

El crecimiento espacial de las ciudades intermedias chilenas de Chillán y Los Ángeles y sus impactos sobre la ecología de paisajes urbanos

Hugo Romero y Alexis Vásquez
Departamento de Geografía
Universidad de Chile
Proyecto Fondecyt 1050649

1. Introducción

Las ciudades intermedias chilenas han experimentado procesos y patrones de crecimiento similares a los registrados en las metrópolis del país, aunque las superficies de expansión urbana son naturalmente proporcionales a sus tamaños. Ello obedece a que las causas que explican el rápido crecimiento de las ciudades chilenas pueden ser advertidas a diferentes escalas de análisis. Entre dichas causas destaca el despliegue del capital industrial, financiero e inmobiliario hacia las regiones del país, lo que ha consolidado las especializaciones productivas de las ciudades intermedias chilenas como parte de la rápida y compleja inserción al comercio global que ha experimentado el país en las últimas décadas. Chillán y Los Ángeles representan a ciudades que han concentrado las inversiones asociadas a la industria forestal, uno de los pilares de las transformaciones socio económicas y ambientales registradas en Chile.

La localización de inversiones productivas y de servicios destinados a su sustento, ha implicado una reformulación de las funciones y estructuras urbanas, destacando el crecimiento espacial de ciudades, el carácter difuso de tal crecimiento y un policentrismo creciente de sus comercios y servicios, como consecuencia de la adopción de procesos tales como la suburbanización, las densidades más bajas de ocupación de los terrenos y el auge de los medios de transporte privados. A ello se une una hipersegmentación de los mercados de suelos urbanos, en función de nichos cada vez más específicos y especializados, así como la consiguiente segregación socio-espacial de sus habitantes, que ha ocurrido debido a las importantes diferencias de ingreso que separa a los sectores incluidos y excluidos de los procesos de globalización. Las crecientes distancias físicas que separan a los distintos sectores socioeconómicos al interior de la ciudad representan las crecientes distancias y polarizaciones sociales entre ellos, pudiéndose encontrar a los sectores más ricos y más pobres en las antípodas espaciales de la trama urbana.

El rápido proceso de expansión espacial de las ciudades intermedias ha sustituido ilimitadamente cubiertas de suelos ocupados anteriormente por lechos fluviales, áreas agrícolas, plantaciones forestales y remanentes de bosques nativos y estructuras naturales del paisaje, limitando severamente las funciones y servicios ambientales producidos por las áreas verdes que existían al interior y más allá de los bordes urbanos de las ciudades.

La ecología de los paisajes urbanos es una disciplina que puede contribuir a evaluar los efectos del crecimiento de las ciudades sobre la pérdida de servicios y bienes ambientales que termina afectando la sustentabilidad de su desarrollo. La ecología de los paisajes urbanos podría además contribuir a la construcción e implementación de mejores ciudades en el futuro, mediante la incorporación de la planificación y evaluación ambiental y ecológica de los planes, programas y proyectos de desarrollo urbano.

La ecología de los paisajes urbanos comprende conceptos y métodos que asocian la espacialidad propia de la geografía con la funcionalidad propia de la ecología. La ecología de paisajes urbanos abarca enfoques orientados a su comprensión en y de la ciudad. La ecología de paisajes urbanos en la ciudad concentra su atención en las transformaciones sufridas por los componentes ambientales naturales y socioeconómicos como consecuencia de la construcción, implementación y funcionamiento de la ciudad, incluyendo los estudios relativos a climas urbanos, urbanización de cuencas, biogeografía de las ciudades y segregación socio espacial de sus habitantes. La ecología de las ciudades, por su parte, intenta analizar y evaluar la sustentabilidad de las estructuras y formas que son resultado directo de la implantación de los usos y artefactos urbanos y que generan nuevos paisajes naturales y

socioculturales. La ecología de paisajes urbanos emplea como unidad básica de análisis los mosaicos territoriales, conformados por parches y corredores, que representan espacialmente los polígonos y líneas generados por los distintos usos y coberturas de suelos que existen al interior y alrededor de las ciudades.

Las ciudades chilenas se caracterizan por una generalizada segregación socioespacial de sus habitantes, que está determinada por las significativas diferencias de ingresos económicos de sus diversos estratos poblacionales. Las diferencias de ingreso controlan no sólo la localización de los habitantes de la ciudad en aquellos vecindarios que corresponden exclusivamente a niveles determinados de renta, sino que también los tamaños y estado de las viviendas, la presencia y calidad de los equipamiento urbanos, los niveles de criminalidad y seguridad ciudadana, la disponibilidad de áreas verdes y, consecuentemente, la calidad del medio ambiente urbano. El mosaico de paisajes urbanos denota la existencia de una segregación socio-ambiental, por la cual los paisajes ecológicos, terminan también por reflejar el nivel de ingreso de los habitantes. Ello es especialmente significativo cuando la planificación de los usos de los suelos, la limitación geográfica de la urbanización y la evaluación de impacto ambiental de los instrumentos de gestión territorial y de los proyectos inmobiliarios han visto reducida su importancia en beneficio de las decisiones dirigidas por el libre mercado, como sucede en Chile.

En Chile, los componentes naturales y socioeconómicos del medio ambiente construido se han transformado crecientemente en *commodities*, es decir, en bienes cuyos usos consuntivos se transan libremente en el mercado y cuyos precios reflejan el equilibrio entre oferta y demanda. Para ello ha sido indispensable una reducción de las intervenciones del Estado y sus funciones reguladoras, así como la privatización de los recursos críticos y el otorgamiento de derechos de propiedad ya sea en forma de concesiones o definitivas.

La existencia de nuevos instrumentos territoriales, como las Zonas de Urbanización Condicionada (ZODUC), implican en la práctica una derogación de los Planes Reguladores que obligaban a que las reparticiones del Estado delimitaran los espacios urbanos y asignaran los usos del suelo dentro de la ciudad. Tampoco existen en Chile instrumentos de ordenación del territorio que regulen los usos del suelo fuera de los territorios urbanizados. Bajo el concepto de ZODUC es posible instalar nuevos asentamientos humanos en cualquier lugar, sometidos al cumplimiento de condicionantes tales como la inexistencia de riesgos naturales, presencia de conectividad vial y a los servicios urbanos, plantas de tratamiento de aguas servidas, etc. Los derechos de agua se pueden adquirir como propiedad privada en el mercado, existen mercados de emisión transables para el aire contaminado, la circulación vial está crecientemente tarifada y concesionada a privados y las áreas privadas de protección de la naturaleza comienzan a instalarse en cualquier lugar, al mismo tiempo que se abandonan los espacios públicos. La localización, construcción y administración de los proyectos inmobiliarios es esencialmente un asunto de negocios privados en Chile, aunque se mantengan formalmente ciertos mecanismos de control por parte de los servicios públicos.

Bajo tales esquemas de privatizaciones generalizadas resulta difícil reconocer al medio ambiente urbano como resultado de los proyectos históricos y socioculturales colectivos y mucho más, identificar las acciones que emprenda el Estado en resguardo de los bienes comunes, a cuya categoría pertenece la ciudad, los territorios que la sustentan y los servicios ambientales y ecológicos proveídos por la naturaleza para beneficio de la totalidad de la sociedad. La ecología de los paisajes urbanos reconoce que los mosaicos naturales, conformados por corredores y parches vegetales, ofrecen en función de sus principales atributos espaciales (número, tamaño, bordes, etc.) diversas funciones y servicios ambientales, de tal forma que una reducción o alteración de los primeros, determina una perturbación de la calidad ambiental de las ciudades, como ha estado ocurriendo sistemáticamente en las ciudades chilenas como consecuencia de la falta de evaluación ambiental de sus procesos de crecimiento así como por la reducción sistemática de las políticas públicas y rol e importancia de los organismos del Estado.

La conservación, restauración y articulación espacio-funcional de los mosaicos ecológicos ubicados al interior y alrededor de las ciudades no sólo debiera fortalecer el componente ambiental de la sustentabilidad urbana, sino que también contribuir con visiones prescriptivas

que orientaran el desarrollo urbano e introdujeran nuevos conceptos, como el de justicia ambiental, en los procesos de toma de decisiones. La justicia ambiental implicaría que los costos y beneficios que resultan de la urbanización de paisajes previamente naturales, se distribuyeran entre los habitantes según sus niveles de participación en sus causas o de afectación por sus consecuencias. Cuando las externalidades ambientales negativas de los procesos y funciones urbanas son trasladadas espacialmente hacia las áreas dónde residen los grupos sociales más pobres o asignadas en forma desproporcionada sobre sectores más vulnerables de la ciudad, se está en presencia de injusticias ambientales, las que deberían ser corregidas por las autoridades públicas mediante medidas de compensación.

En el caso de las ciudades chilenas, son las áreas dónde residen los grupos de mayores ingresos las que producen la mayor cantidad de aire, aguas y suelos contaminados y de residuos sólidos y líquidos. Sin embargo, los componentes ambientales contaminados son trasladados usualmente hacia áreas alejadas, ubicadas en el caso chileno agus abajo o en las áreas más deprimidas de las cuencas, siendo los grupos más pobres, los que, en consecuencia son impactados tanto por la depositación de esos desechos como por las carencias propias de su condición socio-económica. Sin embargo, no se dispone de instituciones, mecanismos y financiamientos para las compensaciones que permitan mitigar este nivel de desigualdades, por ejemplo a través de la localización preferencial de mayores equipamientos urbanos, áreas verdes o mejor calidad de los servicios.

2. La ecología de paisajes urbanos

2.1. Ecología en las ciudades

Existen diferentes enfoques de la Ecología Urbana (Sukkop, 1998; Pickett *et al.*, 2001). El primero, conocido también como Enfoque Científico, se refiere a los estudios sobre la distribución y abundancia de los organismos al interior y alrededor de las ciudades, y a los balances biogeoquímicos de las áreas urbanas. Un segundo significado es el empleado por la planificación urbana, que debe asegurar la disponibilidad de amenidades para la gente que vive en las ciudades y reducir sus impactos ambientales (Deelstra, 1998). Un tercer significado, por último, pretende integrar ambos enfoques dentro de un marco de referencia socio-ecológico (Pickett *et al.*, 2001).

A su vez, dentro del enfoque científico, se reconoce la existencia de dos énfasis distintos. El primero ha sido llamado ecología en las ciudades, y considera a las estructuras ecológicas y a las funciones de los hábitats de los organismos que existen dentro de los límites urbanizados. El segundo enfoque, más reciente, se denomina ecología de las ciudades (Grimm *et al.*, 2000), y considera a éstas en forma global desde perspectivas ecológicas.

La generación de islas de calor corresponde a una de las más significativas características de la ecología urbana en las ciudades. Los climas de áreas rurales, que se localizan sobre coberturas y usos del suelo caracterizados por la presencia de vegetación natural y cultivada, deberían registrar menores temperaturas, mayor humedad y más alta ventilación, además de menor contaminación atmosférica. Los climas urbanos, por el contrario, desarrollan islas de calor, humedad y ventilación, debido a que los materiales de que están construidas las habitaciones, industrias, servicios y áreas comerciales, así como sus calles, plazas y áreas de estacionamientos, absorben y emiten grandes cantidades de calor, reducen sus aportes a la evaporación y evapotranspiración y obstaculizan el desplazamiento libre de brisas y vientos. Como resultado de ello, las ciudades presentan más altas temperaturas que las áreas rurales que las circundan, en directa correlación con la mayor densidad construida. También las ciudades alcanzan menores porcentajes de humedad relativa que las áreas rurales, existiendo una relación inversa entre porcentaje de densidad construida y disponibilidad de agua en el suelo y la atmósfera. Por último, la altura de las edificaciones se expresa a través de la rugosidad, que frena u obstaculiza el paso de las brisas y vientos, reduciendo substancialmente su velocidad y cambiando su dirección. Ambientalmente, los climas urbanos se caracterizan particularmente por la presencia de aire contaminado, como consecuencia de la emisión a la atmósfera de partículas en suspensión y gases que resultan del empleo de

combustibles tanto en las fuentes fijas (chimeneas industriales y domésticas), como en las fuentes móviles (circulación de vehículos).

Respecto a la hidrología urbana, la comparación entre las ciudades y las áreas no-urbanas (Pickett *et al.*, 2001), indica que en estas últimas, la evapotranspiración reduce entre 40 y 25% al agua aportada por las lluvias en comparación con las ciudades. El escurrimiento superficial de las aguas en las ciudades sobrepasa entre el 10 y 30% al predominante en las áreas rurales. El agua subterránea bajo la ciudad, disminuye entre 50 y 32% en comparación a las áreas rurales, mientras que el 43% de las precipitaciones caídas debe ser evacuada de las áreas urbanas a través de los colectores de aguas lluvias. Los cambios en el comportamiento de los componentes del ciclo hidrológico en las ciudades se deben en gran medida al aumento de las tasas totales de impermeabilización, que son el resultado de la pavimentación de las superficies de los terrenos, de la presencia de los techos y paredes de las construcciones, y de la eliminación de las cubiertas del suelo que son absorbentes de las aguas lluvias. De esta manera, el rol de la impermeabilización es crucial para el funcionamiento y salud ambiental de las cuencas urbanizadas (Romero *et al.*, 2003; Romero y Vásquez, 2005).

La hidrología de las cuencas urbanizadas es modificada además por otros factores, como por ejemplo, la reducción de las coberturas de los follajes de los árboles, con lo cual disminuye el coeficiente de intercepción foliar de las aguas de lluvia, las que alcanzan el suelo en mayor cantidad y con más energía potencial que en las áreas rurales, por lo cual terminan sellando el suelo, acelerando el escurrimiento superficial e impidiendo la infiltración de las aguas. La urbanización aumenta las tasas de escorrentía y acorta el tiempo transcurrido entre el comienzo de las lluvias y su posterior escurrimiento (Hough, 1995; Paul and Meyer, 2001), incrementando los riesgos de inundación. A su vez, el aumento de la escorrentía superficial incrementa la potencia erosiva de las aguas, cambiando la morfología de los cauces urbanos, que llegan a ser más incididos en sus planos de inundación. La vegetación ribereña (*ripariana*, que se extiende a lo largo de ríos y arroyos), por su parte, sufre las consecuencias de la fragmentación y contaminación de las aguas y de los suelos.

Los suelos de los paisajes urbanos, como los suelos de los paisajes rurales, retienen y aportan nutrientes, sostienen las construcciones y constituyen el substrato para la flora y fauna, además de absorber y almacenar agua, e interceptar contaminantes, como pesticidas y sustancias tóxicas generadas por las actividades humanas. Los suelos propios de la ciudad, sin embargo, corresponden a terrenos creados por el Hombre, mediante la deposición de escombros, tierra y rocas, modificando y alterando sus propiedades naturales, mediante la generación de islas de calor, hidrofobicidad, introducción de especies de plantas y animales exóticos, y depositación de contaminantes y de sustancias tóxicas que afectan la calidad de la materia orgánica y consecuentemente a los procesos ecológicos. Estudios practicados en los Estados Unidos a lo largo de gradientes urbano-rurales demuestran que la acción antrópica, expresada a través las variaciones en las densidades de población, porcentajes de impermeabilización y volúmenes de tráfico, determinan altas concentraciones de metales pesados (Cu, Pb, Ni), materia orgánica, sales y suelos ácidos en el horizonte superior (10 cm de profundidad), en los suelos forestados ubicados en las áreas de mayor urbanización (Mc Donnell *et al.*, 1997; Pouyat *et al.*, 1995). Además, los suelos urbanos, construidos, perturbados físicamente y alterados por la depositación de diversos materiales, disminuyen fuertemente la cantidad de Carbono almacenado, lo que junto a las variaciones de Nitrógeno, indican la ocurrencia de complejos procesos biogeoquímicos en el medio ambiente urbano.

El medio ambiente urbano afecta también la estructura y composición de la vegetación. Respecto a la estructura, los árboles urbanos tienden a alcanzar menor densidad de ramas y ser más grandes que sus equivalentes naturales (Lawrence, 1995; McPherson *et al.* 1997). Los árboles de las calles y de las áreas residenciales de Chicago, por ejemplo, dan cuenta del 24% y 43,7% respectivamente, del área total ocupada por las hojas en la ciudad, (Nowak, 1994). En las regiones forestales de los Estados Unidos, la cubierta de árboles urbanos actual corresponde al 31% de la que existía antes de la urbanización.

En cuanto a la composición vegetal, los bosques de las áreas urbanas difieren de los bosques rurales o silvestres en cuanto a la riqueza de especies y al predominio de especies exóticas. La proporción de especies naturales varía en términos espaciales, entre 30-80/Há y 3-10/Há

al comparar los suburbios con el centro de Ciudad de México, como consecuencia de las diferencias socio-económico de las residencias, los grados de alteración de los bosques y la mayor distancia a las áreas naturales. Las calles con más tráfico y los caminos al interior de los parques alcanzan un número mayor de especies exóticas.

El patrón de distribución de la vegetación urbana tiene como rasgo característico su heterogeneidad espacial, la que depende a su vez, de la configuración de los paisajes dentro de la ciudad, que resulta de los diversos tipos y densidades de edificaciones, diferentes usos del suelo y distintos contextos socioeconómicos. Los estudios descriptivos que existen, han tratado de interpretar la heterogeneidad espacial de la vegetación urbana como fuente de diversidad ecológica, sugiriendo que la estructura del paisaje jugaría un rol ecológico funcional. Sin embargo, no hay estudios explicativos que documenten los procesos de cambio que sufre la vegetación urbana en términos sucesionales o debido a sus interrelaciones funcionales, lo que resultaría fundamental de dilucidar antes de atribuirle funciones ecológicas específicas.

Respecto a la fauna y vida silvestre en las ciudades, la existencia y abundancia de especies y la composición de las comunidades biológicas se relacionan en forma inversa con las densidades de población y de edificaciones. La heterogeneidad espacial de la fauna urbana ha sido reconocida por los estudios ecológicos que analizan sus relaciones con la fitosociología florística de los sitios en las ciudades, lo que ha permitido documentar los cambios en la composición de la avifauna, por ejemplo. Las especies exóticas generalistas, como palomas y loros pueden constituir entre el 80 y 95% de las comunidades de aves en el verano e invierno, respectivamente, al interior de las ciudades. En el caso de los mamíferos, su abundancia y distribución, dependen del tamaño y configuración de los parches vegetales que les sirven de hábitat y de los efectos que introduce el bloqueo ejercido por la ciudad a sus patrones de migración. Por ejemplo, las cantidades de ratones aumentan con el porcentaje de áreas pavimentadas, existencia de barreras a su emigración y reducción del tamaño de los parches vegetales.

2.2. Ecología de las ciudades

Los conocimientos descriptivos acumulados sobre la ecología en las ciudades, no han permitido comprender aún cómo interactúan los diversos componentes ecológicos, sociales y económicos de las ciudades y, por lo tanto, disponer de una evaluación de las retroalimentaciones y vinculaciones entre ellos, para poder participar activamente en la planificación y toma de decisiones ambientalmente sostenibles. El enfoque centrado en procesos e interrelaciones complejas se denomina Ecología de las Ciudades y puede ser ilustrado por las investigaciones existentes sobre la relación entre riqueza de las especies y tamaño de las poblaciones humanas en las ciudades. El número de las especies aumenta con el logaritmo de los habitantes urbanos, siendo entre 530 y 560 en las ciudades pequeñas, y sobre 1000 especies en las ciudades entre 100.000 y 200.000 habitantes (Sukkop, 1998).

Los balances biogeofísicos aplicados al consumo energético de las ciudades han constituido los primeros enfoques ecológicos modernos para estimar los servicios ambientales prestados por la naturaleza al desarrollo urbano sustentable. Entre los aportes más recientes se encuentran las estimaciones sobre la cantidad de contaminantes atmosféricos y Carbono que capturan ("secuestran") los árboles urbanos. Por ejemplo, en Chicago se ha estimado que los árboles secuestran 5.575 toneladas métricas de contaminantes atmosféricos y 315.800 toneladas métricas de C en un año, a una tasa promedio de 17 toneladas métricas por hectárea en un año (McPherson *et al.*, 1997). En los climas mediterráneos, los árboles urbanos secuestran 11 toneladas métricas de C Há/Año y los bosques naturales 55 toneladas métricas Há/Año (Zipperer *et al.*, 1997).

Los estudios contemporáneos sobre la ecología de las ciudades que reconocen la complejidad de las interrelaciones entre la naturaleza y la sociedad, han intentado superar los enfoques ecológicos clásicos, procediendo a integrar las ciencias sociales y físicas en tres aspectos: 1) desarrollando supuestos más inclusivos y menos excluyentes, por ejemplo, respecto a los factores sociales que influyen sobre el funcionamiento de los ecosistemas urbanos; 2) utilizando los enfoques de procesos múltiples y de heterogeneidad espacial que reemplaza los

balances biogeofísicos y, 3) procediendo a reemplazar las antiguas teorías reduccionistas, por puentes teóricos y cognitivos entre las ciencias naturales y sociales (Pickett *et al.*, 2001).

2.3. El enfoque de la ecología urbana en la planificación urbana

El enfoque de la Ecología Urbana en la planificación urbana se ha basado especialmente en el trabajo de McHarg (1992, 2000) que incorporó su "Diseño con la Naturaleza" a los planes regionales, interrelacionando el conocimiento ecológico y sobre los rasgos naturales a los criterios económicos, sociales e ingenieriles. En una versión más reciente, Spirn (1984) examinó como los procesos naturales están incrustados en las ciudades y cómo las interacciones entre el medio construido y los procesos naturales afectan la salud y economía de las comunidades humanas. La perspectiva de planificación de la ecología humana ha sido especialmente fuerte en Europa y en especial en Alemania, donde han existido programas nacionales para el mapeo de biotopos de las ciudades a través de los cuales se pretende identificar tipos de hábitat que son significativos para 1) proteger los recursos naturales, 2) ofrecer calidad de vida y 3) otorgar un sentido de lugar e identidad a los habitantes de la ciudad.

2.4. La necesidad de desarrollar un marco de referencia integrado para los estudios ecológicos urbanos

De acuerdo a Pickett *et al.* (2001) existen tres oportunidades para mejorar la teoría que permita comprender los sistemas urbanos. Primero, antes que modelar los sistemas humanos y los sistemas biogeofísicos en forma separada, se deberían usar marcos de referencia integrados que traten ambos componentes sobre las mismas bases. Segundo, reconociendo que la estructura espacial de los ciclos biogeoquímicos puede ser significativa para el funcionamiento de los sistemas urbanos, es posible asumir que su heterogeneidad espacial tiene también significado ecológico. Tercero, las visiones de la teoría jerárquica pueden organizar tanto los modelos espaciales de los sistemas urbanos como la estructura teórica que se desarrolle para comprenderlos.

Una de las herramientas más importantes para la integración entre las ciencias biogeofísicas y sociales es el fenómeno de la diferenciación social. En efecto, todas las especies biológicas están caracterizadas por patrones y procesos de diferenciación social. La diferenciación social o morfología social se explica por la existencia de identidades (edad, género, clase, etc.) y jerarquías sociales. La diferenciación social es importante para los sistemas ecológicos humanos porque afecta la asignación de los recursos críticos, incluyendo los recursos naturales, socioeconómicos y culturales. En esencia, y según Pickett *et al.* (2001), la diferenciación social determina "quién obtiene qué, cuándo, cómo y por qué". Esta asignación de recursos críticos en forma no igualitaria explica la organización de la sociedad según diversas jerarquías. El acceso desigual y el control de los recursos críticos entre los residentes de la ciudad, comunidades, regiones, naciones y sociedades, es un hecho regular.

Los tipos de jerarquía sociocultural que son claves para explicar los patrones y procesos de los sistemas ecológicos humanos son la riqueza, el poder, el estatus, el conocimiento y el territorio (Pickett *et al.*, 2001). La riqueza consiste en el acceso y control de los recursos materiales expresados como recursos naturales, capital o crédito. El poder es la capacidad de un grupo social para alterar el comportamiento de los otros, mediante la coerción explícita e implícita. El poderoso, por lo tanto, tiene acceso a recursos que son negados a los pobres. El estatus, por su parte, es el acceso al honor y al prestigio y se refiere a la posición relativa de un individuo o grupo en una jerarquía informal de mérito social. Por otro lado, el conocimiento es el control o acceso sobre tipos especializados de información técnica, científica o religiosa, y provee de ventajas en términos del acceso y control de los recursos críticos y servicios de las instituciones sociales. Finalmente, el territorio es la expresión espacial del acceso y control sobre los recursos críticos a través de los derechos formales e informales de propiedad.

La diferenciación social de los sistemas ecológicos humanos posee una dimensión espacial, caracterizada por patrones de territorialidad y heterogeneidad. Cuando se combinan los

enfoques de ecosistemas y del paisaje, las preguntas de investigación cambian desde “quién obtiene qué, cuándo, cómo y por qué” a “quién obtiene qué, cuándo, cómo, por qué y dónde” y subsecuentemente, cuáles son las interrelaciones recíprocas entre patrones espaciales y patrones de efectos socioculturales y biogeofísicos.

La investigación del paisaje humano puede ser entendida como el estudio de las interrelaciones recíprocas entre los patrones de heterogeneidad espacial y los procesos biogeofísicos y socioculturales. Cuando se combinan los enfoques de ecosistemas humanos y de paisajes, los tipos de ecosistemas humanos son definidos como áreas homogéneas considerando una mezcla de variables biogeofísicas y socioculturales. Los análisis se concentran en este caso sobre dos asuntos primarios: 1) El desarrollo y dinámica de la heterogeneidad espacial, y 2) La influencia de los patrones espaciales sobre los ciclos y flujos de recursos críticos del ecosistema (energía, materiales, nutrientes, información genética y no genética, población, mano de obra, capital, organizaciones, creencias y mitos).

De acuerdo a Pickett *et al* (2001), la aplicación del concepto de ecosistema ha sido particularmente importante como marco de referencia para la integración de las ciencias físicas, biológicas y sociales. Para Tansley, el creador del concepto en 1935, los ecosistemas podían ser de cualquier tamaño, en la medida que trataran las interacciones entre los organismos y el medio ambiente en un área específica. Por lo tanto, no existe una escala determinada o una manera específica de delimitar los ecosistemas. La elección de la escala y de los límites para definir un ecosistema depende de las preguntas y de los investigadores. Sin embargo, la aplicación del enfoque de ecosistemas a los ecosistemas humanos requiere de componentes analíticos adicionales, puesto que como Machlis *et al.* (1997:23) han señalado, “los ecosistemas humanos no son una sobresimplificación ni una caricatura de la complejidad que subyace a ellos. Partes del modelo pertenecen y han sido tratadas por disciplinas específicas y no son nuevas; otras porciones son lugares menos comunes, tales como los mitos y recursos culturales, la justicia o las instituciones críticas. Este modelo es una totalidad razonablemente compleja y un concepto organizador útil para el estudio de los ecosistemas humanos como ciencia de la vida”

Diversos elementos del modelo son críticos para la aplicación de este marco de referencia: 1) Las fuerzas directrices primarias de la dinámica de los ecosistemas humanos son tanto biogeofísicas como sociales; 2) No hay una directriz simple determinante de los ecosistemas antropogénicos; 3) La importancia relativa de las fuerzas directrices puede variar en el tiempo; 4) Los componentes fundamentales de este marco de referencia deben ser examinados simultáneamente en interrelación con cada uno de los demás, y 5) Finalmente, los investigadores necesitan examinar cómo las dinámicas biológicas y la asignación social de mecanismos tales como las restricciones ecológicas, intercambios económicos, autoridad, tradición y conocimientos, afectan la distribución de los recursos críticos incluyendo energía, materiales, nutrientes, poblaciones, información genética y no genética, mano de obra, capital, organización, creencias, y mitos dentro de cualquier ecosistema humano (Parker and Burch, 1992)

Este trabajo pretende enfatizar la necesidad de considerar la ecología de paisajes urbanos en el análisis de la sostenibilidad de las ciudades chilenas, seleccionando y aplicando algunos de los conceptos y métodos propios de la ecología de los paisajes urbanos en y de las ciudades. La ciudad de Chillán se ubica a 450 Km al sur de Santiago y representa con propiedad la región mediterránea típica de los climas y paisajes chilenos, registrando altas temperaturas y aridez durante la mayor parte del año y un invierno fresco y lluvioso, lo que asegura la disponibilidad de agua para enfrentar la larga estación seca. La región que sirve ha sido centro de la agricultura tradicional caracterizada por los cultivos de hortaliza y cereales, y por las plantaciones industriales, especialmente de remolacha. Sin embargo, en las últimas décadas se ha especializado en cultivos de exportación, tales como *berries* y también en las plantaciones forestales de pinos y eucalytus.

La ciudad de Los Ángeles se encuentra ubicada a 550 Km. al sur de Santiago, donde los inviernos son más prolongados y fríos pero aun persisten las condiciones climáticas de tipo mediterráneas. Tradicionalmente, esta ciudad ha sido el centro de una región especializada en la producción de cereales y en la explotación de campos ganaderos, cuya producción de leche

y carne ha estado dirigida a abastecer el mercado nacional. Al igual que el resto de las ciudades chilenas ha sido fuertemente impactada por las transformaciones socioeconómicas y es en la actualidad la capita indiscutida de una región altamente especializada en las plantaciones forestales y en la producción de madera y celulosa elaborada a partir de los bosques de pinos y eucalyptus que se despliegan a través de las llanuras fluviales y de los sistemas de laderas de la Cordillera de la costa.

2.5. Ecología de paisajes urbanos y calidad ambiental de las ciudades

La calidad ambiental de los paisajes urbanos puede ser reconocida de acuerdo al estado de los parches y corredores vegetales que se distribuyen al interior y alrededor de las ciudades. Al interior de todas las ciudades es posible encontrar parches vegetales de alta calidad y por ello de significativa importancia ambiental. Se trata de intrusiones en la ciudad de campos de cultivos, que permanecen como remanentes de la antigua ocupación agrícola de los suelos, de llanuras de inundación ocupadas por los cursos de agua en sus momentos de crecida o de humedales, expresados especialmente como sectores conformados por suelos con alto contenido de humedad y por ello, propensos a inundarse durante los días de lluvias intensas. Otros casos corresponden a grandes superficies verdes constituidas por parques públicos o privados y jardines ubicados al interior de las dependencias de instituciones, tales como regimientos y universidades. La mantención, incremento, conservación y restauración de estos grandes parches vegetales es de fundamental importancia para la salud ambiental de las ciudades. Sus servicios ambientales son únicos, en medio de la matriz urbana, por lo que actúan como islas de aire frío, fuentes de agua superficial y subterránea de calidad, y como filtros biológicos para el aire y aguas contaminados. El impacto de la urbanización sobre ellos, por ejemplo, al reducirlos en tamaño, subdividirlos o fragmentarlos, puede resultar en la alteración definitiva en la oferta de servicios ambientales, lo que debiera ser de conocimiento explícito por parte de las autoridades y gestores del desarrollo urbano.

Los parches vegetales cumplen con tres funciones vitales para la salud ambiental de las ciudades: son fuentes de agua y aire limpios y generan áreas de refugio para las especies biológicas; sirven de corredores para facilitar los flujos de aire, agua y biodiversidad, y actúan como escalones para facilitar el desplazamiento espacial de materia, energía e información. Estas áreas proporcionan servicios ambientales a la ciudad, que sólo pueden ser apreciados en la medida que los parches vegetales sean observados como componentes de sistemas espaciales articulados de las áreas verdes, tanto dentro de la ciudad, como entre éstas y las áreas rurales que las rodean.

Las áreas fuentes de agua, aire y sedimentos y de refugio de la biodiversidad corresponden a parches vegetales que por su tamaño y estado de la vegetación que contienen, garantizan la residencia, protección, alimentación y reproducción segura de las especies vegetales y animales, así como la recarga de los acuíferos y la producción de aire y sedimentos limpios. La proximidad espacial entre los parches vegetales, permite generar corredores, o vías de circulación que facilitan el desarrollo de las interacciones entre parches heterogéneos, manifestadas como flujos de energía, materia y momento, todos los cuales resultan igualmente relevantes para mantener el equilibrio metaestable del sistema ambiental natural-urbano. La interrupción de los corredores implica la fragmentación del mosaico paisajístico y con ello la desaparición o perturbación significativa de los flujos.

El debilitamiento o desaparición de los flujos impide la retroalimentación de los parches y con ello los reduce a sus funciones endógenas, por medio de las cuales terminan desapareciendo o bien siendo utilizados como sitios eriazos, restados a las funciones ambientales y propensos a ser convertidos en vertederos ilegales de desechos sólidos o áreas inseguras para la población.

Los principales corredores naturales para la ciudad resultan ser los *buffers riparianos* que bordean los cauces fluviales. Se trata de franjas de áreas verdes sucesivas e integradas, localizadas a lo largo de las márgenes de ríos, esteros y canales de riego, que aprovechan la humedad existente en el suelo, para desarrollar ecosistemas variados y muchas veces únicos frente a la matriz urbana prevaleciente, cuya conservación los transforma en las áreas de

mayor sensibilidad ambiental de la ciudad. Algunos parches vegetales, de menor tamaño, pero localizados estratégicamente entre áreas de refugio o a continuación de los corredores, cumplen las funciones de escalones, o superficies que facilitan los flujos entre parches desconectados como consecuencia de su lejanía y fragmentación. Es importante destacar la presencia de estos sistemas espaciales en las áreas verdes existentes en las ciudades examinadas, aunque el proceso de urbanización los ha fragmentado o continúa desconectándolos crecientemente. Es absolutamente indispensable la inclusión de los principios de la ecología de paisajes en la planificación y gestión ambiental de las ciudades.

3. Metodología

3.1. Identificación de áreas de expansión urbana

Las superficies urbanas consideradas son las ocupadas por las construcciones de sectores residenciales, industriales, comerciales y de infraestructura. Por lo tanto, la expansión urbana analizada corresponde al crecimiento físico de las ciudades, realizado sobre una serie temporal de tres imágenes de satélite Landsat TM (tabla 1). En todos los casos las imágenes corresponden al periodo de verano.

Tabla 1: *Serie de imágenes satelitales Landsat utilizadas en el análisis.*

CIUDAD	CHILLÁN	LOS ÁNGELES
Año	1989	1987
Satélite	Landsat	Landsat
Sensor	TM	TM
Resolución Espacial	30 metros	30 metros
Año	1999	2001
Satélite	Landsat	Landsat
Sensor	TM	TM
Resolución Espacial	30 metros	30 metros
Año	2005	2005
Satélite	Landsat	Landsat
Sensor	TM	TM
Resolución Espacial	30 metros	30 metros

La imagen TM capta la reflexión y emisiones terrestres cada dieciocho días en siete bandas del espectro electromagnético, de acuerdo con los diferentes cuerpos que ocupan la superficie terrestre, a través de cuadrículas o "píxeles" que cubren una superficie de 30 x 30 m.

La interpretación de las imágenes satelitales se realizó sobre composiciones RGB (Red, Green, Blue) en colores verdaderos y falsos colores, asistida por el uso de bases de informaciones secundarias, como aerofotografías del los años 1991, 1997 y 2005 para la ciudad de Chillán y en el caso de Los Ángeles, para los años 1992, 1998 y 2005.

3.2. Determinación de Parches Vegetacionales Urbanos (PVU)

El calculo, para cada año, del Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)), derivado de la reflectividad medida en las regiones roja e infrarroja cercana del espectro electromagnético, y su posterior clasificación digital supervisada, permitió aislar las coberturas con vegetación respecto a los suelos desnudos o urbanizados. Se consideraron como Parches Vegetacionales Urbanos a toda superficie (pixel 30 x 30m), cubierta con vegetación que presente una continuidad espacial, es decir, píxeles coalescentes

por uno de sus lados, que se encontraran dentro de la superficie ocupada por la urbanización en el año 2005.

3.3. Atributos espaciales descriptivos del paisaje

Si bien existen numerosos atributos espaciales que permiten evaluar las funciones y servicios ambientales proporcionados por parches y corredores vegetales localizados al interior de la ciudad (número, superficie, proximidad, área interior, convolución, etc.), es la reducción del tamaño de los parches y corredores -aunque aumente el número de los mismos-, lo que implica una fragmentación espacial que repercute por lo general, en forma negativa, sobre los servicios ambientales y la biodiversidad (Romero *et al.*, 2001 y 2003). Mientras mayor sea el número y superficie de los parches vegetales, mayor será la cantidad, diversidad y calidad de las especies biológicas y de los servicios ambientales que presten al funcionamiento de la matriz urbana.

El tamaño del parche es el atributo espacial de mayor importancia ecológica (Sukkop, 1991; Dramstad *et al.*, 1996; Forman, 1997), por cuanto los grandes parches protegen la calidad de los acuíferos y del agua, conectan las especies y flujos (de sedimentos, agua, aire e informaciones), se constituyen en hábitats que sustentan las poblaciones interiores y actúan como fuentes de especies y servicios ambientales. Los parches pequeños, aunque no cumplen las funciones de los más grandes, pueden ser hábitat, fuentes y escalones eficaces para la dispersión de las especies y los flujos a través de la matriz urbana.

La localización relativa de los parches respecto a la matriz urbana, su conectividad y posición topológica, determina las funciones ambientales que cumplen, tales como actuar como corredor, escalón o fuente en términos de los flujos de materia, energía e información (movimiento de las especies biológicas, aire, agua y sedimentos). La remoción, disminución y desconexión de los parches vegetales causa la pérdida de los hábitats y con ello de las especies biológicas y de los servicios ambientales que ofrecen a la ciudad.

Los bordes corresponden a la porción exterior de los parches, que separa al conjunto de condiciones que se encuentran al interior y exterior de éstos. Mientras mayor sea la superficie cubierta por los parches vegetales, se desarrollará un área interior más amplia, donde se podrán generar y conservar mejor los servicios ambientales y las especies biológicas. Al fragmentarse los parches en unidades de menor superficie disminuirán las funciones propias del interior y aumentarán los efectos de borde, caracterizados por la mayor influencia de las características ambientales urbanas sobre las condiciones existentes al interior de los parches. La mayor o menor influencia de las condiciones exteriores e interiores depende también de la geometría de los bordes. Mientras más convolucionada sea la forma de un parche, mayor será el número de lóbulos, y por ello, mayores serán también las interacciones, positivas o negativas, entre los parches y la matriz urbana que lo rodea. Debe tenerse en cuenta, por lo tanto, que sólo amplias superficies vegetadas, cubiertas por conjuntos complejos de especies, pueden contribuir significativamente a mejorar las condiciones ambientales de las ciudades, existiendo en la actualidad indicadores que permiten estimar las superficies y composiciones de especies que garantizan funciones ecológicas en función de tasas de secuestro de contaminantes atmosféricos, filtro biológico de las aguas o mitigación de ruidos

Para la descripción de la estructura de las Áreas Urbanas y de los Parches Vegetacionales Urbanos se emplearon los siguientes atributos espaciales:

Áreas Urbanas:

Superficie Casco Urbano Continuo (SCUC): área ocupada en cada periodo por usos urbanos del suelo en forma espacialmente continua.

Superficie Urbana Total (SUT): es el resultado de la suma de la SCUC y de la superficie ocupada por células urbanas aisladas que se presentan en las imágenes analizadas.

Número de parches urbanos: número total de unidades espaciales ocupadas por usos urbanos del suelo.

Superficie de Expansión Urbana (SEU): son las áreas que se han incorporado a la ciudad en un periodo de tiempo. Corresponden a la diferencia entre la SUT de un tiempo 0 y la SUT de un tiempo 1. Esta nueva superficie urbana también se puede expresar en términos relativos como un porcentaje de la SUT inicial.

Tasa de Crecimiento Anual: Corresponde a la variación de la SUT en un periodo de tiempo dividida por la cantidad de años transcurridos durante el mismo.

Parches Vegetacionales Urbanos

Número de PVU: corresponde a la cantidad total de parches vegetacionales urbanos identificados para un año, que se encontraban al interior del área ocupada por la SUT del año 2005.

Área Total (AT): es la suma de la superficie ocupada por todos los PVU.

Tamaño Promedio (TP): es la superficie promedio ocupada por los parches vegetacionales respecto a la AT.

Desviación estándar del tamaño de los PVU: es una medida del rango de dispersión de tamaños de los PVU en torno al TP.

Tamaño del mayor PVU: corresponde a la superficie ocupada por el parche vegetal urbano de mayor tamaño.

Total de Bordes (TB): corresponde a la longitud total del perímetro de todos los PVU.

Densidad de Bordes (DB): es el resultado de la relación TB/AT.

Borde promedio por PVU: es el resultado de la relación TB/Nº de PVU.

Todos estos atributos espaciales, con excepción del *Tamaño del mayor PVU*, se obtuvieron mediante la utilización del módulo Patch Analyst (v2.2) de ArcView.

4. Resultados

4.1. Crecimiento espacial de la Ciudad de Chillán

La figura 1 ilustra sobre los distintos patrones espaciales que ha seguido el crecimiento espacial de la ciudad de Chillán: la expansión como “mancha de aceite” de la trama urbana ha adosado nuevas áreas urbanas de consideración, especialmente sobre los bordes Norte y Sureste. El crecimiento tentacular a lo largo de las principales vías de comunicación, ha caracterizado la forma compacta observada en la salida hacia el Oeste en forma temprana. La expansión a lo largo del antiguo trazado de la Ruta 5 Sur (Carretera Panamericana) se ha producido como parches aislados que se han localizado indistintamente en las distintas etapas analizadas.

El relleno de las superficies no urbanas que permanecían como espacios vacíos intersticiales contribuye a explicar el crecimiento del borde Norponiente, observado en 1999 y 2005, la conurbación con la ciudad de Chillán Viejo ocurrida en estos mismos períodos y el importante crecimiento registrado hacia el borde oriental de la ciudad. Por último las suburbanizaciones tipo “salto de rana” que han ocupado en forma aislada antiguos terrenos rurales han continuado hacia el Noreste de la ciudad, comenzando a consolidar durante el periodo más reciente sectores esencialmente residenciales para estratos de altos ingresos.

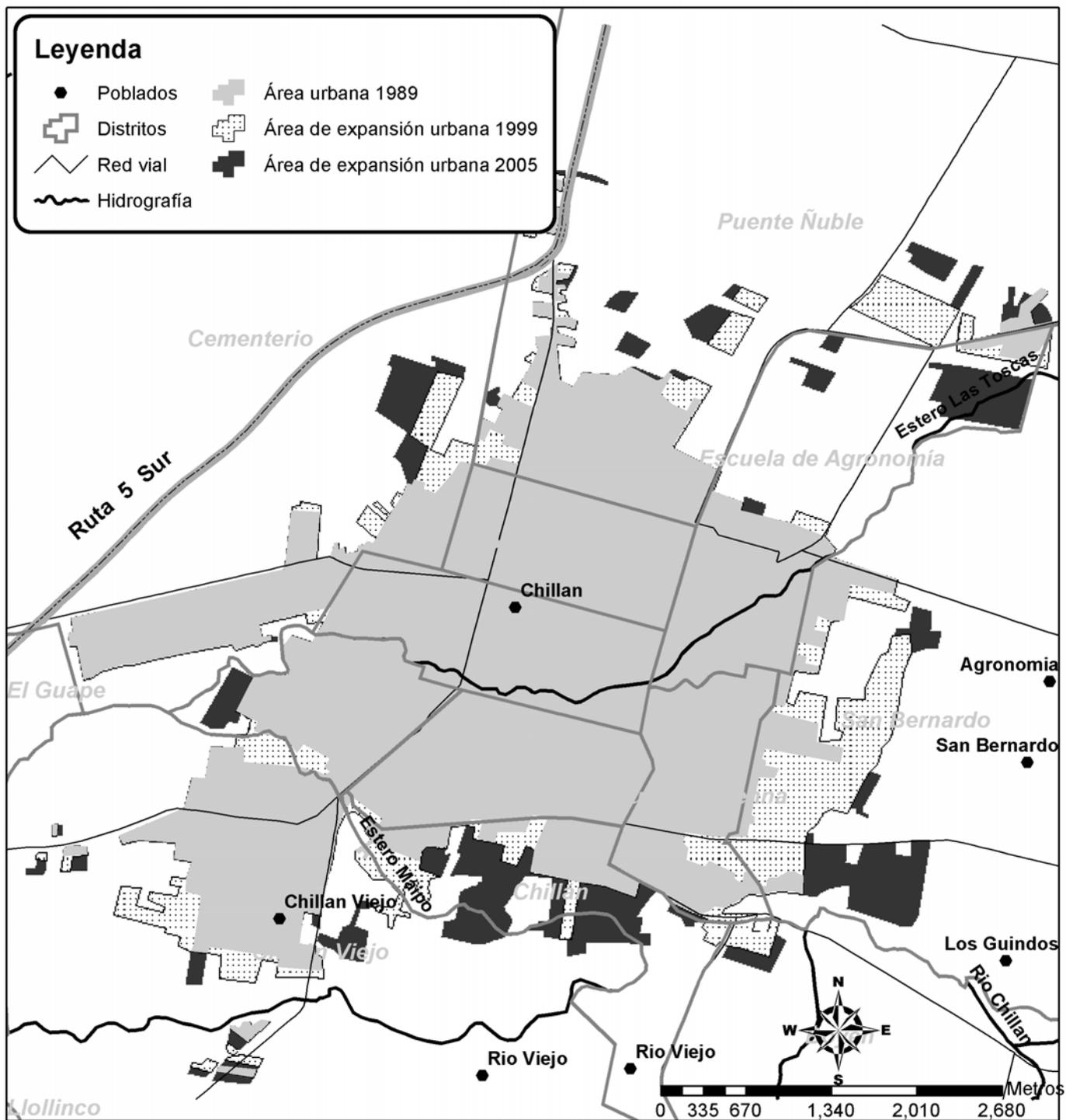


Figura 1: Tipos de crecimiento espacial de la ciudad de Chillán entre 1989 y 2005.

Las cifras de crecimiento espacial de la ciudad de Chillán se observan en la Tabla 2. Entre 1989 y 2005 Chillán adicionó a su área urbana total 569 há, lo que significa aproximadamente un 36% de la superficie que ocupaba en el primero de dichos años. La tasa anual de crecimiento de la ciudad aumentó de un promedio de 29 há./año registrada entre 1989 y 1999 a 45 há./año entre 1999-2005, lo que da cuenta del ritmo adquirido por el proceso en el período más reciente.

Tabla 2: *Variación de la superficie urbana en la ciudad de Chillán, periodo 1989-2005.*

	PERIODO		
	1989 - 1999	1999 - 2005	1989 - 2005
Superficie de expansión urbana	299,61 has. (19,16%)	269,33 has. (14,45%)	568,94 has. (36,38%)
Tasa de crecimiento anual	29,96 has.	44,88 has.	35,55 has.

El área total ocupada por la mancha urbana continua y las suburbanizaciones dispersas en las áreas rurales alcanzó el año 2005 a 2.132 há. (Tabla 3). Mientras los polígonos o parches cubiertos por usos urbanos alcanzaban a ocho en 1989, aumentaron a quince en 1999 y a veinte el año 2005, demostrando el incremento de la fragmentación espacial de los espacios que caracteriza el crecimiento contemporáneo de las ciudades chilenas. En forma simultánea con la expansión urbana, el porcentaje de las áreas cubiertas con vegetación disminuía del 33,24% en 1989 a tan sólo 6,39% en el año 2005.

Tabla 3: *Superficie urbana en la ciudad de Chillán, periodo 1989-2005.*

	AÑO		
	1989	1999	2005
Casco urbano continuo	1535,93 has.	1789,92 has.	1983,37 has.
Total	1563,62 has.	1863,23 has.	2132,56 has.
Nº de Parches urbanos	8	15	20
Porcentaje del total ocupado por vegetación	33,24 %	17,10 %	6,39 %

4.2. Evolución de los parches vegetacionales de la ciudad de Chillán.

La tabla 4 presenta las estadísticas descriptivas respecto al comportamiento de algunos de los principales atributos espaciales de los parches vegetales urbanos localizados en Chillán entre 1989 y 2005. El número total de parches se ha reducido desde 603 a 541 en los años considerados. Tal ligera reducción no guarda relación con la muy significativa disminución del área total ocupada por las superficies cubiertas por vegetación al interior de la trama urbana, que ha decrecido de 519 a 136 há.

La reducción de las superficies verdes determina a su vez el decrecimiento del área promedio ocupada por los parches vegetales urbanos, cuya superficie ha descendido dramáticamente desde 0,86 a 0,25 há. También se redujeron en el período observado el tamaño del mayor parche urbano, que descendió de 47,6 a 8,88 há., y la suma total de los bordes que pasó de 246.227 m. a 111.458 m. Ambos parámetros son críticos para explicar la relación espacial tanto entre la capacidad de brindar servicios ambientales a la ciudad por parte de las áreas verdes como en cuanto a la existencia de superficies de contacto entre dichas áreas y la matriz urbana que la rodea. La longitud promedio del borde de los parches vegetales urbanos se redujo de 408,33 m. a 206,02 m.

El proceso de fragmentación de las áreas verdes que ha acompañado a los diversos patrones de crecimiento espacial de la ciudad de Chillán, se ve también reflejado en el aumento de la densidad de bordes, que casi se duplicó, al pasar de 473,62 m/há a 817 m/há.

La figura 2 muestra como grandes espacios vegetados se han perdido luego de su incorporación a la ciudad. En el sector Suroriente las superficies cultivadas existentes en el año 1989 desaparecen casi completamente en los años posteriores, siendo remplazadas casi exclusivamente por urbanización de alta densidad, lo que tubo como resultado la completa ausencia de parches vegetacionales remanentes en dicho sector.

Los PVUs asociados a las zonas riparianas del Estero Las Toscas se ha caracterizado por una continua desaparición y fragmentación, con lo cual se compromete una importante oportunidad de mantener la integridad de los flujos de materia y energía al interior de las ciudades.

Tabla 4: Estructura de los paisajes vegetados en la ciudad de Chillán, periodo 1989-2005.

	AÑO		
	1989	1999	2005
Nº de Parches Vegetacionales Urbanos (PVU)	603	522	541
Área total	519,88 has.	318,76 has.	136,28 has.
Tamaño promedio PVU	0,86 has.	0,61 has.	0,25 has.
Desviación estándar del tamaño de los PVU	3,69 has.	1,75 has.	0,56 has.
Tamaño del mayor PVU	47,6 has.	24,68 has.	8,88 has.
Total de bordes	246227 mts.	175680 mts.	111458 mts.
Densidad de bordes	473,62 mts/ha	551,13 mts/ha	817,00 mts/ha
Borde promedio por PVU	408,33 mts	336,55 mts	206,02 mts

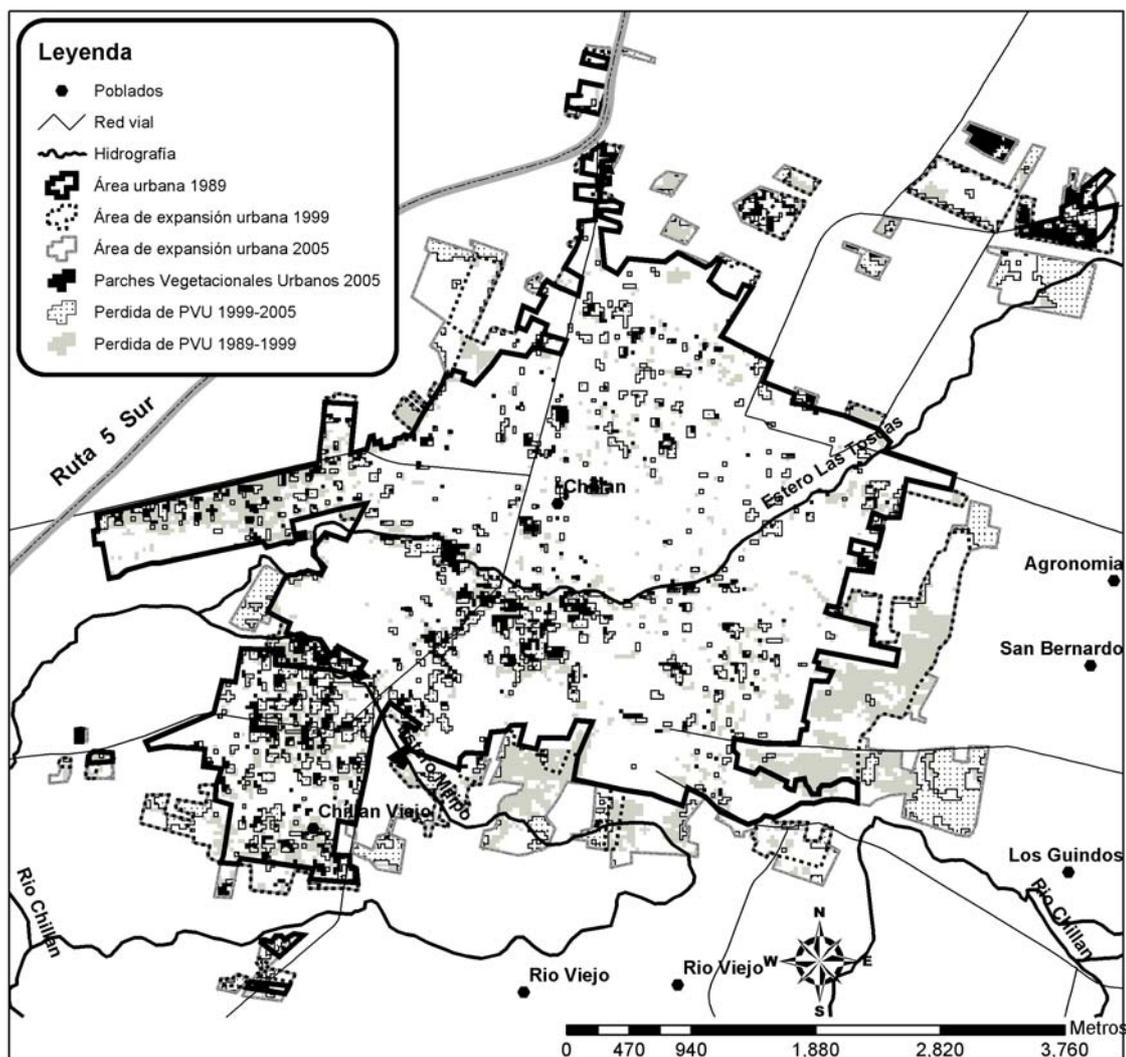


Figura 2: *Perdida de Parches Vegetacionales Urbanos en la ciudad de Chillán entre los años 1989 y 2005.*

4.3. Crecimiento espacial de la ciudad de Los Ángeles

La figura 3 presenta los límites de la urbanización registrados en la ciudad de Los Ángeles en los años 1987, 2001 y 2005. Como se aprecia, tanto en esta ciudad como en Chillán, es la acreción de áreas urbanas sobre los bordes de la ciudad (crecimiento de la mancha urbana), el patrón espacial de crecimiento preponderante. En Los Ángeles, el paso de la Carretera Panamericana (Ruta Sur) por el oriente de la ciudad ha sido un factor determinante en la configuración de un patrón lineal de crecimiento sobre sus bordes, que se ha estado consolidando últimamente. Respecto a la suburbanización, la figura 5 presenta sólo dos casos de condominios residenciales aislados ubicados hacia el extremo NE y Sur de la ciudad. Sin embargo, Azócar *et al.* (2007:206) han demostrado que la urbanización del campo mediante condominios y parcelas de agrado se advierte en todas las direcciones de la periferia rural, pero especialmente a lo largo de corredores de propiedades de los sectores sociales de mayores ingresos, localizados cada vez más alejados al oriente de la ciudad y de la Carretera Panamericana.

Respecto a las cifras del crecimiento, el área urbanizada total pasó de ocupar 968,28 há en 1987 a 1450,99 há el año 2005 (tabla 5), lo que implica un 49,85 % de ampliación de los límites urbanos registrados a comienzos del período. La tasa anual de crecimiento espacial de

la ciudad se ha más que duplicado, pasando de 21,31 há. entre 1987-2001 a 45,78 há. entre 2001 y 2005 (tabla 6).

Tabla 5: *Superficie urbana en la ciudad de Los Ángeles, periodo 1987-2005.*

	AÑO		
	1987	2001	2005
Casco urbano continuo	945,25 has.	1220,14 has.	1435,18 has.
Total	968,28 has.	1267,85 has.	1450,99 has.
Nº de Parches urbanos	10	5	3
Porcentaje del total ocupado por vegetación	70,87 %	23,61 %	10,78 %

Tabla 6: *Variación de la superficie urbana en la ciudad de Los Ángeles, periodo 1989-2005.*

	PERIODO		
	1987 - 2001	2001 - 2005	1987 - 2005
Superficie de expansión urbana	299,57 has. (31,13%)	183,14 has. (14,44%)	482,71 has. (49,85%)
Tasa de crecimiento anual	21,31 has.	45,78 has.	34,47 has.

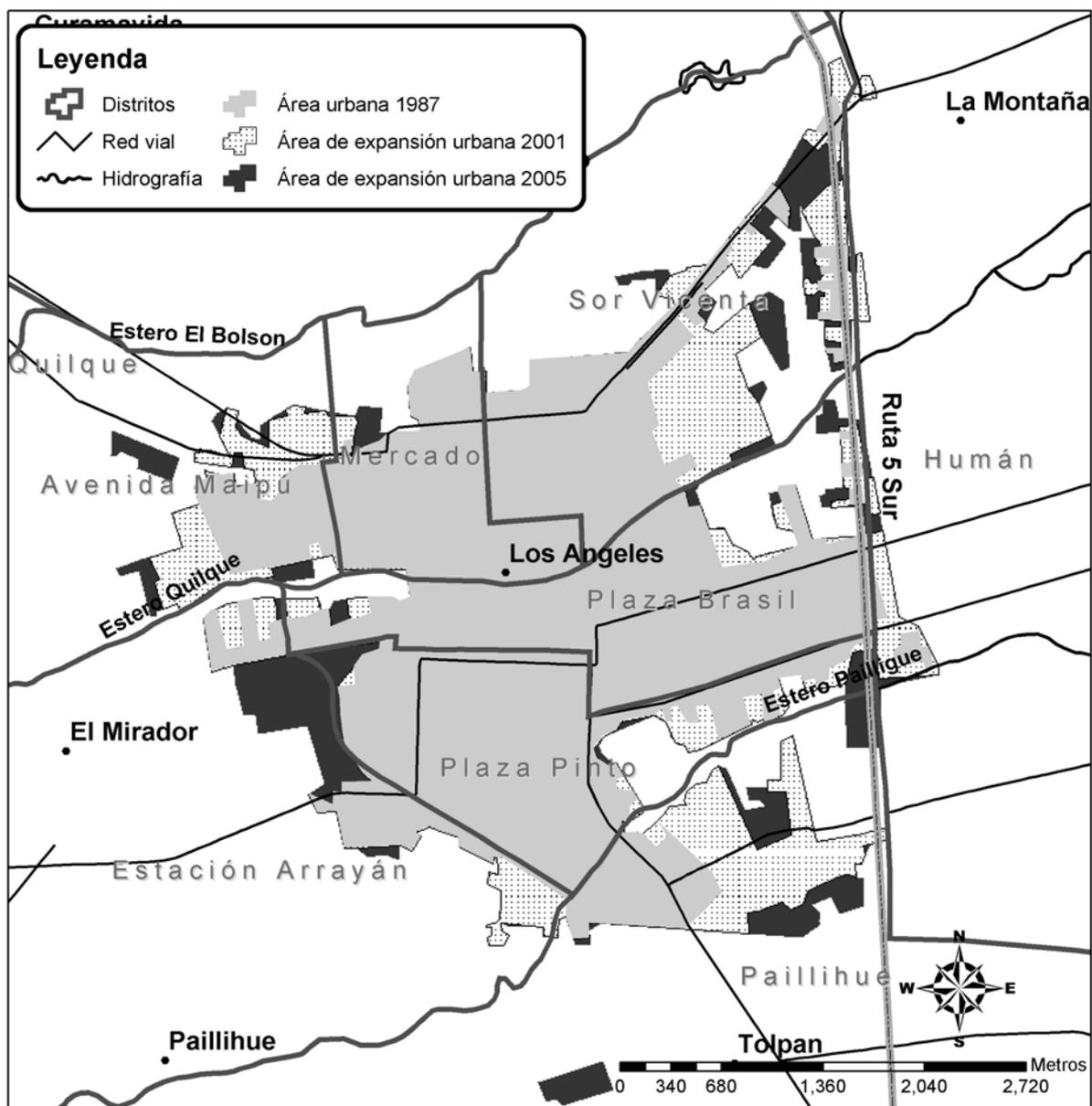


Figura 3: Tipos de crecimiento espacial de la ciudad de Los Ángeles entre 1987 y 2005.

Tal como se ha indicado, dejando fuera de consideración a los puntos urbanos localizados aisladamente en medio de las áreas rurales, Los Ángeles, a diferencia de Chillán, ha tendido a la compactación espacial, en la medida que de diez parches urbanos principales se redujo a tan sólo tres. La incorporación progresiva de superficies a la ciudad ha tenido dramáticos efectos sobre la caída de las superficies vegetales, que han descendido desde el 70,87% a tan sólo el 10,78% del área urbana total (tabla 5).

4.4. Evolución de los parches vegetacionales de la ciudad de Los Ángeles

Todas las cifras que representan a los atributos espaciales de los parches vegetales de esta ciudad han variado en forma considerable. La importante fragmentación que han sufrido queda reflejada en el aumento de su número desde 194 en 1987 a 416 en el año 2005 (tabla 7), mientras que el área total cubierta por usos vegetales ha descendido a 1/5 de la superficie que ocupaba en 1987, pasando desde 683,3 há. a tan sólo 156,44 há.

Tabla 7: Estructura de los paisajes vegetados en la ciudad de Ángeles, periodo 1987-2005.

	AÑO		
	1987	2001	2005
Nº de Parches Vegetacionales Urbanos (PVU)	194	342	416
Área total	683,30 has.	299,43 has.	156,44 has.
Tamaño promedio PVU	3,53 has.	0,87 has.	0,37 has.
Desviación estándar del tamaño de los PVU	20,95 has.	3,13 has.	0,91 has.
Tamaño del mayor PVU	252,99 has.	42,62 has.	11,61 has.
Total de bordes	151972,14 mts.	141195,99 mts.	110443,17 mts.
Densidad de bordes	221,43 mts/ha	471,54 mts/ha	705,97 mts/ha
Borde promedio por PVU	783,36 mts	412,85 mts	265,48 mts

Si la reducción de las áreas verdes ocupadas por la urbanización es significativa, más aún lo es la disminución a cerca de 1/10 del tamaño promedio de los parches vegetales urbanos, que pasaron de 3,53 a 0,37 há, o la gigantesca reducción experimentada por el tamaño del parche vegetal urbano más grande, que de 253 há. que tenía en 1987 sólo alcanzaba a 11,61 há. en el 2005.

El total de longitud de los bordes de los parches vegetales también se ha reducido, entre 151972 m. en 1987 a 110.443 m. en 2005 (tabla 7), lo que implica que la longitud promedio por parche haya descendido de 783,36 m. a sólo 265,48 m. en ese mismo periodo. Por lo contrario, la compactación de la ciudad es responsable del importante aumento de la densidad de los bordes, que ha subido desde 221 m/há a 705 m/há entre 1987 y 2005.

La figura 4 permite observar que entre 1987 y 2001 tuvo lugar la mayor parte del desaparecimiento de la vegetación de parches vegetales ubicados en los bordes de la ciudad.. Este proceso de atrición o destrucción sistemática de las cubiertas vegetales afecto especialmente los sectores NW, NE y SE de la ciudad. La expansión urbana que se produjo entre 2001 y 2005 ocupó en gran medida terrenos que habían perdido la vegetación con anterioridad.

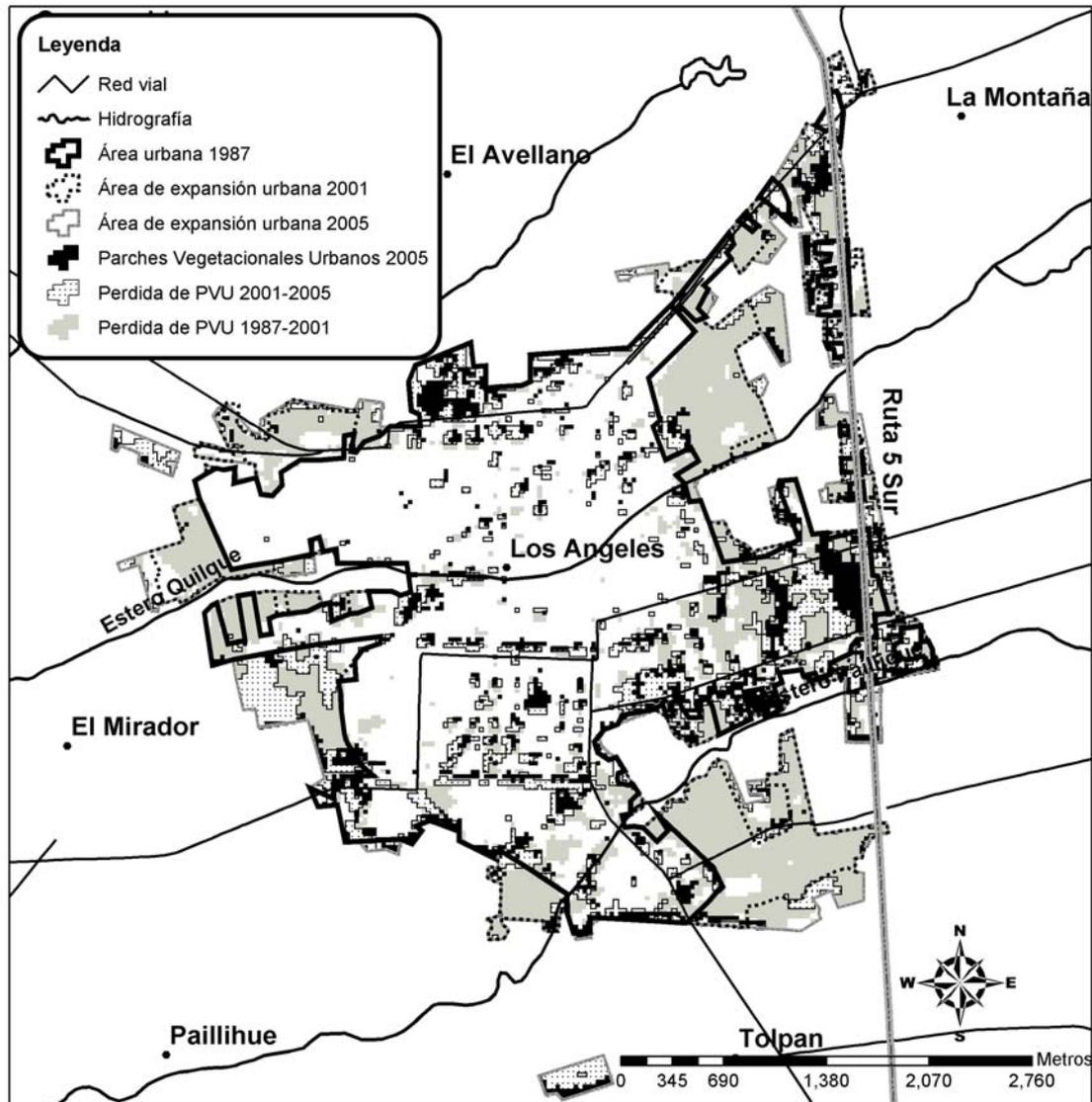


Figura 4: *Perdida de Parches Vegetacionales Urbanos en la ciudad de Los Ángeles entre los años 1987 y 2005.*

5. Conclusiones

El análisis de los patrones de crecimiento espacial de las ciudades intermedias seleccionadas demuestra la existencia de situaciones complejas que tienden a reproducir el caso de las metrópolis. La extensión rápida e ilimitada de las áreas urbanas, la acreción creciente de las superficies rurales que las rodean, el relleno permanente de las áreas intersticiales ocupadas por coberturas naturales o la elongación de la trama urbana a través de las principales vías de acceso anuncian el fin del carácter compacto, monocéntrico y socialmente homogéneo que caracterizó la ciudad intermedia chilena hasta 1980.

El crecimiento de las ciudades intermedias chilenas ha carecido de una interpretación de la ecología en y de la ciudad, que pudiera haber cooperado en asegurar su sustentabilidad en términos ambientales. La creciente heterogeneidad y segregación socio-ambiental de los paisajes urbanos representa el aumento de la segregación socio espacial de sus habitantes y la dependencia de la calidad ambiental respecto a sus niveles de ingreso.

El análisis de los atributos espaciales de los mosaicos vegetales que existen al interior y alrededor de las ciudades representa una opción inrteresante para evaluar los efectos

ambientales del crecimiento urbano. Tal como se ha analizado, las ciudades intermedias chilenas pierden calidad ambiental en la medida que sus áreas verdes se reducen en tamaño, fragmentan ilimitadamente y perturban crecientemente sus matrices de contacto con las áreas urbanas.

Si los planes reguladores no demuestran capacidad para limitar el crecimiento urbano y proteger a las áreas vegetadas, es posible pronosticar una pérdida significativa e irreversible de las funciones y servicios ambientales que ofrecen a los ciudadanos. El desaparecimiento de las áreas verdes implica el fortalecimiento de las islas de calor, humedad y ventilación, la pérdida de hábitats para las especies biológicas, un aumento de la escorrentía y los riesgos de inundación y un déficit creciente de espacios públicos destinados a la recreación, la generación de aguas, aire y sedimentos limpios, además de afectar negativamente la calidad de vida que se espera debe ofrecer la ciudad a los ciudadanos.

6. Bibliografía

Azócar, G.; Romero, H., Sanhueza, R., Vega, C., Aguayo, M. and Muñoz, M (2007) Urbanization patterns and their impacts on social restructuring of urban space in Chilean mid-cities: The case of Los Angeles, Central Chile. *Land Use Policy*: 199-211.

Deelstra T. 1998. Towards Ecological Sustainable Cities Strategies, Models and Tools. In *Urban Ecology*, Edited by Breuste, J.; Feldmann, H. & Uhlmann, O. Springer, Berlin: 17-24 pp.

Dramstad W., Olson J. and Forman R. 1996. *Landscape Ecology Principles in Landscape Architecture and Land-Use Planning*. Published by Harvard University, Graduate School of Design, Island Press and The American Society of Landscape Architects.

Forman R. 1997. *Land Mosaics: The ecology of landscapes and regions*, Harvard University, Cambridge University press, 632 pp.

Grimm N., Grove M. y Pickett S. 2000. Integrated approaches to long-term studies of urban ecological system. *BioScience* 50(7): 571-584 pp.

Hough M. 1995. *Cities and Natural Processes*. London, Routledge.

Lawrence H. 1995. Changing forms and persistent values, historical perspectives on the urban forest. In *Urban Forests Landscapes : Integrating Multidisciplinary Perspectives*, Edited by Bradley, G.A., Seattle, Univ.Washington Press : 17-40 pp.

Machlis G. E., Force J.E., Burch W.R. 1997. The human ecosystem part 1: the human ecosystem as an organizing concept in ecosystem management. *Soc. Nat. Res.* 10: 347-367 pp.

McHarg I. 1992. *Design with nature*, John Wiley and Sons Inc. New York.

McHarg I. 2000. *Proyectando con la naturaleza*, Editorial Gustavo Gili, Barcelona

McDonneel M.J., Pickett S.T.A., Groffman P., Bohlen, P. and Pouyat. 1997. Ecosystem processes along an-urban-to-rural gradient. *Urban Ecosystem.* 1 :21-36 pp.

McPherson E.G., Nowak D., Heisler G., Grimmond S. and Souch C. 1997. Quantifying urban forests structures, function and value : the Chicago urban forest climate project. *Urban Ecosystem.* 1 :49-61 pp.

Nowak D.J. 1994. Urban forest structure: The state of Chicago's urban forest. In *Chicago's Urban Forests Ecosystems: Results of the Chicago's Urban Forest Climates Project*, edited by Mc Pherson, E.G., Nowak, D., Rowntree, R.A.: 160-164 pp.

Parker J.K. and Burch W.R. 1992. Towards a social ecology for agroforestry in Asia, In *Social Science Applications in Asian Agroforestry*, edited by Burch, W.R. & Parker, J.K.: 60-84 pp.

Paul M.J. and Meyer J. 2001. Streams in the Urban Landscape. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 32 : 333-365 pp.

Pickett S. T., Cadenasso M. L., Grove J. M., Nilon C.H., Pouyat R.V., Zipperer W.C. and Constanza R. 2001. Urban Ecological System: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32: 127-157 pp.

Pouyat R., MacDonell M., Pickett S., Groffman P. and Carreiro M. 1995. Carbon and nitrogen dynamics in oak stands along an urban-rural gradient. *Carbon Forms and Functions in Forest Soils*. J. Kelly y W. McFee. Madison, Soil Sc. Soc. Am.: 569-587 pp.

Romero H., Toledo X., Ordenes F., Vásquez A. 2001. Ecología Urbana y Gestión Sustentable de las Ciudades Intermedias Chilenas. CIPMA. *Revista Ambiente y Desarrollo* Vol. XVII – Nº 4 Diciembre, 45-51 pp.

Romero H. y Ordenes F. y Vásquez A. 2003. Ordenamiento territorial y desarrollo sustentable a escala regional, ciudad de Santiago y ciudades intermedias en Chile. *Globalización y Biodiversidad: Oportunidades y desafíos para la sociedad chilena*. E. Figueroa y J. Simonetti Editores. Santiago, Programa Interdisciplinario de Estudios en Biodiversidad (PIEB), Universidad de Chile: 167-224 pp.

Romero H. y Vásquez A. 2005. Evaluación Ambiental de las Cuencas Urbanas del Piedemonte Andino de Santiago de Chile, *Revista EURE de Estudios Urbanos Regionales*, Pontificia Universidad Católica de Chile, Vol.XXXI, Nº94, Diciembre 2005: 97-118 pp.

Spirn A. 1984. *The granite garden: Urban nature and Human Design*. New York, Basic Books.

Sukopp H. 1991. *Nature in Cities; Development of Flora and Fauna in Urban Areas*. Ediciones MOPT, 222 pp.

Sukopp H. 1998. *Urban Ecology - Scientific and Practical Aspect*. *Urban Ecology*. J. Breuste, H. Feldemann and O. Uhlmann. Berlin - Heidelberg, Springer-Verlag: 3-15 pp.

Zipperer W., Foresman T., Sisinni S. and Pouyat R. 1997. The land unit - a fundamental concept in landscape ecology and its application. *Landscape Ecology* 3: 67-89 pp.