que indica que el panorama de la distribución de árboles en Santiago ha mantenido, e incluso aumentado su desigualdad en los últimos 18 años. De hecho, el estudio de Hernández reporta una diferencia de 11,5 veces entre las comunas con más y menos superficie arbolada para el año 1998 (Vitacura y San Ramón, respectivamente), mientras que este estudio una diferencia de 12,8 veces entre las mismas comunas para el año 2016. Obviamente puede haber temas metodológicos que hacen que los estudios no sean directamente comparables, pero las tendencias generales son similares, como el hecho de que las 5 comunas con mayor porcentaje de cobertura arbórea se han mantenido en el tiempo (i.e. Providencia, Las Condes, La Reina, Lo Barnechea y Vitacura). Además, este aumento en la desigualdad de cobertura arbórea entre las comunas de mayor y menores ingresos en Santiago fue reportado por otro estudio de vegetación arbórea que comparó datos de terreno entre los años 2002 y 2014 (Escobedo *et al.*, 2016).

Otro tema relevante y que, en general se le ha dado poca atención en la discusión sobre desigualdad de áreas verdes y vegetación en Santiago, se relaciona con los porcentajes de suelo construido y desnudo existentes en cada comuna. Existe evidencia consistente respecto al como la expansión de la ciudad ha ido progresivamente reemplazando zonas con vegetación por espacios construidos (Fernández *et al.*, 2019; de la Barrera y Henríquez, 2017; Romero *et al.*, 2012), pero no existe mayor información respecto a cómo estos porcentajes de suelo construido se distribuyen en la ciudad. Respecto a este punto, los resultados de este estudio muestran que esta "construcción" del suelo no ha sido distribuida de manera equitativa, ya que son precisamente las comunas con mayor pobreza las que poseen el mayor porcentaje del suelo construido, con 20 comunas que superan el 70% de superficie construida, 14 de ellas dentro de las 20 más pobres de la ciudad. De hecho, existen dos comunas, San Joaquín y San Ramón, que incluso superan el 90% de su superficie construida. Estos datos son de gran relevancia, ya que el porcentaje de suelo construido está relacionado con un detrimento en la calidad ambiental debido a un aumento de las temperaturas de verano producto del fenómeno de isla de calor (Smith y Romero, 2016) y un aumento de las inundaciones de invierno debido a la imposibilidad del agua para infiltrar las napas freáticas (Romero *et al.*, 2012), entre otros factores.

Por otra parte, la distribución de la superficie de suelo desnudo también es de suma relevancia de tener en cuenta, ya que por un lado, esta variable podría ser tomada como un indicador del suelo disponible para incrementar los porcentajes de vegetación por comuna, pero también porque el suelo desnudo en Santiago actúa como un reservorio de calor que puede aumentar la temperatura de verano incluso más que las zonas construidas (Peña, 2008). Si bien los datos de este estudio no muestran una relación entre el porcentaje de suelo desnudo y el nivel de pobreza, y por tanto esta variable no estaría asociada a una distribución inequitativa, los datos sí muestran una tendencia a que las comunas con menor porcentaje de vegetación tengan un bajo porcentaje de suelo desnudo, lo que sin duda podría ser una limitante para incrementar el porcentaje de vegetación en estas comunas. De hecho, según los datos de este estudio, existirían 13 comunas, que si transformaran todos sus suelos desnudo en áreas vegetadas, no llegarían siquiera al 20% de cobertura vegetal, que es el estándar mínimo recomendado para ciudades con condiciones climáticas similares a Santiago en Norteamérica (Leff, 2016). Estos resultados son en extremo relevantes, ya que indican que el problema de la inequitativa distribución de la vegetación en Santiago no se resuelve simplemente con la entrega de recursos para que los municipios implementen áreas verdes, sino que requiere profundas medidas de transformación urbana que puedan generar nuevos espacios para ser destinados a incrementar la vegetación.

**Figura N°3.**

Modelos de regresión para evaluar la relación entre el porcentaje de pobreza de las comunas y el porcentaje de cobertura de suelo para los distintos tipos de cobertura estudiadas. Vegetación total corresponde a la suma de las fracciones compuestas por las dos leñosas y el pasto. Se presentan los valores del coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y el valor de  $p$ . Cuando el valor de  $p$  fue menor a 0.05, adicionalmente se presenta un valor de  $p$  corregido ( $p_{sp}$ ) para modelos espaciales (Ver material y métodos).



Fuente: Elaboración Propia.

## Recomendaciones

Para avanzar en la disminución de la inequitativa distribución de la vegetación en Santiago, una de las primeras tareas debiera ser la creación de un sistema de monitoreo de vegetación urbana que sea robusto y consistente en el tiempo, y con una metodología que sea transparente y replicable. Si bien desde el año 1992 existen reportes oficiales sobre la cobertura y distribución de áreas verdes para Santiago, éstos han sido desarrollados mediante metodologías no comparables que han resultado en información sumamente inconsistente (Paecke y de la Barrera, 2019). Así difícilmente sabremos si las estrategias o planes para mejorar la distribución de la vegetación han funcionado. Además de ello, el foco de los análisis ha estado principalmente en la cantidad

de áreas verdes y cobertura vegetal, y no en el tipo de vegetación presente, lo cual genera información de poca utilidad para tomar decisiones si tenemos en cuenta que distintos tipos de vegetación proveerán distintos tipos de servicios ecosistémicos (Bowler *et al.*, 2010; Janhäll, 2015; Willis y Petrokofsky, 2017). Por ejemplo, en Santiago serían las superficies arboladas, y no las con pasto, las que ayudan a reducir con mayor efectividad las altas temperaturas de verano (Fernández, 2019). Este misma diferenciación se podría aducir respecto al efecto de superficies arboladas y con pasto en el control de la contaminación del aire en invierno, donde claramente se deberían privilegiar las superficies arboladas (Escobedo *et al.*, 2008). En este sentido, lo importante no sólo es tener una buena estimación de cuánta es la superficie de cobertura vegetal por ciudad, comuna o barrio, sino tener información en mayor detalle de los tipos de vegetación que representan dichos porcentajes de cobertura en cada uno de los lugares estudiados. De esta manera se podrían generar estrategias específicas para implementar ciertos tipos de vegetación en función de los problemas particulares que deban ser resueltos en las diferentes zonas de la ciudad (Fernández & Wu, 2018).

En segundo lugar, será necesario generar estándares mínimos de cobertura de vegetación urbana, ya que si bien el Estado de Chile cuenta desde el año 2019 con un sistema de indicadores para el monitoreo de áreas verdes<sup>3</sup>, este sistema sólo incorpora el concepto de plazas y parques públicos, pero no incluye la vegetación como parte de los indicadores. Incorporar dentro de los indicadores la cobertura de vegetación, y en particular de cobertura de copa arbórea, es fundamental para asegurar que la distribución de servicios ecosistémicos no se concentre únicamente en los parques y plazas, ya que existen diversos servicios provistos por los árboles, como la disminución de la temperatura de verano, cuyos efectos son solamente percibidos a nivel local (Fernández, 2019). Además de ello, los árboles cumplen un rol estético fundamental, embelleciendo las calles y mejorando la calidad ambiental del entorno inmediato (Salmond *et al.*, 2016). En ese sentido, centrar los esfuerzos únicamente en mejorar e incrementar el número de plazas podría ser contraproducente, ya que por un lado se podría estar disminuyendo la desigualdad de áreas verdes a escala de ciudad, pero por otro aumentando la desigualdad a escala de barrio.

Finalmente, y quizás el desafío más difícil y menos discutido, será encontrar lugares que estén disponibles y sean aptos para incrementar el nivel de vegetación en zonas prioritarias. En este sentido el desafío es doble. Por un lado, se debe ser capaz de evaluar el tipo y urgencia de los problemas ambientales existentes en los distintos barrios de la ciudad de manera de poder priorizar dónde y qué tipo de vegetación implementar. Por el otro, será necesario identificar las opciones existentes en los barrios para implementar las intervenciones priorizadas. Métodos o mecanismos para identificar lugares prioritarios que requieren implementar vegetación con mayor urgencia ya están disponibles para Santiago (e.g. Fernández y Wu, 2018). Sin embargo, la tarea aún pendiente es resolver el cómo implementar vegetación en zonas con limitado suelo disponible para ello, y en particular en conjuntos habitacionales de sectores vulnerables donde el diseño urbano simplemente no consideró la implementación de vegetación, ni siquiera, como potenciales proyectos de mejoramiento futuro.

---

<sup>3</sup> Disponible en <http://siedu.ine.cl/index.html>

## Referencias

AQUINO, F., & GAINZA, X. Understanding Density in an Uneven City, Santiago de Chile: Implications for Social and Environmental Sustainability. *Sustainability*, 2014; N°6, p. 5876-5897. <https://doi.org/10.3390/su6095876>.

BOWLER, D.E., BUYUNG-ALI, L., KNIGHT, T.M., & PULLIN, A.S. Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape & Urban Planning*, 2010, N° 97, p. 147-155. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.05.006>.

CARRUS, G., SCOPELLITI, M., LAFORTEZZA, R., COLANGELO, G., FERRINI, F., SALBITANO, F. ET AL. Go greener, feel better? The positive effects of biodiversity on the well-being of individuals visiting urban and peri-urban green areas. *Landscape Urban Planning*, 2015, N° 134, p 221-228. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.10.022>.

DERKZEN, M.L., VAN TEEFFELLEN, A.J.A., & VERBURG, P.H. Review: Quantifying urban ecosystem services based on high-resolution data of urban green space: An assessment for Rotterdam, the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 2015, N°52, p. 1020-1032. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12469>.

DORMANN, C.F., MCPHERSON, J.M., ARAÚJO, M.B, BIVAND. R., BOLLIGER, J., CARL, G., ET AL. Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography*, 2007, N° 30, p. 609-628. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>.

ELMQVIST, T., SETÄLÄ, H., HANDEL, S.N., VAN DER PLOEG, S., ARONSON, J., BLIGNAUT, JN., ET AL. Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2015, N° 14, p. 101-108. <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>.

ESCOBEDO, F.J., NOWAK, D.J., WAGNER, J.E., DE LA MAZA, C.L., RODRÍGUEZ, M., CRANE, D.E., ET AL. The socioeconomics and management of Santiago de Chile's public urban forests. *Urban Forest & Urban Greening*, 2006, N° 4, p. 105-114. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2005.12.002>.

ESCOBEDO, F.J., PALMAS-PEREZ, S., DOBBS, C., GEZAN, S., & HERNANDEZ, J. Spatio-temporal changes in structure for a mediterranean urban forest: Santiago, Chile 2002 to 2014. *Forests*, 2016, N° 7, p. 1-14. <https://doi.org/10.3390/f7060121>.

ESCOBEDO, F.J., WAGNER, J.E., NOWAK, D.J., DE LA MAZA, C.L., RODRIGUEZ, M., & CRANE, D.E. Analyzing the cost effectiveness of Santiago, Chile's policy of using urban forests to improve air quality. *Journal of Environmental Management*, 2008, N° 86, p, 148-157. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2006.11.029>.

FERNÁNDEZ, I.C. A multiple-class distance-decaying approach for mapping temperature reduction ecosystem services provided by urban vegetation in Santiago de Chile. *Ecological Economics*, 2019, N° 161, p. 193-201. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.03.029>.

FERNÁNDEZ, I.C., MANUEL-NAVARRETE, D., & TORRES-SALINAS, R. Breaking resilient patterns of inequality in Santiago de Chile: Challenges to navigate towards a more sustainable city. *Sustainability*, 2016, N° 8. <https://doi.org/10.3390/su8080820>.

FERNANDEZ, I.C., & MORALES, N.S. One-class land-cover classification using MaxEnt: How does modelling parameterization affect classification accuracy? *PeerJ*, 2019. N° 7, p. e7016. <https://doi.org/0.13140/RG.2.2.15356.39040>.

FERNÁNDEZ, I.C., & WU, J. A GIS-based framework to identify priority areas for urban environmental inequity mitigation and its application in Santiago de Chile. *Applied Geography*, 2018, 94, p. 213-222. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2018.03.019>.

FERNÁNDEZ, I.C., & WU, J. Assessing environmental inequalities in the city of Santiago (Chile) with a hierarchical multiscale approach. *Applied Geography*, 2016, N° 74, p. 160-169. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2016.07.012>.

FERNÁNDEZ, I.C., WU, J., & SIMONETTI, J.A. The urban matrix matters: Quantifying the effects of surrounding urban vegetation on natural habitat remnants in Santiago de Chile. *Landscape and Urban Planning* 2019;187:181-90. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.027>.

GAGO E.J., ROLDAN J., PACHECO-TORRES R., & ORDÓÑEZ J. The city and urban heat islands: A review of strategies to mitigate adverse effects. *Renewable Sustainable Energy Review*, 2013, N° 25, p. 749-758. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2013.05.057>.

GARRETON, M. City profile: Actually existing neoliberalism in Greater Santiago. *Cities*, 2017, N° 65, p. 32-50. <https://doi.org/10.1016/j.cities.2017.02.005>.

GOBIERNO REGIONAL METROPOLITANO DE SANTIAGO. Indicadores comunales Región Metropolitana en base a encuesta Casen 2013 2014. (Consulta: 15/06/2020). [gobiernosantiago.cl/wp-content/uploads/2014/12/INDICADORES-COMUNALES-CASEN-RMS-2013.xls](http://gobiernosantiago.cl/wp-content/uploads/2014/12/INDICADORES-COMUNALES-CASEN-RMS-2013.xls).

HERNÁNDEZ, J. La situación del arbolado urbano en Santiago. *Revista Urbanismo*, 2008, N°18. <https://doi.org/10.5354/0717-5051.2010.272>.

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS. Población por sexo y grupo de edad. Censo Población y Vivienda 2017 2018. (Consulta: 15/06/2020). [redatamine.ine.cl/redbin/RpWebEngine.exe/Portal?BASE=CENSO\\_2017&lang=esp](http://redatamine.ine.cl/redbin/RpWebEngine.exe/Portal?BASE=CENSO_2017&lang=esp)

JAKSIC, F.M. Spatiotemporal variation patterns of plants and animals in San Carlos de Apoquindo, central Chile. *Revista Chilena de Historia Natural*, 2001, N° 74, p. 477-502. <https://doi.org/10.4067/S0716-078X2001000200021>.

JANHÄLL, S. Review on urban vegetation and particle air pollution - Deposition and dispersion. *Atmospheric Environment*, 2015, N° 105, p. 130-137. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2015.01.052>.

KRELLENBERG, K., MÜLLER, A., SCHWARZ, A., HÖFER, R., & WELZ, J. Flood and heat hazards in the Metropolitan Region of Santiago de Chile and the socio-economics of exposure. *Applied Geography*, 2013, N° 38, p. 86-95. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2012.11.017>.

DE LA BARRERA, F., & HENRÍQUEZ, C. Vegetation cover change in growing urban agglomerations in Chile. *Ecological Indicators*, 2017, N° 81, p. 265-273. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.05.067>.

DE LA BARRERA, F., REYES-PAECKE, S., & BANZHAF, E. Indicators for green spaces in contrasting urban settings. *Ecological Indicators*, 2016a, N° 62, p. 212-219. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.10.027>.

DE LA BARRERA, F., RUBIO, P., & BANZHAF, E. The value of vegetation cover for ecosystem services in the suburban context. *Urban Forest & Urban Greening*, 2016b, N° 16, p. 110-122. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2016.02.003>.

LEFF, M. The Sustainable Urban Forest A Step-by-Step Approach. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2016. (Consulta: 20/05/2020). [itreetools.org/documents/175/Sustainable\\_Urban\\_Forest\\_Guide\\_14Nov2016.pdf](http://itreetools.org/documents/175/Sustainable_Urban_Forest_Guide_14Nov2016.pdf)

LI, W., & GUO, Q. A maximum entropy approach to one-class classification of remote sensing imagery. *International Journal of Remote Sensing*, 2010, N° 31, p. 2227-2235. <https://doi.org/10.1080/01431161003702245>.

LOVELL, S.T., & TAYLOR, J.R. Supplying urban ecosystem services through multifunctional green infrastructure in the United States. *Landscape Ecology*, 2013, N° 28, p. 1447-1463. <https://doi.org/10.1007/s10980-013-9912-y>.

MEROW, C., SMITH, M.J., & SILANDER, J.A. A practical guide to MaxEnt for modeling species' distributions: What it does, and why inputs and settings matter. *Ecography*, 2013, N° 36, p. 1058-1069. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2013.07872.x>.

MILLENIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. Ecosystems and human well-being. 2005.

MINISTERIO DE DESARROLLO SOCIAL Y FAMILIA. Resultados Encuesta CASEN 2017. Obs Soc Minist Desarro Soc y Fam Gob Chile 2020. (Consulta: 15/06/2020). [observatorio.ministeriodesarrollsocial.gob.cl/casen-multidimensional/casen/casen\\_2017.php](http://observatorio.ministeriodesarrollsocial.gob.cl/casen-multidimensional/casen/casen_2017.php)

MORALES, N.S., & FERNÁNDEZ I.C. Land-cover classification using maxent: Can we trust in model quality metrics for estimating classification accuracy? *Entropy*, 2020, N° 22. p.342. <https://doi.org/10.3390/e22030342>.

PAECKE-REYES, S., & DE LA BARRERA, F. Monitoreo de los avances en desarrollo urbano: Análisis de los catastros de áreas verdes urbanas en el área metropolitana de Santiago, Chile. *Revista INVI*, 2019, N° 34, p. 129-150. <https://doi.org/10.4067/s0718-83582019000200129>.

PEÑA, M. Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing*, 2008, N° 29, p. 4385-4404. <https://doi.org/10.1080/01431160801908137>.

PHILLIPS, S., DUDÍK, M. & SCHAPIRE, R. A maximum entropy approach to species distribution modeling. *Proceedings of the 21st International Conference of Machine Learning*, 2004, N° 21, p. 655-662. <https://doi.org/10.1145/1015330.1015412>.

ROMERO, H., VÁSQUEZ, A., FUENTES, C., SALGADO, M., SCHMIDT, A., & BANZHAF, E. Assessing urban environmental segregation (UES). The case of Santiago de Chile. *Ecological Indicators*, 2012, N°23, p. 76-87. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.012>.

SALMOND, J.A., TADAKI, M., VARDOULAKIS, S., ARBUTHNOTT, K., COUTTS, A., DEMUZERE, M., ET AL. Health and climate related ecosystem services provided by street trees in the urban environment. *Environmental Health*, 2016, N° 15, p. 36. <https://doi.org/10.1186/s12940-016-0103-6>.

SHASHUA-BAR, L., PEARLMUTTER, D., & ERELL, E. The influence of trees and grass on outdoor thermal comfort in a hot-arid environment. *International Journal of Climatology*, 2011, N° 31, p. 1498-1506. <https://doi.org/10.1002/joc.2177>.

SMITH, P., & ROMERO, H. Factores explicativos de la distribución espacial de la temperatura del aire de verano en Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande*, 2016, N° 63, p. 45-62. <https://doi.org/10.4067/S0718-34022016000100004>

UN-HABITAT. Construction of more equitable cities: Public policies for inclusion in Latin America. UNITED NATIONS. Kenya: 2014.

WAGNER, H.H., & FORTIN, M.J. Spatial Analysis of Landscapes: Concepts and Statistics. *Ecology*, 2005, N° 86. p. 1975-1987. <https://doi.org/10.1890/04-0914>.

WILLIS, K.J., & PETROKOFKY, G. The natural capital of city trees. *Science*, 2017, N° 356, p. 374-376. <https://doi.org/10.1126/science.aam9724>.

YAN, J., ZHOU, W., HAN, L., & QIAN, Y. Mapping vegetation functional types in urban areas with WorldView-2 imagery: Integrating object-based classification with phenology. *Urban Forestry & Urban Greening*, 2018, N° 31, p. 230-240. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.01.021>.