

Contribución del verde de Barcelona a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático

Francesc Baró^{a,*}, Lydia Chaparro^b, Erik Gómez-Baggethun^a, Johannes Langemeyer^a, David J. Nowak^c y Jaume Terradas^d

^aInstitut de Ciència i Tecnologia Ambientals (ICTA), Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), Edifici Z, ICTA-ICP, Carrer de les Columnes, Campus de la UAB, Bellaterra, 08193 (Cerdanyola del Vallès), España; ^bEcologistas en Acción, Calle Marqués de Leganés, 12, Madrid, 28004, España; ^cUSDA Forest Service, SUNY-ESF, 5 Moon Library, Syracuse, NY, 13210, Estados Unidos; y ^dCREAF, Universitat Autònoma de Barcelona (UAB), Edifici C, Campus de la UAB, Bellaterra, 08193 (Cerdanyola del Vallès), España.

* Autor de correspondencia: Francesc Baró [Francesc.baro@uab.cat]

Nota: este artículo está basado en la publicación: Baró, F., Chaparro, L., Gómez-Baggethun, E., Langemeyer, J. Nowak, D.J., Terradas, J., 2014. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies. The case of urban forests in Barcelona, Spain. *Ambio* 43, 466-479.

Resumen

Cada vez más estudios científicos destacan la contribución de los servicios ecosistémicos generados por el verde urbano en relación a la calidad de vida en las ciudades. En este estudio cuantificamos en valores biofísicos y monetarios, los servicios ecosistémicos de regulación 'filtración del aire' y 'secuestro de carbono' proporcionados por el verde urbano (principalmente arbolado) del municipio de Barcelona mediante la aplicación del modelo i-Tree Eco. Asimismo, también evaluamos la contribución de estos servicios en relación a los objetivos de calidad del aire y mitigación del cambio climático de la ciudad. Los resultados muestran que la contribución del verde urbano en la reducción de la contaminación atmosférica es relevante en términos absolutos, pero moderada si se compara con los niveles totales de contaminación del aire y emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de la ciudad. Nuestra conclusión principal es que, para ser eficaces, las políticas basadas en la mejora de la infraestructura verde urbana en relación a la calidad ambiental de Barcelona se tienen que coordinar conjuntamente con medidas de reducción de emisiones.

Palabras clave: *servicios ecosistémicos; calidad del aire; secuestro de carbono; objetivos de calidad ambiental; ciudades.*

Introducción

Los espacios verdes urbanos, incluyendo en este término bosques urbanos o periurbanos, parques, jardines, arbolado viario y otros elementos verdes presentes en las ciudades, proporcionan una serie de beneficios (llamados servicios ecosistémicos) que contribuyen al bienestar de los ciudadanos, como por ejemplo: la filtración del aire, el secuestro de carbono, la regulación micro-climática, la mitigación de la escorrentía superficial u oportunidades recreativas (Gómez-Baggethun y Barton 2013). Específicamente, un número importante de estudios han destacado la contribución del verde urbano en la reducción de los niveles de contaminación del aire y la compensación de las emisiones de gases de efecto invernadero (GEI) de las ciudades (por ejemplo, Nowak y Crane 2002; Yang et al. 2005; Nowak et al. 2006). No obstante, la mayor parte de políticas relacionadas con la mejora de la calidad del aire y la mitigación del cambio climático a nivel urbano se basan en medidas tecnológicas como la mejora de la eficiencia energética o el uso de energías limpias. El potencial del verde urbano para contribuir al cumplimiento de los estándares de calidad del aire y los objetivos de reducción de emisiones de GEI es, en general, omitido por parte de la mayoría de gestores y legisladores urbanos (Nowak 2006; Escobedo et al. 2011).

Los objetivos de este estudio son los siguientes: (1) cuantificar en términos biofísicos y monetarios dos servicios ecosistémicos de regulación ('filtración del aire' y 'secuestro de carbono') proporcionados por el verde urbano del municipio de Barcelona; (2) evaluar el potencial de contribución de estos servicios ecosistémicos en relación al cumplimiento de los objetivos de calidad del aire y mitigación del cambio climático de la ciudad.

Métodos

Caso de estudio: la ciudad de Barcelona

Este estudio se ha realizado dentro de los límites administrativos del municipio de Barcelona, España (Fig. 1). Los espacios verdes¹ de Barcelona cubren 28,93 km² de superficie, suponiendo un 28,59% del área municipal y un ratio de 17,91 m² de verde por habitante (Anuario estadístico del Ayuntamiento de Barcelona del año 2012). Sin embargo, una parte importante de este espacio verde corresponde al bosque periurbano de Collserola (actualmente protegido como parque natural). Este ratio se puede considerar bajo en comparación a otras ciudades europeas dónde, especialmente en países nórdicos, puede llegar a superar los 300 m² de verde por habitante (Fuller y Gaston 2009). No obstante, también hay que destacar el elevado número de arbolado viario de la ciudad, que era de 158.896 especímenes en 2011, un ratio de 98,36 árboles por 1.000 habitantes. En este caso, el ratio es relati-

¹ Espacio verde se considera aquí como aquellas áreas urbanas con vegetación (parques urbanos, jardines, etc.) directamente gestionados por el Ayuntamiento de Barcelona. Incluye las áreas naturales y semi-naturales del parque de Collserola, pero excluye elementos verdes como jardines privados.

vamente alto en comparación con otras zonas urbanas en Europa, dónde mayoritariamente se sitúa entre 50 y 80 árboles viarios por 1000 habitantes (Pauleit et al. 2002). Las dos especies principales de la ciudad son *Platanus hispanica* (46.779 árboles) y *Celtis australis* (19.426 árboles).

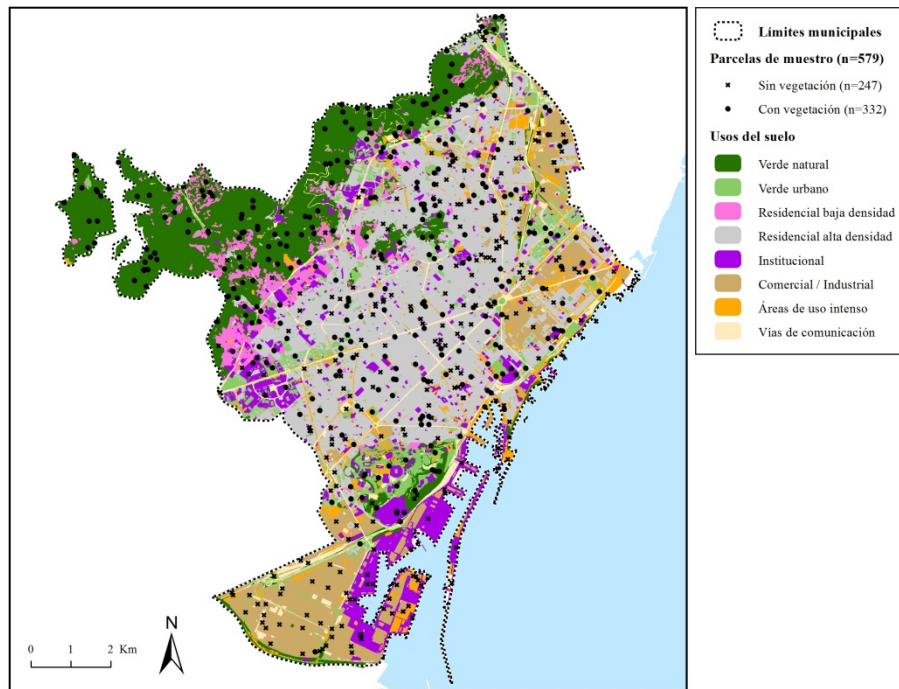
Como muchas otras ciudades europeas, la mejora de la calidad del aire es uno de los principales retos ambientales de Barcelona (véase, EEA 2013). En la última década, la ciudad ha sobrepasado repetidamente los valores límite establecidos por la Unión Europea (Directiva 2008/50/EC) para distintos contaminantes atmosféricos, especialmente las concentraciones medias anuales de dióxido de nitrógeno (NO₂) y de partículas en suspensión con un diámetro inferior a 10 micras (PM₁₀) que en ambos casos se sitúa en 40 µg / m³. Por otro lado, Barcelona generó aproximadamente 4,05 millones de toneladas de emisiones de dióxido de carbono equivalente (CO₂eq) durante el año 2008, principalmente por el consumo energético en los sectores del transporte, la industria, los servicios y la vivienda (PECQ 2011). Estas emisiones suponen un ratio relativamente bajo (2,51 t CO₂eq por habitante) comparado con otras ciudades (Kennedy et al. 2009). En 2008, Barcelona firmó el ‘Pacto de los Alcaldes’ (promovido por la UE) comprometiéndose a reducir un 23% las emisiones de GEI (año base 2008) derivadas de los servicios y actividades gestionados por el Ayuntamiento de Barcelona antes del año 2020. Estas emisiones municipales incluyen aquéllas derivadas de los edificios municipales, alumbrado viario, flota municipal, etc., y ascendieron a un total de 84.403 t CO₂eq en 2008 (PECQ 2011). El Plan para la Energía, el Cambio Climático y la Calidad del Aire de Barcelona (PECQ 2011) es el principal instrumento estratégico para la regulación de la calidad del aire y la mitigación del cambio climático durante el periodo 2011-2020. No obstante, el Plan no considera la mejora de la infraestructura verde de la ciudad como una posible estrategia para cumplir con los objetivos planteados.

Diseño de la muestra y recolección de datos

El diseño de la muestra y la recolección de datos de campo se basó en los protocolos del modelo i-Tree Eco (Nowak and Crane 2000; Nowak et al. 2008; i-Tree User’s Manual 2008). El modelo i-Tree Eco (antes conocido como UFORE) se ha utilizado en más de 50 ciudades de todo el mundo, especialmente en los Estados Unidos, para analizar la estructura del arbolado urbano y los servicios ecosistémicos que proporciona (Nowak et al. 2008). Se seleccionaron un total de 579 parcelas de muestreo circulares (cada una de unos 404 m² y 11,34 m de radio) dentro del municipio de Barcelona. La selección se basó en una localización aleatoria pre-estratificada a partir de una clasificación en 8 usos del suelo del mapa ecológico de Barcelona (3ª edición, Burriel et al. 2006, véase Fig. 1). Solamente las parcelas con algún tipo de vegetación (n=332) fueron visitadas para la recolección de datos de campo. Estas parcelas fueron identificadas a partir de una fotointerpretación de ortofotografías de alta resolución disponibles para el municipio de Barcelona (Instituto Catalán de

Cartografía, año 2004). El trabajo de campo se realizó entre mayo y julio del año 2009. Las parcelas fueron localizadas usando un GPS y mapas de alta resolución incluyendo el centro de la parcela y su perímetro. Las parcelas inaccesibles (debido a la elevada pendiente, la vegetación impenetrable o la falta de permiso para entrar en zonas privadas) fueron relocalizadas en el área accesible más cercana posible con similar uso del suelo y vegetación. La información general recogida para cada parcela incluyó, entre otros parámetros, fecha de la visita, coordenadas GPS, usos del suelo (y porcentaje en caso de más de uno), y porcentajes aproximados de cubierta arbórea, cubierta arbustiva, y cubierta permeable sin vegetación. Se identificaron las especies de arbustos presentes (al menos a nivel de género) y se estimó su altura mediana (a nivel de masa de arbusto, no de individuo). En cuanto al arbolado, se identificó la especie y se estimó el diámetro normal (DBH), altura total, altura a la base de la corona, anchura de la corona y porcentaje de follaje ausente, entre otros parámetros (ver [Nowak et al. 2008](#) para una lista completa de las mediciones realizadas). No se consideró la vegetación herbácea. Los requerimientos de datos también incluyeron las concentraciones de contaminantes atmosféricos (para cada hora) y las condiciones meteorológicas (temperatura del aire, radiación solar y precipitación) durante un año. La Agencia de Salud Pública de Barcelona (ASPB) proporcionó los datos de concentración de los contaminantes atmosféricos CO, SO₂, O₃, NO₂ y PM₁₀ de las 13 estaciones de monitoreo operacionales de la ciudad durante el año 2008. Los datos meteorológicos se descargaron del Centro Nacional de Datos Climáticos de Estados Unidos también para ese año. Así pues, la evaluación de los servicios ecosistémicos corresponde principalmente al año 2008.

Figura 1. Usos del suelo y localización de las parcelas de muestreo dentro del municipio de Barcelona



Fuente: elaboración propia en base a la 3a edición del mapa ecológico de Barcelona (Burriel et al. 2006).

Cuantificación y valoración de los servicios ecosistémicos

Los datos de campo recogidos en relación a la estructura del verde urbano, así como los datos de contaminación del aire y meteorología fueron procesados por el modelo i-Tree Eco para estimar el flujo de los servicios ecosistémicos analizados, tanto en términos biofísicos como monetarios. El servicio de filtración del aire se cuantificó a partir de una modelización de la deposición seca (es decir, durante períodos sin lluvia) de los contaminantes atmosféricos que tiene lugar en la superficie del arbolado y los arbustos urbanos. El flujo de contaminante filtrado (F , en $\text{g}/\text{m}^2 \text{ s}$) se calcula como el producto de la velocidad de deposición (V , en m/s) y la concentración del contaminante (C , en g/m^3). La velocidad de deposición es un factor que se calcula a partir de varios componentes de resistencia (para más detalles ver Baldocchi et al. 1987; Nowak y Crane 2000; Nowak et al. 2006, 2008). Los valores monetarios de este servicio se estimaron a partir de los valores medios de externalidad establecidos para cada contaminante atmosférico en los Estados Unidos (Murray et al. 1994) y ajustados mediante el índice de precios a la producción de este país para el año

Contribución del verde de Barcelona a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático

2007. Los valores de externalidad aplicados fueron: $\text{NO}_2 = \text{O}_3 = 9906$ \$/t, $\text{PM}_{10} = 6614$ \$/t, $\text{SO}_2 = 2425$ \$/t, y $\text{CO} = 1407$ \$/t.

El modelo i-Tree Eco estima el servicio de secuestro (y almacenamiento) de carbono a partir de la cuantificación de la biomasa aérea del arbolado urbano en base a las ecuaciones alométricas disponibles en la literatura y los datos de campo recogidos. Las estimaciones de biomasa se combinan con las tasas de crecimiento medio arbóreo (y arbustivo) para derivar tanto el almacenamiento de carbono como su secuestro anual. Durante el proceso de modelización se consideran una serie de suposiciones y ajustes (para más detalles, ver [Nowak y Crane 2002](#); [Nowak et al. 2008](#)). Para estimar los valores monetarios asociados al secuestro y almacenamiento de carbono, los valores biofísicos (en t carbono/año) fueron multiplicados por 78.5 \$/t carbono, que representa una estimación de los costes sociales de la emisión de GEI en Estados Unidos para el año 2010 (tasa de descuento del 3%, [EPA 2010](#)). Adicionalmente, también se consideraron las emisiones de GEI generadas por la flota de vehículos municipales dedicados al mantenimiento del verde urbano (862,5 t CO_2eq según el [PECQ 2011](#)) como una aproximación de las emisiones totales directamente atribuibles a esta actividad. Esta cantidad se substrajo de la estimación total de secuestro carbono proporcionado por el verde urbano (después de aplicar el factor de conversión $1\text{g C} = 3.67\text{g CO}_2\text{eq}$).

Estimación de la contribución del verde urbano en relación a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático

La contribución relativa del verde urbano para mejorar la calidad del aire y la mitigación del cambio climático en Barcelona para el año 2008 se determinó en base a los datos de los niveles de contaminación del aire y las emisiones de GEI. Se consideraron las emisiones generadas dentro del término municipal (contaminación municipal) y la contaminación no directamente atribuible a emisiones generadas en la ciudad (contaminación de fondo) para determinar los distintos orígenes de contaminación del aire en la ciudad. Para esta evaluación, solamente se consideraron los niveles de PM_{10} y NO_2 ya que, como se menciona más arriba, son los dos contaminantes atmosféricos cuyas concentraciones superan con más frecuencia los límites establecidos por la UE. Los datos de la contaminación municipal y de fondo fueron extraídos del [PECQ \(2011\)](#). Las estimaciones del [PECQ \(2011\)](#) incluyen medidas agregadas y desagregadas de las emisiones de contaminantes municipales por parte de distintos sectores (transporte, residencial, industrial y terciario, actividad portuaria), que a su vez se basan en un amplia gama de fuentes de datos primarios (por ejemplo, parque de vehículos, consumo de gas en viviendas y comercios, etc.) y modelizaciones (por ejemplo, el modelo COPERT/CORINAIR para el transporte por carretera). La contaminación de fondo se mide a partir de los valores de concentración de contaminantes reales registrados por las estaciones de monitoreo en la ciudad en comparación a una estación de monitoreo ubicada en la zona de "Cap de Creus" (130 km al norte-noreste de Barcelona), y por lo tanto, no influenciada por las actividades contaminantes de la ciudad. Según el [PECQ](#)

(2011), la concentración media anual de NO₂ para el año 2008 en Barcelona fue determinada principalmente por las emisiones de tráfico rodado (65,6%), mientras que la contaminación de fondo sólo representó el 18,7%. En contraste, la concentración media anual de PM₁₀ fue principalmente determinada por la contaminación de fondo (88.1%). El flujo de emisiones de GEI también se extrajo del PECQ (2011). Los cálculos se basan en las diversas fuentes de energía que generan las emisiones de GEI en la ciudad (principalmente electricidad, gas natural y combustibles de los vehículos). Las emisiones de GEI relacionadas con la electricidad se calculan en base al mix eléctrico catalán.

Resultados

Filtración del aire

El flujo total de filtración del aire se estimó en 305,6 t de contaminantes al año, que supone un valor monetario de 2,38 millones de \$ al año (véase **Fig. 2**). La filtración de PM₁₀ es la más elevada entre los cinco contaminantes atmosféricos analizados (CO, NO₂, PM₁₀, O₃ y SO₂), representando el 54% del valor biofísico total (166,0 t/año) y el 46% del valor monetario total (1.10 millones de \$/año). La filtración fue menor para NO₂ y O₃ (54,6 t, 541.000 \$ en el caso de NO₂; 72,6 t, 719.000 \$ en el caso de O₃), y mucho más baja para CO y SO₂ (5,6 t, 7.880 \$ en el caso de CO; 6,8 t, 16.000 \$ en el caso de SO₂). Los valores promedio de filtración del aire mensual (**Fig. 2**) muestran un patrón similar para los distintos contaminantes. Enero, noviembre y diciembre son claramente los meses dónde el servicio de filtración fue más bajo para todos los contaminantes. Primavera y verano (desde abril hasta septiembre) son las estaciones con un flujo de filtración del aire más elevado en promedio, aunque en algunos casos el valor mensual más alto corresponde a otros períodos (por ejemplo, la filtración de PM₁₀ fue máxima en febrero). Estos patrones de filtración normalmente están correlacionados con la variación estacional de las concentraciones de contaminantes atmosféricos y el ciclo biológico del arbolado y otra vegetación (Nowak 1994; Yang et al. 2005). Por ejemplo, la filtración de O₃ es máxima en verano, cuando las concentraciones de este contaminante son normalmente más altas debido al proceso de reacción fotoquímica que forma O₃ como consecuencia de las altas temperaturas y la mayor superficie foliar en esta época del año.

Secuestro de carbono

El valor biofísico total del secuestro neto de carbono se estimó en 5.187 t C al año (o sea 19.036 t CO₂eq/año), suponiendo un valor económico de 407.000 \$ anuales. En términos absolutos, los usos del suelo que contribuyeron más al secuestro de carbono fueron el verde urbano, el verde natural, y el residencial de alta densidad (19%, 39% y 24% respectivamente). Sin embargo, considerando el ratio de secuestro neto de carbono por superficie de uso del suelo, es el verde urbano el que muestra un valor más elevado entre estos tres usos del

Contribución del verde de Barcelona a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático

suelo (1,24 t/ha en el caso de verde urbano; 0,96 t/ha en el caso de verde natural; y 0,35 t/ha en el caso de residencial de alta densidad). Sorprendentemente, el ratio más alto entre todos los usos del suelo considerados es el residencial de baja densidad (1,33 t/ha).

Contribución de los servicios ecosistémicos a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático

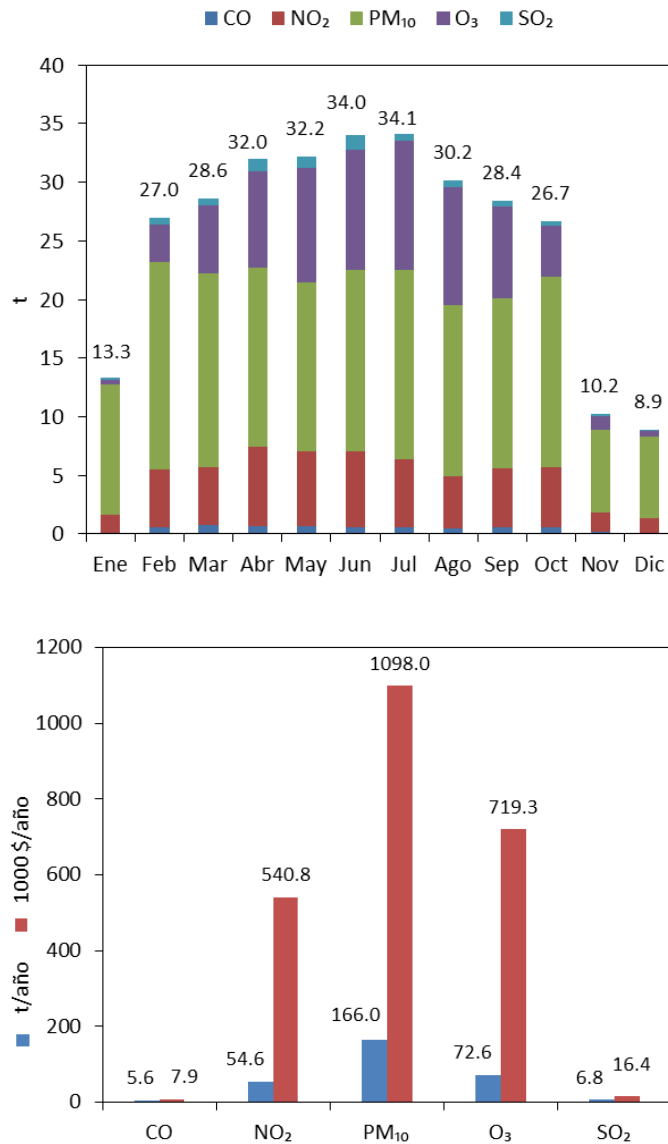
A partir de los valores biofísicos totales de filtración de PM₁₀, NO₂ y secuestro de CO₂, se estimó la contribución relativa del verde de Barcelona en relación a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático en base a los niveles de contaminación del aire y las emisiones GEI (véase **tabla 1**). Los resultados muestran que la contribución de los espacios verdes en relación a la mitigación del cambio climático es muy baja, ya que solo supone un 0,47% de las emisiones totales de GEI. Si solo se tienen en cuenta las emisiones municipales (las emisiones de referencia en relación al objetivo del 23% de reducción del ‘Pacto de Alcaldes’), la contribución es sustancialmente superior, llegando al 22,55% de las emisiones. La contribución en relación a la calidad del aire difiere bastante según el contaminante. La filtración de NO₂ solamente representa un 0,52% de las emisiones de NO₂ de la ciudad. En cambio, la filtración de PM₁₀ representa un 22,31% de las emisiones de PM₁₀. No obstante, si se tienen en cuenta los niveles de contaminación de fondo de PM₁₀, la contribución baja a solamente el 2,66% del total.

Tabla 1. Contribución del verde de Barcelona en relación a la calidad del aire y la mitigación del cambio climático (año 2008)

Contaminante	Valor biofísico del servicio (t/año)	Valor monetario del servicio (\$/año)	Emisiones (t year ⁻¹)	Impacto de la contaminación de fondo (%)	Contribución del servicio ecosistémico (%)	
					Sin contaminación de fondo	Con contaminación de fondo
PM ₁₀	166,01	1.097.964	743.77	88,10	22,32	2,66
NO ₂	54,59	540.745	10.412,94	18,70	0,52	0,43
CO ₂ eq	19.036	407.177	4.053.766 84.403*	N/A	0,47 22,55*	N/A

* Emisiones de CO₂eq municipales (directamente atribuibles a actividades del Ayuntamiento de Barcelona).

Figura 2. Filtración de contaminantes anual y mensual en valores biofísicos y monetarios (verde urbano de Barcelona, año 2008)



Fuente: elaboración propia

Discusión y conclusiones

Contribución del verde a la calidad del aire

El impacto del verde urbano en relación a la calidad del aire en las ciudades sigue siendo un tema de debate científico. Mientras los efectos positivos derivados del servicio de filtración del aire proporcionado por la vegetación han sido estimados a una escala local en muchas áreas urbanas (Nowak et al. 2006), existen estudios que sugieren que la vegetación, dependiendo de su configuración y otros factores, puede incrementar las concentraciones de contaminación atmosférica a escalas inferiores (por ejemplo, a nivel de calle) (Vos et al. 2013). En general, la capacidad de la vegetación urbana para filtrar contaminantes del aire depende en gran medida de una serie de factores como la humedad del suelo, el índice de área foliar (LAI), el período foliar, la concentración de contaminantes en la capa de mezcla de la atmósfera, o la meteorología (Nowak et al. 2006; Escobedo and Nowak 2009; Manning 2008).

Nuestros resultados muestran que el flujo de filtración de NO₂ proporcionado por el verde de Barcelona tiene un efecto muy limitado en relación a las emisiones y niveles de este contaminante en la ciudad (menos del 1%). Por consiguiente, creemos que el potencial de los espacios verdes para contribuir de manera relevante al cumplimiento de los valores límites de contaminación establecidos por la UE es muy bajo. Teniendo en cuenta que la contaminación de NO₂ se debe mayoritariamente a la actividad del transporte rodado (65,6% según el PECQ 2011), creemos que las políticas de calidad del aire para este contaminante se deberían centrar en una reducción del tráfico motorizado, la promoción de medios de transporte no emisores (por ejemplo, la bicicleta) o mejoras tecnológicas que reduzcan la concentración de NO₂ en la atmósfera.

La filtración de PM₁₀, en cambio, es significativamente mayor que la de NO₂, y las emisiones a nivel de Barcelona significativamente menores, resultando en efecto mucho más relevante a nivel municipal (22,3% del total de emisiones de la ciudad). No obstante, el efecto de la contaminación de fondo (que representa un 88,1% de la concentración media anual de PM₁₀ según las estimaciones del PECQ 2011) reduce drásticamente esta contribución proporcionada por el verde (hasta el 2,7% de los niveles totales de PM₁₀). No obstante, creemos que existen todavía importantes razones por las cuáles este servicio ecosistémico se debería tener en cuenta en la planificación y gestión urbana de la ciudad. Primero, la contaminación por partículas en suspensión supone un problema de salud muy importante en área metropolitana de Barcelona, y estudios epidemiológicos recientes sugieren que mejoras relativamente moderadas de la calidad del aire podrían significar importantes beneficios a nivel de salud, así como a nivel de costes económicos asociados (Pérez et al. 2009). Segundo, el importante efecto de la contaminación de fondo de PM₁₀ en la calidad del aire en Barcelona puede comprometer la efectividad de las políticas municipales basadas única-

mente en la reducción de las emisiones. Asimismo, este hecho también sugiere que estas medidas de reducción deberían coordinarse a una escala superior a la municipal, al menos a escala de región metropolitana. Tercero, la implementación de medidas basadas en la infraestructura verde para mejorar el potencial de filtración del aire (así como otros servicios ecosistémicos) es factible teniendo en cuenta la realidad de Barcelona. Si bien la ciudad tiene una configuración muy compacta, existe todavía una parte relevante de la superficie municipal dónde se podría incrementar la proporción de verde (un 3,6% según los resultados de i-Tree Eco). Complementariamente, el desarrollo de cubiertas y paredes verdes es una alternativa tecnológica que podría ser especialmente apropiada en aquellos barrios de alta densidad donde el espacio verde es muy escaso. Varios estudios han cuantificado el potencial de las cubiertas verdes en relación a la filtración del aire a varias escalas (Baik et al. 2012, Currie y Bass 2008, Yang et al. 2008).

Una gestión adecuada del espacio verde existente también puede contribuir a mejorar el efecto positivo del verde sobre la calidad del aire. Existen varios factores a considerar a tal efecto, como la selección de especies (por ejemplo, perennifolias versus caducifolias, dimensión, tasa de crecimiento, características foliares o tolerancia a la contaminación) o la prácticas de mantenimiento (por ejemplo, la intensidad de poda) (Yang et al. 2005).

Contribución del verde a la mitigación del cambio climático

Algunos autores sugieren que el secuestro de carbono no es un servicio ecosistémico relevante a nivel urbano, ya que las ciudades se pueden beneficiar de las compensaciones de carbono realizadas por ecosistemas localizados en otras partes del mundo (Bolund and Hunhammar 1999). No obstante, otros autores argumentan que los ecosistemas urbanos pueden jugar un papel importante en la mitigación del cambio climático especialmente en comparación con otras políticas urbanas que persiguen el mismo objetivo (Escobedo et al. 2010; Zhao et al. 2010).

En línea con los resultados obtenidos por otros estudios urbanos (Pataki et al. 2009; Liu and Li 2012), nuestro estudio muestra que el secuestro neto de carbono en Barcelona por parte de la vegetación urbana supone una contribución muy modesta en relación a las emisiones totales de GEI de la ciudad. No obstante, si solamente se tienen en cuenta las emisiones municipales (que son las emisiones de referencia en relación al objetivo de reducción de un 23% de emisiones hasta el 2020), la contribución es significativamente mayor (22,55%). Políticas basadas en la promoción de la infraestructura verde similares a las descritas anteriormente para la mejora de la calidad del aire podrían también contribuir a que la compensación de emisiones de GEI por parte de la vegetación urbana se mucho más relevante.

Limitaciones

Las principales ventajas del modelo i-Tree Eco es que se basa en datos primarios, medidos mediante trabajo de campo y en procedimientos científicos para estimar el flujo de servicios ecosistémicos de regulación en áreas urbanas (Nowak et al. 2008).

No obstante, el modelo también tiene limitaciones que se tienen que tener en cuenta al analizar los resultados obtenidos. El modelo todavía está diseñado principalmente para casos de estudio de Estados Unidos. Por ejemplo, algunas especies arbóreas o arbustivas presentes en la ciudad de Barcelona no estaban incluidas en la base de datos del modelo y se tuvieron que buscar especies equivalentes. Asimismo, la valoración monetaria de los servicios ecosistémicos analizados se basa en el contexto americano y, por consiguiente, debería considerarse como una estimación aproximada en el caso de Barcelona. Otra limitación importante de los modelos de deposición seca como i-Tree Eco es el nivel de incertidumbre relacionado con la cuantificación del flujo de filtración del aire debido a la complejidad del proceso (Pataki et al. 2011). Por ejemplo, existe incertidumbre respecto a la no homogeneidad de la distribución espacial de los contaminantes atmosféricos, a las tasas de re-suspensión de partículas o al estado de humedad del suelo (Manning 2008). Si bien los resultados del modelo encajan bien con las velocidades de deposición medidas a nivel empírico en vegetación urbana, el modelo analiza los efectos a nivel de ciudad, no las variaciones locales en la filtración del aire debido a la meteorología local o las diferencias de contaminación. En relación al servicio de secuestro de carbono existen incertidumbres en relación a las ecuaciones de biomasa y los factores de conversión aplicados, así como posibles errores de medida durante el trabajo de campo (Nowak et al. 2008). El modelo tampoco tiene en cuenta factores como las características del mantenimiento del arbolado (por ejemplo, la intensidad de poda), tasas de descomposición, restricciones a nivel de expansión de raíces, que pueden tener un efecto sobre el secuestro y almacenamiento de carbono (Nowak et al. 2008; Pataki et al. 2011).

Finalmente, también hay que destacar que en este estudio no se han considerado las emisiones de compuestos orgánicos volátiles generados por la vegetación (COV). La emisión de COVs por parte de los árboles y otra vegetación urbana puede contribuir a la formación de O₃ troposférico y CO (Kesselmeier y Staudt 1999), contrarrestando así, la filtración del aire que proporciona la vegetación. Las emisiones COVB dependen de factores tales como la composición de especies de árboles, la biomasa foliar, o la temperatura del aire (Nowak et al. 2008). El modelo i-Tree Eco estima la emisión por hora de isoprenos (C₅H₈), monoterpenos (terpenoides C₁₀), y otros COVs por parte de los árboles y arbustos de especies, utilizando los protocolos del Sistema de Inventario de Emisiones Biogénicas (BEIS, véase Nowak et al. 2008 para más detalles). Sin embargo, debido al alto grado de incertidumbre en la estimación de la formación de O₃ y CO derivado de las emisiones de COV, no se

*Francesc Baró, Lydia Chaparro, Erik Gómez-Baggethun, Johannes Langemeyer, David J. Nowak y
Jaume Terradas*

consideraron las cantidades biofísicas totales de contaminación generada por el verde urbano (ni tampoco los costes monetarios).

Conclusión

Nuestra conclusión principal es que, para ser eficaces, las políticas basadas en la mejora de la infraestructura verde urbana en relación a la calidad ambiental de Barcelona se tienen que coordinar conjuntamente con medidas de reducción de emisiones, ya que por sí solas, tienen un efecto moderado en relación a los objetivos de calidad del aire o la mitigación del cambio climático. Así pues, la implementación del recientemente aprobado Plan del Verde y la Biodiversidad de Barcelona 2020, creemos que tendrá un efecto limitado sobre la calidad del aire local y la compensación de emisiones de GEI, aunque puede jugar un papel complementario no desdeñable junto con otras políticas basadas en la reducción de emisiones (especialmente en cuanto a los niveles de PM_{10}). Al mismo tiempo, hay que tener en cuenta que el verde urbano proporciona una serie de servicios ecosistémicos adicionales (regulación micro-climática, mitigación de la escorrentía superficial, oportunidades recreativas) sin ningún coste añadido. En general, es muy importante que los gestores urbanos consideren un enfoque integral en relación a la gestión del verde urbano, de manera que se reconozcan claramente las posibles sinergias y conflictos entre servicios ecosistémicos, así como con otros objetivos de sostenibilidad urbana.

Agradecimientos

El estudio en el que se basa este documento ha sido posible gracias a la financiación y colaboración del Ayuntamiento de Barcelona. Concretamente agradecemos el apoyo de Coloma Rull, Margarita Parès, Montserrat Rivero y Teresa Franquesa del Departamento de Medio Ambiente y Servicios Urbanos. Asimismo, agradecemos el apoyo técnico del equipo de i-Tree tools (www.itreetools.org), especialmente a Al Zelaya. También damos las gracias a los investigadores involucrados en el proyecto URBES que han contribuido a mejorar el artículo original sobre el que se basa este documento. Este trabajo también ha sido parcialmente financiado por el Ministerio de Economía y Competitividad de España a través del programa ERA-Net BiodivERsA (proyecto URBES, referencia PRI- PIMBDV-2011-1179), y por el séptimo programa marco de la Comisión Europea (proyecto OpenNESS, referencia 308428).

Referencias

- Baik, J.J., K.H. Kwak, S.B. Park, y Y.H. Ryu. 2012. Effects of building roof greening on air quality in street canyons. *Atmospheric Environment* 61:48–55.
- Baldocchi, D.D., B.B. Hicks, y P. Camara. 1987. A canopy stomatal resistance model for gaseous deposition to vegetated surfaces. *Atmospheric Environment* (1967) 21:91–101.
- Bolund, P., y S. Hunhammar. 1999. Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29:293–301.
- Burriel, J.A., J.J. Ibáñez, y J. Terradas. 2006. The ecological map of Barcelona, the changes in the city in the last three decades. XII National Spanish congress on geographic information technologies. University of Granada. ISBN: 84-338-3944-6.
- Currie, B., y B. Bass. 2008. Estimates of air pollution mitigation with green plants and green roofs using the UFORE model. *Urban Ecosystems* 11:409–422.
- EEA 2013. Air quality in Europe – 2013 report. EEA report 9/2013, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 107 pp. ISBN 978-92-9213-406-8.
- EPA 2010. Technical Support Document: Social Cost of Carbon for Regulatory Impact Analysis Under Executive Order 12866. Interagency Working Group on Social Cost of Carbon, United States Government.
- Escobedo, F.J., y D.J. Nowak. 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape and Urban Planning* 90:102–110.
- Escobedo, F.J., S. Varela, M. Zhao, J.E. Wagner, y W. Zipperer. 2010. Analyzing the efficacy of subtropical urban forests in offsetting carbon emissions from cities. *Environmental Science & Policy* 13:362–372.

Francesc Baró, Lydia Chaparro, Erik Gómez-Baggethun, Johannes Langemeyer, David J. Nowak y
Jaume Terradas

- Escobedo, F.J., T. Kroeger, y J.E. Wagner. 2011. Urban forests and pollution mitigation: Analyzing ecosystem services and disservices. *Environmental Pollution* 159:2078–2087.
- Fuller, R.A., y K.G. Gaston. 2009. The scaling of green space coverage in European cities. *Biology Letters* 5:352–355.
- Gómez-Baggethun, E., y D.N. Barton. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecological Economics* 86:235–245.
- i-Tree User's manual. 2008. Tools for assessing and managing Community Forests. Software Suite v2.1. <http://www.itreetools.org>
- Kennedy, C., J. Steinberger, B. Gasson B, Y. Hansen, T. Hillman, M. Havránek, D. Pataki, A. Phdungsilp, et al. 2009. Greenhouse Gas Emissions from Global Cities. *Environmental Science & Technology* 43:7297–7302.
- Kesselmeier, J., y M. Staudt. 1999. Biogenic Volatile Organic Compounds (VOC): An Overview on Emission, Physiology and Ecology. *Journal of Atmospheric Chemistry* 33:23–88.
- Liu, C., y X. Li. 2012. Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 11:121–128.
- Manning, W.J. 2008. Plants in urban ecosystems: Essential role of urban forests in urban metabolism and succession toward sustainability. *International Journal of Sustainable Development & World Ecology* 15:362–370.
- Murray, F.J., L. Marsh, and P.A. Bradford. 1994. New York state energy plan Vol. II: issue reports. Albany, NY: New York State Energy Research and Development Authority.
- Nowak, D.J. 1994. Air pollution removal by Chicago's urban forest. En: McPherson, E.G, D.J. Nowak y R.A. Rowntree. Chicago's Urban Forest Ecosystem: Results of the Chicago Urban Forest Climate Project. USDA Forest Service General Technical Report NE-186. pp. 63-81.
- Nowak, D.J. 2006. Institutionalizing urban forestry as a “biotechnology” to improve environmental quality. *Urban Forestry & Urban Greening* 5:93–100.
- Nowak, D.J., y D.E. Crane. 2000. The Urban Forest Effects (UFORE) Model: quantifying urban forest structure and functions. In *North Central Research Station, St. Paul*, ed. M. Hansen, and T. Burk, pp 714 – 720.
- Nowak, D.J., y D.E. Crane. 2002. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. *Environmental Pollution* 116:381–389.
- Nowak D.J., D.E. Crane, y J.C. Stevens. 2006. Air pollution removal by urban trees and shrubs in the United States. *Urban Forestry & Urban Greening* 4:115–123.
- Nowak D.J., D.E. Crane, J.C. Stevens, R.E. Hoehn, y J.T. Walton. 2008. A Ground-Based Method of Assessing Urban Forest Structure and Ecosystem Services. *Arboriculture & Urban Forestry* 34:347–358.

- Pataki, D.E., P.C. Emmi, C.B. Forster, J.I. Mills, E.R. Pardyjak, T.R. Peterson, J.D. Thompson, y E. Dudley-Murphy. 2009. An integrated approach to improving fossil fuel emissions scenarios with urban ecosystem studies. *Ecological Complexity* 6:1–14.
- Pataki, D.E., M.M. Carreiro, J. Cherrier, N.E. Grulke, V. Jennings, S. Pincetl, R.V. Pouyat, T.H. Whitlow, et al. 2011. Coupling biogeochemical cycles in urban environments: ecosystem services, green solutions, and misconceptions. *Frontiers in Ecology and the Environment* 9:27–36.
- Pauleit, S., N. Jones, G. Garcia-Martin, J.L. Garcia-Valdecantos, L.M. Rivière, L. Vidal-Beaudet, M. Bodson, and T.B. Randrup. 2002. Tree establishment practice in towns and cities – Results from a European survey. *Urban Forestry & Urban Greening* 1:83–96.
- PECQ. 2011. The energy, climate change and air quality plan of Barcelona (PECQ) 2011-2020. Barcelona City Council. <http://www.covenantofmayors.eu/>
- Pérez, L., J. Sunyer, y N. Künzli. 2009. Estimating the health and economic benefits associated with reducing air pollution in the Barcelona metropolitan area (Spain). *Gaceta sanitaria / SESPAS* 23:287–94.
- Vos, P.E.J., B. Maiheu, J. Vankerkom, y S. Janssen. 2013. Improving local air quality in cities: To tree or not to tree? *Environmental Pollution*. 183:113-122.
- Yang, J., J. McBride, J. Zhou, and Z. Sun. 2005. The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction. *Urban Forestry & Urban Greening* 3:65–78.
- Yang, J., Q. Yu, and P. Gong. 2008. Quantifying air pollution removal by green roofs in Chicago. *Atmospheric Environment* 42:7266–7273.
- Zhao, M., Z. Kong, F.J. Escobedo, and J. Gao. 2010. Impacts of urban forests on offsetting carbon emissions from industrial energy use in Hangzhou, China. *Journal of Environmental Management* 91:807–813.