

# EL CÉSPED DEL VECINO ES MÁS VERDE: FLORA DE PATIOS URBANOS DE DISTINTAS CLASES SOCIALES

---

FABIO ANGEOLETTO<sup>1</sup>  
JUAN PEDRO RUIZ SANZ<sup>2</sup>  
RICARDO MASSULO ALBERTIN<sup>3</sup>  
FREDERICO FONSECA DA SILVA<sup>4</sup>

En el palacio de Alcino, rey de los feacios, más allá del patio, hay un jardín de cuatro arpendes, por todas partes circundado por un muro. Allí crecen árboles altos y verdes, perales granados, de brillantes frutos, dulces higueras y olivos siempre verdes. Los frutos de estos árboles no cesan en todo el año, no faltan ni un invierno ni en verano. Sin cesar, el Céfito con su hálito hace nacer a los unos y madurar a los otros. Allí se plantó también una fecunda viña, una parte de la cual, en un llano unido y descubierto, está secándose a los rayos del sol; se vendimian sus racimos, mientras las otras se están prensando; más lejos hay todavía racimos jóvenes, los unos aparecen en flor, y los otros comienzan a ennegrecer.

*La Odisea, canto VII (Homero, circa 800 a.C.)*

## Introducción

En 2007 la población urbana mundial superó la barrera del 50%, alcanzando en América Latina y el Caribe el 79%. El conjunto de impactos causados por la masiva urbanización mundial, en escala local, regional y global, es tajante. En los últimos 50 años, la biosfera ha sido alterada por los seres humanos más que en cualquiera otra época de la historia. Hoy, y en las próximas décadas, la urbanización va a generar los impactos globalmente más significativos, principalmente en los trópicos, si profundos cambios en políticas y planificación de los usos de suelo no ocurrieren (GRIMM *et al*, 2008; CHAPIN III *et al*, 2009).

---

1. Doutor em Ecologia pela Universidade Autônoma de Madri. Professor permanente do Mestrado em Geografia da UFMT, campus de Rondonópolis. E-mail fabio\_angeoletto@yahoo.es. Twitter: @JupiterFulgur

2. Doutor em Ecologia pela Universidade Autônoma de Madri. Professor titular da Universidade Autônoma de Madri. E-mail: juan.ruiz@uam.es.

3. Doutor em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá (georickk@yahoo.com.br)

4. Doutor em Agronomia pela Universidade Estadual de Maringá. Professor adjunto do Instituto Federal do Paraná. E-mail: prof.frederico.silva@gmail.com.

Por razones históricas, la biología de la conservación ha dividido el mundo en hábitats prístinos y degradados. No obstante, hace falta un cambio de mentalidades: la biología de la conservación debe volverse a los hábitats donde viven los seres humanos, y producir conocimiento sobre cómo dividir esos ambientes antropogénicos con especies silvestres (ROSENZWEIG, 2001), y además de cómo mantener la biodiversidad urbana, y sus servicios ecosistémicos.

Es más: hace falta repartir equitativamente la flora y sus servicios ecosistémicos entre los barrios usualmente muy heterogéneos (en términos de renta familiar) de las ciudades brasileñas. En estas ciudades, la riqueza de especies vegetales en los ecosistemas urbanos es usualmente alta, pero mal distribuida entre los barrios, hecho que se configura en un fenómeno de injusticia ambiental, o sea, en *una desigualdad en el acceso a los recursos ambientales*, en la definición de Aleixo (et al, 2016). Barrios de mayor status socio-económico normalmente presentan una mayor diversidad vegetal, o bien en sus espacios públicos, como parques y plazas (los cuales normalmente no existen en los barrios pobres), o bien en los jardines domésticos de las viviendas, un uso del suelo común en las ciudades (ANGEOLETTO y SANTOS, 2015).

Un adagio chino dice que *es mejor ser bueno en tu propia casa que quemar incienso en un templo distante*. Por la enorme influencia de las ciudades sobre la biosfera, la planificación de su crecimiento se ha convertido en uno de los más importantes desafíos del siglo XXI (COHEN, 2006), con reflejos obvios en la conservación de las especies, ecosistemas y biomas, en ámbito global. En los patios urbanos, los objetivos de incremento de la calidad de vida humana y de conservación de la diversidad biológica coinciden (GALLUZZI, et al 2010).

La definición del término patio (o *quintal* en portugués) es variable en la literatura técnica. Gaston (et al, 2005) los definen como espacios privados adyacentes a las viviendas, y que pueden contener, en grados variados, céspedes, polígonos con vegetación ornamental y alimentaria, fuentes de agua, caminos, y a veces construcciones temporarias, como invernaderos. O, sencillamente, se puede caracterizarlos como *el área que ha quedado después de construida la vivienda, en un lote particular* (SMITH et al, 2006b), definición que hemos adoptado para nuestro estudio. Sin embargo, hace falta enfatizar que los jardines privados de viviendas son distintos de manchas aisladas de vegetación, como bosques, porque son gestionados a una escala individual y porque, aunque fragmentados, forman una amplia extensión de espacios adyacentes (SMITH et al, 2006a; SMITH et al, 2006b).

Aunque los patios sean aparentemente demasiado diminutos para que resulten biológicamente significativos, cuando sumados alcanzan áreas de dimensiones considerables, y frecuentemente superiores al área ocupada por plazas y parques urbanos (RUDD, et al, 2002; GASTON et al., 2005; LORAM et al., 2007; MARCO et al., 2008). Por ejemplo, el 19,5% del área de la ciudad de Dayton, EEUU, está ocupada por patios (DANIELS y KIRKPATRICK, 2006). En León (Nicaragua) los patios constituyen el 86,2% de la superficie de áreas verdes urbanas (GONZÁLEZ-GARCÍA y SAL, 2008). El área cubierta por quintais en ciudades del Reino Unido suele asimismo ser alto: es de un 22,6% en Nottingham, 27,6% en Leicester, 19% en Edinburgh, 23% en Sheffield y 20% en la Region Metropolitana de Londres (GASTON et al, 2005).

Parques y reservas permanecen como el foco principal de acciones de conservación en ecosistemas urbanos. No obstante, los patios de viviendas ofrecen un extenso e infravalorado recurso para el incremento de la diversidad biológica urbana y de sus servicios ecosistémicos (MAURER *et al*, 2000; GODDARD *et al*, 2010). Hay un creciente reconocimiento de la importancia de los patios privados a la conservación de la biodiversidad (incluyéndose a preservación de especies amenazadas vegetales y animales), pero prácticamente no ha habido intentos de describir la composición y distribución de la diversidad biológica presente en estos espacios (GASTON *et al*, 2005; THOMPSON *et al*, 2005; SMITH *et al*, 2006a; LORAM *et al*, 2007; MARCO *et al*, 2008; DAVIES, *et al*, 2009; GODDARD *et al*, 2010; GALLUZZI *et al*, 2010; BEUMER y MARTENS, 2014).

Los estudios de la flora urbana en general se concentran en fragmentos de bosques (HOPE *et al*, 2003) aunque las especies cultivadas sean las dominantes en los ecosistemas urbanos, y de ellas poco se sepa (MARCO *et al*, 2008). Esta carencia de datos es particularmente preocupante pues, como cambian microclimas y proveen abrigo, sitios para la nidificación y recursos alimentarios a una amplia variedad de organismos, la vegetación de los *quintais* desempeña un papel-clave en el soporte a la biodiversidad en ecosistemas urbanos (DAS y DAS, 2005; SMITH *et al*, 2006b; LORAM *et al*, 2008; BEUMER y MARTENS, 2014).

Gran parte de los estudios sobre *quintais* urbanos han sido conducidos en países desarrollados (GODDARD *et al*, 2010), y los conducidos en países en desarrollo usualmente no han logrado integrar principios ecológicos y socioeconómicos (LUBBE *et al*, 2010). Efectivamente, estudios sobre la composición de la flora urbana que hagan una integración entre datos ambientales y aspectos sociales, económicos y culturales siguen ampliamente escasos (DOW, 2000; MARTIN *et al*, 2004; HEEZIK, *et al* 2014).

Respecto a las ciudades de Brasil, las tajantes diferencias de renta y escolaridad de los vecinos de sus barrios son un importante factor de influencia sobre la diversidad de la flora urbana (ANGEOLETTO y SANTOS, 2015). Sin embargo, hace falta una comprensión más profundizada acerca de esas influencias en la composición de las floras de los jardines domésticos de viviendas. Por lo tanto, falta a las ciudades brasileñas más informaciones sobre el potencial de los patios para la conservación y utilización de la diversidad biológica urbana (AKINNIFESI *et al*, 2010). Tales conocimientos poseen una enorme aplicabilidad en la elaboración de proyectos de incremento de la flora urbana, direccionados a esos espacios.

## Área del estudio: la Región Metropolitana de Maringá

La producción del espacio urbano constituido por la actual Región Metropolitana de Maringá ha sido conducida, desde su génesis, por acciones dirigidas por el mercado inmobiliario y que han reproducido procesos de desigualdad social y ambiental en el territorio. Como en la ciudad de Maringá el valor de mercado es muy elevado, y el área mínimo de los lotes es de 300 m<sup>2</sup>, un gran parte de las familias de baja renta se ha desplazado a otros municipios de la RMM, principalmente Sarandi. En esas ciudades, la legislación urbanística es mucho menos rigurosa, los terrenos son más baratos y más

pequeños, pero ubicados en urbanizaciones precarias. Los poderes públicos municipales han autorizado los emprendedores a comercializarlos sin equipos básicos de infraestructura (RODRIGUES, 2010).

Este arreglo espacial ha segregado la pobreza en los municipios del entorno de la RMM, posibilitando a Maringá mantener características urbanísticas privilegiadas, como, por ejemplo, un arbolado abundante en los espacios públicos (RODRIGUES, 2010). Se pudo observar, de ese modo, en la RMM, el mismo estándar brasileño de urbanización excluyente y desigual a que se refiere Lago (2000), pero sin embargo con una peculiaridad: en Maringá no hay *favelas*, tan características de otras regiones metropolitanas de Brasil, una vez que ellas, que ocupaban áreas centrales muy valoradas, han sido prontamente deshechas por los poderes públicos municipales, en las décadas de 1970 y 1980, y sus vecinos transferidos a Sarandi o segregados en otros espacios periféricos (ARAUJO, 2010).

Desde 1980, se puede observar un nítido proceso de conurbación entre Maringá y Sarandi, que comprenden una mancha urbana continua, cuya población actualmente totaliza 440.000 personas, siendo 357.000 habitantes en Maringá, y 83.000 en Sarandi. A pesar de conurbadas, las diferencias socioeconómicas entre Maringá y Sarandi son tajantes. Mientras que Maringá ocupaba, en 2013 la 23ª posición en el ranking del IDH-M (Índice de Desarrollo Humano Municipal), Sarandi ocupaba la 2059ª posición, en un universo de 5.570 ciudades (UNEP, 2013).

## Metodología

Las ciudades brasileñas presentan una elevada heterogeneidad respecto a la clase social predominante en los diferentes barrios. Por ello, hemos optado por el uso de gradientes sociales, no lineales, abarcando un barrio de baja renta de la ciudad de Sarandi (el *Conjunto Triângulo*), y uno de renta elevada en la ciudad de Maringá (el barrio *Zona 02*). Este abordaje metodológico posibilita amalgamar datos sociológicos e ecológicos, permitiendo así el discernimiento de estándares de diversidad biológica entre distintas clases sociales, y la producción de informaciones con un gran potencial de aplicación en la gestión y planificación de sistemas ecológicos urbanos (DOW, 2000; MCDONNEL y HAHS, 2008; LUBBE, *et al.*, 2010).

En el Conjunto Triángulo, planificado y construido por los poderes públicos (la *Companhia Municipal de Urbanismo de Sarandi*), se buscó una mayor densidad poblacional, a través de la disminución del área de los patios. El barrio Zona 02 ha sido planificado por la *Companhia Melhoramentos Norte do Paraná*. Destinado a viviendas de alto estándar, la Zona 02 es un barrio ocupado por familias de clase media alta desde su surgimiento (MENEGUETTI, 2007).

En el barrio Zona 02, hay 895 viviendas ocupadas mayoritariamente por familias de clase media alta. El barrio Conjunto Triángulo está constituido por 407 viviendas (y por lo tanto, 407 patios), y está poblado por familias de baja renta. Fueron sorteadas a través del software Statistica 7 un muestreo aleatorio simple de 198 viviendas en el Conjunto Triángulo, y de 269 viviendas en la Zona 02. El tamaño del muestreo seleccionado ha sido obtenido con un error de estimativa de un 5% y confiabilidad de un 95%.

Para los barrios investigados, la tarea de sortear las viviendas fue precedida por una investigación, con mapas en escala 1:2000, para identificar los terrenos baldíos. Identificadas las viviendas sorteadas en los mapas de los barrios, las familias eran visitadas, y utilizamos la técnica de la visita guiada (FLORENTINO *et al*, 2007), donde un miembro de la familia, con edad igual o superior a 18 años, elegido por la familia como lo más conocedor respecto a la flora del patio, era invitado a caminar por el patio, durante la entrevista, suministrando informaciones específicas sobre los usos de las plantas presentes. Las entrevistas se realizaron tras el entrevistado haber firmado una declaración de consentimiento, en la cual se consentía en participar del estudio y se autorizaba la divulgación de los resultados.

Además, preguntábamos la renta familiar del entrevistado, señalando su familia como miembro de las clases sociales A, B, C, D o E, de acuerdo con la clasificación de las clases sociales basada en la renta de la familia, elaborada por la Secretaria de Asuntos Estratégicos del gobierno Federal de Brasil (SAE, 2014). De acuerdo con dicha clasificación, familias con renta de hasta 1,73 sueldos mínimos (SM) son de la clase social E; aquellas con renta entre 1,74 a 2,76 SM pertenecen a la clase social D; aquellas con renta entre 2,77 a 11,93 SM pertenecen a la clase social C; y aquellas con renta entre 11,94 a 15,55 SM pertenecen a la clase social B. Finalmente, aquellas familias con renta superior a 15,55 SM pertenecen a la clase social A.

Los usos mencionados por el encuestado eran anotados. Las especies citadas fueron relacionadas en las siguientes categorías de uso: hortícolas, frutales, medicinales y ornamentales. En relación a su origen, las especies fueron clasificadas en exóticas o nativas, a través de consultas en la página web *Flora do Brasil* ([www.floradobrasil.jbrj.gov.br/](http://www.floradobrasil.jbrj.gov.br/)). También hemos calculado el número medio de especies por patio; el número medio de individuos arbustivos por patio y el número medio de individuos arbóreos por patio. Consideramos arbustos las plantas leñosas, usualmente con menos de 4 metros de altura y ramificada desde su base; y árboles aquellas plantas leñosas de más de 4 metros de altura, con un tronco principal definido y una copa ramificada (LORENZI *et al* 2003).

Concluida esa etapa, mensurábamos el área total de los patios y el área no cementado de los mismos. Además, hemos cuantificado el porcentaje de patios totalmente cementados (y por ello, sin vegetación) en los barrios investigados. No incluimos en la toma de datos individuos cultivados en macetas. La identificación del material botánico ha sido hecha en campo, de acuerdo con la metodología planteada por Heezik (*et al*, 2014). Las especies cuya identificación no fue posible en campo fueron clasificadas en nivel de familia, género y especie en el Herbario de la *Universidad Estadual de Maringá*. El sistema taxonómico utilizado fue el APG III (THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2009). La nomenclatura de los nombres científicos fue chequeada a través de bases de datos Plantminer (SIVIERO *et al*, 2011).

Con el objetivo de listar las especies amenazas de extinción, todas las especies identificadas fueron chequeadas en la página web de la Red List de especies amenazadas de extinción de la Internacional Union for Conservation of Nature - IUCN<sup>1</sup>. Además de chequeadas en la Red List, las especies brasileñas también fueron verificadas en la lista

de especies amenazadas producida y publicada en la página web del Ministerio del Medio Ambiente de Brasil<sup>ii</sup> ambas accedidas en septiembre de 2014.

## Medidas de la diversidad biológica

Para calcular y comparar la diversidad de especies vegetales entre los barrios investigados, cuantificamos la riqueza de especies de los barrios del estudio, destacando las familias con mayor número de especies. También hemos calculado el Índice de Valor de Preferencia (IVP), a través de la fórmula  $IVP\% = Abu-Rel\% + Fre-Rel\%$ , donde *Abu-Rel%* es el número de individuos de una especie, dividido por el número total de individuos de todas las especies observadas en cada barrio, multiplicado por 100; y *Fre-Rel%* es el número de viviendas en que una determinada especie ocurre, dividido por el número total de viviendas de la muestra, multiplicado por 100. El IVP apunta el porcentaje de patios donde ocurre una determinada especie vegetal, además valorando la frecuencia de la especie en los patios, es decir, el índice apunta el grado de importancia y utilidad a la familia de la especie cultivada en los patios (GOMES, 2010).

Para verificar si el área libre (no cementado) de los patios tiene influencia sobre el número de especies e individuos presentes, fueron calculadas correlaciones bivariadas entre el área libre de los patios y número de especies presentes; entre el área libre de los patios y el número total de individuos cultivados; y entre el área de los patios y el número de árboles cultivados. Santos (2007) propone tres coeficientes de correlación, para distinguir las correlaciones bivariadas, cuando estas se verifican: *fuerte positiva* ( $0,8 \leq r < 1$ ); *moderada positiva* ( $0,5 \leq r < 0,8$ ); y *flaca positiva* ( $0,1 \leq r < 0,5$ ).

Tras cuantificar el número medio de árboles por patio de los barrios estudiados, y basados en ello, y en el suelo disponible para plantíos (área libre medio de los patios de cada barrio, multiplicado por el número de patios del barrio), hemos estimado el potencial de plantíos para los dos barrios del estudio. Para ese cálculo, hemos desarrollado la ecuación  $PP = \{[sd (m^2)/9m^2] - nmap\}$ , donde: *PP* = potencial de plantíos; *sd* = suelo disponible para plantíos; y *nmap* = número medio de árboles por patios, considerándose 9 m<sup>2</sup> como el área adecuada al crecimiento de un plantón de árbol.

No hemos considerado la vegetación herbácea y arbustiva en la cuantificación de los potenciales de plantíos, porque esos tipos botánicos no son excluyentes. Al contrario, patios con buena cobertura vegetal son aquellos que poseen un estrato herbáceo, seguido de un arbustivo y finalmente, de un arbóreo. El metraje de 9 m<sup>2</sup> es suficiente para el crecimiento de árboles frutales de porte medio, muy apreciados y comúnmente encontrados en los patios de viviendas de las ciudades brasileñas, como por ejemplo *Psidium guajava*, *Eugenia uniflora* y *Citrus* spp.

## Resultados y discusión

Los patios de Conjunto Triangulo presentan área libre medio de 70,3 m<sup>2</sup>, y de 164,4 m<sup>2</sup> en el barrio Zona 02. Solamente en el barrio Zona 02 verificamos que las variables

número de especies, número de individuos y número de árboles se correlacionan al área libre de los patios, aunque flacamente (cuadro 1).

**Cuadro 1. Correlaciones bivariadas**

Correlación bivariada	Conjunto Triângulo	Zona 02
Área x Número de especies	0,0553; p=0,728*	0,4304, p<0,0001
Área x Número de individuos	0,0236; p=0,882*	0,4229, p<0,0001
Área x Número de árboles	0,2133; p=0,673*	0,4592, p<0,0001

Fuente: elaboración propia. (\*variables no correlacionadas).

Hemos cuantificado 94 especies cultivadas en el Conjunto Triângulo, y 381 especies cultivadas en los patios del barrio Zona 02. En cuanto a los usos, especies ornamentales predominan en los patios de la Zona 02, barrio de clase media alta, mientras que especies utilitarias (es decir, medicinales y alimentarias) predominan en los patios del Conjunto Triângulo. Especies exóticas son dominantes en la flora de ambos barrios (cuadro 2).

**Cuadro 2. Riqueza de especies y porcentaje de especies ornamentales y exóticas**

Barrio	Número de familias	Número de géneros	Número de especies	Porcentaje de especies ornamentales	Porcentaje de especies exóticas
Conjunto Triângulo	52	87	94	23,4%	81,9%
Zona 02	108	278	381	70,1%	77,7%

Fuente: elaboración propia

Los vecinos de clase media alta de la Zona 02 cultivan una media de 13,2 especies por patio, valor que decae a 6,1 especies en el Conjunto Triangulo. El 9,6% de los patios del Conjunto Triangulo están completamente pavimentados, es decir, sin vegetación, y sin posibilidad de futuros plantíos, mientras que el barrio Zona 02 este porcentual decae a cerca de 1/3 (3,4%). Con relación a la renta familiar, el 7,1% y el 59,5% de las familias entrevistadas en el Conjunto Triangulo pertenecen a las clases sociales E y D, respectivamente. A su vez, el 19,3% y el 65,4% de las familias entrevistadas en el barrio Zona 02 pertenecen a las clases sociales B y A, respectivamente (cuadro 3).

**Cuadro 3. Porcentual de patios totalmente pavimentados, número medio de especies por patio y clases sociales predominantes en los barrios**

Barrio	Patios pavimentados	Número de especies/patio	Clases sociales predominantes
Conjunto Triangulo	9,6%	6,1	D y E
Zona 02	3,4%	13,2	A y B

Fuente: elaboración propia

En el Conjunto Triângulo las familias más representativas en relación a la diversidad fueron: *Asteraceae* (8 especies); *Myrtaceae* (7 especies); *Rutaceae* (6 especies), y *Solanaceae* (6 especies). En la Zona 02, las familias más representativas en relación a la diversidad fueron: *Araceae* (17 especies); *Asteraceae* (17 especies); *Arecaceae* (14 especies) y *Euphorbiaceae* (13 especies). Las especies cultivadas en los patios de los dos barrios presentan bajos índices de valor de preferencia.

Cuantificamos el número medio de árboles en 2,6 árboles por patio en el Conjunto Triângulo y en 5,2 árboles por patio en la Zona 02; y el número medio de individuos arbustivos en 4,7 y 31,5, para el Conjunto Triângulo y Zona 02, respectivamente. Conocido el *potencial de plantíos medio* de los patios (es decir, cuántos árboles más podrían ser introducidas por patio), hemos calculado cuantos árboles podrían ser plantados, de acuerdo con el número de patios de los barrios (cuadro 4).

**Cuadro 4. Potenciales de plantíos**

Barrio	Área medio (m <sup>2</sup> )	Número de patios	Número medio de árboles por patio	Potencial de plantíos de árboles por patio	Potencial de plantíos de árboles - total
Conjunto Triângulo	70,3	407	2,6	5,2	2116
Zona 02	164,4	895	5,2	13,1	11725

Fuente: elaboración propia

Los potenciales de plantíos de árboles en ambos los campos del gradiente social investigado demuestran una posibilidad de refuerzo de la seguridad alimentaria y de conservación de la diversidad biológica, a través de plantíos en los patios, preferencialmente de árboles frutales. En Brasil, la seguridad alimentaria (*o la falta de ella*) es una cuestión que trasciende las clases sociales. Según el Instituto Brasileiro de Geografía e Estatística (IBGE, 2011) menos de 10% de los brasileños con 10 años o más consumen diariamente los 400 gramos de frutas y hortalizas recomendados pela Organización Mundial de la Salud, mientras que el consumo excesivo de azúcares es corriente en todas clases sociales. Un



consumo más efectivo de frutas podría obtenerse por la introducción de árboles frutales de ambos los barrios investigados, porque hay una correlación directa entre la presencia de este recurso alimentario y su consumo por los familiares (LEVKOE, 2006).

De las especies identificadas en el Conjunto Triângulo y en la Zona 02, ocho están clasificadas como amenazadas de extinción. Una de ellas, *Araucaria angustifolia* ocurre en los dos barrios analizados. Las especies amenazadas encontradas en los patios poseen bajos índices de valor de preferencia, excepto *Euterpe edulis*, relativamente diseminada por la Zona 02 (IVP de 9,5%).

Esos resultados demuestran la viabilidad de los patios de la región metropolitana de Maringá para prácticas de conservación ex-situ de especies vegetales amenazadas de extinción (cuadro 5). De hecho, aunque el porcentual de áreas protegidas esté aumentando mundialmente desde 1990, el número de especies amenazadas sigue creciendo (PNUMA, 2011), hechos que ponen de relieve la urgencia del desarrollo de mecanismos adicionales de conservación biológica.

**Cuadro 5.** Especies amenazadas de extinción e IVP, Conjunto Triângulo y Zona 02

Especies amenazadas (Conjunto Triângulo)	Índice de Valor de Preferencia
<i>Araucaria angustifolia</i>	2,5
<i>Cedrela fissilis</i>	1,7
(Zona 02)	
<i>Araucaria angustifolia</i>	1,2
<i>Cupressus macrocarpa</i>	1,6
<i>Delonix regia</i>	0,4
<i>Dicksonia sellowana</i>	2
<i>Euterpe edulis</i>	9,5
<i>Heliconia angusta</i>	2

Fuente: elaboración propia

Ahora bien, ¿qué significados tienen la riqueza de especies y los demás datos respecto a la flora de patios, que hemos obtenido a través del gradiente social investigado?

Indudablemente, el incremento del número de árboles en los patios debe constituirse en el primer objetivo concreto de planificación, por su escala espacial y temporal de beneficios socio-ambientales. Patios con más árboles están positivamente correlacionados a especies de invertebrados (LORAM *et al*, 2008; KENDAL, *et al* 2010; HEEZIK *et al* 2014), muchos de las cuales son especies polinizadoras. Entonces, ¿hay un área mínimo para garantizar la presencia de una mayor densidad arbórea en esos espacios? Esta es una cuestión en abierto respecto la ecología de los patios (GODDARD, *et al*, 2010). Mitchell y Handstad (2004) mensuraron en *circa* 167 m<sup>2</sup> el área crítica para el incremento del

número de árboles presentes en patios, aproximadamente el área media de los patios del barrio de clase media alta Zona 02.

La correlación especies-área es aplicable a la escala del patio, y el área usualmente está relacionada a no solo a la riqueza de especies, sino también a la heterogeneidad de coberturas de suelo [número de árboles, polígonos con vegetación ornamental, céspedes, etcétera (LORAM *et al*, 2008; GODDARD, *et al*, 2010)]. No obstante, dichas correlaciones no son universales, como demuestran nuestros resultados para el barrio Conjunto Triangulo.

Por ello, recomendamos garantizar, a través de legislación específica, patios con un área mínima de 170 m<sup>2</sup> no pavimentada, disponibles a la flora, en la región metropolitana de Maringá. Patios con áreas reducidos usualmente tienen menos árboles, principalmente individuos con copas superiores a dos metros, lo que puede significar daños económicos, sociales, estéticos y ecológicos (LORAM, *et al*, 2008). Áreas de patios excesivamente reducidos podrían comprometer, por ejemplo, las posibilidades de conectividad entre paisajes urbanos y forestales (DÍAZ *et al*, 2011), y, por extensión, de un flujo génico entre ellos.

Por el carácter fragmentado de la flora de patios, que está distribuida en teselas de hábitats pequeños y aislados, la correlación positiva estándar entre la riqueza de especies y área, que normalmente ocurre en ambientes prístinos *es especialmente importante en sistemas ecológicos urbanos*. Teselas de hábitats más grandes soportan poblaciones mayores y más estables de pájaros. Lo mismo pasa con otras taxones que habitan las ciudades, como anfibios, mamíferos y carábidos (GODDARD *et al*, 2010).

Patios en algunos casos son puntos de introducción de especies exóticas que, en ambientes prístinos, se tornan invasoras (TURNER *et al*, 2005). En el territorio francés, 21 especies vegetales invasoras han sido introducidas a partir de cultivos en patios, y el 90% de las plantas invasoras de la región mediterránea son especies ornamentales que lograron escapar de los límites de los jardines, y colonizar nuevos hábitats (MARCO *et al*, 2008). Sin embargo, como la vegetación de los patios investigados se distribuye típicamente como un pool de especies con unas pocas muy abundantes, y muchas con bajas poblaciones (es decir, muchas especies con bajo IVP), es probable que las oportunidades para la mayoría de las especies en colonizar hábitats externos a los jardines sean bastante escasas (SMITH *et al*, 2006b). Aun así es recomendable que evaluaciones periódicas sean realizadas en fragmentos forestales presentes en las ciudades de la RMM y en su entorno, con el objetivo de detectarse posibles especies vegetales invasoras dispersadas a partir de cultivos en patios.

En la actualidad la falsa dicotomía entre especies autóctonas y las llamadas exóticas se encuentra superada. En cuanto a servicios ambientales de unas y otras la cuestión se ha trasladado a cuál es el costo oportunidad de su inclusión en planes de incremento de la flora de ecosistemas urbanos. De esta forma, si se comprueba que el riesgo de invasión u otros perjuicios ecosistémicos es balanceado por la utilidad en la generación de servicios ambientales en las ciudades, puede ser indicado el uso de especies alóctonas.

Por ejemplo, especies vegetales exóticas a veces son más resistentes a estreses urbanos como la contaminación, al paso que proporcionan servicios relevantes a los ciudadanos (DEARBORN y KARK, 2010; HEEZIK, *et al*, 2014). Asimismo desde el punto

de vista de conservación *ex-situ* hay especies, como en el caso considerado, que tienen un elevado valor de conservación. De esta forma se puede compaginar la conservación de ambos grupos de especies. Especies nativas usualmente soportan más consumidores, pero el valor de la conservación promovido por las exóticas en los ecosistemas urbanos no es despreciable. Por ejemplo, asociaciones entre líquenes y vegetales exóticos parecen ser más complejas que aquellos establecidos con especies nativas (FRENCH *et al*, 2005). Head y Muyr (2006) destacan el arbusto exótico *Lantana camara* (que hemos identificado en la Zona 02, con bajo IVP) por abrigar especies de pájaros nativos en patios de ciudades australianas, cuyos hábitats fueron reemplazados por la urbanización.

La riqueza de especies vegetales en patios urbanos suele ser elevada, aunque corrientemente mal distribuida. Barrios de mayor status socioeconómico normalmente presentan una mayor diversidad vegetal en sus patios, porque tienen más recursos para introducir nuevas especies de acuerdo con sus preferencias personales (GROVE *et al*, 2006). Además estos patios suelen tener más área disponible a la diversificación vegetal (THOMPSON *et al*, 2004), como hemos verificado en nuestra comparación de la diversidad vegetal de patios de barrios de diferentes clases sociales.

Sin embargo, la riqueza de especies, en nuestros estudios, tanto entre los pobres cuanto entre los vecinos de clase media alta, sigue un estándar: unas pocas especies de alto índice de valor de preferencia (IVP), es decir, comunes en los patios, seguidas por docenas de otras de bajo IVP, un resultado similar al encontrado por diversos autores (THOMPSON *et al*, 2004; SMITH, *et al*, 2006a; MARCO *et al*, 2008). El bajo IVP de la mayoría de las especies identificadas en la Zona 02 y en el Conjunto Triangulo podría ser un factor de restricción a la alimentación de herbívoros más selectivos, como algunas especies de insectos. Pero sin embargo, una proporción elevada de herbívoros – incluso insectos – están adaptados a alimentarse de plantas en niveles taxonómicos más elevados, como el género, o mismo la familia (SMITH *et al*, 2006b).

Hay una tendencia bien definida de predominio de cultivos de especies utilitarias entre los pobres, y de especies ornamentales entre vecinos de mayor status socioeconómico (PEYRE *et al*, 2006; BERNHOLT *et al*, 2009; LUBBE *et al*, 2010), y la hemos detectado también en nuestra investigación. En consonancia con su estilo de vida, los vecinos pobres del barrio Conjunto Triangulo disponen de menos recursos (materiales, monetarios y técnicos), y menos área en la gestión de la vegetación de sus patios. No hay entre ellos una *ecología del prestigio*, materializada en una abundancia de plantas ornamentales ordenadas a través de *inputs* de arquitectura paisajística, como es común en barrios de clase media alta (GROVE *et al*, 2006), sino suelo disponible para la posibilidad de expansión de sus viviendas. Hope (*et al*, 2003) denominan de *efecto lujuria* al fenómeno – los más ricos y escolarizados cercándose de vegetación – y creando paisajes en sus hogares con la flora.

Los vecinos componen paisajes en sus patios (fundamentalmente, en los jardines frontales, pero también con frecuencia en espacios abiertos posteriores a la casa) siguiendo el estilo de vida de la comunidad en que están insertados, pero con especies que reflejan gustos y elecciones personales. Demuestran, con la abundancia de plantas ornamentales, su status socio-económico (BATHI, 2006; BUCHMANN, 2009).

Efectivamente, la desigualdad en el acceso a la flora y sus servicios ambientales es incluso más grave en el Conjunto Triangulo, una vez que, diferentemente del barrio Zona 02, donde hay dos parques próximos, no existe allí ninguna área verde, hecho que aumenta sustancialmente la importancia del aumento de la cobertura vegetal, principalmente aquella de carácter arbóreo, a través de proyectos de plantíos. Patios son estratégicos al incremento de áreas verdes en barrios donde hay escasez de vegetación (RUDD *et al*, 2002). No se trata meramente de una cuestión estética: varios estudios correlacionan barrios abundantemente vegetados a una menor incidencia de diversos tipos de enfermedades, como las respiratorias (TZOULAS, *et al*, 2007).

El en Conjunto Triangulo hay casi el triple de *quintais* totalmente pavimentados (9,6%) respecto a la Zona 02 (3,4%). Weller y Jenerette (2009) al estudiaren la relación entre cobertura vegetal, densidad habitacional y renta en la Región Metropolitana de Los Ángeles, demostraron que los barrios de menor renta tienen el suelo más impermeabilizado, y con menos árboles. Al revés, barrios más ricos están positivamente correlacionados con viviendas arboladas y presencia de áreas verdes, una situación similar a la que hemos encontrado en los barrios estudiados en la Región Metropolitana de Maringá. De manera similar al que ocurre en Los Ángeles, además de las dificultades económicas, hay que enfatizar las privaciones ambientales a que están sometidos los vecinos del Conjunto Triangulo, por la escasez de árboles, en más un indicativo de un cuadro de injusticia ambiental.

Se podría dirimir dicha injusticia ambiental entre los barrios de la región metropolitana de Maringá a través de proyectos de plantíos de especies vegetales arbóreos, preferencialmente autóctonas. Por cierto, esos programas de introducción de especies deben de ser precedidos por investigaciones de carácter sociológico, con el objetivo de identificarse las maneras de cómo la vegetación nativa – en general, menos conocida que especies exóticas – puede ser aceptada e incorporada a los patios (KENDAL *et al*, 2010).

## Conclusiones

En Brasil los patios suponen centenares de hectáreas en las ciudades, espacios disponibles para recibir la vegetación que contribuya a una mayor seguridad alimentaria y calidad de vida de los ciudadanos. Los patios pueden además sostener la diversidad biológica e incluso conservación *ex-situ*, albergando especies en peligro de extinción como es el caso de *Araucaria angustifolia*, especie críticamente amenazada de extinción y cuyas semillas son muy apreciadas en la cultura alimentaria de sur de Brasil. A pesar de su potencial, los patios son invisibles a las autoridades municipales. No existe en las ciudades de la región metropolitana de Maringá legislación específica, ni datos sistematizados que permitan la planificación y gestión para el incremento de la vegetación en esos espacios – nuestro estudio ha sido pionero en el objetivo de dibujarse un cuadro de la diversidad vegetal en patios de diferentes clases sociales, en la RMM.

Los patios del Conjunto Triangulo son la única posibilidad de introducción de áreas verdes, a través de plantíos de árboles. Como hemos demostrado, su potencial de plantíos es elevado – se podrían plantar en los patios del barrio aproximadamente 2200 árboles. En el barrio Zona 02 el potencial de plantíos es aún más elevado – se podrían introducir

en sus patios cerca de 12.000 árboles. Para efecto de comparación, el arbolado urbano de Maringá está constituido por aproximadamente 130.000 árboles.

Evidentemente el aprovechamiento de los potenciales de plantíos de los patios nunca será total, por razones diversas. En los patios de vecinos pobres, por ejemplo, hay una competencia entre usos muy distintos, como el aumento del área construida de las viviendas. Pero nuestros números demuestran que los patios son sitios estratégicos para el incremento de la cobertura vegetal en las ciudades, y por extensión, de sus servicios ecosistémicos. De todos modos, plantíos de árboles son la mejor manera de aumentarse la abundancia de una amplia gama de taxones de invertebrados y vertebrados en patios urbanos (SMITH *et al*, 2006a; LORAM *et al*, 2008). Además, en los árboles, la fauna silvestre está más protegida contra la depredación por animales domésticos, como *Felis catus* (BAKER, *et al* 2014; THOMAS *et al*, 2014). Evidentemente, una planificación más exitosa de los patios sólo será posible con estudios previos que logren comprender factores ambientales, culturales y socioeconómicos que influyen en su configuración. En ese contexto, la metodología que hemos empleado para comparar los barrios podría ser utilizada, periódicamente, para evaluarse las condiciones bioculturales, sociales, económicas y estructurales que influyen en esos hábitats, en escala metropolitana.

## Notas

i (<http://www.iucnredlist.org>)

ii (<http://www.mma.gov.br/sitio>)

## Referencias

- ALEIXO, B. *et al*. Human Right in Perspective: Inequalities in Access to Water in a Rural Community of the Brazilian Northeast. **Ambiente & Sociedade**, v. 19, n. 1, p. 63-84, 2016.
- ANGEOLETTO, F.; SANTOS, J. W. M. C. Los biólogos brasileños no habitan en el planeta ciudad: por qué es urgente formar ecólogos urbanos. **Revista Espaço Acadêmico**, v. 14, n. 165, p. 74-82, 2015.
- ARAÚJO, M. C. 2010. A Cidade De Maringá E Suas Desigualdade Sociais. In **DOURADO, S.P.C.; PRAXEDES, W.L.A. (ORG.) Teorias E Pesquisas Em Ciências Sociais**. Editora Da Universidade Estadual De Maringá. Maringá, Brasil.
- BHATTI, M. 'When I'm in the garden I can create my own paradise': homes and gardens in later life. **Sociological Review** 54: 342–362, 2006.
- BAKER, P. J.; BENTLEY, A. J.; ANSELL, RACHEL J. (*et al*). Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. **Mammal Review**, v. 35, n. 3-4, p. 302–312. 2005.
- BERNHOLT, H.; KEHLENBECK, K.; GEBAUER, J; (*et al*). Plant species richness and diversity in urban and peri-urban gardens of Niamey, Niger. **Agroforestry Systems**, v. 77, n. 3, p. 159-179. 2009.

- BEUMER, C.; MARTENS, P. Biodiversity in my (back)yard: towards a framework for citizen engagement in exploring biodiversity and ecosystem services in residential gardens. **Sustainability Science**, v. 9, n. 4, p. 70-83. 2014.
- BUCHMANN, C. Cuban Home Gardens and Their Role in Social–Ecological Resilience. **Human Ecology** 37:705–721, 2009.
- CHAPIN III, Frank. S., CARPENTER, S. R., KOFINAS, G. P. (*et al.*). Ecosystem stewardship: sustainability strategies for a rapidly changing planet. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 4, p. 241-249. 2009.
- COHEN, B. Urbanization in Developing Countries: Current Trends, Future Projections, and Key Challenges for Sustainability. **Technology in Society**, v. 28, n. 1-2, p. 63-80. 2006.
- DANIELS G. D.; KIRKPATRICK, J. B. Comparing the characteristics of front and back domestic gardens in Hobart, Tasmania, Austrália. **Landscape and Urban Planning**, v. 78, n. 4, p. 344–352. 2006.
- DAVIES, Z. G.; FULLER, R. A.; LORAM, A. A national scale inventory of resource provision for biodiversity within domestic gardens. **Biological Conservation**, v. 142, n. 4, 761 –771. 2009.
- DAS, T; DAS, A. K. Inventorying Plant Biodiversity In Homegardens: A Case Study In Barak Valley, Assam, North East India. **Current Science**, v. 89, n. 1, p. 155-163. 2005.
- DÍAZ, S; QUÉTIER, F; CÁCERES, D. M.; (*et al.*). Linking Functional Diversity and Social Strategies in a Framework for Interdisciplinary Analysis of Nature´s Benefits to Society. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 3, p. 895-902. 2011.
- DEARBORN, Donald C.; KARK, Salit. Motivations for conserving urban biodiversity. **Conservation biology**, v. 24, n. 2, p. 432-440. 2010.
- DOW, K. Social dimensions of gradients in urban ecosystems. **Urban Ecosystems**, v. 4, n. 4, p. 255–275. 2000.
- FLORENTINO, A. T. N.; ARAÚJO, E. L.; ALBUQUERQUE, U. P. Contribuição de patios agroflorestais na conservação de plantas da caatinga, município de Caruaru, PE, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 1, p. 37-47. 2007.
- FRENCH, K.; MAJOR, R.; HELY, K. Use of native and exotic garden plants by suburban nectarivorous birds. **Biological Conservation** 121: 545–559, 2005.
- GALLUZZI, G.; EYZAGUIRRE, P; NEGRI, V. Home gardens: neglected hotspots of agro-biodiversity and cultural diversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 19, n. 13, p. 3635-3654. 2010.
- GRIMM, N. B. *et al.* Global change and the ecology of cities. **Science**, v. 319, n. 5864, p. 756-760, 2008.
- GASTON, K. J.; WARREN, P. H.; THOMPSON, K. (*et al.*). Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. **Biodiversity and Conservation**, v. 14, n. 14, p. 3327–3349. 2005.

- GODDARD, M. A.; DOUGILL, A. J. BENTON, Tim G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 2, p. 90-98. 2010.
- GOMES, G. S. **Quintais agroflorestais no município de Irati – PR, Brasil**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná, 2010.
- GONZÁLEZ-GARCÍA, A.; GÓMEZ-SAL, A. Private Urban Greenspaces or “Patios” as a Key Element in the Urban Ecology of Tropical Central America. **Human Ecology**, v. 36, n. 2, p. 291–300. 2008.
- GROVE, J. M.; TROY, A. R.; O’NEIL-DUNNE, J. P.M.; (*et al.*). 2006. Characterization of households and its implications for the vegetation of urban ecosystems. **Ecosystems**, v. 9, n. 4, p. 578–597. 2006.
- HEAD, L.; MUIR, P. Suburban life and the boundaries of nature: resilience and rupture in Australian backyard gardens. **Transactions of the Institute of British Geographers** 31: 505-524, 2006.
- HEEZIK, Y. M.; FREEMAN, C.; PORTER, S. Native and exotic woody vegetation communities in domestic gardens in relation to social and environmental factors. **Ecology and Society**, v. 19, n. 4, p. 17-31. 2014.
- HOPE, D.; GRIES, C.; ZHU, W. (*et al.*). Socioeconomics drive urban plant diversity. **Proceedings of National Academy of Sciences**, v. 100, n. 15, p. 8788-3792. 2003.
- IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009 – Análise do Consumo Alimentar Pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE, 2011.
- KENDAL, D.; WILLIAMS, N.; WILLIAMS, K. Harnessing diversity in gardens through individual decision makers. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 25, n. 4, p. 201-202. 2010.
- LAGO, L. C. **Desigualdades e segregação na metrópole: o Rio de Janeiro em tempo de crise**. Observatório IPPUR/UFRJ-FASE, 2000.
- LEVKOE, C. Z. Learning democracy through food justice movements. **Agriculture and Human Values**, v. 23, n. 1, p. 89–98. 2006.
- LORAM, A.; TRATALOS, J.; WARREN, P. H.; (*et al.*). Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. **Landscape Ecology**, v. 22, n. 4, p. 601–615. 2007.
- LORAM, A.; WARREN, P. H.; GASTON, K. J. Urban Domestic Gardens (XIV): The Characteristics of Gardens in Five Cities. **Environmental Management**, v. 42, n. 3, p. 361–376. 2008.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; TORRES, M. A.V.; BACHER, L. B. **Árvores Exóticas no Brasil**. Instituto Plantarum. Nova Odessa, 2003.

- LUBBE, Charles S.; SIEBERT, Stefan J.; CILLIERS, Stewart S. Political legacy of South Africa affects the plant diversity patterns of urban domestic gardens along a socio-economic gradient. **Scientific Research and Essays** 5(19): 2900-2910, 2010.
- MARCO A., DUTOIT, T.; DESCHAMPS-COTIM, M.; (et al.). Gardens in urbanizing rural areas reveal an unexpected floral diversity related to housing density. **Comptes Rendus Biologies**, v. 331, n. 6, p. 452-465. 2008.
- MARTIN, C. A.; WARREN, P. S.; KINZIG, A. P. Neighborhood socioeconomic status is a useful predictor of perennial landscape vegetation in residential neighborhoods and embedded small parks of Phoenix, AZ. **Landscape and Urban Planning**, v. 69, n. 4, p. 355-368. 2004.
- MAURER, U.; PESCHEL, T.; SCHMITZ, S. The Flora of selected urban land-use types in Berlin and Potsdam with regard to nature conservation in cities. **Landscape and Urban Planning**, v. 46, n. 4, p. 209-215. 2000.
- MCDONNELL; M. J.; HAHS, A. K. The use of gradient analysis studies in advancing our understanding of the ecology of urbanized landscapes: current status and future directions. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 10, p. 1143-1155. 2008.
- MENEGUETTI, K. **De cidade-jardim a cidade sustentável: potencialidades para uma estrutura ecológica urbana em Maringá – PR**. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo, 2007.
- MITCHELL, R.; HANSTAD, T. Small homegarden plots and sustainable livelihoods for the poor. **FAO LSP WP**, v. 11, 2004.
- PEYRE A.; GUIDAL, A.; WIERSUM K. E.; (et al.). Dynamics of homegarden structure and function in Kerala, India. **Agroforestry Systems**, v. 66, n. 2, p. 101-115. 2006.
- PNUMA (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). **Anuario PNUMA – Temas Emergentes en Nuestro Medio Ambiente Global**. PNUMA. Nairobi, Kenya. 2011.
- RODRIGUES, A. L. Maringá: Uma Arena de Desigualdades Regionais. En: **Dourado, S.P.C.; Praxedes, W.L.A. (org.) Teorias e Pesquisas em Ciências Sociais**. Editora da Universidade Estadual de Maringá. Maringá, Brasil. 2010.
- ROSENZWEIG, M. L. Loss of speciation rate will impoverish future diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 98, n. 10, p. 5404-5410. 2001.
- RUDD, H.; VALA, J.; SCHAEFER, V. Importance of backyard habitat in a comprehensive biodiversity conservation strategy: a connectivity analysis of urban green spaces. **Restoration Ecology**, v. 10, n. 2, p. 368-375. 2002.
- SANTOS, C. **Estatística Descritiva - Manual de Auto-aprendizagem**. Edições Sílabo. Lisboa, Portugal, 2007.
- SECRETARIA DE ASSUNTOS ESTRATÉGICOS (SAE). **Assuntos Estratégicos:**



**Social e Renda, A Classe Média Brasileira.** Secretaria de Assuntos Estratégicos da Presidência da República. Brasília, 2014

SIVIERO, A.; DELUNARDO, T. A.; HAVERROTH, M. (*et al.*). Cultivo de espécies alimentares de Rio Branco, Acre, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 3, p. 549-556. 2011

SMITH, R. M.; THOMPSON, K.; HODGSON, J. G.; (*et al.*). Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. **Biological Conservation**, v. 129, n. 3, p. 321-322. 2006a.

SMITH, R. M.; WARREN, P. H.; THOMPSON, K.; (*et al.*). Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. **Biodiversity and Conservation**, v. 15, n. 8, p. 2415-2438. 2006b.

THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105-121. 2009.

THOMAS, RL.; BAKER, PJ.; FELLOWES, MDE. Ranging characteristics of the domestic cat (*Felis catus*) in an urban environment. **Urban Ecosystems**, v. 17, n. 4, p. 911-921, 2014.

THOMPSON, K.; HODGSON, J. G.; SMITH, R. M.; (*et al.*). Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. **Journal of Vegetation Science**, v. 15, n. 3, p. 373-378. 2004.

THOMPSON, K.; COLSELL, S.; CARPENTER, J.; (*et al.*). Urban domestic gardens (VII): a preliminary survey of soil seed banks. **Seed Science Research**, v. 15, n. 2, p. 133-141. 2005.

TURNER, K.; LEFLER, L.; FREEDMAN, B. Plant communities of selected urbanized areas of Halifax, Nova Scotia, Canada. **Landscape and Urban Planning**, v. 71, n. 2, p. 191-206. 2005

TZOULAS, K.; KORPELA, K.; VENN, S. (*et al.*). Promoting ecosystem and human health in urban areas using Green Infrastructure: A literature review. **Landscape and Urban Planning**, v. 81, n. 3, p. 167-178. 2007.

UNEP. Índice de Desenvolvimento Humano Municipal Brasileiro. – Brasília: PNUD, Ipea, FJP, 2013.

WELLER, L. T.; JENERETTE, G. T. **Interactions of socioeconomic patterns with vegetation cover and biodiversity in Los Angeles, CA.** The 94th Ecological Knowledge and Society Annual Meeting. 2009.

Aceptado en: 02/10/2014

Publicado en: 12/09/2016

<http://dx.doi.org/10.1590/1809-4422ASOC141293V2012017>



# EL CÉSPED DEL VECINO ES MÁS VERDE: FLORA DE PATIOS URBANOS DE DISTINTAS CLASES SOCIALES

---

FABIO ANGEOLETTO  
JUAN PEDRO RUIZ SANZ  
RICARDO MASSULO ALBERTIN  
FREDERICO FONSECA DA SILVA

**Resumen:** Patios tienen un potencial considerable para la conservación de la biodiversidad. Sin embargo, estos espacios no son planificados, y existe poca información sobre la diversidad de la flora presente en los patios de las diferentes clases sociales. Hemos cuantificado y comparado la diversidad vegetal de los patios de dos barrios de la región metropolitana de Maringá (Paraná, Brasil), a saber, el Conjunto Triangulo y la Zona 02 mediante la identificación de las especies y a través del cálculo de índices de diversidad, correlaciones bivariadas y del potencial de plantíos. Los estándares de diversidad son acentuadamente diferentes, cuando comparados los barrios, y por ello hemos trazado algunas directrices de planificación, con el objetivo de aumentar la presencia de la vegetación arbórea, y contribuir a la conservación de la diversidad biológica, incluyéndose la conservación de las especies de plantas en peligro de extinción, en los patios de la RMM.

**Palabras clave:** ecología urbana, patios, urbanización, biodiversidad urbana

**Abstract:** Home gardens have considerable biodiversity conservation potential. However, these spaces are unplanned, and there is little information about the flora diversity in the backyards of different social classes. The current study has quantified and compared plant diversity in the backyards of two neighborhoods located in the metropolitan region of Maringá - RMM (Paraná, Brazil), namely, *Conjunto Triangulo* and *Zona 02*. The diversity patterns were markedly different when the neighborhoods were compared. Therefore the present study has set some planning guidelines aiming at increasing the presence of woody vegetation, as well as at contributing to biodiversity conservation, including the conservation of endangered plant species, in the backyards of the RMM.

**Keywords:** urban ecology; home gardens; urbanization; urban biodiversity

**Resumo:** Quintais urbanos possuem um considerável potencial para a conservação da biodiversidade. Não obstante, esses espaços são pouco planificados, e há pouca informação

sobre a diversidade da flora presente nos quintais de distintas classes sociais. Quantificamos e comparamos a diversidade vegetal dos quintais de dois bairros da Região Metropolitana de Maringá, (Paraná, Brasil), a saber, Conjunto Triangulo e Zona 02. Os padrões de diversidade são distintos, pelo que esboçamos algumas diretrizes de planejamento, com o objetivo de incrementar a presença de vegetação arbórea, reforçar a segurança alimentar e contribuir para a conservação da diversidade biológica, incluindo-se a preservação de espécies vegetais ameaçadas de extinção.

*Palavras-chave:* ecologia urbana, quintais, urbanização, biodiversidade urbana.

---