



# **EL CÉSPED DEL VECINO ES MÁS VERDE: COMPARACIÓN ENTRE FLORA DE PATIOS Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL EN LA REGIÓN METROPOLITANA DE MARINGÁ (PARANÁ, BRASIL)**

**Fabio Angeoletto**<sup>1</sup>

**Camila Essy**<sup>2</sup>

**Juan Pedro Ruiz Sanz**<sup>3</sup>

**Frederico Fonseca da Silva**<sup>4</sup>

**Ricardo Massulo Albertin**<sup>5</sup>

## **Resumo**

Patios urbanos tienen un potencial considerable a 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), mediante el cálculo de índices de diversidad, correlaciones bivariadas y del potencial de

---

*Recebimento: 20/9/2014 • Aceite: 11/12/2014*

<sup>1</sup> Doutor em Ecologia & Meio Ambiente pela Universidade Autónoma de Madrid, Espanha. Docente do Mestrado em Geografia da Universidade Federal do Mato Grosso, Rondonópolis, MT, Brasil. E-mail: fabio\_angeoletto@yahoo.es

<sup>2</sup> Pesquisadora do Grupo de Estudos em Ecologia Humana, Urbana y del Paisaje de la Universidad Autónoma de Madrid, Madri, Espanha. E-mail: camilaessy@gmail.com

<sup>3</sup> Pesquisador do Grupo de Estudos em Ecologia Humana, Urbana y del Paisaje de la Universidad Autónoma de Madrid, Madri, Espanha. E-mail: juan.ruiz@uam.es

<sup>4</sup> Doutor em Produção Vegetal pela Universidade Estadual de Maringá. Docente do Instituto Federal do Paraná, Curitiba – PR, Brasil. E-mail: frederico.silva@ifpr.edu.br

<sup>5</sup> Doutor em Geografia pela Universidade Estadual de Maringá, Maringá – PR, Brasil. E-mail: georrickk@yahoo.com.br

plantíos. Hemos constatado unas tajantes diferencias respecto a la flora, cuando comparados grupos de patios de distintas clases sociales. Además, hemos trazado 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.

**Palavras-chave:** biodiversidad; ecología urbana; patios; planificación ambiental

## **THE NEIGHBOR'S LAWN IS GREENER: COMPARISON OF THE FLORA OF BACKYARDS AND ENVIRONMENTAL PLANNING IN THE METROPOLITAN REGION OF MARINGÁ (PARANÁ, BRASIL)**

### **Abstract**

Urban backyards have considerable potential for biodiversity conservation. However, these spaces are poorly planned, and there is little information about the diversity of flora present in the backyards of different social classes. We have quantified and compared plant diversity of the backyards of two neighborhoods in the metropolitan region of Maringá (Paraná, Brasil), by calculating diversity indices, bivariate correlations and potential of plantations. We have detected some remarkable differences in flora when compared groups of backyards from different social classes. In addition, we have developed guidelines for planning, with the aim of increasing the presence of woody vegetation and contribute to the conservation of biodiversity, including the conservation of plant species in danger of extinction.

**Keywords:** biodiversity; urban ecology; backyards; environmental planning

## Introdução

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 (PICKETT, 1997; ANGEOLETTO, 2012). Según VITOUSEK (1994), la constante conversión de suelos en cultivos y ciudades es uno de los tres mayores impactos ambientales globales de origen humana, además de las crecientes concentraciones de CO<sub>2</sub> en la atmósfera, y de otros cambios en los ciclos biogeoquímicos. En las próximas décadas, la urbanización será el impacto humano globalmente más significativo, principalmente en los trópicos, si profundos cambios en políticas y planificación de los usos de suelo no ocurrieren (Chapin III; ZAVALETA; EVINER, 2000; ANGEOLETTO, 2008). Efectivamente, la urbanización no planificada es una de las más significativas amenazas a la diversidad biológica (SCHAEDEK; STRAUSS; BIERDERMANN, 2009).

En Brasil, el proceso de urbanización resultó en un desplazamiento de millones de personas desde las zonas rurales hacia las ciudades. En 1890 la población urbana de Brasil era cerca de 10%. En pocas décadas, ese cuadro se invierte: hoy, 83% de los brasileños viven en ciudades. En un primer ciclo, los emigrantes se han desplazado hacia las ciudades grandes. Desde mediados de los años 90, se inicia un segundo ciclo de urbanización en Brasil, con un aumento considerable del número de ciudades medias (con poblaciones entre 100.000 y 500.000 habitantes), de personas viviendo en ellas y del área ocupada por ellas. Se puede observar nítidamente una disminución del área ocupada por las metrópolis, mientras que el área ocupada por ciudades medias evoluciona, desde 1970 hasta 2000, de un 11,77% para un 27,23% del área total ocupada por las ciudades brasileñas. El número de ciudades medias también crece considerablemente en ese período, pasando de 40, en 1970, a 194, en 2000 (CARVALHO, 2003). En 2010, el número de ciudades medias brasileñas llegó a 283, con aproximadamente el 25% de la población de Brasil viviendo en ellas (ANGEOLETTO, 2012).

Entre 2000 y 2010, esa expansión se mantuvo: mientras que ciudades pequeñas y grandes crecieron a tasas anuales semejantes (1,06% y 1,07%, respectivamente), las ciudades medias brasileñas crecieron 1,51% al año. Las tendencias actuales de la urbanización

brasileña reflejan un fenómeno global. Contrariamente a la creencia general, el grueso del aumento de la población urbana mundial ocurre en ciudades medianas y pequeñas, cuyas capacidades de planificación y gestión generalmente son débiles (UN-HABITAT, 2008).

### **quemando incienso en altares cercanos: los patios como espacios de conservación biológica**

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 especies, ecosistemas y biomas, en ámbito global. En los patios urbanos, los objetivos de disminución de los impactos ambientales urbanos y de conservación de la diversidad biológica coinciden. La definición del término patios es variable en la literatura técnica. GASTON; WARREN; THOMPSON (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; WARREN; THOMPSON, 2006), definición que hemos adoptado para nuestro estudio.

Aunque los patios sean aparentemente demasiado diminutos para que resulten biológicamente significativos, cuando sumados alcanzan un área de dimensión contundente (GASTON; WARREN; THOMPSON, 2005; DANIELS; KIRKPATRICK, 2006; ANGEOLETTO; MORENO, 2009). De cierto, el área ocupada por los patios en los ecosistemas urbanos suele ser tajante. En la ciudad de Dayton, EEUU, el 19,5% de su área está ocupada por patios (DANIELS; KIRKPATRICK, 2006). En León (Nicaragua) los patios constituyen el 86,2% de la superficie de áreas verdes urbanas (GONZÁLEZ-GARCÍA; SAL, 2008). El área de céspedes en patios de viviendas en los EEUU está estimada en 16 millones de hectáreas, rebosando largamente cultivos agrícolas económicamente importantes como la cebada (5 millones de hectáreas), algodón (4,5 millones de hectáreas) y arroz (1,1 millón de hectáreas) [ROBBINS; POLDERMAN; BIRKENHOLTZ, 2001].

Hay un amplio reconocimiento de la importancia de los patios privados a la conservación de la biodiversidad (incluyéndose a preservación de especies amenazadas vegetales y animales), al refuerzo de la seguridad alimentaria y a la salud física y mental de poblaciones urbanas, pero prácticamente no ha habido intentos de describir la composición y distribución de la diversidad biológica presente en los patios (GASTON; WARREN; THOMPSON, 2005; THOMPSON; COLSELL; CARPENTER, 2005; SMITH; THOMPSON; HODGSON, 2006; ANGEOLETTO, 2008; DAVIES; FULLER; LORAM, 2009; GODDARD; DOUGILL; BENTON, 2010; ANGEOLETTO; MARTINS, 2010; SIVIERO; DELUNARDO; HAVERROTH, 2011).

## **Materiales y métodos**

La región metropolitana de Maringá (RMM) fue creada en 1998 por la Ley Estadual nº 83/98, siendo compuesta por ocho municipios, en área de 2,2 mil Km<sup>2</sup>. Se encuentra localizada a 23°25'38.29"S y 51°56'06.32O. Predominan en la región los latosuelos, principalmente el latosuelo púrpura distrófico. El clima es el subtropical húmedo mesotérmico, con veranos calientes y lluvias concentradas en los meses de verano, pero sin una estación seca definida. La media de temperaturas de los meses más calientes es superior a los 22 °C, y la de los meses más fríos, inferior a 18 °C (ANGEOLETTO, 2012).

Las ciudades brasileñas presentan una elevada heterogeneidad respecto a la clase social predominante en los diferentes barrios. Gradientes urbanos son esencialmente gradientes antropogénicos, producidos como una consecuencia del surgimiento de asentamientos humanos. Por su elevada complejidad, son gradientes indirectos, es decir, no es posible estudiarlos a través de transectos, como se hace en investigaciones de gradientes directos (DOW, 2000; MCDONNELL; HAHS, 2008; LUBBE; SIEBERT; CILLIERS, 2010). Por ello, hemos optado por el uso de gradientes sociales, no lineales, abarcando un barrio de baja renta de la ciudad de Sarandi (el *Jardim Universal*), y uno de renta elevada en la ciudad de Maringá (el barrio *Zona 02*). Sarandi (población circa 83.000 habitantes) y Maringá (población circa 357.000 habitantes) son ciudades conurbadas con profundas diferencias de renta y escolaridad entre sus habitantes (ANGEOLETTO, 2012). 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; GRIMM; GROVE; PICKETT,2000; LUBBE; SIEBERT; CILLIERS, 2010).

El barrio Jardim Universal está constituido por 571 viviendas (y por lo tanto, 571 patios), y está poblado por familias de baja renta. En el barrio Zona 02, son 895 viviendas ocupadas mayoritariamente por familias de clase media alta. Fueron sorteadas a través del software Statistica 7 un muestreo aleatorio de 230 viviendas en el Jardim Universal, y 261 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; ARAÚJO; ALBUQUERQUE,2007), donde un miembro de la familia era invitado a caminar por los patios, 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.

Los usos mencionados por el encuestado eran anotados. Las especies citadas fueron relacionadas en las siguientes categorías de uso: hortícolas, frutales, medicinales y ornamentales. Terminada esa etapa, mensurábamos el área total de los patios, el área solado y el área no solado de los mismos. Todas las especies cultivadas directamente en el suelo eran cuantificadas en relación al número de individuos cultivados. No incluimos en la toma de datos individuos cultivados en macetas. La identificación del material botánico ha sido hecha en campo. Las especies cuya identificación no fue posible en campo fueron clasificadas en nivel de familia, género y especie en el Herbario de la *Universidade 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; DELUNARDO; HAVERROTH, 2011).

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 (<http://www.iucnredlist.org>). 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 (<http://www.mma.gov.br/sitio>), ambas accedidas en julio 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, el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener, el Índice de Dominancia de Simpson, y el Índice de Similitud de Morisita-Horn.

Las fórmulas para los cálculos son las siguientes: *índice de valor de preferencia*:  $IVP\% = Abu-Rel\% + Fre-Rel\%$ , 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. Lo hemos calculado para los conjuntos de plantas hortícolas, frutales, medicinales y ornamentales.

*Índice de Shannon-Wiener*:  $H = - \sum (ni / N) \log ni / N$  donde *ni* = valor de importancia de cada especie (el número de individuos de cada especie) y *N* = total de los valores de importancia. *Índice de Dominancia de Simpson*:  $S = \sum ni [ni (ni-1) / N (N-1)]$ , donde *ni* = valor de importancia de cada especie; *N* = total de los valores de importancia de las especies. A través de testes T de Student, hemos mensurado se las diferencias entre los valores de los Índices de Diversidad de Shannon (H) y Simpson (S) son significativas, para los barrios investigados. El Índice de Diversidad de Shannon-Wiener es usado para caracterizar a diversidad de especies en una muestra. El

Índice de Dominancia de Simpson mide el grado en que la comunidad es dominada por una o pocas especies comunes.

El grado de similitud entre la flora de los patios de barrios fue calculada a través del *Índice de Similitud de Morisita-Horn*, de acuerdo con la fórmula  $C_{mh} = 2\sum(ani \cdot bni) / da + db$  ( $aN$ ).( $bN$ ) donde  $aN$  = número total de individuos del barrio A;  $bN$  = n° total de individuos del bairro B;  $ani$  = n° de individuos de cada especie en el bairro A;  $bni$  = n° de individuos de cada especie em el bairro B;  $da = \sum ani^2 / aN^2$  y  $db = \sum bni^2 / bN^2$ . Índices de Similitud de Morisita-Horn superiores a 0,75 apuntan una elevada similitud de especies entre dos áreas investigados, mientras que aquellos inferiores a 0,50 revelan una baja similitud de especies entre dos áreas comparados. Por otro lado, cuanto menor la similitud entre dos muestreos, más elevada será la diversidad *beta* entre ellos.

Con el objetivo de verificar si el área libre (no solado) de los patios influye 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. Con el objetivo de verificar si la *edad* de las viviendas (es decir, el número de años desde que la vivienda ha sido construida) influye sobre el número de especies e individuos presentes en los patios, fueron calculadas correlaciones bivariadas entre el área libre de los patios y número de especies; entre el área libre de los patios y entre el número total de individuos cultivados; 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* ( $0,1 \leq r < 0,5$ ).

Finalmente, hemos cuantificado el número medio de árboles por patios 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 patios, 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 (ANGEOLETTO, 2012).

## Resultados y discusión

Los patios de Jardim Universal presentan área libre medio de 108,3 m<sup>2</sup>, y de 164,4 m<sup>2</sup> en el barrio Zona 02. El 9,1% de los patios del barrio pobre de nuestro análisis están completamente encementados (y por lo tanto, sin vegetación) porcentual que baja a un solo 3,5% en el barrio Zona 02. En ambos los barrios investigados, verificamos que las variables *número de especies*, *número de individuos* y *número de árboles* se correlacionan al área libre de los patios, y al tiempo de construcción (*edad*) de las viviendas, aunque flacamente (tabla 1).

**Tabla 1:** Correlaciones bivariadas

Correlación bivariada	Jardim Universal	Zona 02
Área x Número de especies	0,4413, p<0,0001	0,4304, p<0,0001
Área x Número de individuos	0,4789, p<0,0001	0,4229, p<0,0001
Área x Número de árboles	0,4215, p<0,0001	0,4592, p<0,0001
Edad x Número de especies	0,3281, p<0,0001	0,3863, p<0,0001
Edad x Número de individuos	0,1544, p<0,0001	0,1913, p<0,0001
Edad x Número de arboles	0,3716, p<0,0001	0,4009, p<0,0001

Fuente: elaboración propia

Hemos cuantificado 151 especies cultivadas en el Jardim Universal, y 381 especies cultivadas en los patios del barrio Zona 02 (tabla 2). En el Jardim Universal las familias más representativas en relación a la diversidad fueron: *Asteraceae*, 13 especies; *Euphorbiaceae*, 7 especies; *Araceae*, 7 especies, y *Myrtaceae*, 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). Especies exóticas son dominantes en la flora de ambos barrios. En cuanto a los usos, especies ornamentales predominan en los patios del barrio de clase media alta, mientras que especies utilitarias (es decir, medicinales, alimentarias y de producción de sombra) predominan en los patios del Jardim Universal (tabla 3).

La diversidad de especies mensurada por el índice de Shannon-Wiener es más grande (tabla 4), y significativamente diferente (tabla 5) en los patios de los vecinos de clase media alta de la Zona 02, cuando comparada a la diversidad de flora encontrada en los patios de los vecinos pobres del Jardim Universal. El bajo índice de dominancia de Simpson (S) que hemos calculado, en ambos los barrios, indica una elevada riqueza específica. No hay una diferencia significativa entre los índices de dominancia de Simpson a lo largo del gradiente social investigado (tablas 6 y 7).

**Tabla 2:** Riqueza de familias, géneros y especies

Barrio	Número de familias	Número de géneros	Número de especies
Jardim Universal	66	137	151
Zona 02	108	278	381

Fuente: elaboración propia

**Tabla 3:** Porcentaje de especies exóticas y ornamentales

Barrio	Número de especies	Porcentaje de especies exóticas	Porcentaje de especies ornamentales
Zona 02	381	77,7%	70,1%
Jardim Universal	151	82,8%	19,2%

Fuente: elaboración propia

**Tabla 4:** Índices de Diversidade de Shannon y de Dominancia de Simpson

Barrio	Índice de Shannon-Wiener (H)	Índice de Dominancia de Simpson (S)
Zona 02	4,61	0,033
Jardim Universal	3,79	0,048

Fuente: elaboración propia

**Tabla 5:** Significancia del test-t ( $p < 0,05$ ) para los Índices de Shannon y Simpson

Barrios	(H)	(S)
Zona 02 x Jardim Universal	SIGNIFICATIVO	NO SIGNIFICATIVO

Fuente: elaboración propia

Hemos encontrado en los patios investigados de los dos barrios, especies frutales que o bien no son comercializadas en la región metropolitana de Maringá (como por ejemplo *Campomanesia xanthocarpa*, *Eugenia pyriformis*, *Psidium cattleianum*, todas con bajos IVP's), o bien son muy escasamente comercializadas (*Myrciaria cauliflora*), constituyéndose de ese modo en fuentes importantes de germoplasma vegetal y de alimento. Algunas de esas especies poseen IVP's bastante expresivos, como *Eugenia uniflora* y *Myrciaria cauliflora* (en la Zona 02). Sin embargo, algunas especies, como las frutales *Eugenia jambolana*, *Passiflora alata* y *Spondias purpurea* ocurren apenas en el Jardim Universal (aunque con IVP's bajos), lo que demuestra que su contribución a la conservación de agrobiodiversidad no es despreciable.

Hemos cuantificado el índice de similitud de especies de Morisita-Horn en **0,481**, lo que indica una gran diferencia en las floras cultivadas a lo largo del gradiente social estudiado, y, por lo tanto, una elevada diversidad *beta*, cuando comparadas las floras de las distintas clases sociales.

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

**Tabla 6:** Número medio de árboles y arbusto por patio

Barrio	Número medio de individuos arbóreos	Número medio de individuos arbustivos
Jardim Universal	4,4	6,7
Zona 02	5,2	31,5

Fuente: elaboración propia

**Tabla 7: Potenciales de plantíos**

<b>Barrio</b>	<b>Área medio (m<sup>2</sup>)</b>	<b>Número de patios</b>	<b>Número medio de árboles por patio</b>	<b>Potencial de plantíos de árboles por patio</b>	<b>Potencial de plantíos de árboles - total</b>
<i>Jardim Universal</i>	108,3	571	4,4	7,5	4283
<i>Zona 02</i>	164,4	895	5,2	13,1	11725

Fuente: elaboración propia

Los potenciales de plantíos de árboles frutales 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.

De las especies identificadas en el Jardim Universal y en la Zona 02, nueve están clasificadas como amenazadas de extinción. Dos especies ocurren en los dos barrios analizados: *Araucaria angustifolia* y *Delonix regia*. 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, por lo tanto, la viabilidad de los patios de la región metropolitana de Maringá para prácticas de conservación ex-situ de especies vegetales amenazadas de extinción (tablas 8 y 9).

**Tabla 8: Especies amenazadas de extinción, Jardim Universal**

<b>Especie</b>	<b>Índice de Valor de Preferencia</b>
<i>Araucaria angustifolia</i>	1,6
<i>Butiaeriospatha</i>	2,4
<i>Delonix regia</i>	2,9

Fuente: elaboración propia

**Tabla 9:** Especies amenazadas de extinción, Zona 02

<b>Especie</b>	<b>Índice de Valor de Preferencia</b>
<i>Araucaria angustifolia</i>	1,2
<i>Cupressusmacrocarpa</i>	1,6
<i>Delonix regia</i>	0,4
<i>Dicksoniasellowana</i>	2
<i>Euterpe edulis</i>	9,5
<i>Heliconia angusta</i>	2

Fuente: elaboración propia

Los escores obtenidos en el cálculo del Índice de Diversidad de Shannon en el Jardim Universal y en el barrio Zona 02 son similares a aquellos mensurados en bosques prístinos en sureste de Brasil, que oscilaran entre 3,16 y 4,29 (CIELO FILHO; SANTIM, 2002). 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; WARREN; GASTON, 2008), 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; DOUGILL; BENTON, 2010). MITCHELL; HANDSTAD (2004) mensuraron en *circa* 167 m<sup>2</sup> el área crítica para el incremento del número de árboles presentes en patios.

Hemos obtenido correlaciones positivas entre el área medio no pavimentado de los patios del Jardim Universal (108,3 m<sup>2</sup>), y asimismo en el barrio Zona 02, donde el área medio no pavimentado de los patios es de 164,4 m<sup>2</sup>. 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; WARREN; GASTON, 2008; GODDARD; DOUGILL; BENTON, 2010)]. Por ello, recomendamos garantizar, a través de legislación específica, patios con un área mínimo de 110 m<sup>2</sup> no

pavimentado, disponibles a la flora, en la región metropolitana de Maringá. Patios con áreas reducidos usualmente tienen menos árboles, principalmente individuos con doseles superiores a dos metros, lo que puede significar daños económicos, sociales, estéticos y ecológicos (LORAM; WARREN; GASTON, 2008; ANGEOLETTO; GARCÍA; MORENO, 2009).

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 (ODUM, 1988) *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; DOUGILL; BENTON, 2010). El número de especies cultivadas, de individuos cultivados e y árboles cultivados se correlacionan positivamente (aunque flacamente) a la *edad* de las viviendas. Esos datos apuntan un incremento de la diversidad vegetal a lo largo del tiempo. No obstante, recomendamos el desarrollo de proyectos de introducción de especies vegetales de usos diversos, de modo a apresurar una mayor riqueza específica en los patios.

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; TROY; O'NEIL-DUNNE, 2006). Además estos patios suelen tener más área disponible a la diversificación vegetal (THOMPSON; HODGSON; SMITH, 2004), como hemos verificado en nuestra comparación de la diversidad vegetal de patios de barrios de diferentes clases sociales.

De todos modos, aunque la riqueza de especies sea un indicador sencillo de la diversidad vegetal, ella posibilita una pronta comprensión de los parámetros de biodiversidad por especialistas de otras áreas además de la biología, y por gestores públicos (TZOULAS; JAMES, 2010). El establecimiento de un diálogo entre académicos y gestores a partir de datos ecológicos de más fácil comprensión es un reto fundamental en el proceso de planificación ambiental urbana, pues, usualmente, gobiernos locales tienen un conocimiento muy

limitado de cómo mantener la biodiversidad en ecosistemas urbanos (SANDSTRÖM; ANGELSTAM; KHAKEE, 2006).

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 (BERNHOLT; KEHLENBECK; GEBAUER, 2009; LUBBE; SIEBERT; CILLIERS, 2010), y la hemos detectado también en nuestra investigación. En consonancia con su estilo de vida, los vecinos pobres del barrio Jardim Universal disponen de menos recursos (energéticos, 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; TROY; O'NEIL-DUNNE, 2006), sino suelo disponible para la posibilidad de expansión de sus viviendas. HOPE; GRIES; ZHU (2003) denominan de *efecto lujuria* al fenómeno – los más ricos y escolarizados cercándose de vegetación – y creando paisajes en sus hogares con la flora.

Como demuestran nuestros datos, la desigualdad al acceso a la vegetación configura con claridad una situación de *injusticia ambiental* entre las distintas clases sociales, fenómeno que implica en la distribución no ecuánime de la vegetación a través de los barrios, lo que se refleja en peores condiciones de vida (PERKINS; HEYNEN; WILSON, 2004). Se trata de un fenómeno común en las urbes brasileñas. En la ciudad de São Paulo por ejemplo, LOMBARDO (1985), al estudiar la geografía de las islas de calor, observó que el acceso a la vegetación es menor cuanto más pobre sea el barrio. También en otros países acentuadamente desiguales, como África del Sur, iniquidades en el acceso a la vegetación caracterizan las ciudades (LUBBE; SIEBERT; CILLIERS, 2010).

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 (TAKANO; NAKAMURA; WATANABE, 2002). Se podría dirimir la injusticia ambiental entre barrios de la región metropolitana de Maringá a través de proyectos de plantíos de especies vegetales arbóreos. 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; NICHOLAS; WILLIAMS, 2010).

En Brasil, la seguridad alimentaria es una cuestión trans-social. Según el Instituto Brasileiro de Geografia 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. Estudios epidemiológicos indican que el consumo abundante de frutas y verduras está asociado a bajas incidencias de varios tipos de cáncer, enfermedades cardiovasculares, enfermedades degenerativas relacionadas a vejez, y enfermedades oculares, como la catarata (PADOVANI, 2003).

En este sentido, una importante función de los patios, que enlaza la biología de la conservación y la seguridad alimentaria, es la manutención de variedades de árboles frutales y otras especies de carácter alimenticio que no son cultivadas por la agricultura industrial. Esas especies y variedades frecuentemente poseen alelos raros (formas alternativas de un mismo gene) (NEGRI, 2003), hecho que justifica aun más la conservación de la agrobiodiversidad *in vivo* en los patios.

## Consideraciones finales

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 apoyar la 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 del 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.

Hay espacio para un *continuun* de patios vegetados a lo largo del gradiente social investigado. Hecho inusual en las periferias

pobres de las ciudades brasileñas, caracterizadas por una considerable escasez de suelo, los patios del barrio Jardim Universal son peculiares por presentaren áreas medias no pavimentadas que ultrapasan los 100 m<sup>2</sup>. Para la mayor parte de las familias urbanas pobres del planeta, la escasez de suelo es el principal obstáculo para el establecimiento de patios abundantemente vegetados, y plantíos de árboles en sus patios podrían disminuir el estado de injusticia ambiental en que se encuentran los vecinos del Jardim Universal. Esos plantíos podrían también representar un refuerzo a la seguridad alimentaria, o bien a los vecinos más pobres, o bien a los de clase media alta. Como hemos observado, la inseguridad alimentaria en Brasil es una cuestión trans-social.

Los patios del Jardim Universal 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 4.300 árboles. En el barrio Zona 02 el potencial de plantíos es aun más elevado – se podrían introducir en sus patios circa 12.000 árboles. 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; THOMPSON; HODGSON, 2006; LORAM; WARREN; GASTON, 2008). Además, en los árboles, la fauna silvestre está más protegida contra la depredación por animales domésticos, como *Feliscatus* (BAKER; BENTLEY; ANSELL, 2005).

En este sentido, abogamos la necesidad de una planificación que contemple el eventual incremento del área construida de las viviendas, en paralelo al mantenimiento del área disponible para plantíos, principalmente de especies arbóreas. Esto se podría alcanzar, por ejemplo, a través de la *verticalización* de las viviendas aliada a la introducción de árboles en los patios, en proyectos conducidos por los ingenieros, arquitectos y biólogos de las municipalidades.

La expansión vertical puede incluso abaratar los costes de construcción. Hay técnicas de construcción de pisos que no utilizan ladrillos, sino alambres de acero tranzados, más ligeros y más baratos. Tecnologías semejantes podrían ser usadas en la verticalización de las viviendas. Sin embargo, no sólo el área libre de los terrenos puede ser usado para el incremento de la diversidad vegetal, sino también los tejados y muros. Los tejados verdes consisten básicamente de una

camada de vegetación, una de substrato, y una camada de drenaje del exceso de agua de las lluvias. Además de aumentaren la diversidad vegetal (se podría cultivar incluso alimentos), la capacidad de los tejados verdes en dirimir posibles inundaciones en áreas muy impermeabilizadas es un hecho (MENTENS; RAES; HERMY, 2006).

A su vez, los muros que dividen las viviendas representan centenares de metros cuadrados disponibles al plantío de especies de lianas como las ornamentales *Antigononleptopus*, *Parthenocissustricuspidata*, *Allamandacathartica* y otras, inclusive especies alimentarias, como *Sechiumedule* y *Passifloraspp*. Un terreno de 40 metros de extensión, con dos muros de tres metros de altura separándolo de sus vecinos, añade, en una propiedad, 240 m<sup>2</sup> de área disponible para plantíos. En tiempos en que se aboga la disminución del área urbanizable, y la densificación poblacional, a esas extensiones laterales no se pueden encararlas como meros límites. Además del efecto paisajístico, y de la atenuación de las islas de calor, esas superficies pueden ser proyectadas para la nidificación de especies de pequeños pájaros silvestres que ocurren en sistemas ecológicos urbanos, como *Troglodytesmusculus*, a través de cavidades en los muros.

Con todo, 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 (NAIR, 2001; LUBBE; SIEBERT; CILLIERS, 2010). En ese contexto, la metodología que hemos empleado para comparar los barrios podría ser utilizada, periódicamente, para evaluarse las condiciones bio-estructurales de esos hábitats. Efectivamente, en regiones metropolitanas a la metodología de investigación e intervención que hemos desarrollado habría que aplicarla en todas las ciudades componentes. Cuestiones relacionadas a los ecosistemas urbanos generalmente no coinciden con límites político-administrativos (ODUM, 1988). Por ejemplo, la degradación de hábitats de pájaros migratorios en una única ciudad pueden perjudicarlos en un grado muy superior al de los límites urbanos (UNEP, 2005).

*Beyond the horizon, behind the sun. At the end of the rainbow life has only begun*, cantó el bardo Bob Dylan. Su poesía se puede

aplicar a las florecientes ciudades que se afirman como el hogar definitivo de humanos y además de miríadas de animales, plantas y microorganismos. Hay muchos problemas y dilemas en ellas, imposible negarlo. Pero con la fuerza del deseo de muchos podremos cambiar algunas de las grises realidades de hoy, y hacer de las ciudades brasileñas puntos calientes de diversidad biológica, y plenas de justicia ambiental. Lujurias verdes, mimetizadas en entornos igualmente verdes. No las tristes megalópolis presentadas en obras de ciencia ficción como la película *Blade Runner*, sino ciudades más pequeñas y más aplacibles.

Se logramos llegar a ese punto de sofisticación biológica, entonces habremos comprendido que debemos perder importancia, y que ello significa apagar las huellas de las ciudades sobre la biosfera, y dejar que en el inmenso palco escénico que es la naturaleza, se desarrolle la gran obra teatral de la evolución de la vida.

### Agradecimientos

A CAPES y al Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente del gobierno español, por la financiación al *Proyecto Ecología Urbana en Regiones Metropolitanas de Brasil: Paisaje, Calidad de Vida y Desarrollo Humano* [Plan Nacional de I+D+i (CSO2009-12689)]. Además, nuestros agradecimientos al doctor Marciano Lopes e Silva (*in memoriam*) por su decisivo apoyo a nuestros estudios sobre biodiversidad urbana.

### Referencias

Angeoletto, F. **Pelos Quintais de Sarandi: Ecologia Urbana e Planejamento Ambiental**. EDUEM. Maringá, Brasil: Editora da Universidade Estadual de Maringá, 2008.

Angeoletto, F. **Planeta Ciudad: Ecología Urbana y Planificación de Ciudades Medias de Brasil**. Tesis doctoral. Doctorado en Ecología y Medio Ambiente. Madrid: Universidad Autónoma de Madrid, 2012.

Angeoletto, F.; Martins, N. Vacas Sagradas: Os Mitos nos Discursos dos Militantes Ambientalistas. **Revista Travessias**, n. 8 p. 357-370, 2010.

ANGEOLETTO, F.; MORENO, M. Tendencias socio-ambientales de ciudades brasileñas. In: MENDES, C.M.; TÖWS, R.L. (Org.). **Geografia**

**Urbana e Temas Transversais.** Maringá: Editora da Universidade Estadual de Maringá. 2009.

ANGEOLETTO, F.; GARCÍA, S.B.; MORENO, M. La antítesis ciudad/naturaleza en el planeamiento urbano de Brasil. In MORA ALISEDA, J.; CONDESSO, F.; CASTRO, J.S. **Nuevas tendencias en la ordenación del territorio.** España: Editora de la Universidad de Extremadura. Cáceres, 2009.

BAKER, P. J.; BENTLEY, A. J.; ANSELL, R. J. *et al.* Impact of predation by domestic cats *Felis catus* in an urban area. **Mammal Review**, n. 35, p. 302-312, 2005.

Bernholt, B.; Kehlenbeck, K.; Gebauer, J. Plant species richness and diversity in urban and peri-urban gardens of Niamey, Niger. **Agroforestry Systems** n.77(3), p. 159-179, 2009.

Carvalho, E. Exclusão social e crescimento das cidades médias brasileiras. **Scripta Nova – Revista Eletrônica de Geografia y Ciencias Sociales**, n. 6(146), 2003.

Chapin III, F. S.; Zavaleta, E. S.; Eviner, V.T. Consequences of changing biodiversity. **Nature** p. 405 p. 234-242, 2000.

Cielo Filho, R.; Santin, D. A. Estudo florístico e fitossociológico de um fragmento florestal urbano - Bosque dos Alemães. **Revista Brasileira de Botânica**, Campinas-SP, n. 25(3), p. 291-301, 2002.

COHEN, B. Urbanization in Developing Countries: Current Trends, Future Projections, and Key Challenges for Sustainability. **Technology in Society**, n. 28(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**, n 78, 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**, n. 142, p.761-771, 2009.

DOW, K. Social dimensions of gradients in urban ecosystems. **Urban Ecosystems**, n.4, 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**, n. 21(1), p. 37-47, 2007.

GASTON, K. J.; WARREN, P. H.; THOMPSON, K. Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. **Biodiversity and Conservation**, n. 14, p. 3327-3349, 2005.

GODDARD, M. A.; DOUGILL, A. J. BENTON, T. G. Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. **Trends in Ecology and Evolution**, n. 25, p. 90-98, 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**, n. 36, p. 291-300, 2008.

GRIMM, N. B.; GROVE, J. M.; PICKETT S. T. A. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. **BioScience**, n. 50, p. 571-584, 2000.

GROVE, J. M.; TROY, A. R.; O’NEIL-DUNNE, J. P. M. Characterization of households and its implications for the vegetation of urban ecosystems. **Ecosystems**, n. 9, p. 578-597, 2006.

Hope, D.; C. Gries, C.; Zhu. Socioeconomics drive urban plant diversity. **Proceedings of National Academy of Sciences**, n. 100(15), p. 8788-3792, 2003.

IBGE. **Pesquisa de Orçamentos Familiares 2008-2009: Análise do Consumo Alimentar Pessoal no Brasil**. Rio de Janeiro: IBGE-Brasil, 2011.

KENDAL, D.; NICHOLAS, S. G.; WILLIAMS, J. H. Harnessing diversity in gardens through individual decision makers. **Trends in Ecology and Evolution**, n. 25(4), p. 201-202, 2010.

Lombardo, M. A. **Ilha de Calor nas Metrôpoles: o exemplo de São Paulo**. Editora. São Paulo: Hucitec-Brasil, 1985.

LORAM, A.; WARREN, P. H.; GASTON, K. J. Urban Domestic Gardens (XIV): The Characteristics of Gardens in Five Cities. **Environmental Management**, n. 42, p. 361-376, 2008.

LUBBE, C. S.; SIEBERT, S. J.; CILLIERS, S. S. Political legacy of South Africa affects the plant diversity patterns of urban domestic gardens along a socio-economic gradient. **Scientific Research and Essays**, n. 5(19), p. 2900-2910, 2010.

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**, n. 23, p. 1143-1155, 2008.

MENTENS, J.; RAES, D.; HERMY, M. Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? **Landscape and Urban Planning**, n. 77, 217-226, 2006.

MITCHELL, R.; HANSTAD, T. **Small Homegardens Plots and Sustainable Livelihoods for the Poor**. FAO LSP WP 11, Access to Natural Resources Sub-Programme, 2004.

NAIR, P.K.R. Do tropical homegardens elude science, or is it the other way around? **Agroforestry Systems**, n.53, p. 239-245, 2001.

NEGRI, V. Landraces in central Italy: where and why they are conserved and perspectives for their on-farm conservation. **Genetic Resources and Crop Evolution**, n. 50, p. 871-885, 2003.

Odum, E. P. **Ecologia**. Rio de Janeiro-Brasil: Editora Guanabara Koogan, 1988.

PADOVANI, R. M. **Disponibilidade de carotenóides em relação à energia e proteínas nos domicílios de famílias das regiões metropolitanas brasileiras**. 2003. Dissertação de Mestrado. Mestrado em Alimentos e Nutrição. Campinas-Brasil, UNICAMP, 2003.

PERKINS, H. A.; HEYNEN, N.; WILSON, J. Inequitable access to urban reforestation: the impact of urban political economy on housing tenure and urban forests. **Cities**, n. 21(4), 291-299, 2004.

PICKETT, S. T. A. Integrated urban ecosystem research. **Urban Ecosystems**, n.1, 183-184, 1997.

ROBBINS, P.; POLDERMAN, A.; BIRKENHOLTZ, T. Lawns and Toxins: An Ecology of the City. **Cities**, n. 18(6), p. 369-380, 2001.

Sandström, U. G.; Angelstam, P.; Khakee, A. Urban comprehensive planning: identifying barriers for the maintenance of functional habitat networks. **Landscape and Urban Planning**, n. 75, p. 43-57, 2006.

SANTOS, C. **Estatística Descritiva: Manual de Auto-aprendizagem**. Lisboa-Portugal: Edições Sílabo, 2007.

SCHAEDEK, U.; STRAUSS, B.; BIERDERMANN, R. Plant species richness, vegetation structure and soil resources of urban brownfield sites linked to successional age. **Urban Ecosystems**, n. 12, p. 115-126, 2009.

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

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

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

TAKANO, T.; NAKAMURA, K.; WATANABE, M. Urban residential environments and senior citizens' longevity in mega-city areas: the importance of walkable green space. **Journal of Epidemiology & Community Health**, n. 56(12), p. 913-916, 2002.

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** 161: 105-121. 2009.

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

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

Tzoulas, K.; James, P. Making biodiversity measures accessible to non-specialists: an innovative method for rapid assessment of urban biodiversity. **Urban Ecosystems**, n. 13, p. 113-127, 2010.

UNEP. (United Nations Environment Programme). **Ecosystem and Biodiversity: The Role of Cities**. Nairobi-Kenya: Unep, 2005.

United Nations Human Settlements Programme (UN-HABITAT). **State of the World's Cities 2008/2009**. London-UK: Earthscan, 2008.

VITOUSEK, P. M. Beyond global warming: ecology and global change. **Ecology**, n. 75, p. 1861-1876, 1994.