

# ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DE DOS PARCHES DE BOSQUES PERIURBANOS DE CARACAS, VENEZUELA: LÍNEA BASE PARA LA CONSERVACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

## Structure and function of two peri-urban forest patches in Caracas, Venezuela: baseline for the conservation of ecosystem services

Erika PEDRAZA<sup>1</sup>, Julián MOSTACERO<sup>2</sup>, Alejandra LEAL<sup>3</sup>,  
Eduardo ZAMBRANO<sup>1</sup> y José Ramón GRANDE

<sup>1</sup>Departamento de Estudios Ambientales, Universidad Simón Bolívar, Caracas, Venezuela.  
erikapedraza@usb.ve

<sup>2</sup>Instituto Experimental Jardín Botánico "Dr. Tobias Lasser", Universidad Central de Venezuela,  
Caracas, Venezuela.

<sup>3</sup>Centro Universitario Regional del Este, Universidad de la República, Uruguay

### RESUMEN

Se estudiaron los bosques periurbanos de El Laurel y Sartenejas de la ciudad de Caracas, Venezuela, representativos de cafetales abandonados e inmersos en un mosaico de áreas urbanas. Se evaluaron aspectos como la estructura de los árboles (diámetro y altura), biomasa tanto aérea como subterránea, y la producción y descomposición de hojarasca. Ambos bosques presentan características similares: baja altura, limitada estratificación vertical y una composición de especies relativamente baja. Los suelos son ácidos y ricos en materia orgánica. Se estimaron valores de biomasa de madera (120-140 Mg/ha) y biomasa subterránea (41-48 Mg/ha), así como producción de hojarasca (7-10 Mg/ha/año) y tasas de descomposición anual menores a 60%. A pesar de las perturbaciones urbanas, estos bosques son importantes en la conservación del suelo, el almacenamiento de carbono y la biodiversidad local, ofreciendo valiosos servicios ecosistémicos.

**Palabras clave:** biodiversidad, bosques periurbanos, cafetales de sombra abandonados, Caracas, servicios ambientales

### ABSTRACT

Two peri-urban forests in El Laurel and Sartenejas, located in Caracas, Venezuela, were studied. Both forests are remnants of abandoned coffee plantations, embedded within an urban mosaic. We evaluated the tree structure (diameter and

height), aboveground and belowground biomass, as well as litter production and decomposition. Both forests displayed similar characteristics: low height, limited vertical stratification, and relatively low species richness. Soils were acidic and rich in organic matter. Wood biomass was estimated at 120-140 Mg/ha, belowground biomass at 41-48 Mg/ha, litter production at 7-10 Mg/ha/year, and annual litter decomposition rates were below 60 %. Despite urban disturbances, these forests are vital for soil conservation, carbon storage, and local biodiversity, thereby providing essential ecosystem services.

**Key words:** abandoned shade coffee plantations, biodiversity, Caracas, environmental services, peri-urban forests

## INTRODUCCIÓN

Actualmente se reconoce que los bosques periurbanos y urbanos proveen servicios ambientales esenciales para el mantenimiento de la calidad de vida de las poblaciones urbanas, como la preservación de la integridad de las cuencas hidrográficas, la producción de aire limpio y la conservación de la biodiversidad (Grau *et al.* 2008; Gómez-Baggethun & Barton 2013; FAO 2016; Livesley *et al.* 2016a, b; MacGregor-Fors *et al.* 2016). En los últimos años, a medida que los efectos del calentamiento global contemporáneo se perciben con mayor severidad, estos bosques cobran relevancia como reguladores del clima local y como potenciales sumideros de carbono (Gómez-Baggethun & Barton 2013; Barron *et al.* 2016; Yoon *et al.* 2016).

Para el caso de la ciudad de Caracas, capital de Venezuela y sus áreas de influencia (Gran Caracas), donde viven más de cinco millones de habitantes (INE 2011), los procesos de transformación del paisaje comenzaron en la época de la colonia, cuando la tala de árboles para ser usados como combustible y materia prima afectó a sus zonas aledañas. La actividad horticultora, fruticultora y ganadera fue también importante y se mantuvo a lo largo de poco más de tres siglos. En este sentido, el café (*Coffea arabica* L.) jugó un papel preponderante, ya que su introducción comenzó en el siglo XVIII, y se extendió por la Cordillera de la Costa Central rápidamente (Cunill-Grau 1989). La actividad cafetalera se redujo en gran medida durante las primeras

décadas del siglo XX, cesando casi por completo a mediados del mismo. De este modo, la mayor parte de los bosques periurbanos que existen en la actualidad en la Gran Caracas, y especialmente aquellos ubicados en los ramales de la Cordillera de la Costa, entre 1200 y 1500 m de altitud, están constituidos por áreas que se regeneraron a partir de plantaciones de café de sombra abandonadas hace al menos seis décadas. Esta larga historia de intervención, sumada a la acelerada transformación debido a la expansión urbana, ha conllevado a la estructuración de un mosaico intrincado de comunidades naturales con distintos grados de intervención, entremezcladas con la infraestructura de la ciudad.

A pesar de la cercanía de estos bosques a los principales centros de investigación del país, es poco lo que se conoce sobre su diversidad, ecología y funcionamiento. Algunos trabajos refieren listas florísticas, como los estudios clásicos de Aristeguieta & Matos (1959), Steyermark & Huber (1978) y Berry & Steyermark (1983). En cuanto a la estructura de los bosques y características edáficas generales sólo existe hasta el momento el trabajo de Baruch & Nozawa (2014) para la localidad de Sartenejas. Los hallazgos de este trabajo se discuten a profundidad a lo largo de esta contribución.

Nada se ha publicado sobre los patrones de asignación de la biomasa, productividad y descomposición en estos sistemas y mucho menos sobre la dinámica temporal de mortalidad-reclutamiento del componente leñoso. Estos vacíos de conocimiento impiden establecer relaciones concretas entre las características ecológicas de los bosques secundarios y los servicios ambientales que ellos proveen. En este sentido, este trabajo tiene como objetivo realizar una caracterización ecológica general de dos parches de bosques secundarios del sureste de la Gran Caracas, El Laurel y Sartenejas, tomando en consideración la riqueza de especies así como sus clases diamétricas, disponibilidad de carbono, nitrógeno total y fósforo en suelo y producción y descomposición de hojarasca, con la finalidad de aportar resultados cualitativos y cuantitativos que permitan conocer el estatus actual de estos sistemas en términos de algunos de los servicios ambientales más importantes para el mantenimiento de la calidad de vida de las poblaciones urbanas y sentar las bases para su conservación.

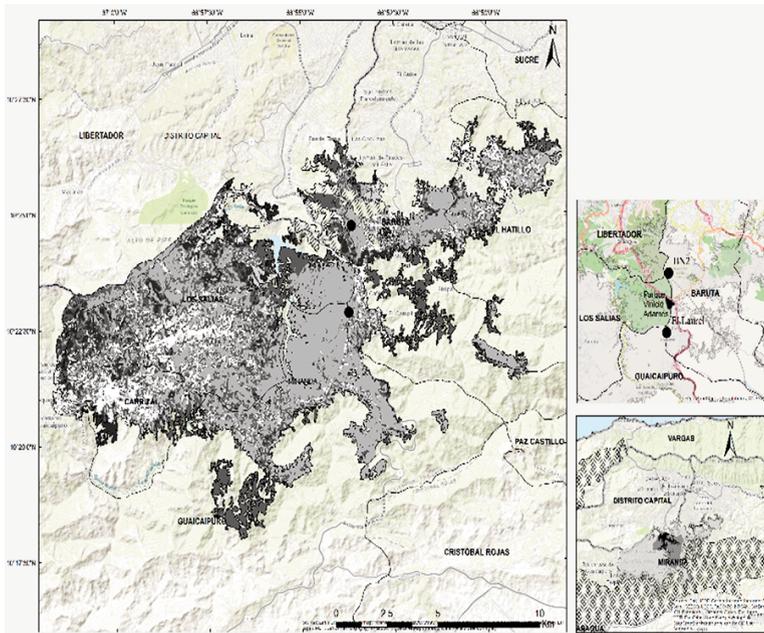
## MATERIALES Y MÉTODOS

### Área de estudio

El estudio se realizó en dos parches de bosques secundarios en las localidades de El Laurel y Sartenejas pertenecientes a los Altos Mirandinos de la Gran Caracas, entre los 1250 y 1450 m de altitud, representativos de antiguos cafetales (Fig. 1). Ambos parches están ubicados en la cuenca alta del río El Valle, donde convergen las áreas bajo régimen de administración especial Zona Protectora del Área Metropolitana de Caracas y Zona Protectora de la Cuenca Hidrográfica del Embalse La Mariposa, decretadas en 1972 y 1989, respectivamente (Resolución N° 29859, Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela 1972). Estas categorías tuvieron el propósito de proteger los reservorios de agua dulce, asegurando su calidad y cantidad, así como la provisión de espacios para el esparcimiento de la población de la Gran Caracas (Resolución N° 35133, Gaceta Oficial de la República Bolivariana de Venezuela 1993).

El Laurel está ubicado dentro de la Estación Experimental de Agronomía Jaime Henao Jaramillo en la carretera Hoyo de la Puerta-Cortada del Guayabo (10°22'44" N, 66°53'43" O). Tiene una superficie estimada de 11 ha y colinda en su parte occidental y noroccidental con el Parque Recreacional Vinicio Adames (Fig. 1), uno de los fragmentos de bosque nativo más amplios de la zona. En el resto de su perímetro limita con áreas con un alto grado de intervención como pastizales, matorrales, plantaciones de pino y eucalipto, áreas urbanizadas y las plantaciones de café activas, que se encuentran en el sur y sureste de la Estación. Dentro de este fragmento se estudiaron dos sectores: Laurel A y Laurel B. El primero constituye un rastrojo de plantaciones de café de sombra, en laderas y lomeríos, con pendientes de entre el 10 y 15 %, aunque con algunas cárcavas con pendientes superiores al 30 %. El Laurel B constituye una delgada franja de bosque a ambos lados de la línea de drenaje con pendientes superiores al 15 %, donde los árboles exhiben mayor altura, mayores diámetros en comparación con El Laurel A, no hay café, y pueden observarse palmas (*Bactris* sp.) y helechos arborescentes junto a la línea de drenaje.

Sartenejas está ubicado en el campus de la Universidad Simón Bolívar, en la carretera Hoyo de la Puerta-Baruta, a 3 km de El Laurel (10°24'43"



**Fig. 1.** Localización del área de estudio. **a.** Ubicación relativa en la República Bolivariana de Venezuela. **b.** Ubicación se las zonas de estudio, Sartenejas, parcela BN2 y El Laurel, con respecto a las fronteras municipales. **c.** Mapa de cobertura de la tierra en la región de estudio.

N, 66°53'43" O). Esta es un área de aproximadamente 9 ha de bosque y rastrojos de cafetales abandonados desde hace al menos 60 años (Baruch & Nozawa 2014), que colinda con plantaciones de *Pinus caribaea* Morelet, matorrales, pastizales y las áreas urbanizadas de la Universidad.

### Diseño del muestreo, toma y análisis de muestras

#### Caracterización general de las formaciones boscosas y estimaciones de biomasa

Con la finalidad de caracterizar las dos localidades de estudio, se determinaron variables estructurales como el número de estratos y la pendiente del terreno mediante la utilización de un clinómetro. Además, se evaluó la presencia de lianas y epífitas; estas últimas fueron categorizadas como escasas, abundantes y muy abundantes. Se midió el índice de área foliar (LAI, por sus siglas en inglés) con un equipo LAI-2000 de Licor, a 1,3 m del suelo en 32 y

22 puntos aleatorios para El Laurel y Sartenejas, respectivamente. Para la determinación de la densidad de árboles, estructura diamétrica y estimaciones de biomasa, se establecieron diez parcelas de 0,01 ha, para un área total de muestreo por bosque de 0,1 ha. Las parcelas se colocaron en El Laurel en el sector A (Fig. 1) y en Sartenejas en el sector BN2 previamente estudiado por Baruch & Nozawa (2014). En cada parcela, se registró la circunferencia a la altura del pecho (CAP) de todos los individuos leñosos ( $CAP > 1$  cm) medido a 1,30 m del suelo utilizando una cinta métrica. Se incluyeron únicamente aquellos individuos con una altura total superior a 1,5 m. Luego con estos valores se calculó el diámetro a la altura del pecho (DAP). La altura total de cada árbol se registró de forma aproximada con una vara de 1,5 m de alto, extrapolada visualmente por un observador a la copa de cada individuo. Con los datos obtenidos en cada parcela, se calculó la densidad de árboles por hectárea, el área basal (AB) y la distribución de frecuencia por clases diamétricas.

Los datos de diámetro y altura se utilizaron para la estimación de la biomasa aérea de la madera viva, utilizando la ecuación alométrica de Chave *et al.* (2005) para bosques húmedos:  $AGB = e^{-2,557 + 0,940 \ln(\sigma D^2 H)}$ , donde AGB es la biomasa de madera en kg, D es el diámetro en cm, H es la altura en m, y  $\sigma$  es la densidad de la madera. Esta ecuación es la más próxima a la estandarización en sistemas tropicales y es de uso común para biomasa en pie. En este estudio se tomó el valor de densidad de la madera promedio de  $0,61 \text{ g cm}^{-3}$  (para todos los tallos), que fue calculado como promedio ponderado de la densidad de madera de las especies presentes en estos bosques a partir del índice de valor de importancia (IVI) de las especies identificadas al menos hasta nivel de género, que acumularon más del 90 % del IVI. Los valores de densidad de las especies se obtuvieron del material suplementario de Chave *et al.* (2005).

La biomasa contenida en la hojarasca del suelo y en la estera de raíces (horizonte orgánico) se determinó en 30 réplicas para El Laurel y 22 para Sartenejas. La biomasa contenida en la hojarasca se determinó mediante cuadratas aleatorias de  $0,25 \text{ m}^2$ , mientras que la de la estera de raíces se determinó sobre un área de  $0,16 \text{ m}^2$  y a una profundidad variable que dependió de la constitución de la mata de raicillas y se detuvo al hallar el suelo mineral (oscilando entre 2 y 10 cm, aproximadamente). Las raíces y raicillas fueron

cortadas y almacenadas en bolsas de papel etiquetadas, para luego determinar el peso seco en el laboratorio. Además, en los sitios donde se retiró la estera de raíces se cavaron monolitos de suelo de 60 cm de profundidad y 0,16 m<sup>2</sup> de área, donde se cortaron todas las raíces halladas en el proceso de cavado. Los puntos aleatorios tomados fueron aquellos que estaban al menos a 50 cm del fuste más cercano, de modo que es posible que esta aproximación no incluya las raíces primarias más gruesas de los individuos. Las raíces lavadas se colocaron en la estufa a 80°C por una semana y posteriormente se pesaron. Dado que las raíces vivas y muertas no fueron separadas, la biomasa subterránea se expresa como biomasa subterránea total.

### **Caracterización de las variables edáficas**

Se cavaron cinco calicatas en El Laurel hasta 1 m de profundidad: dos en El Laurel A y tres en El Laurel B y los valores fueron promediados para cada uno de los horizontes. Los suelos se recolectaron y secaron al aire; posteriormente se pasaron por un tamiz de 2 mm de porosidad. Los análisis se realizaron por duplicado para cada profundidad: la textura mediante el método del hidrómetro, mientras que la materia orgánica (MOS) y el carbono inorgánico (CIS) mediante el método de ignición (Ball 1964; Wang *et al.* 2012). La determinación del nitrógeno total se realizó por el método de micro Kjeldahl, el fósforo disponible ( $P_{\text{disp}}$ ) por el método de Olsen y el pH en una solución 1:2 de suelo en agua (Pansu & Gautheyrou 2006). Con fines comparativos, y solo para el caso de Sartenejas, se tomaron los datos de suelo provistos por Baruch & Nozawa (2014), donde se reportan las variables físico-químicas para los primeros 20 cm de suelo.

### **Composición florística y estructura comunitaria**

En El Laurel, la composición florística y patrones de abundancia de las especies se estudiaron en dos sectores: Laurel A y Laurel B. En el Laurel A, se marcaron e identificaron todos los árboles >10 cm DAP en siete parcelas de 0,01 ha. En el Laurel B, debido a la configuración espacial del bosque dispuesto en un fragmento delgado que rodea una línea de drenaje, no fue posible el establecimiento de parcelas y, por tanto, se utilizó el método de punto cuadrante en una transecta de 300 m de largo, registrando igualmente árboles con DAP >10 cm. El área aproximada abarcada en el Laurel B fue de 0,05 ha, de

modo que en total entre ambas localidades se muestrearon aproximadamente 0,15 ha. En Sartenejas no fue necesario estudiar la composición florística y los IVI del componente arbóreo del bosque ya que estos se encuentran referidos en Baruch & Nozawa (2014). Se compararon los datos de composición florística y estructura comunitaria con los datos disponibles para las parcelas BN1 y BN2 estudiadas por Baruch & Nozawa (2014) pues estas abarcan un área similar a la estudiada en esta investigación (0,16 ha, específicamente) y se encuentran a una altitud similar (*ca.* 1450 m; Fig. 1). En cuanto a los helechos, tanto en El Laurel como en Sartenejas se determinó la riqueza a lo largo de los años 2014-2017. Las muestras testigo fueron depositadas en el Herbario Nacional de Venezuela (VEN).

### **Patrones de producción y descomposición de la hojarasca**

La producción y descomposición de la hojarasca se evaluó en ambas zonas de estudio desde septiembre de 2016 hasta junio de 2017. En la localidad de El Laurel, se evaluó el ciclo desde mayo de 2015 hasta julio de 2016. El estudio de la producción de hojarasca se realizó mediante la disposición aleatoria de catorce cestas de malla plástica de 0,25 m<sup>2</sup> en el suelo de cada bosque, para la recolección mensual de la hojarasca caída (suma de toda la hojarasca fina, incluyendo las flores, los frutos y las ramas más pequeñas) cada 30-50 días. Para los mismos períodos, se evaluó la descomposición de la hojarasca en El Laurel (ciclos 2015-2016 y 2016-2017) y para Sartenejas (ciclo 2016-2017), por medio de bolsas de descomposición de 30×30 cm elaborados de la misma malla plástica utilizada para las cestas. Las bolsas contenían 30 g de hojarasca húmeda que se recolectó en cada sitio de estudio. Los contenidos de humedad de la hojarasca en cada bosque se determinaron en el laboratorio con 20 submuestras de 10 g. En total, se colocaron nueve bolsas para ser recogidas por mes en cada localidad durante 12 meses (108 bolsas por localidad). Las bolsas se colocaron en contacto con la hojarasca del suelo para simular las mismas condiciones de humedad, aireación, temperatura y presencia de invertebrados y microorganismos.

### **Análisis de los datos**

Para caracterizar los parches de bosque estudiados, se compararon los resultados de todas las variables ecológicas (inventarios de biomasa, productividad de hojarasca, descomposición) en ambas localidades, usando pruebas

de Mann-Whitney (Sokal & Rohlf 1995) utilizada en datos que no tienen una distribución normal. Para las variables del suelo se exploraron correlaciones por medio de regresiones simples lineales y exponenciales, por ejemplo, entre la materia orgánica del suelo (MOS) y los contenidos de N total y P disponible ( $P_{\text{disp}}$ ), y entre estas variables y las características texturales, a fin de evaluar la codependencia de algunos de estos parámetros. Se determinaron las curvas de abundancia de especies en cada comunidad tomando el IVI con base en 100. El IVI en El Laurel se calculó con base en la densidad y cobertura de las especies, mientras en Sartenejas se emplearon los datos obtenidos por Baruch & Nozawa (2014) calculados de igual manera. La descomposición de la hojarasca se calculó como porcentaje del material remanente a lo largo del tiempo y, sobre estos resultados, se ajustaron modelos de regresión exponencial negativa simples ( $X_t = X_0 e^{-kt}$ ).

## RESULTADOS

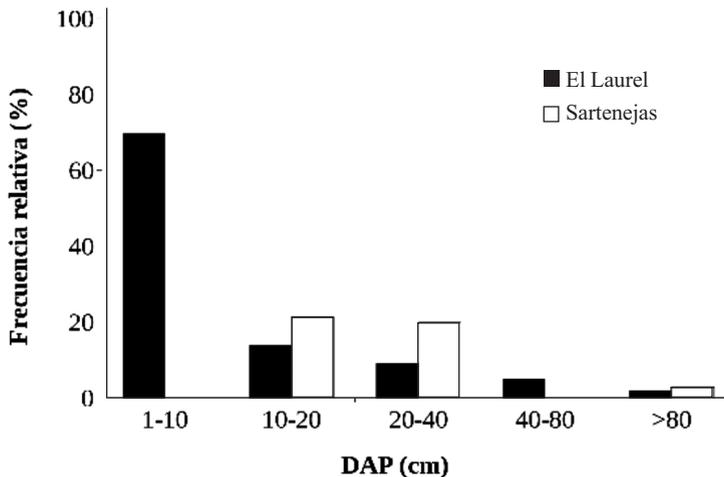
### **Caracterización de las formaciones boscosas y estimaciones de la biomasa**

Las localidades estudiadas presentaron tres estratos de vegetación: un sotobosque poco desarrollado, con presencia de *Coffea arabica* en El Laurel, y con aráceas (*Anthurium* sp.) y helechos (*Blechnum acuminatum*, *Nephrolepis* sp. y *Serpocaulon* sp.) en Sartenejas. Este fue seguido de un estrato leñoso de altura media (1,5 a 4 m) y un dosel abierto. El epifitismo por Bromeliaceae fue muy abundante en Sartenejas mientras que en El Laurel fue bajo. Los árboles más altos, con altura cercana a los 20 m, fueron poco abundantes en ambas zonas y ninguno de ellos fue registrado en las parcelas de estudio. Estos individuos altos se encuentran en valles en forma de “v” configurados por las líneas de drenaje y no conforman un dosel continuo.

La densidad de individuos leñosos así como la altura máxima de los árboles fue mayor en El Laurel en comparación con Sartenejas (Tabla 1). Con respecto a la distribución de las categorías diamétricas, ambos sistemas mostraron una distribución similar en forma de “J” invertida, pero en Sartenejas las categorías diamétricas intermedias tuvieron mayor frecuencia que en El Laurel (Fig. 2). Sin embargo, los árboles de mayor diámetro (>80 cm) fueron más frecuentes en Sartenejas.

**Tabla 1.** Comparación de algunos parámetros ecológicos en El Laurel y Sartenejas.

Parámetro	El Laurel (0,1 ha)		Sartenejas (0,1 ha)	
	Promedio	Error estándar	Promedio	Error estándar
Altura máxima (m)	15	1	13	1
Altura promedio de árboles con más de 10 cm de DAP (m)	7,35	1	7,43	1
Densidad de los <i>stands</i> (árboles/ha)	8880	1239	5310	446
Área basal (m <sup>2</sup> /ha)	42	6	41	5
Índice de Área Foliar (IAF)	3,52	0,16	3,49	0,17
Biomasa de madera (Mg/ha)	144	22	121	11
Biomasa subterránea (Mg/ha)	40,7	7,06	47,82	7,7
Estera de raíces (Mg/ha)	8	0,1	10,6	2,3
Mantillo de hojarasca (Mg/ha)	7,3	0,9	4	0,5
Relación biomasa subterránea/aérea	0,28		0,4	

**Fig. 2.** Porcentaje de las frecuencias relativas asociadas a las categorías diamétricas de los individuos leñosos en Sartenejas y en El Laurel.

El dosel en ambos sistemas es abierto, con valores de IAF alrededor de 3,5. El porcentaje de claros estuvo entre el 10 y 30 % en ambos sistemas. Sin embargo, la alta densidad arbórea de ambos conlleva a valores de área basal de alrededor de 40 m<sup>2</sup>/ha (Tabla 1).

En cuanto a la acumulación de biomasa los estimados para los diferentes compartimientos no mostraron diferencias significativas entre los dos bosques. La biomasa aérea de madera estuvo entre 121-144 Mg/ha, mientras

que la biomasa subterránea total fue de 41-48 Mg/ha. La estera de raíces estuvo entre 8-11 Mg/ha y el mantillo de hojarasca entre 4-7 Mg/ha (Tabla 1).

### Caracterización de las variables edáficas

En El Laurel los suelos son ácidos, con pH entre 3,96 y 4,87 de textura franco-arcillosa, franca y franca-arcillo-arenosa. Los contenidos de MOS van desde 6 a 14 % en los primeros 30 cm de suelo con valores de 3-6 % en los estratos más profundos. El N total y el P disponible muestran una alta correlación con la MOS ( $R^2 = 0,67$  para MOS:  $P_{\text{disp}}$ , y  $R^2 = 0,94$  para MOS: N total, con una relación exponencial positiva) (Tabla 2).

### Composición florística y estructura comunitaria

En El Laurel se hallaron 58 morfoespecies; 36 especies fueron identificadas hasta el más bajo nivel taxonómico posible y 22 morfotipos no pudieron ser identificados. De estos últimos el 80 % eran juveniles, mientras que el 20 % eran árboles del dosel que no se pudieron identificar por características vegetativas y cuya floración no fue posible observarla en los tres años del estudio.

Observando las curvas de abundancia de especies generadas para El Laurel (Fig. 3) resalta la importancia de *Tetrorchidium rubrivenium* Poepp., *Guatteria saffordiana* Pittier, *Erythroxylum amazonicum* Peyr., *Myrcianthes* sp. y *Casearia* sp.1 en el Laurel A, mientras que en El Laurel B dominan *Ocotea fendleri* (Meisn.) Rohwer, *Platymiscium trinitatis* Benth., *Syzygium jambos* (L.) Alston, *Myrcia splendens* (Sw.) DC. y *Erythroxylum amazonicum*. De acuerdo a los datos reportados por Baruch & Nozawa (2014), en Sartenejas, en la parcela BN1 dominan *Syzygium jambos*, *Croton megalodendron* Müll.Arg., *Guatteria saffordiana*, *Trichilia hirta* L. y *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, y en la BN2 *Ocotea fendleri*, *Trichilia hirta*, *Citrus* sp., *Croton megalodendron* y *Prunus occidentalis* Sw., de modo que se observa una considerable heterogeneidad en los patrones de dominancia hallados en ambas localidades.

Algunas especies comunes entre el fragmento de El Laurel y el de Sartenejas (Baruch & Nozawa 2014) son: *Casearia sylvestris* Sw., *Aiouea montana* Sw.) R. Rohde, *Citrus* sp., *Erythroxylum amazonicum*, *Guatteria saffordiana*, *Mangifera indica* L., *Myrcia splendens*, *Ocotea fendleri*, *Syzygium jambos* y *Turpinia occidentalis* (Sw.) G. Don. Según el IVI,

**Tabla 2.** Promedios de las variables fisicoquímicas del suelo en El Laurel y en Sartenejas. En el último caso los datos fueron tomados de Baruch & Nozawa (2014).

Variables	Localidad							
	El Laurel							Sartenejas*
Profundidad (cm)	0 - 10	20 - 30	20 - 30	30 - 40	40 - 60	60 - 80	80 - 100	0 - 20
N	5	5	5	5	5	5	3	4
Arena (%)	33(13)	30 (9)	30 (1)	24 (1)	18 (1)	20 (2)	22 (6)	49 (2)
Limo (%)	39(11)	44 (10)	47 (7)	56 (6)	60 (4)	60 (3)	59 (3)	30 (3)
Arcilla (%)	28(2)	26 (1)	23 (7)	10 (8)	22 (3)	19 (5)	19 (3)	21 (3)
pH	4,19 (0,34)	3,96 (0,36)	4,24 (0,14)	4,26 (0,16)	4,12 (0,28)	4,13 (0,25)	4,46 (0,09)	4,87 (0,38)
Nt (%)	0,511 (0,015)	0,321 (0,028)	0,236 (0,021)	0,176 (0,025)	0,156 (0,036)	0,117 (0,020)	0,108 (0,006)	0,310 (0,089)
P <sub>disp</sub> (ppm)	28,81 (1,29)	22,69 (1,44)	21,09 (0,64)	21,44 (0,82)	22,22 (0,82)	22,14 (0,51)	22,11 (0,50)	7,67 (4,02)*
MOS (%)	14,21 (3,96)	10,33 (2,73)	9,64 (4,07)	5,61 (1,78)	5,41 (0,54)	4,00 (0,50)	3,75 (0,23)	7,97 (2,31)**
CIS (%)	3,54 (0,36)	3,77 (0,18)	4,41 (0,43)	4,26 (0,08)	3,78 (0,57)	4,04 (0,24)	3,87 (0,36)	N/A

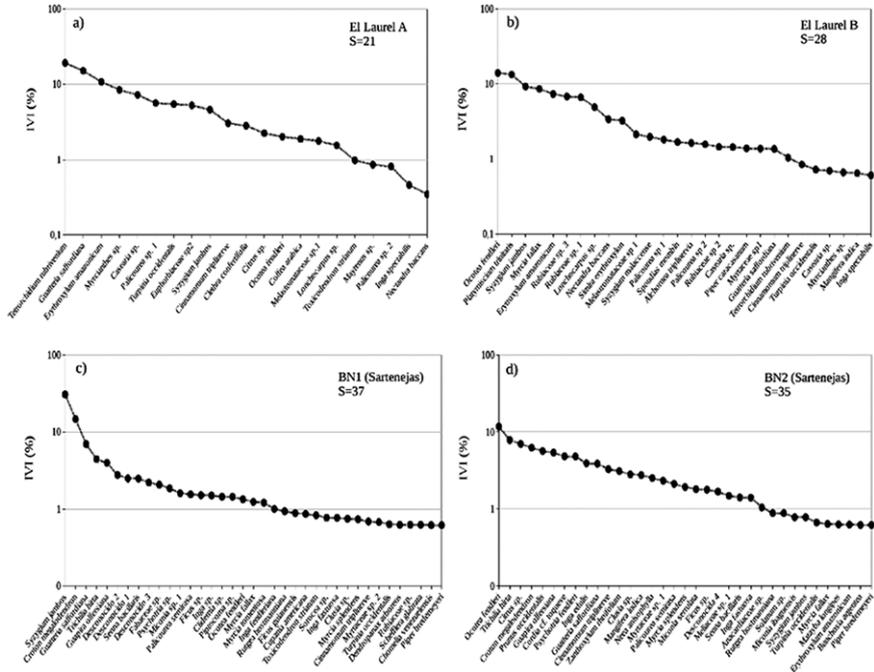
\*Diferencia estadísticamente significativa entre los suelos a 0-20 cm de El Laurel y Sartenejas (probabilidad t-Student: \*p = 0,0003 y \*\*p = 0,01). Los datos en paréntesis se refieren al error estándar.

*Platymiscium trinitatis*. y *Tetrorchidium rubrivenium* son las especies más importantes y exclusivas para la localidad de El Laurel (Fig. 3), ya que están ausentes en las parcelas estudiadas por Baruch & Nozawa (2014). De acuerdo a los datos reportados por estos autores, la especie más importante en las parcelas de Sartenejas es *Croton megalodendron*, especie que no está presente en las parcelas de El Laurel.

Se recolectaron 46 especies de helechos para El Laurel y 35 para Sartenejas (Tabla 3). La mayor riqueza de helechos arborescentes (Cyatheaceae) se observó en Sartenejas: *Cyathea aurea*, *C. bella*, *C. horrida*, *C. senilis* y *C. speciosa* (Baruch & Nozawa 2014).

### Patrones de producción y descomposición de la hojarasca

Para el primer ciclo temporal estudiado (años 2015-2016) la producción total de hojarasca en El Laurel fue de 1006 ( $\pm 501$ ) g/m<sup>2</sup>/año (10 Mg/ha/año,



**Fig. 3.** Porcentaje del índice de valor de importancia (IVI) de las especies (S) de plantas presentes en los sectores A y B de El Laurel, evaluadas en este estudio (a y b) y en las parcelas BN1 y BN2 ubicadas en Sartenejas (c y d). Los datos del IVI de las especies de Sartenejas fueron tomados de Baruch & Nozawa (2014).

Fig. 4a). Para el segundo ciclo (2016-2017) fue de  $826 (\pm 232) \text{ g/m}^2/\text{año}$  (8 Mg/ha/año) (Figs. 4a-b). Para Sartenejas solo se estudió el ciclo 2016-2017, con una producción de hojarasca de  $717 (\pm 313) \text{ g/m}^2/\text{año}$  (7,2 Mg/ha/año) (Fig. 4c). No hubo diferencias significativas en la producción de hojarasca entre los ciclos 2015-2016 y 2016-2017 entre El Laurel A y B, ni entre el Laurel y Sartenejas para el ciclo 2016-2017.

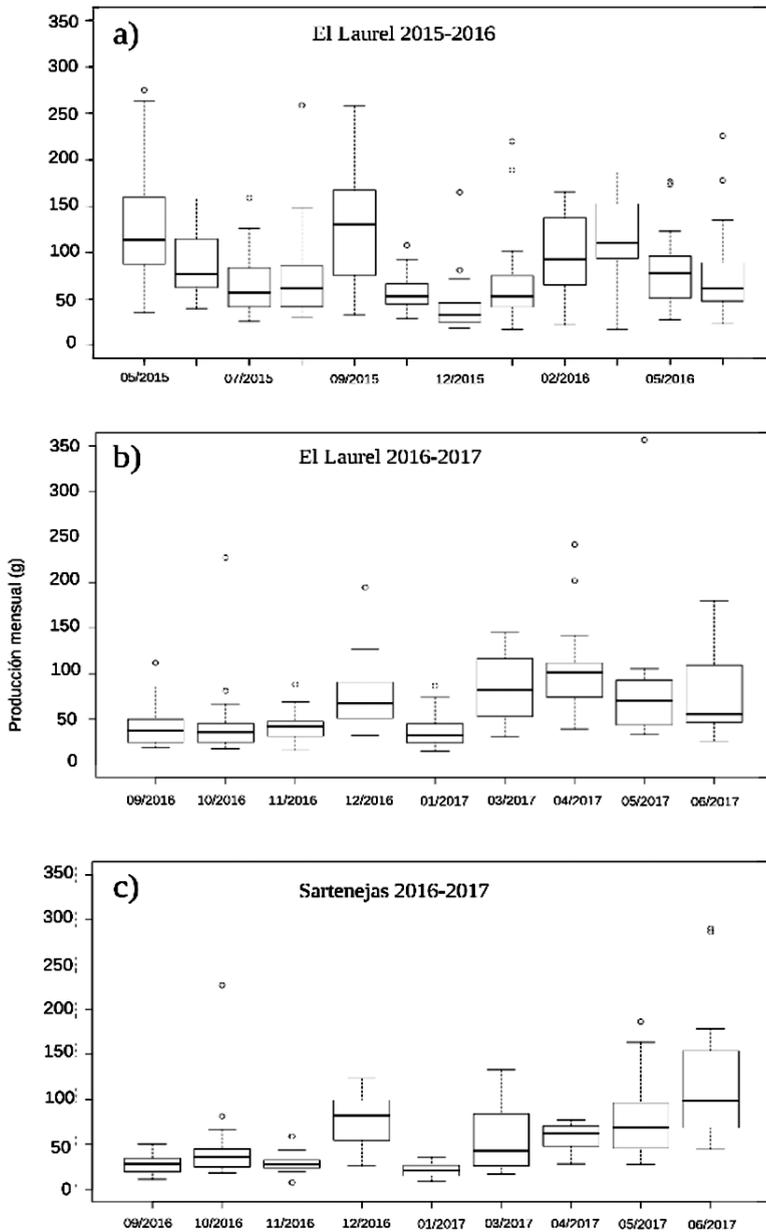
En cuanto a la descomposición de la hojarasca, en El Laurel, durante el ciclo 2015-2016, permaneció el 70 % de la hojarasca original como material remanente luego de un año (Fig. 5a). Para el ciclo 2016-2017 permaneció el 51 % de la hojarasca al término de 12 meses, mientras en Sartenejas permaneció el 60% para ese mismo ciclo (Fig. 5b). Tomando los modelos de descomposición de la hojarasca del ciclo 2016-2017 para ambos fragmentos, Se puede observar que la descomposición en El Laurel para el ciclo 2015-2016 fue más lenta.

**Tabla 3.** Especies de helechos recolectados en El Laurel y en Sartenejas.

Familia	Especie	Forma de vida	El Laurel	Sartenejas
Aspleniaceae	<i>Asplenium abscissum</i> Willd.	Terrestre	X	
	<i>A. cirrhatum</i> Rich. ex Willd.	Terrestre	X	
	<i>A. cristatum</i> Lam.	Terrestre	X	X
	<i>A. flabellulatum</i> Kunze	Sobre rocas		X
	<i>A. juglandifolium</i> Lam.	Epifito	X	
	<i>A. pteropus</i> Kaulf.	Sobre rocas	X	X
	<i>A. radicans</i> L.	Terrestre	X	
	<i>A. vareschianum</i> A. Rojas	Epifito	X	
Athyriaceae	<i>Diplazium caracasenum</i> (Willd.) Kunze ex T.Moore	Terrestre	X	
	<i>D. cristatum</i> (Desr.) Alston	Terrestre		X
	<i>D. expansum</i> Willd.	Terrestre	X	X
	<i>D. hians</i> Kunze ex Klotzsch	Terrestre	X	
	<i>Diplazium ottonis</i> Klotzsch	Terrestre	X	X
Blechnaceae	<i>Blechnum campylotis</i> (Kunze) J.Sm.	Terrestre	X	X
	<i>B. appendiculatum</i> Willd.	Terrestre		X
	<i>B. meridense</i> Klotzsch	Terrestre	X	X
	<i>B. occidentale</i> L.	Terrestre		X
	<i>Salpichlaena volubilis</i> subsp. <i>crenata</i> G.G. Cárdenas & Tuomisto	Terrestre, trepador	X	
Cyatheaceae	<i>Cyathea aurea</i> Klotzsch	Terrestre, arborescente	X	X X
	<i>C. bella</i> (Rchb.f. ex Mett.) Domin	Terrestre, arborescente		
	<i>C. horrida</i> (L.) Sm.	Terrestre, arborescente		X
	<i>C. senilis</i> (Klotzsch) Domin	Terrestre, arborescente	X	X
	<i>C. speciosa</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Terrestre, arborescente	X	X
Dennstaedtiaceae	<i>Dennstaedtia auriculata</i> Navarr. & B.Øllg.	Terrestre	X	
	<i>Mucura bipinnata</i> (Cav.) L.A.Triana & Sundue	Terrestre		X
Dryopteridaceae	<i>Ctenitis microchlaena</i> (Fée) Stolze	Terrestre	X	X
	<i>C. submarginalis</i> (Langsd. & Fisch.) Ching	Terrestre	X	X
	<i>Parapolystichum effusum</i> (Sw.) Ching	Terrestre	X	X
	<i>Megalastrum pulverulentum</i> (Poir.) A. R. Sm. & R.C.Moran	Terrestre	X	
	<i>Polystichum platyphyllum</i> (Willd.) C. Presl	Terrestre	X	X

Tabla 3. Continuación...

Familia	Especie	Forma de vida	El Laurel	Sartenejas
Hymenophyllaceae	<i>Abrodictyum rigidum</i> (Sw.) Ebihara & Dubuisson	Terrestre	X	X
	<i>Hymenophyllum angustum</i> Bosch	Epifito	X	
	<i>Polyphlebium capillaceum</i> (L.) Ebihara & Dubuisson	Epifito	X	
Lindsaeaceae	<i>Lindsaea feei</i> C. Chr.	Terrestre	X	
Lycopodiaceae	<i>Phlegmariurus dichotomus</i> (Jacq.) W. H. Wagner	Epifito	X	
Marattiaceae	<i>Danaea geniculata</i> Raddi	Terrestre	X	
Polypodiaceae	<i>Campyloneurum brevifolium</i> (Lodd. Ex Link) Link	Epifito	X	
	<i>Microgramma lycopodioides</i> (L.) Copel.	Epifito	X	X
	<i>Pecluma pilosa</i> (A.M.Evans) M.Kessler & A.R.Sm.	Epifito	X	X
	<i>Phlebodium pseudoaureum</i> (Cav.) Lellinger	Epifito	X	X
	<i>Pleopeltis astrolepis</i> (Liebm.) E. Fourn.	Epifito	X	X
	<i>P. furcata</i> (L.) A. R. Sm.	Epifito	X	
	<i>Serpocaulon dissimile</i> (L.) A. R. Sm.	Epifito	X	
	<i>S. psychotrium</i> Mostacero, D. Sanin & A.R. Sm.	Terrestre, a veces epifito	X	X
	<i>S. triseriale</i> (Sw.) A. R. Sm.	Epifito		X
Pteridaceae	<i>Adiantum macrophyllum</i> Sw.	Terrestre		X
	<i>A. polyphyllum</i> Willd.	Terrestre		X
	<i>A. tetraphyllum</i> Humb. & Bonpl. ex Willd.	Terrestre	X	
	<i>Polytaenium lineatum</i> (Sw.) J. Sm.	Epifito	X	
	<i>Pteris quadriaurita</i> Retz.	Terrestre	X	X
Saccolomataceae	<i>Vittaria graminifolia</i> Kaulf.	Epifito, o sobre detritus	X	
	<i>Saccoloma domingense</i> (Spreng. ex Kunze) Prantl	Terrestre	X	
Tectariaceae	<i>S. inaequale</i> (Kunze) Mett.	Terrestre	X	
	<i>Tectaria incisa</i> Cav.	Terrestre	X	X
Thelypteridaceae	<i>Amauropelta oligocarpa</i> (Humb. & Bonpl. ex Willd.) Pic. Serm.	Terrestre	X	X
	<i>Goniopteris poiteana</i> (Bory) C. Presl	Terrestre		X
	<i>Macrothelypteris torresiana</i> (Gaudich.) Ching	Terrestre		X
	<i>Steiropteris leprieurii</i> (Hook.) Pic. Serm.	Terrestre	X	X
<b>Número total de especies</b>		<b>46</b>	<b>35</b>	



**Fig. 4.** Producción de hojarasca mensual en El Laurel. **a.** en los ciclos 2015-2016, **b.** 2016-2017. **c.** En Sartenejas para el ciclo 2016-2017. La amplitud de la caja representa los intervalos de confianza al 95 % y la línea dentro de ella representa la media. Los datos extremos se muestran como círculos abiertos. La suma de la hojarasca anual producida se muestra en la esquina superior en cada caso.

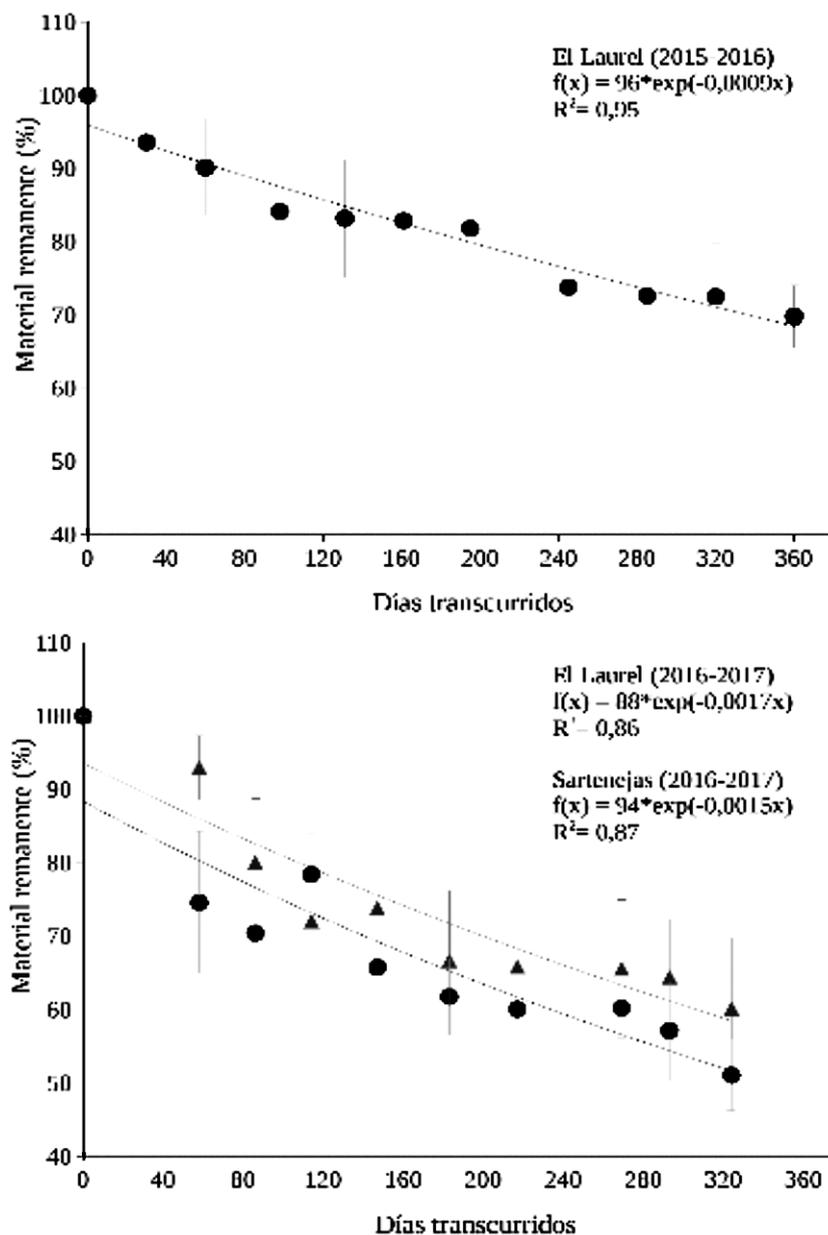


Fig. 5. Descomposición de hojarasca en El Laurel (círculo) y en Sartenejas (triángulo) durante los ciclos 2015-2016 (panel superior) y 2016-2017 (panel inferior). Se muestra el ajuste al modelo exponencial negativo en cada caso.

## DISCUSIÓN

### **Caracterización de los parches de bosques e importancia para su conservación**

Los resultados de este estudio muestran que El Laurel y Sartenejas poseen características ecológicas similares. Ambos sistemas poseen una alta densidad de individuos y una distribución de frecuencias diamétricas en forma de "J" invertida, típica de los bosques secundarios. Los dos sistemas son bosques de baja altura, con tres estratos y doseles relativamente abiertos. En ambos se observa la presencia de especies leñosas nativas que originalmente eran parte del componente florístico de los bosques montanos de Caracas. Se pueden encontrar en estos bosques especies como *Platymiscium trinitatis*, de gran valor comercial y actualmente en veda. Sin embargo, en estos bosques también se encuentran especies exóticas como *Syzygium jambos*, codominando los parches y mostrando que estos sistemas están fuertemente modificados.

La riqueza de helechos presente en estos parches también es de gran relevancia en términos de su contribución a la biodiversidad. Los helechos arborescentes sólo se observan en el corazón de los parches boscosos, junto a las quebradas y arroyos. Las intensas prospecciones de campo realizadas en decenas de localidades en el periurbano caraqueño señalan que estos helechos no están presentes en otras unidades del mosaico de vegetación regional, como en los matorrales o pastizales. Esto indica que las condiciones requeridas por estas especies sólo se encuentran dentro de los parches boscosos, y si estos desaparecieran o se degradaran, entonces los helechos arborescentes también desaparecerían.

A pesar de que algunas especies presentes en estos parches, como los helechos arborescentes o las palmas, parecen ser muy poco resilientes y tener una distribución aparentemente relictual, las especies leñosas que conforman estos bosques son por el contrario, especies pioneras muy comunes en los bosques secundarios neotropicales. Tal es el caso de *Croton megalodendron* y *Myrcia splendens*. Esta última, de hecho, es muy común en los bosques secundarios periurbanos de Mérida, en los Andes venezolanos (Gutiérrez & Gaviria 2009). Más aún, los resultados de los experimentos de clareo realizados por Baruch *et al.* (2016) en la plantación de pinos de Sartenejas, apuntan a que algunas de las especies presentes en estos bosques, como *Ocotea fendleri* y *C.*

*megalodendron* son eficientes colonizadoras de los espacios abiertos, resaltando el potencial de las mismas para la restauración y recuperación de los bosques periurbanos. Si bien las dos localidades estudiadas mostraron muchas similitudes, se observaron diferencias importantes tanto en la composición florística como en la estructura comunitaria. La heterogeneidad espacial es una característica muy típica en los paisajes periurbanos y urbanos del mundo (Escobedo & Nowak 2009; Blood *et al.* 2016). En el presente estudio, la heterogeneidad podría estar favorecida por el carácter accidentado de la orografía regional, con cambios de altitud, de las variables meteorológicas y de los suelos en cortas distancias; pero también podría estar relacionada con la compleja y larga historia de usos de la región. Baruch & Nozawa (2014) resaltaron la ausencia de material documental histórico que permitiría reconstruir la dinámica de intervención humana en estos sistemas, un aspecto que sería muy útil para conocer cuáles fueron las áreas más afectadas en el pasado, para estimar tasas de recuperación relativas de estos bosques y contribuir al conocimiento sobre la vulnerabilidad/resiliencia de los mismos.

En este trabajo se presenta una primera aproximación a la cuantificación de los inventarios de biomasa en los bosques periurbanos de Caracas. Esta tiene algunas limitaciones siendo la mayor de ellas que no se ha probado la factibilidad de la ecuación alométrica usada en cuanto a su adecuación, exactitud y precisión en los sistemas aquí estudiados. El escaso desarrollo en altura de los bosques secundarios analizados, asociado al sesgo en la distribución diamétrica hacia las clases más pequeñas, conlleva a valores de menos de la mitad de la biomasa hallada en sistemas maduros como, por ejemplo, los reportados para las selvas nubladas del Parque Nacional Henri Pittier y Loma de Hierro, donde los valores de biomasa son de 340 y 390 Mg/ha, respectivamente (Medina & Klinge 1983; Monedero & González 1995).

Los valores de biomasa subterránea reportados aquí, aunque incluyen el componente vivo y muerto, son aproximadamente la mitad de lo reportado para la selva nublada del Parque Nacional Henri Pittier (Medina & Klinge 1983). Asumiendo que los estimados de los inventarios de biomasa encontrados en el presente estudio son válidos, estos brindan valores de 160-180 Mg/ha entre biomasa aérea y subterránea, cantidad que puede ascender a 180-200 Mg/ha al considerar la estera de raíces y la necromasa de hojarasca.

En cuanto a la producción y descomposición de la hojarasca fina evaluada en este estudio, se considera que hay un balance positivo (acumulación hojarasca) entre la productividad/descomposición a lo largo de los periodos estudiados. Esta acumulación de hojarasca, aunado al carácter sub-mesotérmico del clima en la zona de estudio, contribuye a explicar la considerable acumulación de MOS en los primeros 30 cm del suelo en estos bosques. Dado que los bosques montanos tropicales tienden a acumular MOS, se ha resaltado su potencial como sumideros del CO<sub>2</sub> atmosférico, a pesar de su extensión restringida (Spracklen & Righelato 2014). Además, los sistemas estudiados en este trabajo se pueden catalogar como bosques en regeneración natural, cuyo potencial de crecimiento futuro debería ser evaluado. Algunos trabajos concluyen que en regiones tropicales los sistemas secundarios podrían tener una gran trascendencia en la asimilación de CO<sub>2</sub> atmosférico a futuro debido a su estatus sucesional (Paquette *et al.* 2009; Bonner *et al.* 2013; Chazdon *et al.* 2016; Poorter *et al.* 2016; Spracklen & Righelato 2016). Siguiendo esta línea de razonamiento, se podría sugerir que los parches de bosque periurbano deberían ser incluidos en los balances de carbono de la ciudad de Caracas y ser considerados en los planes de mitigación y adaptación frente al cambio climático global.

Cabe destacar que el evento Niño ocurrido entre 2015 y 2016 fue catalogado como el más severo en 60 años (L'Heureux *et al.* 2017), y es de esperar que en tales circunstancias varíen sustancialmente los patrones de productividad y descomposición de estos bosques. Las tendencias climáticas observadas durante el ciclo 2015-2016 para El Laurel con respecto a la producción de hojarasca sugieren una mayor caída de hojas a lo largo de este ciclo que durante el 2016-2017, aunque las diferencias no fuesen significativas. En cuanto a las tasas de descomposición de la hojarasca, los resultados obtenidos sugieren que estas se ralentizaron durante el ciclo anormalmente seco observado entre 2015 y 2016. Es reconocido en la literatura que las tasas de descomposición de la hojarasca son una función de su calidad y de las variables ambientales, siendo las más importantes la humedad y la temperatura (Powers *et al.* 2009; Salinas *et al.* 2011). De este modo, en sistemas montanos estacionales como los estudiados aquí se espera que las tasas de descomposición sean relativamente bajas, debido al carácter sub-mesotérmico de la zona y se espera que las tasas varíen interanualmente en conjunto con las precipitaciones.

### **Traduciendo las variables ecológicas estudiadas en términos de servicios ambientales**

Gómez-Baggethun & Barton (2013) clasificaron algunos de los servicios ambientales más importantes que deberían tomarse en cuenta para la planificación urbana. En primera instancia, se deben resaltar los servicios de regulación que los bosques periurbanos de Caracas proveen para la gestión de riesgos de la ciudad. Debido al carácter accidentado de la orografía caraqueña y a la ubicación de los bosques en las filas y lomeríos superiores de las montañas y en las cuencas altas de las quebradas y ríos, los fragmentos boscosos cumplen un importante papel en la retención del suelo y la mitigación del transporte de sedimentos aguas debajo de la cuenca por la escorrentía superficial, la presencia de estos ecosistemas evitan los movimientos de masas de suelo desprendido que afectarían a las viviendas e infraestructura urbana cercana. Además, en este trabajo se muestra que el potencial de acumulación de biomasa de estos sistemas no es despreciable y que debería considerarse en los balances de CO<sub>2</sub> locales, con miras a la mitigación y la adaptación frente al cambio climático.

Existen también importantes servicios de soporte relacionados con las variables ecológicas estudiadas en este trabajo. La acumulación de materia orgánica en los suelos de estos fragmentos no se observa en las comunidades naturales de bajo porte, como los arbustales y los herbazales. En este trabajo se observa una fuerte correlación positiva y lineal entre la MOS y el N total y el P<sub>disp</sub>, sugiriendo que la fertilidad del suelo depende en gran medida de la MOS, relacionado directamente con el potencial de las localidades que habitan cerca de estos parches en retomar el cultivo de café bajo sombra, lo cual podría ser positivo considerando que los sistemas productivos basados en café de sombra conservan la biodiversidad, como se ha reconocido en otras partes del Neotrópico (Goodall *et al.* 2015) y del mundo (FAO 2016). De hecho, estos bosques secundarios son el producto de una larga tradición cafetalera y forman parte del patrimonio histórico de los Altos Mirandinos. Se conservan en las antiguas haciendas numerosas construcciones coloniales de bahareque y piedra que conforman parte valiosa del patrimonio cultural del Estado. Por último, es importante resaltar el papel de los bosques estudiados como “guarderías” de biodiversidad en un contexto de expansión urbana acelerada. Los resultados obtenidos soportan que exista una diversidad vegetal importante asociada a estos parches, tanto en lo que respecta a las especies leñosas, como a los helechos y de los cuales se sirven otros grupos de organismos, como aves, murciélagos, insectos, entre otros.

## AGRADECIMIENTOS

Al Fondo Nacional de Ciencia, Tecnología e Innovación (Fonacit) por el financiamiento del proyecto PEI-2012-958.

## BIBLIOGRAFÍA

- Aristeguieta, L. & F. Matos. 1959. Estudios dendrológicos en el bosque de Los Guayabitos. *Bol. Soc. Venez. Ci. Nat.* 95(21): 16-52.
- Ball, D.F. 1964. Loos-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non-calcareous soils. *Eur. J. Soil Sci.* 15(1): 84-92.
- Barron, S., S.R.J. Sheppard & P.M. Condon. 2016. Urban forest indicators for planning and designing future forests. *Forests* 7(9): 208. doi:10.3390/f7090208.
- Baruch, Z. & S. Nozawa. 2014. Abandoned coffee plantations biodiversity conservation or path for non-native species? Case study in a Neotropical montane forest. *Interciencia* 39(8): 554-561.
- Baruch, Z., E. Johnson & E. Yerena. 2016. What deters plant colonization in a tropical pine plantation?. *Revista Biol. Trop.* 64(2): 461-471.
- Berry, P.E. & J. Steyermark. 1983. Flórla de los bosques deciduos de Caracas. *Mem. Soc. Venez. Ci. Nat. La Salle* 43(120): 157-214.
- Blood, A. G. Starr, F. Escobedo, A. Chappelka & C. Staudhammer. 2016. How do urban forests compare? Tree diversity in urban and periurban forests of the southeastern US. *Forests* 7(6): 120. doi:10.3390/f7060120.
- Bonner, M.T.L., S. Schmidt & L.P. Shoo. 2013. A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. *Forest Ecol. Managem.* 291: 73-86.
- Chave, J., C. Andalo, S. Brown, M. Cairns, J.Q. Chambers, D. Eamus, H. Fölster, F. Fromard, N. Higuchi, T. Kira, J.P. Lescure, B.W. Nelson, H. Ogawa, H. Puig, B. Riéra & T. Yamakura. 2005. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia* 145(1): 87-99.
- Chazdon, R.L., E.N. Broadbent, D.M.A. Rozendaal, F. Bongers, A.M.A. Zambrano, T.M. Aide, P. Balvanera, J.M. Becknell, V. Boukili, P.H.S. Brancalion, D. Craven, J.S. Almeida-Cortez, G.A.L. Cabral, B. de Jong, J.S. Denslow, D.H. Dent, S.J. DeWalt, J.M. Dupuy, S.M. Durán, M.M. Espírito-Santo, M.C. Fandino, R.G. César, J.S. Hall, J.L. Hernández-Stefanoni, C.C.

- Jakovac, A.B. Junqueira, D. Kennard, S.G. Letcher, M. Lohbeck, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J.A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y.R.F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E.A. Pérez-García, D. Piotto, J.S. Powers, J. Rodríguez-Velazquez, I.E. Romero-Pérez, J. Ruíz, J.G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N.B. Schwartz, M.K. Steininger, N.G. Swenson, M. Uriarte, M. van Breugel, H. Wal, M.D.M. Veloso, H. Vester, I.C.G. Vieira, T.V. Bentos, G.B. Williamson & L. Poorter. 2016. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Sci. Advances* 2(5): e1501639. doi:10.1126/sciadv.1501639
- Cunill-Grau, P. 1989. *Geografía del poblamiento venezolano en el siglo XIX*. Tomos I y II (2 ed.). Comisión Presidencial V Centenario de Venezuela / Facultad de Humanidades y Educación de la Universidad Central de Venezuela, Caracas.
- Escobedo, F.J. & D.J. Nowak. 2009. Spatial heterogeneity and air pollution removal by an urban forest. *Landscape Urban Plan.* 90(3): 102-110.
- FAO. Food and Agriculture Organization of the United Nations. 2016. *Guidelines on urban and peri-urban forestry*. FAO Forestry Paper No. 178, Rome.
- Gómez-Baggethun, E. & D.N. Barton. 2013. Classifying and valuing ecosystem services for urban planning. *Ecol. Econ.* 86: 235-245.
- Goodall, K.E., C.M. Bacon & V.E. Mendez. 2015. Shade tree diversity, carbon sequestration, and epiphyte presence in coffee agroecosystems: A decade of smallholder management in San Ramon, Nicaragua. *Agr. Ecosyst. Environ.* 199(1): 200-206.
- Grau, H.R., M.E. Hernández, J. Gutiérrez, N.I. Gasparri, M.C. Casavecchia, E.E. Flores-Ivaldi & L. Paolini. 2008. A peri-urban Neotropical forest transition and its consequences for environmental services. *Ecol. Soc.* 13(1): 35.
- Gutiérrez, N. & J. Gaviria. 2009. Análisis de la vegetación del Parque Metropolitano Albarregas, Mérida, Venezuela. *Revista Forest. Latinoamer.* 24(1): 9-29.
- INE Instituto Nacional de Estadística. Datos del Censo 2011. <<http://www.ine.gov.ve/>>. Fecha de consulta: Marzo 2017.
- L'Heureux, M.L., K. Takahashi, A.B. Watkins, A.G. Barnston, E.J. Becker, T.E. Di Liberto, F. Gamble, J. Gottschalck, M.S. Halpert, B. Huang, K. Mosquera-Vásquez. & A.T. Wittenberg. 2017. Observing and predicting the 2015/16 El Niño. *Bull. Amer. Meteorol. Soc.* 98(7): 1363-1382.
- Livesley, S.J., F.J. Escobedo & J. Morgenroth. 2016a. The biodiversity of urban and peri-urban forests and the diverse ecosystem services they provide as socio-ecological systems. *Forests* 7(12): 291. doi:10.3390/f7120291

- Livesley, S.J., G.M. McPherson & C. Calfapietra. 2016b. The urban forest and ecosystem service: Impacts on urban water, heat, and pollution cycles at the tree, street, and city scale. *J. Environm. Qual.* 45(1): 119-124.
- MacGregor-Fors, I., F. Escobar, R. Rueda-Hernández, S. Avendaño-Reyes, M.L. Baena, V.M. Bandala, S. Chacón-Zapata, A. Guillén-Servent, F. González-García, F. Lorea-Hernández, E. Montes de Oca, L. Montoya, E. Pineda, L. Ramírez-Restrepo, E. Rivera-García & E. Utrera-Barrillas. 2016. City “Green” contributions: The role of urban greenspaces as reservoirs for biodiversity. *Forests* 7(7): 146. doi:10.3390/f7070146
- Medina, E. & H. Klinge. 1983. Productivity of tropical forests and tropical woodlands. In: Lange, O.L., P.S. Nobel, C.B. Osmond & H. Ziegler (eds.). *Physiological plant ecology IV. Encyclopedia of Plant Physiology (New series). Vol 12*, pp. 281-303. doi:10.1007/978-3-642-68156-1\_10
- Monedero, C. & V. González. 1995. Producción de hojarasca y descomposición en una selva nublada del ramal interior de la Cordillera de la Costa, Venezuela. *Ecotropicos* 8(1-2): 1-14.
- Pansu, M. & J. Gautheyrou. 2006. *Handbook of soil analysis*. Springer, Berlin/Heidelberg/New York.
- Paquette, A., J. Hawryshyn, A. Vyta-S. & C. Potvin. 2009. Enrichment planting in secondary forests: a promising clean development mechanism to increase terrestrial carbon sinks. *Ecol. Soc.* 14(1): 31. <https://www.jstor.org/stable/26268050>
- Poorter, L., F. Bongers, T.M. Aide, A.M. Almeyda-Z., P. Balvanera, J.M. Becknell, V. Boukili, P.H.S. Brancalion, E.N. Broadben, R.L. Chazdon, D. Craven, J.S. de Almeida-Cortez, G.A. Cabral, B.H.J. de Jong, J.S. Denslow, D.H. Dent, S.J. DeWalt, J.M. Dupuy, S.M. Durán, M.M. Espirito-Santo, M.C. Fandino, R.G. César, J.S. Hall, J.L. Hernandez-Stefanoni, C.C. Jakovac, A.B. Junqueira, D. Kennard, S.G. Letcher, J.C. Licona, M. Lohbeck, E. Marín-Spiotta, M. Martínez-Ramos, P. Massoca, J.A. Meave, R. Mesquita, F. Mora, R. Muñoz, R. Muscarella, Y.R.F. Nunes, S. Ochoa-Gaona, A.A. de Oliveira, E. Orihuela-Belmonte, M. Peña-Claros, E.A. Pérez-García, D. Piotto, J.S. Powers, J. Rodríguez-Velázquez, I.E. Romero-Pérez, J. Ruiz, J.G. Saldarriaga, A. Sanchez-Azofeifa, N.B. Schwartz, M.K. Steininger, N.G. Swenson, M. Toledo, M. Uriarte, M. Breugel, H. Wal, M.D.S. Veloso, H.F.M. Vester, A. Vicentini, I.G. Vieira, T.V. Bents, G.B. Williamson & M.A. Rozendaal. 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530: 211-214.
- Powers, J.S., R.A. Montgomery, C. Adair, F.Q. Brearley, S.J. DeWalt, C.T. Castanho, J. Chave, E. Deinert, J.U. Ganzhorn, M.E. Gilbert, J.A. González-Iturbe, S. Bunyavejchewin, R. Grau, K.E. Harms, A. Hiremath, S. Iriarte-Vivar,

- E. Manzane, A.A. de Oliveira, L. Poorter, J.-B. Ramanamanjato, C. Salk, A. Varela, G.D. Weiblen & M.T. Lerdau. 2009. Decomposition in tropical forests: a pan-tropical study of the effects of litter type, litter placement and mesofaunal exclusion across a precipitation gradient. *J. Ecol.* 97: 801-811.
- Salinas, N., Y. Malhi, P. Meir, M. Silman, R. Roman-C., J. Huaman, D. Salinas, V. Huaman, A. Gibaja, M. Mamani & F. Farfan. 2011. The sensitivity of tropical leaf litter decomposition to temperature: results from a large-scale leaf translocation experiment along an elevation gradient in Peruvian forests. *New Phytol.* 189(4): 967-977.
- Sokal, R.R. & F.J. Rohlf. 1995. *Biometry*. 3 ed. W.H. Freeman and Company, New York.
- Spracklen, D.V. & R. Righelato. 2014. Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. *Biogeosciences* 11: 2741-2754.
- Spracklen, D.V. & R. Righelato. 2016. Carbon storage and sequestration of regrowing montane forests in southern Ecuador. *Forest Ecol. Managem.* 364: 139-144.
- Steyermark, J.A. & O. Huber. 1978. *Flora del Ávila*. Publicación especial de la Sociedad Venezolana de Ciencias Naturales, Caracas.
- Wang, X., J. Wang & J. Zhang. 2012. Comparisons of three methods for organic and inorganic carbon in calcareous soils of northwestern China. *PLOS ONE* 7(8): e44334. doi: 10.1371/journal.pone.0044334
- Yoon. T.K., K.W. Seo, G.S. Park, Y.M. Son & Y. Son. 2016. Surface soil carbon storage in urban green spaces in three major south korean cities. *Forests* 7(6): 115. doi:10.3390/f7060115

