

UNIVERSIDAD DE ALCALÁ

DEPARTAMENTO DE CIENCIAS DE LA VIDA

Estudio ecológico de los patios urbanos en León (Nicaragua). Su contribución a la biodiversidad, el paisaje y el patrimonio

Memoria presentada para optar al grado de Doctor por la Universidad de Alcalá
Alberto González García

Director: Antonio Gómez Sal

Alcalá de Henares, Marzo de 2014

Antonio Gómez Sal, Catedrático de Ecología de la Universidad de Alcalá,

Hace constar:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “Estudio ecológico de los patios urbanos en León (Nicaragua). Su contribución a la biodiversidad, el paisaje y el patrimonio”, ha sido realizado bajo su dirección por D. Alberto González García en el Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá, y reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis Doctoral.

Alcalá de Henares, a 28 de Marzo de dos mil catorce.

Dr. Antonio Gómez Sal
DIRECTOR DE LA TESIS

Gonzalo Pérez Suárez, Profesor Titular y Director del Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá,

Hace constar:

Que el trabajo descrito en la presente memoria, titulado “Estudio ecológico de los patios urbanos en León (Nicaragua). Su contribución a la biodiversidad, el paisaje y el patrimonio”, ha sido realizado por D. Alberto González García en el Departamento de Ciencias de la Vida de la Universidad de Alcalá, y reúne todos los requisitos necesarios para su aprobación como Tesis Doctoral.

Alcalá de Henares, a 4 de Abril de dos mil catorce.

Dr. Gonzalo Pérez Suárez
DIRECTOR DE DEPARTAMENTO

Para Nuria y Violeta

Agradecimientos

Debido a que la presente tesis doctoral, como dicen en Nicaragua, se ha “dilatado” en el tiempo más de lo esperado, muchas son las personas a las que tengo que agradecer que hayamos llegado a buen puerto, así que espero que al menos me pueda acordar de la mayoría de ellas.

Lo primero de todo, acordarme de mis dos chicas, las que son mi principal centro de gravedad desde hace ya más de una década la mayor de ellas y desde poco más de dos años la menor. Nuria ha sido mi apoyo, mi principal sufridora y tantas otras cosas que precisarían de un estudio aparte. Te quiero. Violeta es mi motivación para seguir adelante pese a los obstáculos, la niña de mis ojos. Seguiremos creciendo juntos.

Un recuerdo muy especial también al resto de mi familia, sobre todo mis padres, que tengo la suerte que en este caso sean tres. Gracias por los consejos, por el apoyo de todo tipo y también por haber aportado sugerencias a la memoria. A Pablo, cómo no, buen hermano y tío a la vez. Un beso también para mi abuela Fina, a Gema, Fausto, Julia, Noa, Patricia, Víctor, Cristina, Alex... además del resto de tíos y primos, algunos presentes y otros desgraciadamente ausentes. Y a la familia de Getafe, por el cariño que me dan, Antonio, Luisa, Dani, Noelia y Lucía.

Antonio Gómez Sal es la persona más relevante en lo académico, quien ha favorecido mi desarrollo como investigador y también quien hizo que me haya sentido cada vez más protagonista del trabajo. Ha sabido transmitirme la ilusión por este proyecto, ha aportado su conocimiento y me ha dado todo su apoyo en los momentos críticos. Te estaré siempre agradecido.

En la recta final también me he sentido muy apoyado por Josabel Belliure, muchas gracias por tu disposición siempre que te pedía algo y por ser una amiga. Eduardo Velázquez también ha contribuido a esta tesis en uno de sus capítulos, aportando interesantes enfoques de análisis en el campo de los servicios de los ecosistemas. Por último, Pedrarias Dávila se convirtió en mi referente en León y ha contribuido decisivamente en el planteamiento de los censos y en toda la logística que necesité en mis estancias. Y muchas gracias a nuestra hada madrina, Ana Guerrero, que siempre estaba ahí para resolver las dudas de secretaria.

Tiene también un papel relevante el apoyo institucional que me ha ofrecido la Universidad de Alcalá, en especial el ahora denominado Programa de Cooperación con Centroamérica, por financiar parte de las estancias y aportar muchas otras cosas no monetarias. Gracias a Fernando Cerezal, siempre dispuesto a echar una mano, a Armando del Romero y, como no, a Belén Ocaña. En la parte de Nicaragua también acordarme de la ayuda prestada por Maritza Vargas y Octavio Guevara, y en general por la UNAN-León. La UAH también ha sido clave por la beca F.P.I. de la que he disfrutado así como financiando las últimas estancias para realizar los muestreos en Nicaragua.

Para la realización de los estudios me he apoyado también en muchas otras personas que han colaborado en censos o ayudado a determinar especies en el Herbario de la UNAN-León: Lorena Delgado, Raquel Santos, Jorge Isaac Flores, el propio Pedrarias, Nuria, Rolando Dolmus, Ricardo Rueda y Dania Paguaga. Ya en España han contribuido a mejorar algunos capítulos Juli Pausas y Jason L. Brown. Y, como suelo decir en muchos de los agradecimientos de artículos publicados, gracias a todos los habitantes de la ciudad de León que amablemente se ofrecieron a abrir las puertas de sus casas para poder hacer el estudio.

La etapa en el departamento de Ecología me deja muchos gratos recuerdos, la mayoría de ellos vividos con el PEHE. Un inolvidable grupo de amigos y colegas que siempre llevaré conmigo: Lucía, Itziar, Marta, Óscar, los dos Luises, Kike, Carlota, Mariano, Eduardo, Bárbara, Virginia, Noelia, Miki, Fabio, María José, Dani... Sin vosotros seguramente tampoco habríamos llegado a buen puerto. Aunque no en el Departamento, en esta época también he podido disfrutar de la compañía de muchos otros amigos “alcalaínos”: Sergio y Andrea, Rober, Isa, Jesús, Karina y Toñín, Marta, Juan Carlos... entre muchos otros.

Con otro inolvidable grupo de gente he compartido mis experiencias en Nicaragua y en España, también va para ellos: Tomás, Mariela, Charly, Arancha, José Manuel, Silvia, Juanjo y muchos retoños que han llegado últimamente. Un beso muy fuerte a Gema y Jimmy, otro apoyo fundamental en Nicaragua que también forman parte de mi familia.

Y en estos últimos años quiero acordarme de mi gente de Cuenca, que aunque esta tesis le suene más “a chino” queda dedicada a ellos: Gabal, Ricky, Rodri, María, Arturo (que además ha maquetado la tesis con maestría), Silvia, Irma, Fito, Alba, María M., María A., Víctor, Cubillo y Patricia. También a las amigas de Violeta, sobre todo Elora y Lua.

Para tod@s vosotr@s.



Capítulo 1: Presentación, objetivos y metodología general	15
Significado de los patios como un espacio abierto asociado a la vivienda	17
El interés científico del estudio de los patios	21
Objetivos	25
Área de estudio y planteamiento general de los muestreos	29
Referencias	36
Capítulo 2:	43
Resumen	45
Abstract	46
Introduction	46
The Study Area	47
Methodology	49
Results	50
Discussion	55
Conclusions	59
References	60
Capítulo 3:	65
Resumen	67
Introducción	67
Materiales y métodos	68
Resultados	72
Discusión	78
Referencias	82
Capítulo 4:	87
Resumen	89
Abstract	90
Introduction	91
Materials and methods	93
Results	96

Índice

Discussion	100
Conclusions	103
References	104
Capítulo 5:	107
Resumen	109
Abstract	110
Introduction	111
Methods	113
Results	116
Discussion	117
Conclusions	121
References	122
Capítulo 6:	125
Resumen	127
Abstract	128
Introduction	129
Material and methods	130
Results	132
Discussion	140
Conclusions	143
References	145
Capítulo 7: Discusión final	149
Aportaciones al estudio de los patios	151
Recomendaciones de manejo	156
Líneas futuras de investigación y desarrollo	159
Referencias	163
Capítulo 8: Conclusiones generales	167
Apéndices	173



Capítulo 1





Capítulo 1: Presentación, objetivos y metodología general

La presente memoria de tesis doctoral aborda el estudio de los espacios verdes urbanos de propiedad privada, que en el contexto latinoamericano se denominan habitualmente “patios”. El estudio se realiza en la ciudad nicaragüense de León, que se considera representativa por la variedad de tipos de patios y por contar con un nivel de conservación y vigencia de usos adecuado para los objetivos propuestos en la tesis doctoral. En las ciudades centroamericanas de arquitectura y urbanismo de tipo colonial, los patios son una parte muy importante de lo que podemos llamar el “verde urbano”, sin embargo hasta fechas recientes han recibido escasa atención en los estudios de ecología urbana. En muchas ciudades representan una proporción elevada de la cobertura vegetal (*green cover*) y albergan una biodiversidad destacable. En ciudades como León, el patio presenta además un compendio de valores naturales e histórico-culturales, que en la actualidad se encuentran amenazados por su falta de reconocimiento y protección legal. En este contexto, el objetivo principal de esta tesis doctoral es investigar los componentes del valor natural de los patios leoneses, y las posibles causas de degradación, lo que incluye tanto su contribución al mantenimiento de la biodiversidad (flora y fauna) en la escala urbana, como los beneficios que estos espacios proporcionan al conjunto de la sociedad (diferentes tipos de servicios de los ecosistemas).

En este primer capítulo de presentación e introducción, se analiza el concepto de patio, como espacio que forma parte de la vivienda y que, según la disciplina que lo trate, puede tener distintos significados y funciones que a veces ejerce de forma simultánea: hábitat, jardín, despensa, estancia. Para ello, se presentan en primer lugar las principales influencias históricas y el tipo de arquitectura que predomina en los patios y casas de León (en conjunto patio y casa formarían la vivienda), así como las configuraciones más características de la ciudad. Todo ello debido a la relación estrecha de estas tipologías con la biodiversidad que pueden albergar. Posteriormente se documenta el interés científico del estudio de estos espacios y otros similares como antecedentes de este trabajo. Finalmente, en el último bloque del capítulo se presentan los objetivos de la tesis doctoral, la organización de la misma, secuencia metodológica y los métodos generales de prospección, muestreo y análisis empleados.

1. Significado de los patios como un espacio abierto asociado a la vivienda

1.1. *El patio y la vivienda. Breve visión histórica*

Cuando se habla de patio mencionamos un espacio que acompaña a la vivienda, formado parte de la misma, más o menos integrado en la casa, desde casi el origen de la civilización. Según Cleveland y Solieri (1987) el patio fue la principal estrategia de subsistencia cuando el hombre empieza a tener asentamientos estables con el desarrollo de la agricultura y la ganadería en el Neolítico. Casas egipcias, mesopotámicas y en la India, contaban con patios según las evidencias arqueológicas.

Es en el desarrollo de las civilizaciones griega y romana cuando se vinculan de forma más clara el patio y la vivienda, y se destaca su papel en ella. Se trata de espacios que pueden ser regulares o no, pero que ocupan una parte muy significativa en el interior o en el lateral de la casa, ya que suponen entre el 20 y 40% de la superficie total de la planta (Capitel 2005). Suelen estar cerrados en el recinto

de casas, reforzando así su carácter privado, como espacio propio de cada familia. Estos modelos de patio se extendieron a todo el ámbito de influencia de Roma.

Durante la Edad Media europea el patio tiene una menor importancia, existiendo tan sólo estas configuraciones en los claustros de los monasterios, aunque sin ocupar un lugar central en la organización del conjunto. Por el contrario, en la misma época, el patio tiene mucho protagonismo en la cultura islámica. Según Musgrave (2002) los patios tenían en este ámbito cultural un diseño geométrico con una fuente central de la que parten cuatro acequias y que delimitan cuatro cuadrantes o jardines. Son patios también cerrados, en el interior de la casa.

La época renacentista constituye un periodo de afirmación del patio en España, siendo además el precursor directo del patio colonial hispanoamericano. Este tipo de patios tenían carácter de obra de arte, enriquecido por elementos arquitectónicos como estatuas, parterres, balaustradas, etc. (Musgrave 2002).

Estas influencias históricas, y concretamente el patio renacentista que incorpora a su vez estilos anteriores, se reconocen en el urbanismo y arquitectura de la ciudad de León, especialmente en su centro colonial, donde el patio se entiende siempre como espacio incluido dentro de la vivienda y destinado principalmente a jardín con un propósito ornamental. Sería un concepto similar al que ahora encontramos en la definición de patio que aparece en el diccionario de la Real Academia Española: *Espacio cerrado con paredes y galerías, que en las casas y otros edificios se suele dejar al descubierto.*

Como un añadido o complemento de lo anterior, también se pueden observar influencias históricas que son posteriores a la fundación de las ciudades coloniales. El mundo anglosajón estableció el modelo de jardín de tipo victoriano, muy arraigado en Norteamérica. Presenta una naturaleza ordenada, domesticada, con elementos nuevos, como los vallados y porches de madera, los senderos simétricos de ladrillo y setos bajos (Musgrave 2002). Asimismo, en zonas acristaladas que permiten el cultivo de plantas de interior introducen como elementos decorativos plantas donde predominan los tonos verdes: helechos, palmeras, muchas de ellas exóticas y “domesticadas” o aclimatadas por parte de los botánicos ingleses, que las importaban desde los trópicos. Este tipo de jardín anglosajón tiene, por otra parte, unas características que los relacionan con espacios abiertos y generalmente no insertos dentro de la propia vivienda: *Espacio privado adyacente o rodeando la vivienda, el cual puede constar de césped, terrenos de huerto y ornamentales, estanques, senderos y edificios temporales como cobertizos e invernaderos* (Gaston et al. 2005).

Una última influencia más moderna e internacional sería el jardín tropical, caracterizado por el colorido, la diversidad de tipos vegetales y especímenes de gran tamaño, dando un efecto de selva y con reminiscencias de tipo indígena. Uno de sus alicientes es la presencia en un espacio reducido de un gran número de especies procedentes de los trópicos.

1.2. El urbanismo de León y sus patios

La ciudad de León posee características fundacionales que se repiten en otras ciudades coloniales, como por ejemplo su establecimiento en las proximidades de poblados indígenas preexistentes, en

este caso, cerca de la importante población de Sutiaba. La ciudad de León se organiza de acuerdo con los patrones urbanísticos estipulados por las ordenanzas de Felipe II (1573) y el asentamiento indígena previo queda en la parte oeste de León como una barriada. De este modo, desde principios del siglo XVII la trama urbana fue constituyéndose a partir del punto central de la ciudad -la plaza central (plaza-parque) donde también se ubica la catedral y los principales edificios de gobierno- como una retícula regular trazada por calles orientadas a los cuatro puntos cardinales. Esta disposición se va repitiendo también en la conformación de los distintos barrios, de modo que cada uno de ellos tiene como centro una plaza-parque y su iglesia. No obstante, según señala Buitrago (1987), la disposición de los asentamientos en torno a una plaza o espacio central ya era una característica típica de las comunidades indígenas, pero no así la disposición regular de las manzanas y calles.

La estructura regular se rompe en León con el trazado urbano del barrio de Sutiaba, fruto de las “reducciones” propiciadas por las Ordenanzas de las Leyes Nuevas. En este barrio, en realidad un segundo núcleo de origen de la ciudad, se mantienen en cierto modo algunas de las características originales de los asentamientos prehispánicos. Las calles que desde el centro colonial van a dar al barrio de Sutiaba se ven interrumpidas a partir del siglo XVIII por los denominados “topes” (interposición de casas), que hacen perder la rectitud que mantienen en el resto de la trama urbana (Barahona 1972). La arquitectura y disposición de las viviendas y su relación con el patio, también difiere en este barrio del estilo colonial como a continuación se comentará. Por último, ya a partir de los años 70 del siglo XX, y como resultado del asentamiento informal de nueva población procedente de zonas rurales, también se rompe la trama regular en toda la periferia de la ciudad, y en los nuevos barrios, denominados “repartos”. Estas barriadas crecieron rápidamente con muy escasa planificación y presentan edificaciones de baja calidad que contrastan con el resto del casco histórico, incluido Sutiaba, siendo el tercer tipo de trama urbana que puede distinguirse a grandes rasgos en la ciudad de León.

1.2.1. Tipología de vivienda y su relación con los patios en León

El estilo colonial incluye lo edificado durante el periodo comprendido entre la fundación y mediados del siglo XIX, donde tanto los edificios públicos como la vivienda particular eran construidos con adobe o taquezal. El adobe constituía un sistema más sencillo basado en bloques de tierra con refuerzo de paja o hierba seca, mientras que el taquezal utilizaba un entramado de reglillas de madera o de caña que es “henchido” por una mezcla de barro con piedras y paja. Los edificios se solían construir en una sola planta, y más raramente en dos, nunca sobrepasando la altura del edificio principal de la ciudad, la catedral. En lo referente a los estilos de vivienda reconocibles en la ciudad de León, la Oficina de Centro Histórico y Urbanismo (2001) señala dos principales:

- *De cañón corrido*: se trata de la más frecuente en el barrio de Sutiaba, construyéndose la vivienda paralela a la calle y quedando la parte trasera sobre un patio abierto y que originalmente quedaba conectado con el resto de patios de la manzana, de los que a veces se separaba mediante cercas vegetales (cercas vivas). Se puede decir que la tipología se asemeja a la vivienda rural (denominada “rancho”) descrita por Buitrago (1987), si bien el tejado no era de hojas de palma sino de teja a dos aguas. No obstante, en los momentos iniciales estas viviendas se construían con materiales más sencillos, tal como describe Squier en su crónica de 1849: “*las viviendas de los arrabales son sencillas chozas de caña y*

paja, y algunas veces casitas de barro y entejadas". La mencionada parte trasera de la casa contaba con corredor o galería, espacio abierto y techado intermedio entre la casa y patio. En el patio típico de Sutiaba, con una superficie muy superior a la de la casa, se ubicaban el pozo, la pila, el lavadero y el baño.



Imagen 1. Vista de la ciudad de León a mediados del siglo XIX
(ilustraciones de la obra de E.G. Squier, 1860).

- *Vivienda de patio*: es el tipo más repetido en el centro histórico, y consiste en un esquema de patio central con cuatro corredores que se conectan a las diferentes dependencias de la casa. El patio queda, por tanto, encerrado en la vivienda, siendo un espacio de utilidad para la casa que también recoge las aguas de lluvia. En muchos casos la vivienda incluía un patio trasero que se denominaba “traspatio” dedicado a actividades de servicio, alrededor del cual se ubicaban los cuartos de servidumbre, además de las despensas y cocinas. A veces podía haber incluso un tercer patio o “corral” compuesto por un espacio para huerto y las caballerizas. Los elementos arquitectónicos presentes en el patio central son muy variados, destacando la ornamentación de columnas, cielos rasos, canes o aleros.

Tal como se ha descrito anteriormente, el urbanismo, el tipo de vivienda y las características del patio están íntimamente asociados en la ciudad de León. Esta relación es además dinámica en el tiempo, puesto que vivienda y patio sufren cambios constantes por parte de sus propietarios. Por tanto, no puede entenderse el estudio de los patios urbanos sin tener en cuenta esta importante característica. Al estudiar cada patio de modo individual se encontrarán elementos que lo asocien a tipologías “ideales” u originales como son las de cañón corrido o la vivienda de patio clásica, pero también modificaciones que en casos extremos hagan imposible su adscripción a un tipo definido. Fuera del centro histórico colonial y el barrio de Sutiaba, los ya citados repartos poseen patios que tampoco responden a las tipologías de referencia mencionadas, debido a su origen reciente, a partir del siglo XX. Se utilizan además materiales de escasa calidad para delimitar las propiedades como pueden ser tabla de madera, chapas metálicas o alambradas, utilizados también para la construcción de las viviendas junto con delgados tabiques de ladrillo.

En el presente trabajo el concepto de patio incluye las distintas tipologías de espacios privados abiertos presentes en la ciudad de León, incluyendo los traspacios y los pequeños patios de las nuevas viviendas, e incluso los espacios centrales de uso común denominados “pationes” en Sutiaba. A efectos operativos se puede definir el objeto de estudio en los siguientes términos: *Espacio abierto, no techado, que se sitúa adyacente o en el interior a una o varias viviendas (entendidas aquí como parte cubierta o construida, la casa), cuya propiedad es de tipo privado. Puede incluir zonas a jardinadas, cultivadas, pavimentadas, así como corredores y suelo descubierto sin construcciones permanentes.*

2. El interés científico del estudio de los patios

El presente apartado tiene como objetivo presentar los principales enfoques o perspectivas de análisis científico que se han aplicado al estudio de los patios, así como indicar cuales son las principales contribuciones de interés que se tratan actualmente en cada una de ellas. Destacamos asimismo los puntos de interés que se manejan en la discusión de los resultados.

2.1. Ecología urbana

Las áreas urbanas y alteradas por la acción antrópica son un porcentaje cada vez mayor de la superficie mundial, de forma que las grandes ciudades y conurbaciones se constituyen como problema para la biosfera, quizás la manifestación más clara del cambio global (Gómez Sal 2011). Se estima que las ciudades ya acaparan desde 2003 a más de la mitad de la población mundial y siguen experimentando un fuerte incremento en superficie y habitantes, especialmente en países en desarrollo (UNPF 2008). Es por ello que existe un interés creciente por los ecosistemas asociados a las ciudades, cuyo estudio podría enmarcarse en la disciplina denominada Ecología Urbana. Según Sukopp (1998, 2002) tiene las dificultades añadidas de estudiar sistemas que son muy dinámicos, variados y sometidos a alteraciones constantes (Collins *et al.* 2000), lo cual complica mucho la tarea de establecer patrones y determinar las características tipo de los ecosistemas urbanos.

Enfoques centrados en la biota urbana, trataron de establecer patrones de distribución de las comunidades de plantas de aparición espontánea. Para ello, se estudiaron gradientes de urbanización o gradientes rural-urbanos (McDonnell y Pickett 1990, Blair 1996, Kent *et al.* 1999, Reynaud y Thioulouse 2000, Luk y Wu 2002, Hope *et al.* 2003), de modo que la distribución de estas comunidades y su diversidad se entendía asociado a un proceso creciente de densidad urbana o artificialización. También la aparición de comunidades de plantas y fauna se ha relacionado con variables abióticas propias de la ciudad como es el caso de los patrones de desarrollo histórico urbano y los distintos tipos de edificación (Starfinger y Sukopp 1994, Kent *et al.* 1999, Dana *et al.* 2002, Zerbe *et al.* 2003).

La ecología del paisaje incluye también el estudio de los tipos de urbanización y su relación con la cobertura vegetal en las ciudades, considerando las zonas verdes como una red interconectada y multifuncional de manchas o “parches” de distinto tamaño; lo que en los últimos años se denomina infraestructura verde, “*green infrastructure*” de la ciudad (Ahern 2007, Gill *et al.* 2007, Tzoulas *et al.* 2007), en contraste con la infraestructura gris, formada por las redes de suministros de agua, gas, electricidad, etc. Varios estudios han indagado en este tema, investigando la riqueza de especies tanto vegetales como animales en los diferentes tamaños de parche y el papel de sus interconexiones -conectividad ecológica- (Hobbs 1988, Mörtberg 2001, Godefroid y Koedam 2003, Jellinek *et al.* 2004, Gibb y Hochuli 2006). Las zonas verdes urbanas comprenden distintos tipos de espacios, desde parques y manchas de vegetación forestal periurbanos hasta parques y jardines de escasa superficie, si bien los sistemas de mayor superficie han recibido más atención por parte de los científicos (Thompson *et al.* 2003).

2.2. El huerto casero tropical

Un componente singular de la cobertura verde urbana ha sido especialmente estudiado desde la agroecología, se trata de los huertos caseros tropicales (*tropical homegarden*), un sistema de producción muy emparentado con los modelos de patio de uso predominantemente agrícola propios de las culturas indígenas del trópico americano. Frecuentes en las áreas rurales pero también en las ciudades o barrios de raíz indígena, un modelo que también se encuentra en la ciudad de León. Los huertos caseros tropicales se definen como sistemas agroforestales multiestratificados consistentes en una agrupación de plantas generalmente cultivadas (incluyendo árboles) y animales que se sitúan adyacentes a casas de zonas rurales y urbanas de las áreas tropicales (González García y Gómez Sal 2007). Sistemas parecidos se encuentran en todas las zonas tropicales del mundo, siendo sus características muy similares en todas ellas (Fernandes y Nair 1986, Ladauer y Brazil 1990). Su superficie suele ser inferior a la hectárea y se divide en distintas unidades de uso o gestión (Lok 1998, Méndez *et al.* 2001, Blanckaert *et al.* 2004).

Existe un acuerdo general en asumir que poseen una alta diversidad de especies, cuya utilidad se relaciona principalmente con el autoabastecimiento (Winklerprins 2002, Vlkova *et al.* 2011). Otros aspectos comunes son su similitud con los bosques tropicales del entorno; una alta eficacia en la captura de la luz, el control de factores como la humedad, la erosión y la evapotranspiración. Los usos del huerto casero tropical se consideran más sostenibles al compararlos con los de la agricultura convencional (Soermawoto y Cornway 1992, Torquibeu 1992, Jensen 1993, Gillespie *et al.* 1993, Lok 1998, Gasajeni y Gasajeni 1999, Gliessman 2000, Méndez 2000).

Los huertos caseros son lugares destacados para la conservación de la agrobiodiversidad *in situ*, de preservación de conocimientos adaptados y modos de gestión indígenas y contribuyen a la mejora de la calidad de vida de las familias propietarias (Watson y Eyzaguirre 2001, Winklerpirns 2002, Vlkova *et al.* 2011, Bardhan *et al.* 2012). Sus valores estéticos y paisajísticos, como por ejemplo las cercas vivas, son también destacables (Altieri 1995).

2.3. Estudio de jardines urbanos

Jardines y patios forman parte de las zonas verdes urbanas y han sido uno de los sistemas menos estudiados desde la perspectiva de la Ecología. Tal como indicaba Gilbert (1989), representaban entonces “*el último gran sistema que quedaba por estudiar a los ecólogos urbanos*”. El interés por la naturaleza de los jardines tiene una amplia tradición en el Reino Unido, donde ya en los años 40 del siglo pasado se estudiaba su biodiversidad (Morley 1944, Barnes y Weil 1944), objeto también de los trabajos de Owen (Owen y Owen 1975, Owen 1991). En la actualidad Reino Unido sigue siendo referencia en el estudio ecológico de los jardines destacando el proyecto BUGS (Biodiversity in Urban Gardens in Sheffield) entre 2002 y 2007, en el cual se estudia de modo sistemático los jardines de Sheffield incluyendo la diversidad de numerosos grupos de organismos (Thompson *et al.* 2003, 2004, Smith *et al.* 2006a, 2006b, 2006c); también los estudios a escala de paisaje en el ámbito urbano (Gaston *et al.* 2005, Smith *et al.* 2005, Loram *et al.* 2007). En total, se han generado unas 15 publicaciones en relación a este proyecto y puede considerarse que Sheffield posee los jardines mejor estudiados a nivel mundial, aunque en los últimos años el mismo estudio se amplió a cinco ciudades británicas.

En varios trabajos se ha destacado la contribución de los jardines privados al total de las zonas verdes urbanas, que en muchas ocasiones suponen la mayor parte de su superficie (Gaston *et al.* 2005, Loram *et al.* 2007, Goddard *et al.* 2010, Loram *et al.* 2011) y pueden reunir asimismo la mayor biodiversidad a escala urbana (Thompson *et al.* 2003, Smith *et al.* 2005). El estudio de la biodiversidad en los jardines urbanos ha sido uno de los temas más recurrentes, existiendo trabajos que documentan la mayoría de grupos de organismos, como es el caso de la flora (Thompson *et al.* 2003, Smith *et al.* 2006c, Whelan *et al.* 2006), los invertebrados (Morley 1944, Barnes y Weil 1944, Owen 1978, 1991, Smith *et al.* 2006a, 2006b), las aves (Owen 1991, Reynaud y Thioulouse 2000, Palomino y Carrascal 2006, Parsons *et al.* 2006), o la herpetofauna (Beebe 1979, Shine y Koenig 2001, Parris 2007).

Los jardines también se han definido como lugares donde pueden crearse nuevas comunidades de plantas conducidas por el hombre (Whitney y Adams 1980) y cuya composición y estructura tiene una alta dependencia de insumos elevados de energía y materiales (Beck *et al.* 2001). Su papel en la conectividad de todas las zonas verdes urbanas, ha sido también destacado (Rudd *et al.* 2002).

No obstante, la mayoría de literatura anteriormente mencionada trata sobre las ciudades de países desarrollados y son muy escasos los estudios en otro tipo de países o en jardines del área tropical (Angeletto 2012, Reynaud y Thioulouse 2000 pueden ser algunos ejemplos). Resulta por ello de gran interés cualquier nueva aportación al conocimiento de jardines urbanos en este tipo de regiones. Centrado en el contexto de Nicaragua, se encuentran algunos antecedentes que se refieren al estudio de huertos caseros tropicales, que aún refiriéndose a zonas rurales tienen notable semejanza con algunos patios de la ciudad de León (Lok 1998b, Méndez *et al.* 2001). Por su parte, en León destacan

los estudios desarrollados por la UNAN en materia de conocimiento de etnobotánica de los patios urbanos (Paguaga 2000) y la avifauna de espacios periurbanos (Dávila 2001).

2.4. Servicios de los ecosistemas

La denominación de servicios ambientales se ha venido aplicando a las condiciones o procesos a través de los cuales los ecosistemas y las especies que los constituyen contribuyen a la calidad de vida de los seres humanos (Chee 2004). Este enfoque está experimentando un amplio desarrollo debido a la degradación de los ecosistemas a nivel mundial (Hein *et al.* 2006), y el debilitamiento de los servicios que prestan. En los últimos años se ha intentado cuantificar el valor económico global (Costanza *et al.* 1997) de estos servicios y ha suscitado el interés de las Naciones Unidas, que desde 2004 respalda el proyecto “Evaluación de los Ecosistemas del Milenio” (MA 2004).

Si bien todavía no existe un consenso científico acerca de los métodos de evaluación y clasificación de estos servicios (Boyd y Banzhaf 2007, Wallace 2007, Fisher *et al.* 2009), uno de los más utilizados es el propio de Naciones Unidas y divide los servicios ambientales en cuatro grupos: servicios de abastecimiento, de soporte, de regulación y culturales. Actualmente, a partir de los resultados de la Evaluación del Milenio en España (EME 2012) las funciones de “soporte” se consideran como parte de los servicios de regulación, con lo que los tipos de servicios evaluados se reducen a tres. Entre los aspectos por investigar en este campo, la mayor parte de evaluaciones se han realizado a escalas amplias y utilizando información de investigaciones existentes (Costanza 1998). También más recientemente el conjunto de evaluaciones a escala de país ha sido promovido por el mencionado proyecto MA (2004), pero se constata la necesidad de conocer la provisión de servicios a escalas locales (Kremen y Ostfeld 2005) y para tipos de ecosistema bien definidos, asociados al hábitat humano. Según Kareiva *et al.* (2007) es preciso cuantificar las relaciones entre los servicios de los ecosistemas y la resiliencia o adaptabilidad de los ecosistemas en dichas escalas locales o detalladas.

En el ámbito urbano se ha señalado el interés de cuantificar la provisión de servicios por parte de los espacios verdes (Bolund y Hunhammar 1999, Zhang *et al.* 2007, Cameron *et al.* 2012). El conjunto de zonas verdes proporcionan una serie de beneficios a las ciudades que pueden ser directos o indirectos (Bolund y Hunhammar 1999), incluyendo aspectos como la regulación climática (Bowler *et al.* 2010, Cameron *et al.* 2012), hidrológica (Ahern 2007, Cameron *et al.* 2012) y los propios servicios de esparcimiento o recreativos (Loram *et al.* 2011), también mejoras sobre la salud humana (Tzoulas *et al.* 2007) o refugio para fauna (Cameron *et al.* 2012) entre otros. Pese a estas evidencias, en estudios recientes se señala cómo la provisión de los servicios ambientales de una proporción elevada de zonas verdes urbanas, incluyendo los jardines, sigue sin estar cuantificada en la actualidad (Cameron *et al.* 2012).

3. Objetivos

El objetivo general de la presente tesis doctoral es analizar los patios de la ciudad de León (Nicaragua) como representativos de un tipo de ecosistemas urbanos con amplias posibilidades de jugar un papel relevante en la conservación de la naturaleza en las ciudades tropicales, considerando también su papel de prestación de servicios clave para el bienestar de la población.

El enfoque adoptado considera los patios como un patrimonio escasamente valorado, que requiere un mayor conocimiento para su puesta en valor, facilitándose una gestión más dirigida a objetivos de conservación de la naturaleza y prestación de servicios, entre los que destacan los culturales y de educación ambiental. El estudio surge de la constatación previa, no cuantificada, de su riqueza de flora y fauna, así como los valores paisajísticos, culturales y como hábitat humano cotidiano. También de la importancia cuantitativa que adquieren en la ciudad de León tanto por su elevado número como por la superficie relativa que ocupan, en comparación con otros componentes de la trama urbana. El valor natural analizado se entiende como contribución a la biodiversidad y los beneficios que estos espacios proporcionan a la población.

Su evaluación como patrimonio natural, debe complementarse con la perspectiva cultural e histórica, relacionando la diversidad biológica y su valor como entorno humano (tanto en habitantes de las viviendas concretas como la sociedad en su conjunto) y paisaje con los distintos estilos constructivos que han ido conformando el patio latinoamericano y sus componentes singulares. Estos aspectos culturales y constructivos sólo se apuntan en la presente tesis doctoral como valores adicionales a los contenidos naturalísticos, por lo que no se adopta el enfoque del patio como socio-ecosistema, sino como ecosistema que forma parte de la trama urbana, destacando por ello los aspectos relacionados con la comunidad de seres vivos.

De hecho, en otros contextos los patios tienen una mezcla de valores culturales y naturales que han merecido la consideración de Patrimonio Inmaterial de la Humanidad, como es el caso de los propios de la ciudad de Córdoba (España). Por tanto, para que el patio latinoamericano o algunos de sus mejores exponentes puedan tener un rango de protección que permita evitar su sucesiva degradación o pérdida de valores patrimoniales, es necesario que se efectúen iniciativas como la mencionada de Córdoba que terminen influyendo en la sociedad y se transformen en políticas activas de conservación.

El estudio de los patios urbanos de la ciudad de León en el presente trabajo ha tenido en cuenta una situación de partida que puede resumirse en los siguientes puntos:

- Presencia de distintas tipologías urbanísticas en la ciudad, con tres sectores principales: centro histórico colonial, barrio indígena histórico de Sutiaba y los “repartos” o barrios periféricos recientes.
- Carácter dinámico de la organización de las viviendas, que tienen como consecuencia cambios en los patios, que los pueden alejar de estas tipologías de referencia y modificar su capacidad de prestar servicios, entre ellos su contribución a la biodiversidad y a la cobertura verde urbana.

3.1. Objetivos específicos

Los objetivos específicos, que se irán desarrollando en los distintos capítulos de la presente memoria, son los siguientes:

- Investigar si la diversidad de plantas y sus agregaciones, existentes en los patios, se corresponden con los procesos de desarrollo histórico y cultural de la ciudad de León (las tipologías de patio) o si, por el contrario, depende tan sólo de elecciones individuales.
- Caracterizar los patios en función de su diversidad de plantas y los atributos asociados a la comunidad vegetal (estructura de la vegetación, usos de las plantas, especies más frecuentes y variables abióticas que determinan la composición y estructura). Analizar si la composición y estructura responden a funciones o utilidades específicas del patio.
- Conocer de qué manera la división de las parcelas originales que ha tenido lugar en la ciudad de León, ha traído como consecuencia cambios en los patios en relación a su número, tamaño y tipología, y por tanto las funciones y contenidos de los patios.
- Analizar si los distintos tipos de servicios de los ecosistemas que proveen los patios de León a la población (de regulación, soporte, abastecimiento y culturales) se ven modificados en función del tamaño del patio y de su tipología y en que medida tiene lugar esta modificación de los servicios.
- Explorar las características bióticas y abióticas de los patios que influyen en la presencia y abundancia de especies de fauna silvestre: aves y reptiles.
- Proponer medidas de gestión del patio que contribuyan al mantenimiento de los servicios ecosistémicos, incluyendo su papel como hábitat para la fauna y flora silvestres.



Figura 1. Esquema de organización de la tesis doctoral. En las cajas azules se indican los capítulos introductorio y de conclusiones finales, en las cajas verdes los capítulos relacionados con la un enfoque de conservación biológica (de flora y fauna), en las cajas rojas los aspectos relacionados con la problemática de conservación de los patios y en las cajas moradas los aspectos relacionados con la provisión de servicios del ecosistema.

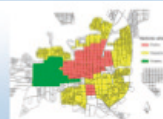
ESTUDIO ECOLÓGICO DE LOS PATIOS URBANOS EN LEÓN (Nicaragua)

Su contribución a la biodiversidad, el paisaje y el patrimonio

PRESENTACIÓN GENERAL

- Presentación del estudio
- Antecedentes
- Objetivos
- Metodología general

CAPÍTULO 1



RESULTADOS DEL ESTUDIO

TIPOLOGÍA Y CARACTERIZACIÓN DE LOS PATIOS: CONSERVACIÓN FLORA Y VEGETACIÓN

Primer muestreo de patios, basado en composición florística y estructura de la vegetación:

- Integración de variables estructurales del patio, arquitectura, organización y etnobotánica.
- Tipología de patios en función de la composición florística.
- Flora y vegetación como patrimonio (perspectiva natural y cultural/histórica)

CAPÍTULO 2



Problemática de conservación

Identificación por entrevistas (Anexo 2) y primer muestreo de patios:

- Reducción diversidad y complejidad.
- Aculteración.
- Cambios de estilo
- Pavimentación de superficies.
- División de patios.

Utilidad de los patios Servicios de los ecosistemas

Identificación usos del patio (entrevistas y primer muestreo): Autoabastecimiento con frutales y ganado, lugar de recreo, estancia, lugar sombreado y fresco, etc.

TIPOS DE SERVICIOS: regulación, soporte, provisión y culturales.

Valor de conservación naturaleza

- Elevada riqueza de flora nativa y exótica / cultivada y espontánea
- Presencia de fauna silvestre (avifauna, herpetofauna y otros)

ANÁLISIS ESPACIAL DEL PROCESO DE DIVISIÓN DE LOS PATIOS

Análisis SIG y muestreo en manzanas/parcelas (escala de ciudad en su conjunto):

- Estimación de los cambios en superficie.
- Cobertura arbórea urbana

CAP. 3



EVALUACIÓN DE LOS SERVICIOS DE LOS PATIOS CONSIDERADOS COMO ECOSISTEMA

Segundo muestreo de patios basado en indicadores de servicios, composición y estructura vegetación y variables abióticas:

- Relación entre provisión de servicios del ecosistema, superficie y tipología del patio

CAP. 4



VALOR CONSERVACIÓN: FAUNA SILVESTRE

Tercer muestreo de patios basado en presencia/abundancia de especies de aves y garrobo, composición y estructura vegetación; variables abióticas del patio:

- Correlaciones y factores que explican presencia/abundancia

CAP. 5-6



DISCUSIÓN FINAL DEL ESTUDIO

- Discusión general
- Recomendaciones de gestión
- Conclusiones

CAPÍTULO 7



3.2. Organización de la tesis doctoral

La presente memoria se estructura en 8 capítulos, que se organizan conceptualmente de acuerdo al esquema presentado en la Figura 1. El **Capítulo 1**, con carácter de introducción, incluye la presentación del tema, la problemática analizada, antecedentes y objetivos. También incluye un esquema de la secuencia de capítulos y organización del conjunto del trabajo, así como una relación de métodos empleados. Los resultados se estructuran en cinco capítulos, del 2 al 6, y se presentan en formato de artículo científico, con sus correspondientes secciones de introducción, metodología, resultados, discusión y referencias bibliográficas. Estos capítulos (con la excepción del capítulo 3) se encuentran escritos en idioma inglés por estar ya publicados en revistas científicas (capítulos 2 y 5) o en proceso de revisión (capítulos 4 y 6). En el **Capítulo 7** se desarrolla la discusión general y en el **Capítulo 8** las conclusiones de la tesis doctoral. A continuación se presenta una breve síntesis de los capítulos principales (2 a 6):

El **Capítulo 2** analiza la diversidad de especies vegetales, cultivadas y de aparición espontánea en un muestreo realizado en los patios de 83 viviendas, que fueron seleccionadas en los tres sectores urbanos diferenciados en la ciudad de León (centro colonial, Sutiaba y “repartos”). El análisis de la diversidad vegetal en los patios sirvió para establecer y describir diferentes tipologías de patio y analizar su relación con los sectores urbanos y los tipos de vivienda.

El **Capítulo 3** analiza una de las problemáticas observadas en estudio anterior, la de la sucesiva división de las parcelas urbanas, que afecta a la configuración de los patios. Se describe la evolución de este proceso en las parcelas del centro histórico y su relación con características y funciones de los patios en distintas escalas: su contribución a la cobertura verde urbana y a la regulación microclimática en la vivienda.

El **Capítulo 4** estudia algunos de los servicios ecosistémicos que prestan los patios, así como el nivel de deterioro de dichos servicios en función de la fragmentación sucesiva del patio. El cambio en los servicios se cuantifica con indicadores. Algunos servicios disminuyen rápidamente con la reducción en superficie, mientras que otros mantienen su contribución y son más sensibles a aspectos cualitativos como el tipo de división efectuada en el patio.

Los **Capítulos 5 y 6** analizan la presencia de algunas especies de fauna silvestre en los patios urbanos y los factores bióticos y abióticos que influyen en aspectos como la presencia o abundancia de las mismas y la riqueza en el caso de las comunidades de aves. Concretamente, la fauna silvestre estudiada se centra en la presencia de las iguanas denominadas popularmente “garrobos” (*Ctenosaura similis*) (Capítulo 5) y en la comunidad de aves (Capítulo 6). Se establecen como consecuencia una serie de recomendaciones de manejo en los patios para favorecer la presencia de estas especies.

4. Área de estudio y planteamiento general de los muestreos

4.1. Área de estudio

Los muestreos que han servido de base para el desarrollo de la presente tesis doctoral se realizaron íntegramente en la ciudad de León. Se trata de la segunda ciudad de Nicaragua por número de habitantes y extensión, con una población cercana a los 200.000 mil habitantes. Se sitúa en el cuadrante noroccidental del país, zona que se caracteriza por un clima tropical seco con una media anual de precipitación en León de 1484 mm, concentrada principalmente entre los meses de mayo a octubre (INETER 2004) con un periodo seco intermedio (la canícula) dentro de la época de lluvias. La media de temperaturas es de 27° C, siendo la diferencia de entre las medidas de los meses más cálido y más frío, de menos de 5° C (Marín 1988). La ciudad se asienta en una unidad fisiográfica de llanuras amplias, paralelas a la costa del Pacífico, limitadas en su borde interior por la cordillera volcánica de Los Maribios. Los suelos se han formado mayoritariamente por aportes de cenizas procedentes de la actividad volcánica (Marín 1988), siendo habitualmente andosoles y regosoles.

La vegetación del entorno de la ciudad es la propia del bosque seco, que se caracteriza por la presencia de 2 o 3 estratos, el más elevado de ellos de 20-25 metros (Stevens *et al.* 2001). La elevada fragmentación y degradación del ecosistema forestal original como consecuencia del desarrollo de la agricultura y ganadería ha causado la práctica desaparición del bosque con un nivel elevado de integridad (Janzen 1988, Gillespie *et al.* 2000). Especies forestales comunes son el jiñocuabo (*Bursera simaruba*), el madroño (*Calycophyllum candidissimum*) y la ceiba (*Ceiba pentandra*). En zonas degradadas las especies leñosas comunes incluyen espino (*Pithecellobium dulce*), el madero (*Gliricidia sepium*), el nancite (*Byrsonima crassifolia*) y el jícara sabanero (*Crescentia alata*); el jícara forma extensas manchas de vegetación de tipo sabanoide (jicarales) en áreas cercanas a la ciudad.

Tal como se ha mencionado en apartados anteriores, el desarrollo urbanístico de la ciudad presenta un asentamiento colonial fundado en 1.614 cerca de la comunidad indígena denominada Sutiaba, que ahora es un barrio (Buitrago 1987). En las últimas décadas se han desarrollado asentamientos informales compuestos por viviendas de escasa calidad en zonas periféricas de la ciudad (Figura 2). Los espacios verdes de carácter público se limitan a las plazas donde se edifican las iglesias de cada barrio, a dos grandes parques periurbanos (Arlen Siú y Campus Agropecuario) y a los márgenes de los ríos que cruzan la ciudad (principalmente el río Chiquito).

4.2. Métodos de muestreo

En la Tabla 1 se sintetiza la recogida de información distinguiendo entre la información espacial procesada a través de un Sistema de Información Geográfica (SIG), fundamentalmente fotografía aérea y mapas, y la información obtenida en campo a través de muestreos directos en patios y parcelas urbanas. En conjunto, estas fuentes de información han permitido recopilar una serie de variables que fueron procesadas a través de diferentes tipos de análisis estadísticos respondiendo a los objetivos de cada capítulo. Las escalas espaciales del trabajo han sido tres: manzana, parcela urbana y patio, si bien el grueso de resultados se refieren a la escala de patio.



Imagen 2. Vista panorámica de la ciudad de León, donde se aprecia la trama urbana con los patios en el interior de las manzanas o “cuadras”; la llanura destinada a agricultura y ganadería y la cordillera de Los Maribios al fondo.

A escala de **manzana**, se ha obtenido información relativa a la cobertura arbórea procedente de los patios y al número de parcelas y patios presentes como media. La obtención de la información se basó en la aplicación de la herramienta SIG a la fotografía aérea y en datos de campo (ver muestreo de parcelas en siguiente párrafo y apartado de análisis de la información).

A escala de **parcela**, la información relativa a la división de las mismas se obtuvo del análisis de la información elaborada por la Oficina de Centro Histórico y Urbanismo de León. Por otro lado, para

conocer la presencia de los patios en las diferentes parcelas se realizó un muestreo específico de campo que tomó 8 manzanas aleatoriamente escogidas en el centro colonial y otras 8 manzanas en el barrio de Sutiaba. En cada una de las manzanas se visitaron todas las parcelas presentes (total 668) para la toma de datos relacionada con la presencia y características de los patios.

A escala de **patio** la información fue obtenida íntegramente a través de toma de datos en campo. Los muestreos en los patios fueron principalmente de dos tipos:

- El primero de ellos obtuvo información relativa a diversidad de flora, usos de las plantas y tipología de los patios, información utilizada para el desarrollo del Capítulo 2. Se realizó en 83 viviendas diferentes (96 recintos incluyendo patios y traspacios), de los cuales 56 fueron seleccionados aleatoriamente dentro de los tres sectores urbanos diferenciados en la ciudad (Centro, Sutiaba y repartos) y los restantes 27 patios se seleccionaron como exponentes de tipologías coloniales e indígenas poco modificados o cercanos a una configuración ideal.
- El segundo muestreo obtuvo información relativa a la valoración de los servicios ambientales y el estudio de los factores ambientales del patio que determinan la presencia de fauna silvestre (Capítulos 3 a 6). Se realizó en 40 patios, de acuerdo con un criterio estratificado según su tipología y superficie, y seleccionados aleatoriamente dentro de las 16 manzanas que se citan en el estudio a escala de parcela.

4.3. Análisis de la información

El conjunto de información recopilada fue sistematizada y ordenada en bases de datos de Excel para proceder a su análisis estadístico. En cada uno de los capítulos de resultados se reflejan los análisis efectuados en cada caso, aunque a modo de resumen se indican a continuación los principales tipos de análisis que se han empleado en el conjunto del trabajo:

- Índices e indicadores: parte de la información manejada procede de la elaboración de indicadores fácilmente interpretables, a veces conjugando varias variables, casos de indicadores de diversidad, rareza, los referidos a unidad de superficie o a tipos biológicos funcionales, la relación de temperatura y humedad relativa entre el patio y el exterior de la vivienda o la permeabilidad de los cerramientos entre patios.
- Transformación de variables: en algunos casos ha sido necesaria la transformación de algunas variables para obtener normalidad o cumplir los supuestos necesarios para otros tratamientos estadísticos. Se han aplicado transformaciones logarítmicas, raíz cuadrada, arcoseno y box-cox.
- Estadística descriptiva: se han elaborado tablas de medias y distribuciones estándar, así como porcentajes de diferentes variables. Otros tratamientos descriptivos fueron la aplicación de test de normalidad (Shapiro-Wilks, Kolmogorov-Smirnov).

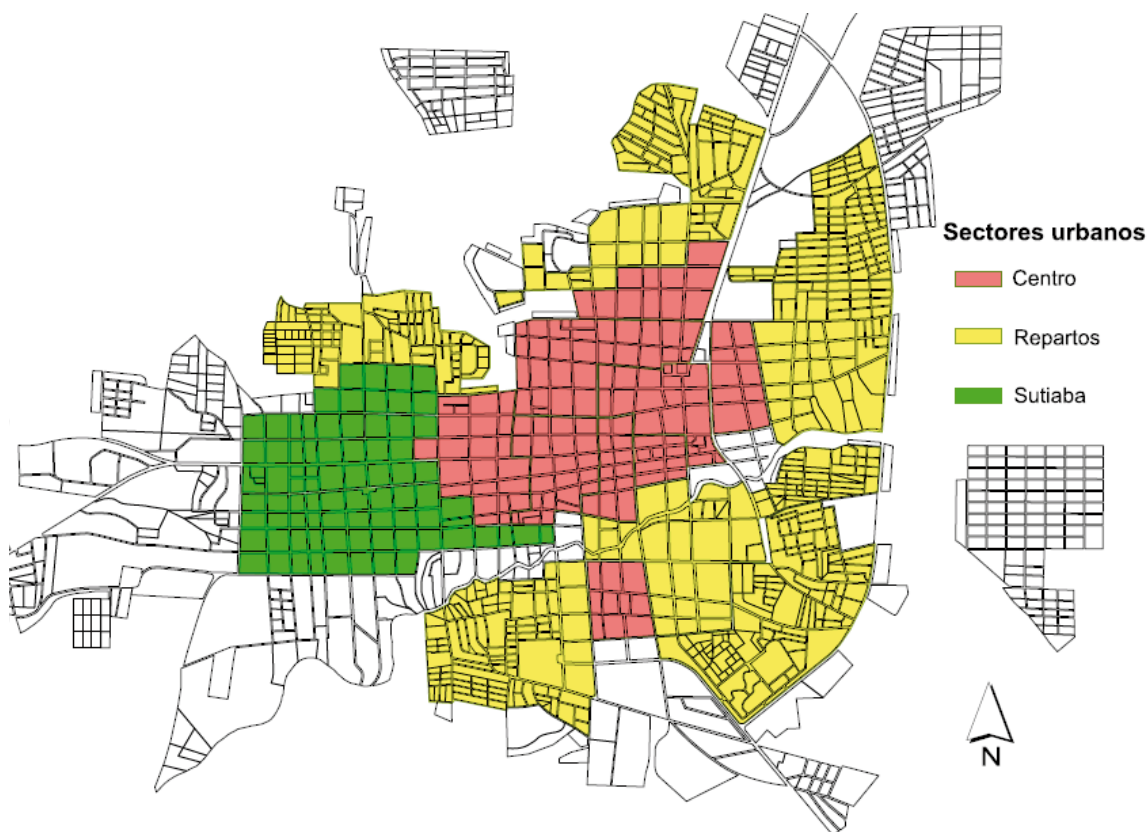


Figura 2. Zonas de la ciudad de León que presentan distinto desarrollo urbanístico y que han sido diferenciadas en el planteamiento del estudio.

- Análisis comparativos: para diferentes variables se han realizado comparaciones entre grupos a través del test de la T de Student. En caso de variables no normales se han realizado comparaciones entre grupos y se han establecido correlaciones: Kruskal-Wallis, U de Mann-Whitney y Spearman rank.
- Análisis de clasificación: realizado método de Ward para agrupar los patios estudiados en función de su composición florística (programa PC-ORD).
- Modelos de regresión: aplicados en los capítulos 4 a 6, para conocer si determinadas variables independientes (como superficie o tipología de patio) tienen relación con servicios ambientales o la presencia y abundancia de fauna silvestre. Se aplicaron según los casos modelos simples de regresión, regresiones paso a paso (forward stepwise regressions) y análisis multivariante de la varianza (MANOVA).

Como herramienta de análisis y representación espacial de la información se ha empleado un Sistema de Información Geográfica (SIG), en este caso a través de los software ArcView 3.1. y ArcGIS 9.1. Las operaciones realizadas con el SIG son las siguientes:

- Escaneado y georeferenciación de mapas: procedimiento aplicado a mapas procedentes de publicaciones obtenidas en papel y fotografías de satélite digitales, de modo que puedan ser abiertos por el software con las coordenadas geográficas correctas.
- Creación de coberturas cartográficas: una vez realizado el proceso anterior, se obtienen capas vectoriales en formato shp sobre los mapas y fotografías georreferenciados (manzanas y parcelas de la ciudad, parches de arbolado, etc.).
- Creación de coberturas cartográficas a partir de una base de datos: otras coberturas cartográficas se crean directamente del volcado de datos espaciales en el programa, como es el caso de las capas de puntos de situación de los patios en la ciudad.
- Cálculo de datos a partir coberturas cartográficas creadas: las opciones de cálculo de superficies y distancias que proporciona el SIG permitieron extraer información de áreas de distintos elementos (parcelas, parches de arbolado, etc.).
- Representación de mapas de situación y de resultados: como operación final, se obtuvieron varios mapas finales incluidos en los distintos capítulos de la tesis doctoral que ayudan a situar el objeto de estudio (mapas de situación de la ciudad de León y de los patios estudiados en la ciudad) o a representar resultados obtenidos (como el mapa de coberturas de arbolado en la ciudad).

Tabla 1. Organización de la toma de datos de la tesis doctoral.

TOMA DE DATOS	UNIDAD MUESTREO	NÚMERO	VARIABLES MUESTREADAS	CAPÍTULOS
Análisis SIG	Fotografía aérea León (1:10.000)	223	Cobertura de arbolado Superficie patios y otras zonas verdes	Capítulo 2 y Capítulo 3
	Mapa dinámica parcelario urbano (OCHU, 2001)	Manzana/Parcela	75/2.281	Capítulo 3
	Primer muestreo de patios (diversidad, tipología)	Patio y traspatio	96	Vegetación (composición y estructura leñosas) Abióticas patio (tipología, superficie, presencia corredores, manejo) Capítulo 2
Datos de campo	Muestreo parcelas	Manzana/Parcela	16/668	Presencia de patio Abióticas patio (superficie, tipología) Capítulo 3
	Segundo muestreo de patios (servicios ambientales)	Patio	40	Vegetación (composición y estructura leñosas, herbáceas) Aves (presencia, abundancia) Garrosos (presencia, abundancia) Microclima (temperatura, humedad) Abióticas patio (superficie, tipo cerramiento) Uso del patio (encuesta) Capítulos 4, 5 y 6
	Otros (información complementaria)	Varios	-	Microclima (humedad y temperatura), 3 viviendas Datos estación meteorológica Campus UNAN Encuestas informales ciudadanos (Apéndice 2) Capítulos 3 y 4

5. Referencias

- Ahern J. (2007): Green infrastructure for cities: The spatial dimension. En: Novotny V. y Brown P.: *Cities of the Future Towards Integrated Sustainable*. IWA Publishing, London, U.K.
- Altieri M.A. (1995): *Agroecology. The science of sustainable agriculture*. IT Publications, Londres.
- Angeletto F. (2012): *Planeta Ciudad: Ecología urbana y planificación de ciudades medias de Brasil*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Barahona R. (1972): *El proceso de urbanización de Sutiaba, León de Nicaragua, desde la época aborígen hasta nuestros días*. Monografía de graduación, UNAN, Managua.
- Bardhan S., Jose S., Biswas S., Kabir K. y Rogers W. (2012): Homegarden agroforestry systems: an intermediary for biodiversity conservation in Bangladesh. *Agroforestry Systems* 85(1): 29-34.
- Barnes H.F. y Weil J.W. (1944): Slugs in gardens: their numbers, activities and distribution. Part 1. *Journal of Animal Ecology* 13:140-175.
- Beck T.B., Quigley M.F. y Martin J.F. (2001): Emergy Evaluation of Food Production in Urban Residential Landscapes. *Urban Ecosystems* 5:3187-207.
- Beebee T.J. (1979): Habitats of the British amphibians (2): suburban parks and gardens. *Biological Conservation* 15:241-257.
- Blair R.B. (1996): Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6: 2506-519.
- Blancaert I., Swennen R.L., Paredes M., Rosas R. y Lira R. (2004): Floristic composition, plant uses and management practices in homegardens of San Rafael Coxcatlán, Valley of Tehuacán-Cuicatlán, Mexico. *Journal of Arid Environments* 57(2): 179-202.
- Bolund P. y Hunhammar S. (1999): Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29(2):293-301.
- Boyd J. y Banzhaf S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63:616-626.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M. y Pullin A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97(3):147-155.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación* 55, BCN, Managua.
- Cameron R.W.F., Blanusa T., Taylor J.E., Salisbury A., Halstead A.J., Henricot B. y Thompson K. (2012): The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(2): 129-137.
- Capitel A. (2005): *La arquitectura del patio*. Ed. Gustavo Gili, Barcelona.

- Cleveland D.A. y Soleri D. (1987): Household gardens as a development strategy. *Human Organization* 46(3): 259-269.
- Collins J.P., Kinzig A., Grimm N.B., Fagan W.F., Hope D., Wu J. y Borer E.T. (2000): A new urban ecology: Modelling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory. *American Scientist* 88: 416-425.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P. y van den Belt M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253-260.
- Chee, Y.E. (2004): An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation*, 120:540-565.
- Dana E.D., Vivas S., y Mota J.F. (2002): Urban Vegetation of Almería City-A Contribution to Urban Ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning* 59: 203-216.
- Dávila P. (2001): *Estimación de diversidades, similitud de comunidades y uso de hábitat de las aves en la ciudad de León*. Trabajo para optar al título de Master en Gestión de Recursos Naturales y Planificación Ambiental. UNAN-León, Nicaragua.
- EME (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España) (2012): Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España. *Ambienta* 98 (163 pp.).
- Fernandes E.C.M. y Nair P.K.R. (1986): An evaluation of the structure and function of tropical homegardens. *Agricultural Systems* 21: 279-310.
- Fisher B., Turner R.K. y Morling P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- Gasajeni J. y Gasajeni N. (1999): Ecological rationalities of the tradicional homegarden system in the Chao Phraya Basin, Thailand. *Agroforestry Systems* 46: 3-23.
- Gaston K.J., Warren P.H., Thompson K. y Smith R.M. (2005): Urban Domestic Gardens (IV): The Extent of the Resource and its Associated Features. *Biodiversity and Conservation* 14(14): 3327-3349.
- Gibb H. y Hochuli D.F. (2006): Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106(1): 91-100.
- Gilbert O.L. (1989): *The Ecology of Urban Habitats*. Chapman & Hall, London.
- Gill S., Handley J., Ennos A., y Pauleit S. (2007): Adapting Cities for Climate Change: The Role of The Green Infrastructure. *Built Environment* 3(1): 115-133.
- Gillespie A.R., Knudson D.M. y Geilfus F. (1993): The structure of four home gardens in the Petén, Guatemala. *Agroforestry Systems* 24: 157-170.
- Gillespie T.W., Grijalva A. y Farris C.N. (2000): Diversity, Composition, and Structure of Tropical Dry Forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37-47.
- Gliessman S.R. (2000): Agroecology. *Ecological processes in sustainable agriculture*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.

- Goddard M.A., Dougill A.J. y Benton T.G. (2010): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2): 90-98.
- Godefroid S. y Koedam N. (2003): How important are the large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12: 287-298.
- Gómez Sal A. (2011): Urbanización planetaria. Las grandes ciudades como problema de la biosfera. En: *El Planeta Tierra*. Biblioteca Ben Rosch, Tomo 3, pp. 185-195.
- González García A. y Gómez Sal A. (coord.) (2007): *Los patios de León (Nicaragua)*. Naturaleza y Patrimonio. Servicio de Publicaciones, UAH, Alcalá de Henares.
- Hein L., Van Koopen K., De Groot R.S. y Van Ierland E.C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics*, 57:209-228.
- Hobbs E.R. (1988): Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1(3): 141-152.
- Hope D., Gries C., Zhu W., Fagan W.F., Redman C.L., Grimm N.B., Nelson A.L., Martin C. y Kinzig A. (2003): Socioeconomics Drive Urban Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 8788-8792.
- Janzen D.H. (1988): Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. En Wilson E.O. (ed.): *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC, pp. 130-137.
- Jellinek S., Driscoll D.A y Kirkpatrick J.B. (2004): Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29(3): 294-304.
- Jensen M. (1993): Soil conditions, vegetation structure and biomass of a Javanese homegarden. *Agroforestry Systems* 24: 171-186.
- Kareiva P., Watts S., McDonald R. y Boucher T. (2007): Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316(5833):1886-1869.
- Kent M., Stevens R.A. y Zhang L. (1999): Urban Plant Ecology Patterns and Processes: A Case Study of the Flora of the City of Plymouth, Devon, U.K. *Journal of Biogeography* 26: 1281-1298.
- Kremen C. y Ostfeld R.S. (2005): A call to ecologists: measuring, analyzing and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10):540-548.
- Landauer K. y Brazil M. (eds.) (1990): *Tropical Home Gardens*. Selected papers from and international workshop held at the Institute of Ecology, Padjadjaran University, Bandung, Indonesia, 2-9 december 1985. Tokio, United Nations University Press.
- López M.A. y Deguchi A. (2006): Analysis on urban morphology transformation of historic urban centre in spanish-american colonial city - Case study on city of Granada, Nicaragua. *Journal of Architecture and Urban Design, Kyushu University* 10: 11-18.
- Lok T. (1998a): *Introducción a los huertos caseros tradicionales tropicales*. Colección Módulos de Enseñanza Agroforestal (Módulo N° 3). Turrialba, Costa Rica.

- Lok R. (1998b): *Huertos caseros tradicionales de América Central: características, beneficios e importancia desde un enfoque multidisciplinario*. CATIE, Turrialba (Costa Rica).
- Loram A., Tratalos J., Warren P.H. y Gaston K.J. (2007): Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22:601-615
- Loram A., Warren P., Thompson K. y Gaston K. (2011): Urban Domestic Gardens: The Effects of Human Interventions on Garden Composition. *Environmental Management* 48(4): 808-824.
- Luck M. y Wu J. (2002): A Gradient Analysis of Urban Landscape Pattern: A Case Study from the Phoenix Metropolitan Region, Arizona, USA. *Landscape Ecology* 17: 327-339.
- Marín E. (1988): *Proyecto de Ordenamiento del sistema productivo. Región II*. Ministerio de Desarrollo Agropecuario y Reforma Agraria. Dirección General de Agricultura, Managua.
- McDonnell M.J., y Pickett S.T.A. (1990): Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* 71: 41232-1237.
- Méndez V.E. (2000): An assessment of tropical homegardens as examples of sustainable local agroforestry systems. En Gliessman S.R. (ed.): *Agroecology. Ecological processes in sustainable agriculture*. CRC Press LLC, Boca Raton, Florida.
- Méndez V.E., Lok R. y Somarriba E. (2001): Interdisciplinary Analysis of Homegardens in Nicaragua: Micro-Zonation, Plant Use and Socioeconomic Importance. *Agroforestry Systems* 51:85-96.
- MA (Millenium Ecosystem Assessment) (2004): *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington DC.
- Morley B.D.W. (1944): A study of the ant fauna of a garden. *Journal of Animal Ecology* 13:123-127.
- Musgrave T. (2002): *Jardines cerrados: patios, terrazas y espacios exteriores*. Ed. Blume, Barcelona.
- Oficina de Centro Histórico y Urbanismo (2001): *Plan especial de revitalización del centro de León. Estudio base tipológico-urbano-arquitectónico*. Oficina de Centro Histórico y Urbanismo (Alcaldía de León, AECl), León.
- Owen J. y Owen D.F. (1975): Suburban Gardens: England's Most Important Nature Reserve? *Environmental Conservation* 2:53-59.
- Owen D.F. (1978): Insect diversity in an English suburban garden. En: Frankie G.W. y Koehler C.S. (eds.): *Perspectives in urban entomology*. Academic, New York,
- Owen J. (1991): *The Ecology of a Garden*. Cambridge University Press, UK.
- Paguaga D. (2000): *Plantas de la ciudad de León y sus usos*. Tesis de Licenciatura en Biología. UNAN-León, León.
- Palomino D. y Carrascal L.M. (2006): Urban influence on birds at a regional scale: a case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77:276-290.
- Paloscia R., Constantini G. y Milani P. (2006). *Atlas el patrimonio local, material e inmaterial de la ciudad de León*. Proyecto Cuadro Si-León, Firenze, Italia.

- Parris K.M. (2007): Urban amphibians assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75:757-764.
- Parsons H., Major R.E. y French K. (2006): Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* 31:217-227.
- Reynaud P.A. y Thioulouse J. (2000): Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59:121-140.
- Romero J. (coord.) (2005): *Tierra Ardiente. El Occidente de Nicaragua a través de su Historia*. UNAN, Managua.
- Rudd H., Vala J. y Schaefer V. (2002): Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. *Restoration Ecology* 10:2368-375.
- Shine R. y Koenig J. (2001): Snakes in the garden: an analysis of reptiles "rescued" by community-based wildlife carers. *Biological Conservation* 102:271-283.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2005): Urban domestic gardens (V): Relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology* 20:335-253.
- Smith R.M., Warren P.H., Thompson K. y Gaston K.J. (2006a): Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15:2415-2438.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2006b): Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation* 15:2515-2545.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2006c). Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129:312-322.
- Soemarwoto O. y Conway G.R. (1992): The Javanese homegarden. *Journal of Farming Systems Research-Extension* 2(3): 95-118.
- Squier E.G. (1860): *Nicaragua; its people, scenery, monuments, resources, condition, and proposed canal*. Harper & Brothers, New York.
- Starfinger U. y Sukopp H. (1994): Assessment of Urban Biotopes for Nature Conservation. En: Cook E.A., y Van Lier H.N. (eds.): *Landscape Planning and Ecological Networks*. Elsevier, Amsterdam, pp. 89-115.
- Stevens W.D., Ulloa C., Pool A. y Montiel O.M. (2001): *Flora de Nicaragua*, Vol. I-III. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- Sukopp H. (1998): Urban Ecology: Scientific and Practical Aspects. En: Breuste J., Feldmann H. y Uhlmann O. (eds.): *Urban Ecology*. Springer, Berlin, pp. 3-16.
- Sukopp H. (2002): On the Early History of Urban Ecology in Europe. *Preslia* 74: 373-393.

- Thompson K., Austin K.C., Smith R.M., Warren P.H., Angold P.G. y Gaston K.J. (2003): Urban domestic gardens (I): putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science* 14:71-78.
- Thompson K., Hodgson J.G., Smith R.M., Warren P.H. y Gaston K.J. (2004): Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science* 15:373-378.
- Torquibeu E. (1992): Are tropical agroforestry home gardens sustainable? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97: 317-344.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J. y James P. (2007): Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81: 167-178.
- UNPF (United Nations Population Found) (2008): *State of world population 2008: Reaching common ground: culture, gender and human rights*. UNFPA, New York.
- Vlkova M., Polesny Z., Verner V., Banout J., Dvorak M., Havlik J., Lojka B., Ehl P. y Krausova J. (2011): Ethnobotanical knowledge and agrobiodiversity in subsistence farming: case study of home gardens in Phong My commune, central Vietnam. *Genetic Resources and Crop Evolution* 58(5): 629-644.
- Wallace K.J. (2007): Classifications of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Watson J.W. y Eyzaguirre P.B. (Eds.) (2001): Home gardens and in situ conservation of plant genetic resources in farming systems. *Proceedings of the Second International Home Gardens Workshop*, 17-19 July 2001. IPGRI, Witzenhausen, Alemania.
- Whelan R.J., Roberts D.G., England P.R. y Ayre D.J. (2006): The potential for genetic contamination vs augmentation by native plants in urban gardens. *Biological Conservation* 128:493-500.
- Whitney G.G. y Adams S.D. (1980): Man as a Maker of New Plant Communities. *Journal of Applied Ecology* 17:431-448.
- Winklerprins A.M.G.A. (2002): House-lot Gardens in Santarém, Pará, Brazil: linking rural with urban. *Urban Ecosystems* 6: 43-65.
- Zambrano M. (1964): Papeles del "Seminario María Zambrano". *Aurora* 3:142-143 (2001), Barcelona.
- Zhang L.X., Liu Q., Hall N.W. y Fu Z.T. (2007): An environmental accounting framework applied to green space ecosystem planning for small towns in China as a case study. *Ecological Economics* 60(3):533-542.
- Zerbe S., Maurer U., Schimtz S. y Sukopp H. (2003): Biodiversity in Berlin and its Potential for Nature Conservation. *Landscape and Urban Planning* 61: 139-148.



Capítulo 2





Capítulo 2

Las zonas verdes privadas urbanas o "patios" como elemento clave en la Ecología Urbana en Centroamérica Tropical

Este capítulo reproduce íntegramente el texto del siguiente manuscrito:

González-García A. y Gómez Sal A. 2008. Private Urban Greenspaces or "Patios" as a Key Element in the Urban Ecology of Tropical Central America. *Human Ecology* 36: 291-300.

Resumen

Este trabajo examina los jardines privados o "patios" como elementos clave en la ecología de ciudades históricas de Latinoamérica tropical. Debido a la superficie que ocupan, su diversidad y manejo únicos, los jardines privados frecuentemente constituyen una parte importante del verde urbano. En el caso de León, Nicaragua, la arquitectura colonial y el asentamiento indígena inicial han conformado una variedad de patios que son muy importantes desde un punto de vista ambiental, natural y cultural. Los patios fueron clasificados a través de métodos multivariantes, basados en la riqueza florística (tanto de plantas cultivadas como silvestres). Los componentes de su biodiversidad, estructura de la vegetación y tipos de manejo fueron también comparados. Los resultados muestran agrupaciones fuertemente relacionadas con aspectos históricos y sociales de la ciudad y a los diferentes usos de las plantas que crecen en los patios. Los patios de estilo colonial tienen un interés ecológico relevante, relacionado principalmente con su arquitectura, contenidos botánicos, utilidades de las plantas y calidad paisajística. Los huertos caseros tropicales de herencia indígena destacan por su biodiversidad (plantas, aves, insectos y reptiles), su interés etnobotánico y su estructura vegetal multiestratificada. Los valores de conservación y amenazas que sufren también se discuten. Se propone el turismo sostenible es propuesto como una herramienta de desarrollo.

Private Urban Greenspaces or 'Patios' as a Key Element in the Urban Ecology of Tropical Central America

Alberto González-García^{*1}, Antonio Gómez Sal^{*}

^{*}Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain.

¹e-mail: alberto.gonzalez@uah.es

Abstract

This paper examines private gardens or 'patios' as key elements in the ecology of historical cities of tropical Latin America. Owing to the area they cover, their diversity and unique management, private gardens often make up an important part of the urban green space. This work examines the case of León, Nicaragua, where colonial architecture and prior indigenous settlements have given rise to a variety of patios which are very important from an environmental, natural and cultural point of view. Patios were classified using multivariate methods, based on floristic richness (both cultivated and wild plants). The components of their biodiversity, vegetation structure and ways of management were then compared. The results show groupings strongly related to historical and social features of the city and to the different uses made of the plants grown on them. Colonial style patios were found to have relevant ecological interest, mainly related with their architecture, botanical contents, plant utilities and landscape quality. Tropical homegardens of indigenous inheritance stand out because of their biodiversity (plants, birds, insects and reptiles), their ethnobotanical interest and their multistratified vegetation structure. Conservation values and threats they face were discussed. Sustainable tourism is proposed as developmental tool.

Key words: Central America, floristic composition, patios, private gardens, species diversity, urban ecology.

Introduction

Urban ecology is a relatively new discipline (Sukopp 1998, 2002) but is the subject of growing interest due to the increasing size of cities and the ever more blurred boundaries between rural and urban areas. In recent years, there have been numerous studies on the plant communities that appear spontaneously in different urban habitats. The diversity and abundance of these communities has been frequently associated with land use and urbanization gradients (McDonnell and Pickett 1990, Blair 1996, Kent *et al.* 1999, Luck and Wu 2002, Hope *et al.* 2003), as well as with historical

components and building types (Starfinger and Sukopp 1994, Kent *et al.* 1999, Dana *et al.* 2002, Zerbe *et al.* 2003).

Some attempts have been made to highlight the importance and contribution to biodiversity of urban gardens, especially in the UK (Owen and Owen 1975, Owen 1991, Thompson *et al.* 2003). Other authors describe urban gardens as "the last great system to be studied by urban ecologists" (Gilbert 1989), or as systems in which humans create new and very directed plant communities (Whitney and Adams 1980). Beck *et al.* (2001) analysed sample gardens from an energetic point of view, highlighting

their strong dependence on external inputs. In terms of landscape ecology, urban gardens are important in terms of the connection between urban green areas and quality of life (Rudd *et al.* 2002). Unfortunately, very little attention has been paid to these systems despite the fact that in many growing cities the area they occupy and the biodiversity they harbour are greater than those of other urban areas (Thompson *et al.* 2003). Studies have been made, however, of indigenous patios with tropical home gardens characteristics equivalent to multistratified agroforestry systems widely found in rural areas and even in some cities (Christanty 1990, WinklerPrins 2003). Although urban agricultural production in tropical cities constitutes a substantial element in food provision, despite many general observations (Altieri *et al.* 1999, Madaleno 2000, Boncodin *et al.* 2001), it has been the focus of very little scientific research.

The Study Area

The city of León is located in western Nicaragua (Fig. 1), approximately 12° 26' N, 86° 53' W, at an altitude of 109 m above sea level. The area has a dry tropical climate with an average of 1,385 mm annual rainfall, concentrated mainly between May and October (INIFOM 2000). The mean temperature is 27 °C; the difference between the warmest and coldest months is less than 5 °C (Marín 1988). The city lies on a physiographic unit of wide plains running parallel to the Pacific coast. The soils are formed from ashes released by volcanic activity (Taylor 1963, Marín 1988), usually andosols and regosols.

The vegetation consists of dry tropical forests, characterized by the presence of two tree layers, the highest of which is some 20–25 m above the ground (Stevens *et al.* 2001). Extensive

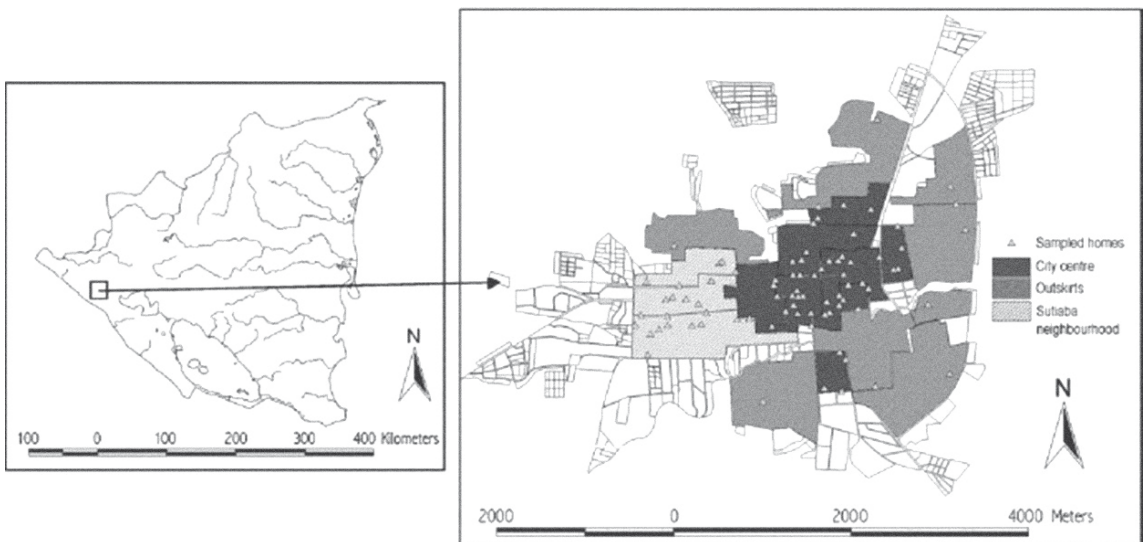


Fig. 1 : Situation of León city in Nicaragua and sampled houses. The map shows the three sectors used in the sampling design.

fragmentation and degradation of the original ecosystem has caused the disappearance of mature forest (Janzen 1988, Gillespie *et al.* 2000). Common forest species that were also recorded in urban patios are *Bursera simaruba*, *Calycophyllum candidissimum* and *Ceiba pentandra*. In degraded areas common tree and bush species include *Pithecellobium dulce*, *Gliricidia sepium*, *Byrsonima crassifolia* and *Crescentia alata*, which is dominant in the “jicaro” savannah around León city and a very popular multipurpose tree in rural and urban indigenous patios. All the latter species are more frequently found in urban patios than the forest species.

As for the previous knowledge about biodiversity at León city, Paguaga (2000) realized a first survey of urban flora, and Dávila (2001) studied bird community at periurban areas. The urban development of León is the result of its different cultural heritages, the colonial Spanish and pre-Hispanic indigenous cultures being the most important. It was founded in 1610 in its current position, very close (2 km) to the indigenous settlement of

Sutiaba. The historic centre with its colonial buildings is very different to the Sutiaba neighbourhood, although they are now united by the overall urban of a central park connected to secondary neighbourhood centers (Buitrago 1987), and both differ in building design and historical development from the newer cheaply built neighbourhoods that have grown in the peripheral areas of the city in recent decades.

The population of León was 143,878 in 2000 (INIFOM 2000). In recent years, the annual municipal growth rate has been 3.15%. There are an estimated 27,882 houses (INIFOM-AMUNIC 1997), with about six people living in each. Patios are a basic element of León’s dwellings, no matter what type of construction. The total number of patios in the city is unknown, though houses with no patio are very rare.

Historically, León’s economy was driven by the cultivation of cotton and the leather industry, but the services sector is now its mainstay, followed by secondary industry (mainly manufacturing) and finally cattle rearing

Table 1. Urban and peri-urban green areas in León city.

Urban green area	% Surface of urban green areas	% Surface of overall green areas
Patios or private gardens	96.1 (2,635,300 m ²)	86.2 (3,391,600 m ²)
Riversides	2.9 (79,600 m ²)	3.0 (143,000 m ²)
Peri-urban country houses	0.0	3.0 (140,120 m ²)
Peri-urban parks	0.0	2.1 (231,430 m ²)
Urban parks	1.0 (27,470 m ²)	0.6 (27,470 m ²)

Table 2. Sampling organization.

	City centre		Sutiaba neighbourhood		Outskirts		Total
	Random	Selected	Random	Selected	Random	Selected	
Houses	30	20	15	7	10	0	83
Patios & traspatios	33	28	18	7	10	0	96

(López 2002). Tourism, a potentially important activity for the city, is almost nonexistent.

Public green areas are mostly limited squares adjacent to the main churches and two large periurban parks (Arlen Siú and Campus agropecuario). Most urban parks are in a poor state of conservation, with little municipal investment. They have extensive paved areas, with isolated shade trees (including *Ficus benjamina*, *Delonix regia*, *Tecoma stans* and *Callycophyllum candissimum*) and some ornamental hedges (including *Codiaeum variegatum* and two species of *Polyscias*). We estimate that private patios comprise more than 85% of overall urban green spaces in terms of surface (Table 1), including riverbanks and periurban country houses.

This study examines two hypotheses: (1) that plant diversity (species as plant forms) in urban patios reflects processes of cultural and historical development, and (2) that urban patio plant diversity is independent of urban and historic dynamics and depends mainly on individual choices.

Methodology

Sampling was conducted between July and September of 2001 (53 sampled houses) and 2002 (30 sampled houses), for a total of 83 houses. Measured variables did not vary between the two sampling periods and both were during the same season. In addition to a central patio, some colonial houses have a backyard patio (“traspatio”). Other building types have only a central or a backyard patio. The sampling unit was the individual house, but patios and traspatios were considered as separate “analysis units” due to significant differences in plant composition and uses between them. The total number of patios recorded in the 83 houses was 96.

We used a random and stratified sampling design. The three established city sectors -the colonial centre of the city, the indigenous neighbourhood of Sutiaba, and the recent settlements of more modern construction (Fig. 1)- are clearly differentiated in terms of the general type of their buildings and their historical development. From the total of sampled houses, 55 were randomly surveyed from the city sectors. The remainder were not

randomly selected both because of their good state of repair and because they were designated representative in an earlier survey by local experts (Table 2). A cluster analysis including only random samples was the basis for classification. The later addition of specifically selected patios did not alter the outcome.

During sampling, information was recorded on floristic and the structural composition of the patio vegetation (abundance, use/aim, species, height and coverage), as well as information on the structure and management of the patio (area, type, presence of corridors, irrigation). The first goal was to categorize the patios according to plant species. Next, the patios were categorized by diversity and rarity indices, and variables related to management and structure. Data were analysed by a divisive multivariate analysis (Ward's method), the calculation of different indices, tests of normality of the variables (Shapiro-Wilks test), and nonparametric tests (Kruskal-Wallis and the Mann-Whitney U test). All analyses were performed using PC-ORD software for Windows (McCune and Mefford 1999) or Statistica software for Windows (StatSoft 1996).

Results

Two hundred and ninety three plant species belonging to 88 families were recorded in the 96 patios examined. The mean species richness was 26.21 (SD=19.77). The family *Euphorbiaceae* was the most represented (19 species), followed by *Araceae* (17), *Poaceae*, and *Rutaceae* (10). The aroids were the most important in terms of frequency of appearance. The species *Dieffenbachia* spp. (*Araceae*) was the most common, followed by *Nephrolepis biserrata* (*Nephrolepidaceae*) and *Caladium bicolor* (*Araceae*); all ornamental. Half of the species recorded were found in <5% of the samples. In terms of their origin (based on Stevens *et al.*

2001), more than 80% of the species recorded were tropical, although not usually native to the study region:

- Native species: 37.54%
- Exotic species: 57.67%
 - Neotropical: 10.60%
 - Palaeotropical: 28.96%
 - Other areas: 18.11%
 - No data: 4.78%

It must be emphasised that some exotic species, such as mangoes, tamarind and citrus trees, were introduced several centuries ago. They are now very widespread and local varieties have been developed.

Multivariate Analysis

Classification analysis used Ward's minimum variance method (McCune and Mefford 1999) to identify groups of patios with similar floristic compositions. The variables introduced to classify the patios were the presence/absence of the different plant species appearing in more than two inventories (a total of 179 species). Two clusters were obtained, the first using the random samples and the second with the selected samples. Results show four patio groups in the first cluster and six in the second (Fig. 2). The four groups (random samples) were not altered by the addition of the selected samples. For this discussion, the six groups of selected of patios are used.

Floristic Composition and Diversity

Values of species richness for the different patio groups were very different, although these differences were attenuated when size was taken into account (Table 3). Similar results were obtained with the Shannon index and for the rarity of species. Values of beta diversity showed great heterogeneity, being

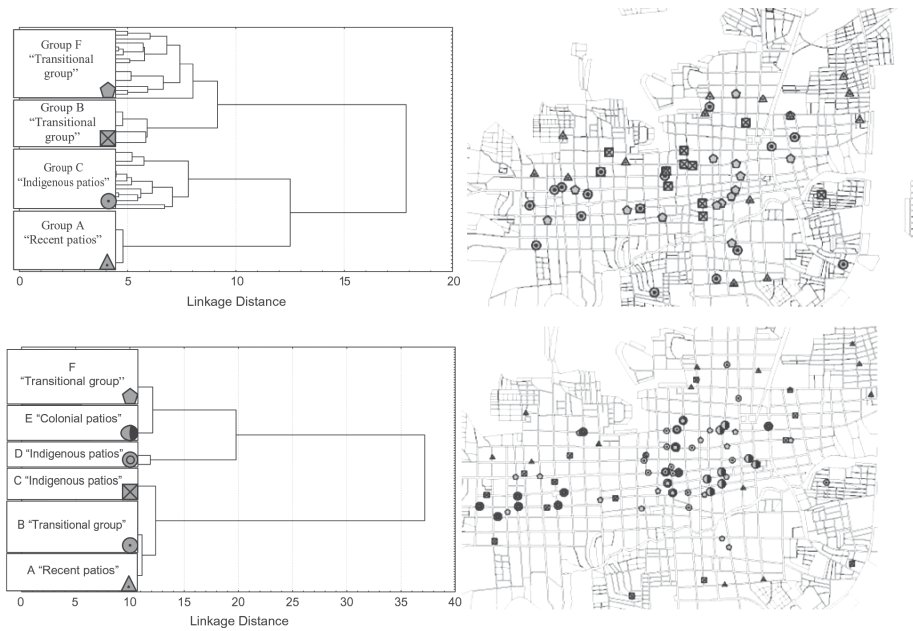


Fig. 2: In the left side, cluster obtained using Ward's method for 61 random samples (top) and both 96 random and selected samples (bottom). In the right side, maps showing the situation of samples distinguished by group. Four groups of patios according to plant composition were distinguished in the first cluster and six groups in the second. Group A coincides in all samples between the two clusters; Group B coincides but adds four samples from other groups; Group C have four less samples in the second cluster; and Group F present changes in five samples.

Table 3 : Biodiversity and rarity indices of species in the patio groups.

Category	Group	Species richness	Species per 100 m ²	Shannon index ^a	Evenness ^a	β_w diversity	% Spontaneous species richness	Rare species per patio
Colonial patios	E	38.33	33.12	2.24	0.86	3.73	1.74	2.00
Transitional groups	B	14.00	29.04	1.37	0.84	7.93	6.13	0.81
	F	32.36	37.04	2.30	0.89	5.53	4.52	1.32
Indigenous gardens	C	19.61	13.15	2.44	0.88	4.59	13.75	0.61
	D	60.80	11.42	3.23	0.89	3.35	18.38	4.80
Recent patios	A	4.80	7.57	0.98	0.75	8.96	8.73	0.40
Mean		26.21	24.17	2.00	0.85	11.14	7.79	1.12

Significant differences between groups ($p < 0.001$; Kruskal-Wallis test) except evenness (n.s.).

^a Indices calculated with species abundance data, the rest of variables were calculated with presence/absence data.

Table 4. Percentage of most common species in the total sampling, in each group.

Species ^a	Total	A	B	C	D	E	F
<i>Dieffenbachia spp.</i>	60.4	6.7	85.7	0.0	50.0	100.0	90.9
<i>Nephrolepis biserrata</i>	49.0	0.0	47.6	7.7	60.0	100.0	68.2
<i>Caladium bicolor</i>	47.9	0.0	33.3	7.7	80.0	73.3	86.4
<i>Ixora casei</i>	47.9	0.0	38.1	61.5	90.0	66.7	50.0
<i>Cordyline fruticosa</i>	44.8	0.0	42.9	30.8	80.0	66.7	54.5
<i>Citrus x aurantium</i>	42.7	53.5	28.6	61.5	90.0	6.7	40.9
<i>Syngonium podophyllum</i>	42.7	0.0	52.4	30.8	20.0	60.0	68.2
<i>Capsicum annum</i>	41.7	6.7	38.1	30.8	90.0	46.7	50.0
<i>Citrus x limon</i>	41.7	20.0	38.1	61.5	90.0	0.0	54.5
<i>Aglaonema spp.</i>	40.6	0.0	38.1	7.7	40.0	80.0	63.6
<i>Chrysalidocarpus lutescens</i>	40.6	6.7	33.3	7.7	30.0	80.0	68.2
<i>Mangifera indica</i>	38.5	40.0	14.3	92.3	80.0	0.0	36.4
<i>Epipremnum aureum</i>	37.5	0.0	42.9	0.0	20.0	60.0	72.7
<i>Codiaeum variegatum</i>	37.5	0.0	9.5	23.1	80.0	53.3	68.2
<i>Begonia spp.</i>	34.4	0.0	14.3	7.7	40.0	93.3	50.0
<i>Psidium guajava</i>	33.3	13.3	9.5	84.6	90.0	0.0	36.4
<i>Portulaca grandiflora</i>	33.3	6.7	23.8	15.4	40.0	60.0	50.0
<i>Murraya paniculata</i>	33.3	0.0	4.8	30.8	70.0	33.3	68.2
<i>Musa x paradisiaca</i>	32.3	13.3	23.8	46.1	100.0	26.7	18.2
<i>Pilea microphylla</i>	31.3	6.7	19.0	0.0	50.0	60.0	50.0
<i>Rosa chinensis</i>	30.2	0.0	28.6	7.7	40.0	93.3	18.2

^a Five of these species belong to Araceae family, three to Rutaceae family and the rest to other families.

Table 5. Mean number of species in each category and the percentage they represent.

Category	Group	Tree		Palm		Shrub		Herbaceous		Others ^a	
		Mean	%	Mean	%	Mean	%	Mean	%	Mean	%
Colonial patios	E	0.67	1.68	2.13	6.08	11.20	28.25	21.07	55.48	3.27	8.5
Transitional groups	B	1.10	6.57	0.81	6.69	3.95	27.52	5.71	42.63	2.14	16.59
	F	4.54	11.8	1.50	4.78	9.59	29.48	12.77	41.04	4.00	12.9
Indigenous gardens	C	7.39	37.49	1.00	5.64	8.08	40.8	2.15	11.19	1.00	4.89
	D	12.30	20.27	2.00	2.92	25.60	43.93	18.20	28.76	2.70	4.11
Recent patios	A	2.13	62.83	0.20	5.22	1.60	18.5	0.80	11.23	0.07	2.22
	Mean	4.00	15.29	1.23	4.70	8.82	33.73	9.78	37.39	2.32	8.88

Significant differences between groups in each life form ($p < 0.001$, Kruskal-Wallis test).

^a Includes lianas, epiphytes, cactus and ferns.

highest in the “recent patios” group (A), which also showed the lowest species richness. Table 4 shows most frequent species in each group.

Self-seeded plants were important in the “indigenous” groups (C, D) (Table 3), the most common being typical of ruderal (nitrophilous) environments: *Rauvolfia tetraphylla*, *Carica papaya*, *Cordia dentata*, *Psidium guajava* and *Pithecellobium dulce*.

Vegetation Structure

To analyse the vegetation structure, a simplified classification of life forms was used (Table 5). Some groups showed a dominance of woody species, while in others herbaceous plants predominated. Palm and other life forms were less important.

No significant differences were found in terms of plant cover between the different patio groups, except for understory trees, which were common in all groups except colonial ones, which had practically no trees at all (Table 5) (although the values for well-conserved indigenous and colonial patios were high). The tree layer was differentiated into two layers, similar to dry tropical forest: trees more than 15 m high act as a canopy, while the understory layer is between 5 and 15 m. Significant differences were found among groups with respect to the frequency of canopy and understory trees ($p < 0.001$; Kruskal-Wallis test). Canopy trees were commonly found in the indigenous patio groups (C and D) but were rare in the others.

Factors Related to Human Management

Table 6 shows some of the factors related to

Table 6. Variables related to human management in each group

Category	Group	Population density ^a	Average size (m ²)	Presence of corridors (%)	Frequency of irrigation ^b	Pot density per m ²	Paved area (%)
Colonial patios	E	5168.0	148.12	100.0	100.0	0.47	53.80
Transitional groups	B	8112.7	125.75	76.0	76.2	0.26	35.80
	F	7269.2	284.05	64.0	68.2	0.44	41.50
Indigenous gardens	C	8665.8	293.14	8.0	38.5	0.01	4.95
	D	5755.1	875.31	10.0	10.0	0.10	8.98
Recent patios	A	9566.5	107.62	7.0	46.7	0.01	10.24
	Mean	7515.8	263.43	50.0	61.5	0.24	28.96

Significant differences among groups in all variables ($p < 0.001$; Kruskal-Wallis test), less significance for population density ($p < 0.05$).

^a Inhabitants/km².

^b Percentage of patios irrigated at least three times a week in the dry season.

the management and structure of the different groups of patios. Human population density is greater towards the outskirts of the city where most of group A patios are located. The division of older dwellings is common in León, altering the original house structures and increasing the population density of the historic centre (OCHU 2001). These divisions reduce the available patio surface and consequently a very wide variation in sizes was found (mean 263.43 m²; SD=376.07). The indigenous group (D) patios stand out because of their large surface area (maintained almost without changes).

The presence of peripheral corridors is typical of the pure colonial patio structure (about half of sampled patios, see Table 6). Plants grown in pots (almost always herbaceous) are predominantly ornamental. Colonial patios and transitional groups (F, E and B) had a

much greater density of pots and paved area than the others.

Plants Uses

Most of the plant species found in the patios were ornamentals. Secondary uses were domestic consumption, and for shade/climate regulation (Fig. 3). Plants grown to provide food were mainly fruit trees; very few annual or biennial food plants were recorded. In contrast, only a few species were grown for forage, tool-making, wood supply, and fencing to separate patios. Finally there were plants acting as support for cultivated epiphytes such as *Hylocereus undatus*. Some trees had multiple uses, such as *Crescentia alata* and *C. cujete*.

The species used to make fences between patios, or to separate them from the outside,

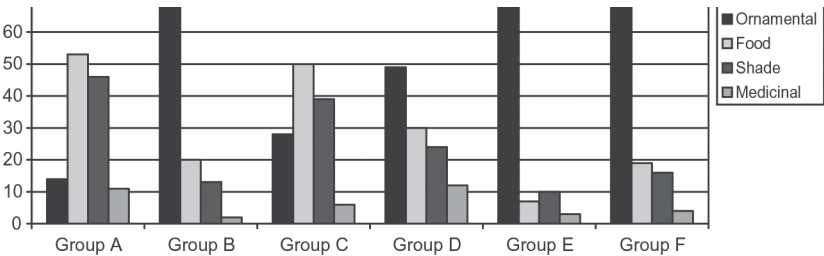


Fig. 3. Percentage of species destined to the four main uses in the patio groups. One plant can have two or more uses in a patio. Significant differences between groups in the four uses ($p<0.001$; Kruskal-Wallis test).

are becoming scarce due to the use of artificial fencing. Fences are associated with the maintenance of traditional agricultural practices of the indigenous people of the area. Ornamental hedges were common in some groups, most frequently *Murraya paniculata*, *Codiaeum variegatum* and plants of the genera *Ixora* and *Polyscias* (all shrubs or small trees) (Table 7).

Discussion

Colonial Patios (Group E)

The patios of group E have maintained their original colonial style (as described by Buitrago 1987). They are exclusively located in the historic centre of León. All of them are central patios with at least three surrounding

Table 7. Appearing of linear elements in the different patio groups.

	Colonial patios	Transitional groups			Indigenous gardens		Recent patios	
	E	B	F		C	D	A	Mean
Live fences	0.00	0.00	0.09		0.46	0.70	0.20	0.19
Ornamental hedges	0.87	0.29	0.59		0.31	0.80	0.00	0.46

Significant differences between groups ($p<0.0001$; Kruskal- Wallis test).

corridors, with few modifications to their original structure.

The best preserved colonial houses also have a *traspatio* used mostly for domestic activities, although this is increasingly rare.

Colonial patios showed the highest species richness and rarity values (relative to their area). Self-seeded species were practically non-existent; those cultivated were raised almost exclusively for ornamental purposes. Hanging baskets containing the fern *Nephrolepis biserrata*, roses (*Rosa chinensis*), *Dieffenbachia* spp. and begonias (*Begonia* spp.) were common. The lower layer cover was high due to the use of species such as *Dichondra repens*, which requires regular flooding, for floor covering.

Herbaceous plants represented more than half of the species recorded; shrub species were also important; trees and palms are scattered. The use of pots is very widespread, located mainly in the paved corridors. A pattern of groups of associated species, arranged in specific forms were found in different patios. One of the most prevalent groupings was a mixture of *Dichondra repens*, *Rosa chinensis* and *Nephrolepis biserrata* ($p < 0.001$; Chi-squared test), seen in two thirds of group E. Some 90% of all observations of *Dichondra repens* were within this group. No living fences were found in group E patios, because they are neither divided nor do they abut other houses. In cases where they were divided, separating walls were usually built. Ornamental hedges, however, were very common, located in the borders of the patio.

From an ecological point of view, colonial patios have a regulatory function for the microclimate of the house. While ornamental and scenic functions predominate, the architectural design of the house with peripheral corridors helps air circulation (Buitrago 1987). The

patio is not normally used for moving through the house. Patio vegetation is consciously ordered, with symmetry among the different components (a combination of lawn, lateral shrub hedges, pots of herbaceous plants, and trees or palms providing shade in certain areas). Generally these patios are open and bright, while their peripheral corridors are roofed galleries. Periodic flooding is sometimes performed as a means of irrigation; decorative fountains are also frequent.

Transitional Patios (Groups B and F)

These patios are very heterogeneous. The majority derive from the colonial style, similar to group E but in poorer states of repair. Most *traspacios* are also classified in these groups. The modification of the original design of the colonial patio generally leads to poorer air circulation. Transitional patios are located mainly in neighbourhoods peripheral to the historic centre, but they are not restricted to such a specific area as the well preserved colonial patios.

The most common species found were the ornamentals *Dieffenbachia* spp., *Nephrolepis biserrata*, *Caladium bicolor* and *Epipremnum aureum*. Their diversity indices were low to medium. Woody species made up less than one third of the total number of plants. Herbaceous plants made up more than 40%. However in group B plants were also cultivated to provide shade and food. Patterns formed by clumps of linked species were not found. The reduction in the lower layer cover and the increased frequency of nonornamental plants are important differences from the best preserved colonial patios.

These patios usually have one or two corridors (indicating the state of preservation of the original structure). *Traspacios* are used for



Fig. 4. Idealized model of 'indigenous' gardens used for agriculture/forestry purposes. The figure corresponds with the best conserved patios, belonging to group D.

domestic activities (Buitrago 1987), and the vegetation in them, usually trees or bushes, often provides food. The results highlight the variety within groups B and F and the difficulty of establishing a clearly defined typology due to the different degrees of transformation these spaces have undergone.

Indigenous Patios (Groups C and D)

Patios of indigenous origin have preserved their original structure and floristic composition to different degrees. Because of their size and wide design, some of the most typical of this group are referred to as named as "pationes" ("big patios"). They are exclusively found in the Sutiaba neighbourhood and show a typology very similar to "tropical homegardens" as described in the literature (multistratified gardens established near living quarters to serve primarily household consumption needs) (Landauer and Brazil 1990). In fact, a few

traspacios and even the odd preserved colonial patio have acquired this typology as well. The samples of group D are of greater natural and ethnobotanical diversity than those of group C, which are more poorly preserved.

Typically, these patios are wide (>500 m² in the best examples) and bordered by living fences to separate them from the street or other houses (Fig. 4). Their absolute species richness is greater than that of all the other groups (Table 3). More than half of the species grown are woody. There is an interesting high variety of flora, shrubs being the most common. A wide variety of plant species were recorded, predominantly bananas (*Musa x paradisiaca*), papayas (*Carica papaya*), chillies (*Capsicum annum*), mangoes (*Mangifera indica*) and some citrus fruits (*Citrus x aurantium*, *C. x limon*), clearly indicating that much of the flora are grown as food for the household. Nonetheless, the diversity of ornamental species was the

highest of all the groups, although only the area closest to the house was devoted to these plants. Self-seeded plants made up nearly 20% of the total number of species.

Both hedges and living fences are common, but the latter are more significant in terms of their extent (the total patio perimeter) and because they represent a traditional practice now disappearing. The most common species used for living fences are *Bromelia pinguin*, *Euphorbia neriiifolia* and *Cordia dentata*. Very high levels of plant cover were estimated for all layers, and two different tree layers can be distinguished. The plant architecture of these gardens is in some ways very similar to that of the dry tropical forest of the surrounding area (though degraded in the vicinity of León), although the species composition is rather different. These patios resemble the complex agroforestry systems that have been studied in different tropical zones around the world (Fernandes and Nair 1986, Landauer and Brazil 1990, Soermawoto and Conway 1992, Lok 1998).

Spatial segregation was noted between areas given over to different uses, rather like the zoning of vegetable plots described for homegardens of Nicaraguan rural areas (Méndez *et al.* 2001). The first band of vegetation, closer to the house, has a high density of ornamental plants, generally of herbaceous, small bushes or palms, as well as spice species such as the chilli (*Capsicum annuum*) and others for medicinal use. Further away from the house are fruit trees and beyond them or interplanted among them are trees for wood or other uses. Self-seeded species from the surrounding ecosystems appear furthest away from the house in areas not usually maintained. These areas act as refuges for wild flora and fauna, especially for birds but also for reptiles and others. These systems therefore

show the coexistence and balance of both intense management and 'naturalness'.

In contrast to the colonial patios of the city centre, these gardens are spaces where many everyday activities are carried out (similar to *traspacios*). They are also used to raise animals whose consumption or sale is important to the household. Given the large size of these patios generally only areas close to the house and the younger fruit trees are irrigated.

The patios of groups C must originally have been similar to those of groups D and have served the same functions, but divisions and modifications have led to a significant reduction in their area and the number of species grown. They are now much simpler with different areas of use becoming minimized or even disappearing. Of the plants grown in group C, those for consumption were more important than ornamentals. Traditional living fences had been substituted by artificial fencing. The only significant plant cover was that provided by trees, and the basal layer was almost non-existent.

Urban Patios of Recent Construction (Group A)

The samples of group A showed the poorest values of biodiversity and lowest quality of habitat variables. These open spaces are found in the most outlying areas of the city and are very small. Their diversity indices were significantly lower than those of all the other groups. In extreme cases only one plant species was found (just an isolated tree). Those that were recorded were grown for food and to provide shade -generally fruit trees- which perform both functions. The four most common species were the bitter orange (*Citrus x aurantium*), the mango (*Mangifera indica*), *Melicoccus bijugatus* and the papaya (*Carica papaya*). There was a

high frequency of spontaneous species as in indigenous patios (nearly 17% of the total sampled). The tree layer cover was high but that of other layers was practically non-existent. There were no hedges or living fences and these spaces were usually separated by poor quality building materials.

The peripheral location of these spaces corresponds to the notably lower economic power of their owners compared to the inhabitants of the city center. Building in this area is ad hoc (Alcaldía de León 1995), there is almost no planning and basic services are frequently unavailable (INIFOM-AMUNIC 1997). The architectural value of these dwellings is therefore negligible, and their patios have no defined structure, although they are usually at the back of the house. Presently they are little used for growing plants.

Conclusions

The existence of two different human settlements, indigenous and colonial, associated with the origin of the city of León prefigures the two most common types of patios still found in the present day. Between these two extremes there is a range of transitional or mixed types.

From a conservation point of view, the indigenous patios of Sutiaba and the colonial patios of the city centre are of greatest interest. The former have high species richness and show a configuration generally similar to the wooded farms and vegetable gardens of Nicaragua's rural areas. In a relatively small space, both a great diversity and structural complexity can be found. The conservation of these complex patios should be encouraged given their contribution to the agrobiodiversity

preservation (Watson and Eyzaguirre 2001), and usefulness to the food supply.

The colonial patios are of interest mainly because of their architectural, scenic, and habitat characteristics and the presence of a specific flora. Outstanding trees and uncommon plants were found with notable frequency. High values of plant biodiversity are not associated with a specific area of the city or a specific building style, but seems to be more related to the age of the house and the length of time the patio has been used. Indigenous patios have higher species richness (60 species) than colonial patios (close to 40 species), but the density of species is greater in the latter.

The patios of the medium size historical cities of the American tropics are one of their most interesting characteristics from the urban and human ecology point of view. In León they occupy far more land than do other green zones. As a whole their maintenance and improvement can be of great importance in terms of green spaces and life quality in the city.

Acknowledgments

We would like to thank the *Programa de Cooperación con Nicaragua* of the University of Alcalá (Spain) and the UNAN-León (Nicaragua) for project support. The University of Alcalá also provided financial support through an F.P.I. grant. We are especially grateful to Raquel Santos and Lorena Delgado for the aid in fieldwork, and Pedrarias Dávila for his support at all times. We also thank the UNAN-León Herbarium for aid in plant identification. Finally, we are very grateful to all the inhabitants of León and especially those who kindly opened their doors for this work.

References

- Alcaldía de León (1995): *Plan Maestro de Desarrollo del Medio Físico y Económico de León*. Diagnóstico, Alcaldía de León, León.
- Altieri M.A., Companioni N., Cañizares K., Murphy C., Rosset P., Bourque M. and Nicholls C.I. (1999): The Greening of the “Barrios”: Urban Agriculture for Food Security in Cuba. *Agriculture and Human Values* 16: 131-140.
- Beck T.B., Quigley M.F. and Martin J.F. (2001): Emergy Evaluation of Food Production in Urban Residential Landscapes. *Urban Ecosystems* 5: 3187-207.
- Blair R.B. (1996): Land Use and Avian Species Diversity along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6: 2506-519.
- Boncodin R., Campilan D. and Prain G. (2001): La Dinámica de los Huertos Caseros Tropicales. *Revista Agricultura Urbana* 1: 119-20.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación*, BCN, pp. 95- 115c.
- Christanty L. (1990): Home Gardens in Tropical Asia, with Special Reference to Indonesia. In: Landauer K. and Brazil M. (eds.): *Tropical Home Gardens: Selected Papers from an International Workshop Held at the Institute of Ecology, Padjadjaran University, Bandung, 2-9 December 1985*. United Nations University Press, Tokyo.
- Dana E.D., Vivas S. and Mota J.F. (2002): Urban Vegetation of Almería City—A Contribution to Urban Ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning* 59: 203-216.
- Dávila P. (2001): *Estimación de diversidades, similitud de comunidades y uso de hábitat de las aves en la ciudad de León*. Trabajo para optar al título de Máster en Gestión de Recursos Naturales y Planificación Ambiental. UNAN-León, Nicaragua.
- Evans M. (2001): Garden Tourism—Is the market really blooming? *Insights* 13: 153-159.
- Fernandes E.C.M. and Nair P.K.R. (1986): An Evaluation of the Structure and Function of Tropical Homegardens. *Agricultural Systems* 21: 279-310.
- Gilbert O.L. (1989): *The Ecology of Urban Habitats*. Chapman & Hall, London.
- Gillespie T.W., Grijalva A. and Farris C.N. (2000): Diversity, Composition, and Structure of Tropical Dry Forests in Central America. *Plant Ecology* 147: 37-47.
- Hope D., Gries C., Zhu W., Fagan W.F., Redman C.L., Grimm N.B., Nelson A.L., Martin C. and Kinzig A. (2003): Socioeconomics Drive Urban Plant Diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 100: 158788-8792.
- INIFOM (2000): *Caracterización del municipio de León*. INIFOM, León.
- INIFOM-AMUNIC (1997): *Caracterización del Municipio de León*. INIFOM-AMUNIC, León.
- Janzen D.H. (1988): Tropical Dry Forests: The Most Endangered Major Tropical Ecosystem. In: Wilson E.O. (ed.): *Biodiversity*. National Academy Press, Washington DC, pp. 130-137.

- Kent M., Stevens R.A. and Zhang L. (1999): Urban Plant Ecology Patterns and Processes: A Case Study of the Flora of the City of Plymouth, Devon, U.K. *Journal of Biogeography* 26: 1281-1298.
- Landauer K., Brazil M. (eds.) (1990): *Tropical Home Gardens: Selected Papers From An International Workshop Held at the Institute of Ecology, Padjadjaran University, Bandung, Indonesia, 2-9 December 1985*. United Nations University Press, Tokyo.
- Lok R. (1998): *Huertos caseros tradicionales de América Central: características, beneficios e importancia desde un enfoque multidisciplinario*. CATIE, Turrialba.
- López A. (2002): *Diagnóstico 2002 de las PYMES en León*. Escuela de Ciencias Económicas y Empresariales. UNAN-León, León.
- Luck M. and Wu J. (2002): A Gradient Analysis of Urban Landscape Pattern: A Case Study from the Phoenix Metropolitan Region, Arizona, USA. *Landscape Ecology* 17: 327-339.
- Madaleno I. (2000): Urban Agriculture in Belem, Brazil. *Cities* 17: 173-77.
- Marin E. (1988): *Proyecto de Ordenamiento del sistema productivo. Región II. Ministerio de Desarrollo Agropecuario y Reforma Agraria*. Dirección General de Agricultura, Managua.
- McCune B. and Mefford M.J. (1999): *PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4.0*. MjM Software. Gleneden Beach, Oregon.
- McDonell M.J. and Pickett S.T.A. (1990): Ecosystem Structure and Function along Urban-Rural Gradients: An Unexploited Opportunity for Ecology. *Ecology* 71: 41232-1237.
- Méndez V.E., Lok R. and Somarriba E. (2001): Interdisciplinary Analysis of Homegardens in Nicaragua: Micro-Zonation, Plant Use and Socioeconomic Importance. *Agroforestry Systems* 51: 85-96.
- OCHU (2001): *Plan especial de revitalización del centro de León: Estudio base tipológico-urbano-arquitectónico*. Oficina de Centro Histórico y Urbanismo. Alcaldía de León, León.
- Owen J. (1991): *The Ecology of a Garden*. Cambridge University Press, UK.
- Owen J. and Owen D.F. (1975): Suburban Gardens: England's Most Important Nature Reserve? *Environmental Conservation* 2: 53-59.
- Paguaga D. (2000): *Plantas de la ciudad de León y sus usos*. Tesis de Licenciatura en Biología. UNAN-León, León.
- Rudd H., Vala J. and Schaefer V. (2002): Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces. *Restoration Ecology* 10: 2368-375.
- Soermawoto O. and Conway G.R. (1992): The Javanese Homegarden. *Journal of Farming Systems Research-Extension* 2: 395-118.
- StatSoft (1996): *STATISTICA for Windows*. StatSoft Inc., Tulsa.
- Stevens W.D., Ulloa C., Pool A. and Montiel O.M. (eds.) (2001): *Flora de Nicaragua, Vol. I-III*. Missouri Botanical Garden Press, St. Louis.
- Starfinger U. and Sukopp H. (1994): Assessment of Urban Biotopes for Nature Conservation. In: Cook E.A. and Van Lier H.N. (eds.): *Landscape Planning and Ecological Networks*. Elsevier, Amsterdam, pp. 89-115.

- Sukopp H. (1998): Urban Ecology: Scientific and Practical Aspects. In: Breuste J., Feldmann H., and Uhlmann O. (eds.): *Urban Ecology*. Springer, Berlin, pp. 3-16.
- Sukopp H. (2002): On the Early History of Urban Ecology in Europe. *Preslia* 74: 373-393.
- Taylor B.W. (1963): An Outline of the Vegetation of Nicaragua. *Journal of Ecology* 51: 127-54.
- Thompson K., Austin K.C., Smith R.M., Warren P.H., Angold P.G. and Gaston K.J. (2003): Urban Domestic Gardens I: Putting Small-scale Plant Diversity in Context. *Journal of Vegetation Science* 14: 71-78.
- Watson J.W. and Eyzaguirre P.B. (eds.) (2001): Home Gardens and In Situ Conservation of Plant Genetic Resources in Farming Systems. *Proceedings of the Second International Home Gardens Workshop, 17-19 July 2001*. IPGRI, Witzenhausen, Federal Republic of Germany.
- Whitney G.G. and Adams S.D. (1980): Man as a Maker of New Plant Communities. *Journal of Applied Ecology* 17: 431-448.
- WinklerPrins A.M.G.A. (2003): House-lot Gardens in Santarém, Pará, Brazil: Linking Rural with Urban. *Urban Ecosystems* 6: 43-65.
- Zerbe S., Maurer U., Schimtz S. and Sukopp H. (2003): Biodiversity in Berlin and its Potential for Nature Conservation. *Landscape and Urban Planning* 61: 139-148.



Capítulo 3





Capítulo 3

El proceso de división parcelaria en la ciudad de León (Nicaragua) y sus efectos en la estructura y función de los patios privados urbanos

Alberto González-García*¹, Antonio Gómez Sal*

*Departamento de Ciencias de la Vida, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain. ¹e-mail: alberto.gonzalez@uah.es

Resumen

La ciudad de León (Nicaragua) fue fundada en su actual emplazamiento en 1610 y su matriz urbana se componía tradicionalmente de un centro histórico colonial y un barrio de raíz indígena. La distribución inicial de las parcelas urbanas se ha ido fragmentando sucesivamente, obteniéndose nuevas parcelas de menor tamaño. Este proceso es analizado en el presente trabajo, que además ofrece información sobre los efectos de este proceso sobre la principal zona verde de la ciudad: los patios. Se documenta por una parte la pérdida en superficie de patios -incluyendo la eliminación de los mismos- en las diferentes zonas urbanas de León, y por otra, cambiando de escala, su contribución al mantenimiento de la cobertura de arbolado urbano y a la regulación microclimática en el interior de las viviendas.

Palabras clave: parcelas urbanas, fragmentación, patios, verde urbano, regulación microclimática.

Introducción

La conformación de las ciudades es el resultado de un proceso complejo y continuo, con ciclos históricos que determinan en gran parte su actual esquema urbano. Como consecuencia de estas especiales características (proceso, ciclos diferentes según contexto histórico y social) es difícil la comparación entre diferentes crecimientos urbanísticos y también el estudio de modo sistemático de los sistemas ecológicos asociados (Collins *et al.* 2000). Las ciudades, por otro lado, siguen ocupando una superficie creciente que compromete la sostenibilidad a escala global (Gómez Sal 2011). La ecología urbana pasa por el estudio y caracterización

de las diferentes zonas verdes presentes en la ciudad, que pueden incluir desde parques periurbanos y manchas de vegetación forestal hasta pequeños parques y jardines de escasa superficie. Si bien tradicionalmente se ha atendido al estudio de las zonas de gran superficie, la agregación de zonas verdes de escasa entidad, como es el caso de los jardines privados, puede llegar a representar una contribución considerable en el conjunto de la cobertura verde urbana (Gaston *et al.* 2005, Loram *et al.* 2007, González-García y Gómez Sal 2008, Goddard *et al.* 2010, Loram 2011). En el contexto centroamericano, las ciudades suelen ser extensiones de casas bajas y de amplia superficie, destinando gran parte del espacio a los jardines privados, denominados de forma

general ‘patios’. Este apelativo se usa asimismo para nombrar las parcelas inmediatas a la casa en el hábitat rural (la vivienda se compone de casa y patio), pudiendo estas estar cultivados y arborizados en distinto grado.

El conjunto de zonas verdes urbanas de distinta naturaleza funcionan a nivel urbano como una red interconectada y multifuncional que en los últimos años se ha definido por parte de planificadores y ecólogos del paisaje con el término “Infraestructura verde” (*‘Green Infrastructure’*, Ahern 2007, Gill *et al.* 2007, Tzoulas *et al.* 2007, Cameron *et al.* 2012). Dicha red proporciona una serie de beneficios o servicios a las pobladas ciudades que son directos e indirectos (Bolund y Hunhammar 1999), incluyéndose aspectos como la regulación climática (Georgi y Dimitrou 2010, Bowler *et al.* 2010, Cameron *et al.* 2012), hidrológica (Ahern 2007, Cameron *et al.* 2012), la relajación o recreación (Loram *et al.* 2011), la mejora en la salud humana (Tzoulas *et al.* 2007) o refugio de fauna (Cameron *et al.* 2012) entre otros. No obstante, se señala en estudios muy recientes (Cameron *et al.* 2012) cómo la provisión de servicios ambientales de una proporción elevada de esta infraestructura verde como son los jardines privados sigue sin estar cuantificada.

Otro aspecto relevante de la cobertura verde urbana, se inscribe en una problemática generalmente tratada por la ecología del paisaje. La distribución de las diferentes zonas urbanas en una ciudad puede observarse desde esta óptica, analizando los patrones de distribución y el tamaño de las diferentes manchas o ‘parches’ de vegetación en la matriz urbana y sus interconexiones (Ahern 2007). Varios estudios han indagado en este tema, observando la riqueza de especies tanto vegetales como animales en los diferentes tamaños de parche y el papel de

sus interconexiones -conectividad- (Hobbs 1988; Mörtberg 2001, Godefroid and Koedam 2003, Jellinek *et al.* 2004, Gibb and Hochuli 2006). También se ha investigado la relación entre superficie de los jardines privados y su capacidad de contribuir a la biodiversidad urbana (Smith *et al.* 2005).

El presente capítulo analiza las características estructurales de la principal extensión o componente verde de la ciudad de León (Nicaragua), que son los patios privados (González-García y Gómez Sal 2007, 2008), una vez se ha determinado en el capítulo anterior las tipologías de patio existentes en la ciudad según su diversidad de plantas y se ha descrito en el capítulo introductorio las características de las casas tradicionales leonesas. Para ello se parte del estudio del parcelario catastral urbano que a lo largo de su evolución histórica ha ido sufriendo cambios que también han repercutido en los patios urbanos. Se estudian por tanto estos cambios y se apuntan las posibles repercusiones que pudieran tener sobre algunos de los beneficios que proporcionan los patios a los habitantes de la ciudad.

Materiales y métodos

Área de estudio

La ciudad de León se localiza en el occidente de Nicaragua, aproximadamente en las coordenadas 12° 26’ N, 86° 53’ O, a una altitud de 109 metros sobre el nivel del mar (ver Figura 1). La zona se caracteriza por la presencia de un clima tropical seco con una media anual de precipitaciones de 1484 mm, que se concentra principalmente entre los meses de mayo a octubre (INETER 2004) y presentando un período seco o de canícula intermedio. La temperatura media anual es de 27.5°C y la



Fig. 1. Situación de la ciudad de León en Nicaragua, Centroamérica (mapa superior izquierdo); delimitación de la extensión del barrio indígena y el centro colonial en la ciudad (mapa inferior izquierdo); y situación de las 16 manzanas seleccionadas aleatoriamente para su visita (mapa derecho).

diferencia entre los meses más cálidos y los más fríos es de menos de 5°C (INETER 2004). El desarrollo urbanístico de la ciudad es el resultado de sus diferentes herencias culturales, con un asentamiento colonial fundado en 1614 cerca de la comunidad indígena prehispánica denominada Sutiaba, que fue agregada a la matriz urbana (Buitrago 1987). En las últimas décadas se han desarrollado asentamientos informales compuestos por viviendas de escasa calidad en todas las zonas perimetrales de la ciudad. León es la segunda ciudad más poblada del país, con 174.051 habitantes según el censo de población de 2005 (INIDE 2005). El

crecimiento medio de la ciudad fue moderado, con una tasa del 7.2% durante la década 1995-2005.

Recogida de información

Para la recogida de datos se ha utilizado tanto la toma en campo de los mismos como el uso de herramientas de análisis espacial (SIG). La información sobre la evolución del parcelario urbano entre el momento inicial y la situación en 2001 fue obtenida a través de dos mapas elaborados por la alcaldía de la ciudad (OCHU 2001), que fueron digitalizados usando un

software SIG (ESRI 2005). Todas las manzanas incluidas en el análisis fueron edificadas en el periodo comprendido entre 1614 y 1900, por lo que cuentan con más de un siglo de existencia, y todas ellas se corresponden al centro histórico de la ciudad (que incluye parcialmente manzanas del barrio indígena de Sutiaba). En total, se analizaron 75 manzanas, que comparadas con el estado de parcelación en 2001 muestran el proceso de división ocurrido.

Los datos de cobertura de árboles dentro de cada manzana fueron calculados utilizando una fotografía aérea ortorectificada de 1996 a una escala 1:10.000 (INETER, 1996), que incluye todas las manzanas del centro colonial y del barrio de Sutiaba (223 en total), y que fue digitalizado en el software SIG (ESRI 2005).

La información sobre la presencia de patio en las viviendas, su tamaño y tipología se realizó mediante un estudio de campo en julio de 2006. Se visitaron 16 manzanas de la ciudad, seleccionadas aleatoriamente, en el barrio de Sutiaba (8 manzanas) y en el centro colonial (8 manzanas), tal como se muestra en la Figura 1. Los asentamientos recientes y poco planificados, aun por consolidar en buena medida, creados a lo largo del siglo XX y situados en áreas periféricas de la ciudad (repartos) no se incluyeron en el estudio. En cada manzana seleccionada se visitaron todas las viviendas para determinar el número de patios existentes y su tamaño aproximado, así como su tipología general (colonial o indígena). Los patios fueron clasificados en orden de su superficie, considerando tres tipos para patios dentro del los que consideramos indígenas (alta, media y baja) y dos para los coloniales (alta y baja), puesto que los segundos presentan tamaños menores (ver Capítulo 2). El diagnóstico de los tamaños y tipologías de los patios visitados en las 16 manzanas fue obtenido directamente de la visita. Teniendo en cuenta un universo

total de 223 manzanas en el centro colonial de León y el barrio de Sutiaba, las 16 manzanas visitadas representarían un 7.1% del total de manzanas. Si excluimos aproximadamente un 25% de viviendas que no pudieron ser visitadas (por ausencia del propietario o negativa de los mismos a facilitar acceso al patio), la muestra de parcelas analizadas (la vivienda: casa y patio) representa algo más del 5.4% del total de parcelas existentes en el área de estudio (unas 500 parcelas de algo más de 9.000 totales).

Por último, para la obtención de datos sobre temperatura y humedad relativa del aire en distintas partes de la casa, se ubicaron dos data logger que medían estos parámetros cada 5 minutos a lo largo de una semana en tres casas coloniales. Uno de los aparatos se ubicó dentro del patio, mientras que el segundo se ubicó en el interior de la casa, de modo que registraron estos parámetros durante el mismo periodo. En el caso del aparato situado en el patio, se situó en el centro del mismo y por tanto permaneció expuesto al sol durante las horas centrales del día. Las casas coloniales donde se situaron los registradores correspondieron con distintos tamaños de patio (desde los de superficie alta a baja) y también a diferentes tipologías constructivas: se incluyó una casa tradicional realizada con materiales refractarios (adobe), paredes de considerable anchura y patio grande con cuatro corredores también anchos, una casa de construcción moderna en la que se utilizan materiales como el cemento y ladrillo, escasa anchura de paredes y patio de baja superficie con dos corredores estrechos; y una casa de características intermedias, con patio de superficie media, tres corredores de anchura media y uso de materiales modernos pero imitando las características de la vivienda tradicional (anchura media de paredes).

Análisis de la información

Partiendo de los mapas de parcelario elaborados por la Alcaldía de León (ver Figura 2), se aplicó a los mismos un Sistema de Información Geográfica a través del cual se calculó de modo directo el número de parcelas y su superficie en cada manzana estudiada en los dos periodos

establecidos (configuración original y situación en 2001), a los que se aplicaron indicadores de porcentaje de reducción de la superficie para analizar la evolución del parcelario urbano, además de obtenerse indicadores estadísticos básicos: medias de superficie por manzana



Fig. 2. Comparación entre el estado original de configuración de las parcelas (imagen izquierda) y las divisiones existentes en el año 2001 (imagen derecha) en 75 manzanas del centro histórico de la ciudad de León. Fuente: OCHU 2001.

y sus desviaciones estándar. En lo referente al estudio de las coberturas de árboles, la digitalización en SIG de las zonas arboladas también permitió representar en modo de mapa los resultados y obtener los datos de superficie arbolada dentro de cada manzana y también el número y tamaño de parches arbolados dentro de cada manzana. Los indicadores estadísticos incluyeron igualmente valores medios y desviaciones estándar para el conjunto de datos y para las manzanas del barrio de Sutiaba y el centro colonial. El análisis comparativo de las variables aplicó el test T de Student, utilizando

del software STATISTICA (Statsoft 2003). En el estudio de campo de la presencia de patios en las manzanas seleccionadas, se confeccionaron tablas descriptivas de los resultados añadiendo a la expresión de los datos algunos términos porcentuales. Por último, las medidas microclimáticas en el interior de las casas coloniales fueron representadas gráficamente en su evolución temporal y a través de una tabla resumen de los datos recopilados y valores medios en las diferentes ubicaciones.

Tabla 1. Cambios en la configuración de las parcelas en 75 manzanas del centro histórico de la ciudad de León, entre su configuración original y la situación en 2001. (Fuente: OCHU, 2001 y elaboración propia).

	Configuración original de la parcela	Configuración de la parcela en 2001
Número	543	2,281
Superficie media (por parcela, m ²)	1,668.10	397.04
Desviación estándar	1,115.00	470.87
% reducción de superficie	-	76.20
Parcelas por manzana	7.37	30.99
Parcelas 2001 / Parcelas originales		4.20

Resultados

Dinámica del parcelario urbano

La evolución observada entre la configuración original del parcelario y la situación de 2001 (Figura 2) muestra que cada parcela original se ha dividido en una media de más de 4 parcelas y ha reducido su superficie original en más de tres cuartas partes (ver Tabla 1).

El número de divisiones efectuadas en cada parcela original varió entre 0 y 24, con sólo dos casos observados de concentración de la parcela y consecuente aumento de su superficie original. De igual modo, la importancia del cambio de superficie varía desde un pequeño

incremento (el 12%) hasta un descenso máximo del 98.23% (resultante de calcular la media de las 24 parcelas originadas en el caso extremo). Considerando como referencia la manzana (n=75), la reducción de la superficie de las parcelas que conforman cada manzana varía entre ausencia de reducción (un caso) y una reducción del 89.28%.

El 91% de las manzanas analizadas mostraron un porcentaje de reducción de sus parcelas originales superior al 60% (ver Tabla 1 para valores medios), lo que quiere decir que las manzanas han sufrido a lo largo de los años múltiples divisiones internas que han reducido en gran medida la superficie media de las parcelas. Como se muestra en la Figura 3, la mayoría de parcelas se encuentran en un

rango similar de reducción (entre el 68-83% de reducción), por lo que este proceso parece ser bastante homogéneo en el centro histórico de la ciudad.

Coberturas de arbolado

Las coberturas de arbolado en la ciudad fueron estudiadas en un área más amplia que las 75 manzanas del centro histórico, incluyendo todas las manzanas del centro colonial y del barrio de Sutiaba (n=223). Esto se debe a que la fotografía aérea sobre la que se trabajó para obtener los datos de arbolado excede la zona declarada centro histórico por la Alcaldía, que en su mapa de parcelario sólo incluye esta zona. Las manzanas del centro histórico colonial tienen una superficie algo menor (ver Tabla 2) y muestran una más

amplia distribución de tamaños de parche (mayor desviación estándar y mayores valores extremos). En Sutiaba las manzanas mostraron un tamaño más homogéneo, siendo la superficie media de manzana para la ciudad de unos 14 mil metros cuadrados o 1,4 hectáreas.

Los parches de arbolado son más numerosos y pequeños en el centro colonial (Tabla 2; Figura 4), mostrando una mayor fragmentación. Las manzanas con ausencia de parches arbolados son muy escasas y varían entre 1 en Sutiaba (1.28% de la muestra) y 8 en el centro histórico (5.52% de la muestra). El porcentaje de cobertura arbolada difirió significativamente entre ambos sectores urbanos, siendo el porcentaje en el barrio de Sutiaba más del doble del registrado en el centro colonial (Tabla 2). Como ejemplo, manzanas con más del 50% de

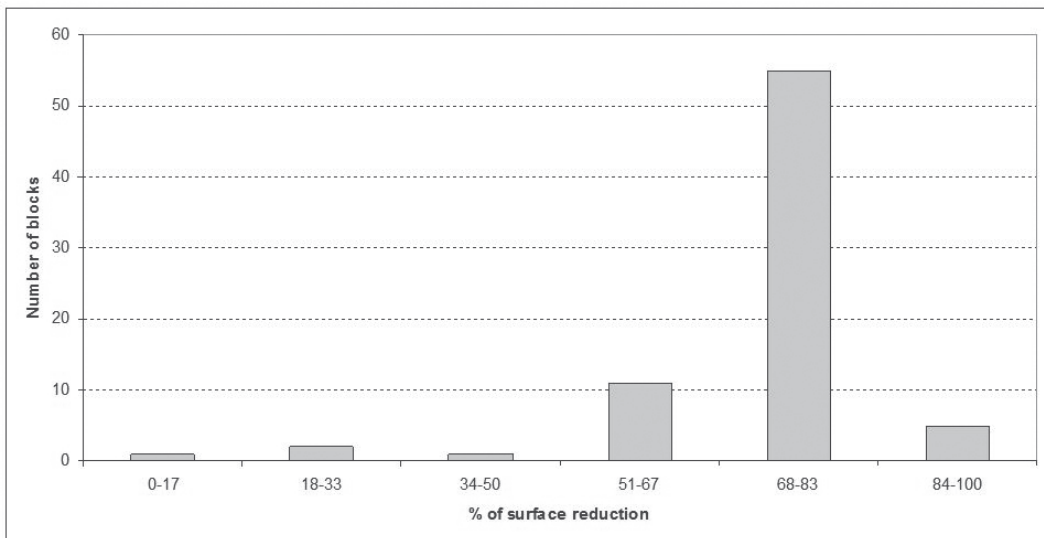


Fig. 3. Distribución de las 75 manzanas analizadas en el centro histórico de la ciudad de León en función del porcentaje de reducción en superficie de las parcelas que incluyen, que ha sido dividido en 6 rangos.

Tabla 2. Tamaño de manzana, superficie, número de parches arbolados y porcentaje de cobertura de arbolado en 223 manzanas de la ciudad de León, incluyendo las pertenecientes al centro histórico colonial (columna Colonial) y al barrio indígena de Sutiaba (columna Indígena). Las diferencias estadísticas entre medias de los dos grupos se incluyen en la última columna (Test de la t: n.s.: no significativo; **, p<0.01; *, p<0.05).

	Colonial	Indígena	Total	T Test
Manzanas				
Número	145	78	223	
Superficie media	13,425.12	15,479.77	14,143.79	*
Desviación estándar	6,337.21	4,104.02	5,732.04	
Máximo	34,593.80	22,761.32	34,593.80	
Mínimo	1,920.65	3,378.30	1,920.65	
Parches de arbolado				
Número	345	125	470	
Superficie media	1,597.08	5,316.20	2,586.21	**
Desviación estándar	2,929.88	4,658.88	3,839.40	
Máximo	19,003.90	15,138.16	19,003.90	
Mínimo	31.88	61.58	31.88	
Parches / Manzana	2.37	1.56	2.11	**
Máximo	9.00	5.00	9.00	
Mínimo	0.00	0.00	0.00	
% Cobertura de arbolado	23.97	53.26	38.54	**
Máximo	69.82	79.88	79.88	
Mínimo	0.00	0.00	0.00	

su superficie cubierta por árboles representa un 10.35% de las manzanas del centro colonial y un 74.36% de las manzanas del barrio de Sutiaba.

Presencia y tipología de patios

Se visitaron un total de 668 parcelas en las 16 manzanas elegidas aleatoriamente (Figura 1), de las cuales 171 de ellas no aportaron información en relación con la presencia de

patio y su superficie aproximada (25.60% de información no disponible, Tabla 3), por lo que el número final de parcelas con datos es de 497. Del análisis de la muestra obtenida podemos deducir que la proporción de parcelas o viviendas con patio es del 92.1% en el barrio de Sutiaba y del 67% en el centro colonial, por lo que puede afirmarse que más de las tres cuartas partes de las viviendas situadas en la zona analizada poseen al menos un patio.

Tabla 3. Presencia de patio en 16 manzanas visitadas aleatoriamente en la ciudad de León (8 manzanas por cada sector urbano establecido) y número de patios observador en cada intervalo de superficie.

Indígena		Colonial	
Parcelas (n)	285	Parcelas (n)	383
Parcelas/Manzana	35.63	Parcelas/Manzana	47.88
Parcelas con patio	186 (92.08%)	Parcelas con patio	191 (67.02%)
Parcelas sin patio	16 (7.92%)	Parcelas sin patio	94 (32.98%)
Parcelas sin datos	78 (27.37%)	Parcelas sin datos	93 (24.28%)
Solares	5 (1.75%)	Solares	5 (1.31%)
Patios		Patios	
Patios comunales o compartidos	9 (5.39%)	Patios coloniales	114 (59.69%)
Superficie baja ^a	79 (47.31%)	Otra tipología	77 (40.31%)
Superficie media	61 (36.53%)	Superficie baja (colonial) ^a	99 (86.84%)
Superficie alta	27 (16.17%)	Superficie alta (colonial)	15 (13.16%)

^a Superficie alta: > 500 m² en patios indígenas; > 100 m² en patios coloniales.

Superficie media: entre 150 y 500 m² en patios indígenas.

Superficie baja: < 150 m² en patios indígenas; < 100 m² en patios coloniales.

Ambos sectores urbanos presentaron un dato similar de parcelas no ocupadas o solares (inferior al 2% en ambos casos). En relación con los tamaños de patio, el estudio muestra que la proporción de parcelas con patios de superficie considerada alta (que podrían ser similares a su estado original o mostrar reducciones de superficie pequeñas) no es muy elevada, siendo del 16.2% en Sutiaba y del 13.2% en el centro colonial (Tabla 3). Podemos observar una proporción pequeña de viviendas en Sutiaba que mantienen un uso comunal de la propiedad o que todavía no han efectuado una división del patio mediante sistema de vallado (habitualmente setos vivos), aunque legalmente la separación exista. En el centro histórico el 60% de los patios mantienen una

tipología colonial identificable (con un patio central y al menos uno de los cuatro corredores aún presente) y el resto de patios han perdido su configuración original.

Condiciones microclimáticas en la casa colonial

Los datos obtenidos a lo largo de 7 días en tres patios coloniales mostraron en todos los casos que en aproximadamente dos tercios del día el patio tiene una temperatura menor y humedad relativa más alta que en el interior de la casa (Tabla 4). Las tres casas se situaron en puntos del centro colonial distantes entre sí pero mostraron comportamiento muy similar, independientemente de los materiales utilizados para su construcción (ver

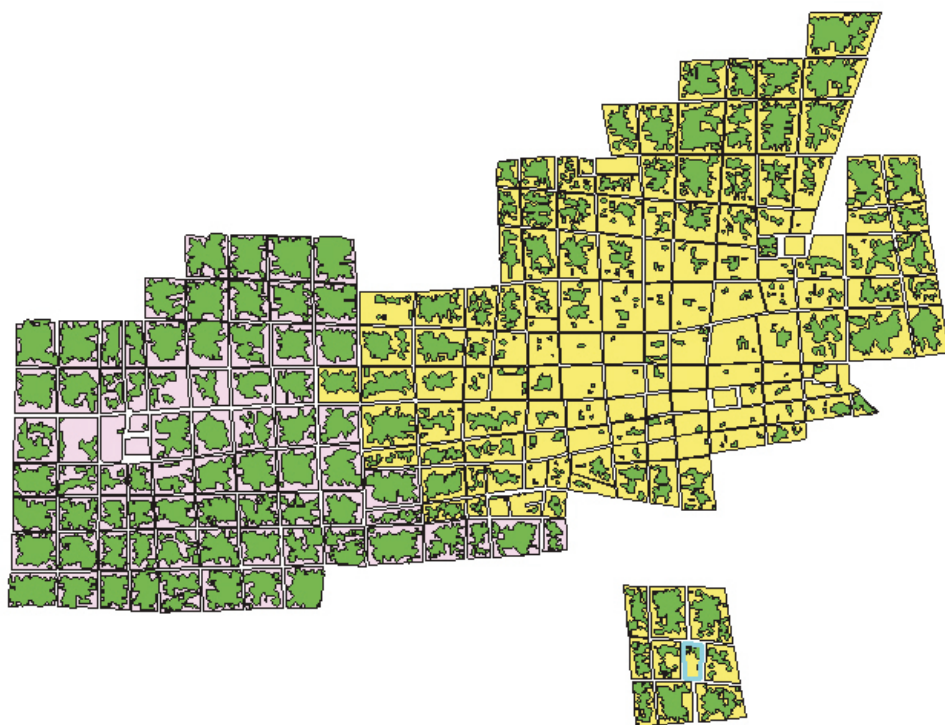


Fig. 4. Representación de los parches de arbolado (color verde) dentro de las manzanas del centro histórico (manzanas en Amarillo) y el barrio de Sutiaba (manzanas en rosa) en la ciudad de León.

Tabla 4. Resumen de las diferencias entre la temperatura del aire y el porcentaje de humedad relativa registradas con data logger situados dentro del patio y dentro de la casa en tres viviendas coloniales diferentes.

Número total de medidas de 5 minutos	6.052
% de medidas con menor temperatura en el patio	66,06
% de medidas con mayor humedad relativa en el patio	68,64
Rango aproximado de horas con menor temperatura en el patio	4:55 pm a 8:25 am (15,5 horas)
Rango aproximado de horas con mayor humedad relativa en el patio	4:35 pm a 9:20 am (16,75 horas)
Temperatura media (patio)	28,94 °C
Temperatura media (casa)	29,56 °C
Porcentaje medio de humedad relativa (patio)	69,41 %
Porcentaje medio de humedad relativa (casa)	64,58 %

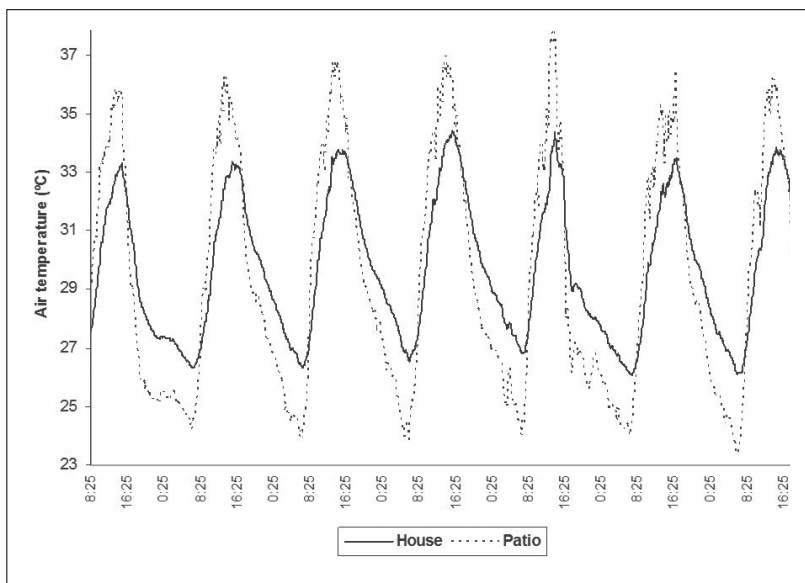


Fig. 5. Temperaturas del aire registradas a lo largo de siete días en uno de los patios examinados. Las medidas fueron tomadas cada 5 minutos. Dos data logger fueron situados dentro de la casa y en el centro del patio (el último de ellos expuesto directamente al sol en las horas centrales del día).

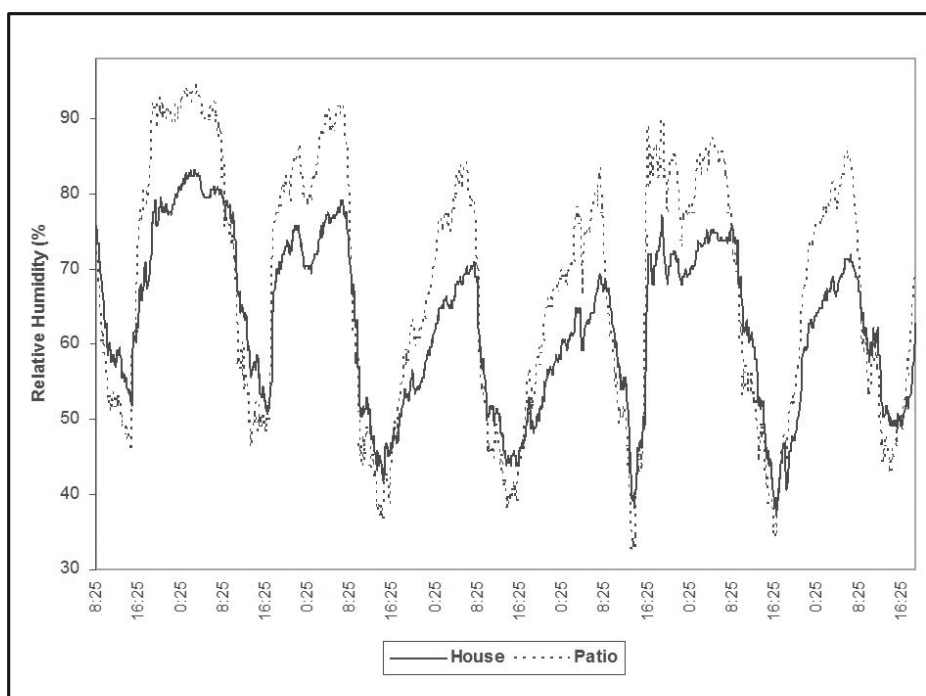


Fig. 6. Porcentaje de humedad relativa registrada a lo largo de siete días en uno de los patios examinados. Las medidas fueron tomadas cada 5 minutos. Dos data logger fueron situados dentro de la casa y en el centro del patio (el último de ellos expuesto directamente al sol en las horas centrales del día).

características de cada casa en metodología) y de la superficie del patio.

Los patios presentan condiciones más frescas que el interior de la casa desde las 5 de la tarde hasta las 8 de la mañana, lo que coincide con los momentos de menor insolación. Los rangos de temperatura del aire fueron mayores en el patio (ver Figura 5), pero los valores más bajos de humedad relativa no difieren de los registrados en el interior de la casa (ver Figura 6). En términos de promedio, los patios presentaron $0,62^{\circ}\text{C}$ menos que en la casa y $4,83\%$ más de humedad relativa.

Discusión

Consecuencias de la fragmentación del parcelario urbano

La dinámica observada de reducción en tamaño de las parcelas del centro histórico ha sido muy acusada en los últimos años, perdiéndose tres cuartas partes de la superficie de media. Este proceso es relativamente homogéneo en todo el centro de la ciudad y no hay áreas o barrios especialmente bien conservados o degradados. No obstante, el 83% de las manzanas que circundan la plaza central de León presentan

una menor tasa de división que el valor medio y algunas se mantienen sin dividir. Esta excepción puede deberse a la presencia en estas manzanas de varios edificios institucionales, los cuales tienen mayores capacidades para mantener íntegras las parcelas. Por el contrario, las manzanas situadas cerca del mercado de la ciudad presentan una mayor tasa de división y en general ausencia de patios debido a que los propietarios de las parcelas vendieron varias partes de su casa a los comerciantes.

Pensamos que las razones por las cuales se efectúan divisiones sucesivas en las parcelas de la ciudad podrían generalizarse a otros cascos históricos de ciudades coloniales americanas. La casa tradicional leonesa tiene una superficie elevada, cercana a los 1.700 m² de media (Tabla 1), lo que supone un coste de mantenimiento alto y seguramente no responde a las necesidades de una familia media en la actualidad. Si tenemos en cuenta la superficie media de las 20 casas coloniales bien conservadas visitadas entre 2001 y 2002 (superficie media de patio de 287 m² y del patio trasero o ‘traspatio’ de 365 m²), obtenemos más de 650 m² ocupados por patios, lo que supondría cerca de un 40% de la superficie de la casa ocupada por el patio (incluyéndose la superficie de corredores, podría aumentarse esta proporción). Estas características hacen difícilmente viable para muchas unidades familiares el mantenimiento de la parcela, por lo que en muchos casos se ha optado por la división de la parcela original en parcelas menores con acceso directo a la calle que son cedidas como herencia a familiares o, en otros casos, vendida parte de la casa original. La protección del patrimonio histórico en la ciudad de León ha consistido hasta la fecha en mantener el aspecto de las fachadas originales, pero no necesariamente asegura una protección al interior de la casa, por lo que el sistema o red de patios resulta muy frágil y amenazado. En el caso de la ciudad de Granada, otro ejemplo de

urbanismo colonial bien conservado, también se ha documentado el cambio interno en las parcelas que está suponiendo una afección al patrimonio arquitectónico de la ciudad (López y Deguchi 2006), por lo que constatamos que este proceso se está dando al menos en las ciudades coloniales nicaragüenses y probablemente sea generalizable al ámbito centroamericano. Lugares tan distantes como ciudades de la India también han estudiado cambios en las zonas verdes de tipo privado, constatando una pérdida de superficie que además viene acompañada de una pérdida de diversidad vegetal (Balooni *et al.* 2014).

De este modo, se pierde la configuración original del interior de la casa, tal como la describiera Buitrago (1987), pese a que en muchos casos la fachada exterior y sus elementos típicos se mantienen. La división de los patios originales se ha realizado de modo perpendicular al acceso a la calle, obteniéndose parcelas cuadrangulares alargadas y estrechas, que determinan una estructura alargada de los nuevos patios, en los que desaparecen algunos corredores. Por otro lado, una vivienda de menor tamaño requiere para ser habitable de un aumento de la superficie destinada a habitaciones y otras dependencias en detrimento del espacio del patio, por lo que en general se tiende a eliminar el traspatio y a mantener el patio central. Pese a que los patios complementarios destinados a zonas de servicio no han sido evaluados en este trabajo, el censo inicial (Capítulo 2) mostró que solo el 10% de las viviendas estudiadas mediante un muestreo aleatorio, conservaban esta configuración original en los patios coloniales.

No hemos encontrado información disponible sobre la división con pared de obra de las parcelas en el barrio indígena de Sutiaba, pero en las 8 manzanas estudiadas en esta área, encontramos una elevada superficie por

parcela, lo que indica una menor densidad de estructuras construidas y patios de mayor tamaño, por lo que la presión de demanda de nueva vivienda habría sido menor.

De forma general, como consecuencia de los procesos de división se favorece la superficie de la casa y se disminuye la de los patios, por lo que estos se alteran y destruyen más que el promedio de la parcela. Su funcionalidad se verá también afectada. En cerca de un tercio de las viviendas del centro visitadas (Tabla 3), el patio de hecho desaparece. A modo de ejemplo en otros contextos, en ciudades neozelandesas (Mathieu *et al.* 2007) e inglesas (Cameron *et al.* 2012) se comenta que “la urbanización creciente está disminuyendo la proporción de área dedicada a los jardines a través de incluir zonas construidas, venta de jardines existentes para urbanizar o nuevas viviendas con menores jardines”, por lo que parece ser un fenómeno que también se puede aplicar a países más desarrollados.

La importancia del patio en la cobertura verde urbana

Los resultados del capítulo anterior indicaban que los patios representan más del 85% del total de zonas verdes urbanas de la ciudad de León, por lo que pueden considerarse su componente más importante. Una perspectiva vertical de la ciudad a través de imágenes de ortofoto, permite observar cómo el interior de las manzanas presenta una muy elevada cobertura arbórea, pese a que desde las calles apenas pueda apreciarse (Figura 4). El carácter comunal de los patios de herencia indígena y el tipo de usos que en ellos se practica, es una de las causas por las cuales se observan parches de arbolado más denso, extensos y de mayor altura media en comparación con los del centro colonial, que aparecen mucho más fragmentados. También en este caso la presión de la división parcelaria puede

haber sido menor, tal como se muestra en el número de parcelas por manzana en la Tabla 3, contribuyendo también al mantenimiento de patios de superficie mayor.

De acuerdo a los resultados del Capítulo 2, también muestran una mayor diversidad de plantas cultivadas, tipos biológicos vegetales y usos de la vegetación en los patios indígenas con respecto a los coloniales. Este conjunto de factores contribuyen asimismo en una mayor superficie arbolada en el conjunto de la ciudad. Existe un consenso cada vez más creciente a la hora de identificar tamaños de parche grandes en zonas urbanas con mayores diversidades y abundancias de diferentes especies (véase Hobbs 1988 para plantas vasculares; Smith *et al.* 2005 para dosel de vegetación; o Mörtberg 2001 para presencia de aves entre otros). No obstante, existen otros factores que pueden matizar esta tendencia, como la distribución de los parches en la matriz urbana y las distancias entre los mismos (véase entre muchos otros a Cook *et al.* 2002), mientras que otros autores sostienen que debe tenerse en cuenta para la planificación de la matriz urbana la composición específica de los distintos parches, ya que parches de pequeño tamaño pueden soportar especies clave que no se encuentran presentes en parches mayores (Godefroid and Koedam 2003). En este sentido, en relación con los resultados obtenidos en los Capítulos 5 y 6, de presencia y abundancia de la iguana *Ctenosaura similis* y la comunidad de aves en los patios leoneses, muchas veces por encima del tamaño de patio es importante la componente de tener una estructura de la vegetación diversificada. Por tanto, para el mantenimiento de una matriz de patios urbanos que pueda acoger una comunidad de plantas y animales silvestres adecuada, deberá atenderse a varios parámetros entre los que se encuentran el mantener tamaños de parche no demasiado pequeños, con conectividad adecuada entre

los mismos y a su vez conectándose con los hábitats periurbanos, y con estructuras de la vegetación diversificadas que se logran con el mantenimiento de las estructuras típicas de los patios colonial e indígena.

Por otro lado, el mantenimiento de una adecuada cobertura arbórea puede tener otra serie de beneficios a escala urbana, como es el caso de una mayor protección frente a inundaciones (Cameron *et al.* 2012). Este servicio también puede verse afectado por el descenso en la cobertura y un aumento de superficies urbanizadas o pavimentadas que hagan menos permeable el terreno (ver Perry y Nawaz 2008 para jardines ingleses). Esta tendencia puede estar ocurriendo en la ciudad de León, ya que en el Capítulo anterior se indicaba cómo algunos patios ya estaban incrementando su superficie pavimentada y en este se atiende a la pérdida de superficie de patio a favor de un aumento de la vivienda. Por último, otro de los servicios que presta esta cobertura arbórea en la ciudad es el de atemperar el clima urbano, que será discutido en mayor profundidad a continuación.

Regulación del patio en la vivienda

Los resultados de la Tabla 4 y Figuras 5 y 6 nos indican cómo el patio contribuye a la regulación microclimática en la vivienda, favoreciendo la circulación del aire por la diferencia de temperaturas con el interior de la casa. Aunque dichos resultados no son significativos debido al reducido número de viviendas analizadas (tres), a modo ilustrativo pueden ser discutidos para apuntar algunas posibilidades que luego serán ampliadas en el Capítulo 4. También deberían estudiarse otros efectos de regulación como son los que realizan los corredores adyacentes al patio, ya que son lugares donde la circulación del aire a través del patio es mayor y que, por

tanto, resultan más frescos *a priori* que otras estancias de la casa, o los efectos de los riegos. Las tendencias obtenidas son similares con independencia del tipo de casa estudiado, por lo que podría apuntarse que tamaños de patio pequeños seguirían contribuyendo a regular la temperatura y la humedad de la casa en un grado similar. Esto podría deberse a que la superficie del patio todavía no es lo suficientemente reducida para perder este servicio ambiental o sufrir una merma en su provisión, o bien porque el efecto agregado de todos los patios urbanos a escala de la ciudad estaría contribuyendo a atemperar de modo similar el interior de todas las casas a través de los patios (que están abiertos al ambiente exterior al menos por el techo).

En línea con estas consideraciones, la revisión de Bowler *et al.* (2010) concluyen que los parques urbanos presentan de día y de noche entre 0,94°C y 1,15°C menos que otras áreas urbanas sin vegetación, lo cual es algo más que el promedio para todo el día obtenido en los patios estudiados (0,62°C). Concluyen también un efecto positivo de mayor reducción de la temperatura a mayor superficie del parque y la inexistencia de resultados sobre la contribución que tienen las áreas verdes en la reducción global de la temperatura a escala urbana, cuestiones que también deberían ser prospectadas en el futuro en los patios urbanos para conocer su contribución real a escala de vivienda y de la ciudad en su conjunto. Si bien no se han encontrado artículos que evidencien un efecto regulador del patio colonial americano, en casas-patio tradicionales chinas se ha demostrado el efecto 'buffer' que el patio ejerce sobre las temperaturas de las estancias de la casa y su contribución a la ventilación de la vivienda (Xie *et al.* 2010).

Referencias

- Ahern J. (2007): Green infrastructure for cities: The spatial dimension. En: Novotny V. y Brown P.: *Cities of the Future Towards Integrated Sustainable*. IWA Publishing, London, U.K.
- Balooni K., Gangopadhyay K. y Mohan Kumar B. (2014): Governance for private green spaces in a growing Indian city. *Landscape and Urban Planning* 123: 21-29.
- Bolund P. y Hunhammar S. (1999): Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29: 293-301.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M. y Pullin A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97(3): 147-155.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación*, BCN: 95-115.
- Cameron R.W.F., Blanusa T., Taylor J.E., Salisbury A., Halstead A.J., Henricot B. y Thompson K. (2012): The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(2): 129-137.
- Collins J.P., Kinzig A., Grimm N.B., Fagan W.F., Hope D., Wu J. y Borer E.T. (2000): A new urban ecology: Modeling human communities as integral parts of ecosystems poses special problems for the development and testing of ecological theory. *American Scientist* 88: 416-425.
- Cook W.M., Lane K.T., Foster B.L. y Holt R.D. (2002): Island theory, matrix effects and species richness patterns in habitat fragments. *Ecology Letters* 5: 619-623.
- ESRI 2005. *ESRI ArcMap 9.1*. Copyright 1999-2005 ESRI Inc.
- Gaston K.J., Warren P.H., Thompson K. y Smith R.M. (2005): Urban Domestic Gardens (IV): The Extent of the Resource and its Associated Features. *Biodiversity and Conservation* 14(14): 3327-3349.
- Gibb H. y Hochuli D.F. (2006): Habitat fragmentation in an urban environment: large and small fragments support different arthropod assemblages. *Biological Conservation* 106(1): 91-100.
- Gill S., Handley J., Ennos A. y Pauleit S. (2007): Adapting Cities for Climate Change: The Role of The Green Infrastructure. *Built Environment* 3(1): 115-133.
- Giorgi J.N. y Dimitrou D. (2010): The contribution of urban green spaces to the improvement of environment in cities: Case study of Chania, Greece. *Building and Environment* 45(6): 1401-1414.
- Goddard M.A., Dougill A.J. y Benton T.G. (2010): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2): 90-98.
- Godefroid S. y Koedam N. (2003): How important are the large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12: 287-298.

- Gómez Sal A. (2011): Urbanización planetaria. Las grandes ciudades como problema de la biosfera. En: *El Planeta Tierra*. Biblioteca Ben Rosch, Tomo 3, pp. 185-195.
- González-García A. y Gómez Sal A. (eds.) (2007): *Los patios de León (Nicaragua): Naturaleza y patrimonio*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Madrid.
- González-García A. y Gómez Sal A. (2008): The private urban greenspaces or 'patios' as a key element in urban ecology in Tropical Central America. *Human Ecology* 36: 291-300.
- Hobbs E.R. (1988): Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1(3): 141-152.
- INETER (2004): *Atlas climático de Nicaragua*. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales, Dirección General de Meteorología, Managua.
- INIDE (2005): *VII Censo de población y III de vivienda*. Managua, Nicaragua.
- Jellinek S., Driscoll D.A y Kirkpatrick J.B. (2004): Environmental and vegetation variables have a greater influence than habitat fragmentation in structuring lizard communities in remnant urban bushland. *Austral Ecology* 29(3): 294-304.
- López M.A. y Deguchi A. (2006): Analysis on urban morphology transformation of historic urban centre in spanish-american colonial city - Case study on city of Granada, Nicaragua. *Journal of Architecture and Urban Design, Kyushu University* 10: 11-18.
- Loram A., Tratalos J., Warren P.H. y Gaston K.J. (2007): Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22(4): 601-615.
- Loram, A., Warren P., Thompson K. y Gaston K. (2011): Urban Domestic Gardens: The Effects of Human Interventions on Garden Composition. *Environmental Management* 48(4): 808-824.
- Mathieu R., Freeman C. y Aryal J. (2007): Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning* 81: 179-192.
- Mörtberg U. (2001): Resident bird species in urban forest remnants; landscape and habitat perspectives. *Landscape Ecology* 16(3): 193-203.
- Perry T. y Nawaz R. (2008): An investigation into the extent and impacts of hard surfacing of domestic gardens in an area of Leeds, United Kingdom. *Landscape and Urban Planning* 86: 1-13.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2005): Urban domestic gardens (V): relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology* 20: 235-253.
- Statsoft Inc. 2003. *STATISTICA* (data analysis software system), version 6. www.statsoft.com
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J. y James P. (2007): Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81: 167-178.

- OCHU, Oficina de Centro Histórico y Urbanismo (2001): *Plan especial de revitalización del centro de León: Estudio base tipológico-urbano-arquitectónico*. León, Oficina de Centro Histórico y Urbanismo, Alcaldía de León.
- Xie M., Zhang G., Feng X., Kin Z. y Zhang Q. (2010): Influence of patio on indoor environment in a Chinese traditional folk house in summer. *Journal of Southeast University* 26(2): 165-168.



Capítulo 4





Capítulo 4

La provisión de servicios de los ecosistemas afectada por la división de la parcela en zonas verdes urbanas "patios" de León, Nicaragua

Este capítulo reproduce íntegramente el texto del siguiente manuscrito:

González-García A., Velázquez E. y Gómez Sal A. *Submitted*. Ecosystem services provision affected by lots division in urban greenspaces 'patios' in León, Nicaragua. *Landscape and Urban Planning*.

Resumen

El análisis y evaluación de la provisión de los servicios de los ecosistemas es un campo de investigación emergente en ecología, capaz de ser aplicada a sistemas agroforestales. El presente trabajo examina la provisión de servicios de los ecosistemas por diferentes tipos de espacios verdes privados ("patios" en Latinoamérica) en la ciudad de León (Nicaragua). El conjunto de patios es considerado uno de las herencias más relevantes de León, careciendo por el momento de una protección legal efectiva. En trabajos anteriores documentamos las principales causas de degradación de estos espacios. En este estudio, evaluamos la provisión de servicios para el bienestar humano en 40 patios aleatoriamente seleccionados y agrupados por tipo de superficie y tipología. Los resultados muestran un proceso acelerado de división de las parcelas que reducen la superficie del patio y modifican su manejo habitual. A medida que disminuye la superficie, la provisión de bienes (frutas, verduras y ganado de pequeño tamaño) y las funciones de soporte (fauna silvestre) también disminuyen. Por otro lado, los servicios de regulación y recreativos fueron menos afectados por la reducción de la superficie de lo esperado. El tipo de vallado entre patios fue identificado como una causa importante de diferencias en la provisión de servicios de los ecosistemas; aquellos que están separados por vallas altas y cerradas muestran peor regulación climática que los que tienen cercas vivas vegetales más diáfanas. El estudio destaca la importancia de los servicios que proveen los ecosistemas en ciudades tropicales tradicionales y las consecuencias que los cambios en su estructura y contenidos (plantas, manejo) pueden acarrear en funciones importantes para el bienestar humano.

Ecosystem services provision affected by lots division in urban greenspaces "patios" in León, Nicaragua.

Alberto González-García^{*1}, Eduardo Velázquez^{**}, Antonio Gómez Sal^{*}

^{*}Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain.

^{**}Ökologische Systemanalyse. Helmholtz Zentrum für Umweltforschung-UFZ. Permoserstr. 15.

04318 Leipzig, Germany.

¹e-mail: alberto.gonzalez@uah.es

Abstract

The analysis and assessment of ecosystem services provision is an emerging area of research in ecology, able to be applied to agroforestry systems. The present article examines the provision of ecosystem services by different types of urban private gardens ('patios' in Latin America) in the City of León (Nicaragua). The patios framework is considered one of the most outstanding heritages of León, but lacking at present of an effective legal protection. In previous works, we documented the main causes of degradation of these spaces. In this study, we evaluated the provision of services for human welfare in 40 patios randomly selected and grouped by surface and typology to. Results show an increasing process of lot division that reduces the garden surface and modifies its customary management. As surface decreases, provision of goods (fruits, vegetables, and small livestock) and support functions (wildlife) also decreases. In the other hand, regulation and recreational services were less affected for surface reduction than could be expected. Fencing between gardens was also identified as an important cause of the differences in ecosystem services provision among the patios; those separated by solid and closed fences show a worse climate regulation than ones having more diaphanous vegetal hedges. The study highlights the importance of services provided by homegardens in traditional tropical cities and the consequences that changes in its structure and contents (plants, management) can carry in important functions for human welfare.

Key words: ecosystem services, evaluation, urban greenspaces, surface reduction, patios.

Introduction

Ecosystem services can be defined as the conditions and processes through which natural ecosystems sustain and fulfil human life (Chee 2004). They can be grouped in provisioning services such as food and water; regulating services such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; supporting services such as soil formation and nutrient cycling; and cultural services such as recreational, spiritual, religious and other nonmaterial benefits (MEA 2003). Due to the rapid transformation of earth's terrestrial surface, and the consequences of biodiversity loss for ecosystem functioning (Balvanera 2006, Díaz *et al.* 2006), valuation of ecosystem services has been a topic of major concern in scientific literature during the last decades (Hein *et al.* 2006). However, there is no agreement on the differentiation between ecosystem services and related terms such as ecosystem processes and functions (Jax 2005, Costanza 2008). Issues concerning classification and quantification of ecosystem services (Boyd and Banzhaf 2007, Wallace 2007, Fisher *et al.* 2009), and their spatiotemporal dynamics (Chee 2004) are still a matter of debate. More importantly, there is a need for quantifying the trade-offs among ecosystem services and how they affect ecosystem resilience at small scale (Kareiva *et al.* 2007). Trade-offs among ecosystem services occur when the provision of one service is reduced as a consequence of the increased use of another one, and arise from management choices made by humans, which can change the type, magnitude, and relative mix of services provided by ecosystems (Rodríguez *et al.* 2006).

It is also increasingly clear that protection or enhance of ecosystem services can play an important role in maintaining social and economic well-being of societies (Buller and

Oluoch-Kosura 2006). A rigorous, systematic methodology for introducing ecosystem services in planning as not been developed (Chan *et al.* 2006), and they are not well accounted for in the management of natural resources (Wallace *et al.* 2007).

The majority of the studies on quantification of ecosystem services have been carried out that broad (regional to global) scale by using available data from previous research (Costanza 2008), however, locally-derived data are crucial to elucidate global patterns of change in the status of populations and habitats, the services they provide, and the threats the face (Danielsen *et al.* 2005), and a better understanding of provision of ecosystem services at local scales is currently needed (Kremen and Ostfeld 2005). On the other hand, most studies on this topic have been performed in natural and protected areas (Fisher *et al.* 2009). Urban areas comprise about 50% of world's population in 2008 and are currently experiencing a strong development, particularly in impoverished countries (UNPF 2008). Urban ecological systems are characterized by complex interactions among social, economic, institutional and environmental variables, and have a strong influence on the functioning of local and global earth ecosystems (Alberti 2005). This points towards a need for quantifying the ecosystem services provided by urban green spaces (Bolund and Hunhammar 1999, Zhang *et al.* 2007, Cameron *et al.* 2012).

In small cities of tropical countries, urban homegardens are important to provide food and space for leisure and domestic activities to their owners. In the city of León, Nicaragua, urban homegardens (locally referred as 'patios') are a distinctive feature of many neighbourhoods. Patios already existed during pre-hispanic times, but the most of them were

developed early in the XVII century, just after the foundation of the city by the first European settlers. Currently, patios occupy more than 95% of the urban green areas of León City (González-García and Gómez Sal 2008). This situation entails a distribution of these green areas in tree patches of different dimensions inside the urban blocks.

Within the city, two main typologies of patios can be differentiated attending to their different origin (as described by González-García and Gómez Sal 2008): indigenous root patios and colonial patios. Patios are complex systems which include both, domestic or human-adapted, and wild plants and animals

which colonize these spaces from the croplands and forests around the city (González-García and Gómez Sal 2008). Well conserved colonial patios are central patios with four surrounding corridors and ornamental uses of cultivated vegetation. Indigenous root patios occupy large areas and are multistratified gardens established near living quarters to serve primarily household consumption needs and are usually divided by live fences. Nonetheless, patios show strong dynamics of change which are mainly determined by the ability of the owners to perform modifications such as flooring of surfaces, building of new rooms, changes in the cultivated flora due to acculturation processes, and lot divisions



Fig. 1. Location of the city of León in Nicaragua, Central America (top left map); delimitation of the extension of indigenous neighbourhood and colonial centre at the city (bottom left map); and situation of the 16 selected blocks and 40 selected patios (right map).

Table 1. Number of sampled patios according to their typology and surface interval^a.

Patio Style	High surface	Medium surface	Low surface
Colonial	8	-	8
Indigenous-root	8	8	8

^a High surface- > 500 m² for indigenous patios; > 100 m² for colonial patios.

Medium surface- between 150 and 500 m² for indigenous patios.

Low surface- < 150 m² for indigenous patios; < 100 m² for colonial patios.

by fencing . In addition, fencing modes are changing, and less ‘permeable’ fences (those fences that not allow a normal circulation of wind and terrestrial animals) are increasing in detriment of live fences.

The continuous division of the lots occupied by the original patios in both the historical centre and the indigenous neighborhood, entails a conservation problem of the colonial and indigenous houses. This process arises in the last half of XX century, when the cotton crisis brought the region to recession (Romero and Cabrera 2005), and is partially explained by the difficulties of most families to maintain large houses (with large patios) and for their descendants to access new housing. In fact, the continuous division of lots implies also the construction of new rooms in detriment of the area occupied by the patios. This process might have an important effect in the reduction of overall urban biodiversity of cultivated plants, cultural heritage, and traditional management practices, and subsequently it might affect the provision of environmental services of the patios.

In this article we aim to value some provisioning, regulating, cultural and supporting indicators of ecosystem services in

urban homegardens ‘patios’ of León, Nicaragua, and to analyze if recent processes of division of lots have affected their provision.

Materials and methods

Study area

The city of León is located in western Nicaragua (12° 26’ N, 86° 53’ W), at an altitude of 109 m above sea level (Figure 1). The area has a dry tropical climate with 1484 mm of average annual rainfall, mainly concentrated between May and October (INETER 2004). Mean temperature is 27.5°C, and the difference between the warmest and coldest months is less than 5°C (INETER 2004). The urban development of this city results from a pre-hispanic indigenous community that was aggregated to a Spanish settlement founded in 1614 (Buitrago 1987), but in the last decades newer cheaply built neighborhoods have grown all around the peripheral areas of the city. León is the second most populated city in the country, accounting for 174,051 inhabitants in 2005 (INIDE 2005). It has had a moderate growth rate in the period 1995-2005 (7.2 %).

Data collection

Patios were selected by carrying out a stratified sampling between July and September of 2006. Firstly, eight blocks were selected randomly, both Sutiaba and the colonial centre, the two historical sectors of the city (16 blocks in total, Figure 1). Neighborhoods created along XX century and located in peripheral areas of the city were not included in the study due to their reduced surfaces and species richness (González-García and Gómez Sal 2008). In each block all lots were visited to determine the number of existing 'patios' and their approximate size and typology (colonial or indigenous). Patios were classified by the size of the area they occupied, considering three (high, medium and low) and two (high and low) area ranges for colonial and indigenous typologies respectively. The final sample of 40 patios were obtained choosing randomly 8 patios in those 16 blocks belonging to each surface group and typology, as shows Table 1.

In the 16 finally selected patios, ecosystem services were determined calculating 11 indicators belonging to the four main types of services mentioned in the literature (MEA 2003): provisioning, regulation, cultural and supporting (Table 2). Indicators were selected using two criteria: services that are perceived as important by inhabitants and availability of information. Inhabitants perceived that most important functions of patios are the provision of certain goods (primarily fruit production, also important in some cases animals for egg consumption or meat and medicinal plants), the provision of a warmer climate at the final hours of the day and the provision of a space to stay at leisure times and to carry out some daily activities (wash and hang out clothes, cook, presence of latrines and showers in some cases, etc.). Additionally there were included

some indicators of support for wildlife species, centered in vertebrates (iguanas and birds) and woody plants of spontaneous origin. Data taken in the field work -about indicators and independent variables- can be grouped into six categories:

- Physical structure of patios: in each patio we measured the total area, the paved areas, the distribution of different elements (trees, shrubs, latrines, ornamental elements, live fences, etc) and type of fencing (presence/absence of fencing and types: fences > 2 meters height and walls < 2 meters height or patio enclosed in the house). Type of fencing allows different permeability to wind circulation and terrestrial animal movements, considering wire fences, live fences and artificial walls < 2 meters as permeable fences and the rest as impermeable fences.
- Vegetation structure and composition: in each patio, we also measured life forms; mean herbaceous cover and height (regular distribution of 25x25 cm quadrats); shrub height; tree variables (height, diameter at breast height and different top measures); presence and nature of vegetable linear elements (live fences and hedges); presence and abundance of uncultivated woody plant seedlings; and plant uses. Prices of fruits and vegetables at local market were collected.
- Domestic animals: we assessed the presence of domestic animals, distinguishing between those used for meat or egg consumption, and pets. Prices at local market of meat and eggs were calculated (July 2006).
- Microclimatic conditions: In 1 to 10 points within each patio depending on its size and in the street, beside the house, we measured air temperature at 1 m height and relative humidity with a calibrated thermo-hygrometer.

These measures were also contrasted with the data of a meteorological station situated at the Agrosilvopastoral campus of the UNAN-

León in the outskirts of the city. To examine the differences in air temperature and relative humidity values between the patio and the

Table 2. Indicators used to measure services provision.

Group	Indicator	Measure
Provisioning	Diversity of fruit and vegetables	Number of species used for fruit consumption and vegetables
	Market price of fruit and vegetables production	Price at local market (€/year) of the estimated production of fruit and vegetables grown
	Market price of animals bred	Price at local market (€/year) of the estimated production of animals bred for consumption
Regulation	Relative humidity index	Difference between mean percentage of humidity inside the patio and percentage of humidity outside the dwelling. Standardized considering the maximum difference as 1 and the minimum as 0
	Air temperature index	Difference between mean air temperature (°C) inside the patio and temperature obtained outside the dwelling. Standardized considering the maximum difference as 1 and the minimum as 0
	Percentage of tree cover	Percentage of the patio surface that is covered by trees
Cultural	Hours spent per inhabitant	Number of estimated hours that each inhabitant spends in the patio or in the corridors of it
Supporting	Wild bird diversity	Shannon index of observed wild birds
	Wild bird abundance	Number of different wild birds observed
	Iguana presence	Patios were spiny-tailed iguanas are frequently observed by inhabitants
	Woody seedling richness	Number of species of woody plants that appear as spontaneous seedling

interior of the house, we situated data loggers in both places. These data loggers measured each 5 minutes along a complete week in three different dwellings of the city.

- Wild vertebrates: patios were also visited early in the morning (between dawn and 8 a.m.) to observe wild bird richness and abundance. We also recorded the activity of each one of the observed animals and sex if possible. We obtained presence and abundance data of spiny-tailed iguana (*Ctenosaura similis*) by making a poll to the inhabitants of each patio, and we completed this census with direct observations of adult and juvenile individuals, as well as presence of burrows.

- Patio uses: we made a poll to the inhabitants of each patio to ask them about the use of the patio in their daily lives (i.e. for recreational, domestic or managing activities). We asked for the mean number of hours that each member of the family usually spend in the patio, the activities they realized there, and at which time during the day they use to do them. We also asked the person or persons in charge of the patio management about management activities performed (like irrigations, pruning, etc.).

Statistical analyses

To characterize services provision values in different patio groups we use simple means and standard distributions. When necessary, we carried out logarithmic, square-root, arcsin and box-cox transformations of variables to achieve the normality assumption. To test if the area and the type of patio affected the provision of ecosystem services in each patio, we carried out a Multivariate Analysis of Variance (MANOVA). Previously, we tested the assumptions of this analysis; lower number of dependent variables according

to the number of observations, normality and linearity of the dependent variables, absence of multicollinearity between the dependent variables. To study the influence of permeability indicator in ecosystem services provision we carried out a Spearman Rank correlation between these two variables. All analyses were made by using STATISTICA ver. 7 software (StatSoft 2007).

Results

Functions of patios

Mean surface values obtained in group classification were 178.3 m² for large-surface colonial patios; 27.4 m² for small-surface colonial patios; 870.8 m² for large-surface indigenous patios; 302.4 m² for medium-surface indigenous patios; and 78.0 m² for small-surface indigenous patios.

Table 3 presents the distribution of the 11 environmental services considered in relation to different size and typology of patios. For provisioning services, the highest mean values of services provision appear in the large-surface indigenous patios, and the lowest in the small-surface colonial patios. All colonial patios we visited kept no animals for food consumption, but a 29% of indigenous patios (7 patios) presented these animals. They were chicken (6 patios), pigs and rabbits (1 patio, each one). In relation to fruit and vegetables, they were found in most of the patios with the exception of 6, all of them colonial. Mean market values of large indigenous patios show a mean income



Table 3. Indicators of services provision in 40 patios in León city grouped according their typology and relative size.

Surface group	Colonial						Indigenous					
	High		Low		High		Medium		Low		SD	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
Provisioning services												
Diversity of fruit and vegetables	5.75	5.15	1.13	1.81	21.00	10.03	8.50	5.10	4.00	4.00	1.85	1.85
Market price fruit and vegetables production	131.79	123.99	28.34	54.00	586.87	363.72	248.97	200.92	108.81	108.81	86.21	86.21
Market price of animals bred	0.00	0.00	0.00	0.00	49.92	110.55	43.08	72.26	9.48	9.48	26.92	26.92
Regulation services												
Relative humidity index ^a	24.76	7.41	18.00	10.11	37.76	7.17	27.62	8.20	41.80	41.80	20.42	20.42
Air temperature index ^b	59.39	16.72	66.25	29.40	54.11	21.30	70.18	21.48	55.71	55.71	28.48	28.48
Percentage of tree cover	31.67	23.94	17.54	32.70	44.36	10.12	43.41	26.35	61.72	61.72	27.47	27.47
Cultural services												
Hours spent per habitant	4.21	4.80	2.93	2.56	4.20	2.01	4.23	3.42	4.13	4.13	3.34	3.34
Supporting services												
Wild bird diversity	1.29	0.51	0.43	0.36	1.29	0.50	1.08	0.54	0.78	0.78	0.54	0.54
Bird abundance	11.88	5.79	8.75	11.49	14.13	8.69	7.25	4.17	4.13	4.13	4.19	4.19
Iguana presence	37.50	51.75	12.5	35.36	100.00	0.0	87.50	35.36	75.00	75.00	46.29	46.29
Woody seedling richness	4.75	2.91	1.88	2.10	10.38	3.58	5.38	2.61	2.00	2.00	1.93	1.93

^a Index express the maximum difference between mean humidity inside the patio and humidity outside the dwelling as 100 and the minimum difference as 0, ordering the rest of values as a function of the extremes. Values closer to 100 indicate that humidity inside patio is much higher than the exterior value.

^b Index express the maximum difference between mean air temperature inside the patio and air temperature outside the dwelling as 100 and the minimum difference as 0, ordering the rest of values as a function of the extremes. Values closer to 100 indicate that air temperature inside patio is much higher than the exterior value.

of 49 dollars per month if all the production were sold. The maximum value corresponds to an income of 113 dollars per month.

Regulation services show different behavior, with a better microclimatic regulation and tree cover values in small indigenous patios and the worst values in small colonial patios. In all groups there were observed a better regulation inside patios in comparison to those obtained in the street, which means higher values of relative humidity and lower values of temperature at the central hours of the day. In general terms, we observed a higher difference in relative humidity values between patios and houses/streets in the indigenous patios but mean values of air temperature that can not be attributed to patio size or typology. Indigenous patios also presented higher tree cover percentages (49.8%) in relation to colonial patios (24.6%).

The indicator used to estimate cultural services show very similar values in all groups with the exception of small-surface colonial patios, which presented much lower values.

In most types of patios, inhabitants spent approximately 4.2 hours per day, but in small-surface colonial patios they spent just 2.9 hours/day. Finally, with regard to supporting services, large-surface indigenous patios and small-surface indigenous and colonial patios contributed to the highest and lowest habitat provision in all indicators analyzed, respectively. Both large-surface colonial and indigenous patios presented the highest values of presence and abundance of wild birds, but the species present varied according to the type of patio. We observed individuals of spiny-tailed iguanas (*Ctenosaura similis*) in 87.5% of indigenous patios and 25% of colonial patios. Abundance of iguanas varied between indigenous (2.2 individuals/patio) and colonial (1.3 individual/patio) patios.

The more abundant birds in colonial patios are mainly doves (*Columba livia*, *Zenaida macroura* and *Columbina talpacoti*) and the hummingbird *Amazilia rutila*. We found a mean of eight and one individuals of *C. livia* in colonial and indigenous patios, respectively. The other two doves, *Z. macroura* and *C. talpacoti*, are

Table 4. Multivariate Analysis of Variance (MANOVA) analyzing the effect of surface and typology of urban patios in the provision of ecosystem services.

	Surface F	Typology F	Surface x Typology F
Diversity of fruit and vegetables	3,89*	7,31*	2,35 n.s
Air temperature index	0,05 n.s	0,0005 n.s	0,42 n.s
Hours spent per habitant	0,86 n.s	2,06 n.s	0,78 n.s
Wild bird diversity	7,75**	1,48 n.s	0,81 n.s

Table 5. Correlations between the surface of patios, the permeability indicator and the services provision indicators (Spearman Rank r).

	Surface		Permeability indicator	
	Spearman r	Significance	Spearman r	Significance
Diversity of fruit and vegetables	0,765758	**	0,564795	**
Market price fruit and vegetables production	0,762819	**	0,515298	**
Market price of animals bred	0,289947	n.s.	0,266402	n.s.
Relative humidity index	0,292564	n.s.	0,503169	**
Air temperature index	-0,166839	n.s.	-0,369305	*
Percentage of tree cover	0,177092	n.s.	0,361672	*
Hours spent per habitant	0,191175	n.s.	0,162250	n.s.
Wild bird diversity	0,530960	**	0,068066	n.s.
Bird abundance	0,414606	**	-0,048620	n.s.
Iguana presence	0,556833	**	0,566519	**
Woody seedling richness	0,733340	**	0,509172	**

associated to open fields and agricultural areas. Both doves, together with *A. rutila*, were seen feeding in cultivated flowers of *Heliconia* and *Ixora*. The birds *Quiscalus mexicanus*, *Passer domesticus*, *Myiozetetes similis*, *Thraupis episcopus* and *Turdus grayi* are more abundant in indigenous than in colonial patios. Also, some species with lesser abundance are not observed in colonial, the case of *Melanerpes aurifrons*, *Icterus pustulatus* and *Leptotila verreauxi*. Most

of these species have insectivore and frugivore habits and have preference for large and dense canopy trees (*T.episcopus*, *Q.mexicanus* at night, *M. aurifrons*) or trees to perch (*M. similis*).
Relations between services provision, surface and permeability

Results of the multivariate analysis of variance (MANOVA) (Table 4), showed a significant relationship of between the indicators of

ecosystem services provision with the area and type of patios. Production of fruits and vegetables was higher in large-surface and indigenous patios. Indicators of regulation and cultural services showed no significant relationships with patio surface or type. Finally, the indicator of supporting services was related to patio surface (higher surfaces implied a better provision of appropriate habitat for wild species) but not to patio type. Table 5 shows the correlations between the services provided by León patios and their surface and permeability indicators. Reduction of the patio surface is correlated with a reduction in provision of goods (fruit and vegetables), habitat for wild animals and non cultivated seedlings. The permeability indicator also explained the reduction of regulation services and both surface and permeability are not correlated with recreational services.

Discussion

Services provided by patios and observed reductions

Results of this study provide an illustrative example of trade-offs among ecosystems services provision (Kareiva *et al.* 2007). and highlight the dynamic nature of highly-manipulated human systems such as urban gardens or patios. Other works outstand the necessity to account for the environmental services provided by urban gardens (Cameron *et al.* 2012) and conclude that the more compact urban developments are, the lower is the rate of ecosystem services provided (Tratalos *et al.* 2007). In spite of their benefits, Cameron *et al.* (2012) points out that urban gardens can have potential negative effects in relation to the use of water, peat and garden chemicals or the introduction of exotic species with possibilities to be invasive, but these are aspects not explored in the present work.

The survey in 40 patios of different surface and type had the objective of evaluate the services that inhabitants of León considered important to maintain cultivated space and the relationships between the reduction in surface and provision of services. All the indicators that are significantly related with the surface reduction in patios belong to goods provision group and also support services for wildlife and native plants of spontaneous origin. However, the rate of reduction in surface is always upper than the rate of reduction of services evaluated, as seen in figure 3. Therefore, we could conclude that the process has not reached the threshold during which the services descend faster that surface or disappear.

Supporting services

Considering both types of patios analyzed, the large surface of indigenous patios allow them to provide a higher amount of the different services than colonial ones. Indigenous patios also favor habitat provision services for wildlife. The structure and plant composition is important to evaluate both groups (González-García and Gómez-Sal 2008), because indigenous patios tend to have multi-stratified vegetation where trees can reach 20 meters height and its composition is similar to the tropical dry forests around the city. In colonial patios, presence of native trees is much lower and a management of floras is mainly dedicated to ornamental purposes. Due to this fact, the presence of animals that are dependent to the specific floras is reduced, as the case of iguanas (González-García *et al.* 2009). Richness and abundance of mobile vertebrates as wild birds, however, is not reduced, but the species present and their relative abundance in indigenous and colonial patios are different.

In relation to woody seedlings, 16 species were found in at least one patio with predominant abundance. Most common species are tropical dry shrubs or understory trees that appear in open and disturbed forests, as the case of *Pithecellobium dulce*, *Cordia dentata*, *Tecoma stans* and *Sida acuta*. In colonial patios, seedlings of native trees have lesser abundance and common species come from fruit trees and other vegetables (*Carica papaya*, *Psidium guajava* and *Capsicum annuum*).

The study evaluates some support services with an emphasis in the provision of habitat for wildlife. However, we did not evaluate indicators of some other support services such as those related to nutrient cycles or primary production. The study of these services in urban systems such as patios can complete the evaluation of provision of this type of services which is in the base of the provision of the other three groups of services.

Provisioning services

Our results showed that provision of goods in patios is strongly related to their surface and type. Plants are cultivated in patios for different purposes (González-García and Gómez Sal 2008), with many of them related to self-consumption and medicinal uses in indigenous typologies. On the contrary, in colonial patios, cultivated plants are mainly dedicated to ornamental uses and, consequently, the provision of goods in this type of patios is lower.

The most common production in the indigenous patios of León city is the fruit production, but vegetable species are very restricted. This is because most fruit trees are multipurpose trees, which are considered for the production of fruits but also for the

provision of shade and their contribution to climate regulation. Concluding, the vegetal structure of these systems is a complex configuration that can satisfy in a reduced space several functions or services to inhabitants. And this configuration and its services to city inhabitants is endangered with the continuous process of lot divisions.

Regulation services

Patios play an important role in the creation of warmer conditions in some periods of the day because evapotranspiration of the vegetation contribute to regulate air temperature and humidity. In all analyzed groups air temperature inside patios were lower that value obtained immediately outside each house and the mean difference in all 40 patios considered is 1.1 °C. This value is similar to the capacity of other green areas as parks to cool the local environment (Bowler *et al.* 2010). Humidity values are also higher in all patio groups, with a mean difference of 4.66%. When all patios were compared and patio surface is tested as a dependent variable to find a decrease in this service, we did not find this correlation. This could be related to the fact that microclimatic regulation can be maintained with some types of fences when division of patios is performed. In Table 5 we found that patios divided with 'permeable' fencing methods could maintain the provision of this service but those divided by other methods could not.

Moreover, the type of fence used to divide the patio can reduce also the provision of other services (Table 5). Permeable fencing methods allow the circulation of wind and the flow of sun rays. In contrast, the utilization of walls of more than 2 meter height to separate patios contributes to a worse microclimatic regulation. Those kinds of walls can also limit

the mobility of wild species such as the spiny-tailed iguana (González-García *et al.* 2009), reducing the provision of support services.

Other regulation services that can be important at patios are flooding control made by vegetation covertures in the urban matrix (Perry and Nawaz 2008, Cameron *et al.* 2012). We didn't measure this effect, but a reduction of tree covers with the increasing in the percentage of impervious surfaces could cause problems when peak flows are producing.

Cultural services

The cultural/recreational services were represented with the mean amount of time that each inhabitant spends at the patio or their corridors for different purposes. All kinds of patio show similar values of this indicator with the exception of low surface colonial patios. In colonial houses, the space that the corridors occupy is also reduced, not allowing in most cases the situation of chairs and tables as occurs in well conserved corridors (with more than 1 meter width). The expansion of new rooms leaves a corridor that sometimes have less than 50 centimeters, and its function changes from a place to stay to a place to link different rooms of the house. In that case, the process of continuous division had change the functionality of patios removing one of the most important functions in inhabitant's opinion. At the indigenous-root, inhabitants use the patio to stay inside it (not frequent in colonial patios) and even the low surface patios have enough space to allow it (78 m²).

In relation to this, the revision made by Cameron *et al.* (2012) concludes that greatest benefit from gardens can be their potential to facilitate respite from stress and provide forum for exercise. Also, Ottosson and Grahn (2005), Ivarsson and Hagergall (2008) proves the capacity of gardens as restorative

environments for humans. Finally, Tzoulas *et al.* (2007) review the potential benefits of urban greening to human and ecosystem health. In conclusion, time spent in patios can have both recreational but healing proprieties that are being reducing if patios are not big enough to be a place for leisure time.

Conclusions

The present work contributes to a better knowledge about ecosystem services provision



in urban areas and the repercussion of patios. Inhabitants of León city have a good consideration of these spaces for their well-being, and selected indicators also bring a similar result. The principal threat of patio conservation is the continuous fragmentation and reduction of their surface. These processes is affecting some provision and support services such as diversity of fruit and vegetables or wild bird diversity, but other than regulation or cultural services are not strongly associated. Changes in regulation services are more related to other patio variables such as the permeability of fences, so implementing some guidelines when a patio is divided in relation to promote 'permeable' fences can maintain or reduce the impact of lot divisions. There are much more services to valuate in patios of small tropical cities like León, a work to be made in the future.

Acknowledgements

We are grateful to the *Programa de Cooperación con Centroamérica* (PCA) of the University of Alcalá (Spain) and the UNAN-León (Nicaragua) for project support. The University of Alcalá also provided financial support through an F.P.I. grant. Nuria Chacón, Violeta Simón and J. Isaac Flores helped in the fieldwork. Finally, we are very grateful to all the inhabitants of León and especially those who kindly opened their doors for this work.



References

- Alberti M. (2005): The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review* 28(2): 168-192.
- Balvanera P., Pfisterer A.B., Buchmann N., He J.S., Nakashizuka T., Raffaelli D. and Schmid B. (2006): Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. *Ecology Letters* 9(10): 1146-1156.
- Bolund P. and Hunhammar S. (1999): Ecosystem services in urban areas. *Ecological Economics* 29(2):293-301.
- Boyd J. and Banzhaf S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Bowler D.E., Buyung-Ali L., Knight T.M. and Pullin A.S. (2010): Urban greening to cool towns and cities: A systematic review of the empirical evidence. *Landscape and Urban Planning* 97(3):147-155.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación*, BCN: 95-115.
- Butler C.D. and Ouloch-Kosura W. (2006): Linking ecosystem services and future human well-being. *Ecology and Society* 11.
- Cameron R.W.F., Blanus T., Taylor J.E., Salisbury A., Halstead A.J., Henricot B. and Thompson K. (2012): The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(2):129-137.
- Chan K.M.A., Shaw M.R., Cameron D.R., Underwood E.C. and Daily G.C. (2006): Conservation planning for ecosystem services. *PLoS Biology* 4: 2138-2152.
- Chee Y.E. (2004): An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. *Biological Conservation* 120:540-565.
- Costanza R. (2008): Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141:350-352.
- Danielsen F., Burgess N.D. and Balmford A. (2005): Monitoring matters: examining the potential of locally-based approaches. *Biodiversity and Conservation* 14(11): 2507-2542.
- Díaz S., Fargione J., Chapin F.S. III. and Tillman D. (2006): Biodiversity loss threatens human well-being. *PLoS Biology* 4:1300-1305.
- ESRI 2005. *ESRI ArcMap 9.1*. Copyright 1999-2005 ESRI Inc.
- Fisher B., Turner R.K. and Morling P. (2009): Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological Economics* 68:643-653.
- González-García A. and Gómez-Sal A. (coord.) (2007): *Los patios de León (Nicaragua): Naturaleza y Patrimonio*. Servicio de Publicaciones, Universidad de Alcalá. Alcalá de Henares, Madrid.
- González-García A. and Gómez, A. (2008): Private urban greenspaces or 'patios' as a key element in the urban ecology of tropical Central America. *Human Ecology* 36:291-300.
- González-García A., Belliure J., Gómez-Sal A. and Dávila P. (2009): The role of urban greenspaces in fauna conservation: the case of the iguana *Ctenosaura similis* in the 'patios' of León city, Nicaragua. *Biodiversity and Conservation* 18: 1909-1920.
- Hein L., Van Koopen K., De Groot R.S. and Van Ierland E.C. (2006): Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecological Economics* 57:209-228.
- INETER (2004): *Atlas climático de Nicaragua*. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales (INETER), Dirección General de Meteorología, Managua.

- INIDE (2005): *Official statistics of Instituto Nacional de Información de Desarrollo (INIDE)*, Nicaragua (<http://www.inec.gob.ni/>).
- Ivarsson C.T. and Hagerhall C.M. (2008): The perceived restorativeness of gardens - Assessing the restorativeness of a mixed built and natural scene type. *Urban Forestry & Urban Greening* 7:107-118.
- Kareiva P., Watts S., McDonald R. and Boucher T. (2007): Domesticated nature: Shaping landscapes and ecosystems for human welfare. *Science* 316(5833):1886-1869.
- Kremen C. and Ostfeld R.S. (2005): A call to ecologists: measuring, analyzing and managing ecosystem services. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3(10):540-548.
- Jax K. (2005): Function and 'functioning' in ecology: what does it mean? *Oikos* 11(3): 641-648.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment) (2003): *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington DC.
- OCHU (Oficina de Centro Histórico y Urbanismo) (2001): *Plan especial de revitalización del centro de León: Estudio base tipológico-urbano-arquitectónico*. Oficina de Centro Histórico y Urbanismo, Alcaldía de León, Nicaragua.
- Ottosson J. and Grahn P. (2005): A comparison of leisure time spent in a garden with leisure time spent indoors: on measures of restoration in residents in geriatric care. *Landscape Research* 30(1):23-55.
- Perry T. and Nawaz R. (2008): An investigation into the extent and impacts of hard surfacing of domestic gardens in an area of Leeds, United Kingdom. *Landscape and Urban Planning* 86:1-13.
- Rodríguez J.P., Beard B.T., Bennett E.M., Cumming G.S., Cork S.J., Agard J., Dobson A.P. and Peterson G.D. (2006): Trade-offs across space, time and ecosystem services. *Ecology and Society* 11.
- Romero J. and Cabrera T. (2005): *Tierra ardiente: el occidente de Nicaragua a través de su historia*. Departamento de Historia, UNAN-Nicaragua.
- Statsoft Inc. (2007): *STATISTICA (data analysis software system)*, version 7. www.statsoft.com
- Tratalos J., Fuller R.A., Warren P.H., Davies R.G., Gaston K.J. (2007): Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* 83:308-317.
- Tzoulas K., Korpela K., Venn S., Yli-Pelkonen V., Kazmierczak A., Niemela J. and James P. (2007): Promoting ecosystem and human health in urban areas using green infrastructure: A literature review. *Landscape and Urban Planning* 81:167-178.
- UNDP (United Nations Development Programme) (2007): *Human Development Report 2007/2008. Fighting climate change: Human solidarity in a divided world*. New York, USA.
- UNPF (United Nations Population Found) (2008): *State of world population 2008: Reaching common ground: culture, gender and human rights*. UNFPA, New York.
- Wallace K.J. (2007): Classifications of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.
- Zhang L.X., Liu Q., Hall N.W. and Fu Z.T. (2007): An environmental accounting framework applied to green space ecosystem planning for small towns in China as a case study. *Ecological Economics* 60(3): 533-542.



Capítulo 5





Capítulo 5

El papel de las zonas verdes urbanas en la conservación de la fauna: el caso de la iguana *Ctenosaura similis* en los "patios" de la ciudad de León, Nicaragua

Este capítulo reproduce íntegramente el texto del siguiente manuscrito:

González-García A., Belliure J., Gómez-Sal A. y Dávila P. (2009): The role of urban greenspaces in fauna conservation: the case of the iguana *Ctenosaura similis* in the 'patios' of León city, Nicaragua. *Biodiversity and Conservation* 18: 1909-1920.

Resumen

Las zonas verdes privadas urbanas, llamadas "patios" en Latinoamérica, pueden actuar como importantes refugios para la fauna silvestre en ciudades de urbanismo diseminado de los trópicos. Nosotros estudiamos la presencia y abundancia de la iguana denominada garrobo negro (*Ctenosaura similis*) en los patios de la ciudad de León (Nicaragua). Cuarenta patios se caracterizaron estructuralmente y se determinó la abundancia de las iguanas a través de encuestas a la población apoyadas por observaciones de especímenes de garrobo y cuevas (lugares de refugio). La superficie del patio y la altura máxima de los árboles fueron las variables que se relacionaron positivamente con la presencia y abundancia de garrobos y presencia de cuevas. La permeabilidad de cercados para los movimientos de los garrobos y la existencia de árboles preferidos para su alimentación se relacionaron también con la presencia y abundancia de garrobos. El modelo de selección stepwise para la abundancia de garrobos incluyó el número de árboles preferidos, altura máxima de árboles y permeabilidad de cercados. La presencia de garrobos se explicó solamente por la altura máxima de árboles. Nuestros resultados muestran que los patios de herencia indígena ofrecen las condiciones más adecuadas para el establecimiento y mantenimiento de las poblaciones de garrobo entre los casos estudiados. A la luz de los resultados, se sugieren recomendaciones de manejo para preservar las poblaciones de *Ctenosaura similis* en los patios urbanos.

The role of urban greenspaces in fauna conservation: the case of the iguana *Ctenosaura similis* in the 'patios' of León city, Nicaragua.

Alberto González-García^{*1}, Josabel Belliure*, Antonio Gómez-Sal* and Pedrarias Dávila**

*Departamento de Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain.

** Departamento de Biología, UNAN-León, León, Nicaragua.

¹Author for correspondence (phone: +0034-918856408; fax: +0034-918854929; e-mail: alberto.gonzalez@uah.es)

Abstract

Private urban greenspaces, called 'patios' in Latin America, can act as important refuges for wildlife in scattered growing cities of the tropics. We studied the presence and abundance of the black spiny-tailed iguana (*Ctenosaura similis*) in patios of León city (Nicaragua). Forty patios were structurally characterized and abundances of iguanas were determined through surveys of inhabitants supported by observations of specimens and burrows. Patio surface and maximum tree height were variables positively related with presence and abundance of iguanas and presence of burrows. The permeability of fences for iguana movements and the presence of preferred trees for food were also related to presence and abundance of iguanas. Stepwise selection model for abundance of iguanas included number of preferred trees, maximum tree height and permeability of fences. The presence of iguanas was only explained by maximum tree height. Our results show that the indigenous-root types of patios offer the most adequate conditions for the establishment and maintenance of iguana populations among the studied cases. In the light of these results, management practices to preserve the *Ctenosaura similis* populations in urban patios are suggested.

Key words: *Ctenosaura similis*, tropical cities, urban ecology, urban greenspaces.

Introduction

Urban greenspaces are heterogeneous structures in size, shape and nature that can facilitate the survivorship of some wild species in urban habitats. They include forest patches, urban and peripheral parks, linear elements (riversides, tree's alignments and road borders), punctual elements (isolated trees), small green areas (public and private gardens), and other low intensity used spaces (cemeteries and unused plots). The surface and composition of those greenspaces are greatly variable worldwide and depend on previous characteristics of each settlement, the historical pattern of urbanization and the development politics (Rebele 1994, Dana *et al.* 2002).

Though private greenspaces have traditionally been less studied than the public ones, recent works have discussed their contribution to species diversity in urban areas. For instance, the studies of species diversity in gardens including flora surveys (Thompson *et al.* 2003, Smith *et al.* 2006a, Whelan *et al.* 2006, González-García and Gómez-Sal 2008) and fauna, especially invertebrates (Morley 1944, Barnes and Weil 1944, 1945, Owen 1978, Owen 1991, Smith *et al.* 2006b, 2006c), birds (Owen 1991, Reynaud and Thioulouse 2000, Palomino and Carrascal 2006, Parsons *et al.* 2006) and, more scarcely, reptiles and amphibians (Beebee 1979, Shine and Koenig 2001, Parris 2006). Most of this research concerns British gardens, the best studied private greenspaces.

Private gardens of traditional cities of Central America, called 'patios', may play an important role in wildlife conservation. Moreover, most of these cities are contained in areas that were historically tropical-dry forest, one of the most threatened and disturbed ecosystems (Janzen

1988). Patios at León (Nicaragua) are diverse spaces that can be placed at the centre of the house, at the back side or, rarely, at the front. The dwelling can have up to three different patios, but one or two are usual. Patio sizes can vary greatly from a few square meters to two thousand.

The city of León, in the southwest of Nicaragua, constitutes a good example of that situation. The extent of the tree cover in the urban area (a mean value of 38.5% of the extension of blocks, González-García and Gómez-Sal unpublished) contrasts with large monocultures in the surroundings of the city. For the whole Department of León, agricultural land cover occupied 67.11% of the land in 2000, while tropical dry forest cover (mature or degraded) occupied 10.82% (MAGFOR 2001). In addition, most forest patches in this region are confined to volcanic slopes and riversides. Patios vary in vegetation structure and form interconnected tracts of greenspaces through the city. It is estimated that private patios compose more than 85% of overall urban green spaces in terms of surface (González-García and Gómez-Sal 2008), including riversides and periurban estates.

One of the species that could benefit from these spaces is the black spiny-tailed iguana (*Ctenosaura similis*, locally known as 'garrobo negro'), one of the most conspicuous iguanid lizards in Central America and closely associated to tropical-dry environments. In spite of this, studies about the ecology of this animal are scarce, and also recent works are absent (Henderson 1973, Fitch and Henderson 1978, Fitch *et al.* 1982, Fitch and Hackforth-Jones 1983, Traveset 1990, Burger and Gochfeld 1991). At present, these iguanas are threatened by habitat destruction; in fact there is no information about population trends in the last decades. Fitch *et al.* (1982) observed a

rapid decline in the early 80's associated with a greater hunting pressure, the extension of roads and the use of pesticides in agriculture.

In Nicaragua and other nearby countries, these lizards are an appreciated food so are subject to intensive hunting. It has been suggested that 'garden hunting' in Neotropics may be a reason for the lack of domestic animals in pre-Columbian period (Linares 1976), because a considerable number of wild fauna species were attracted by garden floras. This kind of hunting has two main goals, as Smith (2005) describes: to avoid predation on cultivated plants and to be a protein complement in the diet. The most common technique is 'awaiting' (Smith 2005). There is archaeological evidence in humid environments of Central America (Linares 1976) and also examples of this kind

of hunting in actual indigenous communities (Smith 2005). *C.similis* is an opportunistic animal associated with human-disturbed habitats (ex.: pasture woody edges; Fitch and Henderson 1978), so it could have been hunted for centuries as was the case of some mammals and birds described in the literature.

In this study we investigate the contribution of urban patios of the city of León to the conservation of black spiny-tailed iguanas. We explored the of the patios characteristics, such as vegetation structure, in determining the presence and abundance of iguanas. Finally, we discuss the ways in which characteristics of patios could be managed to enhance the presence of the specie.



Fig. 1. Situation of León City in Central America (top left map); delimitation of the historical centre at the city (bottom left map); and situation of the 40 selected patios in 15 blocks at the historical city centre (right map).



Fig. 2. Differences between the two extreme structures of patios in a block at the city of León. Grey areas correspond to buildings. Block in the left side has 92.84% of the surface covered by patios and 7.16% of the surface covered by buildings. Block in the right wwside has 19.37% of the surface covered by patios and 80.63% of the surface covered by buildings.

Methods

Study area

The city of León is located in western Nicaragua, approximately 12° 26' N. 86° 53' W. at an altitude of 109 m above sea level (Figure 1). The area has a dry tropical climate with 1484 mm of average annual rainfall, mainly concentrated between May and October (INETER 2004). Mean temperature is 27.5°C, and the difference between the warmest and coldest months is less than 5°C (INETER 2004). The urban development of León is the result of its different cultural heritages, with a colonial Spanish settlement founded in 1614 near a Prehispanic indigenous community that was aggregated to the urban area (Buitrago 1987). In the last decades, newer-cheaply built

neighborhoods have grown all around the peripheral areas of the city. León is the second largest city, with 174.051 inhabitants in 2005 (INIDE 2005) and a moderate growth rate in the period 1995-2005 (7.2 %).

Patios constitute a basic element of León's potential habitats, and are variable in size, vegetation types and structure, and permeability of fences that connect to other patios. The total numbers of patios in the city are unknown, although houses with no patios are very scarce. We selected 40 patios from 15 blocks for the study, covering the range of sizes and block configurations (Figure 2) previously assessed in an exploratory survey. These patios were at least hundred years old. Therefore, the sampled patios were historically at the limits of the city.

Characterization of the patios

In order to explore the factors that influence presence and abundance of iguanas at the patios, the following variables related to physical structure of patios, plant community, vegetation structure and possible disturbs for iguanas at the patios were considered:

1. Surface, area measured in m². This variable is an important descriptor of the amount of habitat available for iguanas.
2. Percentage of 'permeable fence', measured as a percentage of the total perimeter made of live fences, walls lower than 2 meters, metallic plates and wire fences. This variable indicates the facility for iguana movements between different habitat patches (patios).
3. Number of preferred trees, which include those trees that have been described as part of *C. similis* diet, which for the city of León are *Spondias purpurea* (Fitch and Hackforth-Jones 1983; Traveset, 1990), *Tabebuia rosea* (Fitch and Hackforth-Jones 1983) and *Guazuma ulmifolia* (Traveset 1990). Preferred trees can be a significant factor in the provision of food in critical periods (dry season).
4. Maximum tree height (m), measured as the height of the tallest tree present in each patio. This variable is an important descriptor of vegetation structure and similarity to natural habitats (tropical dry forests).
5. Number of inhabitants, that is, people living in at each dwelling. The presence of humans is a possible factor of stress and predation for iguanas.

Iguana censuses

Presence and abundance of iguanas were obtained through survey data to patio inhabitants. During sampling the patio's characteristics, evidence of burrows, as well as of individual lizards, were noted. As a consequence of both the utilization of iguanas for food and the territorial behavior of these animals, most people have a fair knowledge about the individuals present within their patios and the number and place of burrows. Inhabitants of the house were asked about presence, abundance (the number of different specimens coexisting), relative size, presence of burrows and generalized sites utilized by iguanas at the patios.

Data analyses

To explore the factors that determine the presence and abundance of individuals at the patios we used a regression model approach, with presence and abundance as dependent variables and parameters related to patios characterization as independent variables. We separately modeled presence and abundance of individuals. This approach provides additional biological information on the difference between presence and abundance. Presence was modeled as the presence/absence of individuals, using generalized linear models (GLM) with Binomial error distribution and logit link function. Abundance did not follow a normal distribution, and no transformation was found to normalise it. Therefore, abundance was regressed with the independent variables assuming a Poisson error distribution (see Austin *et al.*, 1996 for a similar approach). For both models, the selection of the variables that explain most variability was assessed by a forward stepwise procedure. Only linear terms were included as

Table 1. Influence of the independent variables (Estimate, SE, Wald Statistic and significance of the models) on presence of burrows and *Ctenosaura similis* presence and abundance at the patios.

Variables	Abundance of iguanas				Presence of iguanas				Presence of burrows			
	Estimate	SE	Wald S	p	Estimate	SE	Wald S	p	Estimate	SE	Wald S	p
Surface (m ²)	0.97	0.271	12.73	<0.001	2.59	0.873	8.76	<0.001	2.15	0.850	6.37	0.012
% permeability of fences	0.01	0.004	12.70	<0.001	2.18	1.043	4.37	0.037	0.02	0.010	1.94	0.163
Maximum tree height (m)	0.06	0.017	12.75	<0.001	0.25	0.085	8.88	0.003	0.14	0.055	6.68	0.011
Number of preferred trees	0.35	0.094	13.52	<0.001	4.99	2.501	3.98	0.046	0.43	0.301	2.00	0.160
N° inhabitants per patio	-0.09	0.122	0.50	0.480	-0.29	0.287	1.02	0.313	-0.54	0.334	2.59	0.110

there was no evidence of complex responses. The Wald statistic was the criteria used to add/remove variables in the models. The goodness of fit was measured by the deviance statistic.

To check the effect of spatial structure in the data due to the non-independence between sites within blocks, each patio was assigned to the block where was sampled and we included the categorical independent variable “block” into the models. All statistical analyses were made using STATISTICA 6th Edition Software (Statsoft 2003).

Results

Ctenosaura similis was present in 25 patios (62.5% of the sample) with adult abundances ranging between 1 and 8 individuals per patio.

Individuals were mainly observed at the roofs, moving on the floor in places far away from human constructions and in the proximities of burrows.

Burrows appeared in 10 patios (25% of the sample), and biggest patios could contain up to 2 burrows. Burrows consisted of material accumulations (rubbish, construction material, roof tiles or bottle boxes; 50% of the cases), human-related constructions (hollows between houses, non-habited houses, roofs or abandoned latrines; 21.4% of the cases), trees (14.3% of the cases) and ground holes (14.3% of the cases). Mean distance from burrows to houses was 8.02 m, ranging between 0.5 to 29.5 m depending on the kind of burrow: 2.29 m for human constructions, 6.72 m for material accumulations, 7.55 m for ground holes and 21.62 m for trees.

Table 2. Summary of the stepwise regression models for Abundance and Presence of iguanas at the patios. Explained deviance for Abundance = 20.1% ; Explained deviance for Presence = 31% .

Abundance of iguanas				
Variables	Estimate	SE	Wald Stat.	p
Number of preferred trees	0.22	0.100	4.49	0.034
Maximum tree height (m)	0.05	0.020	7.37	0.007
% permeability of fences	0.01	0.004	7.11	0.008
Presence of iguanas				
Variables	Estimate	SE	Wald Stat.	p
Maximum tree height (m)	0.25	0.085	8.88	0.003

Presence and abundance of iguanas were influenced by structure and composition of vegetation in the patios (maximum tree height and preferred trees for food) and physical structure of patios (total surface and permeability of fences; Table 1). Inhabitants did not affect iguanas (Table 1). Presence of burrows was influenced by size of the patios and maximum tree height (Table 1).

The stepwise regression models obtained to explain the presence and abundance of iguanas included variables related to vegetation structure and permeability of fences: abundance was explained by number of preferred trees, maximum tree height and permeability of fences (Table 2), while presence was determined by maximum tree height (Table 2; Figure 3).

When we added the categorical independent variable “block” to the models to check for the effect of spatial structure, we obtained that neither for abundance nor for presence the variable block did enter into the models (both $p > 0.05$).

Discussion

Factors determining the presence and abundance of iguanas

Results show that structural variables allowing entering and moving through patios favor the black spiny-tailed iguana in spite of the presence of inhabitants. According to the obtained models, high trees facilitating access together with permeable fences for easily exploring the availability of preferred trees among patios would determine the establishment of iguanas. Individuals seem to exploit the higher parts of the patios, where levels of perturbation coming from the house

will be minimal. At least this seems the case for adults, as reported by inhabitants, detected in the higher trees, in the roof or moving on the ground near the burrows. According to some observations of juveniles during the characterization of the patios, young are more associated to the lower vegetation strata (shrubs and herbaceous cover), where they find refuge and are clearly miss detected by inhabitants (juvenile individuals were never reported in the surveys).

The size of the patio is positively related with presence and abundance of iguanas and presence of burrows, allowing larger distances between the burrow and the central house. Burrow preferences in natural habitats for *Ctenosaura similis* are sand banks, using existing structures (rocks, trees, logs, roots) where banks are not available (Burger and Gochfeld 1991). In the sampled patios of León, sand banks are not available for digging and lizards find alternative refuge sites in human-originated structures such as material for construction and rubbish... a kind of ‘disorder’ well appreciated by iguanas.

Fitch *et al.* (1982) suggest that iguanas can easily adapt to altered and highly humanized environments. However, the same author argues that the black spiny-tailed iguanas are declining in Central America. The vast application of pesticides in recent agriculture activities may be one of the reasons of the population reduction. The surroundings of León City are flat and fertile lands (volcanic soils) that have had intense agricultural activity (Romero 2005), including monocultures of sugar cane, indigo and cattle farming (before XX century), cotton (between 1950-1970) and sugar cane and other cultures for exportation in the recent decades. These intense activities were no exempt of the application of pesticides, with consequences in population health (López

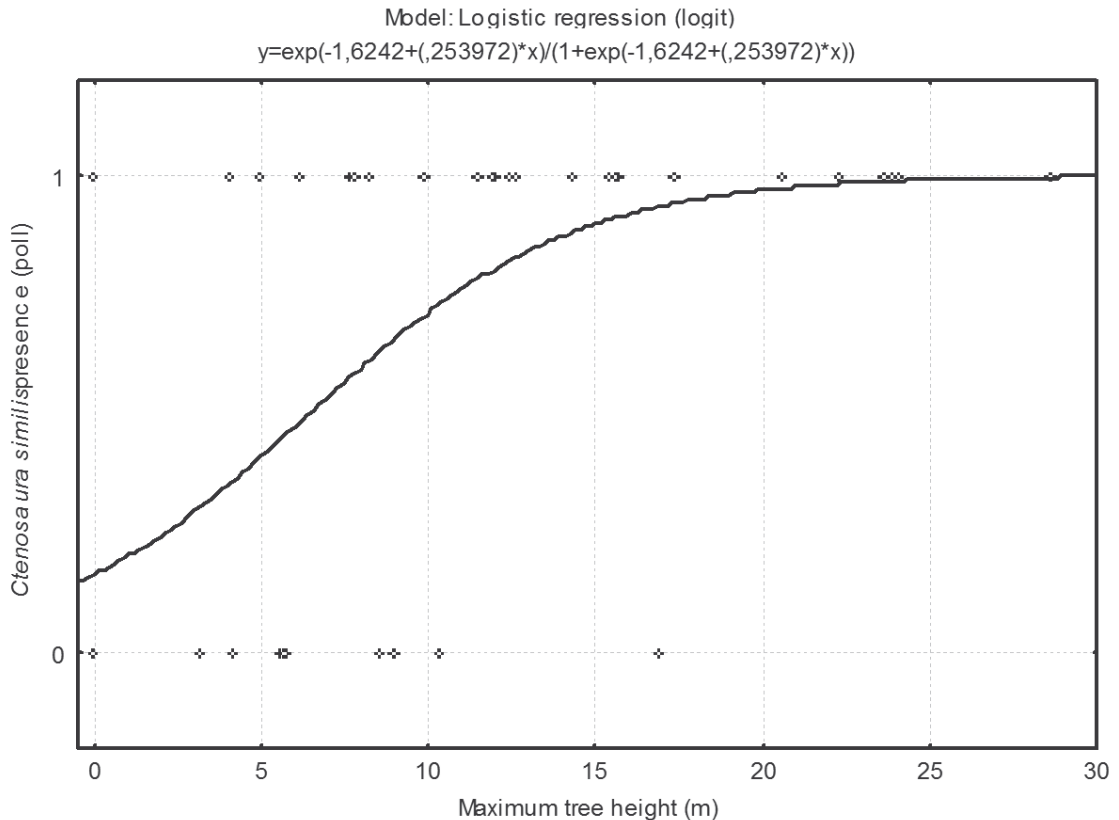


Fig.3. Presence of *Ctenosaura similis* as a function of Maximum tree height (m). Estimate for intercept: 1.624. Confidence intervals of estimate: 0.171 (Lower CL 95%); 3.077 (Upper CL 95%).

2005) and deforestation (Murphy and Lugo 1995). In the urban context, patios maintain an elevated tree cover with an absence or low inputs of pesticides (González-García and Gómez-Sal 2008) that iguanas seem to exploit.

The number of inhabitants did not influence iguanas, although the black spiny-tailed iguana is very appreciated for food in Nicaragua (Fitch *et al.* 1982) and therefore supports a considerable hunting pressure. However, iguanas can probably stand such pressure due to the use of the higher (trees, roof) parts of the patios. In nine of the surveyed

patios inhabitants do practice hunting inside the patio (66.7%) or allow external people to hunt in it (33.3%). Iguanas can be used for self consumption (although some inhabitants preferred to hunt in nature because of the belief that urban preys have more parasites) or to be sold at the local market. In most cases (77.8%), this activity is practiced by teenagers or children (the most popular tool being slingshot, and only in few cases using bullets). Current hunting practices have experienced a shift in initial purposes (to avoid herbivory pressure exerted by the iguanas at the time that diet is complemented), and the new goals

can be resumed as entertainment (it is mostly starring by teenagers) and economical (some of the preys are sold in local markets).

Although there was not a significant effect of the block indicating a lack of spatial correlation, the importance of structured territories consisting in more than one patio offering different resources for the individuals should not be discarded, as results enhance the importance of maintaining the interconnection among the patios for the establishment of iguanas and availability of preferred trees differ among patios (see Figure 2 for different degrees of interconnection in urban blocks of León City).

'Wildness' of the system and fragmentation of patios' processes

Patios contain an important percentage of trees original from the tropical-dry forest what enhances their natural values. In the city of León we can find two main types of patio with different characteristics (González-García and Gómez-Sal 2008). On one hand, indigenous-root patios are the ones with a better developed tree stratum and a tree composition including tropical dry-forest species. On the other hand, colonial patios have a floristic composition with a better developed herbaceous and ornamental plants stratum in detriment of native woody species. In these patios, tropical-dry forest species are less represented and iguanas may found less edible plants to eat. During the raining season, iguanas are not dependent on floristic composition of patios. Adult specimens use to forage leaves of a wide kind of plants, as Fitch and Hackforth-Jones (1983) described. In the dry season, iguanas are more dependent on the fruits and flowers of some kind of trees and shrubs. Some of their preferred trees appeared in the urban

patios (*Spondias purpurea*, *Tabebuia rosea* and *Guazuma ulmifolia*) and were positively related to presence and abundance of iguanas.

Indigenous-root patios are usually interconnected in the interior of the blocks (Figure 2) so animals can easily move among them to find their preferred trees. Colonial-type patios are usually enclosed in the house, with no direct connection to other patios, making more difficult the mobility of iguanas between patios. But they have the so called 'traspacios', a kind of backyard spaces that were not included in the study that connect among colonial patios in the core of the block, resulting in a similar interconnected structure such as the one found at the indigenous-root patios. This structure is important for the presence of iguanas, as reported individuals in colonial patios where in most cases in direct connection with the 'traspatio'.

Iguanas move short distances during their daily activity (less than 100 meters; Henderson 1973), which can be longer in the dry season. The length of patios in León city is generally smaller than 100 meters, so movements among patios in a block are possible (mean size of blocks is close to 1.5 hectares, 125 x 125 meters) (González-García and Gómez-Sal unpublished). Movements connecting blocks will be less frequent, but can be important for juveniles in dispersion. In this sense, patios could act as stepping stones for larger distance dispersers.

The fragmentation of patios by the owners (for example, as an inheritance distribution) is a described phenomenon (Gómez-Sal *et al.* 2006) that is reducing the overall area occupied by each patio, with the consequent tendency to block condensation. This process could have both positive and negative effects on iguana

populations. As these lizards are territorial, the fragmentation of a patio in two or more parts can create more places for the establishment of new adults. Henderson (1973) observed in Belize the movements of some specimens of iguanas in a group of buildings. He reported that males moving in different sides of the buildings were never in visual contact with other males, corresponding to their territorial behavior. A fragmented patio, with walls between the new reduced patios, allows the presence of more individuals without visual contact. The negative consequences of the process of fragmentation include patio deforestation (smaller surfaces can't support large trees) and loss of surface destined to patios (block condensation for new buildings). As the requirements for iguanas will be reduced inside blocks, it could be reached a threshold where adults can't find food inside the block even moving among patios. On the other hand, fragmentation usually would imply a higher presence of people inhabiting at the block, increasing the possibility of disturbing the animals.

Recommendations for management

Exploring the factors that influence iguanas at the patios allows a series of management suggestions in order to maintain and improve the populations of *C. similis* at the city:

- Maintenance of the vegetation strata, specially the presence of some trees of an important height.
- Cultivation of some tree species that are key for the survival of the iguanas during the scarceness of the dry season periods, including appreciated trees for flowers (as some acacia species, *Tabebuia rosea* or *Guazuma ulmifolia*) and fruits (especially *Spondias purpurea*).
- Iguanas can also be supplied with food wastes in those periods.
- Creation of permeable separations between patios whenever possible. Live fences and walls lower than 2 meters are appropriate for fencing.
- Maintenance of heterogeneity at the patios, propitiating places for refuge (material or stone accumulations). Those accumulations can be ideally placed at the back side of the patios, the most distant places to the central house.
- Environmental education, especially among children and teenagers, to avoid an abusive hunting.
- Facilitation of the access of iguanas to the patio from the roof.
- As a general measure, hunting pressure in urban and rural areas could be reduced by creating artificial breeding places designated to local consumption, as is the case of the green iguana, *Iguana iguana*, bred to be sold as pets. Nevertheless, prices for local consumption are lower than prices for use as pets in Europe and North America, and this is an important constraint for the viability of this initiative.

Conclusions

Results of this study suggest that urban patios of tropical cities of Latin America may constitute important elements for wildlife conservation. Vegetation structure and permeability to animals' movements among patios appeared as key factors determining the establishment and maintenance of the populations of the black spiny-tailed iguana at the city of León. In substitution of sand banks, iguanas find a

variety of human-made structures for burrows and only in certain cases dig directly on the ground of the patios.

In general, factors that benefit iguanas are more commonly found at the indigenous-root patios of the city of León. Therefore, such a popular architectonic model should be favored in the urban planning if conservation of iguanas is of interest. In fact, an urban planning offering such natural values for a growing “green” tourism constitutes a valuable economic resource in the tropical developing countries such as Nicaragua.

Acknowledgements

We are grateful to Juli G. Pausas for useful advice in statistical treatment, Jason L. Brown for improving our text in English and an anonymous referee for useful comments on a previous version of the manuscript. We also would like to thank the *Programa de Cooperación con Nicaragua* of the University of Alcalá (Spain) and the UNAN-León (Nicaragua) for project support. The University of Alcalá also provided financial support through an F.P.I. grant to A.G. Nuria Chacón, Violeta Simón and J. Isaac Flores helped in the fieldwork. Finally, we are very grateful to all the inhabitants of León and especially those who kindly opened their doors for this work.



References

- Austin M.P., Pausas J.G. and Nichols A.O. (1996): Patterns of tree species richness in relation to environment in southeastern New South Wales, Australia. *Australian Journal of Ecology* 21: 154-164.
- Barnes H.F. and Weil J.W. (1944): Slugs in gardens: their numbers, activities and distribution. Part 1. *Journal of Animal Ecology* 13:140-175.
- Barnes H.F. and Weil J.W. (1945): Slugs in gardens: their numbers, activities and distribution. Part 2. *Journal of Animal Ecology* 14: 71-105.
- Beebee T.J. (1979): Habitats of the British amphibians (2): suburban parks and gardens. *Biological Conservation* 15:241-257.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación*, Banco Central de Nicaragua. pp: 95-115.
- Burger J. and Gochfeld M. (1991): Burrow site selection by Black Iguana (*Ctenosaura similis*) at Palo Verde, Costa Rica. *Journal of Herpetology* 25:430-435.
- Dana E.D., Vivas S. and Mota J.F. (2002): Urban vegetation of Almería City-a contribution to urban ecology in Spain. *Landscape and Urban Planning* 59:203-216.
- Fitch H.S. and Hackforth-Jones J. (1983): *Ctenosaura similis*. In: Janzen D.H. (ed): *Costa Rican Natural History*. University of Chicago Press, Chicago, USA. pp. 394-396.
- Fitch H.S. and Henderson R.W. (1978): Ecology and exploitation of *Ctenosaura similis*. *The University of Kansas Science Bulletin* 51:483-500.
- Fitch H.S., Henderson R.W. and Hillis D.M. (1982): Exploitation of Iguanas in Central America. In: Burghardt G.M. and Rand A.S. (eds): *Iguanas of the World: their behavior, ecology and conservation*. Noyes Publications, Park Ridge, New Jersey, USA. pp. 397-417.
- Gómez-Sal A., González-García A., Santovenia C. and Dávila P. (2006): Private patios, a valuable hidden heritage for tourism development in the city of León, Nicaragua. In: Brebbia C.A. and Pineda F.D. (eds): *Sustainable Tourism II*. Witt Press, Southampton, UK. pp. 85-93.
- González-García A. and Gómez-Sal A. (2008): The private urban greenspaces or 'patios' as a key element in urban ecology in Tropical Central America. *Human Ecology* 36(2):291-300.
- Henderson R.W. (1973): Ethoecological observations of *Ctenosaura similis* (Sauria: Iguanidae) in British Honduras. *Journal of Herpetology* 7:27-33.
- INETER (2004): *Atlas climático de Nicaragua*. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales, Dirección General de Meteorología, Managua.
- INIDE (2005): *Official statistics of Instituto Nacional de Información de Desarrollo* (<http://www.inec.gob.ni/>).
- Janzen D.H. (1988): Tropical dry forests: the most endangered major tropical ecosystem. In: Wilson E.O. (ed): *Biodiversity*. Natural Academy Press, Washington D.C., USA. pp. 130-137.
- Linares O.F. (1976): "Garden hunting" in the American Tropics. *Human Ecology* 4:331-349.
- López Y.C. (2005): *Historia laboral agrícola como factor de riesgo para deterioro de la función renal en el Occidente del país*. Tesis para optar al título de Especialista en Medicina Interna, Facultad de Medicina, Universidad Nacional Autónoma de Nicaragua-León.

- MAGFOR (2001): *Mapa Forestal de León 2000*. Scale 1:185.000. Managua, Nicaragua.
- Morley B.D.W. (1944): A study of the ant fauna of a garden. *Journal of Animal Ecology* 13:123-127.
- Murphy P.G. and Lugo A.E. (1995): Dry forest of Central America and the Caribbean. In: Bullock S.H., Mooney H.A. and Medina E. (eds): *Seasonally Dry Tropical Forests*. Cambridge University Press, Cambridge, England. pp. 9-34.
- Owen D.F. (1978): Insect diversity en an English suburban garden. In Frankie G.W. and Koehler C.S. (eds): *Perspectives in urban entomology*. Academic, New York, USA. pp .13-29.
- Owen J. (1991): *The ecology of a garden*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Palomino D. and Carrascal L.M. (2006): Urban influence on birds at a regional scale: A case study with the avifauna of northern Madrid province. *Landscape and Urban Planning* 77:276-290.
- Parris K.M. (2007): Urban amphibians assemblages as metacommunities. *Journal of Animal Ecology* 75: 757-764.
- Parsons H., Major R.E. and French K. (2006): Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* 31:217-227.
- Rebele F. (1994): Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4:173-187.
- Reynaud P.A. and Thioulouse J. (2000): Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59:121-140.
- Romero J. (coord) (2005): *Tierra ardiente: el occidente de Nicaragua a través de su historia*. Editorial Acento, Managua, Nicaragua.
- Shine R. and Koenig J. (2001): Snakes in the garden: an analysis of reptiles “rescued” by community-based wildlife carers. *Biological Conservation* 102:271-283.
- Smith D.A. (2005): Garden Game: Shifting Cultivation, Indigenous Hunting and Wildlife Ecology in Western Panama. *Human Ecology* 33:505-537.
- Smith. R.M., Gaston K.J., Warren P.H. and Thompson K. (2006a): Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation* 15:2515-2545.
- Smith R.M., Thompson K., Hodgson J.G., Warren P.H. and Gaston K.J. (2006b): Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129: 312-322.
- Smith R.M., Warren P.H., Thompson K. and Gaston K.J. (2006c): Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15:2415-2438.
- Statsoft Inc. (2003): *STATISTICA* (data analysis software system), version 6, www.statsoft.com



Capítulo 6





Capítulo 6

Factores que determinan la presencia de aves en los jardines privados urbanos ("patios") de una ciudad neotropical

Este capítulo reproduce íntegramente el texto del siguiente manuscrito:

González-García A., Belliure J., Gómez-Sal A. and Dávila P. *Submitted*. Factors determining bird occurrence at private urban gardens ('patios') in a neotropical city. *Landscape and Urban Planning*.

Resumen

Actualmente hay pocos estudios que aborden la contribución de los jardines urbanos a la conservación de las especies en ciudades neotropicales. Nosotros exploramos la presencia de aves residentes en los jardines privados urbanos llamados "patios" en la ciudad de León (Nicaragua), y analizamos la influencia de variables bióticas y abióticas de los patios en relación con la presencia, abundancia y diversidad de aves. Cuarenta patios fueron muestreados y caracterizados, realizándose también los censos de aves. Se encontró un total de 19 especies de aves. La estructura de la vegetación (altura media de herbáceas) fue el principal predictor de la presencia, abundancia y diversidad de aves urbanas, mientras que las variables de la comunidad de plantas se asociaron débilmente con las aves. En relación con la presencia de diferentes especies de aves, las variables abióticas como la tipología o la superficie del patio fueron importantes para la abundancia del 78% de las especies analizadas. Los patios bien conservados de la ciudad de León independientemente de su tipología, colonial o indígena, contribuyen significativamente a mantener la diversidad de aves en el paisaje urbano. Basados en los factores que influyen en la presencia de aves, unas simples medidas de manejo pueden mejorar la conservación de los valores naturales de estas zonas verdes tan particulares como son los patios.

Factors determining bird occurrence at private urban gardens ("patios") in a neotropical city

Alberto González-García^{*1}, Josabel Belliure^{*}, Antonio Gómez-Sal^{*}, Pedrarias Dávila^{**}

^{*}Departamento de Ciencias de la Vida - Ecología, Universidad de Alcalá, 28871 Alcalá de Henares (Madrid), Spain.

^{**} Departamento de Biología, UNAN-León, León, Nicaragua.

¹Corresponding author (phone: +0034-969238832; fax: +0034-918854929; e-mail: alberto.gonzalez@uah.es)

Abstract

The contribution of urban gardens to the conservation of biological species in neotropical cities is barely studied nowadays. We explored the occurrence of resident birds in the private urban gardens called 'patios' of the city of León (Nicaragua), and analyzed the influence of both biotic and abiotic variables characterizing patios on bird presence, abundance and diversity. Forty patios were explored and characterized, and bird censuses were carried out. A total of 19 bird species were found. Vegetation structure (mean herbaceous plant height) was the principal predictor of urban bird presence, abundance and diversity, while plant community variables were weakly associated to birds. In relation to the occurrence of the different bird species, abiotic variables as patio typology or patio surface were important for the abundance of 78% of the species analysed. Well preserved patios at León city regardless of their typology, colonial or indigenous, significantly contribute to maintain bird diversity at the urban landscape, and based on the factors influencing bird occurrence, simple management measures may improve the conservation of the natural values of such particular urban greenspaces represented by private patios.

Key words: birds, greenspaces, neotropics, patios, tropical cities, urban ecology.

Introduction

The constant increase of urban population and the urban sprawl are realities in the last decades (UNFPA 2007) and have a particular importance in developing countries (Mckinney 2010, Cohen 2006). With the global high rate of urbanization and the rapid loss of wild habitat land, cities are now viewed as challenging ecosystems for sustaining biotic communities and diversity. Indeed, during the last decade urban ecosystems have therefore become ecological challenges in conservation, restoration, and reconciliation ecology (Miller and Hobbs 2002). In this context, the study of urban ecology and the different components and processes of cities considered as ecosystems contributes to preserve some functionality of nature in those new urban ecosystems as well as the services that they can provide to human well-being (MEA 2004).

Because of their indicator value, the study of bird communities highly contributes to understand those ecological processes and their evolution in the changing environment of cities (Gil and Brumm 2013, Ikin *et al.* 2013, Strohbach *et al.* 2013, Scholefield *et al.* 2011, Shochat *et al.* 2010, Melles 2005, Reynaud and Thioulouse 2000, Blair 1999). Birds are particularly good model systems since their life history, behaviour, and physiology are especially influenced by directly measurable environmental factors. Moreover, designing sustainable urban ecosystems that support species-rich bird communities also includes maintaining key ecosystem services, such as clean air and water, waste decomposition, and pest control.

In the last twenty years the studies of urban birds have paid to a better knowledge about their distribution and importance as components of urban environments. However, studies on urban birds and gardens are scarce (Parsons *et al.* 2006). Some research explored the abundance and richness of birds along rural-urban gradients in different countries (Crooks *et al.* 2004, Jokimäki and Huhta 2000, Reynaud and Thioulouse 2000, Blair 1999, 1996), describing differences along those gradients. Recent references exploring the importance of local and regional scales found that local scale is more important predicting the distribution of urban birds (Sattler *et al.* 2010, Clergeau *et al.* 2001) or has the same importance than regional scales (Melles *et al.* 2003). Other studies outstand the importance of preserving connected forest remnants to maintain a good representation of birds and other fauna in cities (Strohbach *et al.* 2013, Godefroid and Koedam 2003, Hobbs 1988, McIntyre 1995), but also total greenspace area could be more important than configuration of green patches (Ikin *et al.* 2013). Finally, the more recent group of studies is centred in the variables that predict the presence and abundance of urban birds in different kind of cities, including environmental variables (Sattler *et al.* 2010, Melles *et al.* 2003) and abiotic variables (Loss *et al.* 2009, Melles 2005, Lim and Sodhi 2004).

Those studies concluded that urban bird communities tended to be less diverse and have more exotic species as use of urban areas increase (Lim and Sodhi 2004); that they can constitute bird communities 'independent' to the ones in adjacent non-urban landscapes (Clergeau *et al.* 2001), with a configuration far away from equilibrium (Sattler *et al.* 2010, Rebele 1994), and that extrapolating conclusions among cities is difficult because of the complexity of interactions (Jokimäki and Kaisanlahti-Jokimäki 2003, Jokimäki *et al.* 2002).

In this study we explored the occurrence of resident birds in urban gardens (called 'patios') of a tropical city (León, Nicaragua), and analysed the influence of biotic and abiotic variables characterizing patios on bird presence, abundance and diversity. Previous works have analysed the contribution of urban patios in León city in relation to the diversity of plants (González-García and Gómez Sal 2008, 2007) and the conservation of wild fauna as iguanas (González-García *et al.* 2009). Such an approach would improve information on the role of urban green cover as support of birds at neotropical cities.

Material and methods

Study area

The city of León is located in western Nicaragua, approximately 12° 26'N, 86° 53'W, at an altitude of 109 m above sea level (Fig. 1). The area has a dry tropical climate with 1484 mm of average annual rainfall, mainly concentrated between May and October (INETER 2004). Mean temperature is 27.5°C, and the difference between the warmest and coldest months is less than 5°C (INETER 2004).



Fig. 1. Situation of León City in Central America (top left map); delimitation of the historical centre at the city (bottom left map); and situation of the 40 selected patios in 15 blocks at the historical city centre (right map).

The urban development of León is the result of its different cultural heritages, with a colonial Spanish settlement founded in 1614 near a Prehispanic indigenous community that was aggregated to the urban weave (Buitrago 1987). In the last decades, newer cheaply built neighborhoods have grown all around the peripheral areas of the city. León is the second city of the country in population size, with 174,051 inhabitants in 2005 and a moderate growth rate in the period 1995-2005 (7.2%; INIDE 2005).

Patios constitute a basic element of León's dwellings, and a great variation exists in size, vegetation structure and uses to other neighborhood patios. The total number of them in the city is unknown, although houses with no patio are very scarce. Previous studies of patio characterization (González-García and Gómez Sal 2008) shows differences in vegetation composition and uses in relation to different urban sectors. The most outstanding configurations were the well conserved colonial and indigenous patios.

We selected 40 patios for the study, covering the range of sizes and blocks configurations (Fig. 1) previously investigated in an exploratory survey. These blocks had at least one century of age. Therefore, sampled dwellings were at the traditional limits of the city, and the very recent constructions at the new neighborhoods were excluded for the study.

Characterization of the patios

We characterized patios considering the following 9 variables related to general structure, plant community and vegetation structure, to accurately explore the factors that influence presence, abundance and diversity of wild birds.

A) Abiotic structure of patios:

1. Surface, measured in m².
2. Patio typology, distinguishing between colonial patios and indigenous patios.

B) Plant community:

3. Plant species richness.
4. Woody species richness.
5. Percentage of Tropical Dry Forest (TDF) trees, that is, percentage of trees belonging to Tropical Dry Forest composition in Nicaragua (native trees) of the total trees observed at each patio.

C) Vegetation structure:

6. Maximum tree height (m), measured as the height of the tallest tree specimen present in each patio.
7. Maximum shrub height (m), measured as the height of the tallest shrub (considered as woody plant not higher than 3 meters) present in each patio.
8. Mean woody plant height (m), considering all tree and shrub specimens in each patio.
9. Mean herbaceous plant height (cm), considering the height of herbaceous cover in several zones of each patio.

Bird censuses

Bird censuses were taken during July and August of 2006, when resident bird species predominate over migratory or wintering species. All surveyed patios were visited early in the morning (before 8 a.m.) and observations were made during 15 minutes from strategic positions that did not disturb bird activity at the patio. Survey effort reached ten hours in the overall 40 patios. Presence and abundance of the different bird species were recorded, and activity, localization at the patio and sex of individuals were also noted whenever possible. Birds flying over the patio were recorded as present if estimate height was lower than 15 metres.

We measured presence and abundance of the different bird species found, and established four aggregated variables to analyze bird abundance and diversity at the patios: species richness (number of bird species in each patio), bird abundance (number of bird individuals observed in each patio), bird diversity (application of Shannon index in each patio) and phylogenetic diversity (approximated by number of bird genera and families in each patio). The exploration of each bird species includes simple measures of presence and abundance in each patio.

Data analyses

Simple regression models with components of bird abundance and diversity as the dependent variables and abiotic and biotic characteristics of patios as independent variables were used to identify the environmental factors determining bird occurrence at the patios. A final model with the best environmental scenario for birds was obtained through forward stepwise multiple regression. For those species present in more than 15% of the surveyed patios, influence of patio characteristics on presence and abundance was also explored thorough forward stepwise multiple regression. Presence was modeled as the presence/absence of individuals, using generalized linear models (GLM) with Binomial error distribution and logit link function; abundance did not follow a normal distribution and was regressed assuming a Poisson error distribution. Only linear terms were included as there was no evidence of complex responses. The Wald statistic was the criteria used to add/remove variables in the models. The goodness of fit was measured by the deviance statistic. Patio surface, bird abundance and number of families were log transformed for analyses. All statistical analyses were carried out with STATISTICA ver. 8 software (StatSoft 2007).

Results

Global results for presence and abundance of bird species at the different patios (Table 1) show that a total of 19 bird species were accounted from the 142 species observations made at the 40 sampled patios (average of 3.55 species per patio, 3.31 at colonial and 3.71 at indigenous patios). Two of them, *Bubulcus ibis* and an unidentified swallow, were observed overflying patios up to 15 meters height, and were not considered for analysis. An individual of *Tyrannus melancholicus* was detected in one patio, being the unique migratory bird present. The total number of bird species observed was 13 at colonial patios and 14 at indigenous patios richness in a patio varied between 0 and 9 species (range for colonial patios 0-7; range for indigenous patios 0-9). In global, 369 individuals were accounted in the study (9.23 per patio, 10.31 at colonial and 8.50 at indigenous patios). The total number of birds in a patio varied between 0 and 32 individuals (range for colonial patios 0-32; range for indigenous patios 0-29). Patios showed a high diversity in genera (up to 7 for colonial and 9 for indigenous patios) and families (up to 6 for colonial and 7 for indigenous patios).

Columbidae was the most represented family, accounting 5 different species, followed by Icteridae (3 species; Table 1). *Turdus grayi* was the most common species in urban patios and was more frequent at indigenous typologies; *Zenaida macroura*, *Amazilia rutila* and *Quiscalus mexicanus* were also very common. The exotic dove *Columba livia* showed the highest mean abundance of the total species and predominated at colonial patios, while *Quiscalus mexicanus* was the most abundant species at indigenous patios.

Attending to feeding habits of the species (Table 1), granivore birds had abundances of

more than 6 individuals per patio at colonial typologies and omnivore birds were the most common at indigenous typologies (Fig. 2). The more specific requirements (nectarivore, insectivore) were represented by a few individuals at urban patios. Attending to the origin of species, native species were more abundant at indigenous patios while exotic species were more abundant at colonial patios (Fig. 2).

The simple regression models analyse the influence of variables characterizing patios on components of bird abundance and diversity (Table 2). Attending to abiotic variables, surface of patio positively influenced all components of bird diversity and abundance, while patio typology was not associated to bird occurrence at the patios. Attending

to vegetation composition, plant species richness was associated to all components of bird abundance and diversity, woody species richness was not related to bird abundance, and percentage of TDF trees only influenced diversity at the level of bird families present at the patios (Table 2). In relation to vegetation structure, mean herbaceous plant height positively influenced all components of bird abundance and diversity, maximum tree height and mean woody plant height were associated to all components with the exception of bird abundance, and maximum shrub height did not influence any components of bird abundance and diversity (Table 2).

The final stepwise regression models indicated that mean herbaceous plant height constitutes the principal predictor of all components of

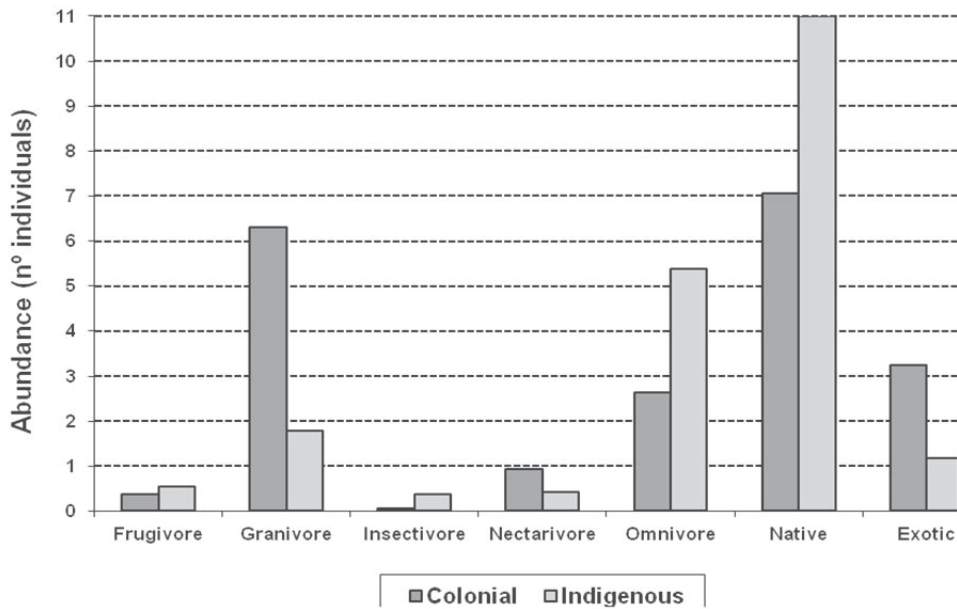


Fig. 2. Mean abundance of birds attending to feeding habits and origin (native versus exotic) in colonial and indigenous patios of León city.

Table 1. Percentage of presence (percentage of the total individuals observed) and average abundance (mean number of individuals considering patios where the species was present) of the 17 bird species found at the 40 sampled patios according to their typology (colonial and indigenous). Feeding habit and origin of species are also indicated.

Species	Feeding / Origin	Percentage of presence			Abundance per patio		
		Colonial patios	Indigenous patios	Total patios	Colonial patios	Indigenous patios	Total patios
<i>Columba inca</i> (Columbidae)	Granivore / Native	6.25	4.17	5.0	1.0	1.0	1.0
<i>Columba livia</i> (Columbidae)	Omnivore / Exotic	37.5	4.17	17.5	8.0	1.0	7.0
<i>Columbina talpacoti</i> (Columbidae)	Granivore / Native	43.75	33.33	37.5	2.71	1.86	2.27
<i>Leptotila verreauxi</i> (Columbidae)	Omnivore / Native	0.0	4.17	2.5	0.0	2.0	2.0
<i>Zenaida macroura</i> (Columbidae)	Omnivore / Native	50.0	45.83	47.5	4.13	2.18	3.0
<i>Aratinga canicularis</i> (Psittacidae)	Frugivore / Native	6.25	0.0	2.5	1.0	0.0	1.0
<i>Brodiaeja jugularis</i> (Psittacidae)	Frugivore / Native	6.25	0.0	2.5	2.0	0.0	2.0
<i>Amazilia rutila</i> (Trochilidae)	Nectarivore / Native	50.0	41.67	45.0	1.88	1.0	1.39
<i>Melanerpes aurifrons</i> (Picidae)	Insectivore / Native	0.0	12.5	7.5	0.0	1.33	1.33
<i>Tyrannus melancholicus</i> (Tyrannidae)	Omnivore / Native	6.25	0.0	2.5	1.0	0.0	1.0
<i>Myiozetetes similis</i> (Tyrannidae)	Insectivore / Native	18.75	33.33	27.5	1.33	2.0	1.82
<i>Turdus grayi</i> (Turdidae)	Omnivore / Native	50.0	62.5	57.5	3.25	2.33	2.65
<i>Passer domesticus</i> (Passeridae)	Omnivore / Exotic	18.75	41.67	32.5	1.33	2.7	2.38
<i>Thraupis episcopus</i> (Thraupidae)	Omnivore / Native	12.5	25.0	20.0	1.5	2.17	2.0
<i>Quiscalus mexicanus</i> (Icteridae)	Omnivore / Native	25.0	50.0	40.0	2.0	4.25	3.69
<i>Icterus spurius</i> (Icteridae)	Insectivore / Native	0.0	4.17	2.5	0.0	2.0	2.0
<i>Icterus pusillus</i> (Icteridae)	Insectivore / Native	0.0	8.33	5.0	0.0	1.5	1.5

Table 2. Simple regressions of patio characteristics (abiotic variables, vegetation composition and vegetation structure) on components of bird abundance and diversity.

Bird species richness	R²	F	D.F.	p	Coeff.
Surface (m ²)	0.28	16.23	1,38	<0.001	2.044
Patio typology				n.s.	
Plant species richness	0.17	8.99	1,38	0.005	0.073
Woody species richness	0.20	10.32	1,38	0.003	0.120
Percentage of TDF trees				n.s.	
Maximum tree height (m)	0.21	11.40	1,38	0.002	0.134
Maximum shrub height (m)				n.s.	
Mean woody plant height (m)	0.10	5.46	1,38	0.025	0.431
Mean herbaceous plant height (cm)	0.20	10.60	1,38	0.002	0.230
Bird abundance	R²	F	D.F.	p	Coeff.
Surface (m ²)	0.17	8.90	1,38	0.005	0.288
Patio typology				n.s.	
Plant species richness	0.09	4.92	1,38	0.030	0.010
Woody species richness				n.s.	
Percentage of TDF trees				n.s.	
Maximum tree height (m)				n.s.	
Maximum shrub height (m)				n.s.	
Mean woody plant height (m)				n.s.	
Mean herbaceous plant height (cm)	0.15	7.89	1,38	0.008	0.036

Diversity (Shannon)	R²	F	D.F.	p	Coeff.
Surface (m ²)	0.31	18.76	1,38	<0.001	0.574
Patio typology				n.s.	
Plant species richness	0.14	7.38	1,38	0.010	0.018
Woody species richness	0.18	9.49	1,38	0.004	0.031
Percentage of TDF trees				n.s.	
Maximum tree height (m)	0.26	14.87	1,38	<0.001	0.039
Maximum shrub height (m)				n.s.	
Mean woody plant height (m)	0.19	9.97	1,38	0.003	0.148
Mean herbaceous plant height (cm)	0.17	9.07	1,38	0.005	0.058
Number of Genera	R²	F	D.F.	p	Coeff.
Surface (m ²)	0.28	16.14	1,38	<0.001	2.007
Patio typology				n.s.	
Plant species richness	0.19	10.09	1,38	0.003	0.075
Woody species richness	0.21	11.36	1,38	0.002	0.122
Percentage of TDF trees				n.s.	
Maximum tree height (m)	0.21	11.26	1,38	0.002	0.131
Maximum shrub height (m)				n.s.	
Mean woody plant height (m)	0.11	6.02	1,38	0.019	0.443
Mean herbaceous plant height (cm)	0.21	11.10	1,38	0.002	0.230
Number of Families	R²	F	D.F.	p	Coeff.
Surface (m ²)	0.29	16.57	1,38	<0.001	0.198
Patio typology				n.s.	
Plant species richness	0.12	6.45	1,38	0.015	0.006

Number of Families	R ²	F	D.F.	p	Coeff.
Percentage of TDF trees	0.08	4.29	1,38	0.045	0.003
Maximum tree height (m)	0.23	12.68	1,38	0.001	0.013
Maximum shrub height (m)				n.s.	
Mean woody plant height (m)	0.22	11.93	1,38	0.001	0.057
Mean herbaceous plant height (cm)	0.14	7.55	1,38	0.009	0.019



Table 3. Forward stepwise multiple regression models of variables related with patio characteristics on the different components of bird diversity.

Bird species richness (R ² =0.34; F=10.88; p<0.001)	SS	D.F.	MS	F	p	Coeff.
Surface (m ²)	27.70	1	27.71	8.95	0.005	0.002
Mean herbaceous plant height (cm)	18.91	1	18.91	6.11	0.018	0.167
Error	114.53	37	3.10			
Bird abundance (R ² =0.15; F=7.89; p=0.008)	SS	D.F.	MS	F	p	Coeff.
Mean herbaceous plant height (cm)	0.98	1	0.98	7.89	0.008	0.036
Error	4.72	38	0.12			
Diversity (Shannon) (R ² =0.15; F=7.89; p<0.001)	SS	D.F.	MS	F	p	Coeff.
Maximum tree height (m)	2.76	1	2.76	13.21	0.001	0.350
Mean herbaceous plant height (cm)	1.61	1	1.61	7.70	0.009	0.470
Error	7.73	37	0.21			

Number of Genera ($R^2=0.37$; $F=12.60$; $p<0.001$)	SS	D.F.	MS	F	p	Coeff.
Surface (m ²)	27.03	1	27.03	9.16	0.005	0.002
Mean herbaceous plant height (cm)	19.15	1	19.15	6.49	0.015	0.168
Error	109.17	37	2.95			

Number of Families ($R^2=0.32$; $F=10.21$; $p<0.001$)	SS	D.F.	MS	F	p	Coeff.
Maximum tree height (m)	0.32	1	0.32	10.91	0.002	0.012
Mean herbaceous plant height (cm)	0.19	1	0.18	6.06	0.019	0.016
Error	1.08	37	0.03			

urban bird abundance and diversity, and was the only variable explaining bird abundance in a patio (Table 3). Maximum tree height predicted Shannon diversity and phylogenetic diversity (number of families), and surface of the patio explained bird species richness and number of genera present in a patio (Table 3). Therefore, vegetation composition variables are weakly associated to components of bird abundance and diversity, in contrast with vegetation structure variables.

The abundance of bird species in the urban patios varied between 1 and 8 individuals of the same species. Only in three cases this abundance was higher: *Columba livia* in two colonial patios (23 and 16 individuals) and *Quiscalus mexicanus* in an indigenous patio (20 individuals). A final model of influences of patio characteristics on abundance for those species present in more than 15% urban patios

was carried out (Table 4). Typology of the patio explained abundance of five species: *Columba livia*, *Columbina talpacoti*, *Zenaida macroura* and *Amazilia rutila* in colonial patios, and *Passer domesticus* in indigenous patios (Table 4). Plant species richness significantly influenced abundance of *Columba livia*, *Zenaida macroura* and *Passer domesticus* and was the only variable explaining *Myiozetetes similis* abundance (Table 4). Combined variables of mean herbaceous plant height and patio surface explained the abundance of *Zenaida macroura*, *Turdus grayi* and *Thraupis episcopus* (Table 4).

Discussion

Urban bird diversity

Urban greenspaces represented by Leon's patios showed different components of urban

Table 4. Forward stepwise multiple regression models of variables related with patio characteristics on the abundance of the most observed bird species at the urban patios.

<i>Columbia livia</i> (Deviance: 18.76%)	Estimate	SE	Wald	p
Patio typology (Colonial)	1.53	0.53	8.44	0.004
Plant species richness	0.07	0.02	12.15	0.001
<i>Columbina talpacoti</i> (Deviance: 67.68%)	Estimate	SE	Wald	p
Patio typology (Colonial)	0.39	0.18	4.70	0.030
Mean herbaceous plant height (cm)	0.10	0.03	10.93	0.001
<i>Zenaida macroura</i> (Deviance: 62.47%)	Estimate	SE	Wald	p
Patio typology (Colonial)	0.43	0.18	6.03	0.014
Surface (m ²)	0.00	0.00	14.11	<0.001
Plant species richness	-0.03	0.02	4.68	0.030
Maximum shrub height (m)	0.34	0.10	12.49	0.000
Mean herbaceous plant height (cm)	0.09	0.03	7.88	0.005
<i>Amazilia rutila</i> (Deviance: 40.95%)	Estimate	SE	Wald	p
Patio typology (Colonial)	0.41	0.20	3.95	0.047
<i>Myiozetetes similis</i> (Deviance: 52.84%)	Estimate	SE	Wald	p
Plant species richness	0.036	0.02	5.01	0.025
<i>Turdus grayi</i> (Deviance: 70.47%)	Estimate	SE	Wald	p
Surface (m ²)	0.00	0.00	10.90	0.001
Mean herbaceous plant height (cm)	0.05	0.03	4.17	0.041

<i>Passer domesticus</i> (Deviance: 56.21%)	Estimate	SE	Wald	p
Patio typology (Colonial)	-0,66	0.32	4.14	0.042
Plant species richness	0,09	0.04	6.38	0.012
Woody species richness	-0,20	0.07	9.33	0.002
Mean woody plant height (m)	0,50	0.18	7.57	0.006
<i>Thraupis episcopus</i> (Deviance: 28.16%)	Estimate	SE	Wald	p
Surface (m ²)	0.00	0.00	11.76	0.001
Mean herbaceous plant height (cm)	0.16	0.04	16.89	<0.001
<i>Quiscalus mexicanus</i> (Deviance: 72.38%)	Estimate	SE	Wald	p
Woody species richness	0,08	0.02	12.69	<0.001
Maximum shrub height (m)	-0,51	0.20	6.92	0.009

bird diversity. Previous works in that city were carried out in periurban areas of the city (Dávila 2001), that complete the bird census of León (the two main rivers, a periurban park and the Agrarian University campus). The study obtained similar data of bird richness in the sampled urban sectors, with a mean of 19-21 species each sector and a catalogue of 32 species. Dávila's work had also included migratory birds and was more exploratory. Most frequent species in those other city sectors were the species more commonly found at the patios (*Turdus grayi*, *Quiscalus mexicanus*, *Columbina talpacoti*, *Myiozetetes similis*), but some species had not been registered (*Zenaida asiatica*, *Crotophaga sulcirostris*, *Eumomota superciliosa*). Preferred habitats of some of

the last species, consisting in open fields and riparian forests, were the probable cause of their absence at urban patios.

Ikin *et al.* (2013) and Lim and Sodhi (2004) concluded that some feeding guilds were adversely affected by urbanization, such as insectivore, carnivore or hollow-nester. Frugivores were favoured by a low edification density. In our study, most abundant birds in urban patios have granivore and omnivore feeding, with a scarcity of other feeding habits as nectarivore, frugivore and insectivore (see Fig. 2). Granivores had a preference to colonial patios and omnivore were more abundant at indigenous patios. Colonial patios have

a more open vegetation structure, with a dominance of herbaceous and shrub strata and a scarcity of tree strata (González-García and Gómez Sal 2008), and indigenous patios have a multistratified vegetation structure. These differences could be determinant in the abundance of different feeding guilds, with a higher presence of doves at colonial patios that were associated to open fields. Indigenous patios present more diversified feeding opportunities appropriate to omnivores, but not to more specified guilds. Nevertheless, our censuses were carried out during the dry season when most fruits in trees were not available. Indigenous and some colonial patios have abundant fruit trees and could have different avian distributions during fructification periods. Other studies (Manhães and Loures-Ribeiro 2005) also conclude that generalist birds are predominant in bird composition in urban areas of Brazil and bird community is dominated by few species. We found a higher abundance of exotic birds at colonial patios, where urbanization density is higher. Only two species of the 17 present were exotic (11.7%), but 21.7% of bird abundance were assigned to exotic birds. Lim and Sodhi (2004) obtained the same results and found only a small proportion of exotic birds but with important density values.

Urban bird richness and abundance is associated to different variables characterizing patios (as shown in Tables 2 and 3). Comparing the three groups of variables (abiotic structure, plant community and vegetation structure at patios), vegetation structure variables explain most of bird occurrence variables, with mean herbaceous plant height and maximum tree height as main predictors of presence, abundance and diversity of birds. A survey made at the city of Brisbane (Garden *et al.*, 2007), showed similar results, being habitat structure a more relevant component than

plant composition for reptiles and small mammals. Not all components of vegetation structure seem to be relevant, as occurred with the shrub strata. The cause of these results can be explained by the regularity of shrub presence in both colonial and indigenous patios, reflected in the similar variable values. Maximum tree height is much more elevated at indigenous patios, with a mean value of 13.34 meters in comparison with 5.45 meters at colonial patios. Results of mean herbaceous height are also similar in both typologies, but are not homogeneous in all visited patios: there is a belief that a 'clean' patio is the one with a complete absence of herbs, so some owners eliminate systematically this stratum. Results of the study shows how patios that maintain the spontaneous herbaceous vegetation cover can attract a more diversified bird community. In previous studies (González-García *et al.* 2009) we also observed that maximum tree height can explain both presence and abundance of spiny-tailed iguanas in the same patios. Patio surface and patio typology (preference to indigenous) were also important predictors of iguanas occurrence.

In relation to abiotic characteristics of patios, surface is positively correlated to different components of bird diversity but not patio typology. Nevertheless, typology can be important for the presence and abundance of different species, as discussed in the next section. Progressive patio divisions in smaller plots are one of the conservation problems detected in previous surveys in León City (González-García and Gómez Sal 2008) and could be a growing factor affecting global diversity of birds in urban areas. Those divisions led to more patios with smaller surface, less plant diversity, simplified vegetation structure and a lower presence and abundance of wild fauna (birds and reptiles).

Plant community and bird community at the patios were positively correlated, the patios with elevated plant richness showing an elevated bird richness and abundance. The relationship between small-scale or local variables in urban environments and the composition of bird communities has been discussed in previous works (Satler *et al.* 2010, Melles *et al.* 2003, Clergeau *et al.* 2001). All of them show that these variables can be more important than composition of adjacent landscapes, something that we also observed in the case of the patios. Patios have a plant composition that differs in relation to adjacent ecosystems of tropical dry forest because only 37.5% of present species are native of these ecosystems (González-García and Gómez Sal 2008). We introduced a variable of plant community directly related to the similarity to native ecosystems (percentage of TDF trees) that had a weak relationship with bird variables (see Table 2). Therefore, presence of different bird species in patios seems to be related to the availability of a diversity of plant species, whether these plants being native or exotic.

Species analysis

We found that global diversity and abundance of birds was strongly related to some vegetation structure variables. Analysing the 9 most common species separately, we obtained that other variables explain the presence and abundance of individual species (Table 4). Most repeated variables in those models were patio typology (abiotic), Mean herbaceous plant height (vegetation structure), Plant species richness (plant community) and Surface (abiotic).

Patio typology was included in regression models of 5 bird species. Differences between colonial and indigenous patios were studied in previous works and mainly relate to structural

vegetation (González-García and Gómez Sal 2008), determining presence and abundance of bird species. The three studied doves showed a preference to colonial patios, characterized by a simplified vegetation structure similar to open fields, the presence of water points in some cases and the presence of larger surfaces of roof that is frequently used by doves as *Columba livia*. Also, *Amazilia rutila* showed preference to colonial patios, where some shrubs and herbs are cultivated with ornamental purposes and this bird fed its nectar (for example *Ixora* and *Heliconia* genera). In the other side, only *Passer domesticus* abundance was associated to indigenous patios, due to the importance of woody plants for its abundance.

Mean herbaceous plant height is both an important variable explaining global diversity and abundance of birds, and also explaining the abundance of some specific species as two doves (*Columbina talpacoti*, *Zenaida macroura*), *Turdus grayi* and *Thraupis episcopus*. In all these cases, higher herbaceous plant strata determine higher abundance of birds. With the exception of *Thraupis episcopus*, the other mentioned species have 'terrestrial' habits, and therefore feeding resources (invertebrates, seeds) are linked to the surface covered by herbaceous plants.

Columba livia, *Myiozetetes similis* and *Passer domesticus* abundances were positively correlated to plant species richness; all of them have generalist feeding strategies, and can be benefited by the presence of a variety of plants in the patio. On the other side, *Zenaida macroura* was negatively correlated to plant richness, and showed a preference for high surfaced and simplified colonial patios. This is a dove living in open fields or savanna habitats, and maybe these patios are similar in composition to those habitats.



The other important variable for the analysed species was patio surface, positively correlated with abundance of *Zenaida macroura*, *Turdus grayi* and *Thraupis episcopus*. Patios of León city have a tendency of reducing its surface, which can be an important factor for diminishing the abundance of some bird species as those cited above.

Percentage of tropical dry forest trees and maximum tree height were not included in any model. Both variables are the ones of the pool considered here that better represent the probable characteristics of the natural environment at the area before the foundation of the city of Leon, so much scarcely represented in Nicaragua nowadays: a well developed tropical dry forest with high trees. As suggested by Clergeau *et al.* (2001), and supported by our results about total diversity at the patios, other factors out of similarity to the original environment seem to be more important predictors of bird occurrence at the urban landscapes. Future surveys including the presence of migratory birds and different phases in the phenology of tropical dry forest trees could conclude, however, an association to those variables.

Conclusions

In summary, we observed that well preserved patios of both typologies (colonial and indigenous) at León city can contribute to obtain a good representation of birds adapted to different urban micro-environments. Based on the results obtained in this study, we can derive some management recommendations to patio owners to improve this diversity:

- Preservation of an herbaceous stratum in part or all patio surface, traditionally removed by owners for 'hygiene' reasons. The presence of

this stratum is positively correlated to bird species richness and abundance and higher abundances of five species.

- Maintenance of the typological characteristics of patios, colonial and indigenous, as both increase diversity and abundance of birds at city scale. Colonial patios are traditionally cultivated as open gardens with water points and ornamental plants that attract some species. Indigenous patios have well developed plant stratification (herbaceous, shrub and tree), with the presence of native plants and other purpose species (medicinal, fruit trees, etc.) that can attract many other species not present in colonial patios.

- Maintenance of the original surface of patios contributes also to higher diversities and abundances. If the division of a patio is necessary, using live fences and avoiding new constructed surfaces would preserve patio characteristics.

- Presence of a diversified vegetal structure, including fruit trees, flowering plants, grasses, etc., and diverse management practices, as leaving food remains can improve avian diversity in the patio.

Acknowledgements

We would like to thank the *Programa de Cooperación con Centroamérica* of the University of Alcalá (Spain) and the UNAN-León (Nicaragua) for project support. The University of Alcalá also provided financial support through an

F.P.I. grant to A.G. N. Chacón, V. Simón and J.I. Flores helped in fieldwork. Finally, we are very grateful to all the inhabitants of León and especially those who kindly opened their doors for this work.

References

- Blair R.B. (1996): Land use and avian species diversity along an urban gradient. *Ecological Applications* 6(2): 506-519.
- Blair R.B. (1999): Birds and butterflies along an urban gradient: surrogate taxa for assessing biodiversity? *Ecological Applications* 9(1): 164-170.
- Buitrago E. (1987): La vivienda y la ciudad en Nicaragua. *Boletín Nicaragüense de Bibliografía y Documentación*, Banco Central de Nicaragua: 95-115.
- Clergeau P., Jokimäki J. and Savard. J.L. (2001): Are urban bird communities influenced by the bird diversity of adjacent landscapes? *Journal of Applied Ecology* 38: 1122-1134.
- Crooks K.R., Suarez A.V. and Bolger D.T. (2004): Avian assemblages along a gradient of urbanization in a highly fragmented landscape. *Biological Conservation* 115: 451-462.
- Dávila P. (2001): *Estimación de diversidades, similitud de comunidades y uso de hábitat de las aves en la ciudad de León*. MSc. Thesis. UNAN-León, Nicaragua.
- Garden J.G., McAlpine C.A., Possingham H.P. and Jones D.N. (2007): Habitat structure is more important than vegetation composition for local-level management of native terrestrial reptile and small mammal species living in urban remnants: A case study from Brisbane, Australia. *Austral Ecology* 32: 669-685.
- Gil D. and Brumm H. (eds.) (2013): *Avian Urban Ecology. Behavioural and Physical Adaptations*. Oxford University Press, UK.
- González-García A. and Gómez Sal A. (2007): *Los patios de León (Nicaragua): Naturaleza y patrimonio*. Servicio de Publicaciones de la Universidad de Alcalá, Madrid.
- González-García A. and Gómez Sal A. (2008): The private urban greenspaces or 'patios' as a key element in urban ecology in Tropical Central America. *Human Ecology* 36: 291-300.
- González-García A., Belliure J., Gómez-Sal A. and Dávila. P. (2009): The role of urban greenspaces in fauna conservation: the case of the iguana *Ctenosaura similis* in the 'patios' of León city, Nicaragua. *Biodiversity and Conservation* 18: 1909-1920.
- Godefroid S. and Koedam. N. (2003): How important are the large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global Ecology & Biogeography* 12: 287-298.
- Hobbs E.R. (1988): Species richness of urban forest patches and implications for urban landscape diversity. *Landscape Ecology* 1(3): 141-152.
- Ikin K., Beaty R.M., Lindenmayer D.B., Knight E., Fischer J. and Manning A.D. (2013): Pocket parks in a compact city: how do birds respond to increasing residential density? *Landscape Ecology* 28: 45-56.
- INETER (Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales) (2004): *Atlas climático de Nicaragua*. Instituto Nicaragüense de Estudios Territoriales, Dirección General de Meteorología, Managua.
- INIDE (Instituto Nacional de Información de Desarrollo) (2005): *VII Censo de población y III de vivienda*. Managua, Nicaragua.
- Jokimäki J. and Huhta E. (2000): Artificial nest predation and abundance of birds along an urban gradient. *The Condor* 102: 838-847.

- Jokimäki J., Clergeau P. and Kaisanlahti-Jokimäki M. (2002): Winter bird communities in urban habitats: a comparative study between central and northern Europe. *Journal of Biogeography* 29: 69-79.
- Jokimäki J. and Kaisanlahti-Jokimäki M. (2003): Spatial similarity of urban bird communities: a multiscale approach. *Journal of Biogeography* 30: 1183-1193.
- Lim H.C. and Sodhi N.S. (2004): Responses of avian guilds to urbanisation in a tropical city. *Landscape and Urban Planning* 66: 199-215.
- Loss S.R., Ruiz M.O. and Brawn J.D. (2009): Relationships between avian diversity, neighborhood age, income, and environmental characteristics of an urban landscape. *Biological Conservation* 142: 2578-2585.
- Manhães M.A. and Loures-Ribeiro A. (2005): Spatial Distribution and Diversity of Bird Community in an Urban Area of Southeast Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology* 48(2): 285-294.
- Marzluff J.M. and Rodewald A.D. (2008): Conserving Biodiversity in Urbanizing Areas: Nontraditional Views from a Bird's Perspective. *Cities and the Environment* 1(2): Article 6.
- McIntyre N.E. (1995): Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology* 10(2): 85-99.
- McKinney M.L. (2010): Urban futures. In Gaston K.J. (ed.): *Urban ecology*. Cambridge University Press, New York, pp 287-308.
- Melles S., Glenn S. and Martin K. (2003): Urban Bird Diversity and Landscape Complexity: Species-environment Associations Along a Multiscale Habitat Gradient. *Conservation Ecology* 7(1): 5.
- Melles S. (2005): Urban Bird Diversity as an Indicator of Human Social Diversity and Economic Inequality in Vancouver, British Columbia. *Urban habitats* 3: 25-48.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment) (2004): *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington DC.
- Miller J.R. and Hobbs. R.J. (2002): Conservation where people live and work. *Conservation Biology* 16: 330-337.
- Parsons H., Major R.E., French K. (2006): Species interactions and habitat associations of birds inhabiting urban areas of Sydney, Australia. *Austral Ecology* 31: 217-227.
- Rebele F. (1994): Urban ecology and special features of urban ecosystems. *Global Ecology and Biogeography Letters* 4: 173-187.
- Reynaud P.A. and Thioulouse P. (2000): Identification of birds as biological markers along a neotropical urban-rural gradient (Cayenne, French Guiana), using co-inertia analysis. *Journal of Environmental Management* 59: 121-140.
- Sattler T., Borcard D., Arlettaz R., Bontadina F., Legendre P., Obrist M.K. and Moretti M. (2010): Spider, bee, and bird communities in cities are shaped by environmental control and high stochasticity. *Ecology* 91(11): 3343-3353.
- Scholefield P., Firbank L., Butler S., Norris K., Jones L.M. and Petit S. (2011): Modelling the European Farmland Bird Indicator in response to forecast land-use change in Europe. *Ecological Indicators* 11(1): 46-51.
- Shochat E., Lerman S. and Fernández-Juricic E. (2010): Birds in Urban Ecosystems: Population Dynamics, Community Structure, Biodiversity, and Conservation. In Aitkenhead-Peterson J. and Volder A. (eds.): *Urban Ecosystem Ecology*. Agronomy Monograph 55, American Society of Agronomy, Guilford Road, Madison, WI, pp. 75-86.

- StatSoft (2007): *STATISTICA* (data analysis software system), version 8.0. www.statsoft.com.
- Strohbach M.W., Lerman S.B. and Warren P.S. (2013): Are small greening areas enhancing bird diversity? Insights from community-driven greening projects in Boston. *Landscape and Urban Planning* 114: 69-79.
- UNFPA (United Nations Population Found) (2007): *State of world population 2007. Unleashing the potential of urban growth*. New York, USA.



Capítulo 7





Capítulo 7: Discusión final

En el presente capítulo se consideran en conjunto los principales resultados obtenidos en la tesis doctoral y se discuten algunas ideas sobre el alcance y proyección futura de esta línea de investigación. Entre estas, su aportación a la Ecología Urbana y a la evaluación de servicios de los ecosistemas. Por último, se proponen medidas de gestión de los patios en el contexto centroamericano y se hacen recomendaciones sobre las futuras investigaciones que serían necesarias.

1. Aportaciones al estudio de los patios

1.1. Los patios privados como elemento relevante en la ecología urbana

La mayoría de investigadores que han abordado el estudio de las áreas verdes privadas, resaltan en primer lugar la escasez de trabajos centrados en estos espacios. Sólo citando algunos, se observa cómo este discurso se mantiene todavía en publicaciones muy recientes:

- Thompson *et al.* (2003) echaban en falta estudios relacionados con la composición y distribución de la flora de los jardines, aludiendo a los resultados obtenidos en revisiones bibliográficas.
- Mathieu *et al.* (2007), señalan que *“el jardín privado tiene hábitats muy diversos y variables, generalmente en pequeñas superficies y han permanecido mucho tiempo desconocidos en la ecología urbana”*.
- Cameron *et al.* (2012) indican que *“los jardines privados se han señalado como un importante componente de la infraestructura verde, pero su contribución específica es raramente valorada”*.
- Balooni *et al.* (2014) comentan que *“aunque los espacios verdes privados constituyen el centro de la sostenibilidad urbana, han recibido mucha menos atención comparado con los espacios verdes urbanos de tipo público”*.

Debido a esta situación de partida, los antecedentes bibliográficos consisten en una serie de investigaciones puntuales realizadas en contextos urbanos muy diversos, pero en general faltan estudios sistemáticos o de revisión de los resultados, algunos ejemplos recientes de este tipo de estudios serían los de Goddard *et al.* (2010) y Cameron *et al.* (2012).

No obstante, existen algunos casos donde este tipo de sistemas ha sido considerado de modo más integral. Por un lado, el estudio de los jardines privados de Sheffield, a través del BUGS Project (2001-2007), que ha generado al menos 14 publicaciones científicas relacionados con los jardines de esta ciudad incluyendo la diversidad de plantas leñosas, herbáceas y el banco de semillas (Thompson *et al.* 2003, 2004, 2005, Smith *et al.* 2006a), estudios de SIG para cuantificar el recurso (Gaston *et al.* 2005, Smith *et al.* 2005), fauna invertebrada y vertebrada (Smith *et al.* 2006b, 2006c, Gaston *et al.* 2007), o comparaciones con otras ciudades (Loram *et al.* 2007, 2008a, 2008b). A través del proyecto obtenemos una idea muy precisa del entramado que forman el conjunto de jardines (sistema o red verde urbana), estudiado desde diferentes puntos de vista y tenemos también una visión comparativa con otros contextos. Por otro lado, la ciudad de Baltimore cuenta con estudio ecosistémico de largo plazo (Baltimore Ecosystem

Study) que trata la ciudad y toda su área metropolitana como un ecosistema, analizando su dinámica de cambio temporal (Pickett *et al.* 2008). Fue iniciado en 1997 y ha dado lugar multitud de publicaciones científicas relacionadas, con enfoque ecosistémico, siendo la cobertura verde y los contenidos de los jardines privados un elemento más del sistema.

Teniendo en cuenta lo anterior y en particular la relativa escasez de antecedentes con enfoque ecosistémico, la presente tesis doctoral puede verse como uno de los intentos de considerar el jardín privado en el contexto de una ciudad neotropical de un modo más integrado, tal como se resaltaba en el estudio de Sheffield, analizando aspectos relacionados con la diversidad de especies, su valor de conservación en ambientes urbanos, los servicios prestados como ecosistema o la fragilidad del mismo. Por otra parte, muchas ciudades centroamericanas presentan un urbanismo de características comparables al de la ciudad de León, basado en viviendas de no más de dos plantas y con espacio dedicado al patio, por lo que muchas de las conclusiones pueden generalizarse al ámbito de la ciudad centroamericana.

Ha resultado de especial interés analizar el carácter dinámico de estos ecosistemas presentes en las ciudades, por contraste con lo que pudiera suceder en casos con menor intervención humana. Precisamente esta visión es una de las carencias comunes en muchos de los estudios y acercamientos tradicionales de la Ecología Urbana. La revisión de Ramalho y Hobbs (2012) expone cómo la disciplina se ha regido por la aplicación de enfoques estáticos (como ejemplo el estudio de gradientes rural-urbano), mientras que su objeto de estudio está sometido a un crecimiento urbanístico rápido y con frecuencia imprevisto y cambiante. El trabajo que constituye los Capítulos 3 y 4 de esta memoria tiene en cuenta este factor, que repercute en cambios muy sustanciales en la estructura y composición de los patios, tal como se ha mostrado en las tasas de división de las parcelas y sus efectos sobre características y servicios del patio. Publicaciones muy recientes, como es el caso del estudio de Balooni *et al.* (2014) en la ciudad india de Kozhikode, ya están incorporando esta dinámica de cambio, que lleva asociada una disminución de superficie de patio asociada a la pérdida de sus funciones básicas como son la disminución de plantas cultivadas, el valor de los productos cosechados y la pérdida de la capacidad de autoabastecimiento o complemento de la dieta que suponen estos espacios en muchas ocasiones. El proceso de reducción de superficie destinada al patio parece ser una tendencia en muchas otras ciudades como es el caso de la ciudad nicaragüense de Granada, donde se ha realizado otro estudio sobre el tipo de división de las parcelas desde un enfoque arquitectónico y que concluye un grado de transformación muy considerable (López y Deguchi 2006). Consideramos por ello, que los esfuerzos por documentar este proceso resultan relevantes y urgentes, ya que permiten identificar un patrimonio amenazado, del que todavía pueden rescatarse algunos ejemplos bien conservados en muchas ciudades.

A pesar de este dinamismo que provoca cambios poco planificados en los patios, también es importante conocer los usos que ha tenido el territorio históricamente, lo que los propios Ramalho y Hobbs (2012) señalan con estas palabras: *“el uso pasado de la tierra puede afectar a los sistemas ecológicos con legados perdurables que persisten a lo largo del tiempo, a veces cientos o miles de años”*. En el Capítulo 2 resaltamos cómo los distintos sectores urbanos identificados para el planteamiento del muestreo, con configuraciones, historia y tasas de cambio distintos se ven reflejados en buena medida en las tipologías de patio. Es por ello que la impronta de la comunidad indígena de Sutiaba y la presencia en ella de un tipo de patio análogo a los huertos caseros de zonas rurales, todavía reconocible, pudieran ser rescatados y

potenciados en una línea de calidad de vida. Igual sucede con el legado de la arquitectura colonial en el centro de León, claramente presente en muchos de sus patios.

1.2. Aportación de los patios a la conservación de la naturaleza y el patrimonio

En la mayor parte de las ciudades centroamericanas son escasas las zonas verdes públicas para el disfrute de los ciudadanos. En el caso de León, nos encontramos en la mayoría de barrios con plazas-parque que integran en un único espacio pavimentado pequeñas zonas ajardinadas o alcorques arbolados, situándose las grandes zonas verdes en las afueras de la ciudad (en León el parque Arlen Siu, las zonas de ribera y el Campus Agropecuario). Sin embargo, estas importantes carencias en la dotación de zonas verdes en la ciudad se ven suplidas por el aporte de los patios privados, que tal como se indica en el Capítulo 2 suponen la mayor proporción de zonas verdes urbanas. En el caso de Managua, la ciudad es considerada por algunos autores como la ciudad más verde de Centroamérica pese a su escasez de parques públicos (Shillington 2013).

Por tanto, la contribución de los patios a la conservación de la biodiversidad a escala de ciudad ya es importante sólo por el aporte de superficie verde (*green cover* en la bibliografía en inglés) que supone al conjunto. Si observamos con fotografía aérea el entorno de la ciudad de León, situado en una llanura con importantes usos agrarios y ganaderos (en ocasiones muy intensivos, como en el caso de las plantaciones de caña de azúcar), vemos que cuenta con menos zonas arborizadas que la propia ciudad. Debido a que muchas especies propias del bosque tropical seco aparecen de modo espontáneo en los patios (por distintas formas de dispersión de sus semillas o propágulos, ver Capítulos 2 y 4), estos lugares pueden suponer un importante refugio de especies y diversidad genética a una escala superior a la de ciudad. En los censos efectuados en los patios, el catálogo de especies vegetales se acerca a las 300 (ver Anexo 1), de las cuales más de un centenar son especies autóctonas propias del entorno inmediato de León. Una situación similar encontramos en el caso de la fauna silvestre, que se analiza en los Capítulos 5 y 6 centrados en las aves silvestres y el garrobo negro (*Ctenosaura similis*). Al existir una falta casi total de censos y estudios publicados en el entorno inmediato de León, la estimación de la contribución de los patios a la conservación de la biodiversidad local no puede ser valorada actualmente, siendo una de las líneas de trabajo que proponemos de cara al futuro (ver apartado 3 de este Capítulo) una vez que la biodiversidad urbana se conoce con cierto detalle. La diversidad puede incluir especies pero también integrar la variabilidad genética existente dentro de una misma especie e incorporar otro elemento de interés como es la diversidad de especies cultivadas (agrobiodiversidad), cuyo interés en el caso de huertos caseros se ha resaltado repetidamente (Galluzzi *et al.* 2010). También la variabilidad infraespecífica dentro de las especies o variedades ornamentales, una característica no cuantificada, pero que puede observarse en algunos barrios o manzanas, en el caso de especies con multiplicación vegetativa, debido a los esquejes o trozos de plantas con capacidad de arraigo o rebrote que se pasan entre vecinos.

Además del valor natural existente en los patios, resulta también evidente su aportación al patrimonio histórico/arquitectónico de las viviendas nicaragüenses, al albergar elementos singulares materializados en corredores, columnas de diferentes estilos, aleros y otros elementos que sólo se presentan en el patio. También las configuraciones de vivienda de cañón corrido o casa-patio que se comentaron en el Capítulo 1 como los principales estilos constructivos reconocibles en la ciudad de León. Por último,

si miramos al patrimonio inmaterial que supone el patio, también destacamos su valor como lugar en el que se efectúan prácticas y usos tradicionales, la transmisión de conocimientos entre generaciones (relacionados con las plantas medicinales, por ejemplo) o, simplemente, para el mantenimiento de un modo de vida donde el patio es un espacio básico como estancia habitual y lugar de reunión para la familia.

1.3. Un patrimonio amenazado

Todos estos valores y funciones del patio están supeditados a una problemática compleja que puede afectar a su viabilidad (lo que podríamos llamar impulsores directos e indirectos del cambio) y que en consecuencia puede alterarlos, disminuirlos o hacerlos desaparecer. A modo de resumen se presentan las principales amenazas o problemáticas detectadas en León:

- **División de la vivienda y el patio:** proceso muy generalizado que ha sido desarrollado en detalle en los Capítulos 3 y 4, supone el principal problema de conservación de los patios identificado en el estudio.
- **Aculturación:** se trata de un proceso mediante el cual se sufre una creciente pérdida de conocimiento en el manejo tradicional del patio y el uso de las plantas. Este hecho se debe principalmente a la falta de transmisión de los manejos tradicionales de unas generaciones a otras, posiblemente por falta de aprecio e interés para las nuevas generaciones, o debido a los efectos de la globalización, incluyendo la nueva cultura global.
- **Pavimentación de superficies y expansión de vivienda:** el proceso de división de la parcela analizado supone una menor superficie disponible de la vivienda en general para las familias. Este hecho implica que se priorice la superficie destinada a la vivienda en detrimento del patio, aprovechando para edificar zonas destinadas a habitaciones u otros usos como baños, estancias, etc. Además, las nuevas tendencias también actúan modificando el patio a través de intervenciones como el pavimento, lo cual supone una alteración importante del espacio, mermando por ejemplo su capacidad para albergar flora o fauna espontánea.
- **Eliminación de elementos arquitectónicos singulares:** la pérdida de superficie de patio, sobre todo en el caso de la casa colonial, implica la pérdida de la estructura arquitectónica original de patio con cuatro corredores, perdiéndose también en muchos casos elementos singulares con valor arquitectónico como columnas, cielos rasos, etc.
- **Inclusión de nuevos estilos y plantas:** los nuevos estilos en materia de decoración también suponen una modificación en muchas ocasiones, incorporando al patio nuevos elementos no tradicionales. Es el caso de fuentes centrales con un modelo comercial estándar o elementos decorativos imitando fuentes, lo cual supone una uniformización o banalización de contenidos. También las nuevas influencias incluyen plantas ornamentales comercializadas en todo el mundo, como consecuencia de una homogeneización en las plantas producidas en vivero.

1.4. Servicios de los ecosistemas

Los espacios verdes urbanos son uno de los ecosistemas donde el vínculo con el bienestar y calidad de vida puede resultar más evidente por la constante presencia humana en los mismos. De hecho, el alto grado de intervención en estos espacios se realiza en gran medida dirigido a la satisfacción de ciertas necesidades básicas para las familias, esto es, con un carácter instrumental del espacio. Por tanto, resulta útil el enfoque de los servicios prestados por los ecosistemas, cuya evaluación es uno de los temas que mayor interés suscita en la literatura científica de los últimos años (Hein *et al.* 2006). La mayor parte de esta literatura se centra en la evaluación económica de los servicios, su traducción a un lenguaje monetario de cara a la toma de decisiones políticas de planificación. No obstante, en muchos casos se echa de menos dentro de las valoraciones un mayor énfasis en la cuantificación del valor ecológico o intrínseco y el cultural (Chee 2004, Wallace *et al.* 2007), cuyos datos se toman frecuentemente de fuentes bibliográficas sin ser contrastadas en campo. De hecho, valoraciones recientes como el caso de la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España (EME 2012), indican que *“[se entiende que la evaluación exclusivamente monetaria de los servicios simplifica de manera extrema los vínculos que existen entre los ecosistemas y el bienestar humano. Las relaciones entre los sistemas ecológicos y humanos son demasiado complejas como para reducirlas a un solo valor monetario. Esta evaluación como única expresión del valor de los servicios de los ecosistemas (de las contribuciones que dichos ecosistemas hacen a la sociedad) apartan a los ecosistemas de la esfera ecológica y social cuando lo que pretende la EME es dejar claro que los servicios son la base de los diferentes componentes del bienestar humano, en general, y de la economía en particular]”*. Por tanto, ejercicios como el desarrollado en el Capítulo 4 de la presente memoria contribuyen a evaluar de modo más preciso cómo se suministran ciertos servicios de los ecosistemas, traduciendo tan sólo algunos de ellos al lenguaje monetario cuando esto es fácilmente abordable, como es el caso de la provisión de frutas y productos ganaderos. Estudios muy recientes (Balooni *et al.* 2014) se encuentran en esta línea, definiendo como sostenibilidad de los espacios verdes urbanos *“a su capacidad para proveer beneficios sociales, ecológicos y económicos que contribuyan a un aumento de la calidad de vida, la equidad y la sostenibilidad de las ciudades”*.

Las más recientes evaluaciones de servicios del ecosistema han eliminado uno de los cuatro tipos iniciales de servicios incluidos en el proyecto (MEA 2003), en concreto el grupo de servicios de soporte. Las razones aducidas se centran en la confusión que existe en este grupo entre funciones y servicios del ecosistema (la biodiversidad es la principal proveedora de servicios y no es un servicio *per se*, EME 2012). Aunque se trata de un tema sobre el que no hay consenso (Jax 2005, Boyd y Banzhaf 2007, Costanza 2008), ha sido ya adoptada por las Evaluaciones del Milenio más recientes; también debido a la doble contabilidad monetaria que puede existir en la evaluación económica de un mismo servicio como de soporte y de regulación. En el caso de la presente memoria se ha considerado interesante mantener el bloque de servicios de soporte al ser uno de los principales descriptores del capital natural o el valor ecológico intrínseco de los patios urbanos, en tanto que los objetivos del trabajo son los de resaltar la contribución de estos espacios a la conservación de la naturaleza y no tanto realizar una evaluación del tipo Valor Económico Total (VET) de los servicios prestados por los patios. Además, son este tipo de propiedades del ecosistema (proporcionar un hábitat favorable para la fauna y flora silvestres) las que se han desarrollado con mayor detalle en los Capítulos 5 y 6, en este caso fuera del enfoque propio de la evaluación de los servicios del ecosistema.

Por último, cabe resaltar que ha resultado de interés el adoptar un lenguaje basado en indicadores para

evaluar los servicios del ecosistema, ya que el objetivo no era realizar una evaluación exhaustiva de dichos servicios sino más bien estudiar cómo distintos tipos de servicios evolucionaban en función de factores de cambio (enfoque dinámico reclamado por autores como Chee 2004) y estructurales. Además, se ha optado por unos indicadores fáciles de medir y que se obtienen mediante el uso de un instrumental accesible y de bajo coste, característica que en contextos como el estudiado (países con dificultad para financiar investigaciones) puede ser fácilmente replicable. La evaluación de otros servicios como, por ejemplo, la capacidad para almacenar carbono y mitigar el cambio climático (estudiados en algunos contextos urbanos, Liu y Li 2011) o los relacionados con la polinización precisarían de mayores costes y complejidad en la toma de datos en campo.

2. Recomendaciones de manejo

A continuación se indican algunas recomendaciones útiles para el manejo de los patios estudiados y que pueden redundar en una mejora o mantenimiento de su valor de conservación o de los beneficios que prestan a sus propietarios y a la sociedad en general. Dichas recomendaciones se realizan de acuerdo con la tipología general de patios derivada a partir del Capítulo 2 y teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el conjunto de la memoria.

2.1. Patios coloniales bien conservados

Se trata de espacios caracterizados por un elevado valor histórico y arquitectónico, vegetación predominantemente ornamental y que conservan una estructura bien definida (patio central cuadrangular rodeado de cuatro corredores que conectan con otras estancias de la vivienda) con funciones estéticas y paisajísticas, como entorno de calidad en el interior de la vivienda. Ubicados en el centro histórico de la ciudad, las viviendas donde se sitúa el patio fueron edificadas entre los siglos XVII a XIX, preservando en muchas ocasiones elementos arquitectónicos de estas épocas. Las recomendaciones que se proponen son las siguientes:

Conservación del patrimonio construido:

- Evitar alterar la estructura original del patio, teniendo en cuenta carácter patrimonial y lo relativo a la escasez de ejemplos bien conservados. En caso de efectuar una división de la parcela, no introducir elementos que dividan el patio como muros, pudiendo constituir el patio un espacio de disfrute común entre los distintos propietarios del mismo.
- Preservar los elementos arquitectónicos originales que aún se mantienen, restaurando aquellos que se encuentren deteriorados por podredumbres de la madera u otros procesos. En caso de ser obligada la sustitución de alguno de los mismos, se reemplazarán preservando al máximo las características del elemento sustituido. Las entidades locales competentes pueden ofrecer ayudas para mantener este patrimonio.
- Preservar la estética del patio, evitando introducir elementos discordantes (decoraciones con estética distinta al estilo colonial, de baja calidad y elementos nunca introducidos anteriormente). En lo referente a la flora ornamental resulta idóneo efectuar una propagación de plantas entre vecinos, evitando la introducción de plantas provenientes de viveros comerciales.

Conservación de la funcionalidad y servicios:

- Evitar pavimentaciones dentro del patio, que reducen la superficie disponible para el cultivo de plantas, alteran la regulación microclimática y eliminan el estrato herbáceo que favorece la presencia de muchas aves silvestres. Conservar un estrato herbáceo en la mayor parte de superficie del patio, eligiendo variedades de grama que no precisen riegos abundantes que suponen un gasto excesivo de agua, o bien dejando que se desarrollen las herbáceas de aparición espontánea.
- Promover otros usos del patio que contribuyan a su conservación a través del aumento de ingresos de sus propietarios, caso de las visitas turísticas en patios coloniales con interés paisajístico y arquitectónico.

Conservación de la naturaleza:

- Realizar acciones para atraer las aves silvestres, como es el caso de introducir puntos de agua (fuentes en los patios que las tienen o pequeños recipientes ubicados en lugares discretos) o cultivar plantas atractoras de aves nectarívoras como es el caso de colibríes (cultivar plantas ornamentales de los géneros *Ixora* y *Heliconia*).
- Facilitar el acceso a los tejados por parte de los garrobos, que los utilizan para sus baños de sol y vías de comunicación entre patios coloniales. Para ello se precisa una buena conexión entre patio, traspatio y patios de otras viviendas, que puede lograrse disponiendo árboles y plantas trepadoras vigorosas en las esquinas del patio colonial o apoyados en los muros existentes.

2.2. Patios indígenas bien conservados

Son los patios que presentan una superficie mayor (superior a 500 m² en todos los casos) y cuyas características más se asemejan al concepto de huerto casero tropical (*tropical homegarden*). Ubicados con preferencia en el barrio indígena de Sutiaba, la disposición de la vegetación permite un aprovechamiento multifuncional del espacio: cercas vivas para delimitar el patio, zona destinada a plantas ornamentales, medicinales y condimentarias, zona destinada a árboles frutales y zona trasera con crecimiento de árboles de modo espontáneo (muchos de ellos propios del bosque tropical seco del entorno). Las recomendaciones que se proponen son las siguientes:

Conservación de la naturaleza:

- Promover zonas del patio con cobertura de plantas herbáceas de aparición espontánea. Se aconseja que la superficie con esta cobertura alcance al menos dos tercios del total, dejando zonas de suelo desprovisto de vegetación en el tercio más cercano a la vivienda y que es el más transitado (destinado a las principales labores, a estancia, a cocinar, tendido de ropa, etc.). La cobertura de herbáceas favorece la dispersión de juveniles de garrobo, mayor abundancia de muchas aves silvestres y la aparición de vegetación espontánea.
- Preservar las coberturas arbóreas para sombra y zonas poco intervenidas por la acción humana. Gran parte de la superficie del patio, en general la parte trasera, no se transita y es un lugar ideal para el crecimiento de plantones de aparición espontánea y el desarrollo de árboles de gran

porte que proporcionan zonas sombreadas y más frescas. Evitar también que en estas zonas puedan deambular perros y gatos domésticos que produzcan molestias a la fauna silvestre.

- Para promover una mayor aparición de garrobos, es útil dejar crecer especies utilizadas para su alimentación durante la época seca como las acacias (varias especies), el roble (*Tabebuia rosea*) o el guácimo de ternero (*Guazuma ulmi folia*). También dejar desperdicios orgánicos en zonas traseras del patio (como restos de peladuras de frutas y verduras) suponen un aporte alimenticio a estas especies, y en caso de acumular escombros u otros voluminosos sin uso dejarlos en zonas traseras para fomentar zonas de refugio.
- Para favorecer la aparición de aves silvestres, debe mantenerse la estructura multiestratificada y la diversidad de especies de la vegetación del patio, incluyendo variedad de árboles frutales, plantas de flor, herbáceas. También el dejar desperdicios orgánicos favorece a algunas especies.

Conservación de la funcionalidad y servicios:

- Preservar el conocimiento popular en el manejo del patio, evitando su pérdida a través del mantenimiento de los mecanismos de transmisión oral entre las diferentes generaciones de propietarios. Se trata del mejor modo de evitar un cambio en la estructura y composición de la vegetación del patio, preservando su riqueza en especies y los distintos servicios que presta el espacio.
- Utilizar las cercas vivas como elemento fundamental de delimitación del patio, empleando principalmente piñuela (*Bromelia pinguin*) y los cardones (*Euphorbia nerii folia* y *Pilosocereus maxonii*). En caso de realizar una división del patio por cambio de propietario resulta idóneo no incluir ningún tipo de división física, obteniendo un gran patio de propiedad múltiple, o en caso necesario dividirlo con las cercas vivas mencionadas. Estas prácticas conservan la capacidad de regulación microclimática del patio y no son barreras para la fauna silvestre.
- Minimizar la aplicación insumos y riegos, que no son necesarios para el mantenimiento de la mayor parte de plantas que se desarrollan en el patio. Se debe aplicar tan sólo en plantas de maceta y ornamentales que requieran de mayor humedad, situados generalmente en las inmediaciones de la vivienda.
- Promover otros usos del patio que contribuyan a su conservación a través del aumento de ingresos de sus propietarios, caso de las visitas turísticas en patios indígenas para conocer usos de las plantas y observar la fauna silvestre. También pueden venderse localmente algunos productos procedentes del patio en momentos de excedentes, como por ejemplo frutas y huevos de gallina.

Conservación del patrimonio construido:

- Evitar alterar la estructura original de la vivienda y preservar los elementos arquitectónicos originales que aún se mantienen. Existen pocos ejemplos de conservación de viviendas de cañón corrido que son típicas de Sutiaba, por lo que resulta de gran interés conservar este patrimonio arquitectónico con medidas similares a las planteadas para patios coloniales.

2.3. Patios recientes o de transición

Se trata del grupo más numeroso de patios existentes en la ciudad de León, los cuales han perdido muchas de las características que los definían como buenos ejemplos de patio colonial o indígena o bien se han establecido durante los siglos XX y XXI en zonas periféricas de la ciudad con estas características. Son patios de pequeña superficie y escasa diversidad de especies vegetales, que en muchas ocasiones se encuentran infrautilizados o se destinan a acumulación de basuras. Las recomendaciones que se proponen son las siguientes:

Conservación de la funcionalidad y servicios:

- Propiciar un aumento en la cantidad y variedad de especies vegetales útiles, como es el caso de árboles que proporcionen fruta y sombra, plantas medicinales y condimentarias. De este modo se aumenta la capacidad de autoabastecimiento de las familias de modo que se disminuyen los gastos en alimentación y se aportan alimentos ricos en vitaminas. También se disfruta de zonas más frescas donde pasar las horas con menor insolación.
- Si se dispone de superficie soleada y suficiente, puede destinarse una parte al cultivo de hortalizas propias de las zonas rurales del entorno, como maíz, la yuca o las aráceas (género *Alocasia*, *Colocasia esculenta*). De este modo se contribuye al consumo de productos básicos en la dieta nicaragüense con menor impacto sobre su coste final.
- Para las prácticas anteriores, una mejora en la capacitación de los propietarios del patio, ya sea por acción de entidades competentes o bien por transmisión oral de personas experimentadas contribuiría a un mejor manejo del patio. La existencia de un patio demostrativo de estas prácticas también podría ser de utilidad. Hay numerosas experiencias de promoción de la agricultura urbana en ciudades tropicales, como es el caso de Cuba o Colombia.
- Eliminar la mayor parte de escombros y basuras presentes en el patio, que pueden suponer riesgos de accidentes y enfermedades para la salud de niños y otros miembros de la familia. Es conveniente separar o bien eliminar las zonas de acumulación de estos residuos de los espacios destinados a las diferentes tareas en el patio (letrinas, cocina, zona de estancia, zona de tendedero, etc.) debido a lo reducido del espacio para evitar riesgos.
- Eliminar las divisiones entre parcelas efectuadas con materiales de baja calidad estética, como chapas metálicas o alambradas, que además pueden suponer también riesgo de heridas para niños. Resulta mucho mejor y también muy económico el realizar separaciones con cercas vivas de pequeño porte (muy utilizadas las euforbiáceas de los géneros *Euphorbia*, *Codiaeum* o *Pedilanthus*).

3. Líneas futuras de investigación y desarrollo

La presente tesis doctoral supone una contribución a las investigaciones realizadas sobre zonas verdes privadas en ámbito urbano. Además del conjunto de resultados obtenidos y ya discutidos, esta investigación abre líneas de trabajo que sería interesante poder realizar en el futuro, así como propuestas en el ámbito de la planificación de estos espacios.

3.1. Posibilidades de investigación

En los Capítulos 2, 5 y 6 se resalta la contribución de los patios a la conservación de la diversidad urbana de flora y fauna. No obstante, para tener una visión más completa de esta contribución se precisaría realizar estudios a escala superior a la urbana, tal como se argumenta en el apartado 1.2 de este Capítulo. Censos de fauna y flora en zonas de vegetación natural adyacentes a la ciudad y en los parques periurbanos pondrían los resultados en un contexto de conservación más amplio; también permitirían establecer conclusiones relacionadas con las conexiones existentes entre medio urbano y rural periurbano en el trópico seco centroamericano.

Otra línea de investigación relacionada con lo anterior y con un enfoque más cercano a la ecología del paisaje sería el estudio de la conectividad de las áreas verdes urbanas dentro de la ciudad y en relación con las zonas verdes periurbanas. En este estudio se han identificado algunos factores estructurales del patio que limitan la movilidad de determinadas especies silvestres como el garrobo (*Ctenosaura similis*), pero los resultados abren la posibilidad de estudiar de forma específica la dispersión de estos reptiles en la ciudad y conocer si sus poblaciones se encuentran relativamente aisladas de las presentes en zonas circundantes o no (estudios genéticos). También, en el caso de la avifauna, las líneas de investigación futuras podrían ir enfocadas hacia las diferencias en presencia y abundancia de aves silvestres en el entorno urbano y las manchas de bosque tropical seco cercano, analizando los factores del patio que pueden limitar la presencia de determinadas especies, entre ellas las relacionadas con disponibilidad de alimento, presencia de determinadas especies vegetales, superficie o interferencia con los usos humanos.

El estudio de la dispersión de los propágulos de las plantas autóctonas desde y hacia los patios urbanos puede ser otra línea de investigación que aporte una visión más exacta de la contribución de estos espacios. Pueden incluirse estudios del banco de semillas existente en los suelos de los patios (distinguiendo tipologías y situación relativa en la ciudad), la abundancia de plantones de distintos tipos de especies vegetales y los métodos de dispersión más importantes (anemócora, zoócora u otras).

Dentro del enfoque de evaluación de servicios de los ecosistemas, podría ampliarse el abanico de servicios considerados, para adoptar un modelo que no esté basado en indicadores sino en una comprensión lo más completa posible del conjunto de servicios que aportan los patios. Un enfoque ampliado a la escala de ciudad permitiría, por ejemplo, conocer el papel de los patios urbanos en la captura y almacenamiento de carbono.

El estudio de los patios de León podría aplicarse con metodología similar a muchas otras ciudades de Nicaragua y, por extensión, Centroamérica. Una de las carencias de los estudios en ecología urbana se relaciona con la falta de estudios comparativos u homogéneos entre los diferentes sistemas urbanos (Goddard *et al.* 2010, Cameron *et al.* 2012), por lo que el observar un conjunto de ciudades con una metodología lo más similar posible, ofrecería una perspectiva más global de la situación real de estos sistemas, siendo totalmente novedoso en el contexto de las ciudades neotropicales. Asimismo, la evaluación de los servicios ambientales en el modo que se aplica en la tesis doctoral, basado en indicadores fáciles de medir, podría ser replicado en un conjunto de ciudades.

Tal como se ha descrito en el Capítulo 1, la vegetación presente en los patios incluye una proporción importante de especies que no son autóctonas, muchas de ellas de cultivo ornamental pero sin desdeñar los frutales o medicinales. Existen muchos estudios sobre el proceso de transmisión de las plantas desde América a Europa, pero no tantos sobre la introducción de plantas haciendo el viaje contrario. Un estudio clásico como el de Patiño (1963) ofrece citas sobre la introducción de frutales, verduras y hortalizas, medicinales o animales, pero con muy escaso tratamiento de la flora ornamental. Conocer las fases históricas en las que las plantas ornamentales y el resto de plantas cultivadas han aparecido en los patios de León aportaría un enfoque ecohistórico y podría obtenerse trabajando con el catálogo de plantas descritas en la presente tesis doctoral. Para ello se necesitaría de la utilización de distintos medios documentales que pueden incluir fuentes literarias, artísticas, obras de historiadores, cronistas y viajeros o catálogos de plantas (Hernández-Bermejo y Lora-González 1996).

Para finalizar, recordar que los patios son un sistema configurado por el hombre, incluido dentro o en estrecha conexión con la vivienda, por lo que sería deseable un tratamiento multidisciplinar que aflore el conjunto de sus valores. Arquitectura, historia o sociología son algunas de las grandes disciplinas que pueden resaltar las contribuciones del patio como hábitat humano y patrimonio cultural, que ya en cierta medida han sido tratadas en la monografía sobre los patios leoneses (González García y Gómez Sal 2007). Estas aportaciones contribuirían a detectar el patrimonio histórico cultural asociado a los patios, que todavía tiene un valor de conservación destacable en la ciudad.

3.2. *Propuestas de conservación del patrimonio y desarrollo turístico*

La rápida degradación de los patios urbanos propiciada por los diferentes procesos descritos en el apartado 1.3. precisa de una serie de propuestas que contribuyan a frenar este deterioro y preservar al menos los elementos más destacables, a identificar por arquitectos e historiadores. La apertura de determinados patios a grupos de turistas y para actividades educativas, sería una iniciativa que contribuiría a aportar ingresos extra a los propietarios del patio y proporcionar incentivos para su mantenimiento. Han sido iniciadas algunas iniciativas piloto por parte de la Facultad de Turismo de la UNAN-León para fomentar este tipo de aprovechamiento a través de una ruta de los patios (Gómez Sal *et al.* 2006, González García y Gómez Sal 2007), siempre con un reducido número de turistas para evitar un impacto negativo en el patio. El apoyo de la Alcaldía de León en este aspecto resulta fundamental, pudiendo de este modo ampliar su oferta turística municipal. A través de la Alcaldía pueden fomentarse otro tipo de incentivos como la celebración de un concurso de patios leoneses con distintas categorías premiadas, al estilo de la ciudad española de Córdoba, que en este caso podría llegar a muchos más propietarios de la ciudad y supondría un atractivo turístico añadido a la visita de León. Todas acciones encajan con la línea de desarrollo del turismo responsable, sector en crecimiento en Nicaragua en la actualidad, el cual permite un uso turístico moderado que repercuta sus beneficios directamente sobre la población local, en este caso los propietarios de los patios.

Actualmente existe un marco regulador y una línea de ayudas para rehabilitación del patrimonio histórico de la ciudad de León a través de la Oficina de Centro Histórico y Urbanismo. Dicha regulación establece las mayores limitaciones en el mantenimiento de fachadas al estilo colonial y la preservación de estructuras arquitectónicas (grosor de muros, cielos rasos, columnas), aunque los cambios en la estructura y estética del patio no son tratados. Sería deseable ampliar dicho marco normativo para

adaptar la realidad de los patios, impidiendo su creciente deterioro.

La medida de mayor calado a aplicar en este campo se correspondería con el reconocimiento internacional de sus valores, tal como recientemente se ha declarado a los patios de la ciudad de Córdoba: patrimonio inmaterial de la humanidad. Este reconocimiento por parte de UNESCO contribuiría a una mayor cantidad de ayudas destinadas a su conservación y también a un mejor conocimiento por parte de la población extranjera, complementando de este modo la reciente declaración de la Catedral de León como Patrimonio de la Humanidad (2011). Pensamos que la presente tesis doctoral contribuye a destacar los valores de los patios leoneses de cara a una posible candidatura de este tipo, que además podría incluir los patios de otras ciudades de arquitectura colonial de Nicaragua y Centroamérica.



4. Referencias

- Angeoletto F. (2012): *Planeta Ciudad: Ecología urbana y planificación de ciudades medias de Brasil*. Tesis doctoral, Universidad Autónoma de Madrid.
- Balooni K., Gangopadhyay K. y Mohan Kumar B. (2014): Governance for private green spaces in a growing Indian city. *Landscape and Urban Planning* 123: 21-29.
- Boyd J. y Banzhaf S. (2007): What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. *Ecological Economics* 63: 616-626.
- Cameron R.W.F., Blanus T., Taylor J.E., Salisbury A., Halstead A.J., Henricot B. y Thompson K. (2012): The domestic garden - Its contribution to urban green infrastructure. *Urban Forestry and Urban Greening* 11(2): 129-137.
- Costanza R. (2008): Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biological Conservation* 141:350-352.
- EME (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España) (2012): Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España. *Ambienta* 98 (163 pp.).
- Galluzzi G., Eyzaguirre P. y Negri V. (2010): Home gardens: neglected hotspots of agrobiodiversity and cultural diversity. *Biodiversity and Conservation* 19(13): 3635-3654.
- Gaston K.J., Warren P.H., Thompson K. y Smith R.M. (2005): Urban domestic gardens (IV): the extent of the resource and its associated features. *Biodiversity and Conservation* 14: 3327-3349.
- Gaston K.J., Cush P., Ferguson S., Frost P., Gaston S., Knight D., Loram A., Smith R.M., Thompson K. y Warren P.H. (2007): Improving the contribution of urban gardens for wildlife: some guiding propositions. *British Wildlife* 18: 171-177.
- Goddard M.A., Dougill A.J. y Benton T.G. (2010): Scaling up from gardens: biodiversity conservation in urban environments. *Trends in Ecology and Evolution* 25(2): 90-98.
- Gómez Sal A., González García A., Santovenia Pérez C. y Dávila Prado P. (2006): Private patios, a valuable hidden heritage for tourism development in the city of León, Nicaragua. En: Brebbia C.A. y Pineda F.D. (eds.): "Sustainable Tourism II". Wit Press, Southampton, UK. 85-93 pp.
- González García A. y Gómez Sal A. (coord.) (2007): *Los patios de León (Nicaragua)*. Naturaleza y Patrimonio. Servicio de Publicaciones, UAH, Alcalá de Henares.
- Hernández-Bermejo J.E. y Lora-González A. (1996): La documentación histórica y bibliográfica como fuente de información y evidencia etnobotánica. *Monografías del Jardín Botánico de Córdoba* 3:39-50.
- Jax K. (2005): Function and 'functioning' in ecology: what does it mean? *Oikos* 11(3): 641-648.
- Liu C. y Li X. (2011): Carbon storage and sequestration by urban forests in Shenyang, China. *Urban Forestry & Urban Greening* 11: 121-128.
- López M.A. y Deguchi A. (2006): Analysis on urban morphology transformation of historic urban centre in spanish-american colonial city - Case study on city of Granada, Nicaragua. *Journal of Architecture and Urban Design, Kyushu University* 10: 11-18.
- Loram A., Tratalos J., Warren P.H. y Gaston K.J. (2007): Urban domestic gardens (X): the extent & structure of the resource in five major cities. *Landscape Ecology* 22: 601-615.
- Loram A., Thompson K., Warren P.H. y Gaston K.J. (2008a): Urban domestic gardens (XII): The richness and composition of the flora in five cities. *Journal of Vegetation Science* 19: 321-330.
- Loram A., Warren P.H. y Gaston K.J. (2008b): Urban domestic gardens (XIV): the characteristics of gardens in five cities. *Environmental Management* 42: 361-376.

- Mathieu R., Freeman C. y Aryal J. (2007): Mapping private gardens in urban areas using object-oriented techniques and very high-resolution satellite imagery. *Landscape and Urban Planning* 81: 179-192.
- MEA (Millenium Ecosystem Assessment) (2003): *Ecosystems and human well-being: a framework for assessment*. Island Press, Washington D.C.
- Patiño V.M. (1963): *Plantas cultivadas y animales domésticos en América equinoccial IV: Plantas introducidas*. Imprenta Departamental, Cali (Colombia).
- Pickett S.T.A., Cadenasso M.L., Grove J.M., Groffman P.M., Band L.E., Boone C.G., Burch W.R., Grimmond C.S.B., Hom J., Jenkins J.C., Law N.L., Nilon C.H., Pouyat R.V., Szlavetz K., Warren P.S. y Wilson M.A. (2008): Beyond Urban Legends: An Emerging Framework of Urban Ecology, as Illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience* 58(2): 139-150.
- Ramalho C.E. y Hobbs R.J. (2012): Time for a change: dynamic urban ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 27(3): 179-188.
- Shillington L.J. (2013): Right to food, right to the city: Household urban agriculture, and socionatural metabolism in Managua, Nicaragua. *Geo forum* 44: 103-111.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2005): Urban domestic gardens (V): Relationships between landcover composition, housing and landscape. *Landscape Ecology* 20: 335-253.
- Smith R.M., Warren P.H., Thompson K. y Gaston K.J. (2006a): Urban domestic gardens (VI): environmental correlates of invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation* 15: 2415-2438.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2006b): Urban domestic gardens (VIII): environmental correlates of invertebrate abundance. *Biodiversity and Conservation* 15: 2515-2545.
- Smith R.M., Gaston K.J., Warren P.H. y Thompson K. (2006c): Urban domestic gardens (IX): Composition and richness of the vascular plant flora, and implications for native biodiversity. *Biological Conservation* 129: 312-322.
- Thompson K., Austin K.C., Smith R.M., Warren P.H., Angold P.G. y Gaston K.J. (2003): Urban domestic gardens (I): putting small-scale plant diversity in context. *Journal of Vegetation Science* 14: 71-78.
- Thompson K., Hodgson J.G., Smith R.M., Warren P.H. y Gaston K.J. (2004): Urban domestic gardens (III): Composition and diversity of lawn floras. *Journal of Vegetation Science* 15: 373-378.
- Thompson K., Colsell S., Carpenter J., Smith R.M., Warren P.H. y Gaston K.J. (2005): Urban domestic gardens (VII): a preliminary survey of the soil seed banks of private gardens. *Seed Science Research* 15: 133-141.
- Wallace K.J. (2007): Classifications of ecosystem services: problems and solutions. *Biological Conservation* 139:235-246.



Capítulo 8





Capítulo 8: Conclusiones generales

1

En la ciudad de León (Nicaragua) la gran mayoría de viviendas (más de un 75 %) tienen una zona interior abierta con funciones de patio, por lo que estos espacios resultan clave para el urbanismo de la ciudad y el modo de vida de sus habitantes.

2

Existe una fuerte relación entre la configuración del patio y las diferentes fases de desarrollo de la ciudad. El centro colonial, el barrio indígena de Sutiaba y los barrios periféricos de urbanismo reciente (los llamados “repartos”), son los tres sectores principales con tipos de patio también diferentes. Los patios coloniales se caracterizan por sus valores históricos, arquitectónicos, riqueza de flora ornamental y calidad paisajística. Los patios indígenas destacan por su biodiversidad de flora y fauna, interés etnobotánico y estructura vegetal multiestratificada. Los patios de repartos poseen reducida superficie y una orientación hacia las funciones más básicas de suministro (zonas sombreadas, frutas) y cultural (lugar de estancia).

3

Los patios urbanos privados son la principal zona verde con la que cuenta la ciudad de León, aportando la mayor cobertura de arbolado a modo de parches distribuidos de forma casi regular, de distinto tamaño e insertos en la matriz urbana. En el barrio de Sutiaba, más arborizado, estos parches son más compactos y de mayor superficie que en el centro colonial.

4

El papel que juegan los patios en la conservación de la naturaleza en el entorno urbano es muy destacado. La riqueza florística es elevada, habiéndose descrito 324 especies en 136 patios que incluyen plantas cultivadas y de aparición espontánea, de distintos tipos funcionales (árboles, arbustos, palmeras, herbáceas, lianas, entre otras). Asociados a esta flora, existe una abundante fauna silvestre entre la que destaca la presencia de aves (19 especies, siendo las familias *Columbidae* e *Icteridae* las más frecuentes) e iguanas (*Ctenosaura similis*).

5

Los patios son un sistema muy intervenido que se encuentra en constante cambio, habiéndose documentado varios tipos de factores de degradación entre los que se destaca la reducción de su superficie a consecuencia de la sucesiva división de las parcelas urbanas. Este proceso, muy acusado en el centro colonial, ha reducido el tamaño medio de la parcela en un 76%. En consecuencia, el patio también reduce su superficie o incluso desaparece de la vivienda.

6

Los propietarios de las viviendas con patio se benefician de una serie de funciones que contribuyen directamente a su bienestar y calidad de vida. Los servicios prestados por los patios incluyen el aporte de alimentos para consumo directo o venta local (frutas, verduras, productos de origen animal), la regulación microclimática (ambiente más fresco que en interior de la vivienda en determinados momentos del día), el aporte de

- un espacio para las tareas domésticas (cocina, tendido de ropa, etc.) o los momentos de asueto y convivencia.
- 7 La reducción en superficie de los patios conlleva un descenso en la provisión de algunos servicios, como los de aporte de alimentos o soporte para flora y fauna silvestre. Para otros servicios como los de regulación microclimática o la movilidad de la fauna silvestre, el tipo de cerramiento del patio es más importante que la división en sí misma. Las divisiones formadas por pantallas vegetales o cercas vivas son las más efectivas.
- 8 Las variables estructurales del patio (superficie media, presencia de cercados o tipología de patio) determinan diferencias en la riqueza, presencia y abundancia de la fauna silvestre (aves e iguanas). También las variables relacionadas con la estructura de la vegetación explican en mayor medida la distribución de estas especies que las relacionadas con la composición de la vegetación.
- 9 Algunas medidas de manejo sencillas son útiles para mantener o mejorar la presencia de la fauna silvestre, como son el propiciar la cobertura vegetal debida a especies de aparición espontánea o un dosel arbóreo que incluya las especies de bosque seco apreciadas por las iguanas.
- 10 El turismo relacionado con los patios, el establecimiento de un marco legal de protección de los mismos o su posible reconocimiento como patrimonio (a la vez tangible e inmaterial por su papel en la calidad de vida de la población), son propuestas que contribuirían a detener la situación de deterioro que actualmente sufren estos espacios en la ciudad de León y facilitarían el avance en acciones de políticas de conservación y mejora.

General conclusions

- 1 The majority of dwellings (more than 75%) at the city of León (Nicaragua) have an interior area with patio functions. Those spaces are key elements for the urbanism of the city and their inhabitant's way of life.
- 2 There is a strong relationship between patio configuration and the different growth phases of the city. The three main sectors are the colonial centre, Sutiaba indigenous neighbourhood and the peripheral neighbourhoods of recent construction (called 'repartos'). Both have different kinds of patio. Colonial patios are characterized by its historic and architectural values, richness of ornamental flora and landscape quality. Indigenous patios stand out for its biodiversity of flora and fauna, ethnobotanic interest and multistratified vegetal structure. The patios of the outskirts have a reduced surface and an orientation towards basic functions of supply (shaded areas, fruits) and cultural (living space).

- 3 Private urban patios are the main greenspace of León city, providing the main tree cover as regular patches of different size inserted in the urban matrix. In the Sutiaba neighbourhood those patches are more compact and have higher surfaces as in the colonial centre.
- 4 Patios have a prominent role in nature conservation of the urban environment. Floristic richness is elevated, with 324 identified species in 136 patios that both include cultivated and spontaneous growth plants. There are also several living forms (trees, shrubs, palms, herbs, lianas...). There is an abundant fauna associated to this flora, standing out bird presence (19 species, being Columbidae and Icteridae families as the most frequent) and iguanas (*Ctenosaura similis*).
- 5 Patios are a much interceded system in continuous change. Several kinds of degradation processes among which highlights surface reduction as consequence of successive division of urban lots. This is an important process at colonial centre that has reduced mean size of lots in 76%. As a result patio also reduces its size or even disappears in the dwelling.
- 6 Patio owners take advantage of some functions that directly contributed to their well-being. Services provided by patios include the provision of food for direct consumption of local sale (fruits, vegetables and animal origin products), microclimatic regulation (a cooler environment than the interior of the dwelling in some moments of day) or an area for domestic works (kitchen, hang up clothes, etc.) of the moments of rest.
- 7 Surface reduction of patios entails a drop in some services provision as food provision or support for wild flora and fauna. Fencing types are more important than division itself for other services as microclimatic regulation or wild fauna mobility. Living fences are the more effective.
- 8 The structural variables of patios (mean surface, fencing modes or patio typology) determine differences in richness, presence and abundance of wildlife (birds and iguanas). Variables related with vegetation structure explain also the distribution of those species to a greater extent than those related with vegetation composition.
- 9 Some easy management measures contribute to maintain or improve the presence of wild fauna: promote vegetal covertures of spontaneous growth species or a canopy tree stratum that includes appreciated species of dry forest for iguanas.
- 10 Some proposals could contribute to stop the deterioration situation of patios at León city and facilitate the implement of politics of conservation and improvement: tourism in patios, a legal framework of protection or the recognition as intangible world heritage.



Apéndices





Apéndice 1: Especies vegetales catalogadas en los patios

Especies que han sido determinadas en el estudio de los 136 patios estudiados en los distintos muestreos ordenadas taxonómicamente. Algunas de ellas sólo se han determinado hasta el nivel de género por sus dificultades en la determinación (por ejemplo, bromelias y orquídeas), por lo que el catálogo de especies presentes en estos patios es mayor. Se indican los nombres populares recopilados por parte de los propietarios de los patios.

Familia	Nombre científico	Nombre popular
<i>Aspleniaceae</i>	<i>Asplenium nidus</i> L.	Coludo
<i>Davalliaceae</i>	<i>Nephrolepis biserrata</i> (Sw.)	Coludo
<i>Lygodiaceae</i>	<i>Lygodium venustum</i> Sw.	Coludo
<i>Araucariaceae</i>	<i>Araucaria bidwillii</i> Hook	Araucaria
<i>Cupressaceae</i>	<i>Cupressus arizonica</i> E. L. Green	Ciprés
	<i>Cupressus lusitanica</i> Miller	Ciprés
	<i>Juniperus thurifera</i> L.	Ciprés
	<i>Sequoiadendron giganteum</i> (Lindley)	
	Buchholz	
<i>Cycadaceae</i>	<i>Cycas revoluta</i> Thunb.	Sagú
<i>Podocarpaceae</i>	<i>Podocarpus</i> spp. L' Hér. ex Pers.	
<i>Amaryllidaceae</i>	<i>Eucharis amazonica</i> Linden ex Planch.	
	<i>Zephyranthes carinata</i> Herb.	Lirio
<i>Araceae</i>	<i>Aglaonema</i> spp. Schott	Cafeto
	<i>Alocasia x amazonica</i> Andre	Cabeza de mula
	<i>Alocasia cucullata</i> (Lour.) G. Don	
	<i>Alocasia macrorrhizos</i> (L.) G. Don	
	<i>Alocasia plumbea</i> Van Houtte	Corazón de María
	<i>Anthurium andraeanum</i> Linden	
	<i>Anthurium cubense</i> Engl.	Hoja de tabaco
	<i>Diefenbachia</i> spp. Schott	Mionaria, loba, lotería
	<i>Caladium bicolor</i> (Aiton) Vent.	Corazón de Jesús, cabeza de mula
	<i>Epipremnum aureum</i> (Linden & André) G.S. Bunting	Planta de agua
	<i>Epipremnum pinnatum</i> (L.) Engl.	Ventanilla
	<i>Monstera</i> spp. Adans.	Hermana de la pared
	<i>Philodendron bipinnatifidum</i> Schott	Mano de león
	<i>Philodendron</i> spp. Schott	
	<i>Philodendron squamiferum</i> E.F. Poeppig & S.L. Endlicher	
	<i>Spathiphyllum</i> spp. Schott	Flamingo
	<i>Syngonium podophyllum</i> Schott	Garrobo, iguana
	<i>Xanthosoma sagittifolium</i> (L.) Schott	Mariposa

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Arecaceae	<i>Caryota urens</i> L.	Cola de pescado
	<i>Dypsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf.	Madre de familia
	<i>Cocos nucifera</i> L.	Coco
	<i>Phoenix roebelenii</i> O'Brien	Palmera robeliana
	<i>Pritchardia pacifica</i> Seem & H. Wendl.	Palma de abanico
Arecaceae	<i>Roystonea elata</i> (Bartr.) F. Harper	Palmera cubana
	<i>Sabal mexicana</i> Mart.	Palma paceña
	<i>Veitchia merrillii</i> (Becc.) H.E. Moore	Palma Miami
	<i>Agave americana</i> L.	Magüey, penca
	<i>Asparagus densiflorus</i> (Kunth) Jessop	Velo de novia, Espárrago chino
Asparagaceae	<i>Asparagus setaceus</i> (Kunth) Jessop	Velillo
	<i>Chlorophytum capense</i> (L.) Voss	Cinta
	<i>Chlorophytum comosum</i> (Thunb.) Jacques	Cinta
	<i>Cordyline fruticosa</i> Kunth	Disciplina, sangre de Cristo
	<i>Dracaena deremensis</i> Engl. / <i>D. fragans</i> Ker. & Gawl.	
	<i>Dracaena marginata</i> Lam.	Marginata, drácena
	<i>Sansevieria hyacinthoides</i> (L.) Druce	Lengua de suegra
	<i>Sansevieria trifasciata</i> Prain.	Lengua de suegra
	<i>Yucca guatemalensis</i> Baker	Espadillo
	<i>Aechmea fasciata</i> (Lindl.) Baker.	Penquita
Bromeliaceae	<i>Ananas comosus</i> (L.) Merr.	Piña (variedad ornamental)
	<i>Bromelia pinguin</i> L.	Piñuela
	<i>Canna indica</i> L.	Bandera española, caliguate
Commelinaceae	<i>Commelina diffusa</i> Burm. f.	
	<i>Commelina erecta</i> L.	
	<i>Rhoeo spathacea</i> (Sw.) Stearn	Penquita morada
	<i>Tradescantia pallida</i> (Rose) D.R.Hunt	Flor de príncipe
Cyperaceae	<i>Tradescantia zebrina</i> Hort. ex Bosse	Cucaracha
Cyperaceae	<i>Cyperus rotundus</i> L.	
	<i>Heliconia hirsuta</i> L.f.	Caliguate
Heliconiaceae	<i>Heliconia latispatha</i> Benth.	Platanillo
	<i>Heliconia pogonantha</i> Cufod.	Pico de pájaro, platanillo
Liliaceae	<i>Lilium longiflorum</i> Thunb.	Azucena, lilo del valle
Musaceae	<i>Musa paradisiaca</i> L.	Plátano, banano
Pandananaceae	<i>Pandanus tectorius</i> Parkinson ex Zucc.	Penca
	<i>Pandanus veitchii</i> Veitch ex Masters & T. Moore	Cinta

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Poaceae	<i>Agrostis</i> spp. L.	
	<i>Bambusa vulgaris</i> Schrad. ex Wendl.	Bambú
	<i>Cymbopogon citratus</i> (DC. ex Nees) Stapf	Zacate de limón
	<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koch	
	<i>Eleusine indica</i> (L.) Gaertn	Zacate de gallina
	<i>Panicum maximum</i> Jacq.	Zacate, Zacate valeriana
	<i>Saccharum officinarum</i> L.	Caña de azúcar
	<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench	Trigo
	<i>Zea mays</i> L.	Maíz
Xanthorrhoeaceae	<i>Aloe vera</i> L.	Sávila
Adoxaceae	<i>Sambucus canadensis</i> L.	Saúco
Acanthaceae	<i>Acanthus montanus</i> T. Anders.	Garrobo, Dragón chino
	<i>Graptophyllum pictum</i> (L.) Griffith	
	<i>Hemigraphis alternata</i> (Burm. f.) T. Anderson	
	<i>Hypoestes phyllostachya</i> Baker	Pinta
	<i>Justicia carnea</i> Lindl.	
	<i>Justicia tinctoria</i> (Oerst.) D. N. Gibson	Sacatinta
	<i>Pachystachys lutea</i> Nees.	Camarón
	<i>Pseuderanthemum carruthersii</i> (Seem.) Guill.	Príncipe negro
	<i>Ruellia</i> spp. L.	
	<i>Sanchezia speciosa</i> Leonard	
Aizoaceae	<i>Tetragonia tetragonoides</i> (Pall.) Kuntze	Espinaca
Amaranthaceae	<i>Amaranthus spinosus</i> L.	Bledo
	<i>Celosia argentea</i> L.	Disciplina
	<i>Chenopodium botrys</i> L.	
Anacardiaceae	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Marañón
	<i>Mangifera indica</i> L.	Mango
	<i>Spondias purpurea</i> L.	Jocote
Annonaceae	<i>Annona muricata</i> L.	Guanábana
	<i>Annona reticulata</i> L.	Anona
	<i>Cananga odorata</i> (Lam.) Hook. f. & Thomson	
Apiaceae	<i>Eryngium foetidum</i> L.	Culantro

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Apocynaceae	<i>Allamanda cathartica</i> L.	Flor de San José
	<i>Calotropis procera</i> (Aiton) Dryand. ex W.T.Aiton	Cojón de toro, Huevo de yankee
	<i>Catharanthus roseus</i> (L.) G. Don	Primorosa
	<i>Cryptostegia madagascariensis</i> Bojer ex Decne.	
	<i>Nerium oleander</i> L.	Narciso
	<i>Plumeria rubra</i> L.	Sacuanjoche
	<i>Rauvolfia tetraphylla</i> L.	Comida de culebra, Veneno, Leche de sapo
	<i>Stemmadenia pubescens</i> (Hook. & Arn.) K. Schumann	Huevo de chancho, cachito
	<i>Tabernaemontana amygdaliifolia</i> Jacq.	Magnolia
	<i>Tabernaemontana divaricata</i> (L.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Jazmín del Cabo
Araliaceae	<i>Thevetia ahouai</i> (L.) A. DC.	Árbol de Navidad, chilca
	<i>Polyscias filicifolia</i> (C. Moore ex E. Fourn.) L.H. Bailey	
	<i>Polyscias fruticosa</i> (L.) Harms	
	<i>Polyscias guilfoylei</i> (W. Bull) L. Bailey	Sereno, Guacalito, Tirabuzón
	<i>Polyscias scutellaria</i> (Burm. f.) Fosberg	Concha
	<i>Schefflera actinophylla</i> (Endl.) Harms	Chifladora
Asteraceae	<i>Ambrosia peruviana</i> Willd.	Altamiz
	<i>Chrysanthemum morifolium</i> Ramat.	Crisantemo
	<i>Chrysanthemum</i> spp. L.	
	<i>Elephantopus</i> spp. L.	
	<i>Melampodium divaricatum</i> (Rich.) DC.	
	<i>Pluchea carolinensis</i> (Jacq.) G.Don.	Salvia
	<i>Pluchea odorata</i> (L.) Cass.	Salvia
	<i>Tagetes erecta</i> L.	San Diego
Balsaminaceae	<i>Impatiens balsamina</i> L.	Rosa china
Basellaceae	<i>Anredera vesicaria</i> (Lam.) C.F. Gaertn.	Suelda con suelda
Begoniaceae	<i>Begonia</i> spp. L.	Begonia
Bignoniaceae	<i>Crescentia alata</i> Kunth	Jícaro, Jícaro sabanero
Bignoniaceae	<i>Crescentia cujete</i> L.	Jícaro de guacal
	<i>Parmentiera aculeata</i> (Kunth) Seem.	Cuajilote
	<i>Tabebuia rosea</i> (Bertol.) DC.	Roble, Macuelizo, Roble sabanero
	<i>Tecoma stans</i> L.	Sardinillo
	<i>Spathodea campanulata</i> P.Beauv.	Llama de bosque
Bixaceae	<i>Bixa orellana</i> L.	Achiote
	<i>Cochlospermum vitiifolium</i> (Willd.) Spreng.	Poro poro
Boraginaceae	<i>Cordia alliodora</i> (Ruiz & Pav.) Oken	Laurel
	<i>Cordia dentata</i> Poir.	Tigüilote
	<i>Cordia inermis</i> (Mill.) I. M. Johnst.	Achopaste

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Burseraceae	<i>Bursera graveolens</i> (Kunth) Triana & Planch.	Caraña, Copal
	<i>Bursera simaruba</i> (L.) Sarg.	Jiñocuabo
Cactaceae	<i>Hylocereus undatus</i> (Haw.) Britton & Rose	Pitahaya
	<i>Opuntia cochenilli fera</i> (L.) Mill.	Nopal
	<i>Pereskia lychnidiflora</i> De Candolle	Mateare
	<i>Pilosocereus maxonii</i> (Rose) Byl. & Rowl.	Cardón
	<i>Mammea americana</i> L.	Mamey
Capparaceae	<i>Capparis indica</i> (L.) Fawc. & Rendle	Olivo, endurece maíz
Caricaceae	<i>Carica papaya</i> L.	Papaya
	<i>Chrysobalanus icaco</i> L.	Icaco
Chrysobalanaceae	<i>Couepia polyandra</i> (Kunth) Rose	Zapotillo
	<i>Licania platypus</i> (Hemsl.) Fritsch	Sonzapote, súngano
Clusiaceae	<i>Clusia rosea</i> Jacq.	Copel
Combretaceae	<i>Quisqualis indica</i> L.	Santa Cecilia
	<i>Terminalia catappa</i> L.	Almendra
Convulvulaceae	<i>Dichondra repens</i> Forst.	Gramma de conchita
Costaceae	<i>Costus malortieanus</i> H. Wendl.	Trébol
	<i>Costus speciosus</i> (J.König) J.E.Sm.	Caña agria
	<i>Kalanchoe blossfeldiana</i> Poelln.	Enero
Crassulaceae	<i>Kalanchoe gastonis-bonnieri</i> Hamet & Perrier	Malamadre, cuervo
	<i>Kalanchoe pinnata</i> (Lam.) Pers.	Hoja del aire
	<i>Sedum</i> spp. L.	
Crassulaceae	<i>Umbilicus</i> spp. DC.	
Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw.	Chayote

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Euphorbiaceae	<i>Acalypha alopecuroides</i> Jacq.	Cordón de obispo
	<i>Acalypha arvensis</i> Poepp. & Endl.	
	<i>Chamaesyce densiflora</i> (Klotzsch & Garcke) Millsp.	
	<i>Chamaesyce hirta</i> (L.) Millsp.	
	<i>Cnidoscolus aconitifolius</i> (Mill.) I.M. Johnston	Quelite
	<i>Codiaeum variegatum</i> (L.) Juss.	Manguito, lluvia, hoja de mango, hoja de naranjo, colegallo, canario, crotón
	<i>Euphorbia cotinifolia</i> L.	Hierba mala
	<i>Euphorbia lactea</i> Haw.	Cardón ornamental
	<i>Euphorbia leucocephala</i> Lotsy	Pañal de niño
	<i>Euphorbia milii</i> Des Moulins	Corona de Cristo
	<i>Euphorbia neriifolia</i> L.	Cardoncillo, cardón
	<i>Euphorbia pulcherrima</i> Willd. ex Klotzsch	Pastora
	<i>Euphorbia tirucalli</i> L.	Hombre desnudo
	<i>Euphorbia triangularis</i> Desf.	
	<i>Jatropha gossypifolia</i> L.	Quelite de fraile, frailecillo
	<i>Jatropha integerrima</i> Jacq.	Quinceañera
	<i>Jatropha multifida</i> L.	
	<i>Jatropha podagrica</i> Hook.	Ribarbo, preñadita
	<i>Manihot aesculifolia</i> (Kunth) Pohl	Yuca de jardín
	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Yuca
	<i>Pedilanthus tithymaloides</i> Poit.	Pie de niño
Fabaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	Higuera
	<i>Acacia hindsii</i> Benth.	Cornizuelo
	<i>Albizia guachapele</i> (Kunth) Dugand	Gavilán
	<i>Albizia niopoides</i> (Spruce ex Benth.) Burkart	Guanacaste blanco
	<i>Albizia saman</i> (Jacq.) F. Muell.	Genízaro
	<i>Arachis spp.</i> L.	Maní de jardín
	<i>Calliandra haematocephala</i> Hassk.	Guayacán extranjero
	<i>Cassia fistula</i> L.	Caña fístola
	<i>Cassia grandis</i> L.	Carao
	<i>Caesalpinia pulcherrima</i> (L.) Sw.	Malinche, barbona

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Fabaceae	<i>Delonix regia</i> (Bojer ex Hook) Raf.	Malinche
	<i>Gliricidia sepium</i> (Jacq.) Kunth ex Walp.	Madriado, madero negro
	<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Guapinol
	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	
	<i>Leucaena shannonii</i> Donn. Smith	Frijolillo
	<i>Lysiloma divaricatum</i> (Jacq.) J.F. Macbr.	Quebracho
	<i>Phaseolus vulgaris</i> L.	Frijol rojo
	<i>Pithecellobium dulce</i> (Roxb.) Benth.	Espino
	<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Sorocontil
	<i>Senna occidentalis</i> (L.) Link	Pico de pájaro, ave del paraíso
	<i>Senna siamea</i> (Lam.) H.S. Irwin & Barneby	Casia amarilla
	<i>Tamarindus indica</i> L.	Tamarindo
	<i>Trifolium spp.</i> L.	
Gesneriaceae	<i>Episcia cupreata</i> (Hook.) Hanst.	
	<i>Clerodendrum paniculatum</i> L.	
	<i>Clerodendrum spp.</i> L.	Gemela
	<i>Coleus blumei</i> Benth.	Mosaico
Lamiaceae	<i>Mentha x piperita</i> L.	Hierbabuena
	<i>Mentha x spicata</i> L.	Menta
	<i>Ocimum basilicum</i> L.	Albahaca
	<i>Plectranthus amboinicus</i> (Lour.) Sprengel	Orégano, orégano extranjero
	<i>Plectranthus australis</i> R. Brown	Dólar
	<i>Plectranthus scutellarioides</i> (L.) Codd	
Lauraceae	<i>Persea americana</i> Mill.	Aguacate
Linderniaceae	<i>Torenia fournieri</i> Linden ex Fourn.	Naípe
Lythraceae	<i>Cuphea hyssopifolia</i> Kunth	Guayacán de jardín
	<i>Lagerstroemia indica</i> L.	Júpiter
	<i>Lawsonia inermis</i> L.	Reseda
	<i>Punica granatum</i> L.	Granada
Malpighiaceae	<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Nancite
	<i>Galphimia speciosa</i> C.E. Anderson	Botón de oro, ramo de oro
Malvaceae	<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Ceiba
	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Guácimo de ternero
Malvaceae	<i>Hibiscus rosa-sinensis</i> L.	Flor de avispa
	<i>Hibiscus sabdariffa</i> L.	Flor de Jamaica
	<i>Sida acuta</i> Burm.f.	Escoba de monte
	<i>Theobroma cacao</i> L.	Cacao
Marantaceae	<i>Calathea makoyana</i> (E. Morren) E. Morren	
	<i>Calathea ornata</i> (Linden) Körn.	Hoja plateada
	<i>Calathea rufibarba</i> Fenol	
	<i>Calathea zebrina</i> (Sims) Lindl.	
	<i>Maranta arundinacea</i> L.	Boca burlona
	<i>Maranta leuconeura</i> E. Morren.	Corazón lacio
Meliaceae	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	Neem
	<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro real
	<i>Swietenia humilis</i> Zucc.	Caoba

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Moraceae	<i>Castilla elastica</i> Sessé	Palo de hule
	<i>Ficus benjamina</i> L.	Laurel de la India
	<i>Ficus carica</i> L.	Higo
	<i>Ficus ovalis</i> (Liebm.) Miq.	Chilamate
	<i>Ficus pertusa</i> L. f.	Cativo
	<i>Ficus pumila</i> L.	Hiedra
	<i>Maclura tinctoria</i> (L.) D. Don ex Steud. ssp. <i>tinctoria</i>	Mora
Muntingiaceae	<i>Muntingia calabura</i> L.	Capulín
Myrtaceae	<i>Eucalyptus camaldulensis</i> Dehnh.	Eucalipto
	<i>Eugenia aromatica</i> Kuntze	Clavo de olor
	<i>Pimenta dioica</i> (L.) Merr.	Pimienta
	<i>Psidium friedrichsthalianum</i> (O. Berg) Nied.	Guayaba de fresco
	<i>Psidium guajava</i> L.	Guayaba
	<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. & Perry	Pera de agua
Nyctaginaceae	<i>Bougainvillea x buttiana</i> Holttum & Standl.	Veranera
Oleaceae	<i>Mirabilis jalapa</i> L.	Maravilla
	<i>Jasminum grandiflorum</i> L.	Jazmín
	<i>Averrhoa bilimbi</i> L.	Mimbros
Oxalidaceae	<i>Averrhoa carambola</i> L.	Melocotón
	<i>Oxalis regnellii</i> var. <i>atropurpurea</i> Mik.	
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i> Sims	Calala, maracuyá
	<i>Passiflora foetida</i> Vell.	Catapanza
Phyllanthaceae	<i>Passiflora quadrangularis</i> L.	Granadilla
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus acidus</i> (L.) Skeels	Grosella
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus amarus</i> Schumach. & Thonn.	
Phytolaccaceae	<i>Rivina humilis</i> L.	Coralillo
Piperaceae	<i>Peperomia caperata</i> Yunck.	
	<i>Peperomia obtusifolia</i> (L.) A. Dietr.	
Plantaginaceae	<i>Plantago major</i> L.	Llantén
	<i>Russelia equisetiformis</i> Schltr. & Cham.	Coral, campanita
Plumbaginaceae	<i>Plumbago capensis</i> Thunb.	Polvera
Polygonaceae	<i>Antigonon leptopus</i> Hook. & Arn.	Bellísima
	<i>Coccoloba caracasana</i> Meisn.	Papalón, papaturro
	<i>Coccoloba floribunda</i> (Benth.) Lindau	Tololo, papaturro
	<i>Coccoloba uvifera</i> (L.) L.	Papaturro, uva de playa
	<i>Portulaca grandiflora</i> Hook.	Patita de paloma, amor de un rato, diez de la mañana
Portulacaceae	<i>Portulaca oleracea</i> L.	Verdolaga
	<i>Portulaca</i> spp. L.	
Primulaceae	<i>Jacquinia nervosa</i> C. Presl, pasa a <i>Bonellia nervosa</i> (C. Presl)	Cimarra
Rosaceae	<i>Rosa chinensis</i> Jacq.	Rosa

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Rubiaceae	<i>Calycophyllum candidissimum</i> (Vahl) DC.	Madroño
	<i>Coffea arabica</i> L.	Café
	<i>Gardenia augusta</i> (L.) Merr.	Gardenia
	<i>Hamelia patens</i> Jacq.	Pintamachete
	<i>Hamelia</i> spp. Jacq.	Cresta de chompipe
	<i>Ixora casei</i> Lam.	Genciana
	<i>Ixora coccinea</i> L.	Genciana
	<i>Ixora finlaysoniana</i> Wall. ex G. Don	Corona de la reina
	<i>Ixora</i> spp. L.	Dátil
	<i>Morinda citrifolia</i> L.	Noni
	<i>Mussaenda erythrophylla</i> Schumacher & Thonn.	
Rutaceae	<i>Citrus x aurantii folia</i> (Christm.) Swingle	Limón dulce
	<i>Citrus x aurantium</i> L.	Naranja agria
	<i>Citrus paradisi</i> Macf.	Toronja, greífu
	<i>Citrus x limon</i> (L.) Burm.f.	Limón agrio, limón real
	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Mandarina
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck	Naranja dulce
Rutaceae	<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Limonaria
	<i>Ruta chalepensis</i> L.	Ruda
	<i>Triphasia trifolia</i> (Burm.f.) P. Wilson	Limoncillo
Sapindaceae	<i>Melicoccus bijugatus</i> Jacq.	Mamón
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum cainito</i> L.	Caimito
	<i>Manilkara zapota</i> (L.) van Royen	Nispero
	<i>Pouteria sapota</i> (Jacq.) H.E. Moore & Stearn	Zapote
Saxifragaceae	<i>Bergenia ligulata</i> Wall.	Hortensia
	<i>Hydrangea macrophylla</i> (Thunb.) Ser. in DC.	Hortensia
Simaroubaceae	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Talcochote, aceituno
Solanaceae	<i>Capsicum annuum</i> L. var. <i>aviculare</i>	Chile
	<i>Capsicum annuum</i> L. var. <i>annuum</i>	Chiltoma
	<i>Petunia</i> spp. Juss.	
	<i>Solanum americanum</i> Mill.	
Theaceae	<i>Solanum erianthum</i> D. Don	Lavaplató
	<i>Camellia sinensis</i> (L.) Kuntze	Té
	<i>Cecropia peltata</i> L.	Guarumo
Urticaceae	<i>Coussapoa glaberrima</i> W.C. Burger.	Matapalo
	<i>Pilea cadierei</i> Gagnep. & Guillaum.	Sandia
	<i>Pilea microphylla</i> Liebm.	Conchita, esperma
	<i>Pilea nummularii folia</i> (Sw.) Wedd.	Enero
Verbenaceae	<i>Duranta repens</i> L.	Bucle de novia, rosario de novia
	<i>Lippia alba</i> (Mill.) N.E.Br. ex Britt. & Wilson	Guanislama
	<i>Lippia</i> spp. L.	
Vitaceae	<i>Leea guineensis</i> G. Don	
	<i>Vitis vinifera</i> L.	Uva

Familia	Nombre científico	Nombre popular
Zingiberaceae	<i>Alpinia purpurata</i> (Vieill.)	Ginger, heliotropo
	K.Schum.	
	<i>Zingiber officinale</i> Roscoe	Jengibre
	<i>Zingiber spectabile</i> Griff.	Maraca
Zygophyllaceae	<i>Guaiacum sanctum</i> L.	Guayacán

Apéndice 2: Encuesta a propietarios de patios (garrobo)

Modelo de encuesta realizado a los propietarios de los 40 patios estudiados para la presencia y abundancia de garrobo, que complementa la observación in situ de individuos.

Número Encuesta

¿Cuántos familiares viven en la vivienda?

¿Qué edades aproximadas tienen?

¿Tienen animales domésticos en el patio?

¿De qué tipo?

¿Entran garrobos en su patio?

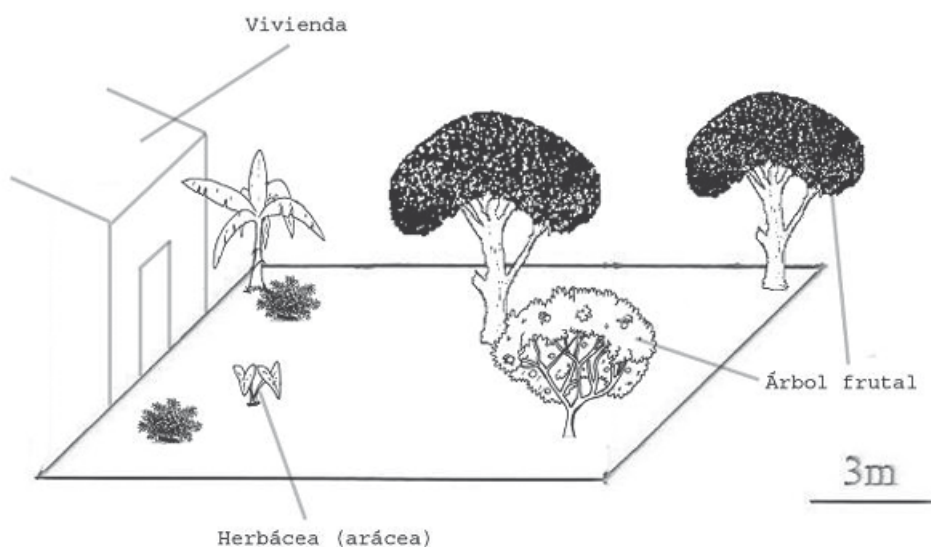
¿Con qué frecuencia?

¿Sabe si crían en el patio?

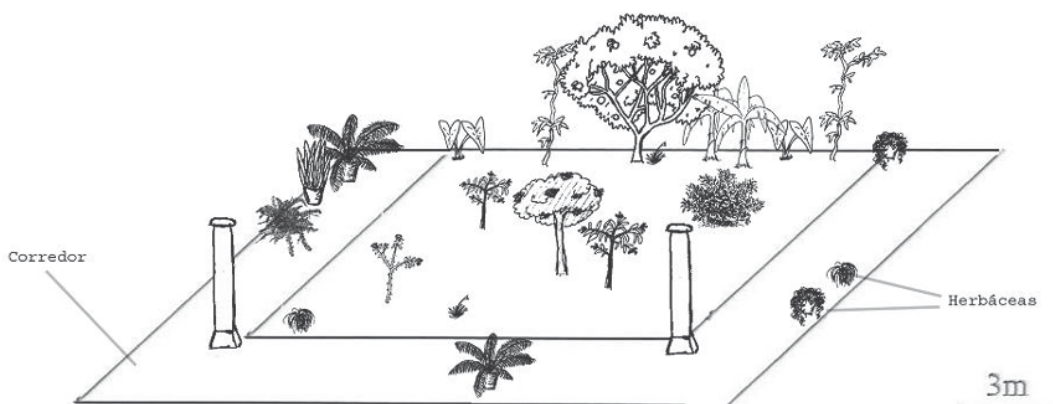
¿Los consumen?

Apéndice 3: Esquemas y fotografías adicionales

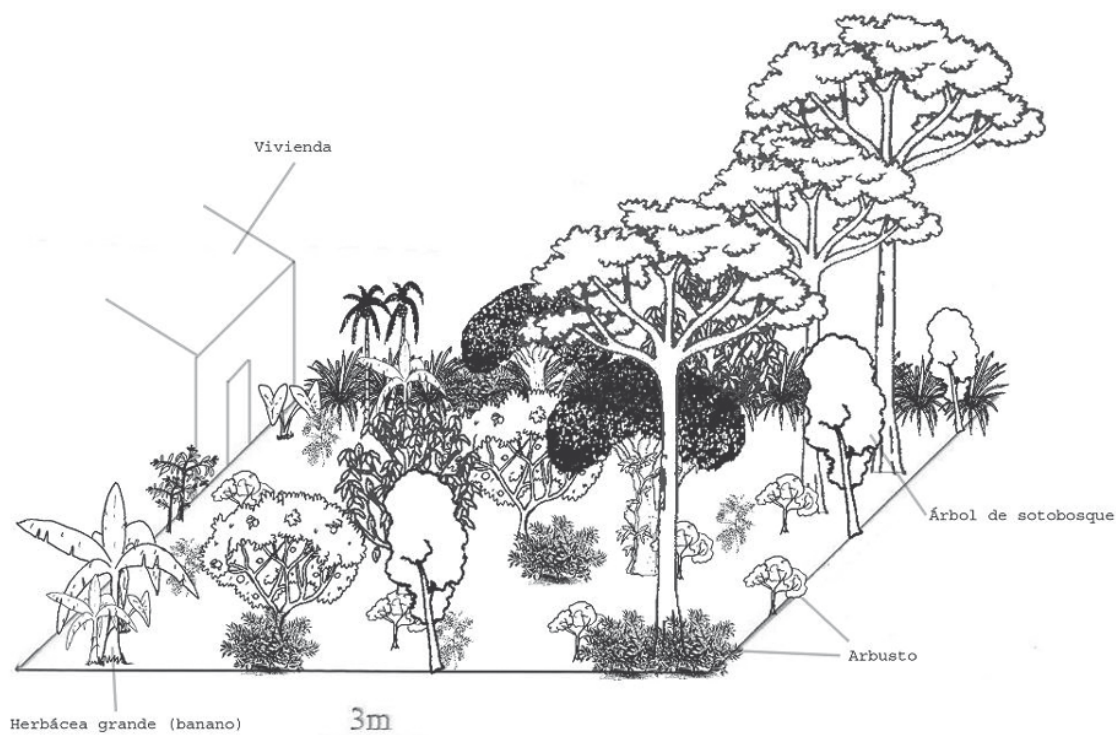
Se incluyen todos los esquemas de modelos idealizados de patios analizados en el Capítulo 2 así como algunas fotografías ilustrativas de patios estudiados y su biodiversidad.



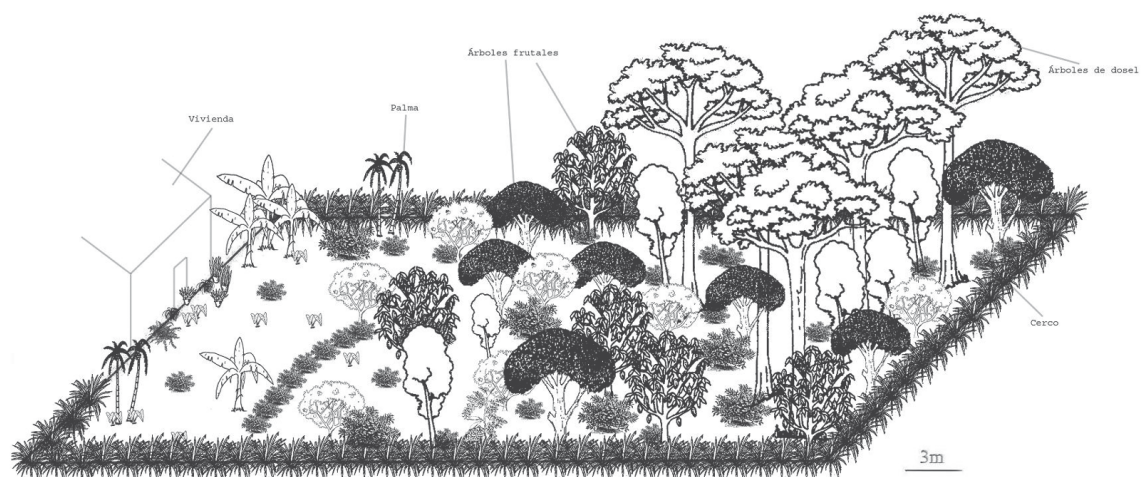
Esquema idealizado de patios de reciente construcción (Grupo A, ver Capítulo 2).



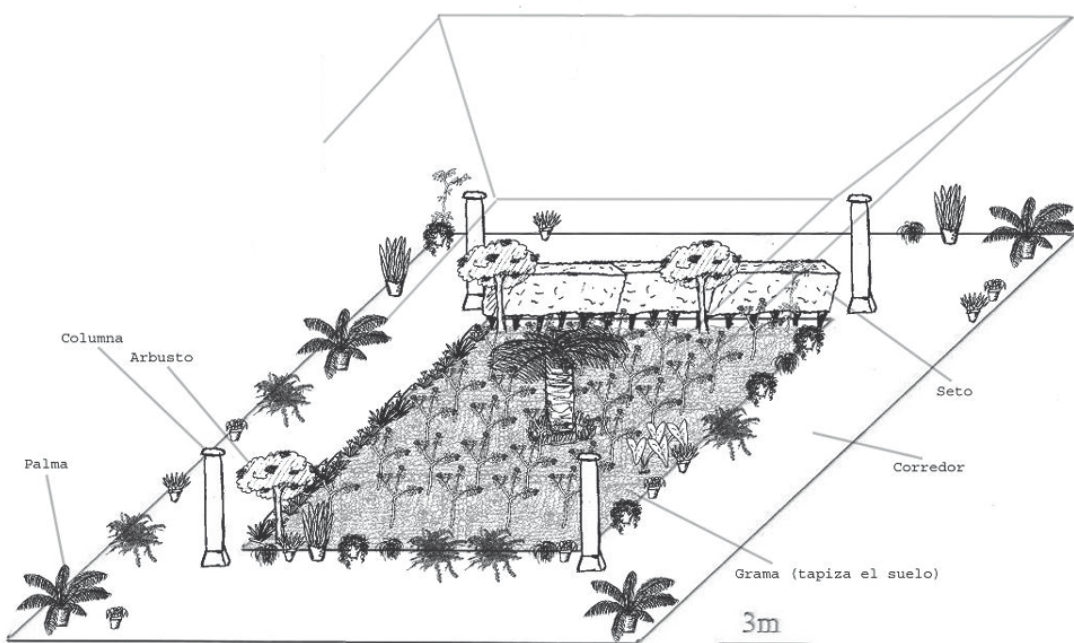
Esquema idealizado de patios de transición (Grupo B, ver Capítulo 2).



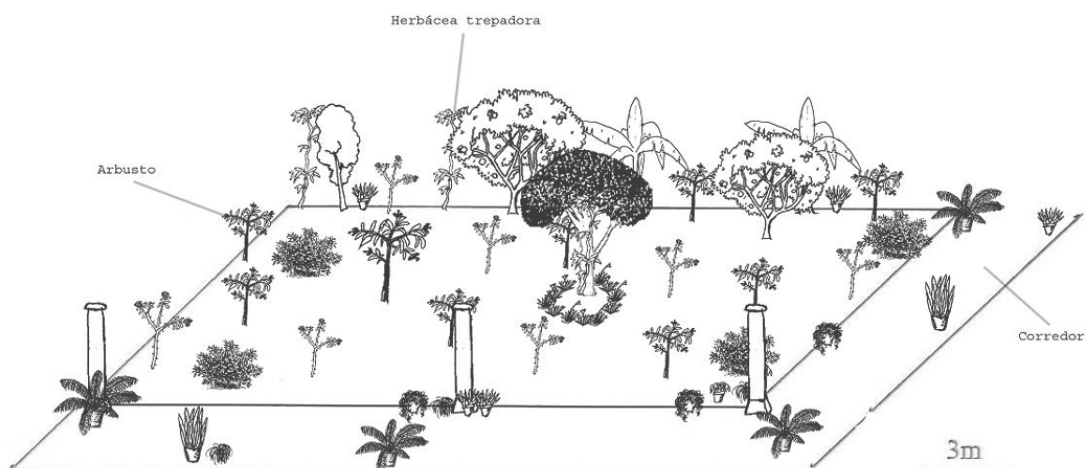
Esquema idealizado de patios indígenas bien conservados (Grupo C, ver Capítulo 2).



Esquema idealizado de patios indígenas bien conservados (Grupo D, ver Capítulo 2).



Esquema idealizado de patios coloniales bien conservados (Grupo E, ver Capítulo 2).



Esquema idealizado de patios de transición (Grupo F, ver Capítulo 2).



Ejemplo de patio típico de zonas periféricas de la ciudad, con escasez de especies vegetales, acumulación de basuras y elementos en desorden (falta de medidas de higiene).



Patio colonial bien conservado, con cuatro corredores amplios para estancia, profusión de plantas ornamentales, valor paisajístico y valores histórico-arquitectónicos destacables.



Modelo de patio indígena de cañón corrido, donde las plantas ornamentales, condimentarias y medicinales se ubican en la cercanía a la casa, dejando frutales y árboles de mayor porte para las zonas traseras.



Detalle de zona trasera de un patio indígena bien conservado, donde se mantiene una variedad de estratos de vegetación (herbáceo, matorral, árboles bajos y árboles de dosel).



Ejemplo de cerca viva que divide dos patios, establecida con cardón (*Euphorbia neriifolia*) y que permite una mejor regulación microclimáticas y el paso de fauna silvestre entre patios.



Ejemplo de patio donde la elevada pavimentación simplifica el patio, una de las afecciones detectadas.



Ejemplo de patio colonial muy dividido, que conserva un estrecho corredor y presenta baja superficie y un muro de elevada altura que impide una correcta regulación climática.

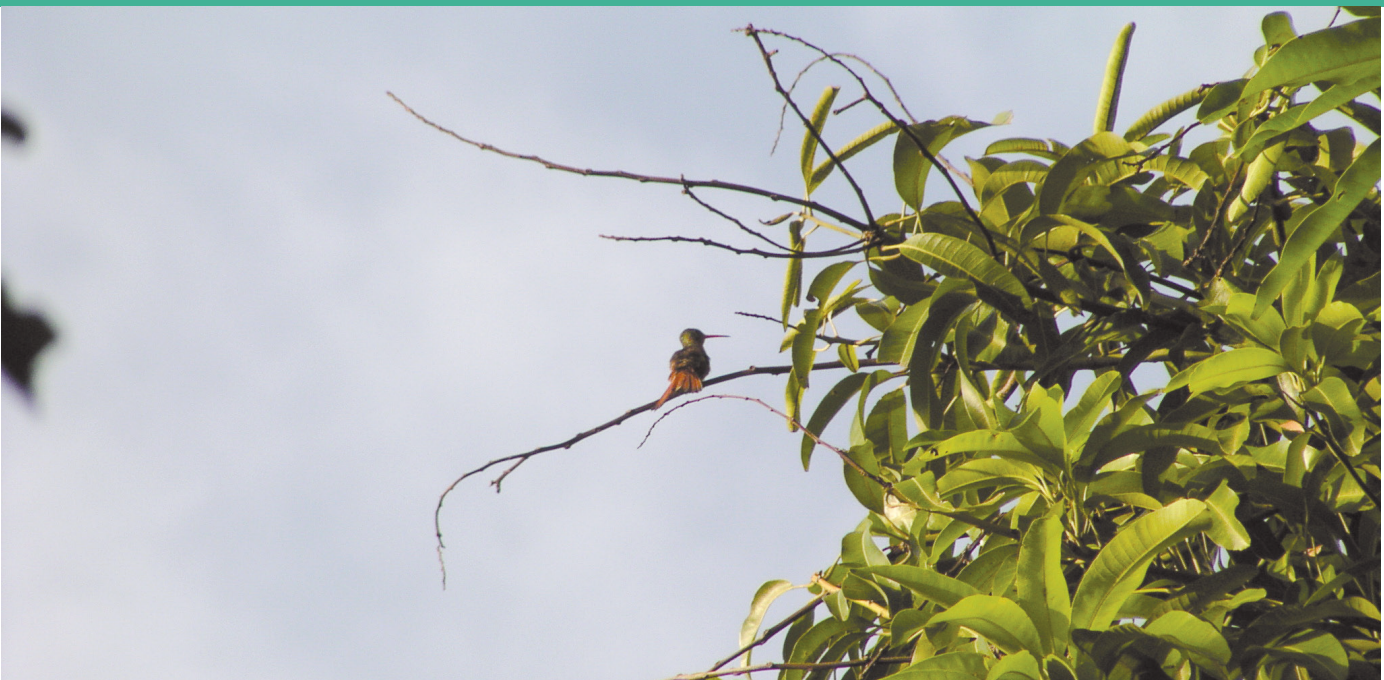




Ejemplar adulto de garrobo negro (*Ctenosaura similis*) observado en los censos de los patios.



Ejemplos de lugares de refugio de los garrobos en los patios. Arriba a la izquierda hueco excavado en el suelo y abajo acumulación desordenada de materiales.



Ejemplar del colibrí *Amazilia rutila*, especie muy extendida en los patios leoneses, observada en los censos de avifauna.



Ejemplar de sensontle (*Turdus grayi*), la especie con mayor porcentaje de presencia en los patios indígenas.

Cuenca, Jueves 13 de Marzo de 2014