

Impacto edilicio y del arbolado sobre el índice de vegetación en el área metropolitana de Mendoza, Argentina.

Impact of Buildings and Trees on the Vegetation Index in the Metropolitan Area of Mendoza, Argentina.

Mariela E. Arboit¹, Dora S. Maglione²

marboit@mendoza-conicet.gob.ar; dmaglione@uarg.unpa.edu.ar

¹Instituto de Ciencias Humanas, Sociales y Ambientales, CCT Mendoza, CONICET Argentina.

²Instituto de Trabajo, Economía y Territorio Universidad Nacional de la Patagonia Austral, Argentina.

Enviado 5/07/2019 – Aceptado 13/11/2019

Arboit, Mariela E. y Maglione, Dora S. (2019). "Impacto edilicio y del arbolado sobre el índice de vegetación en el área metropolitana de Mendoza, Argentina En *Proyección estudios geográficos y de ordenamiento territorial* Vol. XIII, (26). ISSN 1852 - 0006, (pp. 5 - 40). Instituto CIFOT, Universidad Nacional de Cuyo. Mendoza.

Resumen

El trabajo estudia las relaciones entre el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), la huella edilicia (HE), el Factor Edificio Total (FET) y las variables del arbolado urbano “completamiento” y “transmisividad” en el área metropolitana de Mendoza (AMM).

Metodológicamente se determinaron los índices y variables en sistemas de información geográfica del análisis de: imágenes satelitales Landsat 8 (2013-2017), datos catastrales urbano-edilicios (2010) y datos del censo del arbolado público (2012). Posteriormente, se realizó un análisis estadístico de estimación de correlaciones.

Los resultados obtenidos indican un impacto negativo de la HE y del FET sobre el NDVI, en las diversas estaciones del año y los distintos departamentos, para la totalidad de los años de estudio.

Considerando los resultados de las manzanas urbanas de Capital, el completamiento del arbolado en la vía pública es la variable más relevante para mejorar el índice de vegetación; HE, FET y trasmisividad tienen un impacto negativo. La mejora en los valores de NDVI en las manzanas ya consolidadas con altos valores HE y FET debería considerar la incorporación de nuevas infraestructuras verdes como cubiertas y muros vegetados; ya que el arbolado urbano existente no alcanza a compensar el impacto edilicio sobre el índice de vegetación.

Palabras claves: infraestructura verde urbana, edificación, SIG, teledetección

Abstract

This work analyzes the relationships between the normalized difference vegetation index (in Spanish, NDVI), the building footprint (in Spanish, HE), the total building factor (in Spanish, FET) and the variables of urban trees “completeness” and “transmission” in the Metropolitan Area of Mendoza (in Spanish, AMM).

Methodologically, the indices and variables in geographic information systems were determined from the analysis of Landsat 8 satellite images (2013-2017), urban cadastral data (2010), and data from the public tree census (2012). Subsequently, a statistical analysis of the estimation of correlations was carried out.

The results obtained indicate a negative impact of the HE and the FET on the NDVI, in the different seasons of the year and the different municipal departments, for all the years of study.

Considering the results of the urban blocks of Capital, the completion of the trees in the public road is the most relevant variable to improve the vegetation index; HE, FET, and transmission have a negative impact. In the improvement in NDVI values in blocks already consolidated with high HE and FET values there should be considered the incorporation of new green infrastructures such as vegetated roofs and walls, since the existing urban trees does not compensate for the building impact on the vegetation index.

Keywords: urban green infrastructure, building, GIS, remote sensing

Introducción

Frente a los efectos del cambio climático, el crecimiento de la población y las elevadas tasas de urbanización; el estudio de la infraestructura verde a escala urbana es un tema relevante para científicos y responsables de la planificación y políticas públicas por los servicios ecosistémicos que provee para alcanzar una mejor calidad de vida en las ciudades (Elmqvist et al. 2013; Elmqvist et al. 2015; Locke y McPhearson, 2018; McPhearson et al. 2017; Nowak, Hoehn, Bodine, Greenfield y O'Neil-Dunne, 2013; Tavares, Beltrão, Silva Guimarães, Teodoro y Gonçalves, 2019; Weber, 2013). La infraestructura verde en la ciudad proporciona beneficios tales como la regulación del microclima (Correa, 2008; Nowak, Hoehn, Crane, Stevens y Walton, 2007; Pearlmutter, Bitan y Berliner, 1999; Santamouris et al. 2018), la mejora de la calidad del aire por la reducción de contaminación sonora, captura y almacenamiento de carbono (Beckett, Freer-Smith, y Taylor, 2000; Nowak, Crane y Stevens, 2006; Pathak, Tripathi y Mishra, 2011; Puliafito, Guevara y Puliafito, 2003), mitigación de escorrentías (Ahiablame, Engel y Chaubey, 2012; Liu, Chen y Peng, 2014), provisión de hábitat y conservación de biodiversidad (Rudd, Vala y Schaefer, 2002; Ziter, 2016), beneficios socio-psicológicos para el bienestar humano (Coutts y Hahn 2015; Holtan, Dieterlen y Sullivan, 2014; Taylor y Hochuli, 2015) y socio-económicos (Escobedo, Adams y Timilsina, 2015; Martinuzzi, Ramos-Gonzales, Muñoz-Erickson, Locke, Lugo y Radloff, 2017); además genera cohesión social e integración comunitaria (Barbosa et al. 2007, Jennings y Bamkole, 2019) y ahorro de energía (Akbari, 2002; Ko 2018). La temática energética presenta problemáticas particulares en entornos urbanos de clima árido y semiárido ya que el balance de energía a nivel urbano es dependiente de la irradiancia solar recibida por la morfología urbano-edilicia (Haider, 1997; Oke, 1988; Roth, 2013; Givoni, 1998; Owens, 1986). Históricamente las ciudades insertas en tierras secas se han adaptado al ambiente y a la escasez de recursos con la adopción de tejidos urbanos compactos y a partir de la generación de microclimas. Existen patrones diversos de asentamientos urbanos, algunos han incorporado la forestación como forma de mitigación de las condiciones climáticas. La posibilidad de alcanzar la eficiencia energética y aprovechar el potencial de energía solar ha sido explorada en las últimas décadas en países desarrollados, emergentes y en desarrollo. Enfoques clásicos de acceso al sol se desarrollaron originalmente en la década de 1970. Posteriormente se introdujeron nociones complementarias correspondiente al volumen sombreado por edificios preexistentes en la zona edificable (Capeluto y Shaviv, 2001; Capeluto, Yezioro, Bleiberg y Shaviv, 2006), superficies que aseguran una cierta cantidad de irradiación en períodos de interés (Morello y Ratti, 2009) y sombreado por

arbolado (McPerson y Simpson, 2003). La energía solar ofrece un gran potencial para la integración renovable (Kammen y Sunter, 2016; Reddy y Harinarayana, 2015). Sin embargo, en tierras áridas las ganancias a través de la envolvente del edificio y las superficies expuestas a la radiación solar en espacios abiertos públicos también pueden producir condiciones extremas en verano (Michels y Güthsb, 2008). El sombreado del arbolado reduce el acceso a la radiación solar en la estación cálida disminuyendo las cargas térmicas de los edificios y mejorando la habitabilidad de los espacios públicos abiertos (Gómez-Muñoz y Fernández, 2010; Heisler, 1986; Ling Tang y Zhang, 2013), mientras la evapotranspiración estival, usa un porcentaje de la radiación que intercepta para evaporar el agua de sus hojas (Monteith y Unsworth, 1990); la configuración urbana con calles anchas combinada con especies caducas permite el acceso a la radiación solar en invierno, en el modelo de adaptación de ciudades forestadas con clima desértico frío. Las áreas verdes a nivel de suelo (terrazas, prados y jardines) en verano reducen la temperatura superficial ya que absorbe cerca del 80% de la energía incidente, parte de ella la utiliza para la evapotranspiración, posee además, un coeficiente de reflexión cercano al 15-20% que permite mantener baja la radiación reflejada hacia las superficies vecinas.

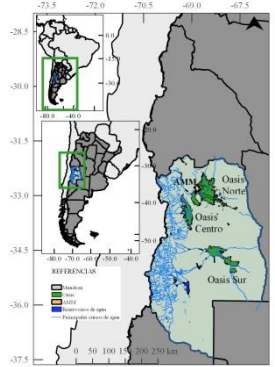
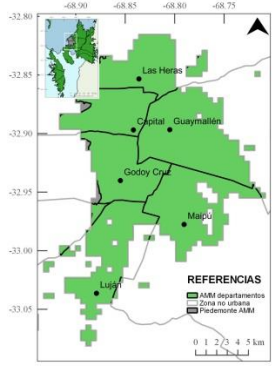
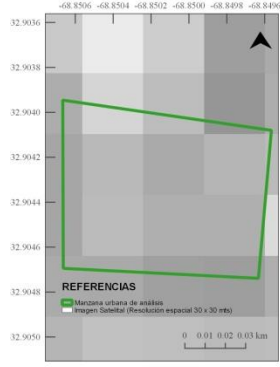

En estudios realizados sobre el impacto de la evapotranspiración, coberturas verdes superficiales y cubiertas arbóreas en ambientes urbanos forestados, utilizando el modelo i-tree canopy (Ellingsworth, Binkley y Maco, 2016) relevamiento in-situ y coeficientes ecofisiológicos (Carrieri et al., 2009), permitió determinar el porcentaje del área total de espacio verde ambientalmente útil como modificador ambiental en entornos urbanos, arribando a la conclusión de la necesidad de estudiar los índices de vegetación a escala urbana y la generación de documentos cartográficos (Arboit y Betman, 2017). En este sentido los datos de detección remota han abierto nuevas oportunidades para mapear la vegetación urbana y comprender las relaciones en las ciudades (Locke, Landry, Grove Y Chowdhury, 2016) con microclima (Davis, Jung, Pijanowski y Minor, 2016), cambios en la cobertura del suelo urbano (Meera Gandhi y Christy, 2015; Zhou, Troy y Grove, 2008); crecimiento urbano (Shahabi, Ahmad, Mokhtari y Ali Zadeh, 2012), calidad del ambiente urbano (Santana-Rodríguez, Escobar-Jaramillo y Capote, 2010), superficies impermeables (Kaspersen, Fensholt y Drews, 2015). Algunas investigaciones han explorado las conexiones entre cambio de cobertura vegetal, cambios urbano-edilicios y gestión ambiental de la ciudad (Locke et.al. 2014), a nivel local se ha realizado un análisis multitemporal y multiespacial de los índices de vegetación NDVI y SAVI en los centros urbanos y oasis irrigados (Norte-Centro) de Mendoza que permitieron obtener correlaciones preliminares interanuales

con datos climáticos, de recurso hídrico (considerando caudales de ríos y nieve) y de población (Arboit y Maglione, 2018 a); posteriormente se ha estudiado la situación actual y los cambios recientes en los índices de vegetación NDVI para el AMM (Arboit y Maglione 2018 b), pero quedó pendiente el análisis de las relaciones entre la actividad fotosintética vegetal, las condicionantes que impone la edificación y la vegetación, aspecto clave en la planificación urbana, en la definición de políticas de renovación, crecimiento urbano, intervención y gestión de la vegetación urbana.

En el presente estudio se han utilizado datos de teledetección, datos catastrales y municipales, sistemas de información geográfica (SIG) y diferentes técnicas de análisis estadístico para evaluar la huella edilicia (HE), el Factor Edilicio Total (FET) y las variables del arbolado urbano: completamiento y transmisividad a fin de explicar la distribución espacial del NDVI en el Área Metropolitana de Mendoza (AMM). El objetivo es determinar a futuro, estrategias de intervención que posibiliten alcanzar mejoras en los valores de actividad fotosintética vegetal en ciudades forestadas insertas en clima seco.

Presentación del Caso de Estudio.

La provincia de Mendoza se extiende en el centro-oeste argentino y se sitúa entre los -32° y $-37^{\circ}35'$ de latitud y los $-66^{\circ}30'$ y $-70^{\circ}35'$ de longitud (Instituto Geográfico Nacional de la República Argentina, 2017), con una superficie de 150.839 km^2 y una población de 1.741.610 habitantes. Se localiza en una zona templada, con clima árido a semiárido y un promedio de precipitaciones entre 200 y 250mm anuales.

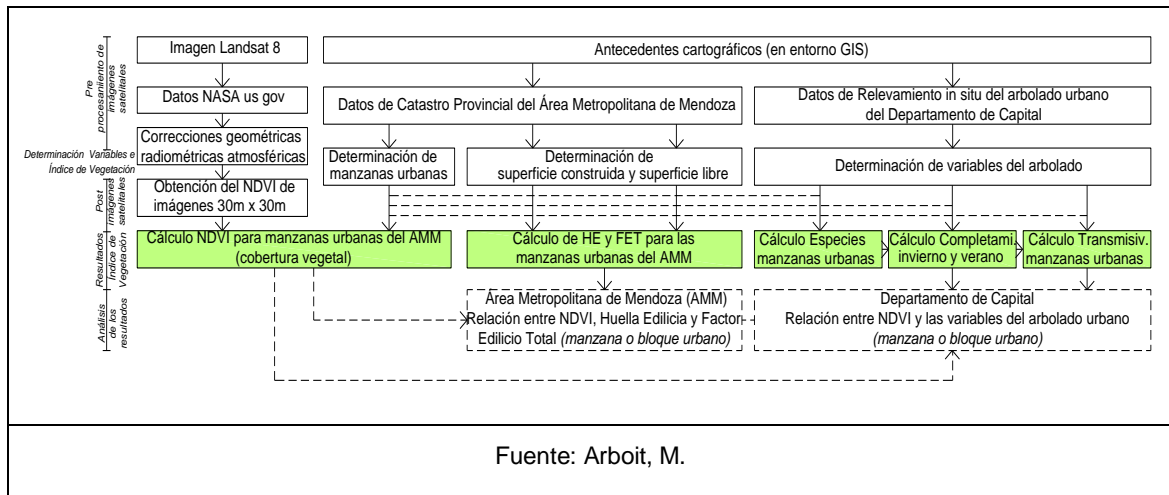
<p>Fig. N° 1: Ubicación de los oasis de cultivo con aprovechamiento hídrico.</p>	<p>Fig. N° 2: Departamentos del AMM.</p>	<p>Fig. N° 4: Imagen de una manzana urbana de análisis.</p>	<p>Fig. N° 5: Superposición de la imag. Satelital y Fig. N°4.</p>
			
<p>Fuente: Arboit, M.</p>	<p>Fuente: Arboit, M.</p>	<p>Fuente: Arboit, M.</p>	<p>Fuente: Arboit, M.; con base en escena: 27/02/2011</p>

La superficie de los oasis de cultivo de la provincia constituye alrededor del 4,5% de la superficie total (Fig. N°1). El 98,5% de la población se concentra en los oasis irrigados. La zona definida como universo de análisis es el AMM ubicado en el oasis norte y conformado por seis departamentos administrativos: Capital, Godoy Cruz, Guaymallén, Las Heras, Luján de Cuyo y Maipú (Fig. N°2).

Metodología

Si bien el desarrollo metodológico de esta investigación ha sido ya parcialmente informado en publicaciones previas (Arboit y Maglione, 2018 b), se estima necesario presentar en la Fig. N°3 una síntesis del mismo con el fin de facilitar la comprensión de los resultados de las tareas recientes que se presentan por primera vez en este trabajo.

Figura 3: Cuadro del diseño metodológico.



Fuente: Arboit, M.

La labor realizada se desglosa en una sucesión de tareas, en las que se utilizan metodología específica para cada una de las mismas.

1. Recopilación de la información cartográfica disponible en entorno GIS para el AMM. Análisis de imágenes satelitales mensuales provenientes de Landsat 8 (resolución espacial 30m y espectral R= 0.64µm-0.67µm; NIR 0.85µm-0.88µm) para el período 2013-2017 (United States Geological Survey, 2016). Procesamiento de datos catastrales urbano-edilicios (Dirección General de Catastro- Mendoza, 2010) y datos del censo digital georreferenciado del arbolado público (Municipalidad de Capital, 2012). Preparación de mapas base para el AMM.
2. Selección del indicador descriptivo de la actividad fotosintética de la infraestructura verde a escala urbana.

Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI): es el cociente normalizado entre bandas espectrales (rojo e infrarrojo cercano) registradas por el sensor satelital OLI (Operational Land Imager), con una resolución espacial de 30 metros para las Bandas 4 y 5 (Earth Observation Group, 2017), el índice permite identificar la vegetación de otras superficie; varía entre -1 y +1: valores altos revelan alta actividad fotosintética de la cubierta vegetal (fenología foliar) y estrecha relación con la evapotranspiración; valores bajos indican situaciones de escasa o nula cubierta vegetal y baja actividad fotosintética; valores negativos corresponden principalmente a nubes, agua y nieve (Huete, Jackson Y Post, 1985). La siguiente ecuación responde al índice (Rouse, Haas, Deering, Schell y Harlan, 1974):

$$NDVI = (NIR - R) \div (NIR + R) \quad (1)$$

Dónde:

NIR = Infrarrojo Cercano

R = Rojo

Se realizó el cálculo y mapeo de los valores NDVI para 10390 manzanas urbanas, considerando 38 escenas mensuales en el periodo 2013-2017 (394820 resultados para el período 2013-2017), concluyendo en este punto la exposición de la labor ya informada (Arboit y Maglione, 2018 b).

Se toma a la manzana urbana como unidad de análisis. Se considera la superficie de la manzana urbana desde eje de calle a eje de calle en el cálculo del NDVI a fin de incluir el arbolado urbano. Se relacionan los valores de índice y variables, al límite interior de la manzana (Figs. N°4 y 5).

3. Definición de un conjunto de variables edilicias y del arbolado urbano, para el análisis de su incidencia en el NDVI.

Variables edilicias:

Huella Edilicia (HE): es la relación entre el área edilicia construida en planta baja y la superficie total construible del terreno. Se expresa como fracción y nos permite estudiar la relación entre superficie libre de edificación y superficie edificada.

Factor Edificio Total (FET): es la relación entre el área total construida y la superficie total del terreno. Se expresa como fracción. Se calculan como sumatorias de todos los edificios y lotes situados en cada manzana, resultando en un valor único, como si se tratara de un solo edificio y la superficie total de la manzana urbana.

Se obtienen de las siguientes ecuaciones:

$$HE = (SC_{PB}) \div (STL) \quad (2)$$

$$FET = (SC_{Total}) \div (STL) \quad (3)$$

Dónde:

Dónde:

SC_{PB} : Superficie construida en planta baja

SC_{Total}: Superficie construida total en la manzana urbana

STL: Superficie Total de la Manzana Urbana

STL: Superficie Total de la Manzana Urbana

Variables del arbolado urbano: Se ha trabajado con datos cartográficos de la Dirección General de Catastro de Mendoza (2010) y del censo digital georeferenciado del arbolado público de la Capital de Mendoza (2012). El número de arbolado público censado en el departamento de Capital fue de 48419, de los cuales: 18809 ejemplares de Morera (*Morus alba*) (38.85%), 8037 de Fresno Europeo (*Fraxinus excelsior*) (16.60%), 4319 de Plátano (*Platanus acerifolia*) (8.92%), 4064 de Paraíso (*Melia azedarach*) (8.39%), 10359 ejemplares de otras especies (21.39%) y 2831 no definidas (N/D) (5.85%).





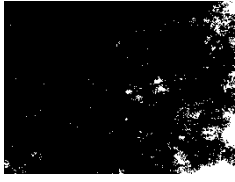
Se ha estudiado en una primera etapa la distribución espacial de las cuatro especies con mayor frecuencia por manzana, en una segunda etapa se desglosa el análisis por cada manzana en dos subgrupos de variables: 1. Completamiento y 2. Transmisividad.

Completamiento: expresa la relación porcentual entre el número de árboles existentes alrededor de una manzana urbana y la cantidad máxima posible que podrían existir en la misma manzana considerando la distancia adecuada entre individuos, en porcentaje (Arboit, Diblasi, Fernández Llano y de Rosa, 2008).

Transmisividad: se refiere a la cantidad de radiación global media estacional que atraviesa la copa de los árboles, respecto a la cantidad de radiación global en el mismo periodo, sin obstrucciones (Arboit, 2013; Arboit y Betman, 2014; Cantón, Cortegoso y de Rosa, 1994; Cantón, Mesa, Cortegoso y de Rosa, 2003; Carretero, Moreno, Duplancic, Abud, Vento y Jauregui, 2017). Se la considera en valores porcentuales estacionales por especie (Fig. N°6).

4. Cálculo de índice de vegetación, variables edilicias y del arbolado. Se calculan y mapean los valores de las variables edilicias HE y FET para la totalidad de las manzanas del AMM. Se selecciona una muestra representativa de 880 manzanas urbanas de Capital que contaban con información censal para el cálculo y mapeo del sub conjunto de variables del arbolado urbano (Municipalidad de Capital, 2012). Para facilitar los cálculos en la cartografía georreferenciada fue necesario combinar los archivos .shp de las áreas de estudio y los valores resultantes de: NDVI, HE, FET, Arbolado (transmisividad y completamiento).

Fig. N°6: Imágenes blanco y negro de transmisividad.

 Paraiso Sombrilla Melia azedarach fm. Umbraculifera		
	Transmisividad verano	Transmisividad otoño
		
	Transmisividad invierno	Transmisividad primavera
Archivo de: Arboit, M.		

5. Análisis estadístico. Conocidos los niveles de actividad fotosintética a través del NDVI e identificadas las configuraciones de las variables edilicias y del arbolado urbano existentes por manzana, se analizan los resultados y se determinan:

- a. Comparaciones de medias de poblaciones a través de análisis de varianza.
- b. Cálculo de correlaciones:
 1. Correlaciones entre NDVI anual, HE y FET por departamento;
 2. Correlaciones entre NDVI para las estaciones (otoño-invierno/primavera-verano), FET y HE por departamento;
 3. Correlaciones entre NDVI de Capital con las variables del arbolado (Completamiento y Transmisividad), HE y FET para las estaciones (otoño/invierno, primavera/verano). La presencia de correlación indica el grado de parecido o variación conjunta entre dos variables. Mientras mayor sea la correlación, mayor es el parecido entre ellas. Los índices de correlación considerados varían entre 1 y -1: valores cercanos a 1 indican una relación directa o positiva entre las variables (cuando una crece la otra también) y valores cercanos a -1, una relación inversa o negativa (cuando una crece la otra decrece). Se han categorizado los valores de la correlación r , como: perfecta si $|r|=1$, muy alta si $0.9 \leq |r| < 1$, alta si $0.7 \leq |r| < 0.9$, moderada si $0.4 \leq |r| < 0.7$, baja si $0.2 \leq |r| < 0.4$, muy baja si $0.01 \leq |r| < 0.2$ y nula $|r|=0$.
- c. Pruebas de asociación entre variables categorizadas.
- d. Modelos lineales generalizados para NDVI anual, y NDVI estacional en función de algunas de las variables consideradas, usando según los casos dependencia espacial

para los errores o independencia y varianzas homoscedásticas o heteroscedásticas para distintos agrupamientos.

e. Construcción de un mapa predictivo usando el método geoestadístico kriging al modelar la estructura de correlación espacial

f. Análisis de cuadrantes para estudiar el agrupamiento de algunas variables

Resultados

Área Metropolitana de Mendoza

En la Tabla N°1 se muestran los resultados de valores medios NDVI_{anual}, Huella Edilicia (HE) y Factor Edificio Total (FET) de las manzanas urbanas por departamento.

Tabla N°1: medias de NDVI, HE y FET por Localidad

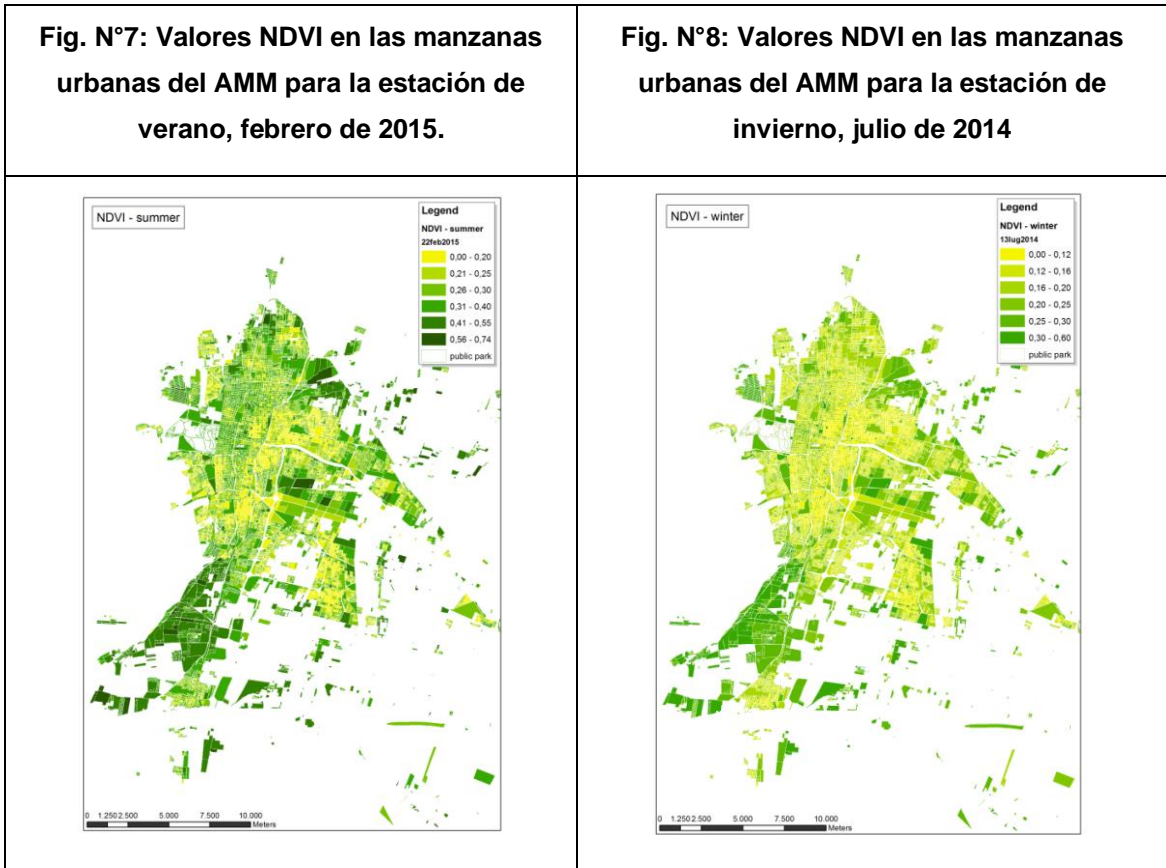
	Capital	Godoy Cruz	Guaymallén	Las Heras	Luján	Maipú
NDVI	0,244	0,211	0,222	0,234	0,290	0,238
HE	0,505	0,474	0,427	0,387	0,270	0,264
FET	0,734	0,523	0,460	0,402	0,289	0,274

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

El índice NDVI se ha calculado para cada manzana urbana del AMM, desde eje de calle a eje de calle, relacionando posteriormente dicho valor al límite interior de la manzana (Figs. N°7 y 8).

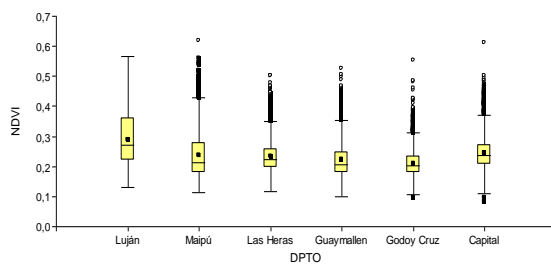
Existen diferencias significativas entre los valores medios de NDVI de las localidades (p -valor<0,0001 al realizar un análisis de la varianza).

De los seis departamentos del AMM, el valor medio NDVI_{anual} más alto (0,290) se ubicó en Lujan de Cuyo, seguido por Capital, Maipú, Guaymallén y Las Heras. En valores absolutos el área urbana con valores NDVI_{anual} más bajos es Godoy Cruz (0.211), (Tabla N°2 y Fig. N° 9).



Fuente: Arboit, M.; Fontanive M.; Cucchietti, C y Morales, J.

Fig. N° 9: Distribución de los valores del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) por departamento del AMM, para el periodo 2013-2017



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

**Tabla N° 2: NDVI. Test:LSD Fisher
 Alfa=0.01 DMS=0.00610**

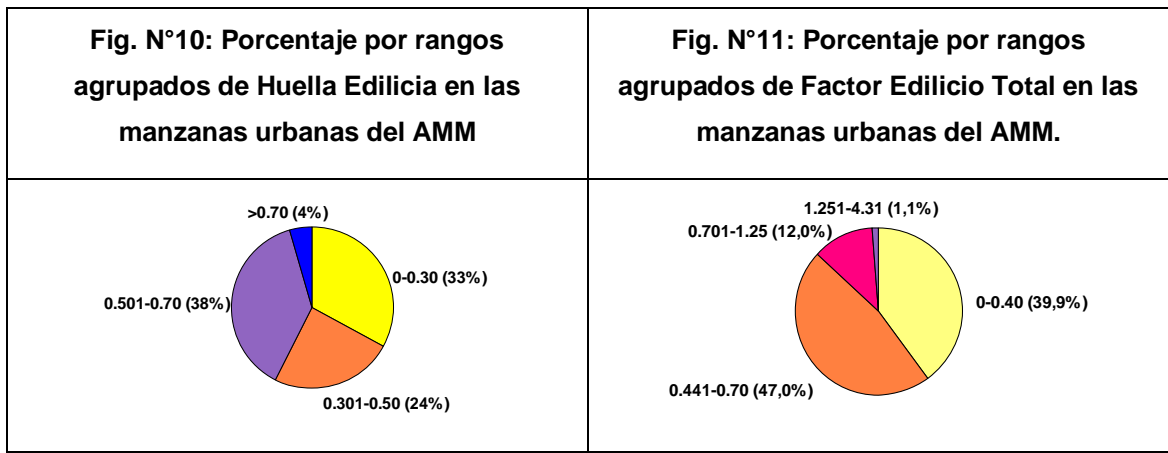
Departamento	Medias	*			
Godoy Cruz	0,211	A			
Guaymallén	0,222	B			
Las Heras	0,234		C		
Maipú	0,238		C	D	
Capital	0,244			D	
Luján	0,290				E

**Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$)*

En la Tabla N° 2 se presentan los valores medios de $NDVI_{anuales}$ de las distintas áreas urbanas departamentales. El test LSD de Fisher indica que los valores medios NDVI

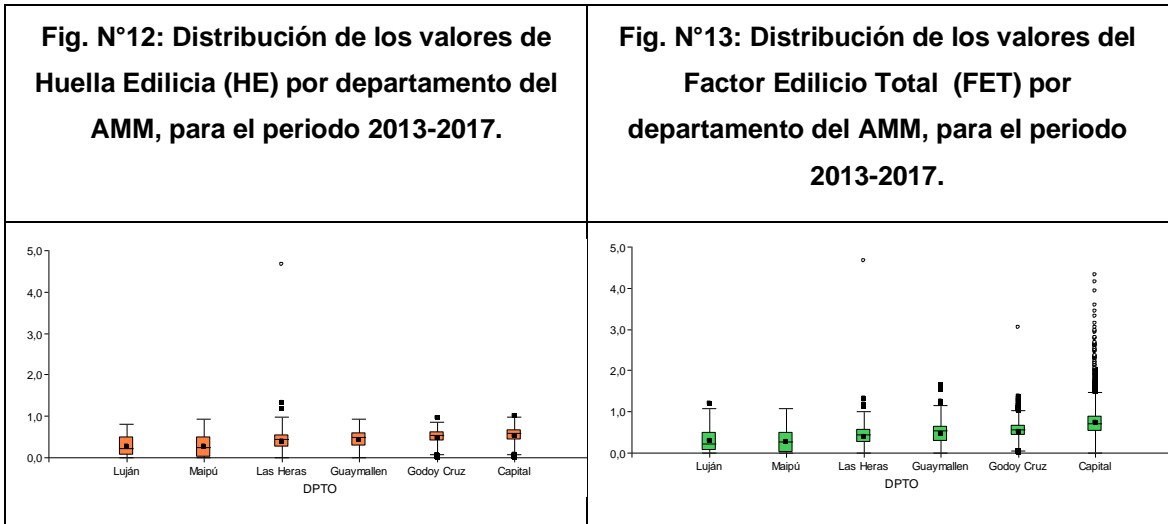
de Luján de Cuyo, Guaymallén y Godoy Cruz son significativamente distintos al resto de los departamentos.

La relación entre superficie edificada y libre para el AMM calculada a partir de los valores medios por manzana de HE es de 0.39 que representa el 61% de la superficie de la manzana libre de edificación. En el análisis de distribución, el mayor porcentaje de manzanas se ubica en un rango entre 0.70 y 0.50 (manzanas que poseen del 30% al 50% de superficie libre de edificación). El valor medio de FET para la totalidad del AMM es de 0.45. (Fig. N°10). Al asociarse los dos rangos predominantes de FET (de 0 a 0.70) la representatividad es del 86.90% de las manzanas (Fig. N°11).

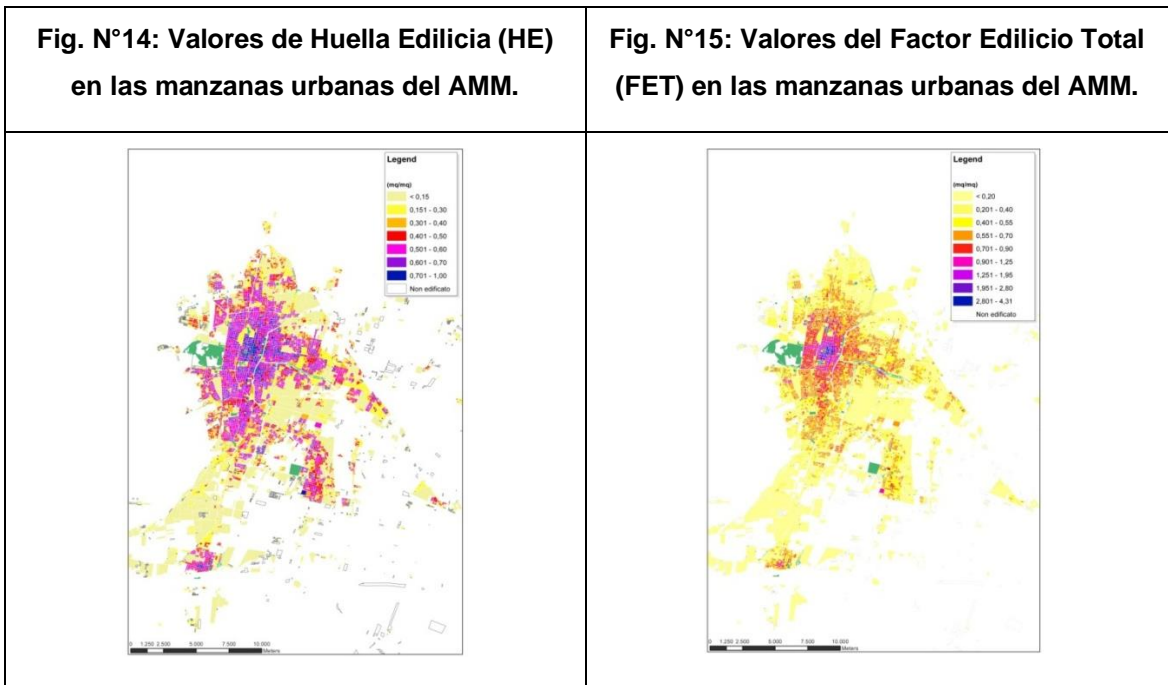


Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Existen diferencias entre los valores de HE y FET para los distintos departamentos (p -valor <0.0001 en ambos casos al realizar un análisis de la varianza). Comparando los seis departamentos del AMM (Figs. N°12 a 15), los valores medios HE y FET más altos (0.505 y 0.734) se ubicaron en Capital, seguido en orden ascendente por Godoy Cruz y Guaymallén. Las manzanas urbanas con menores índices de edificación se ubicaron en Maipú y Luján de Cuyo.



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.



Fuente: Fontanive M. y Arboit, M.

El test LSD de Fisher indica que los valores medios HE y FET de Maipú y Luján de Cuyo son significativamente iguales (Tabla N°3 y 4).

Tabla N°3: HE. Test: LSD Fisher Alfa=0.01 DMS=0.02038 **Tabla N°4: FET. Test: LSD Fisher Alfa=0.01 DMS=0.02674**

Departamento	Medias	*				
Maipú	0,264	A				
Luján	0,270	A				
Las Heras	0,387		B			
Guaymallén	0,427			C		
Godoy Cruz	0,474				D	
Capital	0,505					E

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$).

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Departamento	Medias	*				
Maipú	0,274	A				
Luján	0,289	A				
Las Heras	0,402		B			
Guaymallén	0,460			C		
Godoy Cruz	0,523				D	
Capital	0,734					E

*Medias con una letra común no son significativamente diferentes ($p > 0.01$).

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Correlaciones entre NDVI_{anual}, HE y FET por departamento. Al interpretar los p-valores del test de Pearson por departamento del AMM (Tabla N°5), hay correlación positiva muy alta en todos los departamentos para HE y FET, salvo en Capital donde la correlación es positiva alta (0.71). La correlación entre NDVI_{anual}, con HE y con FET es negativa en todos los casos (cuando una crece la otra decrece) y va de baja a moderada según los departamentos.

En el departamento de Guaymallén se producen las correlaciones negativas moderadas más altas entre NDVI_{anual} y HE (-0.65). El NDVI_{anual} del área urbana de Capital tiene una correlación negativa baja con HE y FET (-0.30 y -0.25 respectivamente).

Tabla N°5: Departamentos. Correlación de Pearson: Coeficientes.

	Capital			Godoy Cruz			Guaymallén			Las Heras			Luján			Maipú		
	NDVI	HE	FET	NDVI	HE	FET	NDVI	HE	FET	NDVI	HE	FET	NDVI	HE	FET	NDVI	HE	FET
NDVI	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00	1,00	0,00	0,00
HE	-0,30	1,00	0,00	-0,42	1,00	0,00	-0,65	1,00	0,00	-0,38	1,00	0,00	-0,54	1,00	0,00	-0,58	1,00	0,00
FET	-0,25	0,71	1,00	-0,39	0,92	1,00	-0,62	0,96	1,00	-0,37	0,98	1,00	-0,53	0,98	1,00	-0,58	0,99	1,00

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

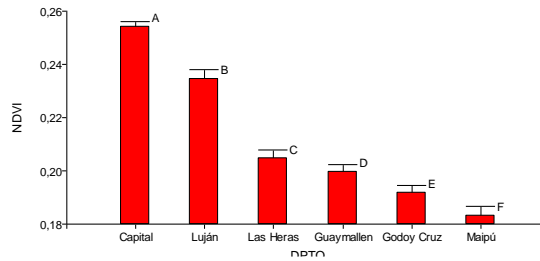
Para analizar el impacto del incremento por unidad de HE y FET sobre el NDVI_{anual} se procedió a aplicar un modelo que los incluyera, pero dada que la correlación entre HE

y FET es alta como se señalara anteriormente, sólo se modeló al valor de NDVI en función del departamento y HE, a través de un modelo heteroscedástico para los departamentos:

$$NDVI_{ij} = \mu + \tau_i + a_{ij} HE + \varepsilon_{ij} \text{ con } \varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma_i^2) \text{ independientes para cada } i \text{ (localidad)}$$

donde μ es el valor medio de NDVI general, τ_i es el efecto del departamento i sobre el valor de NDVI, a_{ij} es el coeficiente asociado a HE en relación al NDVI dentro de cada departamento y σ_i^2 la varianza en la localidad i . Se observa que existen diferencias entre los departamentos y que la variable HE influye sobre el valor de NDVI (en ambos casos el p -valor < 0.0001). En la Fig. N°16 se presenta un gráfico de barra para las medias del NDVI.

Fig. N°16: Estimaciones para el índice de vegetación (Medias NDVI anual considerando una misma HE para todos los departamentos).



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Los valores ajustados para el valor anual de NDVI según los parámetros estimados por el modelo resultan ser los siguientes:

$$NDVI_{Capital} = 0.2842 - 0.0789 HE \quad (4)$$

$$NDVI_{GodoyCruz} = 0.2621 - 0.1080 HE \quad (5)$$

$$NDVI_{Guaymallén} = 0.2998 - 0.1826 HE \quad (6)$$

$$NDVI_{Las Heras} = 0.2705 - 0.0950 HE \quad (7)$$

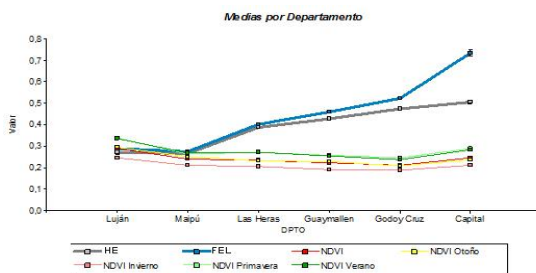
$$NDVI_{Luján} = 0.3460 - 0.2082 HE \quad (8)$$

$$NDVI_{Maipú} = 0.2944 - 0.2121 HE \quad (9)$$

Los resultados muestran que de sufrir un incremento por unidad de HE, Capital es el departamento que menos impacto tendría en el descenso de los valores anuales de NDVI. Los departamentos más sensibles en la disminución del NDVI anual son Maipú y Luján. En el caso de Luján de Cuyo los valores medios anuales estimados NDVI ante ausencia de HE (0.3460) es el mayor comparados con el resto de los departamentos (Ecu. 4-9).

Si bien la ocupación edilicia del suelo urbano y por tanto la influencia del sellamiento de las superficies impacta en la actividad fotosintética vegetal en base al NDVI_{anual} (correlaciones con HE); una huella edilicia porcentualmente baja, no asegura altos índices de NDVI, mientras en áreas urbanas de alta densidad (caso de Capital), con valores altos de HE, FET y con escasas áreas verdes superficiales al interior de las manzanas, se han encontrado valores NDVI altos respecto a las características de la morfología urbana. En este sentido, la profundización del estudio del NDVI en las diferentes estaciones del año y el estudio del arbolado urbano, aparecen aquí como prioritarios, con el propósito de complementar investigación vinculada al diseño de la morfología urbana en tierras secas. *Correlaciones entre NDVI para las estaciones (otoño-invierno/ primavera-verano), FET y HE por departamento.* Los resultados indican valores medios de NDVI con diferencias marcadas en las estaciones de otoño-invierno y primavera-verano. Parte del comportamiento está determinado por las condiciones climáticas; una serie de variables influyen en los ciclos fenológicos y de desarrollo estacional que determina oscilaciones naturales de la vegetación con cambios en la distribución temporal y espacial durante las cuatro estaciones del año (Figs. N°17 y Tabla N°6).

Fig. N°17: Distribución de los valores medios por departamento del AMM, para el periodo 2013-2017.



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Tabla N°6: Valores medios NDVI.

DPTO	Otoño	Invierno	Primavera	Verano
Godoy Cruz	0,21	0,19	0,24	0,24
Guaymallén	0,23	0,19	0,26	0,25
Las Heras	0,23	0,20	0,27	0,27
Maipú	0,25	0,21	0,26	0,27
Capital	0,24	0,21	0,29	0,28
Luján	0,29	0,25	0,34	0,34

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Las correlaciones de NDVI_{otoño-invierno} con HE son negativas moderadas, para todas las localidades; la correlación más alta se observa en Guaymallén con una correlación negativa alta de -0.70. Las correlaciones de NDVI_{otoño-invierno} con FET son negativas moderadas para todas las localidades excepto para Capital donde es negativa baja (-0.36) (Tabla N°7).

Tabla N°7: Coeficientes de Correlación de Pearson

NDVI	Capital		Godoy Cruz		Guaymallén		Las Heras		Luján		Maipú	
	HE	FET	HE	FET	HE	FET	HE	FET	HE	FET	HE	FET
Otoño	-0,45	-0,36	-0,50	-0,47	-0,69	-0,69	-0,45	-0,44	-0,59	-0,59	-0,62	-0,62
Invierno	-0,48	-0,36	-0,55	-0,51	-0,70	-0,67	-0,46	-0,45	-0,58	-0,59	-0,63	-0,62
Primavera	-0,01	-0,03	-0,27	-0,31	-0,56	-0,53	-0,25	-0,23	-0,45	-0,44	-0,52	-0,52
Verano	-0,17	-0,15	-0,23	-0,28	-0,60	-0,57	-0,34	-0,34	-0,48	-0,48	-0,53	-0,53

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Las correlaciones de $NDVI_{\text{primavera-verano}}$ con HE y FET van de negativa moderada (Guaymallén, Maipú y Luján) a baja (Las Heras y Godoy Cruz). En Capital la correlación es nula del índice de vegetación con HE y FET en primavera y muy baja en verano (Tabla 7).

Si modelamos como anteriormente el valor de NDVI para cada estación incorporando a HE, se observan diferencias entre localidades ($p\text{-valor} < 0.0001$) e influencia de HE sobre el valor de NDVI ($p\text{-valor} < 0.0001$) para las cuatro estaciones.

Ante ausencia de HE, el departamento que exhibe mayor valor de NDVI es Luján de Cuyo, y ello es válido en todas las estaciones. Aquellos en lo que se observa una mayor disminución del índice de NDVI a medida que aumenta la HE son Luján de Cuyo y Maipú, cuyas pendiente de descenso son estadísticamente equivalentes. Luego le sigue Guaymallén. Las demás presentan menores pendientes, siendo en primavera-verano Capital la que presenta menor valor de coeficiente para HE, la cual es estadísticamente distinta a todos los demás departamentos.

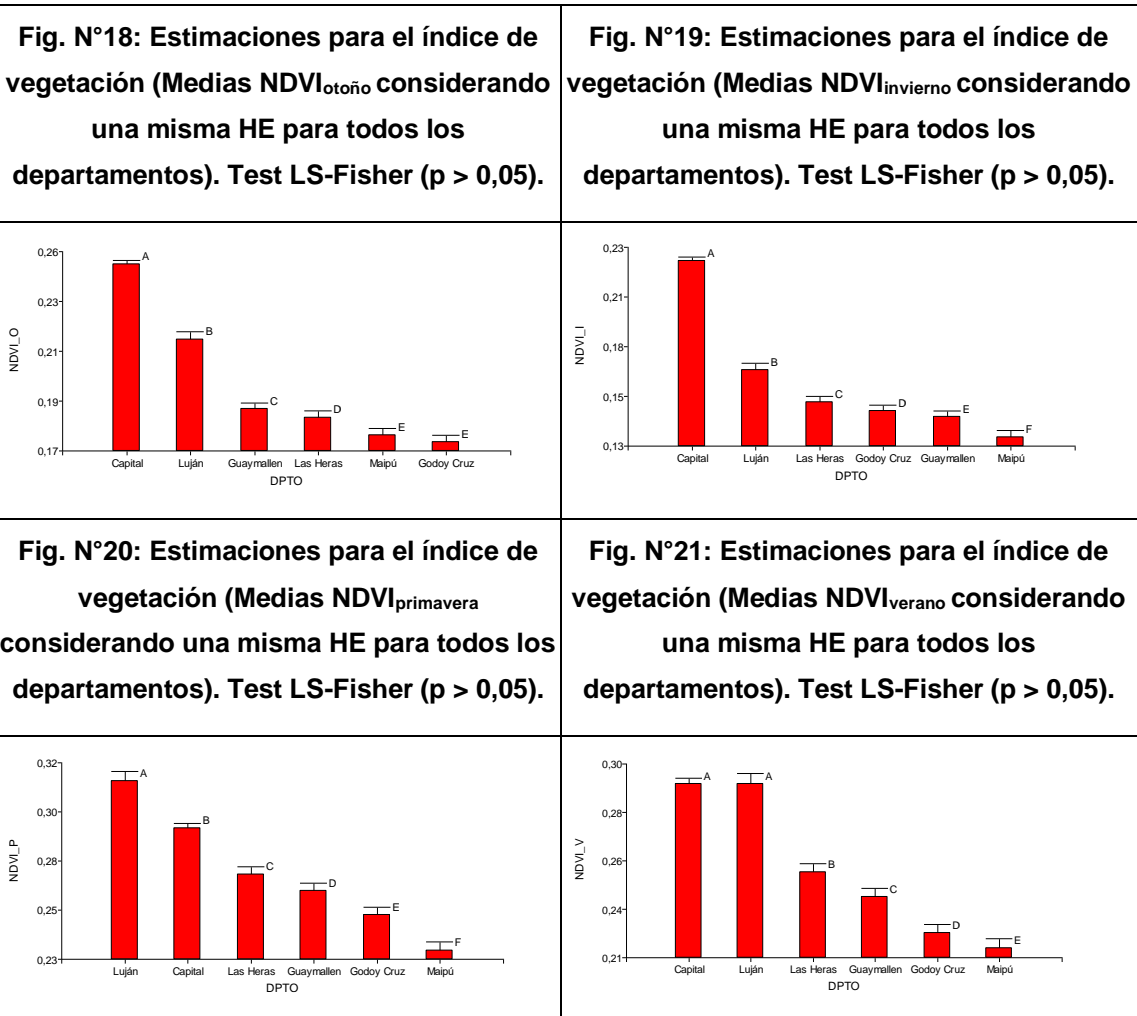
Para Capital la influencia de HE sobre el valor de NDVI es pequeña en todas las estaciones, en particular, para la primavera el coeficiente de HE es nulo ($p\text{-valor para dicho coeficiente es } p\text{-valor} = 0.6057$)^{1*}.

En la Tabla N°8 se observan los valores estimados medios para el NDVI y el coeficiente para HE para cada departamento y estación. En las Figs. N°18 a 21 se grafican para cada estación las diferencias/coincidencias del valor medio del NDVI para los seis departamentos.

Tabla N°8: Valores estimados NDVI y coeficientes HE *donde¹ puede ser considerado 0

Departamento	OTOÑO		INVIERNO		PRIMAVERA		VERANO	
	$\mu+\tau$	Coef.HE	$\mu+\tau$	Coef.HE	$\mu+\tau$	Coef.HE	$\mu+\tau$	Coef.HE
Capital	0,2968	-0,1179	0,2794	-0,1355	0,292	-0,00441*	0,3093	-0,0498
Godoy Cruz	0,2666	-0,1218	0,2518	-0,1349	0,285	-0,085	0,2831	-0,0953
Guaymallén	0,3091	-0,1924	0,2644	-0,1749	0,3357	-0,1844	0,3438	-0,2101
Las Heras	0,2733	-0,1114	0,246	-0,1085	0,2989	-0,0723	0,3118	-0,1021
Luján de Cuyo	0,3592	-0,2417	0,3033	-0,2090	0,3921	-0,1969	0,3927	-0,2113
Maipú	0,3128	-0,2315	0,2676	-0,2104	0,3185	-0,2118	0,3281	-0,2259

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

A partir de los resultados obtenidos, y con el fin de determinar las variables que influyen en la actividad fotosintética, se ha realizado un estudio preliminar de

correlaciones entre NDVI de Capital y el arbolado urbano, considerando además que dicho departamento cuenta con el censo de arbolado (Municipalidad de la Capital, 2012).

Departamento Capital

En el análisis realizado al estudiar las variables HE y FET por departamento, no se incorporaba el arbolado urbano, ni la ubicación espacial de la manzana, aunque en todo el análisis posterior que involucre a estas dos variables, las mismas van a ser tenidas en cuenta.

Si se modela el NDVI en relación a estas dos, teniendo en cuenta la estructura de correlación espacial se obtiene que la que presenta mayor influencia sobre el NDVI es HE ($p\text{-valor} < 0.0001$), y la influencia de FET es menor ($p\text{-valor} = 0.0830$). Siendo los coeficientes estimados para cada una de las dos variables -0.0670 y -0.0077 . Con lo que considerando un incremento de HE de 1 unidad, el NDVI decrece en 0.0670 para FET fijo y considerando el aumento de FET de 1 unidad, el NDVI decrece en 0.0077 para HE fijo. El NDVI anual estimado a partir de los valores de NDVI donde están presentes las cuatro especies de mayor frecuencia para el departamento Capital y considerando las ubicaciones espaciales, resulta:

$$NDVI = 0.2837 - 0.0670 HE - 0.0077 FET \quad (10)$$

En las Figs. N°22 y 23 se presenta la cartografía de dos escenas elegidas como representativas (estival e invernal) que permiten observar comparativamente la distribución espacial de los valores medios de NDVI por manzana de Capital.

Fig. N°22: Valores NDVI en las manzanas urbanas de Capital para la estación de verano, febrero de 2015.

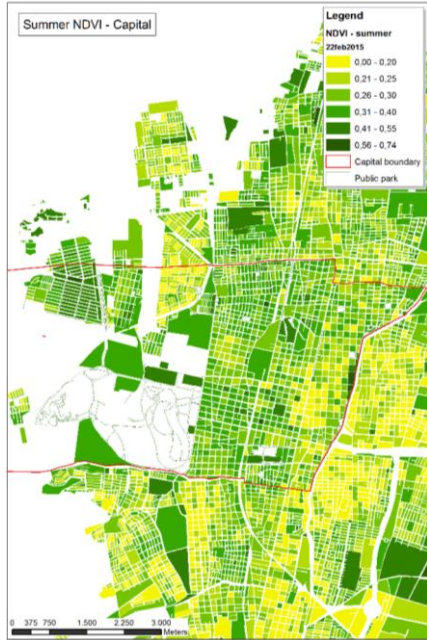
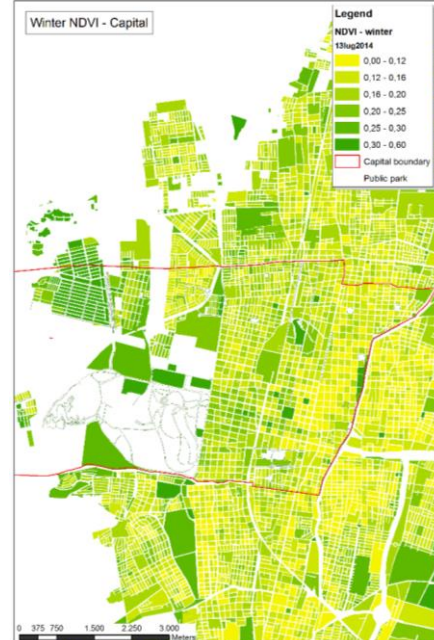
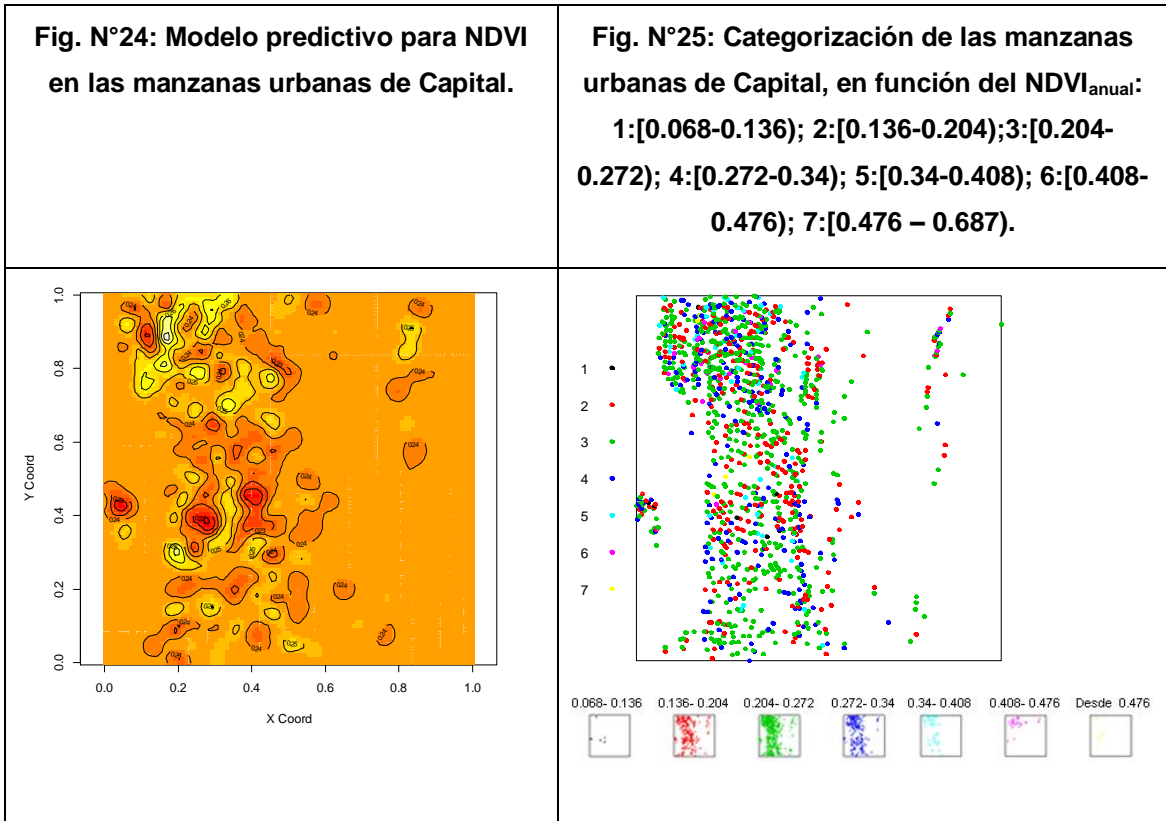


Fig. N° 23: Valores NDVI en las manzanas urbanas de Capital para la estación de invierno, julio de 2014.



Fuente: Arboit, M.; Fontanive M.; Cucchiatti, C y Morales, J.

El análisis de los resultados indica un valor anual promedio NDVI para la totalidad de las manzanas urbanas de Capital de 0.244. A partir de los valores observados se construyó un mapa predictivo continuo para NDVI usando la técnica geoestadística conocida como Kriging al modelar la estructura de correlación espacial mediante un variograma de la familia esférica, en la Fig. N°24 se presenta dicha representación junto con las curvas de nivel, las cuales permiten observar una heterogeneidad de situaciones con curvas de niveles marcadas en distintos sectores de Capital.

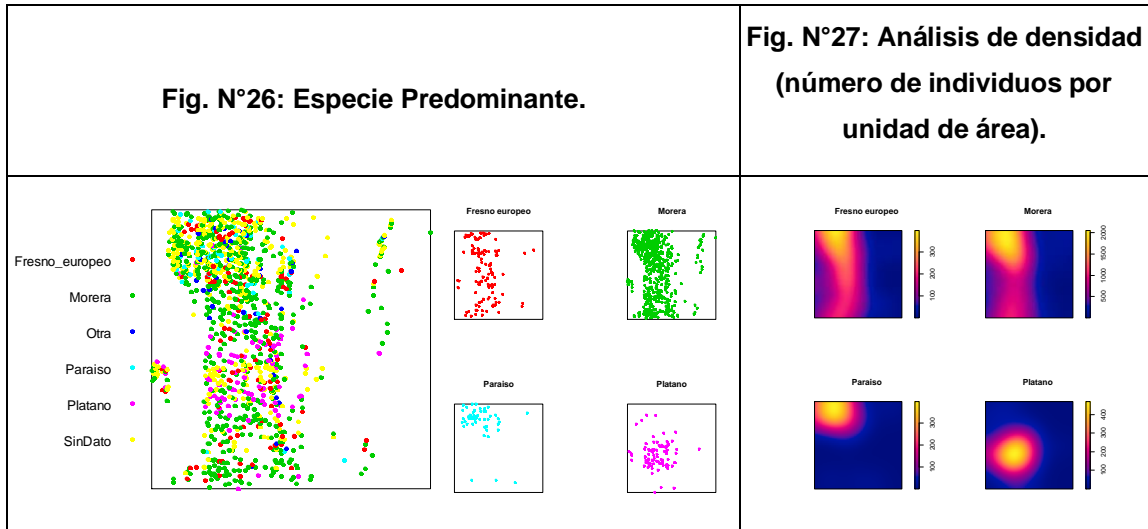


Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Se han categorizado el valor NDVI_{anual} de las manzanas urbanas de Capital en siete intervalos de igual longitud (0.068). En la Fig. N°25 se presentan los resultados. La categoría con mayor representatividad es la 3 (valores que representan un moderado vigor vegetativo) con un 50.99%; las categorías 1 y 2 con valores NDVI_{anual} por debajo de 0.204 que indicarían un bajo o nulo vigor vegetativo en las manzanas urbanas representan un 24.79% y las categorías con valores NDVI_{anual} por encima de 0.34 (5 a 7 medio, alto y muy alto vigor vegetativo) representan el 7.06% de las manzanas de Capital.

A fin de considerar las variables del arbolado urbano y contemplar una misma escala de trabajo, se ha calculado en una primera etapa la distribución espacial de las cuatro especies con mayor frecuencia por manzana.

De 1218 manzanas urbanas con datos catastrales de Capital se cuenta con información sobre el censo de arbolado público de 836 manzanas. Los resultados de proporción de representatividad por manzana es: Morena *Morus alba* (0.473), Fresno europeo *Fraxinus excelsior* (0.094), Plátano *Platanus acerifolia* (0.075), Paraíso *Melia azedarach* (0.045), manzanas sin información (S/D) (0.278) y otros.



Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Al aplicar el análisis de cuadrantes (estadístico espacial) en el cual se divide a Capital en unidades regulares y se estudia el número de ejemplares que aparecen dentro de cada cuadrante, la hipótesis nula de que la distribución es homogénea se rechaza para cada una de las especies (para las cuatro hipótesis planteadas para cada una de las especies: Morera, Plátano, Fresno y Paraíso, el p-valor < 0.0001), por lo que puede decirse que existen patrones de agrupamiento para cada una de las especies predominantes por manzana. La Fig. N°26 presenta el gráfico de puntos para las especies predominante por manzanas y en la Fig. N°27 se observa un gráfico continuo obtenido desde el gráfico anterior, en donde visualmente se detectan las áreas en donde se concentra la especie predominante por manzanas.

Al estudiar la asociación entre las categorías de NDVI agrupadas por vigor según la siguiente clasificación [0.68-0.204), [0.204-0.272), [0.272-0.34) y [0.34-0.687), y en relación a las cuatro especies de mayor frecuencia (Plátano, Paraíso, Morera y Fresno), se puede concluir que existe asociación entre estas categorías de NDVI y estas cuatro especies, ya que el p-valor para la prueba chi-cuadrado es < 0.0001 (Tablas N° 9 y 10). No existiendo una distribución uniforme de cada especie dentro de cada categoría de NDVI.

Tabla N° 9: Tabla de contingencia. Frecuencias absolutas de especies del arbolado en las manzanas urbanas.

Arbolado	Categorización del NDVI _{anual}				
	1- 2	3	4	5 – 6- 7	Total
<i>Fraxinus excelsior</i>	22	73	19	0	114
<i>Morus alba</i>	107	356	103	10	576
<i>Melia azedarach</i>	1	37	14	3	55
<i>Platanus acerifolia</i>	37	27	23	4	91
Total	167	493	159	17	836

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Tabla N° 10: Valor del estadístico de la prueba chi-cuadrado para independencia, grados de libertad y p-valor

Estadístico	Valor	gl	p
Chi Cuadrado Pearson	55.62	9	<0.0001
Chi Cuadrado MV-G2	59.17	9	<0.0001

Al modelar el valor del NDVI en función de las cuatro especies predominantes por manzanas que poseen la mayor frecuencia, e incorporando una estructura de correlación espacial para los errores a la vez que se incorpora la heteroscedasticidad para las especies. Se puede afirmar que hay diferencia entre las especies de árboles en relación al NDVI (p -valor=0.0003).

A partir del procesamiento y análisis de los datos catastrales y del censo del arbolado de la Capital de Mendoza; en una segunda etapa se han cartografiado y analizado por cada manzana las variables del arbolado urbano: completamiento y transmisividad. El estudio se ha realizado en las manzanas urbanas que poseen relevamiento de arbolado y que se han identificado las 4 especies predominantes.

Completamiento: Los resultados del análisis del impacto del incremento por unidad de HE y FET sobre el NDVI_{anual} incorporando la variable Completamiento nos indican que ésta, HE y FET influyen en NDVI_{anual} de Capital (Tabla N°11). Resultando la siguiente ecuación para el valor medio estimado de NDVI:

$$NDVI=0.2721-0.1125 HE -0.0083 FET +0.0005 Completamiento (11)$$

De la comparación del NDVI entre las manzanas urbanas que poseen datos de relevamiento del arbolado, en la estación de otoño-invierno, se desprende que los índices NDVI tienen un coeficiente negativo para HE y FET; es decir, que si el HE (FET) aumenta en una unidad, fijadas las otras variables, el valor de NDVI disminuye en 0.1125 (0.0083) aproximadamente. Al interpretar los valores de la Tabla N°12, la que presenta mayor influencia sobre el NDVI es HE. La variable completamiento tiene un coeficiente positivo con NDVI; cuando el número de árboles existentes alrededor de una manzana urbana es alto, aumenta el valor de NDVI y viceversa. La posibilidad de mejora del completamiento es factible a partir de la incorporación de ejemplares

faltantes en las manzanas urbanas. Se podría mejorar el 50.36% de las manzanas urbanas de Capital a partir del completamiento del arbolado público (más del 10% de ejemplares faltantes). Las manzanas que podrían ser consideradas como prioritarias en la intervención son aquellas con valores de completamiento inferiores al 50% (32 manzanas), considerando siempre las manzanas con las que se cuenta con información censal del arbolado (Fig. N° 28 y Tabla N°13).

Tabla N° 12: Coeficientes del modelo lineal general con efectos fijos y estructura de correlación espacial, y p-valor para la prueba sobre el coeficiente

Coef.est. (p-valor)	OTOÑO	INVIERNO	PRIMAVERA	VERANO
Media general	0.2708 (<0.0001)	0.2296 (<0.0001)	0.3082 (<0.0001)	0.3067 (<0.0001)
HE	-0.1104 (<0.0001)	-0.1268 (<0.0001)	-0.0992 (<0.0001)	-0.1079 (<0.0001)
FET	-0.0124 (0.0001)	-0.0048 (0.0763)	-0.0072 (0.1072)	-0.0110 (0.0125)
Completamiento	0.0004 (<0.0001)	0.0004 (<0.0001)	0.0006 (<0.0001)	0.0006 (<0.0001)

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M

N°28: Completamiento del arbolado. Valores medios por manzana urbana de Capital.



Fuente: Fontanive M. y Arboit, M.

Tabla N° 11: Combinando HE, FET y Completamiento. Considerando las manzanas con datos de relevamiento de arbolado público.

	Efectos fijos			
	Value	Std. Error	t- value	p-value
(Intercept)	0,2721	0,0078	34,7235	<0,0001
HE	-0,1125	0,0111	-10,1591	<0,0001
FET	-0,0083	0,0034	-2,4552	0,0143
Completamiento	0,0005	0,0001	8,4433	<0,0001

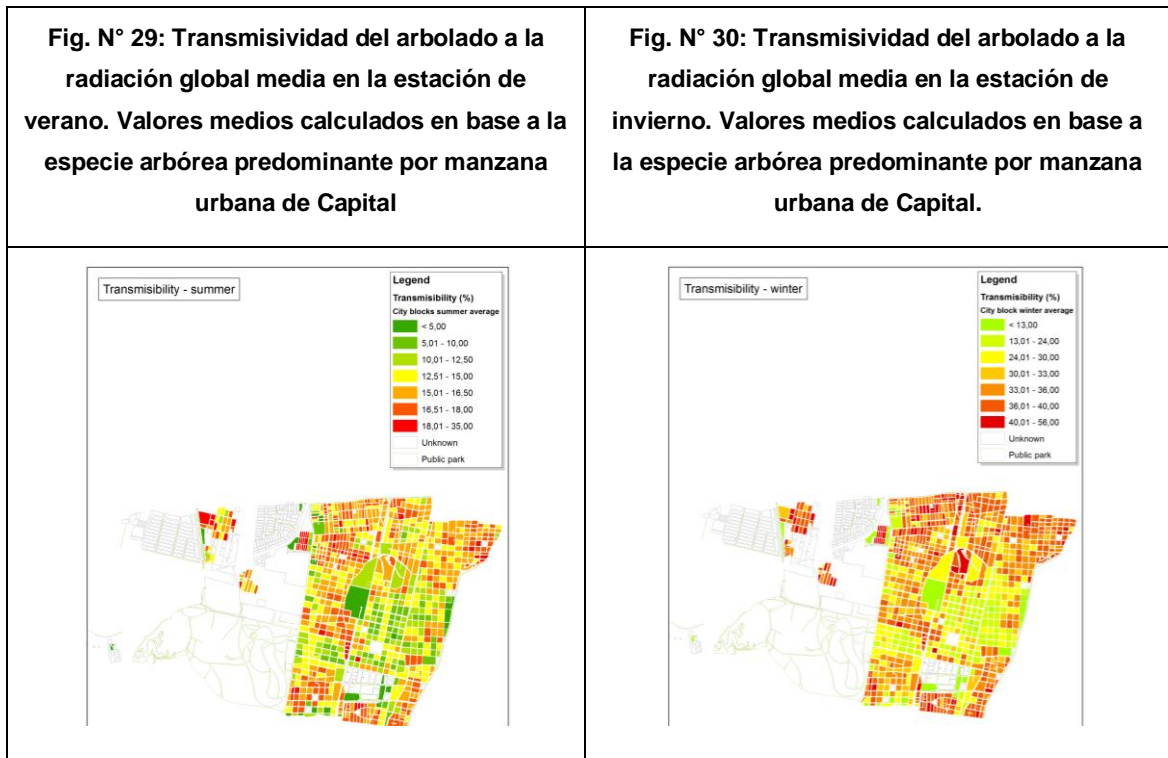
Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

Tabla N° 13: Completamiento en las manzanas urbanas de la Capital de Mendoza considerando las manzanas con datos de relevamiento de arbolado público.

Completamiento	Manzanas de Capital (N°)	Manzanas por categoría de completamiento (%)
menos de 50	32	3.83
50.01 a 60	55	6.58
60.01 a 70	101	12.08
70.01 a 80	152	18.18
80.01 a 90	182	21.77
90.01 a 100	125	14.95
más de 100	189	22.61
	836	100.00

Fuente: Arboit, M.; Maglione, D.; Fontanive M.

Trasmisividad: La variable trasmisividad ha sido relevada por estaciones (invierno y verano), por lo que para incorporarla se ha estudiado el NDVI de cada estación en relación a completamiento, HE y FET e incorporando trasmisividad.



Fuente: Fontanive, M. y Arboit, M.

Los resultados obtenidos muestran que todas las variables influyen sobre el NDVI en invierno con una correlación negativa con HE, FET, trasmisividad y una correlación positiva con completamiento, si se consideran sólo los datos para las manzanas con relevamiento de arbolado y donde se han identificado las 4 especies predominantes. En la Tabla N° 14, se presentan las variables y los coeficientes. El modelo para $NDVI_{Invierno}$ estimado en función de esas variables es:

$$NDVI_{Invierno} = 0.2481 - 0.1216 HE - 0.0075 FET + 0.0004 Completamiento - 0.0006 Trasmisividad \quad (12)$$

Tabla N° 14: valores del ajuste de un modelo lineal general con efectos fijos y estructura de correlación espacial

	Invierno				Verano			
	Value	Std.Error	t-value	p-value	Value	Std.Error	t-value	p-value
(Intercept)	0,2481	0,0077	321,866	<0,0001	0,3198	0,0126	254,241	<0,0001
HE	-0,1216	0,0089	-137,154	<0,0001	-0,1035	0,0146	-71,007	<0,0001
FET	-0,0075	0,0028	-26,958	0,0072	-0,0127	0,0045	-28,200	0,0049

Completamiento	0,0004	4,7E-05	83,398	<0,0001	0,0006	0,0001	81,949	<0,0001
Transmisividad	-0,0006	0,0002	-40,556	0,0001	-0,0010	0,0006	-17,740	0,0764

Fuente: Maglione, D.; Arboit, M.

De manera equivalente, en verano las correlaciones son negativas con HE, FET y positiva con completamiento. El coeficiente de la variable trasmisividad es negativa y es la única variable que prácticamente no influye en sobre el $NDVI_{\text{verano}}$, aunque ha sido incorporada al modelo:

$$NDVI_{\text{Verano}} = 0.3198 - 0.1035 HE - 0.0127 FET + 0.0006 \text{ Completamiento} - 0.0010 \text{ Transmisividad} \quad (13)$$

Conclusiones

La investigación profundizó el análisis sobre las relaciones entre el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI), la huella edilicia (HE), el Factor Edilicio Total (FET) y las variables del arbolado urbano: transmisividad y completamiento; en el AMM. El análisis estadístico de los resultados a través de estimación de correlaciones demostró un impacto negativo de la HE y del FET sobre el NDVI en los distintos departamentos.

Godoy Cruz es el departamento del AMM prioritario a intervenir para la mejora de los índices de vegetación por los bajos valores $NDVI_{\text{anual}}$ para el período estudiado 2013-2017.

Las manzanas urbanas de Guaymallén y Las Heras siguen en orden descendente de NDVI medio anual y ascendente de HE y FET a Godoy Cruz, estos tres departamentos requieren estrategias de aumento de arbolado y superficies vegetadas, considerado las limitantes que impone la forma urbana, el sellamiento del suelo y la edificación a la hora de diseñar e implementar estrategias de mejora.

Maipú es el departamento con menor HE y FET, donde se podrían haber esperado valores altos $NDVI_{\text{anual}}$, sin embargo son superados por Capital y Luján de Cuyo. Maipú, además de un aumento en los índices de vegetación en el ámbito público y privado, debe considerar estrategias para resolver la tendencia significativa de pérdida de vegetación (Arboit y Maglione, 2018 a) a fin de mitigar el impacto antrópico de los últimos 50 años; siendo el departamento con mayores posibilidades de intervención por su morfología urbano-edilicia. Es también el departamento más sensible a la disminución de NDVI de aumentar la HE; por lo que a medida que se autoricen nuevas construcciones debería exigirse un aumento de la infraestructura verde a fin de mitigar el impacto edilicio, dicha estrategia también es necesaria en Luján de Cuyo.

Las manzanas urbanas que requieren una estrategia de tutela y conservación de la vegetación se ubican en Lujan de Cuyo y Capital. Los valores NDVI de las manzanas de Luján de Cuyo son significativamente distintas al resto de las manzanas del AMM, dicho departamento debe tomar acciones concretas a fin de preservar su vegetación. En Capital se ha podido realizar un trabajo más detallado al contar con el censo de arbolado. En este caso la incorporación del estudio de las especies arbóreas junto a las variables trasmisividad y completamiento ha sido clave.

Los resultados generales mostraron que Capital ocupa el segundo lugar en orden descendente considerando los valores medios anuales NDVI, aun siendo el departamento con menor superficie urbana, mayor HE y mayor FET. En este sentido el rol de la administración urbana en relación a la vegetación de la ciudad ha quedado demostrada en el trabajo. La gestión de la infraestructura verde urbana, las políticas públicas, los grupos cívicos, organizaciones e instituciones han aportado recursos para mejorar, conservar y mantener los recursos existentes; con efectos positivos en Capital. El estudio demostró que el arbolado público ha sido capaz de mitigar el impacto negativo de HE, FET y trasmisividad, especialmente en las estaciones de primavera-verano. En las manzanas con altos valores de HE y FET, la incorporación de nuevas infraestructuras verdes como cubiertas y muros vegetados, sería otra estrategia posible.

Capital debería priorizar además de la estrategia de tutela y conservación de la vegetación, la estrategia de aumento de cobertura vegetal y completamiento del arbolado en la vía pública, considerando la elección de especies. El análisis futuro espera profundizar sobre las especies más apropiadas por localidad.

Las variables más importantes a legislar para nuevas construcciones y renovaciones urbanas en los 6 departamentos del AMM son HE y FET por su impacto negativo sobre el NDVI y la variable completamiento del arbolado que posibilitaría mejoras en la actividad fotosintética vegetal.

En la actualidad el gobierno provincial está desarrollando el diseño e implementación de un sistema de información y gestión del arbolado público urbano en la vía pública para toda el AMM, dicho inventario de especies arbóreas es una de las acciones necesarias para la planificación, diseño y gestión de la silvicultura urbana y periurbana. A futuro permitirá actualizar el análisis desarrollado para Capital y ampliarlo a los restantes departamentos a fin de alcanzar mejoras en la ciudad forestada.

Agradecimientos

El desarrollo de esta investigación contó con el financiamiento de los proyectos PPI-FAUD-Universidad de Mendoza; PIP-11220130100407 (CONICET) y UE CONICET 2017- 2022/22920170100036.

Algunas imágenes han sido procesadas y elaboradas con la colaboración de M. Fontanive (Politecnico di Torino), C. Cucchietti y J. Morales (Universidad de Mendoza), como parte de prácticas profesionales supervisadas realizadas en INCIHUSA-CONICET.

Referencias

AHIABLAME, L.; ENGEL, B. y CHAUBEY, I. (2012). Effectiveness of low impact development practices: literature review and suggestions for future research. *Water Air Soil Pollut.*, vol. 223, issue 7, pp. 4253-4273. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11270-012-1189-2>

AKBARI, H. (2002). Shade trees reduce building energy use and CO2 emissions from power plants. *Environmental Pollution*. vol. 116, issue 1, pp. 119-126

ARBOIT, M. y BETMAN, E. (2014). Solar radiation availability in forest urban environments with dry climate. Case: Mendoza Metropolitan Area, Argentina. *Proceedings of the 30th International PLEA Conference*. Ahmedabad, India.

ARBOIT, M. y BETMAN, E. (2017). Evaluation of the impact of green area surfaces and vegetation cover in forested urban environments with dry climates. Case: Mendoza Metropolitan Area, Argentina. *Procedia Environmental Sciences*, vol. 37, pp. 112 – 130. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2017.03.027>

ARBOIT, M. y MAGLIONE, D. (2018 a). Análisis multitemporal y multiespacial del índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y del índice de vegetación ajustado al suelo (SAVI) en centros urbanos forestados y oasis irrigados, con climas seco. *Boletín de Estudios Geográficos*, vol. 109, pp. 13-60. DOI: <http://bdigital.uncu.edu.ar/11458>

ARBOIT, M. y MAGLIONE, D. (2018 b). Situación actual y cambios recientes en los índices de vegetación (vis) en ciudades forestadas con climas secos. Caso área metropolitana de Mendoza, Argentina. *Urbano*, vol. 21, issue 38, pp. 18-35. DOI: <https://doi.org/10.22320/07183607.2018.21.38.02>

ARBOIT, M. (2013). Permeabilidad del arbolado urbano a la radiación solar: Estudio de dos especies representativas en entornos urbanos de baja densidad del Área Metropolitana de Mendoza, Argentina. *Revista Hábitat Sustentable*, vol. 3, issue 2, pp. 3-18.

ARBOIT, M.; DIBLASI, A.; FERNÁNDEZ LLANO, J. y DE ROSA, C. (2008). Assessing the solar potential of low density urban environments in Andean cities with desert climates - The case of the city of Mendoza, in Argentina. *Renewable Energy*, vol. 33, issues 8, pp. 1733-1748. DOI: [doi:10.1016/j.renene.2007.11.007](https://doi.org/10.1016/j.renene.2007.11.007)

BARBOSA, O.; TRATALOS, J.; ARMSWORTLI, P.; DAVIES, R.; FUELLER, R.; PAT, J. y GASTON, K. (2007). Who benefits with access from green space? A case study from Sheffield UK. *Landscape and Urban Planning*, vol. 83, pp.187-195. DOI: doi:10.1016/j.landurbplan.2007.04.004

BECKETT, K.; FREER-SMITH, P. y TAYLOR, G. (2000). Effective tree species for local air quality management. *Journal of Arboriculture*, vol. 26, pp.12–19

CANTÓN, M.; CORTEGOSO, J. y DE ROSA, C. (1994). Solar permeability of urban trees in cities of western Argentina. *Energy y Buildings*, vol. 20, issue 3, pp. 219-230. DOI: [https://doi.org/10.1016/0378-7788\(94\)90025-6](https://doi.org/10.1016/0378-7788(94)90025-6)

CANTÓN, M.; MESA, A.; CORTEGOSO, J. y DE ROSA, C. (2003). Assessing the solar resource in forested urban environments: results from the use of a photographic-computational method. *Architectural Science Review*, vol. 46, issues 2, pp. 115-123. DOI: <https://doi.org/10.1080/00038628.2003.9696973>

CAPELUTO, I. y SHAVIV, E. (2001). On the use of 'solar volume' for determining the urban fabric. *Solar Energy*, vol. 70, issue 3, pp. 275-280. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0038-092X\(00\)00088-8](https://doi.org/10.1016/S0038-092X(00)00088-8)

CAPELUTO, I.; YEZIORO, A.; BLEIBERG, T. y SHAVIV, E. (2006). *Solar Rights in the Design of Urban Spaces*. Comunicación presentada en la 23rd Conference on Passive and Low Energy Architecture.

CARRETERO, E.; MORENO, G.; DUPLANCIC, A.; ABUD, A.; VENTO, B. y JAUREGUI, J. (2017). *Urban forest of Mendoza (Argentina): the role of Morus alba (Moraceae) in carbon storage*. *Carbon Management*, vol. 1, issues 3, pp. 1-8. DOI: <http://dx.doi.org/10.1080/17583004.2017.1309206>

CARRIERI, S.; VESPA, M. J.; CODINA, R.; KOCSIS, C.; MANZANO, E.; FERRO, M.; MALECKI VIDELA, E. y FIORETTI, S. (2009). Propuesta de metodología para la calificación bio-ambiental de espacios verdes mediante coeficientes ecofisiológicos. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias*, vol. XLI, issue 1, pp.1-21.

CORREA, E. (2008). Tesis Doctoral: *Isla de Calor Urbana – El caso del Área Metropolitana de Mendoza*. Universidad Nacional de Salta.

COUTTS, C. y HAHN, M. (2015). Green infrastructure, ecosystem services, and human health. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, vol. 12, pp. 9768-9798. DOI: 10.3390/ijerph120809768

DAVIS, A.; JUNG, J.; PIJANOWSKI, B. y MINOR, E. (2016). Combined vegetation volume and “greenness” affect urban air temperatura. *Applied Geography*, vol. 71, pp. 106-114. DOI: 10.1016/j.apgeog.2016.04.010

DIRECCIÓN GENERAL DE CATASTRO- MENDOZA [en línea]. [Consultado 1 junio 2010]. Disponible en: <https://www.atm.mendoza.gov.ar/portalm/zonaTop/catastro/catastro.jsp>

EARTH OBSERVATION GROUP (EOG). NOAA NATIONAL GEOPHYSICAL DATA CENTER [en línea]. [Consultado 15 enero 2017]. Disponible en: https://ngdc.noaa.gov/eog/night_sat/nightosat.html

ELLINGSWORTH, D.; BINKLEY, M.; y MACO, S. (2016). *I-Tree*. I-Tree Canopy Technical Notes. Disponible en: www.itreetools.org

ELMQVIST, T.; FRAGKIAS, M.; GOODNESS, J.; GÜNERALP, B.; MARCOTULLIO, P.J.; MCDONALD, R.I.; PARNELL, S.; SCHEWENIUS, M.; SENDSTAD, M.; SETO, K.C. y WILKINSON, C. (Eds.). (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services: challenges and opportunities*. Springer Netherlands. DOI: <https://doi.org/10.1007/978-94-007-7088-1>

ELMQVIST, T.; SETALA, H.; HANDEL, S.; VAN DER PLOEG, S.; ARONSON, J.; BLIGNAUT, J.; GOMEZ-BAGGETHUN, E.; NOWAK, D.; KRONENBERG, J. y DE GROOT, R. (2015). Benefits of restoring ecosystem services in urban areas. *Current Opinions in Environmental Sustainability*, vol. 14, pp: 101-108. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.05.001>

ESCOBEDO, F.; ADAMS, D. y TIMILSINA, N. (2015). Urban forest structure effects on property value. *Ecosystem Services*, vol. 12, pp. 209–217. DOI: 10.1016/j.ecoser.2014.05.002

GIVONI, B. (1998). *Climate considerations in building and urban design*. John Wiley y Sons, Inc., USA.

GÓMEZ-MUÑOZ, V. y FERNÁNDEZ, L. (2010). Effect of tree shades in urban planning in hot-arid climatic regions. *Landscape and Urban Planning*, vol. 94, issues 3–4, pp. 149-157. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.09.002>

HAIDER, T. (1997). Urban climates and heat islands: albedo, evapotranspiration, and anthropogenic heat. *Energy and Buildings*, vol. 25, issue 2, pp. 99-103. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0378-7788\(96\)00999-1](https://doi.org/10.1016/S0378-7788(96)00999-1)

HEISLER, G. (1986). Effects of individual trees on the solar radiation climate of small buildings. *Urban Ecology*, vol. 9, issues 3–4, pp. 337-359. DOI: [https://doi.org/10.1016/0304-4009\(86\)90008-2](https://doi.org/10.1016/0304-4009(86)90008-2)

HOLTAN, M.; DIETERLEN, S. y SULLIVAN W. (2014). Social life under cover: tree canopy and social capital in Baltimore, Maryland. *Environment and Behavior*, vol. 47, pp. 502–525. DOI: <https://doi.org/10.1177/0013916513518064>

HUETE, A.; JACKSON, R. y POST, D. (1985). Spectral response of a plant canopy with different soil backgrounds. *Remote Sensing of Environment*, vol. 17, pp. 37-53. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(85\)90111-7](https://doi.org/10.1016/0034-4257(85)90111-7)

JENNINGS, V. y BAMKOLE, O. (2019). The Relationship between Social Cohesion and Urban Green Space: An Avenue for Health Promotion. *International Journal of Environmental. Research and Public Health*, vol. 16, issue 3, 452. DOI: [10.3390/ijerph16030452](https://doi.org/10.3390/ijerph16030452)

KAMMEN, D. y SUNTER, D. (2016). City-integrated renewable energy for urban sustainability. *Science*, vol. 352, issue 6288, pp. 922-928. DOI: [10.1126/science.aad9302](https://doi.org/10.1126/science.aad9302)

KASPERSEN, P.; FENSHOLT, R. y DREWS, M. (2015). Using Landsat vegetation indices to estimate impervious surface fractions for European Cities. *Remote Sensing*, vol. 7, pp. 8224-8249. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs70608224>

KO, Y. (2018). Trees and vegetation for residential energy conservation: A critical review for evidence-based urban greening in North America. *Urban Forestry y Urban Greening*, vol. 34, pp. 318-335. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.021>

LING TANG, L. y ZHANG, G. (2013). The Pattern and Gradient Analysis of Urban Green Space in Shenyang, China. *Communications in Information Science and Management Engineering*, vol. 3, issues 2, pp. 112-122.

LIU, W., CHEN, W. y PENG, C. (2014). Assessing the effectiveness of green infrastructures on urban flooding reduction: A community scale study. *Ecological Modelling*, vol. 291, pp. 6-14. DOI: 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.012

LOCKE D. y MCPHEARSON T. (2018). Urban areas do provide ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol.16, issue 4, pp. 203-205. DOI: <https://doi.org/10.1002/fee.1796>

LOCKE, D.; KING, K.; SVENDSEN, E.; CAMPBELL, L.; SMALL, C.; SONTI, N.; FISHER D. y LU J. (2014). Urban environmental stewardship and changes in vegetative cover and building footprint in New York City neighborhoods (2000–2010). *Journal of Environmental Studies and Sciences*, vol. 4, issue 3, pp 250–262. DOI: <https://doi.org/10.1007/s13412-014-0176-x>

LOCKE, D.; LANDRY, S.; GROVE, J. y CHOWDHURY, R. (2016). What's scale got to do with it? Models for urban tree canopy. *Journal of Urban Ecology*, vol. 2, issue 1, pp. 1-16. DOI: 10.1093/jue/juw006

MARTINUZZI, S.; RAMOS-GONZALES, O.; MUÑOZ-ERICKSON, T.; LOCKE, D.; LUGO A. y RADELOFF V. (2017). Vegetation cover in relation to socioeconomic factors in a tropical city assessed from sub-meter resolution imagery. *Ecological Applications*, vol. 28, issue 3, pp. 681–693. DOI: <https://doi.org/10.1002/eap.1673>.

MCPHERSON, G. y SIMPSON, J. (2003). Potential energy savings in buildings by an urban tree planting programme in California. *Urban Forestry y Urban Greening*, vol. 2, pp. 73–86. DOI: <https://doi.org/10.1078/1618-8667-00025>

MCPHERSON, E.G.; XIAOB, Q.; VAN DOORNC, N.S.; DE GOEDED, J.; BJORKMAND, J.; HOLLANDERD, A.; BOYNTOND, R.; QUINND, J. y THORNE, J. (2017). The structure, function and value of urban forests in California communities. *Urban Forestry y Urban Greening*, vol. 28, pp. 43–53.

MEERA GANDHI, G. y CHRISTY, A. (2015). Ndvi: Vegetation change detection using remote sensing and gis – A case study of Vellore District. *Procedia Computer Science*, vol. 57, pp. 1199–1210. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.procs.2015.07.415>

MICHELS, C. y GÜTHSB, S. (2008). Evaluation of heat flux reduction provided by the use of radiant barriers in clay tile roofs. *Energy and Buildings*, vol.40, issue 4, pp. 445-451. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2007.03.013>

MONTEITH, J. y UNSWORTH, M. (1990). *Principles of Environmental Physics*, 2da ed. Edward Arnold, Londres.

MORELLO, E. y RATTI, C. (2009). Sunscapes: 'solar envelopes' and the analysis of urban DEMs. Massachusetts: Massachusetts Institute of Technology. *Computers, Environment and Urban Systems*, vol 33, issue 1, pp. 26-34. DOI: 10.1016/j.compenvurbsys.2008.09.005

MUNICIPALIDAD DE CAPITAL [en línea]. [Consultado 4 noviembre 2017]. Disponible en: <http://www.ciudaddemendoza.gov.ar>

NOWAK, D.; CRANE, D. y STEVENS, J. (2006). Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry y Urban Greening*, vol. 4, pp. 115-123. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2006.01.007>

NOWAK, D.; HOEHN III, R.; CRANE, D.; STEVENS, J. y WALTON, J. (2007). *Assessing urban forest effects and values, Philadelphia's urban forest*. Resour. Bull. NRS-7. Newtown Square, PA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northern Research Station. 22 p. DOI: <https://doi.org/10.2737/NRS-RB-7>

NOWAK, D.; HOEHN, R.; BODINE, A.; GREENFIELD, E. y O'NEIL-DUNNE, J. (2013). Urban forest structure, ecosystem services and change in Syracuse, NY. *Urban Ecosyst*, vol. 19, pp.1–23. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11252-013-0326-z>.

OKE, T. (1988). The urban energy balance. *Progress in Physical Geography: Earth and Environment*, vol. 12, pp. 471–508. DOI: <https://doi.org/10.1177/030913338801200401>

OWENS, S. (1986). *Energy planning and urban form*. London: Pion Ltd.

PATHAK, V.; TRIPATHI B. y MISHRA V. (2011). Evaluation of Anticipated Performance Index of some tree species for green belt development to mitigate traffic generated noise. *Urban Forestry y Urban Greening*, vol.10, pp. 61-66. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2010.06.008>

PEARLMUTTER, D.; BITAN, A. y BERLINER, P. (1999). Microclimatic analysis of "compact" urban canyons in arid zone. *Atmospheric Environment*, vol. 33, pp. 4143-4150. DOI: [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00156-9](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00156-9)

PULIAFITO S., GUEVARA M. y PULIAFITO C. (2003). Characterization of urban air quality using GIS as a management system. *Environmental Pollution*, vol. 122, issue 1, pp.105-117. DOI: 10.1016/S0269-7491(02)00278-6

REDDY, C. y HARINARAYANA, T. (2015). Solar Thermal Energy Generation Potential in Gujarat and Tamil Nadu States, India. *Energy and Power Engineering*, vol. 7, issue 13, pp. 591-603. DOI: <http://dx.doi.org/10.4236/epe.2015.713056>

ROTH, M. (2013). *Urban Heat Islands*. Handbook of Environmental Fluid Dynamics, vol. 2, pp. 143- 159.

ROUSE, J.; HAAS, R.; DEERING, D., SCHELL, J. y HARLAN, J. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (Green wave effect) of natural vegetation*, Final Report. Texas: A y M University.

RUDD, H.; VALA, J. y SCHAEFER, V. (2002). Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. *Restoration Ecology*, vol 10, pp. 368–375. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.2002.02041>

SANTAMOURIS, M.; HADDAD, S.; SALIARI, M.; VASILAKOPOULOU, K.; SYNNEFA, A.; PAOLINI, R.; ULPIANI, G.; GARSHHASBI, S. y FIORITO, F. (2018). On the energy impact of urban heat island in Sydney. Climate and energy potential of mitigation technologies. *Energy and Buildings*, vol. 166, pp. 154-164. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.enbuild.2018.02.007>

SANTANA-RODRÍGUEZ, L.; ESCOBAR-JARAMILLO, L. y CAPOTE, P. (2010). Estimación de un índice de calidad ambiental urbano, a partir de imágenes de satélite. *Revista de Geografía Norte Grande*, vol. 45, pp. 77-95. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34022010000100006>

SHAHABI, H.; AHMAD, B.; MOKHTARI, M. y ALI ZADEH, M. (2012). Detection of urban irregular development and green space destruction using normalized difference vegetation index (NDVI), principal component analysis (PCA) and post classification

methods: A case study of Saqqez city. *International Journal of the Physical Sciences*, vol. 7, issue 17, pp. 2587-2595. DOI: <https://doi.org/10.5897/IJPS12.009>

TAVARES, P.; BELTRÃO, N.; SILVA GUIMARÃES, U.; TEODORO, A. y GONÇALVES, P. (2019). Urban Ecosystem Services Quantification through Remote Sensing Approach: A Systematic Review. *Environments*, vol. 6, issue 5, pp. 51-66. DOI: <https://doi.org/10.3390/environments6050051>

TAYLOR, L. y HOCHULI, D. (2015). Creating better cities: how biodiversity and ecosystem functioning enhance urban residents' wellbeing. *Urban Ecosystems*, vol. 18, issue 3, pp. 747-762. DOI: [10.1007/s11252-014-0427-3](https://doi.org/10.1007/s11252-014-0427-3)

UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY (USGS), EARTHEXPLORER [en línea]. [Consultado 20 septiembre 2016]. Disponible en: <https://earthexplorer.usgs.gov/>

WEBER, C. (2013). *Ecosystem Services Provided by Urban Vegetation: A Literature Review*. In: Rauch S., Morrison G., Norra S., Schleicher N. (Eds). *Urban Environment*. DOI: https://doi.org/10.1007/978-94-007-7756-9_10

ZHOU, W., TROY, A. y GROVE, M. (2008). Object-based land cover classification and change analysis in the Baltimore metropolitan area using multitemporal high resolution remote sensing data. *Sensors*, vol. 8, pp.1613–1636. DOI: [10.3390/s8031613](https://doi.org/10.3390/s8031613)

ZITER, C. (2016). The biodiversity-ecosystem service relationship in urban areas: a quantitative review. *Oikos*, vol. 125, pp. 761-768. DOI: <https://doi.org/10.1111/oik.02883>