



La transformación del paisaje rural-urbano y su efecto sobre los servicios ecosistémicos en una microcuenca de Santiago (Chile)

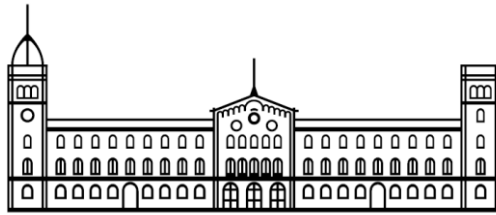
Francisco de la Barrera Melgarejo



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència **Reconeixement- NoComercial – SenseObraDerivada 3.0. Espanya de Creative Commons.**

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia **Reconocimiento - NoComercial – SinObraDerivada 3.0. España de Creative Commons.**

This doctoral thesis is licensed under the **Creative Commons Attribution-NonCommercial-NoDerivs 3.0. Spain License.**



UNIVERSITAT DE BARCELONA

TESIS DOCTORAL

**LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE RURAL-URBANO Y SU
EFECTO SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN UNA
MICROCUEENCA DE SANTIAGO (CHILE)**

FRANCISCO DE LA BARRERA MELGAREJO

Barcelona, 2012

TESIS DOCTORAL

**LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE RURAL-URBANO Y SU
EFECTO SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN UNA
MICROCUEENCA DE SANTIAGO (CHILE)**

FRANCISCO DE LA BARRERA MELGAREJO

UNIVERSITAT DE BARCELONA

2012

UNIVERSITAT DE BARCELONA
FACULTAT DE GEOGRAFIA I HISTÒRIA
DEPARTAMENT DE GEOGRAFIA FÍSICA I ANÀLISI GEOGRÀFICA REGIONAL
PROGRAMA DE DOCTORAT "GEOGRAFIA, PLANIFICACIÓ TERRITORIAL I
GESTIÓ AMBIENTAL"
BIENNI 2009-2011

**LA TRANSFORMACIÓN DEL PAISAJE RURAL-URBANO Y SU
EFECTO SOBRE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN UNA
MICROCUEENCA DE SANTIAGO (CHILE)**

FRANCISCO DE LA BARRERA MELGAREJO

DIRECTOR
DR. PATRICIO RUBIO ROMERO

BARCELONA 2012

AGRADECIMIENTOS

A CONICYT por otorgarme la beca que me permitió investigar y residir en Barcelona.

A las instituciones y sus profesionales que me facilitaron datos, imágenes satelitales, opiniones y sus instalaciones: Cienciambiental Consultores, Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales (IEUT) de la Pontificia Universidad Católica de Chile, Helmholtz Centre for Environmental Research (UFZ), Instituto Geográfico Militar de Chile, Ilustre Municipalidad de Lo Barnechea, Biblioteca de Catalunya y Biblioteca de la Facultat de Geografia i Història de la Universidad de Barcelona.

A Sonia Reyes del IEUT y a la Dra. Ellen Banzhaf del UFZ por recibirme como científico invitado en sus instituciones y ayudarme a darle continuidad a mi línea de investigación.

Al Dr. Patricio Rubio por sus consejos académicos y humanos.

A quienes me apoyaron en el día a día de la investigación, en especial a los/as compañeros/as de biblioteca.

A quienes hicieron grata y fructífera mi estadía en Cerdanyola del Valles y en Barcelona.

A mi esposa y a mi hijo por acompañarme cariñosamente en esta experiencia lejos de nuestra tierra.

INDICE

INTRODUCCIÓN.....	1
CAPÍTULO I APROXIMACIONES A LA CIENCIA.....	9
1.1 CIENCIA NORMAL.....	13
1.2 CIENCIA POST-NORMAL.....	14
1.3 TEORÍA GENERAL DE SISTEMAS.....	17
1.4 PROBLEMAS AMBIENTALES URBANOS Y CIENCIA CON LA SOCIEDAD.....	20
1.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	24
CAPÍTULO II FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS PARA EL ESTUDIO DE CIUDADES.....	27
2.1 ECOLOGÍA DE ECOSISTEMAS.....	31
2.2 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y BIENESTAR HUMANO.....	35
2.3 ECOLOGÍA DEL PAISAJE.....	39
2.4 INTEGRACIÓN DE LA ECOLOGÍA DE ECOSISTEMAS Y PAISAJES.....	50
2.5 ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE URBANO.....	53
2.6 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	57
CAPÍTULO III CONCEPTUALIZACIÓN DE LA ECOLOGÍA URBANA.....	63
3.1 GRANDES DISTINCIONES EN EL DESARROLLO DE LA ECOLOGÍA URBANA.....	69
3.2 TEORÍAS Y ESQUEMAS CONCEPTUALES DE LA ECOLOGÍA URBANA....	74
3.3 ÁMBITO DE LA ECOLOGÍA URBANA EN LA INVESTIGACIÓN.....	80
3.4 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	83
CAPÍTULO IV OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	87
4.1 OBJETIVO GENERAL.....	92
4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS.....	92

4.3 HIPÓTESIS.....	93
CAPÍTULO V ESTADO DEL ARTE EN ECOLOGÍA URBANA.....	95
5.1 ESTRUCTURA DEL PAISAJE.....	98
5.1.1 Composición y configuración espacial.....	98
5.1.2 Otros conceptos.....	113
5.2 FUNCIÓN DEL PAISAJE Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	117
5.2.1 Regulación del clima.....	122
5.2.2 Regulación del agua.....	127
5.2.3 Mantenimiento de la calidad del aire.....	136
5.3 LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE URBANO Y SU RELACIÓN CON LA PRESTACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS.....	138
5.4 GESTIÓN AMBIENTAL DE ÁREAS URBANAS A PARTIR DEL ESTUDIO DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL PAISAJE.....	141
5.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	150
CAPITULO VI EVOLUCIÓN DEL PAISAJE RURAL-URBANO DE SANTIAGO.....	155
6.1 TIEMPOS PREHISPÁNICOS.....	163
6.2 IMPERIO ESPAÑOL Y LOS INICIOS DE LA REPÚBLICA DE CHILE (SIGLOS XVI-XIX).....	165
6.3 GRAN DESARROLLO DE SANTIAGO COMO METRÓPOLI.....	169
6.4 PAISAJE FUTURO.....	180
6.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	185
CAPITULO VII METODOLOGÍA.....	189
7.1 PROPUESTA METODOLÓGICA.....	191
7.1.1 Evaluación de la dinámica estructural del paisaje.....	193
7.1.2 Evaluación de la producción potencial de los servicios ecosistémicos del paisaje.....	194

7.1.3 Evaluación del consumo potencial de servicios ecosistémicos en el paisaje urbano.....	195
7.1.4 Modelación del flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas	196
7.1.5 Modelación del flujo de servicios ecosistémicos en la microcuenca y hacia la ciudad.....	196
7.2 METODOLOGÍA PRÁCTICA.....	197
7.2.1 Etapa 0 (Paso inicial): Delimitación del área de estudio.....	197
7.2.2 Etapa I: Evaluación de la dinámica estructural del paisaje.....	200
7.2.3 Etapa II: Evaluación de la producción potencial de los servicios ecosistémicos del paisaje.....	218
7.2.4 Etapa III: Evaluación del consumo potencial de los servicios ecosistémicos en el paisaje urbano.....	224
7.2.5 Etapa IV: Modelación del flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas.....	227
7.2.6 Etapa V: Modelación del flujo de servicios ecosistémicos en la microcuenca y hacia la ciudad.....	229
7.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	230
CAPÍTULO VIII RESULTADOS.....	233
8.1 ETAPA 0: DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	235
8.1.1 Unidades geomorfológicas.....	236
8.1.2 Área urbana.....	239
8.2 ETAPA I: DINÁMICA ESTRUCTURAL DEL PAISAJE EN LA ZONA NOR-ORIENTE DE SANTIAGO.....	240
8.2.1 Primer nivel jerárquico: Bibliometría de los cambios en la microcuenca en el largo plazo.....	240
8.2.2 Segundo nivel jerárquico: Variables biofísicas en la microcuenca en 1975, 1989, 2002 y 2009.....	253
8.2.3 Tercer nivel jerárquico: Usos del suelo sobre la microcuenca en 2002 y 2009.....	260
8.2.4 Cuarto nivel jerárquico: Usos del suelo del área urbana en 1955, 2004 y 2010.....	266
8.2.5 Relación entre los niveles jerárquicos.....	277

8.2.6 Paisaje futuro.....	291
8.2.7 Problemática del desarrollo metodológico.....	294
8.3 ETAPA II: PRODUCCIÓN POTENCIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE.....	296
8.3.1 Ponderación de la contribución de variables estructurales en la producción de servicios ecosistémicos.....	296
8.3.2 Capacidad estimada de producción de servicios ecosistémicos.....	298
8.3.3 Producción de servicios ecosistémicos en el paisaje futuro.....	301
8.3.4 Problemática del desarrollo metodológico.....	302
8.4 ETAPA III: CONSUMO POTENCIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE URBANO.....	303
8.4.1 Variables (<i>inputs</i>) que interactúan con los servicios ecosistémicos y determinan el grado de consumo.....	303
8.4.2 Consumo estimado de servicios ecosistémicos.....	303
8.4.3 Consumo de servicios ecosistémicos en el futuro.....	313
8.4.4 Problemática del desarrollo metodológico.....	313
8.5 ETAPA IV: MODELOS DE FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE LOS ECOSISTEMAS.....	315
8.5.1 Saldos entre variables de estado reguladas y no reguladas ecosistémicamente.....	315
8.5.2 Flujo de servicios ecosistémicos entre ecosistemas.....	317
8.5.3 Problemática del desarrollo metodológico.....	326
8.6 ETAPA V: MODELOS DE FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA MICROCUENCA Y HACIA LA CIUDAD.....	328
8.6.1 Flujos de servicios ecosistémicos con el área no urbanizada de la microcuenca.....	328
8.6.2 Flujos de servicios ecosistémicos con la ciudad contigua.....	331
8.6.3 Problemática del desarrollo metodológico.....	333
8.7 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	334

CAPÍTULO IX ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS.....	337
9.1 CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS.....	339
9.2 HALLAZGOS RELEVANTES.....	344
9.2.1 Caracterización del área estudiada.....	344
9.2.2 Principales cambios estructurales reportados en la bibliografía.....	344
9.2.3 Evolución de las variables biofísicas.....	345
9.2.4 Evolución de los usos del suelo.....	346
9.2.5 Integración de la evolución del paisaje según el análisis bibliométrico, las variables biofísicas y los usos del suelo.....	346
9.2.6 Producción y consumo de servicios ecosistémicos.....	347
9.2.7 Modelos de flujo entre los ecosistemas del área urbana, del área no- urbana y de ecosistemas urbanos aledaños a la microcuenca.....	347
9.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	348
 CAPÍTULO X DISCUSIÓN, CONCLUSIONES Y TESIS FINAL.....	 351
10.1 ASPECTOS TEÓRICOS.....	353
10.2 ASPECTOS METODOLÓGICOS.....	354
10.3 HALLAZGOS Y CONSECUENCIAS.....	358
10.4 REFLEXIONES DERIVADAS.....	363
10.5 TESIS FINAL.....	367
10.6 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	369
 CAPÍTULO XI APLICACIONES PRÁCTICAS.....	 371
11.1 APORTES Y DESAFÍOS DE LA ECOLOGÍA URBANA.....	373
11.1.1 Diagnóstico integral con la sociedad.....	373
11.1.2 Sobre las oportunidades de investigación en la ecología urbana en el área de estudio.....	374
11.2 RECOMENDACIONES PARA LOS AGENTES DEL TERRITORIO.....	376
11.2.1 Gestión de servicios ecosistémicos.....	376
11.2.2 Gestión ambiental inmobiliaria y municipal.....	377

11.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA.....	386
BIBLIOGRAFÍA GENERAL.....	389

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. La Dehesa, mayor sector urbano de la comuna de Lo Barnechea, zona nor-oriental de Santiago de Chile (área general de estudio).....	7
Figura 2. Modelo general de conceptualización de la idea de investigación.....	8
Figura 3. Características centrales de la ciencia post-normal en relación a otras aproximaciones científicas.....	12
Figura 4. Ampliación del círculo de pares en la revisión (y diseño) de las investigaciones en las distintas aproximaciones de hacer ciencia.....	15
Figura 5. Proceso de generación de conocimiento socialmente relevante para el diseño de políticas públicas.....	21
Figura 6. Principales niveles de organización biológica estudiados por la ecología....	30
Figura 7. Raíces disciplinarias generales de la ecología de ecosistemas.....	33
Figura 8. Esquema general de las raíces interdisciplinarias de la teoría de los ecosistemas.....	33
Figura 9. Relaciones entre servicios ecosistémicos y bienestar humano.....	37
Figura 10. Longitudes de tiempo para seleccionar procesos clave que influyen en el cambio del paisaje.....	46
Figura 11. Estructura jerárquica espacial y temporal de los procesos de sucesión ecológica.....	47
Figura 12. Modelo general de islas biogeográficas y sistemas fuentes-sumideros....	49
Figura 13. Ámbito general y específico de la investigación.....	57
Figura 14. La ciudad como un sistema abierto a la materia y a la energía.....	66
Figura 15. Evolución de la población urbana de Barcelona.....	67
Figura 16. Ejemplo de paisajes de un gradiente rural-urbano <i>sensu</i> Forman & Godron (1986).....	68
Figura 17. Flujos metabólicos en un sistema urbano.....	70
Figura 18. Balance hídrico de Barcelona el año 1999.....	71
Figura 19. Propuesta de clasificación de los tipos de estudios de ecología urbana....	74
Figura 20. Esquema conceptual (<i>framework</i>) causal y jerárquico, usado en el programa “Ecología del gradiente urbano-rural de New York (USA)”.....	76
Figura 21. Esquema conceptual del “Ecosistema Humano”.....	77

Figura 22. Modelo para explicar la dinámica del sistema de un proceso de planificación en configuraciones en Finlandia.....	77
Figura 23. Plantilla general para modelos que representan la estructura y función de límites ecológicos.....	78
Figura 24. Componentes de un esquema conceptual general, integrado, para investigación ecológica urbana.....	79
Figura 25. Esquema conceptual general que integra la expansión urbana con el efecto recíproco (cibernético) con la estructura y funcionamiento del paisaje.....	83
Figura 26. Sector nor-oriente de Santiago.....	92
Figura 27. Microcuenca “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas”.....	92
Figura 28. Patrón de tipos de usos del suelo en un área de prueba de Múnich.....	100
Figura 29. Unidades geomorfológicas de Barcelona.....	102
Figura 30. Zonas ecológicas de Barcelona en 1977 y 1993.....	102
Figura 31. La urbanización de la Región Metropolitana de Barcelona entre 1956 y 1992.....	103
Figura 32. Evolución de las áreas permeables, semipermeables e impermeables de Barcelona.....	104
Figura 33. Usos del suelo año 1994, pendiente y exposición de la microcuenca Los Almendros.....	105
Figura 34. Usos y coberturas del suelo de la microcuenca Arrayán – Las Hualtatas, año 2001.....	106
Figura 35. Modelo de elevación digital y estructura de la vegetación del Parque Mahuida.....	107
Figura 36. Estructura biofísica y humana de la microcuenca de Placilla de Peñuelas.....	108
Figura 37. Perfiles topográficos de los esteros de Placilla.....	108
Figura 38. Sectores inundables por su topografía plana, representando sistemas de humedales.....	109
Figura 39. Diagrama de flujos resumen de la matriz de transición (1957-2003) de los cambios en los usos y las cubiertas del suelo de la Costa Brava (España).....	112
Figura 40. Proyección futura de la superficie de los grandes usos y cubiertas del suelo de la Costa Brava (España).....	112
Figura 41. Esquematación de los flujos laterales de materia y energía de una unidad de cobertura del suelo.....	117

Figura 42. Función de la cantidad de tierra erosionada.....	118
Figura 43. Efectos de la urbanización sobre la transferencia de energía que contribuye a la formación de islas de calor.....	122
Figura 44. Diferencias de temperatura en una estación meteorológica ubicada fuera de la ciudad, en un área específica al interior de la ciudad y al interior de un edificio....	123
Figura 45. Temperatura superficial de Santiago y su entorno rural obtenida de la banda termal de imagen Landsat ETM+.....	126
Figura 46. Coberturas del suelo de Santiago y su entorno rural obtenidas con una clasificación de máxima probabilidad aplicada a una imagen Landsat ETM+.....	126
Figura 47. Áreas prestadoras del servicio ecosistémico “regulación del clima (variables meteorológicas)”.....	127
Figura 48. Principales componentes del balance de la hidrología urbana.....	128
Figura 49. Partición de las precipitaciones en distintos tipos de usos de suelo.....	128
Figura 50. Cambios en los flujos hidrológicos en urbanizaciones de diferentes grados de impermeabilización.....	130
Figura 51. Esquema de la estimación del porcentaje de impermeabilidad en cada polígono (uso/cobertura del suelo), utilizado en microcuencas de Santiago.....	130
Figura 52. Porcentaje de área total impermeable de la microcuenca Arrayán - Las Hualtatas, año 2001.....	132
Figura 53. Coeficiente de esorrentía de la microcuenca Arrayán – Las Hualtatas, año 2001.....	132
Figura 54. Áreas proveedoras del servicio ecosistémico “regulación de flujos hidrológicos”.....	135
Figura 55. Propuesta conceptual de la red de esteros y humedales urbanos de Placilla (Valparaíso, Chile).....	136
Figura 56. Estimaciones mensuales de aire contaminado removido por árboles en Chicago (USA).....	137
Figura 57. Relación entre atractores naturales y antrópicos para otorgar resiliencia al sistema.....	140
Figura 58. Sección del paisaje del ensanche de Barcelona paisaje categorizado en parches a partir de sus estructuras físicas dominantes.....	142
Figura 59. Flujos esquemáticos de materia (en este caso agua) a través de un parche determinado y sus factores condicionantes.....	142
Figura 60. Relaciones entre los parches (o ecosistemas) como representación de la función del paisaje o las funciones ecosistémicas, expresadas en flujos de materia y energía.....	143

Figura 61. Modelo conceptual de flujos hídricos desde el parque Mahuida hacia la ciudad de Santiago (Chile).....	144
Figura 62. Detalle conceptual de flujos hídricos entre componentes paisajísticos del Parque Mahuida.....	144
Figura 63. Principales ecosistemas de la microcuenca de Placilla de Peñuelas.....	146
Figura 64. Modelo conceptual de relaciones funcionales (flujos hídricos) entre los elementos paisajísticos.....	146
Figura 65. Ilustración esquemática del incremento del tamaño del grano (pixel) sobre un mismo paisaje.....	147
Figura 66. Metabolismo urbano de Barcelona en 1997.....	149
Figura 67. Mapa físico de la Región Metropolitana de Santiago.....	159
Figura 68. Modelo de formaciones vegetacionales de la Región Metropolitana de Santiago.....	160
Figura 69. Modelo de pisos vegetacionales de la Región Metropolitana de Santiago.....	161
Figura 70. Perfiles longitudinales de los transectos (entre 1000 y 1500 m.s.n.m.)....	162
Figura 71. Chiquillanes, pueblo indígena nómada que habitaba la zona central del actual territorio de Chile en la zona cordillerana, entre Los Andes y Rancagua.....	164
Figura 72. Pikunches, pueblo indígena sedentario que habitó en el valle central de Chile y tuvo fuertes vínculos con otros pueblos indígenas de cultura desarrollada...	164
Figura 73. Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile, durante los siglos X a XVI.....	165
Figura 74. Pedro de Valdivia fundando la ciudad de Santiago del Nuevo Extremo...	165
Figura 75. Plano de la ciudad de Santiago del siglo XVIII.....	165
Figura 76. Visión imaginaria de Santiago en la primera mitad del siglo XVII según Alonso de Ovalle.....	166
Figura 77. Santiago 1550-1590.....	166
Figura 78. Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile, durante los siglos XVI a XIX.....	167
Figura 79. Vista del Santa Lucía desde el nor-poniente, 1874.....	168
Figura 80. Vista del Santa Lucía desde el sur-poniente, 1874.....	168
Figura 81. Alameda de las delicias, 1862.....	168
Figura 82. Vista del cerro Santa Lucía desde el poniente, 1890.....	168

Figura 83. Área metropolitana de Santiago.....	169
Figura 84. Evolución del crecimiento urbano (espacial) de Santiago.....	171
Figura 85. Crecimiento urbano (demográfico y en superficie) de Santiago.....	171
Figura 86. Evolución del suelo ocupado y la densidad de la población.....	172
Figura 87. Distribución de los usos del suelo de Santiago por comuna.....	173
Figura 88. Expansión del casco urbano del Gran Santiago.....	174
Figura 89. Porcentaje de recubrimiento arbóreo a partir del procesamiento de imagen Landsat TM 2001.....	175
Figura 90. Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile durante el siglo XX.....	176
Figura 91. Actual paisaje en Lo Barnechea.....	177
Figura 92. Reserva Nacional Rio Clarillo.....	177
Figura 93. Parque Mahuida.....	178
Figura 94. Centro Cantalao Precordillera.....	178
Figura 95. Actual paisaje de pradera y matorral bajo del sector nor-oriente.....	178
Figura 96. Espinal en Lo Barnechea.....	178
Figura 97. Cuencas del piedemonte andino seleccionadas por Romero & Vásquez (2005) para evaluar sus cambios debido a la urbanización entre los años 1989 y 2003.....	179
Figura 98. Estructura del paisaje del sector oriente de Santiago y la precordillera andina entre 1975 y 2003.....	180
Figura 99. El modelo del desarrollo estructural de la ciudad latinoamericana.....	181
Figura 100. Conos de segregación social de Santiago.....	181
Figura 101. Usos del suelo de Santiago destinados a actividad comercial.....	182
Figura 102. Áreas actualmente urbanizables de acuerdo al Plan Regulador Metropolitano de Santiago de 1994 con las modificaciones implementadas hasta el 2006.....	183
Figura 103 Propuesta de modificación del Plan Regulador Metropolitano de Santiago 2008 (en discusión).....	184
Figura 104. Modelo metodológico conceptual.....	192
Figura 105. Modelo metodológico práctico.....	197

Figura 106. Área de estudio. Microcuenca “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas”.....	199
Figura 107. Modelo resumen de análisis multiescalar jerarquizado.....	200
Figura 108. Captura de pantalla de software USGS Global Visualization Viewer.....	201
Figura 109. Número de imágenes satelitales Landsat disponibles en http://glovis.usgs.gov para cada año.....	202
Figura 110. Número de imágenes satelitales Landsat disponibles en http://glovis.usgs.gov para cada mes.....	202
Figura 111. Temperatura mensual promedio de 1975, 1989, 2002 y 2009.....	204
Figura 112. Precipitaciones totales mensuales de 1975, 1989, 2002 y 2009.....	205
Figura 113. Temperatura mensual promedio histórica (1950-2010).....	205
Figura 114. Imágenes satelitales Landsat seleccionadas.....	207
Figura 115. Diferencias geométricas de imágenes Landsat.....	209
Figura 116. Imágenes satelitales Aster 2002 y 2009.....	212
Figura 117. Fotografía aérea de Vuelo Hycon: enero 1955.....	214
Figura 118. Imagen extraída de Google Earth: enero 2004.....	214
Figura 119. Imagen extraída de Google Earth: marzo 2010.....	215
Figura 120. Síntesis de la metodología de la Etapa I del modelo metodológico.....	217
Figura 121. Diseño de transectos para registrar el saldo entre servicios ecosistémicos producidos y consumidos.....	228
Figura 122. Diseño de anillos concéntricos para estimar el saldo entre servicios ecosistémicos producidos y consumidos.....	229
Figura 123. Área de estudio. Microcuenca “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas” y área urbana del año 2010.....	236
Figura 124. Rangos de altitud, exposición solar y rangos de pendiente de la microcuenca.....	237
Figura 125. Modelo de elevación digital y modelo de iluminación para imagen del año 2009.....	238
Figura 126. Área urbanizada al año 2010.....	239
Figura 127. Modelo “bajo cota mil” que indica sector de la microcuenca con altitud entre 800 y 1000 msnm, pendiente entre 0 – 15% y exposición solar plana.....	240
Figura 128. Aspecto probable del paisaje en tiempos prehispánicos.....	241

Figura 129. Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio en tiempos precolombinos (prehispánicos) y entre el siglo XVI y XIX.....	242
Figura 130. Aspecto probable del paisaje en tiempos del imperio español y los inicios de la República de Chile.....	243
Figura 131. Aspecto actual del paisaje urbano.....	244
Figura 132 Evolución del crecimiento urbano (espacial) de Santiago hacia el área de estudio.....	244
Figura 133. Estructura del paisaje de un sector del área de estudio entre 1975 y 2003.....	245
Figura 134. Usos y coberturas del suelo del área de estudio el año 2001, de acuerdo a Romero <i>et al.</i> (2003).....	245
Figura 135. Usos y coberturas del suelo del área de estudio los años 1995 y 2000, de acuerdo al Catastro del bosque Nativos y usos del suelo.....	247
Figura 136. Línea de tiempo de la dinámica del paisaje, integrando aspectos vegetacionales, de usos del suelo, históricos e institucionales.....	248
Figura 137. Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio en la actualidad agregándole el área urbanizada al año 2010 y el modelo “bajo cota mil”.....	249
Figura 138. Nuevas autopistas urbanas que unen el sector nor-oriente de Santiago con el sector norte de Colina.....	250
Figura 139. Sectores de alto valor ecológico de la microcuenca de Lo Barnechea que están definidos como urbanizables por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago vigente.....	252
Figura 140. Imágenes satelitales Landsat corregidas atmosférica y topográficamente.....	253
Figura 141. Variación multitemporal del NDVI calculado sobre imágenes sin corregir.....	255
Figura 142. Abundancia relativa de cada categoría de NDVI en la microcuenca.....	256
Figura 143. Unidades homogéneas de NDVI categorizado en las microcuenca.....	258
Figura 144. Temperatura de emisión superficial (expresada en ND) de los años 2002 y 2009.....	259
Figura 145. Abundancia relativa de cada categoría del uso del suelo en la microcuenca.....	260
Figura 146. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo el año 2002 y 2009 en la microcuenca.....	261
Figura 147. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2002 y 2009 en la microcuenca.....	262

Figura 148. Abundancia relativa de cada categoría del grado de urbanización en la microcuenca.....	263
Figura 149. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2002 y 2009 en la microcuenca.....	264
Figura 150. Abundancia relativa de cada categoría de cobertura vegetal en la microcuenca.....	265
Figura 151. Distribución de los ecosistemas del paisaje en la microcuenca los años 2002 y 2009.....	266
Figura 152. Abundancia relativa de cada categoría del uso del suelo en el área urbanizada al año 2010.....	267
Figura 153. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	268
Figura 154. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	268
Figura 155. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo el año 2010, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	269
Figura 156. Modelos de transición de usos de suelo.....	269
Figura 157. Abundancia relativa de cada categoría del grado de urbanización en el área urbanizada al año 2010.....	270
Figura 158. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	271
Figura 159. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	271
Figura 160. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2010, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	272
Figura 161. Abundancia relativa de cada categoría de cobertura vegetal en el área urbanizada al año 2010.....	273
Figura 162. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	273
Figura 163. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	274
Figura 164. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2010, sobre los límites del área urbanizada al 2010.....	274
Figura 165. Distribución de ecosistemas del paisaje en los años 2004 y 2010 sobre el área urbanizada al 2010.....	276
Figura 166. Temperatura de emisión superficial expresada en ND en el área urbana.....	278

Figura 167. Abundancia relativa de cada categoría de NDVI en el área urbanizada al 2010.....	279
Figura 168. Abundancia (superficie) cada categoría de NDVI en el área urbanizada al 2010.....	280
Figura 169. Unidades homogéneas de NDVI categorizado en el área urbanizada al 2010.....	281
Figura 170. Distribución de valores de NDVI en función de la pendiente.....	284
Figura 171. Asociación entre valores de NDVI y las categorías de cobertura vegetal.....	284
Figura 172. Relación entre categorías de NDVI y grados de urbanización característicos.....	286
Figura 173. Relación entre categorías de cobertura vegetal y grados de urbanización característicos.....	287
Figura 174. Interacción entre Clases de NDVI, uso de suelo y grado de urbanización.....	288
Figura 175. Asociación entre valores de NDVI y las categorías de cobertura vegetal.....	289
Figura 176. Asociación entre los valores de NDVI y los grados de cobertura vegetal y de tipos de vegetación dominante en el área urbana.....	289
Figura 177. Modelo simple de área cubierta por vegetación o urbanización de los años 2002 y 2009 para la microcuenca.....	290
Figura 178. Modelo simple de área cubierta por vegetación o urbanización de los años 1955, 2004 y 2010 para el área urbanizada al 2010.....	291
Figura 179. Resolución gráfica de las imágenes utilizadas.....	295
Figura 180. Distribución del ecosistema “3,3”.....	298
Figura 181. Zoom sobre áreas del clúster CV3-GU3.....	298
Figura 182. Dinámica de la producción de servicios ecosistémicos del área urbana, expresada en capacidad relativa.....	299
Figura 183. Distribución de la capacidad de producción de servicios ecosistémicos del área urbana.....	300
Figura 184. Proyección de la capacidad de producción de servicios ecosistémicos del paisaje futuro.....	301
Figura 185. Coeficiente de escorrentía del área de estudio según Romero & Vásquez (2005).....	304
Figura 186. Temperatura de emisión superficial del área de estudio según Peña (2008).....	307

Figura 187. Relación de conceptos usados para calcular los servicios ecosistémicos de regulación del clima.....	308
Figura 188. Ecosistemas dominantes del paisaje (área urbana) en el año 2010.....	318
Figura 189. Modelo general de dirección del viento, en el día y en la noche, y de su naturaleza.....	319
Figura 190. Dirección de flujos hídricos y de las masas de aire en el área urbana...	320
Figura 191. Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de regulación hídrica sobre el paisaje urbano.....	321
Figura 192. Modelo conceptual simplificado del flujo de agua entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010.....	321
Figura 193. Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de regulación del clima sobre el paisaje urbano.....	322
Figura 194. Modelo conceptual simplificado del flujo diurno de masas de aire con calor entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010.....	323
Figura 195. Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire sobre el paisaje urbano.....	323
Figura 196. Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010.....	324
Figura 197. Ecosistemas presentes en cada uno de los puntos de los transectos indicadores del gradiente de urbanización.....	325
Figura 198. Saldo promedio de cada uno de los servicios ecosistémicos en respuesta a la distancia a la salida de agua de la microcuenca como indicadora del gradiente de urbanización.....	325
Figura 199. Flujo hídrico entre los ecosistemas del paisaje no urbano en la microcuenca el año 2009 y del área urbanizada del 2010.....	329
Figura 200. Modelo conceptual simplificado del flujo de agua entre los ecosistemas dominantes de la microcuenca no urbanizada al año 2009.....	329
Figura 201. Flujo de las masas de aire diurnas y nocturnas entre los ecosistemas del paisaje en la microcuenca el año 2009 y del área urbanizada del 2010.....	330
Figura 202. Modelo conceptual simplificado del flujo diurno de masas de aire con calor entre los ecosistemas dominantes del paisaje no urbano del año 2009.....	330
Figura 203. Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas dominantes del paisaje no urbano del año 2009.....	331
Figura 204. Ecosistemas dominantes en los cinco anillos concéntricos del sector de la ciudad contigua a la microcuenca estudiada y principales flujos de agua y de masas de aire.....	332

Figura 205. Modelo conceptual simplificado del flujo diurno de masas de aire con calor entre la ciudad entre los ecosistemas contiguos a la microcuenca y la microcuenca.....	333
Figura 206. Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas contiguos a la microcuenca y la microcuenca.....	333
Figura 207. Esquema clásico de dimensiones (o esferas) del desarrollo sustentable y sus interacciones.....	363
Figura 208. Modelo simple de prestación de servicios de sistemas naturales para sistema antrópicos.....	365
Figura 209. Esquema conceptual elaborado por Noss (1990) para representar los aspectos de la biodiversidad (la naturaleza) que debiesen considerarse en programas de evaluación y monitoreo ambiental.....	375
Figura 210. Esquema que representa el flujo de masas de aire diurno y nocturno a través de las calles de la ciudad.....	379
Figura 211. Localización (en amarillo) de los proyectos inmobiliarios en venta en Noviembre de 2009 listados.....	381
Figura 212. Mapa de palabras más frecuentes (mayor tamaño e intensidad de negro) de la descripción de los proyectos inmobiliarios en venta en Noviembre de 2009 en la comuna de Lo Barnechea.....	383
Figura 213. Evolución de las localizaciones geográficas de la clase alta y media-alta en Santiago y fuerzas de cambio.....	384
Figura 214. Modelo general de micro-migración de la clase alta y media-alta de Santiago.....	385
Figura 215. Gradiente poniente-oriente (de izquierda a derecha) de la parte baja de la microcuenca.....	386

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Comparación de las dos culturas de la ecología.....	23
Tabla 2. Resumen de otras escuelas del paisaje, autores y sus ideas.....	41
Tabla 3. Categorías de zonas ecológicas y su agregación en categorías más generales.....	103
Tabla 4. Usos y coberturas del suelo identificados en cuatro microcuencas de Santiago.....	106
Tabla 5. Tipos de modelos de organización del paisaje y tipos de información que requieren y entregan.....	110
Tabla 6. Promedios y desviación estándar (SD) de los parámetros superficiales de las principales coberturas del suelo.....	126
Tabla 7. Valores de impermeabilidad o Área Total Impermeable (ATI) obtenida en el estudio de Romero <i>et al.</i> (2003).....	131
Tabla 8. Porcentajes de Escorrentía según tipos de Uso/Cobertura de Suelo y pendiente del terreno.....	133
Tabla 9. Respuesta hidrológica para flujo de descarga máxima para diferentes clases de uso de suelo en una microcuenca de la Reserva Nacional Río Clarillo, Santiago de Chile.....	134
Tabla 10. Producción de biomasa, absorción de CO ₂ y emisión de O ₂ en las zonas ecológicas de Barcelona.....	138
Tabla 11. Variables de estado de cada servicio ecosistémico.....	148
Tabla 12. Pisos de vegetación de Chile central descrito por varios autores.....	162
Tabla 13. Etapas de evolución del paisaje de Santiago.....	163
Tabla 14. Etapas de evolución del paisaje del sector nor-oriental consideradas en el modelo.....	193
Tabla 15. Promedios mensuales de temperatura y precipitaciones.....	203
Tabla 16. Imágenes satelitales Landsat disponibles de Marzo, Abril, Agosto y Septiembre y sus datos meteorológicos básicos.....	204
Tabla 17. Bandas de las imágenes satelitales Landsat.....	208
Tabla 18. Información básica de las imágenes seleccionadas.....	209
Tabla 19. Clasificación de usos de suelo HERCULES.....	213

Tabla 20. Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica.....	220
Tabla 21. Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de regulación del clima.....	222
Tabla 22. Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire.....	223
Tabla 23. Inputs físico-químicos considerados para evaluar el consumo de servicios ecosistémicos.....	225
Tabla 24. Valores del Test de Mann-Whitney basado en la altitud como variable.....	238
Tabla 25. Etapas de evolución del paisaje del sector nor-oriente consideradas en el modelo.....	241
Tabla 26. Síntesis de categorías de usos del suelo y vegetación y su representación porcentual en el área de estudio en base a CONAF (1999) y CONAF (2002).....	246
Tabla 27. Síntesis de los hallazgos bibliográficos de cambio de usos de suelo.....	248
Tabla 28. Promedios de NDVI, desviación estándar (D.S.) y variación interanual en la microcuenca, el área urbana y el área no urbana.....	254
Tabla 29. Superficie cubierta, total y relativa de las unidades homogéneas de NDVI categorizado en la microcuenca.....	255
Tabla 30. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del uso del suelo, en la microcuenca.....	260
Tabla 31. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del grado de urbanización en la microcuenca.....	261
Tabla 32. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría de cobertura vegetal, en el área urbanizada al año 2010.....	263
Tabla 33. Superficie de cada combinación de categorías de usos de suelo (ecosistemas).....	265
Tabla 34. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del uso del suelo, en el área urbanizada al año 2010.....	267
Tabla 35. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del grado de urbanización, en el área urbanizada al año 2010.....	270
Tabla 36. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría de cobertura vegetal, en el área urbanizada al año 2010.....	272
Tabla 37. Superficie y capacidad de producción de servicios ecosistémicos (factor de SSEE) de cada combinación de categorías de usos de suelo (ecosistemas).....	275

Tabla 38. Superficie cubierta, total y relativa de las unidades homogéneas de NDVI categorizado en el área urbanizada al 2010.....	279
Tabla 39. Comparación de la abundancia de cada categoría (clase) de NDVI en la microcuenca (M) y en el área urbanizada (AU) al 2010.....	282
Tabla 40. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de usos del suelo.....	282
Tabla 41. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de grado de urbanización.....	283
Tabla 42. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de cobertura vegetal.....	283
Tabla 43. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de usos del suelo.....	285
Tabla 44. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de grado de urbanización.....	285
Tabla 45. Clases de NDVI <i>versus</i> categorías de cobertura vegetal.....	288
Tabla 46. Superficie cubierta, total y relativa, por la modelación de la cubierta vegetal y urbanización en la microcuenca.....	290
Tabla 47. Superficie cubierta, total y relativa, por la modelación de la cubierta vegetal y urbanización, en el área urbanizada al año 2010.....	291
Tabla 48. Proyección al año 2016 de las categorías de NDVI al interior del área urbanizada al año 2010.....	292
Tabla 49. Proyección al año 2016 de la cobertura de áreas con vegetación y con urbanización.....	293
Tabla 50. Superficie de los ecosistemas en el área urbana estimada para el año 2016.....	293
Tabla 51. Capacidad de producción de servicios ecosistémicos (Factor SSEE), superficie total con capacidad de producción de servicios ecosistémicos y capacidad relativa del área urbana de producción de servicios ecosistémicos.....	297
Tabla 52. Asociación entre NDVI y factores de capacidad de producción de servicios ecosistémicos.....	300
Tabla 53. Capacidad futura (año 2016) relativa y expresada en superficie del área urbana de producción de servicios ecosistémicos.....	301
Tabla 54. Valores de <i>inputs</i> físico-químicos considerados para evaluar el consumo de servicios ecosistémicos.....	303
Tabla 55. <i>Inputs</i> de volumen de agua caída a nivel de Santiago (Quinta Normal) y su adecuación para el área de estudio.....	304
Tabla 56. Valores de <i>inputs</i> físico-químicos de regulación hídrica en cada ecosistema.....	305
Tabla 57. Temperatura de emisión superficial de los ecosistemas equivalentes.....	307

Tabla 58. Valores de <i>inputs</i> físico-químicos de regulación del clima en cada ecosistema.....	309
Tabla 59. Superficie de cada categoría de cantidad de calor que se necesita regular ecosistémicamente.....	309
Tabla 60. <i>Inputs</i> de cantidad de emisiones totales (estacionarias y móviles) de contaminantes atmosféricos a nivel de Santiago (superficie urbana regional) y su adecuación para el área de estudio.....	310
Tabla 61. Contaminantes (emisiones totales) a regular en cada ecosistema de acuerdo a su superficie.....	311
Tabla 62. Contaminantes (emisiones totales) regulados en cada ecosistema de acuerdo a su superficie, año 2010.....	312
Tabla 63. Contaminantes (emisiones totales) a regular y regulados en el área urbana, año 2010.....	313
Tabla 64. Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación hídrica producidos y consumidos.....	315
Tabla 65. Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación del clima producidos y consumidos.....	316
Tabla 66. Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación del clima producidos y consumidos.....	316
Tabla 67. Superficie de mayores ecosistemas del área urbana en 1955, 2004, 2010 y 2016 (proyección).....	317
Tabla 68. Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados en los principales ecosistemas del área urbana del año 2010.....	317
Tabla 69. Valores de saldo en cada uno de los ecosistemas identificados en los transectos.....	326
Tabla 70. Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados en los principales ecosistemas del área no urbanizada de la microcuenca del año 2009.....	328
Tabla 71. Ecosistemas dominantes de la parte de la ciudad contigua en 5 km a la microcuenca y sus respectivos saldos entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados.....	331
Tabla 72. Referencias utilizadas para la estimación de la producción potencial de servicios ecosistémicos.....	357
Tabla 73. Proyectos inmobiliarios en venta en Noviembre de 2009.....	381
Tabla 74. Factores que explican la migración hacia la periferia.....	382

RESUMEN

Para hacer estudios en Ciencias Ambientales se requiere un nuevo tipo de Ciencia en que el conocimiento sea socialmente robusto y políticamente relevante. Una manera para lograrlo es haciendo diagnósticos científicos que sirvan de base para hacer, luego, mejores diagnósticos con la sociedad. Algunos atributos generales de este tipo de estudios son: se obtienen resultados rápidamente, usando datos disponibles; se integra información de diversas fuentes; se reconoce la incertidumbre de los datos, de su tratamiento y de las interpretaciones que se hagan sobre ellos, y se buscan grandes tendencias, más que resultados precisos.

Las ciudades pueden ser investigadas por cualquier disciplina científica. A partir de teorías y metodologías de la Ecología de Ecosistemas y de Paisajes es posible diseñar análisis jerárquicos espacio-temporalmente, para evaluar la relación entre la estructura y la función del paisaje urbano. El concepto de Servicios Ecosistémicos representa una asociación entre naturaleza y bienestar humano. Además, pueden ser medidos como flujos biofísicos (materia y energía) entre ecosistemas, esto es, la función del paisaje. Los Servicios Ecosistémicos cambian si la estructura del paisaje se modifica. La Ecología Urbana, en tanto, es una subdisciplina en desarrollo enfocada en entender el funcionamiento de los ecosistemas y paisajes urbanos, usando conocimientos de la ecología, pero también de otras disciplinas, como la geografía y la historia.

Distintas investigaciones en ecología urbana han mostrado que la urbanización tiene un efecto negativo dramático en el paisaje y reduce la producción de servicios ecosistémicos, provocando cambios en la evaporación, la humedad del aire, la velocidad del viento, la infiltración del agua, la escorrentía superficial, la absorción de gases, la extracción de material particulado y la temperatura superficial.

En Santiago de Chile, 140 años de expansión urbana han transformado ecosistemas naturales en ecosistemas urbanos. Muchos autores han evaluado los efectos de este proceso sobre los servicios ecosistémicos, siendo claras las consecuencias negativas en aspectos hídricos y meteorológicos pero no tan clara en aquellos relacionados con la calidad del aire, dado que los árboles urbanos contribuyen a su mejoramiento.

La Dehesa (1916 ha) es un nuevo barrio (1980's) de la comuna de Lo Barnechea. Está localizado en el nor-orienté de Santiago de Chile y en una microcuenca diferente a aquella en donde viven la mayor parte de los habitantes de Santiago. Algunas de sus características son: (1) está dominado por casas que tienen más de 200 m² de superficie construida, (2) sus casas son mayoritariamente aisladas y (3) tiene amplias áreas verdes, parques y bandejones vegetados. En términos de caracterización socioeconómica, La Dehesa tiene un 43% de hogares con la mayor categoría de ingresos (ABC1), siendo superados sólo por las vecinas comunas de Vitacura (59%) y Las Condes (49%).

Ecológicamente, el paisaje está actualmente urbanizado. Su estado inmediatamente anterior fue un espinal. Esta formación vegetacional es el resultado del abandono agrícola y una larga historia (200 años) de clareo, desmonte y carboneo, transformando la vegetación esclerófila nativa y la xerofítica nativa, que actualmente

se conserva exclusivamente en áreas restauradas o protegidas naturalmente por su geomorfología.

El análisis jerárquico espacio-temporal diseñado incluyó fotointerpretación de imágenes satelitales y fotografías aéreas, para describir los cambios estructurales del paisaje en los últimos años (1975-2010).

A través de la fotointerpretación de imágenes de muy alta resolución (obtenidas de Google Earth Pro) y las categorías de usos de suelo “HERCULES” (High Ecological Resolution Classification for Urban Landscapes and Environmental Systems); se calculó que la transformación desde espinal a urbano aumentó la cobertura vegetación en un 18% en seis años (2004-2010). Adicionalmente, las imágenes LANDSAT informaron sobre un 33% de aumento en el NDVI en 20 años (1989-2009) a nivel del área urbanizada. La superficie de las áreas urbanizadas aumentó en un 8% entre 2002 y 2009 a nivel de la microcuenca donde se ubica, mientras el grado de urbanización aumentó un 19% dentro del área urbanizada (2004-2010).

Se delimitó cada tipo de ecosistemas en el paisaje, usando como variables de homogeneidad: grado de urbanización y cobertura de vegetación a nivel del área urbana. En cada ecosistema se estimó la producción de servicios ecosistémicos a partir de referencias internacionales.

Todos estos cambios en la estructura del paisaje tuvieron un efecto positivo para la producción de servicios ecosistémicos de regulación hídrica, de regulación del clima y de mejoramiento de la calidad del aire. Si las tendencias de transformación del paisaje continúan como hasta ahora, la producción seguirá creciendo. Estos datos muestran un paradigma innovador: la urbanización puede incrementar la producción de servicios de la naturaleza, en el corto y mediano plazo, proporcionando beneficios ecológicos diarios a las personas que habitan en el paisaje.

Sin embargo, este fenómeno se expresa en una condición socioeconómica que es exclusiva, escasa y espacialmente segregada. Estructuralmente, la urbanización tiene una baja densidad y requiere de grandes cantidades de agua para el riego de las áreas verdes y recursos económicos para su mantención, entre otros costos.

Vista la relación positiva, y posible de lograr, entre ciudad y naturaleza, la siguiente pregunta es qué tanto es posible urbanizar y naturalizar al mismo tiempo. Cuáles son las consecuencias de un fuerte incremento de la cobertura vegetal en un paisaje semiárido es otro punto de interés, especialmente desde una perspectiva hídrica, en un contexto de futura escasez de agua. El desarrollo de estrategias de gestión ambiental para comunas y proyectos inmobiliarios representa una oportunidad y una innovación, debido a que ahora, tras esta investigación, podemos estimar la producción de servicios ecosistémicos y esquematizar sus direcciones de flujo. De esta manera, los efectos negativos pueden ser mitigados o compensados, y los efectos positivos, potenciados.

ABSTRACT

Environmental Sciences Studies require of a new kind of Science, where knowledge is robust and politically relevant. One way to achieve this purpose is making scientific diagnosis as basis to make diagnosis with Society. Some general attributes of this kind of studies are: to be able to obtain result fast using available data; to integrate information of different sources; to recognize uncertainties of data, its management and interpretations, and looking for significant trends more than precise results.

Cities could be researched by any scientific discipline. Following theories and methodologies from Landscape and Ecosystem Ecology is possible to design a hierarchical spatio-temporal analysis to assess relationship between urban landscape structure and function. Ecosystem Services concept represents an association between nature and human wellbeing. Also, they could be measured as biophysical (matter and energy) flows among ecosystems, i.e. landscape function. Ecosystem Services changes if landscape structure is modified. Urban Ecology is a developing subdiscipline focus in to understand the functioning of urban ecosystems and landscapes, using knowledge from ecology but also from other disciplines, like geography and history.

Urban ecology research has showed that urbanization has dramatic negative effects on landscape and reduces ecosystem services production, making changes in evaporation, air humidity, wind velocity, water infiltration, surface runoff, gases absorption, particulate matter extraction and surface temperature.

In Santiago de Chile, 140 years of urban development have transformed natural ecosystems in urban ecosystems. Many authors have assessed the effects of this process on ecosystem services, being clear the negative consequences in hydric and meteorological aspects, but not so clear in those related with air quality, because urban trees help to improve it.

La Dehesa (1916 ha) is a new neighbourhood (1980s) of Lo Barnechea district. It is located in the north-east of Santiago de Chile. It is in a watershed different of the one where the major part of Santiago inhabitants live. Some of its characteristics are: (1) to be dominated with houses that have more than 200m² of built surface, (2) its houses are detached and (3) to have vast green areas, parks and central median strip plenty of vegetation and grass. In terms of socioeconomic characterization, La Dehesa has a 43% of houses with the highest incomes (ABC1), being overcome only by Vitacura (59%) and Las Condes (49%) districts.

Ecologically, the landscape is nowadays urbanized. Before this, its immediately previous state was an espinal. This vegetal formation is the result of agricultural abandonment and a longer history (200 years) of clearing, cutting and charcoal production, transforming native sclerophyllous vegetation and native xerofitic vegetation, which currently is conserved only in geomorphological protected areas and restored areas.

We design a spatio-temporal hierarchical analysis that included photointerpretation of satellite and airborne imagery to described structural changes in the last years.

Using photointerpretation of very high resolution imagery (from Google Earth Pro) and HERCULES (High Ecological Resolution Classification for Urban Landscapes and Environmental Systems) land uses categories; we calculated that the transformation from espinal to urban increased vegetation cover was 18% in 6 years (2004-2010). Additionally, LANDSAT imagery analysis showed a 33% increase in NDVI index in 20 years (1989-2009) at urbanized area level. Surface of urbanized areas increased in 8% between 2002 and 2009 at watershed level (using Aster imagery), while urbanization degree increased a 19% inside the urbanized area (2004-2010).

We delimited each type of ecosystems in the landscape using as variables of homogeneity: urbanization degree and vegetation cover at urbanized area level. In each ecosystem we estimated production of ecosystem services based in international references.

All these landscape changes have had positive effects in the ecosystem services production of hydric regulation, climate regulation and air quality improvement. If landscape transformation trends continue as described previously, the production will continue to grow. These data show an innovative paradigm: urbanization can increase nature services in short and medium term, providing daily ecological benefits to people living in the landscape.

However, this phenomenon is expressed in a socioeconomic condition that is exclusive, scarce and spatially segregated. Structurally, urbanization has low density and requires large amount of water for irrigation of green areas and economic resources for maintenance, among other costs.

Shown the feasible positive feedback between city and nature, the next question is how much is feasible to urbanize and to naturalize at the same time. What are the consequences of a strong increase of vegetation cover in semiarid landscape is another point of interest, especially from a hydric perspective in a context of future water scarcity. Developing environmental management strategies for district and real-state projects represents an opportunity and an innovation, because now we can estimate ecosystem services production and schematize its flow directions. So, negative effects could be mitigated or offset, and positive effects could be promoted.

INTRODUCCIÓN

La ciudad es una aglomeración que resulta de una fuerte concentración de población humana y que incluye: al ambiente natural, esto es los elementos físicos de la naturaleza (agua, aire, suelo, clima, vegetación, organismos -flora y fauna-, etc.), al ambiente construido por el hombre formado por las estructuras del espacio que son resultantes de la dinámica social sobre el territorio urbano (residencias, industrias, oficinas, comercios, autopistas, vías férreas, alcantarillado, red de comunicaciones, etc.), y a la sociedad que habita en ese conglomerado (con sus características distintivas como: nivel de ingreso, acceso a la educación, acceso a los servicios de salud, impacto de la contaminación sobre la salud, etc.). Así, el ambiente urbano surge de diversos procesos de interacción entre tales instancias: la natural, la construida y la social.

La ciudad puede considerarse como un sistema y particularmente como un ecosistema, dado que tiene una estructura distintiva, existen relaciones entre sus elementos, tiene límites y está formada por componentes vivos y no vivos que interactúan. En ella se dan una serie de procesos ecológicos, ciclos biogeoquímicos, flujos de energía e intercambio de materiales (Di Pace & Caride, 2004).

Históricamente, las ciudades han sido observadas como lugares de separación de la naturaleza, sin embargo, ya desde la postura de la post-modernidad, las ciudades han vuelto a observarse como fenómenos dentro de la naturaleza (Young & Wolf, 2006), que importan rasgos de naturalidad y exportan rasgos de artificialidad o urbanidad hacia las zonas aledañas de mayor naturalidad.

La expansión de la ciudad se desarrolla generalmente a expensas de paisajes rurales y en especial hacia la periferia. En Santiago de Chile este fenómeno se da en todas las direcciones cardinales (Ducci, 1998), siendo hacia el piedemonte andino en el sector oriente de la ciudad (Ducci, 2002; Romero & Vásquez, 2005). Este crecimiento implica la transformación de un paisaje de características eminentemente naturales, aunque históricamente perturbados, que no están destinados a la agricultura y que colindan con paisajes de alto valor ecológico, hacia otro paisaje de

características urbanas, pudiendo generar consecuencias ambientales complejas, tanto al interior del área que experimenta los cambios como en su entorno.

Dado a que la mayor parte de la población humana y de los problemas ambientales se concentran en las ciudades, éstas se han transformado en foco de atención de varias disciplinas científicas, que la estudian como un todo, a través de sus partes y/o en sus límites, es decir, en el ecotono formado entre los sistemas propiamente antrópicos y aquellos que conservan un mayor grado de naturalidad.

Durante las últimas décadas se ha desarrollado un proceso de discusión entre quienes practican la ecología clásica, que ha llevado a considerar la ciudad como un ecosistema y como sujeto de estudio, desde al menos dos perspectivas: 1- como un tipo de ambiente, siguiendo la línea iniciada por la auto-ecología, esto es la ecología de un sujeto en particular, típicamente un organismo o un tipo de ambiente, o bien, 2- como un tipo de sistema con propiedades comparables a cualquier ecosistema o paisaje natural. De esta manera, la ecología ha empezado a contribuir en el estudio de las ciudades, desarrollándose, por ejemplo, estudios ecológicos urbanos en ciudades como Baltimore y Minnesota (USA) incluso en la década de los ochenta. Esto, porque las necesidades de la sociedad moderna han forzado una transformación de la ciencia para dar respuesta a sus demandas de conocimiento socialmente robusto, es decir, que sirva para enfrentar sus problemas (Gibbons, 1999). Así, la ciencia y en particular la ecología han debido abordar la problemática ambiental, surgiendo la ecología urbana en el contexto del estudio de las ciudades por parte de ecología, a través de su proceder científico.

La ecología urbana utiliza la teoría ecológica tanto para comprender la ciudad como para abordar los problemas urbanos y ambientales (Young & Wolf, 2006). Puede distinguirse entre la “ecología en la ciudad” que estudia básicamente a las especies y ecosistemas dentro de las ciudades, al modo clásico de hacer ecología salvo que en un ecosistema de características urbanas y, la “ecología de la ciudad”, que estudia desde una perspectiva ecológica a toda la ciudad o área metropolitana como unidad (u organismo), abordando especialmente su metabolismo en términos de flujo de materiales y energía (Pickett *et al.*, 2001). Esta investigación se centra en la ecología de la ciudad, dado que considera un área integral de la ciudad y su metabolismo a partir de procesos ecológicos.

La ecología urbana recurre al concepto de ecosistema, definido como un área que contiene organismos, un ambiente físico y la interacción e intercambio entre los organismos y el ambiente (Likens, 1992). Este concepto permite un abordaje sistémico, holista, adecuado para la problemática ambiental, caracterizada por ser altamente compleja (Funtowicz *et al.*, 1999).

La gran cantidad de procesos ecosistémicos pueden ser traducidos en funciones ecosistémicas, que corresponden a la capacidad de los procesos y componentes naturales de proporcionar bienes y servicios ecosistémicos que satisfacen directa o indirectamente necesidades humanas (De Groot, 2002). Este vínculo, entre beneficios para el hombre (bienestar humano) y funcionamiento de la naturaleza, es muy útil como objeto de análisis, dado que los servicios ecosistémicos pueden ser valorados desde diferentes perspectivas, a saber: ecológica, socio-cultural y/o económica.

Particularmente, esta investigación se centrará en su valoración ecológica, modelando la magnitud de los servicios producidos por el paisaje y entonces prestados a la sociedad, permitiendo evaluar cómo la transformación de un paisaje conlleva cambios en la magnitud de los servicios ecosistémicos producidos por el conjunto de ecosistemas transformados. Los servicios ecosistémicos pueden ser clasificados de varias maneras y esta investigación seguirá una tipología funcional, seguida por De Groot *et al.* (2002) y el programa *Millenium Ecosystem Assessment* (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio). Los servicios ecosistémicos de regulación serán especialmente revisados debido a que pueden ser ecológicamente valorados y pueden ser más fácilmente percibidos por la población local.

La ciudad puede también considerarse como un paisaje y su transformación puede ser, entonces, abordada desde el cuerpo teórico de la ecología del paisaje, por cuanto los cambios en el espacio son constitutivos del fenómeno. Se usará el concepto de paisaje presentado en Forman & Godron (1986), dado que vincula el paisaje con el nivel jerárquico inmediatamente inferior en ecología (ecosistemas), al definir paisaje como un área heterogénea delimitada compuesta de un *clúster* de ecosistemas interactuantes que se repiten de manera similar en el espacio. Éstos se componen de estructura y función, donde, la estructura se refiere a las relaciones espaciales entre los ecosistemas (o elementos) presentes, y la función, a las interacciones entre los elementos espaciales, principalmente flujos de materia, energía, información y especies (Forman & Godron, 1986). Debido a la naturaleza del tipo de servicios ecosistémicos a evaluar, se consideran especialmente los flujos de materia y energía entre ecosistemas, más que de especies. Estos flujos son también denominados como flujos laterales, por cuanto fluyen entre los elementos espaciales del paisaje, los ecosistemas.

Tanto la estructura (disposición de los ecosistemas), como las interacciones entre ellos a través de flujos laterales, son consideradas características claves para un análisis ecológico de sistemas urbanos (Pauleit & Duhme, 2000). El cambio de la estructura del paisaje debido a la acción del hombre es una materia recurrentemente tratada en la literatura como análisis cuantitativo de patrones espaciales (Gustafson, 1998), siendo la ciudad sólo un ejemplo de ello. En cambio, el cómo cambia la función ha sido vagamente explorado, evaluándose frecuentemente a través de grandes balances (p. ej. en Pauleit & Duhme, 2000; Romero & Vásquez, 2005). Esto aun considerando que la forma en que se expande la ciudad (dinámica estructural) tiene consecuencias sobre el equilibrio entre los servicios ecosistémicos y los creados como sustitutos por el hombre; cuando éstos últimos sobrepasan cierto umbral el equilibrio del sistema tiende al colapso (Alberti & Marzluff, 2004). Es por esta razón que es imprescindible conocer cómo responden los ecosistemas urbanos ante cambios en sus procesos, para así saber qué procesos necesitan ser conservados (Alberti & Marzluff, 2004). Este conocimiento necesario y escaso, y debe incorporarse en la planificación urbana y en la toma de decisiones, para avanzar hacia el desarrollo sustentable, con conciencia de los impactos ambientales que cada uso del suelo genera o puede llegar a generar (Pauleit & Duhme, 2000).

Cabe hacer notar que el tratamiento de los conceptos está basado en la ecología como disciplina científica, no obstante su desarrollo trascienden al alcance de la disciplina, nutriéndose del conocimiento generado, administrado y discutido en otras

disciplinas, en especial de la geografía, con la que existe una gran intersección de temas, aunque algunos conceptos podrían referirse de otro modo, significando lo mismo o prácticamente lo mismo (p. ej. ecosistema y geosistema). Asimismo, algunos conceptos pueden tener un origen semántico más de tipo anglosajón que europeo, donde otros conceptos pueden ser más populares. Por ejemplo a la evaluación de servicios ecosistémicos en la ciudad y los objetivos derivados de ello se le puede encontrar en la literatura europea vinculado a ideas como “desempeño ambiental”, “cierre de flujos urbanos”, “metabolismo urbano”, “naturalización de la ciudad”, “ecodiseño”, “balance ecológico”, “servicios ambientales”, “servicios sociales de la naturaleza” y “capital natural”, entre otros conceptos más recurrentemente usados.

En esta investigación hemos escogido estudiar el área urbana ocupada como zona residencial por la población de altos ingresos económicos de Chile, dado que esto supone una mayor capacidad de destinar un presupuesto mayor a la elección de sus viviendas, pudiendo incorporar otros criterios, de diseño urbano. Estos altos ingresos, destinación de presupuestos y sus indicadores de desarrollo humano se asemejan a aquellos de ciudades de países desarrollados, por lo tanto, los intereses de sus residentes podrían llegar a parecerse a aquellos de los ciudadanos de países desarrollados en términos de preocupaciones ambientales y de qué tipo de aspectos valoran como calidad de vida. Las áreas en las que habitan actualmente y/o en el futuro, pueden servir como modelos de experimentación de ciudades sustentables, basados en la gestión de servicios ecosistémicos, que impliquen mayores costos económicos, debido a que, el mayor precio de las viviendas hace menos significativo el costo adicional que podría representar alguna modificación estructural. Como área de estudio se ha seleccionado a la zona nor-oriental de Santiago de Chile (Figura 1) y, en particular, la microcuenca en que se localiza el mayor sector urbano de la comuna de Lo Barnechea o también conocido como el barrio de La Dehesa. Éste es un sector que, recientemente y con gran dinamismo se expande hacia las zonas rurales (en particular el piedemonte andino). El área resulta de interés por localizarse en medio del gradiente ambiental generado entre la ciudad (urbanización) y los ecosistemas naturales (rurales), es decir, a lo que se entiende como ecotono rural-urbano (Figura 1).



Figura 1. **La Dehesa, mayor sector urbano de la comuna de Lo Barnechea, zona nor-oriental de Santiago de Chile (área general de estudio).** Cabe destacar el desarrollo urbano en las zonas de menor pendiente en contraste con los cordones montañosos que lo rodean, sin embargo, se aprecia cómo las viviendas se instalan también en sectores de pendiente, ascendiendo por los cerros. Es destacable también la gran cantidad de vegetación presente dentro de los patios, en el arbolado de las calles y en otras instalaciones como campos de golf. Fuente: Elaboración propia a partir de imagen satelital disponible en Google Earth año 2003.

Esta investigación busca sentar las bases científicas para mejorar la comprensión de la ciudad, específicamente el sector de La Dehesa (Lo Barnechea), y su funcionamiento ecosistémico a nivel de paisaje, organizando el conocimiento actual básico y desarrollando modelos conceptuales sistemáticos que detecten necesidades de investigación de detalle que requerirán de la participación de la sociedad. Así, el objetivo final es alimentar al proceso de toma de decisiones con información de buena calidad, que resulte en el diseño de medidas para mitigar el efecto negativo sobre la prestación de servicios ecosistémicos, ya sean: 1- medidas de diseño de los paisajes urbanizables y/o de la construcción de paisajes semi-naturales, o bien, 2- medidas de carácter tecnológico, a fin de que se sigan prestando los servicios ecosistémicos.

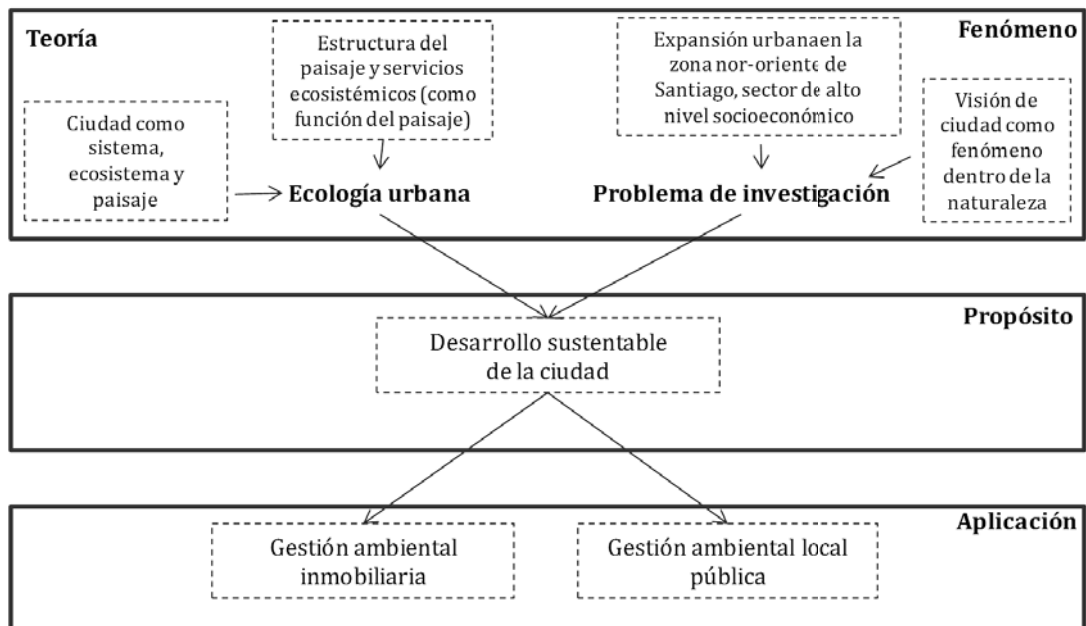


Figura 2. **Modelo general de conceptualización de la idea de investigación.** Cada uno de los componentes indica una idea de la conceptualización de la investigación. Fuente: Elaboración propia.

Considerando como propósito último avanzar hacia el desarrollo sustentable de la ciudad, se aborda como problema de investigación el fenómeno de la expansión de la ciudad en el sector nor-oriental de Santiago, el cual se caracteriza por concentrar familias de altos ingresos económicos. Junto con ello se incorpora el reconocimiento de la ciudad como un fenómeno dentro de la naturaleza, y no como un lugar ajeno, en defensa y/o contrario a ella. El cuerpo teórico (y los elementos metodológicos y conceptuales) se sustenta en la ecología urbana como disciplina científica (inserta en las ciencias ecológicas), que tiene como fortalezas o características, que permite reconocer la ciudad como un sistema propiamente tal, como un ecosistema en sentido amplio y como un paisaje ecológico. Asimismo, el estudio de la ciudad como paisaje, puede desarrollarse con solidez a partir de su estructura y sus servicios ecosistémicos. El desarrollo sustentable tiene muchas aristas, de las cuales esta investigación pretende aportar hacia la gestión ambiental inmobiliaria, en especial aquella representada por proyectos inmobiliarios de alto valor económico, y la gestión ambiental local pública, representada por el gobierno municipal, que interactúa en representación política de la comunidad local con los agentes inmobiliarios.

De esta manera, en forma resumida: nos hemos propuesto generar conocimientos de la ecología urbana de una zona de la ciudad de altos ingresos económicos, específicamente basados en el cambio en su estructura biofísica y su consecuente efecto en la función del paisaje, interpretada como los servicios ecosistémicos que dicha estructura produce y que la sociedad puede disfrutar. Tras el desarrollo de tres capítulos teóricos serán definidos detalladamente el objetivo general, los objetivos específicos y la hipótesis de la investigación.

CAPÍTULO I
APROXIMACIONES A LA CIENCIA

La ciencia normal, cimentada sobre las ideas de Kuhn y Popper, representa una manera de hacer ciencia, donde la objetividad es un valor incuestionable del proceder científico, debido a que los resultados tras una observación son perfectamente replicables si se repite el método. El establecimiento de este tipo de ciencia (normal) en una disciplina que estudie problemas ambientales urbanos no es adecuado, ya que estos problemas son complejos en naturaleza, estudio y resolución. Por esto, se requiere de un enfoque distinto que trabaje sobre hechos o datos “blandos” (subjetivos), dada la incertidumbre de los sistemas abordados y a que los valores (visiones) adquieren mayor relevancia. En general, este tipo de problemática requiere de decisiones urgentes y robustas, en lo posible, a la incertidumbre y la sorpresa, y deben ser tomadas en conciencia de que pueden resultar equivocadas ante desarrollos futuros (Bennet *et al.*, 2005), más aún si son acordadas en un contexto de carencia de información y sin recursos económicos ni tiempo para hacer réplicas o largos experimentos. Esto ha hecho necesaria una forma distinta de hacer ciencia que se ha denominado “ciencia post-normal”, la que coincide con otras propuestas como la “ciencia de modo II”, “ciencia de segundo orden”, “ciencia global”, o “corriente integrativa” (Funtowicz & Ravetz, 1993; Holling, 1998; Gibbons *et al.* 1994; Quétier *et al.*, 2008). Otra característica que gatilla la consideración de este nuevo tipo de ciencia es el reciente reconocimiento de la ciudad como un área con importantes impactos ambientales negativos, más que como lugares de separación de la naturaleza, lo que ha significado el surgimiento del estudio científico de los ecosistemas urbanos (Young & Wolf, 2006).

De acuerdo a Gibbons (1999), la ciencia forjó un contrato histórico e implícito con la sociedad, sobre la base de la confianza y expectativas mutuas. Producto de esto, por ejemplo, las universidades generan conocimiento para la sociedad y otras instituciones han llevado a cabo investigación y desarrollo en la industria, siendo así este contrato, un fiel representante de la compartimentalización de la ciencia. La idea de un nuevo contrato entre la ciencia y la sociedad nace al reconocer la complejidad creciente de la sociedad moderna y sus necesidades, haciendo poco claros los límites entre la ciencia que desarrollan las universidades o las industrias, y aquella

investigación básica o aplicada y desarrollo de productos. Una de las características de este nuevo contrato es que la sociedad puede ahora dirigirse a la ciencia para exigirle respuestas, transformándola (Gibbons, 1999). Esto tiene consecuencias en la forma de operar de la ciencia, forzándola a desarrollar un “conocimiento socialmente robusto” (Nowotny *et al.*, 2000), es decir, poniéndolo en contexto, de manera de adecuarlo a las necesidades de la sociedad y no solamente a las inquietudes de los científicos.

El reconocimiento de un nuevo contrato social de la ciencia es necesario por la nueva situación planetaria, ya que el mundo del siglo XXI es muy distinto al mundo en que la actual empresa científica se desarrolló en sus inicios. Existen llamados a fortalecer y democratizar la ciencia, enfatizando la necesidad de su nuevo rol en la sociedad, abierta al cambio. Se plantea, no obstante, que no es necesario transformar toda la ciencia, sino examinar en qué situaciones problemáticas la práctica de la ciencia debe ser modificada (Gallopín *et al.*, 2001).

La Figura 3 muestra, en forma esquemática, en qué se diferencian la ciencia normal (en la intersección de los ejes) y la ciencia post-normal (en el otro extremo). Sus ejes son consecuencia del aumento de la complejidad de los sistemas estudiados por la ciencia, donde algunos son simples y otros más complejos. Al respecto, dos características de los sistemas complejos son que tienen una incertidumbre irreducible de varios tipos, sea cual sea el cualquier análisis y, que ante un problema puede haber múltiples perspectivas subjetivas, igualmente legítimas (Funtowicz & Ravetz, 1993; Funtowicz *et al.*, 1999).

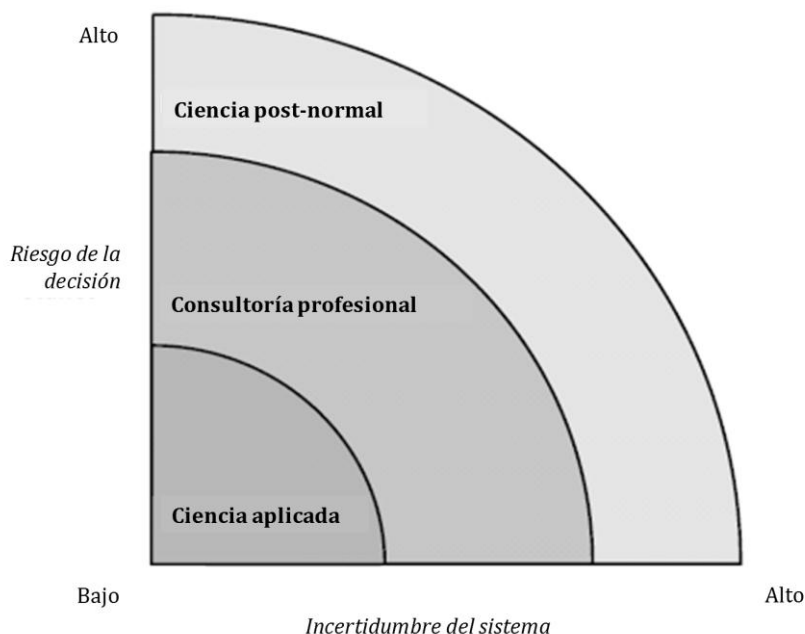


Figura 3. **Características centrales de la ciencia post-normal en relación a otras aproximaciones científicas.** Relación entre las distintas aproximaciones para hacer ciencia en relación a dos ejes: lo que está en juego (el riesgo de la toma de decisiones necesarias) y la incertidumbre del sistema (lo que no se puede controlar ni saber). Fuente: Funtowicz *et al.* (1999).

1.1 CIENCIA NORMAL

La normalidad en la ciencia, puede ser representada como la investigación que busca resolver un puzle, sobre la base de un paradigma incuestionado e incuestionable (en la teoría de Kuhn) y donde los expertos proporcionan el conocimiento adecuado para la toma de decisiones, habiendo una solución correcta única.

La ciencia normal, representa la forma clásica de hacer ciencia, donde los factores y condiciones se encuentran controlados, el objeto de estudio es único y donde los resultados deben tener un bajo grado de error. Por esta razón, tradicionalmente se separan los componentes desde su totalidad, para simplificar el estudio y facilitar la interpretación de los resultados científicos (Serey & Ricci, 2007). Esto es la práctica de la ciencia positivista o del reduccionismo, donde se estudia una parte del sistema para dar cuenta del todo. Se sigue la tradición de la ciencia experimental, de foco estrecho, eligiendo escalas pequeñas en espacio y cortas en tiempo (Gallopín *et al.*, 2001). Se vincula con una aproximación de tipo analítica.

Existe, dentro de la ciencia normal, una aproximación distinta, basada en el paradigma del holismo (donde se estudia el todo) y la teoría general de sistemas. Se utiliza especialmente cuando se intenta revelar las propiedades de un sistema complejo, tales como un ecosistema, estudiando el sistema como una totalidad (Serey & Ricci, 2007). La premisa de esta corriente es que el conocimiento de los sistemas es siempre incompleto, por lo que la sorpresa es inevitable (Gallopín *et al.*, 2001). Se vincula parcialmente con una aproximación integrativa y otros tipos de ciencia, entre ellas la post-normal.

La elección de una aproximación “normal” implica escoger un objeto de estudio del que se puedan controlar las condiciones que regulan, por ejemplo, su comportamiento, desempeño o tasas de cambio. Del mismo modo, los datos deben dar cuenta de un error estadístico muy bajo, para que expliquen relaciones fuertes, esto es, que ante condiciones distintas no es aceptable la incertidumbre ni la estocasticidad no controlada de los fenómenos. La gran mayoría de estos estudios tienen un gran valor científico pero un bajo grado de aplicabilidad a nivel de la toma de decisiones. Esto ocurre, por ejemplo en ecología, porque la escala espacial y temporal en que se hacen este tipo de estudios no sirve para la escala en la cual se deben tomar las decisiones, es decir, no constituye una “ciencia ecológica políticamente relevante” (Stevens *et al.*, 2007).

Un estudio ecológico que se desarrolle en la ciudad puede tener una aproximación de tipo normal, o con características de ciencia aplicada. En efecto, muchos estudios lo son y han permitido mejorar la calidad de vida en muchas ciudades. Algunos de ellos han sido reduccionistas y han permitido, por ejemplo, brindar un suministro continuo de energía, agua potable y calefacción, han planteado soluciones ambientales tanto específicas como generales para el tratamiento de aguas servidas, la disminución de emisión de contaminantes a través de filtros o mejoras en los combustibles, o la disposición segura de residuos sólidos. Tanto más ha sido posible desde una perspectiva holista, aunque aún positivista, en relación a la comprensión de cómo funciona la tropósfera urbana o como fluye el agua por la ciudad.

1.2 CIENCIA POST-NORMAL

La ciencia post-normal es una epistemología nueva. Se ubica en el extremo superior de la Figura 3, siendo característica su utilización cuando la incertidumbre del sistema es alta y cuando las urgentes decisiones que se deben tomar implican un riesgo alto. Esto se condice con un reconocimiento de la complejidad de cierto tipo de sistemas o problemas, en especial de aquellos ambientales (Funtowicz *et al.*, 1999). Los sistemas socio-ecológicos complejos (p. ej. ambientales) comparten como propiedades fundamentales la no-linealidad, la pluralidad de perspectivas, la emergencia de propiedades, su auto-organización, la multiplicidad de escalas y una incertidumbre irreducible, requiriendo cambios en los métodos científicos, los criterios de verdad y calidad y, las estructuras conceptuales (Gallopín *et al.*, 2001).

Moreno *et al.* (2001) sitúan a la ciencia post-normal dentro de la postura epistemológica del Constructivismo, por cuanto su ontología es relativista (la realidad es una construcción mental de cada actor), su epistemología subjetivista (investigador y objeto forman una unidad), y su metodología hermenéutica y dialéctica (contrastación y definición de construcciones con la ayuda de una construcción consensuada).

La ciencia post-normal se separa de la ciencia normal por no ser positivista. Se inserta entremedio de los dos extremos influenciados por el racionalismo del positivismo y en el relativismo extremo del anarquismo epistemológico de Feyerabend (De la Barrera, 2007).

Funtowicz y Ravetz (1993) definen la ciencia post-normal como la ciencia que requiere la inversión de aproximaciones basadas en la dicotomía entre “hechos duros” (datos duros) y “valores blandos”, considerando, al contrario, que los valores son importantes (“duros”) y los hechos son reconocidos como “blandos” (es decir, los datos tienen una alta dosis de incertidumbre). Indican que la ciencia post-normal va más allá de los supuestos de que la ciencia es certera y libre de valores, haciendo de la incerteza de los sistemas y de las consecuencias de las decisiones sus elementos esenciales de análisis (Ravetz, 1999).

Bajo el prisma de la ciencia post-normal, las incertidumbres que afectan a los datos manejados pueden ser de tres tipos: 1- ausencia de datos, 2- ignorancia de parte de quienes observamos, y 3- indeterminación (Marín, 2007). En la ciencia post-normal “la verdad” (propia de la ciencia normal) es reemplazada por “la calidad” como premisa (Funtowicz *et al.*, 2008). Bajo esta aproximación la calidad es asegurada a través de la extensión de la comunidad de pares que participa en los procesos de toma de decisiones. Estos pares son quienes se sienten afectados por un determinado problema ambiental o están interesados en su resolución, y no necesariamente cuentan con algún tipo de acreditación institucional. La apertura del diálogo a todos los interesados es parte valiosa del proceso, y le otorga una mayor calidad al resultado final. De este modo, el aseguramiento de la calidad se enfoca en el proceso a través del cual se llegan a los resultados, más que en el resultado como producto. Esto permite manejar la irreducible incertidumbre y la complejidad ética propias de este tipo de ciencia (Funtowicz & Ravetz, 1994; Funtowicz & De Marchi, 1999). De esta manera, las políticas buenas dejan de ser aquellas sustentadas en los hechos verdaderos

(débiles en problemas de este tipo de aproximación) descubiertos por expertos individuales, recayendo la tarea en una comunidad extendida de pares, que evalúa y gestiona la calidad de los *inputs* científicos (descubrimientos, diagnósticos, etc.), en procesos complejos de toma de decisiones donde los objetivos son negociados (discutidos) desde perspectivas y valores en conflicto. Esto no desecha la existencia de una ciencia tradicional, requiriendo que sus productos sean incorporados en un proceso social integrador, convirtiéndose en un *input* útil para nuevas formas de decisión política y de gobernabilidad (Funtowicz & De Marchi, 1999).

La ciencia post-normal reconoce la necesidad mejorar esta participación de la sociedad en los procesos que vinculan ciencia y política, representándose como la comunidad extendida de pares (Funtowicz *et al.*, 1999). Éstos realizarán acuerdos político-sociales ante diferentes decisiones (p. ej. cambios de uso de suelo) conscientes de las limitaciones de información y de la urgencia de decidir (Ravetz, 1999).

Dentro de la comunidad científica (ciencia tradicional o normal) los resultados de las investigaciones son evaluados a través de procesos de revisión de sus pares. Sin embargo, para que el conocimiento sea relevante para la toma de decisiones debe ser comunicado y discutido dentro de un círculo amplio de *stakeholders*. A través de este proceso, los *stakeholders* se involucran en cualificar el conocimiento ecológico para la toma informada de decisiones, a la luz de sus propias percepciones y experiencia (Quétier *et al.*, 2008). Es decir, como muestra la Figura 4, como necesidad de hacer una ciencia más relevante para la sociedad (que nutra a la toma de decisiones), y en un contexto de mayor incertidumbre por el tipo de problemas que enfrenta. A medida que aumentan estas condiciones se hace cada vez más necesario el ampliar el círculo de pares en el proceso de investigación, dando origen a la ciencia post-normal, también conocida como ciencia global o de segundo orden.

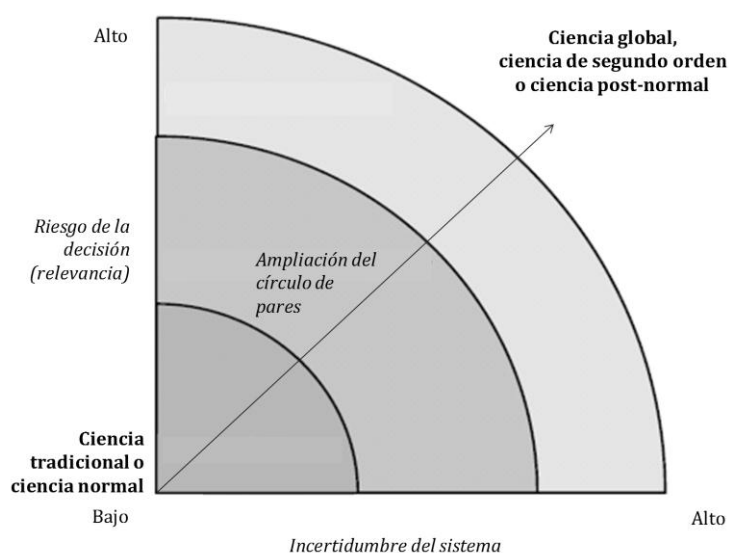


Figura 4. Ampliación del círculo de pares en la revisión (y diseño) de las investigaciones en las distintas aproximaciones de hacer ciencia, para mejorar la efectividad de la comunicación científica. Fuente: Modificado a partir de Funtowicz *et al.* (1999) y Quétier *et al.* (2008).

La ciencia debe alimentar los sistemas de toma de decisiones con información de alta calidad, diseñada para informar a los no-especialistas en forma rápida y efectiva. Esto requiere desarrollar un modelo explícito del proceso de toma de decisiones en sí mismo, que sólo se puede lograr a través de una aproximación multidisciplinaria y con diálogo entre científicos y tomadores de decisiones. Para ello, se debe buscar un justo balance entre la investigación *supply-driven* (basada en provisión) y la investigación *demand-driven* (basada en demanda), presentando adecuada y oportunamente los resultados e incorporando en el diseño de las investigaciones a los *stakeholders* (Quétier *et al.*, 2008).

La propuesta de la ciencia post-normal, se basa en reconocer que estas distintas maneras de aproximarse a los fenómenos tienen consecuencias en el diseño de los estudios, los objetos analizados, los métodos usados, el tipo de resultados que se obtienen y el cómo se interpretan. Todo esto tiene implicancias sobre el qué se puede hacer con estos resultados, en especial el cómo pueden contribuir a la toma de decisiones.

La ciencia post-normal tiene su esencia en el compromiso con el proceso de toma de decisiones políticas y en su contribución al diseño de políticas abordando problemas que Rittel & Webber (1973) describen como “*wicked*” (en inglés). El término *wicked* tiene difícil traducción al español y en este texto ha sido resuelto como “perverso”, aunque no refleja su total sentido. De acuerdo a los autores, usan el término *wicked* en el sentido de maligno (en contraste a benigno), o vicioso (como un círculo) o travieso *-tricky-* (como un duende) o agresivo (como un león). Así, la naturaleza de los problemas que intenta resolver la ciencia post-normal es inherentemente distinta a aquella que enfrentan los científicos (hagan ciencia normal o aplicada), los ingenieros u otros profesionales, ya que nunca se solucionan del todo. Esto, dado que este tipo de problemas tienen como características que: 1- son síntomas de problemas más profundos (es otro el problema de fondo), 2- las oportunidades son únicas (no hay tiempo para pruebas ni aprendizajes) y las decisiones o acciones emprendidas no pueden ser revertidas, 3- no se vislumbran con claridad las alternativas de soluciones, 4- existen “certezas contradictorias”, sostenidas por diferentes actores, 5- existen intereses creados en torno al problema y, 6- no es buscada la solución óptima para el problema, sino una que simplemente funcione y haga el menor daño posible a los intereses creados permitiendo la persistencia de los problemas (no se solucionan). Algunos ejemplos de este tipo de problemas son: el cambio climático, la gestión del agua, la producción de energía, la pérdida de biodiversidad, la agricultura de organismos genéticamente modificados, la planificación urbana y los desechos nucleares (Rayner, 2006; Frame & Brown, 2008).

De modo complementario con la distinción conceptual entre una ciencia normal y una ciencia de carácter post-normal, Holling (1998) indica que existen “dos culturas en ecología”: 1- la aproximación analítica que se basa en mejorar el conocimiento a través de la experimentación y 2- la aproximación integrativa cuyo eje es integrar el conocimiento existente de otras disciplinas (p. ej. la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio). La corriente analítica ha mostrado grandes avances a través de la biología molecular y la ingeniería genética, siendo esencialmente experimental, reduccionista y de carácter mono-disciplinario. La corriente integrativa, en tanto, es representada por una aproximación sistémica, incluyendo el análisis de poblaciones, ecosistemas,

estructuras y dinámicas del paisaje y las interacciones bióticas y humanas con dinámicas planetarias. Reconoce la incertidumbre y la sorpresa, es esencialmente interdisciplinaria y combina aproximaciones experimentales, comparativas e históricas a la escala apropiada del fenómeno. Se ocupa fundamentalmente de los modos de integración de investigación y usa múltiples fuentes de evidencia (Holling, 1998).

Otra conceptualización que se enmarca en esta línea es la “ciencia modo II”, la cual, representa un modo nuevo de producir conocimientos científicos, afectando el qué y el cómo se produce; es trans-disciplinario, más que mono- o multi-disciplinario; es heterárquica y transiente (no jerárquica y tendiente a preservar su forma); tiene un control de calidad que no juzga el avance que representa el conocimiento producido al interior de la disciplina (excelencia), sino que considera otros criterios más amplios en cuanto a su aplicabilidad en la sociedad (eficiencia o utilidad); es llevada a cabo por universidades, institutos no universitarios, centros de investigación, agencias de gobierno, laboratorios industriales, *think-tanks* y consultoras, en interacción, lo cual requiere de redes funcionales de comunicación (electrónicas, organizacionales, sociales, informales), conformándose equipos menos institucionalizados y temporales, siendo heterogéneo el modo en que se interponen habilidades y experiencias para enfrentar un problema específico (Gibbons *et al.*, 1994). Pese a ser diferentes los modos de ciencia I y II interactúan entre sí, por ejemplo a través de especialistas formados en ciencias disciplinarias que ingresan a la producción modo II. Asimismo, la ciencia modo II se caracteriza por la fuerte interacción entre los modos industriales, tecnológicos y científicos de producción de conocimiento (Gibbons *et al.*, 1994).

Esta aproximación no solo es útil, sino que también es necesaria para primero comprender la problemática ambiental urbana vinculada estrechamente con el comportamiento de la población humana, y para luego proponer soluciones que involucren decisiones valóricas (relacionadas con actitudes, formas de vida, valoraciones, etc.), las cuales son finalmente políticas y requieren de la aprobación de los mismos sujetos.

1.3 TEORÍA GENERAL DE SISTEMAS

Dada la naturaleza descrita de los problemas ambientales urbanos y del funcionamiento de las ciudades como sistemas, es necesario realizar una revisión de la teoría general de sistemas propuesta por L. Von Bertalanffy (1976), quien la define como la exploración científica de “todos” y “totalidades”. Un sistema es un modelo de naturaleza general, esto es, un análogo conceptual de algunos rasgos muy universales de entidades observadas. Puede ser definido como un conjunto de elementos interrelacionados entre sí y con el medio circundante. El concepto de sistema constituye un nuevo paradigma, contrastando las “leyes ciegas de la naturaleza” de la visión mecanicista del mundo con una visión organísmica del “mundo como una gran organización”. También puede definirse al sistema como una determinada concentración de materia y energía que posee un límite reconocible o arbitrario, caracterizada por el flujo de materia o de energía hacia dentro o hacia fuera a través de los límites, así como en el interior del sistema mismo.

Para la aplicación de la teoría, se distinguen sistemas reales (p. ej. la galaxia, un bosque, un organismo, una célula o un átomo) y sistemas conceptuales (la lógica, las

matemáticas, la música) que son construcciones simbólicas con sistemas abstraídos como subclase de estas últimas (Von Bertalanffy, 1976).

El principio básico de la ciencia clásica o el proceder analítico es que una unidad investigada es resuelta en partes unidas, por tanto puede ser constituida o reconstituida, a nivel material y conceptual, derivando en la búsqueda de unidades básicas. Presupone la ausencia de interacciones entre las partes, ya que solo así pueden ser separadas para lograr entenderlas y luego volver a agruparlas. Además, las relaciones que describen el comportamiento de las partes son lineales, a fin de ser aditivas (Von Bertalanffy, 1976).

De acuerdo a Von Bertalanffy (1976), en el proceder sistémico el uso de la idea de jerarquía u orden jerárquico es necesaria por la consideración del enorme número de combinaciones posibles entre todos los elementos de un sistema, que surge tanto en estructuras (orden de partes) como en funciones (orden de procesos). Por otra parte, puede implicar un cambio desde matemáticas clásicas (i.e. algebraica, cálculo infinitesimal, ecuaciones lineales) hacia una matemática más compleja (i.e. diferenciales ordinarias o parciales, ecuaciones no lineales), aunque otros enfoques matemáticos son afines, como la teoría de la información, la cibernética, las teorías de los juegos, la decisión y las redes, entre otros. Las ventajas de los modelos matemáticos –no ambigüedad, posibilidad de deducción estricta, verificabilidad por datos observados- son bien conocidas, sin embargo esto no quiere decir que los modelos formulados en lenguaje ordinario hayan de ser desdeñados o rechazados. Ejemplo de las alternativas son los modelos verbales, en que la idea de sistema conserva su valor incluso donde no puede ser formulada matemáticamente, o no deja de ser una “idea guía” en vez de ser construcción matemática. Asimismo, la práctica del análisis aplicado de sistemas muestra que habrá que aplicar diversos modelos, de acuerdo con la naturaleza del caso y con criterios operacionales. En fenómenos complejos, la “explicación en principio” mediante modelos cualitativos es preferible a la carencia total de explicación.

La ciencia está escindida en innumerables disciplinas que sin cesar generan subdisciplinas nuevas, cada una encapsulada en sus universos privados, siendo difícil el traspaso de conceptos de uno de estos compartimentos a otro. Sin embargo, al repasar la evolución de la ciencia moderna podemos encontrar problemas y concepciones similares en campos muy distintos. Esto sucede como consecuencia de la existencia de propiedades generales de los sistemas, apareciendo similitudes estructurales o isomorfismos en diferentes campos (p. ej. entre sistemas biológicos y comunidades animales y las sociedades humanas), surgiendo conceptos, modelos y leyes fundados en hechos del todo distintos. La teoría general de sistemas pretende evitar esa inútil repetición de esfuerzos (Von Bertalanffy, 1976).

La teoría de sistemas puede ser especialmente útil para abordar situaciones en que la complejidad muestra una organización creciente. Cuando el grado de organización de la complejidad es baja (complejidad no organizada) funcionan bien leyes no necesariamente de carácter sistémico, como las leyes del azar y la probabilidad (estadística), así como la segunda ley de la termodinámica que dice que los acontecimientos físicos tienden hacia estados de máxima probabilidad, hacia el desorden (máxima dispersión). La teoría general de sistemas permite el abordaje de la

complejidad organizada, a través de conceptos como organización, totalidad, directividad, teleología y diferenciación, pudiéndose en algunos casos realizar análisis cuantitativos. En parte, esto se debe a que en general los sistemas estudiados son abiertos, es decir, mantienen una continua incorporación de materia y energía, constituyendo y demoliendo componentes, sin alcanzar necesariamente un estado de equilibrio químico y termodinámico, sino manteniéndose en un estado llamado uniforme (*steady*) que difiere de aquél. A diferencia de los sistemas cerrados, pueden alcanzar un mismo estado final independientemente de cómo se hayan sido las condiciones iniciales y a través de diferentes caminos; esto es la equifinalidad. Los sistemas abiertos importan, producen y exportan entropía (destrucción de orden), esto último en el caso de los organismos vivos a través de moléculas ricas en energía libre, manteniéndose en estado uniforme, evitando el aumento de entropía y desarrollando estados de orden y organización crecientes. La conservación de este estado característico (o búsqueda como meta) es lograda a través de otra propiedad de los sistemas: la retroalimentación. De esta manera, las nociones de teleología y directividad que inicialmente parecían estar fuera del alcance de la ciencia toman sentido en la teoría general de sistemas. En tanto, las nociones de totalidad, crecimiento, diferenciación, orden jerárquico, dominancia, control, competencia, entre otras, son características de la organización como concepto. Éste presenta dificultades para una interpretación cuantitativa, usándose la argumentación cualitativa, siendo de gran utilidad en la teoría de la evolución y la ecología (Von Bertalanffy, 1976).

El sentido de la expresión “el todo es más que la suma de sus partes” reside en que las características constitutivas no son explicables a partir de las características de partes aisladas. Así, las características del complejo, comparadas con las de los elementos, aparecen como “nuevas” o emergentes”. Sin embargo, si conocemos el total de partes contenidas en un sistema y la relación entre ellas, el comportamiento del sistema es derivable a partir del comportamiento de las partes (Von Bertalanffy, 1976; Rubio, 1995). Finalmente, y de modo general, cuanto más complejo es un sistema, más depende su comportamiento general de las interacciones entre diferentes elementos y más difícil resulta comprenderlo o modelarlo en el marco de referencia de las disciplinas tradicionales (González, 2002).

La teoría dinámica de los sistemas se ocupa de los cambios en los sistemas con el tiempo. Distingue dos modos principales de descripción: la descripción interna y la descripción externa. La descripción interna define un sistema merced a un conjunto de n medidas, llamadas variables de estado. Se expresa a través de un conjunto de ecuaciones diferenciales simultáneas de primer orden, denominadas ecuaciones dinámicas o de movimiento del sistema. El cambio del sistema es expresado por las trayectorias descritas por las variables de estado en el espacio de estados (espacio de n dimensiones de las posibles localizaciones). En la descripción externa el sistema es considerado como una “caja negra” y, sus relaciones con el medio y con otros sistemas se representan en diagramas de bloques y de flujo. La descripción de sistemas se realiza en términos de entradas y salidas. Su forma general son funciones de transferencia que vinculan entradas y salidas. La descripción interna es esencialmente “estructural”: procura describir el comportamiento del sistema en términos de variables de estado y de su interdependencia. La descripción externa es

“funcional”, ya que describe el comportamiento del sistema por su interacción con el medio (Von Bertalanffy, 1976).

La consideración de la teoría general de sistemas, en un intento por comprender algún aspecto del funcionamiento de la ciudad, es de suma relevancia, ya que su estudio requiere de abordar la problemática en forma sistémica, considerando la riqueza y diversidad de estructuras e interacciones que conforman el sistema ambiental urbano, el cual incluye de modo gravitante a la sociedad.

1.4 PROBLEMAS AMBIENTALES URBANOS Y CIENCIA CON LA SOCIEDAD

Dado que los problemas ambientales urbanos se caracterizan por su alta complejidad (múltiples actores, criterios, y escenarios), incertidumbre irreducible (falta de conocimiento científico básico), irreversibilidad de los efectos, equidad intergeneracional (consideración de generaciones futuras) y subjetivismo asociado a lo trascendental, comprensión y descripción (Moreno *et al.*, 2001), representan problemas “perversos” (*wicked problems*), siendo necesario abordarlos desde una nueva forma de hacer ciencia que esté al servicio de la sociedad, atenta a sus demandas y abierta a discutir sus métodos e interpretaciones. Por estar concentrada una gran cantidad de población en la ciudad, los problemas ambientales de ella representan necesidades altamente tangibles y contingentes, siendo necesario tanto sugerir respuestas claras, como realizar macro-visiones (holísticas, sistémicas) y evaluaciones muy aceleradas que brinden orientaciones teórico-metodológicas, conceptualizadas y programadas (modelos) (Rubio, 1995).

Esta investigación debe tender a aumentar el conocimiento sistémico sobre cómo funciona el ecosistema urbano en términos de la expresión de algunas de sus funciones ecosistémicas, de modo de sentar las bases para un posterior diseño experimental que cuantifique procesos. Este segundo paso debe realizarse, necesariamente, en un círculo ampliado de pares (Quétier *et al.*, 2008), por lo que una investigación de este tipo sienta bases, brinda orientaciones conceptuales y modelos sobre el cual hacer ciencia “con la sociedad”, de carácter “post-normal” o “modo II” (Funtowicz & Ravetz, 1993; Gibbons *et al.*, 1994; Quétier *et al.*, 2008). Así, se puede producir conocimiento socialmente robusto (validado e impulsado por la sociedad) y políticamente relevante, que desencadene medidas de gestión, programas y políticas públicas que intervengan conductas sociales, teniendo en cuenta los valores acordados y tranzados por la sociedad que fue parte de dicho proceso, asimilando y reconociendo la incertidumbre del sistema en cuestión, explicado tanto por la naturaleza misma del sistema (complejidad), como por la falta de mejores datos y la dificultad de interpretarlos (Figura 5; Gibbons, 1999; Stevens *et al.*, 2007).

Incorporar a la sociedad a nivel ambiental-urbano, implica considerar las instituciones que tienen injerencia en la producción de conocimientos, tales como servicios públicos (agencias de gobierno a nivel regional y local), instituciones privadas (o público-privadas) académicas y no-académicas (p. ej. fundaciones, institutos de investigación, consultoras), organizaciones civiles (p. ej. asociaciones gremiales, juntas de vecinos u organizaciones no-gubernamentales), personas naturales interesadas, etc.

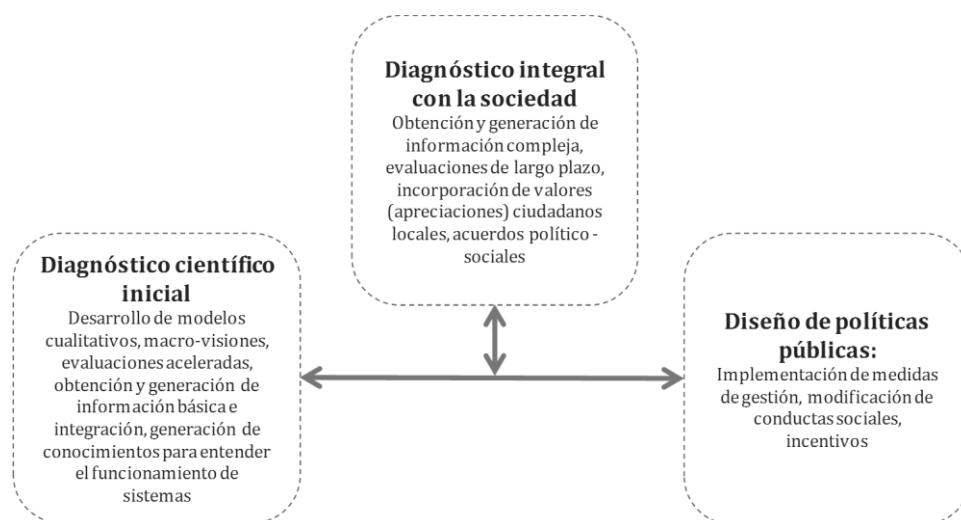


Figura 5. **Proceso de generación de conocimiento socialmente relevante para el diseño de políticas públicas.** Se considera como necesaria la incorporación de la sociedad en la diagnosis de la situación presente, pasada y futura (prognosis) del sistema ambiental urbano en cuestión y del cual son parte. Fuente: Elaboración propia.

Hasta la actualidad, y pese a la importancia para la sociedad de los problemas ambientales, no ha existido una respuesta ordenada desde la ciencia para dotar de información básica a los tomadores de decisiones. Esto conlleva, a su vez, que los intentos por hacer evaluaciones integrales desde una perspectiva ambiental (incluyendo a la sociedad en la producción de conocimientos) sean altamente costosos, por carecerse de información básica, ya que, generalmente, la información disponible se presenta a escalas poco adecuadas para los problemas locales. Por esto, el uso de la información existente debe realizarse con precauciones para evitar errores en la interpretación de resultados. De esta manera, es esencial dar cuenta del principio de calidad asociado a hacer explícitas cada una de las decisiones inherentes al proceso metodológico del estudio, reconociendo la subjetividad como constitutiva del problema y no forzando la investigación a seguir la lógica de la ciencia de buscar relaciones fuertes y singulares. Asimismo, es esencial destinar esfuerzos para incluir a la sociedad, manifestada en múltiples instancias técnicas y civiles.

Más allá del nombre específico que se asigne a la nueva forma de hacer ciencia, requerida para entender sistemas ambientales abiertos y complejos, en un escenario urbano donde el rol de la sociedad es tan importante, debe considerarse qué aspectos necesitan ser incorporados en una investigación que aborde esta realidad. Para ello, en este capítulo se han presentado las ideas de la ciencia post-normal (en relación a la ciencia normal), la aproximación integrativa (*versus* una aproximación de tipo analítica) y la ciencia modo II (*versus* una ciencia clásica, o de modo I). La Tabla 1 sistematiza estas ideas con el objetivo de presentar las diferencias entre estos dos grandes tipos de aproximaciones, haciendo manifiesto que existe un riquísimo gradiente en medio de ellas, siendo posible plantear por ejemplo una “ciencia normal positivista holista”, o investigaciones que incorporan características de ambos grandes tipos de aproximaciones.

Como ejemplo del gradiente entre la ciencia normal y la ciencia post-normal, Funtowicz *et al.* (1999) señalan que la ciencia aplicada y la consultoría se ubican entre

ambos grandes modos, siendo la ciencia aplicada un modo de hacer ciencia normal orientada a responder a una necesidad concreta, representándose en el desarrollo de un producto tecnológico o la explicación de un fenómeno, siempre en el contexto de la forma de proceder de la ciencia normal, aportando a la toma de decisiones y/o a la gestión. Estos mismos autores señalan, a modo de metáfora, que los “cientistas aplicados” representan las armas que fuerzan las fronteras del conocimiento y la técnica, mientras que los profesionales, consultores o científicos post-normales desempeñan un rol aristocrático, tanto como innovadores o como vigías. En tanto, la consultoría profesional más clásica tendría por característica principal la necesidad, por parte de un cliente, de información básica o su interpretación para la toma de decisiones y/o la gestión. Su *praxis* se fundamenta por la confianza del cliente (o la sociedad) en la experiencia y experticia de los profesionales, quienes generalmente recopilan, generan información y entregan una opinión del estado de algo o de su futuro, la cual puede estar fundamentada en datos éticos, sin embargo, siempre contienen una gran dosis de incertidumbre y dependen de los valores de los profesionales, siendo los tomadores de decisión los responsables de considerar o ignorar la “opinión experta” (Funtowicz & Ravetz, 1993).

Como se presentará en el capítulo siguiente, esta investigación, se plantea desde la ecología urbana como disciplina científica, en la cual, por ser un área de investigación nueva, coexisten distintas visiones de las teorías, problemas y prácticas que definen el campo, es decir, la “ciencia normal” de Kuhn no estaría establecida aún (Young & Wolf, 2006). No existe un paradigma bajo el cual operen los científicos que se dedican a la ecología urbana. Además, en un estado inicial de desarrollo del campo disciplinario se manifiestan otros conflictos (recursos, estatus, demandas para legitimar el conocimiento, falta de estudiantes y profesionales entrenados, etc.) y su desarrollo representa un desafío, ya que la necesidad de un nuevo conocimiento no se traduce automáticamente en producción científica relevante (Young & Wolf, 2006).

No obstante lo anterior, el estudio de las ciudades desde la perspectiva sistémica que puede impulsar y desarrollar la ecología urbana, debiera acercarse más a la ciencia post-normal, por la naturaleza de los problemas y sistemas que enfrenta. El asumir esta aproximación no debe interpretarse como un ataque a los expertos acreditados o especialistas propios de la ciencia normal, sino como una ayuda, ya que el desarrollo de investigaciones bajo una aproximación “normal” tiene cabida cualquier estudio científico del medio ambiente, pero necesita ser complementado para dar cuenta de la naturaleza post-normal de los problemas que ahora se deben enfrentar (Funtowicz *et al.*, 1999).

Tabla 1. **Comparación de las dos culturas de la ecología.** Elaboración propia a partir de Funtowicz & Ravetz (1993), Holling (1998), Funtowicz & De Marchi (1999), Funtowicz *et al.* (1999), Ravetz (1999), Gallopín *et al.* (2001), Moreno *et al.* (2001), y Quétier *et al.* (2008).

Atributo	Aproximación analítica, ciencia normal, ciencia básica, reduccionismo, racionalidad sustantiva	Aproximación integrativa, ciencia post-normal, ciencia modo II
Filosofía	Parsimonia Realista Dualista/objetivista Racionalismo Ciencia certera y libre de valores (hechos o datos duros / valores blandos)	Simplicidad como requisito Relativista Subjetivista Constructivismo Incorporación de valores y escasez de datos (hechos o datos blandos / valores duros)
Objetivo	Investigación mayormente <i>supply-driven</i>	Investigación mayormente <i>demand-driven</i>
Metodología	Estrecha y dirigida Manipulación experimental y refutativa Causalidades individuales y separable Desarrollada por especialistas Estadística estándar	Amplia y exploratoria Múltiples líneas de evidencia convergente, pluralidad de perspectivas Hermenéutica y dialéctica Causalidades múltiples y solo parcialmente separables Desarrollada por especialistas en conjunto con la sociedad Estadística no-estándar
Hipótesis	Hipótesis única y rechazo de hipótesis nula o falsación de hipótesis	Múltiples, hipótesis competitivas (rivales) Separación entre hipótesis antagónicas (rivales)
Organización percibida	Interacciones bióticas Ambiente fijo Escala única Sistemas simples, cerrados Comportamiento lineal, alta predictibilidad	Interacciones biofísicas Auto-organización del ambiente y del sistema completo Escala múltiple con interacciones cruzadas entre escalas Reconocimiento de la complejidad, sistemas abiertos No linealidad Emergencia de propiedades
Evaluación de la calidad	Del producto o resultado Evaluación de pares para llegar a acuerdo unánime último Robusto científicamente	Del proceso Evaluación de pares (comunidad extendida) para llegar a acuerdo parcial Robusto científica y socialmente (en contexto)
Incertidumbre	Se elimina	Se incorpora, es irreducible

1.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Bennet, E., Peterson, G. & Levitt, E. (2005). Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* (8), 125-132.

De la Barrera, F. (2007). Planificación ambiental estratégica para la localización de industrias en la Región Metropolitana de Santiago. Seminario de título, carrera de Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Frame, B. & Brown, J. (2008). Developing post-normal technologies for sustainability. *Ecological Economics* (65), 225 - 241

Funtowicz, S. & De Marchi, B. (1999). Aprender a aprender la complejidad ambiental. Seminario "Aprender a aprender: la complejidad ambiental". 15-17 de febrero de 1999, Ciudad Universitaria, México, D.F.

Funtowicz, S. & Ravetz, J. (1993). Science for the postnormal age. *Futures* (25), 735-755.

Funtowicz, S. & Ravetz, J. (1994). The worth of a songbird: ecological economics as a post-normal science. *Ecological Economics* (10), 197-207.

Funtowicz, S., Martínez-Alier, J., Munda, G. & Ravetz, J. (1999). Information tools for environmental policy under conditions of complexity. Luxembourg: European Communities.

Funtowicz, S., Ravetz, J., International Society for Ecological Economics, Costanza, R. (2008). Post-Normal Science. En: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland. Disponible en <http://www.eoearth.org/article/Post-Normal_Science>.

Gallopin, G., Funtowicz, S., O'Connor, M. & Ravetz, J. (2001). Science for the twenty-first century: from social contract to the scientific core. *International Journal Social Science* (168), 219-229.

Gibbons, M. (1999). Science's new social contract with society. *Nature* (402), 11-18.

Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P. & Trow, M. (1994). *The New Production of Knowledge: the dynamics of science and research in contemporary societies*. Sage Publications, London, UK.

González, M. (2002). La ciudad sostenible. Planificación y teoría de sistemas. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles (AGE)* (33), 93-102

Holling, C. (1998). Two cultures of ecology. *Conservation Ecology* [online] 2(2), 4. Disponible en <<http://www.consecol.org/vol2/iss2/art4/>>.

Marín, V. (2007). Reflexiones epistemológicas sobre el desarrollo de modelos ambiente-sociedad. En V. Marín, L. Delgado, V. Marín, & L. Delgado (eds.), *Elaboración de un modelo conceptual del ecosistema del humedal de río Cruces*. Informe de Avance (págs. 8-17). Universidad de Chile.

Moreno, J., Aguarón, J. & Escobar, M. (2001). Metodología científica en valoración y selección ambiental. *Pesquisa Operacional* (21), 1-16.

Nowotny, H., Gisler, M., Maranta, A. & Pohl, C. (2000). Project specification for "The production of socially robust knowledge". Disponible en http://www.wiss.ethz.ch/research/res_srt.de.html.

Quétier, F., Stewart, J., Cruz, G. Hamel, C., Morales-Grosskopf, H. & Tapella E. (2008). Making ecological knowledge relevant for land-use decision makers. En: Tiessen, H., Stewart, J. (eds.). *Applying Ecological knowledge to Landuse Decisions*. SCOPE series. Disponible en <http://www.icsu-scope.org/Latest%20News/LandUseDecisionsWEB.pdf>

Ravetz, J. (1999). What is Post-Normal Science. *Futures* (31), 647–653.

Rayner, S., 2006. Wicked Problems: Clumsy Solutions - diagnoses and prescriptions for environmental ills. Jack Beale Memorial Lecture on Global Environment. Disponible en <http://www.sbs.ox.ac.uk/research/Documents/Steve%20Rayner/Steve%20Rayner,%20Jack%20Beale%20Lecture%20Wicked%20Problems.pdf>.

Rittel, H. & Webber, M. (1973). Dilemmas in a General Theory of Planning. *Policy Sciences* (4), 155-169.

Rubio, P. (1995). Sistematización de los estudios de paisaje. Tesis doctoral. Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universitat de Barcelona. 300 pp.

Serey, I. & Ricci, M. (2007). Marco teórico. En I. Serey, Ricci, M. & Smith-Ramírez, C. (eds.), *Libro Rojo de la Región de O'Higgins*. Universidad de Chile - Corporación Nacional Forestal.

Stevens, C., Fraser, I., Mitchley, J. & Thomas, M. (2007). Making ecological science policy-relevant: issues of scale and disciplinary integration. *Landscape Ecology* (22), 799–809.

Von Bertalanffy, L. (1976). *Teoría General de los Sistemas*. Editorial Fondo de Cultura Económica. México.

Young, R. & Wolf, S. (2006). Goal attainment in urban ecology research: A bibliometric review 1975 - 2004. *Urban Ecosystems* (9), 179-193.

CAPÍTULO II
FUNDAMENTOS ECOLÓGICOS
PARA EL ESTUDIO DE CIUDADES

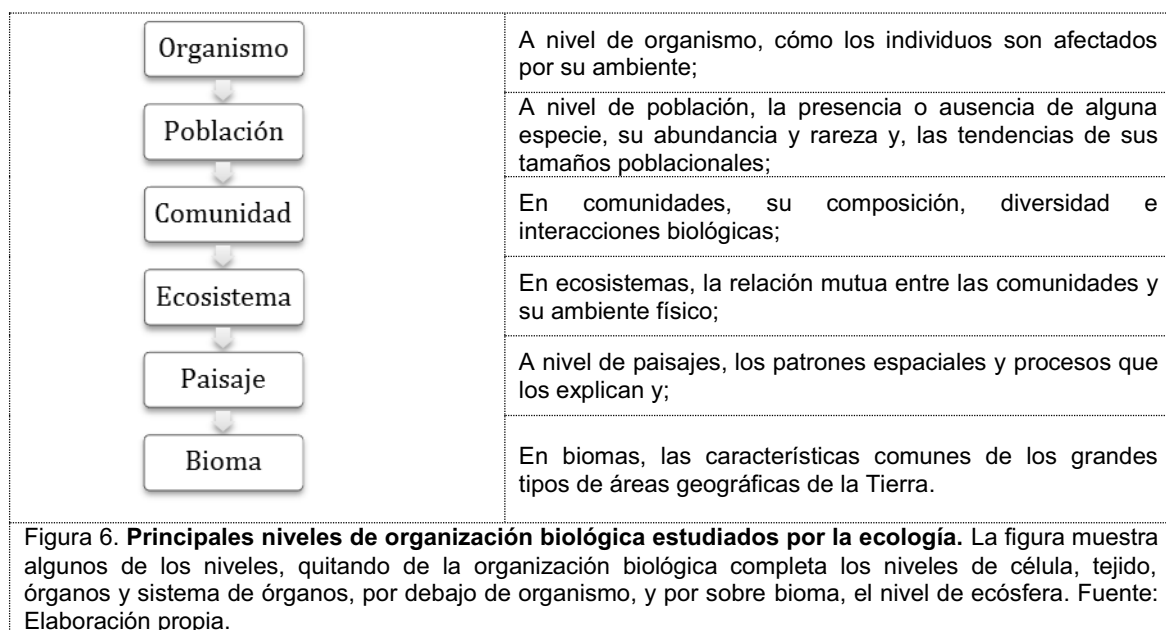
La ecología como disciplina biológica fue por mucho tiempo poco conocida, hasta que en la década de 1960, tras la crisis ambiental y el desarrollo del ambientalismo –o ecologismo–, se promueve como la disciplina integradora más importante de las ciencias biológicas. Como concepto en tanto, y de la mano a estos hechos históricos, al término “ecología” se le reconocen al menos cuatro diferentes significados Haila & Levins (1992): “la ciencia”, la disciplina biológica que investiga la economía de la naturaleza (flujos de materia y energía o, la distribución y abundancia de los organismos); “la naturaleza”, como hecho material (economía de la naturaleza) vista como los recursos esenciales para los humanos; “la idea”, considera la existencia humana en relación a la ecología “la ciencia” (ecología humana) y; “el movimiento”, referida a las actividades políticas relacionadas con temas ambientales (el movimiento verde) que intentan transformar la sociedad en base a ideales ecológicos. Egerton (1993), apoyando esta idea, señala que sólo desde la década de 1970 la palabra “ecología” comienza a ser usada no solo para referirse a la ciencia, sino para referirse al movimiento ambiental, lo cual ha incrementado la presión hacia ecología de distinguir entre “lo correcto y lo incorrecto” (bajo el paradigma de Kuhn). Esta investigación se fundamentará en la ecología como ciencia natural, sin dejar de reconocer la existencia de las otras definiciones, pero no utilizándolas directamente.

Bajo esta premisa, se debe iniciar señalando que la biología es el área de la ciencia que se dedica al estudio de los seres vivos, los organismos y, que la ecología es una disciplina de ella, centrándose en el estudio de los organismos con la innovación de abordar aquello que los afecta y de qué manera (factores externos).

Desde las ciencias naturales existen muchas definiciones para el concepto de “ecología”, que sin embargo, no son tan diferentes y apuntan al estudio científico de la naturaleza y, en particular, de la distribución y abundancia de los organismos y de los factores que influyen en ello, así como también, de las interacciones entre los organismos y entre los organismos y los flujos de materiales y energía en el ambiente (Pickett & McDonnell, 1993). Algunas definiciones formales son:

- “El cuerpo de conocimiento relativo a la economía de la naturaleza, la investigación de las relaciones totales del animal tanto de su ambiente orgánico como inorgánico, que incluyen sobre todo su relación amistosa y hostil con aquellos animales y plantas con los cuales entra en directa o indirectamente en contacto” (Ernst Haeckel, 1870).
- “El estudio científico de la abundancia y distribución de los organismos” (Herbert Andrewartha, 1961).
- “Estudio de la estructura y función de la naturaleza” (Eugene Odum, 1963).
- “Estudio científico de los procesos influyendo la abundancia y distribución de los organismos, las interacciones entre organismos y las interacciones entre organismos y los flujos y transformaciones de la energía y materia” (Gene Likens, 1997).

La ecología tiene como entidades o sujetos de estudio a ciertos niveles de organización biológica (Figura 6). En particular, se centra entre los niveles de organismo (individuo) a bioma, generando conocimiento de su estructura y funcionamiento. Esta jerarquía permite estudiar las relaciones de las entidades. Así, por ejemplo, se estudia:



El abordaje de las preguntas de investigación que se pueden hacer en cada nivel jerárquico (también definidos como problemas o fenómenos) implica el uso de una serie de métodos y técnicas, así como también de ambientes (p. ej. terrestres o acuático, rurales o urbanos). Así, son las preguntas las que definen el campo de acción de la ecología, el que a su vez puede clasificarse en los distintos niveles jerárquicos. En el abordaje de estos problemas (preguntas de investigación) se puede explicar, describir, predecir e incluso llegar a controlar (manejar) parcialmente el devenir de los sistemas naturales.

Los niveles de organismos (individuos), poblaciones y comunidades están centrados exclusivamente sobre los elementos vivos de la naturaleza, dado el interés en la zoología y la botánica de parte de quienes inicialmente desarrollaban

investigación en ecología. En cambio, los ecosistemas, paisajes y biomas, incluyen explícitamente los elementos no vivos como partes constituyentes de la entidad de estudio. Por esto último, si bien la ecología tiene sus raíces en la biología, se ha consolidado como una disciplina integradora, que relaciona procesos físicos y biológicos y que tiende un puente entre las ciencias naturales y las ciencias sociales.

El estudio de las ciudades por parte de la ecología (o fundamentada sobre sus teorías, conceptos y herramientas) se puede hacer desde uno o varios de los niveles de organización biológica. Al ser las ciudades, sistemas en que el hombre es un componente constituyente, algunos de los niveles de organización pueden ser más adecuados, ya que permiten que el hombre (la sociedad) y sus procesos sean incorporados al análisis. Asimismo, los elementos no vivos son especialmente relevantes para la comprensión de los fenómenos de la ciudad. Por esto, los conceptos de ecosistema (incorporación de elementos no vivos como sujetos de estudio) y de paisaje (incorporación del espacio como elemento constitutivo del concepto) representan oportunidades para el estudio de áreas urbanas desde una perspectiva ecológica.

Este capítulo contiene una revisión de aquellos aspectos de la ecología que serán considerados para el estudio de la ciudad, el cual estará basado en la ecología del paisaje que se integra con el nivel de organización biológica jerárquicamente inferior: los ecosistemas. El concepto de servicios ecosistémicos será usado como conector entre el funcionamiento de los paisajes como sistemas compuestos por ecosistemas y el bienestar humano.

2.1 ECOLOGÍA DE ECOSISTEMAS

El concepto de ecosistema es propuesto en 1935, cuando las ideas centrales de la ecología de poblaciones estaban bien desarrolladas, al igual que las ideas de ecología de comunidades. Surge en el contexto de la discusión del concepto de superorganismo para dar cuenta de las propiedades sistémicas de las comunidades de plantas y del concepto de sucesión. Tiene una directa relación con el concepto de sistema, el cual inicialmente era el concepto organicista dentro de una teoría general de la biología, que derivó en la teoría general de sistemas. Su primer y más conocido teórico, Ludwig Von Bertalanffy (1976) señalaba que la biología no solo debe ocuparse del nivel físico-químico o molecular (p. ej. genética), sino también de los niveles superiores de organización biológica (aquellos que conforman sistemas), abogando así porque el objetivo principal de las ciencias biológicas fuera el descubrimiento de los principios de organización a sus diversos niveles. Asimismo, propuso la idea de que los ecosistemas no son objetos de percepción u observación directa, sino construcciones conceptuales (Von Bertalanffy, 1976).

El concepto de ecosistema es propuesto por Sir Arthur Tansley, un ecólogo vegetal, influenciado por la termodinámica y la teoría general de sistemas en formación, y lo define como: “El sistema total en sentido físico incluyendo no solamente el complejo de organismos, sino también el conjunto de factores físicos formando eso que denominamos el ambiente del bioma, los factores del hábitat en el sentido más amplio”. Asimismo, destaca la independencia en cuanto a escala del

sistema físico que puede representar un ecosistema, abordando desde un átomo hasta el mismo Universo (Tansley, 1935).

Otras definiciones posteriores del concepto se presentan a continuación, señalándose qué ecólogos las plantearon y en qué año.

- Sistema compuesto por procesos físico-químico-biológicos activos en una unidad de espacio-tiempo de cualquier magnitud. Todas las funciones ecosistémicas dependen del movimiento de energía a través de ellos en la forma de relaciones tróficas (Raymond Lindeman, 1942).
- Unidad espacialmente explícita de la tierra que incluye todos los organismos, junto con todos los componentes del medio ambiente abiótico dentro de sus fronteras (Gene Likens, 1992).
- Sistema o unidad biológica y funcional, que puede sostener vida y que incluye todas las variables biológicas y no-biológicas. Las escalas de tiempo y espacio no se identifican *a priori* sino que dependen del objeto de estudio (Sven Jørgensen, 1992).
- Sistema abierto cuya estructura interna es altamente dependiente del flujo de energía proveniente del entorno (James Kay, 2000).
- Complejo de organismos vivientes interconectados que habitan un área o unidad espacial, junto a su ambiente y todas sus interrelaciones y las relaciones con el ambiente. Es caracterizado por la descripción de las poblaciones (abundancia); relaciones entre especies; la actividad de los organismos; las características físicas y químicas del ambiente; los flujos de materia, energía e información; y la descripción de los cambios de estos parámetros en el tiempo (Sergeï Ostroumov, 2002).

La generación de una teoría de ecosistemas no ha sido sencilla y se han planteado formalmente varias teorías como: el análisis de ecosistemas, la investigación de ecosistemas, la ecología compleja (o de complejos) y la ecología de sistemas, las cuales comparten una aproximación holística, integral e interdisciplinaria como las ciencias ambientales (Figura 7), planteando que el estudio de ecosistemas estudia la dinámica, el desarrollo y los cambios de las interacciones entre las estructuras y procesos bióticos y abióticos a nivel de ecosistema para su comprensión, explicación, prognosis y gestión (Müller, 1997).

Más allá de las disciplinas que pueden integradas desde una perspectiva ecosistémica del estudio de sistemas ecológicos o ambientales, Müller (1997) ha planteado la amplitud de conceptos, marcos teóricos y teorías que sustentan una teoría integral para su estudio (Figura 8).

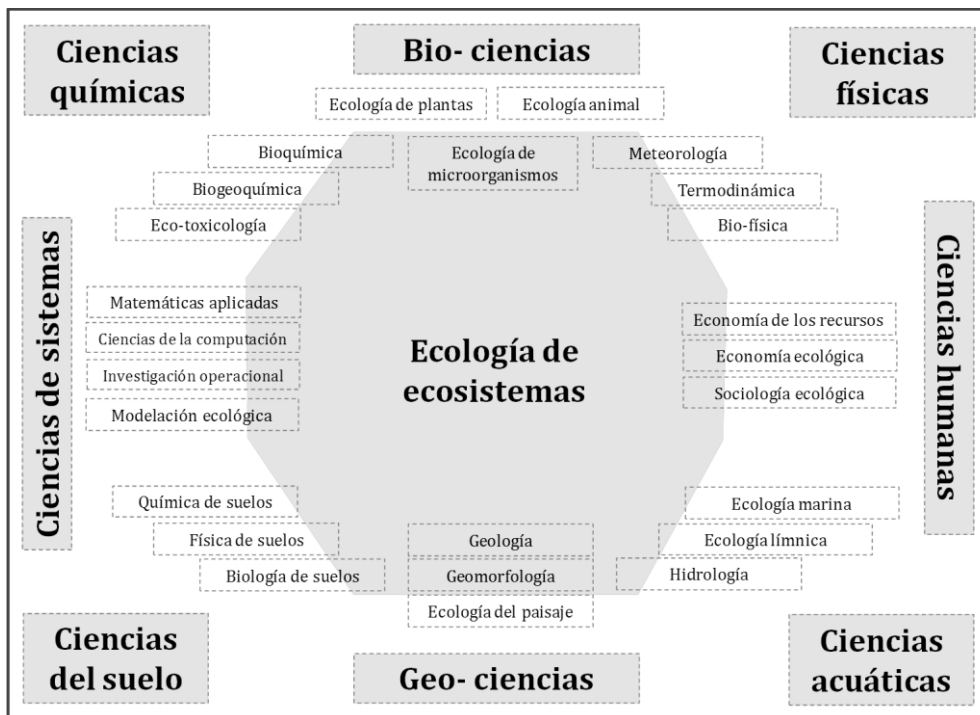


Figura 7. **Raíces disciplinares generales de la ecología de ecosistemas** en su función como empresa interdisciplinaria, integradora y holística de la ecología. En relación con la investigación destacan las relaciones con la ecología del paisaje y, en general, las geo-ciencias, la meteorología, la termodinámica, etc. Fuente: Modificado a partir de Müller (1997).

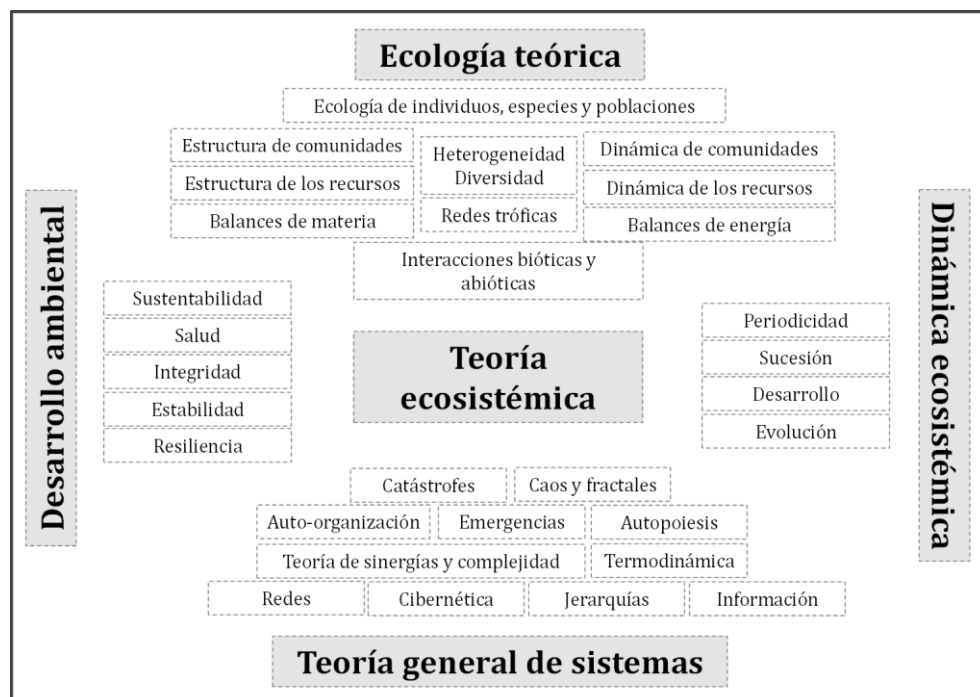


Figura 8. **Esquema general de las raíces interdisciplinarias de la teoría de los ecosistemas** a partir de la teoría general de sistemas y la ecología teórica convencional, y los campos potenciales de aplicación 1- en la ecología (la reducción de la complejidad de los sistemas y la comprensión, explicación y predicción de las tendencias generales de la dinámica de los ecosistemas) y 2- en la gestión ambiental (para la comprensión, explicación y predicción de las tendencias del desarrollo ambiental y para concebir estrategias para la gestión sostenible de los ecosistemas y la protección integral de los ecosistemas). Fuente: Modificado a partir de Müller, 1997.

Las principales teorías dan soporte a la ecología de ecosistemas y su teorización son:

- La **cibernética** asociada al control, homeostasis y autorregulación del funcionamiento de los sistemas, a través de retroalimentaciones, por medio de interacciones entre estructuras y entre funciones, permitiendo alcanzar estados de estabilidad.
- La **teoría de la información** que indica el orden estructural y la heterogeneidad de elementos del sistema. También se vincula información y termodinámica al definir la entropía como información termodinámica
- La **teoría de redes** que es usada para describir los ecosistemas como sistemas interactuantes complejos con elementos estrechamente vinculados.
- La **termodinámica** para entender a los elementos de los ecosistemas como partes interrelacionadas de un sistema total de procesamiento de energía, con energía de alta calidad importada (por radiación solar) y transformada en biomasa, estructuras, complejidad e información por la biota (exergía), mientras energía de baja calidad se incrementa y es posteriormente exportada al ambiente (entropía). Por esto es que se pueden realizar mediciones y cálculos de balances ecológicos de energía.
- La **auto-organización y las propiedades emergentes**, ya que en los sistemas abiertos y complejos pueden ocurrir procesos irreversibles y cambios repentinos en el equilibrio termodinámico. Esto se relaciona con la teoría del caos y la geometría de fractales.
- La **teoría de la jerarquía**, al entender los sistemas como entidades jerárquicamente organizadas, con relaciones asimétricas entre algunos de sus elementos, debido a su distinta condición jerárquica

Respecto a la teoría de la información, el uso de herramientas propias de esta teoría ha sido útil en la explicación de mecanismos en ecología de ecosistemas, al usarse el índice de diversidad de Shannon-Wiener, la cual puede ser adaptada para cuantificar el comportamiento de un ecosistema en términos de transferencias de masa y/o energía y, al hacer uso del concepto de ascendencia, el cual puede aplicarse en sistemas espacial y temporalmente heterogéneos (Ulanowicz & Abarca-Arenas, 1997). No obstante, su uso en sistemas abiertos representa muchos inconvenientes y dificultades.

De acuerdo a Golley (1993), el término “ecosistema” fue usado menos de 10 veces el año 1955, cerca de 30 veces en publicaciones científicas en 1969, alrededor de 300 veces en 1985 y durante la década de 1990 se torna una posición dominante en ecología, alcanzando en la idea de paradigma de Kuhn. En Chile en tanto, el concepto de ecosistema es ampliamente utilizado tanto dentro como fuera de la ecología para referirse a un lugar o a un objeto (Delgado & Marín, 2005). Así, a modo de ejemplo, de un total de 394 artículos de la “Revista Chilena de Historia Natural” (de la Sociedad de Biología de Chile, <http://rchn.biologiachile.cl>) entre 2000 y 2006, doce usan “ecosistema” en el título o como palabra clave, de éstos sólo seis lo usan como contexto para los resultados y sólo uno hace explícito el término sobre la base de un modelo conceptual (Marín & Serey, 2007). Esta vaguedad ha llevado a que su uso sea cuestionado e incluso se propongan otros conceptos que hacen explícito al espacio

físico y a los actores sociales, por ejemplo el concepto de FES-Sistemas propuesto por Delgado & Marín (2005). La definición de Tansley sigue vigente, aunque otras más recientes la explican más precisamente para la práctica de la teoría, al incorporar al ser humano explícitamente. De esta manera, el concepto de ecosistema tiene finalmente un carácter constructivista, sirviendo para la organización del conocimiento y no como un objeto de la naturaleza ontológicamente objetivo e independiente del observador (O'Neill, 2001).

2.2 SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y BIENESTAR HUMANO

Los servicios ecosistémicos, en términos sencillos, son los beneficios que el hombre obtiene de los ecosistemas (Nicholson *et al.*, 2009), han captado mucha atención en diversos círculos científicos en los últimos años, destacando su importancia para la sociedad (Rodríguez *et al.*, 2006), y han sido reconocidos y valorados como herramienta para la gestión ambiental (Troy & Wilson, 2006), señalándose que en muchos casos la sociedad no podría sobrevivir sin ellos (Heal, 1999). Asimismo se ha reconocido la importancia de investigarlos, lográndose grandes progresos, pese a lo cual sigue estando en una etapa temprana, existiendo muchos vacíos de información y requiriéndose avanzar en el desarrollo de modelos espacialmente explícitos (Nicholson *et al.*, 2009).

El concepto de servicios ecosistémicos proviene, a su vez, del concepto de funciones ecosistémicas: el conjunto agregado mínimo de procesos biofísicos, bioquímicos y biológicos que asegura la productividad biológica, la integridad organizacional y la perpetuación de los ecosistemas (Swift *et al.*, 2004). Éstas se pueden entender también como la capacidad de los componentes y procesos naturales de proporcionar bienes y servicios que satisfagan las necesidades humanas, directa o indirectamente (De Groot *et al.*, 2002). Es decir, los bienes y servicios ecosistémicos son productos resultantes del funcionamiento de la naturaleza, a los que el hombre les asigna un valor por el bienestar que le pueden producir.

La relación entre las funciones ecosistémicas (bienes y servicios) y el bienestar humano ha sido abordada por varios estudios, donde uno de los más reconocidos es el *Millenium Ecosystem Assessment* (<http://www.maweb.org>) que congregó a algunos de los más connotados científicos, técnicos y políticos, tanto del sector público como privado, para evaluar a nivel global el estado de los servicios ecosistémicos en los distintos biomas del planeta. En este programa se definió a los servicios ecosistémicos como aquellos beneficios que los seres humanos obtienen de los ecosistemas y que son producidos por interacciones dentro de los ecosistemas.

Existen varias formas de clasificar a los servicios ecosistémicos, entre las que existe una de tipo funcional seguida, por ejemplo, por De Groot *et al.* (2002) que distingue cuatro categorías primarias de funciones ecosistémicas: 1. de regulación, 2. de hábitat, 3. de producción y 4. de información; donde, las dos primeras sostienen a las dos últimas, por ser esenciales para la mantención de los componentes y procesos naturales.

Otras clasificaciones pueden ser de tipo organizacional, donde los servicios son asociados a especies y a entidades ecológicas. Otro tipo de categorización de servicios ecosistémicos, de tipo descriptiva, distingue entre bienes de recursos

renovables, no renovables; servicios de estructuras físicas, bióticas, biogeoquímicas, de información y; servicios sociales y culturales.

El programa de *Millenium Ecosystem Assessment* sigue una clasificación funcional, similar a la de De Groot *et al.* (2002). Se compone de cuatro tipos de servicios ecosistémicos: 1. de apoyo, 2. de aprovisionamiento, 3. de regulación y 4. de tipo culturales, donde el primero sostiene a los tres siguientes; contiene algunos de los servicios de regulación propuestos por De Groot *et al.* (2002). En esta tipología, los servicios de soporte (apoyo) son aquellos necesarios para la producción de todos los otros servicios ecosistémicos, como formación del suelo y ciclado de nutrientes; los servicios de aprovisionamiento (producción) son aquellos que proporcionan productos (bienes) a partir del funcionamiento de los ecosistemas, como alimentos y agua; los servicios de regulación son los que generan beneficios a partir de la regulación de los procesos ecosistémicos, evitando inundaciones, sequías, degradación de suelos y enfermedades y; los servicios culturales representan aquellos beneficios no materiales proporcionados por los ecosistemas, del tipo recreacionales, espirituales, religiosos, etc. Finalmente, esta clasificación destaca que cada uno de estos servicios se relaciona con uno o más de los constituyentes del bienestar humano, siendo variable la intensidad de esta relación, mediada en parte por factores socioeconómicos (Figura 9).

Existen muchas formas de describir los servicios ecosistémicos que los ecosistemas ofrecen a una población en particular, siendo recurrentes las descripciones cualitativas y un poco más escasas aquellas cuantitativas. El cómo la sociedad percibe estos servicios también es objeto de una amplia gama de técnicas, netamente ecológicas, socio-culturales (que involucra aspectos intangibles), económicas (tratándolos como productos de consumo) o mixtas. Desde la perspectiva ecológica (que se usará en esta investigación), se han desarrollado avances en la descripción y modelización (estadística, basada en observación y/o en pruebas empíricas) de patrones espaciales de stock o flujos de servicios ecosistémicos, en especial para servicios específicos a través de análisis estáticos, habiendo pocas experiencias sistemáticas que involucren múltiples servicios (Nicholson *et al.*, 2009).

Esta perspectiva (ecológica) se basa en la búsqueda de comprender cómo operan los ecosistemas en términos de sus procesos (y sus mecanismos subyacentes) y cómo brindan bienestar al hombre. Sin embargo, existen desafíos en cuanto a reconocer la dinámica incertidumbre y retroalimentaciones de los sistemas, además de usar una aproximación que incorpore de forma más explícita el rol de la sociedad como usuarios y beneficiarios de dichos procesos, entendiendo mejor el comportamiento, valores y mercado de las comunidades humanas (Nicholson *et al.*, 2009).

Siguiendo la clasificación del programa *Millenium Ecosystem Assessment* (Evaluación de los Ecosistemas del Milenio), los servicios ecosistémicos que serán sujetos de análisis de esta investigación serán aquellos “de regulación”. Se ha escogido este tipo de servicios ecosistémicos debido a que representan un beneficio directo para la sociedad derivado de los procesos de regulación propios de la naturaleza, a diferencia de otros servicios que son sujetos de elección por parte de los usuarios, por ejemplo, el uso de bienes producidos por la naturaleza (servicios de

aprovisionamiento) o de tipo culturales. Los servicios de soporte no fueron escogidos debido a que representan la base de los otros servicios y el beneficio percibido por la sociedad es más bien indirecto. Los servicios de regulación sí son percibidos por la población en tanto genera beneficios directos a través de la prevención de eventos climáticos locales extremos como periodos de extremo frío o calor, inundaciones o sequías, o bien otros fenómenos como la degradación de suelos y proliferación de enfermedades.



Figura 9. **Relaciones entre servicios ecosistémicos y bienestar humano.** Los distintos tonos de las flechas indican el potencial de que sean mediados por factores socioeconómicos y el grosor la intensidad de la relación entre servicios ecosistémicos y bienestar del hombre. Fuente: Millennium Ecosystem Assessment (2007)

De acuerdo a la Evaluación de los Ecosistemas del Milenio los servicios de regulación consideran, en términos más específicos, las siguientes prestaciones para el bienestar humano:

- **Regulación del clima (aspectos meteorológicos)**, en tanto a escala local la cobertura del suelo (tipo de ecosistema) tiene un efecto directo sobre las temperaturas, por ejemplo.
- **Regulación del agua**, ya que la temporalidad y magnitud de la escorrentía, inundaciones y recarga de acuíferos puede ser regulada por los ecosistemas, en función de su grado de cobertura vegetal y su impermeabilización.
- **Mantención de la calidad del aire**, a través de la capacidad de los ecosistemas de extraer ciertos compuestos y elementos químicos de la atmósfera y contribuir con la producción otros.

- **Control de la erosión**, ya que la cobertura vegetal juega un rol importante en la retención del suelo y en la prevención de deslizamientos de tierra.
- **Purificación del agua y tratamiento de basuras**, por cuanto los ecosistemas pueden ayudar a filtrar desechos orgánicos descompuestos introducidos en cuerpos de agua terrestre y en ecosistemas marinos.
- **Regulación de enfermedades humanas**, dado que ecosistemas bien conservados podrían controlar la abundancia de patógenos humanos, tales como el cólera y de vectores de enfermedades, como mosquitos.
- **Control biológico**, en tanto los ecosistemas evitan la prevalencia de pestes y enfermedades agrícolas.
- **Polinización**, por facilitar la distribución, abundancia y efectividad de los polinizadores en cercanía a áreas de interés agrícola.
- **Protección contra tormentas**, ya que la presencia de ecosistemas costeros como arrecifes de coral pueden reducir drásticamente los daños causados por huracanes o grandes olas.

La comprensión de este tipo de servicios requiere de una aproximación ecosistémica más que una de tipo poblacional o comunitaria (adecuada para otro tipo de clasificaciones de servicios ecosistémicos), netamente social (servicios culturales) o productiva (servicios de aprovisionamiento), debido a la naturaleza compleja de las funciones ecosistémicas que generan este tipo de servicios.

Por esto, la ecología a nivel de ecosistemas ofrece un cuerpo teórico adecuado para la naturaleza del fenómeno a estudiar, dado que los tipos de servicios ecosistémicos a evaluar son resultantes de procesos de carácter ecosistémicos, siendo los elementos no vivos (abióticos) fundamentales para la prestación de dichos servicios. En tanto, de acuerdo a la jerarquía de relaciones, desde la ecología del paisaje (tal como se explicará en las páginas siguientes) la idea de espacio es constitutiva a la entidad de estudio, por lo que el abordaje desde este nivel jerárquico superior a ecosistemas resulta conveniente.

De acuerdo a Costanza *et al.* (1997) los servicios ecosistémicos del capital se deben combinar con los servicios del capital humano y manufacturado para producir bienestar al hombre. Para algunos servicios esto parece ser relevante en dos vías, primero en la intensidad en la relación de los servicios de regulación con el bienestar humano, y luego, en que algunos servicios, como aquellos de aprovisionamiento, están mayormente mediados por factores socioeconómicos.

La naturaleza no distingue el nivel socio-económico de las poblaciones humanas para brindarles servicios ecosistémicos, sin embargo, existe un efecto diferente sobre poblaciones de bajos ingresos económicos (pobres) y en poblaciones de altos ingresos económicos (ricos).

En relación a los servicios de provisión de materiales, en los sectores mundialmente más pobres, el aprovisionamiento de agua, maderas, alimentos desde espacios naturales es indispensable para la sobrevivencia, mientras que en sectores más ricos estos son suministrados desde otros espacios, geográficamente distantes, existiendo disposición y capacidad de pago. A su vez, en relación a servicios de

regulación, las poblaciones más pobres dependen de éstos servicios ecosistémicos porque no son capaces de sustituirlos a través de tecnología. En tanto, en las poblaciones más ricas, los servicios ecosistémicos tienen una menor importancia ya que para reemplazarlos emplean mejores materiales de construcción, adaptaciones urbanísticas, sistemas de climatización, purificadores de agua y/o aire, etc.

En esto hay una paradoja: mientras la implementación de los servicios humanos (o no-ecosistémicos) generan impactos ambientales y son disfrutados por quienes tienen la capacidad de pago (i.e. poblaciones ricas), las poblaciones más desposeídas del planeta, requieren de servicios ecosistémicos para sobrevivir en algunos casos y, en otros, la ausencia de servicios ecosistémicos afecta directamente su calidad de vida, siendo muy duramente impactadas por el mal uso de los recursos naturales y la degradación ambiental (Sukhdev, 2009).

2.3 ECOLOGÍA DEL PAISAJE

El concepto de paisaje tiene larga data, siendo geógrafos (iniciados por A. Hommeyerem) quienes comenzaron su estudio científico. A. Von Humboldt fue el primero en presentar en forma coherente la estructura de la superficie terrestre en el siglo XIX, describiendo a la naturaleza como algo muy dinámico y definiéndolo como el carácter total de una región (De Bolós, 1992a; Farina, 2007). Así, a comienzos del siglo XX la escuela alemana de la geografía física introduce el término “paisaje” (*landschaft*), como un concepto que representa de forma definitiva una determinada unidad espacial. Esta definición, caracterizada por una fuerte componente metodológica de tipo fisionómica, destacó la definición de flujos cerrados dentro o entre los sistemas de interrelaciones, los que dificultaron el desarrollo de esta tendencia, dada la fuerte tendencia determinística de la escuela alemana (Rubio, 1995).

La conceptualización del paisaje tuvo un gran desarrollo en la geografía durante la primera mitad del siglo XX incorporando ideas de una perspectiva físico-espacial, naturalista, evolutiva y luego como asociación de formas naturales y culturales, estrechando vínculos con la ecología (p. ej. idea de ecotopos), describiéndose incluso como Ciencia del Paisaje (De Bolós, 1992a; Rubio, 1995). La ecología (como ciencia) precedió de cerca el desarrollo de la “Ciencia del Paisaje” aportando nuevas e interesantes vías, especialmente en los aspectos conceptuales, en lo relativo por ejemplo, a los ecosistemas como nivel de organización ecológico (De Bolós 1992a).

El geógrafo físico y ecólogo alemán Carl Troll es quien acuña en 1939 la *Landschaftsoecologie* (ecología del paisaje) vinculando el paisaje con la ecología, entendida como la ciencia de las interrelaciones ambientales, siendo hasta ese entonces poco familiar el concepto de paisaje entre quienes practicaban la ecología, a diferencia de quienes practicaban la geografía, quienes lo conocían desde principios del siglo XIX (Haber, 2004).

El trabajo de Bertrand & Bertrand (1975) como parte de un libro sobre la historia rural de Francia, es considerado pionero en los análisis de paisaje. En él, los autores señalan que el estudio del paisaje rural francés podría realizarse desde varias aproximaciones. 1- desde el tratamiento del espacio rural como una entidad biológica, con los conceptos de ecología de síntesis (ecosistemas) o biocenótica (comunidades);

2- desde una escala espacial determinada (*parcelle, terroir, "pays", région naturelle*) y su afectación económica (espacio cultivado, forestal o pastoral); y 3- desde las difíciles cuestiones históricas de la producción agrícola y la vida rural. Sin embargo, reconoce que el espacio rural es un ecosistema, un agro-sistema y un "sistema integral y funcional donde todos los elementos (abióticos, bióticos y antrópicos) son dinámicamente solidarios los unos con los otros, indisociablemente" y que, por lo tanto, la descripción del espacio rural debe centrarse en comprender su funcionamiento como sistema.

La Tabla 2 contiene un resumen de los principales aportes de los países, presentados como escuelas según De Bolòs (1992a) y como tendencias por Rubio (1995). De modo general, se puede distinguir que las escuelas o tendencias propiamente europeas tienen un carácter más vinculado con la cultura y la relación del hombre con el paisaje, a través de cómo el hombre lo percibe, dado que ha sido la geografía la principal impulsora del estudio de paisajes. En Norteamérica (más Australia) en tanto, el estudio de los paisajes tiene una aproximación más cuantitativa, vinculándose con el determinismo de la escuela alemana (Rubio, 1995) y el determinismo biológico o ecológico de Haeckel y Bertrand (Bertrand & Bertrand, 1975), con un mayor uso de tecnologías de sensoramiento remoto y un fuerte desarrollo desde la ecología. Esto límites o caracterizaciones presentan importantes matices, habiendo importantes investigadores europeos que realizan investigación al modo "americano" y viceversa.

Tabla 2. **Resumen de otras escuelas del paisaje, autores y sus ideas.** Se indican con asteriscos autores no indicados en las fuentes originales. Fuente: Modificado a partir de De Bolós (1992b) y Rubio (1995).

Escuela	Autores	Ideas
Germánica	Von Humboldt, Passarge, Troll, Schluter, Haase, Gerds, Naveh*, Haber*	Estructura de la superficie terrestre. Clasificaciones del paisaje. Ecotopo, geoecología. Visión fisionómica. Análisis a gran escala, flujos de materia. Espíritu naturalista. Escuela interrumpida por II Guerra Mundial, autores dispersados. Tarea de reordenar el territorio. Unidades de tierra operativas para reconstruir el país. Aplicación pragmática de conocimientos teóricos. Organización del espacio natural. Ecología del paisaje. Paisaje relacionado con el hombre.
Soviética	Dukuchaev, Grigoriev, Isachenko, Kalesnik, Riabchikov, Solntsev, Gerasimov, Berg, Preobrazhenskii, Anuchin, Sochava, Armand	Suelo como interacción de los elementos del paisaje. Análisis de flujos de materia y energía que ponen en movimiento el geosistema. Balance de masas. Presencia humana en el paisaje (necesidades). Geosistema, uso de modelos y sistema. Unidad de medida común para flujos de materia y energía: flujos de información. Marcado carácter sistémico. Fuerte componente naturalista de sus investigadores.
Anglosajona (angloeuropa)	Smuts, Haeckel, Tansley, Bertalanffy, C.S.I.R.O. (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organisation), Godron*, Turner*, Zonneveld*	Teoría del holismo (integración en el paisaje). Ecología. Ecosistema, sobre el que se basa la geoecología y geosistema. Sistema general. "Levantamiento de terreno, de paisajes". Fotointerpretación del medio natural y generación de mapas (unidades de paisaje: sistemas de tierras –regiones naturales-, unidades de terreno –relieve-, facetas de terreno –detallado-). Usos del suelo, valoración económica del paisaje. <i>Land units, Land use</i> . Ecología del paisaje*
Francesa	Bertrand, Cholley, Cabussel, Rougerie, Sutadé, Tricart, Phipps, Allaire, Wieber, Mathieu, Moraud, Dauphiné, Pitte*, Burel*, Baudry*	Paisaje como sistema en tres niveles: medio físico, ecosistema e intervención humana. Taxonomía de paisajes: geotopo (sitio), <i>geofacies</i> (fisionomía homogénea), geosistema (área de explotación). Tipología de paisajes de tipo medio (1:100.000). Evolución de los suelos en el paisaje. Estudio de paisajes a gran escala en medios de alta montaña. Geomorfología. Paisajes en agricultura, tratamiento matemáticos, catografía factorial. Estudio de geosistema a partir de estaciones (escuela soviética). Potencialidad del paisaje y planificación territorial. Noción de sistemas como una "ecología de formas". Idea de "agregado". Técnicas fitogeográficas de tipo evolutivo. Discontinuidades como límites de los geosistemas. Proposición taxocorológica. Ecología del Paisaje*
Ibérica	De Terán, De Pisón, Rodríguez Martínez, Ortega Alba, Ramos, Gómez-Orea, Bernáldez, De Bolós y EQUIP (Equipo Universitario de Investigación del Paisaje, actual Servicio científico técnico de gestión y evaluación del paisaje, U. de Barcelona).	Estudios globales (interdisciplinarios) de la naturaleza. Complejo geográfico como un todo (incluyendo al hombre). Aplicación a planificación territorial. Valoración estética (preferencias sociales), ordenación y génesis del paisaje. Funcionamiento y estructura de la superficie terrestre, clasificación del paisaje, recuperación de paisajes destruidos y degradados. Influencia alemana (Troll y Schmithüsen) y francesa (Bertrand). Enfoque global. Aplicación en ordenación territorial. Construcciones sistémicas a partir de paisajes culturales. Desarrollo de tendencia catalana. Paisaje intuitivo. Caracterización biogeográfica. Posterior influencia soviética diluye caracterizaciones fisionómicas, por cuantificación y aplicabilidad. Antropización (valoración de impactos del hombre sobre el medio). Reconstrucción evolutiva de paleopaisajes. Manual de la Ciencia del Paisaje. Enfoque ecológico (biológico).
Polonia	Kondracki, Richling	Planificación integrada a escalas más grandes
Checoslovaquia	Mazur y Drdos	Geoecología aplicada, tendencia antropocéntrica
Rumania	Mehedint, Grumazescu	Concepción sistemática en estudios de pequeña escala (planetaria, regional)
Estados Unidos y Canadá	Phipps, Berdoulay, Hills, Bonn, Moss, Golley*, Weins*, O'Neill*, Forman*	Interdisciplinarietà, paisaje rural, ampliación de método C.S.I.R.O. Influenciada por escuela alemana. Carácter ecológico, impresión de dimensión social. Journal "Landscape". Unidades integrales de tierra o unidades de paisaje. Organización ecológica del paisaje y percepción. Integración de enfoque ecosistémico. Flujos de energía en ecosistemas.
Italia	Giacomini, Farina*	"Nudos fuertemente interconectados": ecosistema, geomorfología y suelo
Australia		Levantamiento de usos de suelo como herramienta para planes de desarrollo territorial. Metodología de influencia Británica y CSIRO.

Las definiciones de paisaje de diferentes diccionarios (ver en Burel & Baudry (2002)) tienen en común la combinación de dos aspectos centrales: espacio y percepción. En inglés el término *landscape* (paisaje) se constituye de dos términos: *land* (porción delimitada de territorio) y *scape* (escena o vista), por lo que *land-scape* podría ser equivalente a una escena de la tierra. En sus inicios el vocablo *Landscape* venía frecuentemente acompañado de *synthesis*, para reforzar la idea del enfoque sistémico e integración que pasa por una etapa final de síntesis (Rubio, 1995). Esta concepción es muy cercana a la definición proveniente de la ecología, donde no se incorpora el sentido de estética, visión o percepción subjetiva, propio de la concepción “social”, incorporada por la geografía del paisaje. La percepción a que se refiere en ecología del paisaje se relaciona con la entidad percibida, en términos espaciales, por los organismos en cuestión, por lo cual debe ser referida a un organismo específico (Turner *et al.*, 1995; Farina, 2007). Cuando el organismo es el hombre, el paisaje es una gran área compuesta por un mosaico de parches, ecotopos y elementos culturales; en cambio cuando es un escarabajo, las entidades físicas y biológicas del paisaje serán otras, reducidas (Wiens & Milne, 1989; Farina, 2007). Algunas aproximaciones al paisaje lo restringen espacialmente a una escala específica (como el “pays” de Bertrand & Bertrand, 1975), mientras que otras señalan que la ecología del paisaje puede desarrollarse a cualquier escala.

Cabe destacar también que el paisaje ha sido objeto de muchas otras disciplinas, además de la geografía y la ecología, tales como: pintura, arquitectura, etnología, historia, sociología, iniciándose, por ejemplo, en Europa la representación pictórica de paisajes en el siglo XVI, destacando una oleada de pintores paisajistas en el siglo XIX (Burel & Baudry, 2002). Vilà señala que “es sorprendente que un concepto (paisaje) originariamente pictórico y literario, tenga actualmente una aproximación científica, y que quienes la desarrollen no sean necesariamente quienes los modifican”, refiriéndose a ingenieros y arquitectos (De Bolós *et al.*, 1992), lo cual ha evolucionado positivamente en la última década. Para la ecología, el paisaje es un nivel de organización de los sistemas biológicos (o entidad biológica *sensu* Bertrad & Bertrand (1975)) en el que se desarrollan y controlan un cierto número de procesos, teniendo un contenido específico tal, que puede distinguirse como un objeto de estudio diferente del que constituye en otras disciplinas naturales, sociales, artísticas, etc. (Burel & Baudry, 2002).

Farina (2007) señala que la ecología del paisaje es aún muy joven para permitirse contar con una sola definición de sí misma y de sus conceptos, por lo que se debe disponer (y tolerar) de un abanico amplio. Algunas definiciones del concepto “paisaje” desde la ecología del paisaje, son:

- Expresión visible de la superficie terrestre resultante de la combinación de la naturaleza, las técnicas y la cultura de los hombres (Pitte, 1983).
- Área heterogénea delimitada compuesta de un clúster de ecosistemas interactuantes que se repiten de manera similar en el espacio (Forman & Godron, 1986).
- Mosaico heterogéneo de geoformas, tipos vegetacionales y usos del suelo (Urban *et al.*, 1987).
- Holones del Ecosistema Humano Total con complejidad creciente desde el ecotopo, el más pequeño y simple holón de paisaje, a la ecósfera, el más

grande y más complejo, lo global. Es una totalidad de entidades físicas, ecológicas y geográficas que integra todos los patrones y procesos naturales y antrópicos (Naveh, 1987).

- Configuración particular de topografía, cobertura vegetal, uso del suelo y urbanización delimitado por la correspondencia de actividades y procesos naturales y culturales (Green *et al.* 1996).
- Nivel de organización de los sistemas ecológicos superior al ecosistema, que se caracteriza esencialmente por su heterogeneidad y por su dinámica, controlada en gran parte por las actividades humanas. Existe independiente de la percepción (Burel & Baudry, 2002).
- Una porción de tierra que nosotros percibimos integralmente a nuestro alrededor, sin mirar de cerca un componente en particular, y que nos es familiar (Haber, 2004)
- Un área que es espacialmente heterogénea en al menos un factor de interés (Turner, 2005).

Con el fin de distinguir los tipos de estudios del paisaje que se pueden realizar, Farina (2007) propone hacer distinciones epistemológicas, de la identidad de su naturaleza y de su rol. Así, señala que la epistemología del paisaje consta de tres aproximaciones: naturaleza, rol y descripción. La naturaleza del paisaje consiste en que puede ser considerada como una identidad material (contexto físico de organismos y agregaciones, típicamente “el mosaico”) y no material (información). El rol del paisaje puede ser definido como dominio (un todo compuesto por subdominios), como sistema (elementos conectados), o como unidad (entidad distinguida de una matriz o fondo). La descripción del paisaje puede realizarse a través de una aproximación ecológica o una cognitiva. Esta tesis sigue al paisaje desde una epistemología de naturaleza material, rol de sistema y descripción ecológica.

En tanto, la ecología del paisaje como tal, tiene sus raíces en la larga tradición de geobotánicos, ecólogos, geógrafos, planificadores y arquitectos del paisaje de Europa Central y del Este que intentaron presentar sus ricos y heterogéneos paisajes en formas holísticas, como una integración espacial y funcional de la naturaleza, los humanos y el suelo (Naveh en Farina, 2007). Su desarrollo está dado inicialmente por la experiencia histórica en Europa en evaluación, gestión y manejo de paisajes, con un fuerte énfasis antropocéntrico y conexiones con la planificación territorial y, por una segunda “alma” surgida en Norteamérica y Australia, caracterizada por bases teóricas y metodologías sofisticadas para el estudio de la complejidad más allá de la escala de ecosistemas, con énfasis en los organismos y combina la aproximación espacial (horizontal) de la geografía, con la aproximación funcional (vertical) de la ecología, proponiéndose al paisaje como la traducción espacial de ecosistema (Burel & Baudry, 2002; Turner, 2005; Farina, 2007). De esta manera, se articula con el objetivo de analizar la estructura espacial y la organización de los elementos del paisaje para comprender los cambios que experimentan los distintos tipos de paisajes, naturales y antropizados, forestales, agrarios o urbanizados, y detectar las repercusiones ambientales y paisajísticas de dicha transformación (Burel & Baudry, 2002). Una definición moderna señala que la ecología del paisaje se centra en las interacciones recíprocas entre patrones espaciales y procesos ecológicos (Turner, 2005).

Así, la ecología del paisaje nace al aliarse la ciencia ecológica con otras disciplinas, con el objeto de comprender la organización espacial, así como los flujos ecológicos y la transformación del paisaje (Forman en Burel & Baudry, 2002). Reúne las ciencias naturales y las ciencias sociales, revisando la forma tradicional de la ecología de abordar la estructura, organización, función y evolución de los ecosistemas (Lefeuvre en Burel & Baudry, 2002). Al interior de las ciencias ecológicas es considerada como un puente entre la ecología básica y aplicada (Farina, 2007), y al igual que la ecología como disciplina, tiene un fuerte carácter integrativo e interdisciplinario (Pickett & Cadenasso, 1995).

Durante la década de 1980 la ecología del paisaje se consolida y populariza como disciplina, alcanzando un desarrollo sustancial y vertiginoso los últimos 20 años, de la mano del avance en los métodos de análisis de datos espaciales, con un crecimiento exponencial en el número de artículos científicos publicados desde principios de la década de 1990 (Martí *et al.*, 2004; Turner, 2005). Así se ha convertido progresivamente en una ciencia del espacio, al integrar en sus investigaciones el estudio y análisis de las estructuras espaciales y su heterogeneidad (Burel & Baudry, 1990; Plotnick *et al.*, 1993; Turner 2005).

De acuerdo a Forman (en Burel & Baudry, 2002), la ecología del paisaje fuerza las fronteras de la ciencia, ya que: 1- ofrece oportunidades para la investigación de punta y el desarrollo teórico; 2- hace comprensibles las estructuras y los procesos espaciales que relacionan naturaleza y sociedad a nivel del paisaje; 3- agrupa diferentes objetivos ambientales (suelo, aire, agua, especies, vegetación, etc.) bajo la perspectiva del paisaje y; 4-opera a la escala adecuada, relacionando adecuadamente el nivel global y local.

Tal es la expectativa puesta en la ecología del paisaje y su aplicación en la ordenación del territorio, que se ha llegado a señalar que “el sueño de una organización espacial de la naturaleza y la sociedad que permita a las generaciones humanas prosperar, está por fin al alcance de la mano” (Richard Forman en Burel & Baudry, 2002).

La escala es una cuestión importante en la ecología del paisaje, así, mientras de acuerdo a Forman & Godron (1986) puede usarse cualquier escala (desde planeta a micrositios), de acuerdo a Burel & Baudry (2002), solo son relevantes aquellas asociadas al espacio concerniente a las actividades humanas, reduciendo la gama de escalas a desde algunas hectáreas hasta cientos de kilómetros cuadrados. Esta última se plantea como una forma de permitir la incorporación del carácter interdisciplinar (ecología –ciencias naturales- y ciencias humanas). De acuerdo a Pickett & Cadenasso (1995), esta manera intuitiva de reconocer el paisaje desde una “escala humana” es complementaria con la otra forma más abstracta, que reconoce entidades espacialmente heterogéneas a cualquier escala, ya que ambas reconocen un mosaico espacial con elementos discretos. Esta posibilidad de ampliar el concepto de paisaje a la percepción (física) de cualquier organismo o proceso ecológico, extiende también las posibilidades de escalas sobre las cuales se pueden realizar análisis del paisaje. Al respecto, Turner (2005) señala que el concepto de paisaje que se usa en ecología es flexible (en cuando a la escala), permitiendo su aplicación a diversas escalas y tipos de sistemas.

En el análisis de paisaje, de acuerdo a Haber (2004) coexisten dos aproximaciones, una que interpreta al paisaje como una porción de tierra compuesta por ecosistemas (definición que se sigue en esta investigación) y otra que considera al paisaje como una entidad de percepción estética. Cabe mencionar se puede mencionar una tercera aproximación, propia de la tradición europea, que representa un punto intermedio entre ambas aunque dando menos énfasis a la definición ecológica en relación a que el paisaje se compone de ecosistemas, pero remarcando el carácter cultural del paisaje el cual es rescatado a partir de “tal y como es percibido por las poblaciones (humanas), cuyo carácter resulta de la acción de factores naturales y/o humanos y de sus interrelaciones”, definición que ha quedado plasmada en la “Convención Europea del Paisaje”.

La percepción por parte de los organismos (entre ellos el hombre) es clave, sin embargo, el análisis del paisaje desde la ecología margina la percepción social enfocada en la valoración cultural o subjetiva, en términos de cómo valora emocionalmente o como se relaciona no-físicamente con él, aspecto que es incorporado con mayor frecuencia en un análisis propio de la ciencia del paisaje realizada principalmente desde la geografía (Bertrand & Bertrand, 1975; Burel & Baudry, 2002; Farina, 2007).

El paisaje es un fenómeno contextual, tanto espacial como temporal, o bien geográfico e histórico, por lo que el estado de un paisaje en un instante dado, se explica por las condiciones y eventos previos y está marcados por etapas ecológicas, culturales y procesos claves (Marcucci, 2000). De esta manera, para comprender el funcionamiento de un paisaje como sistema, es necesario indagar en los procesos y patrones históricos de éste, expresados como perturbaciones, valores culturales, etc., ya que revelarán información valiosa de su evolución, la cual permitirá hacer predicciones y evaluaciones de cambios de estado. Esta evaluación debe hacerse sobre varias escalas temporales, como se muestra en la Figura 10.

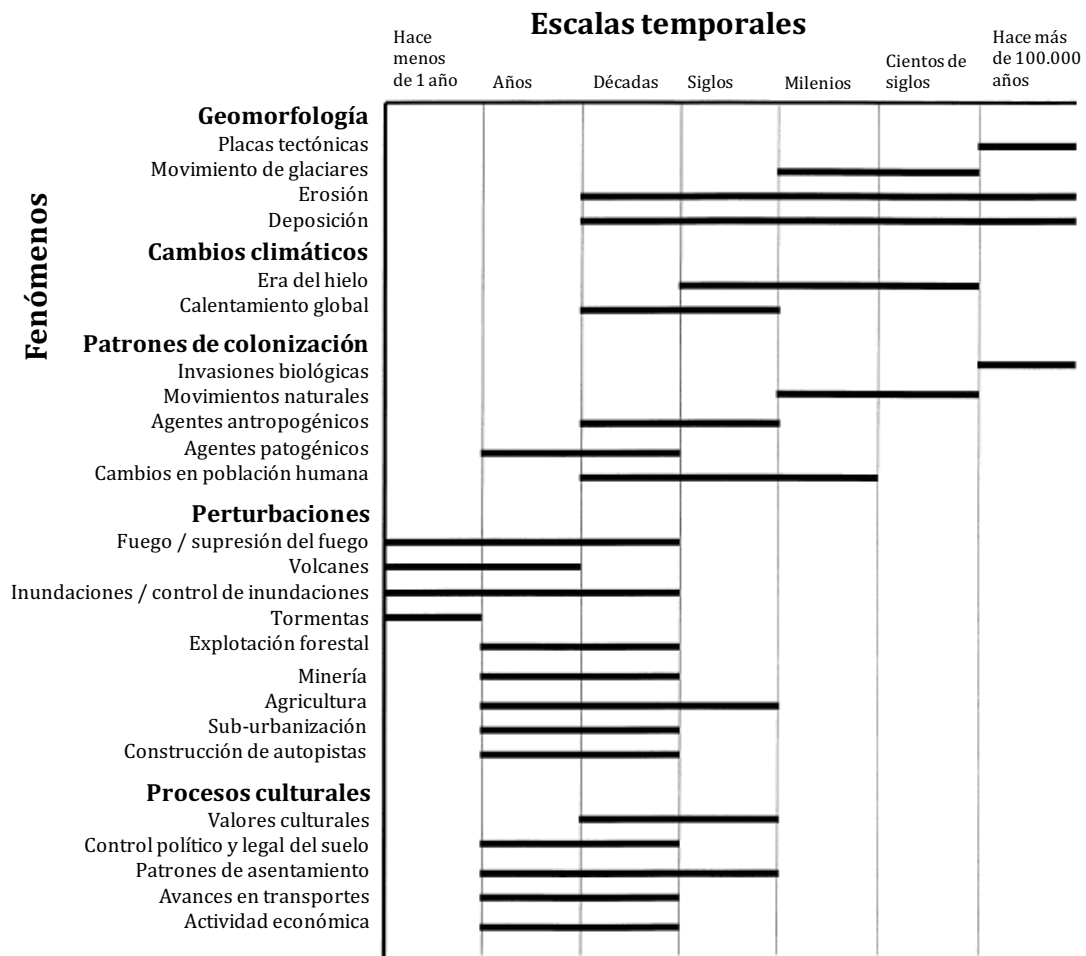


Figura 10. **Longitudes de tiempo para seleccionar procesos clave que influyen en el cambio del paisaje.** Esta investigación considera especialmente los cambios ocurridos en los últimos años y décadas. Fuente: Marcucci (2000).

De acuerdo a Rubio (1996), para poder realizar un estudio sistémico del paisaje los conceptos básicos que deben ser aplicados aquellos estudios de paisaje que se definan como sistémicos son: divisibilidad, control, estado, complejidad, predicción, regulación, comportamiento y dependencia. El trabajo de Rubio concluye que en general estos conceptos son utilizados muy escasamente, y por lo tanto se basan poco en la teoría general de sistemas. Asimismo, De Andrade & Rubio (1999), en un estudio sobre geomorfología litoral, indican que el estudio sistémico solo es posible realizarlo a través de la definición de los flujos de energía y de las interacciones entre los geo-elementos.

La ecología del paisaje, al igual que otras disciplinas científicas, surge de una disciplina previamente existente, siendo en este caso desde la geografía física por una parte (De Bolós 1992a), y desde la ecología de ecosistemas por otra, reconociendo la complejidad y dinámica de los sistemas ecológicos (Burel & Baudry, 2002). Este origen le deriva y comparte teorías (como aquellas presentadas para el estudio de ecosistemas) y le añade otras, que las diferencia. De este modo, es posible citar a partir de Burel & Baudry (2002) y Farina (2007) las teorías ligadas a la ecología o a disciplinas afines en que se basa la ecología del paisaje: 1- Teoría de la jerarquía, 2- Teoría general de sistemas, 3- Teorías diversas para la comprensión de sistemas

complejos y autorregulados como: a- Teoría del caos, b- Geometría fractal, c- Heterogeneidad, d- Teoría de la información, e- Autopoiesis y, 4- Teorías diversas para el análisis espacial y temporal de los sistemas ecológicos: a- Teoría biogeográfica de islas y metapoblaciones y b- Teoría de las perturbaciones.

La **teoría jerárquica** ofrece un marco conceptual al quehacer de la disciplina dado que en los paisajes se desarrollan fenómenos ecológicos a diferentes escalas espacio-temporales, existiendo correlación entre ellas (Figura 11) en cuanto a que, a mayor nivel de organizaciones existe una mayor velocidad de funcionamiento de sus elementos, lo que repercute en una mayor intensidad de interacción. Cabe destacar que la teoría no reconoce un *continuum* de escalas, sino valores discretos marcados. Esto refleja la necesidad de considerar varios niveles jerárquicos para dar cuenta de un fenómeno, siendo los niveles superiores orientadores del contexto en que se desarrolla el fenómeno y los niveles inferiores explicativos de las condiciones que lo limitan. Cada nivel contiene factores que explican el proceso estudiado, siendo identificados por criterios diferentes en función de la problemática en cuestión. En general, a nivel del paisaje se aborda la estructura espacio-temporal y sus factores de organización, mientras que a nivel de los elementos paisajísticos, se estudian sus formas, la calidad del hábitat para las especies objetivo y/o las relaciones con otros elementos del paisaje. Urban *et al.* (1987) señalan que esta teoría puede ayudar en el diseño de estudios de ecología del paisaje y en la predicción de cómo los factores externos alterarían un ecosistema. La Figura 11 presenta, como ejemplo de jerarquía espacio-temporal, un gráfico que relaciona la escala espacial con la escala temporal para dar cuenta de procesos que responden a dicha jerarquía espacio-temporal, en este caso, aludiendo a la evolución de la vegetación a través de la sucesión ecológica.

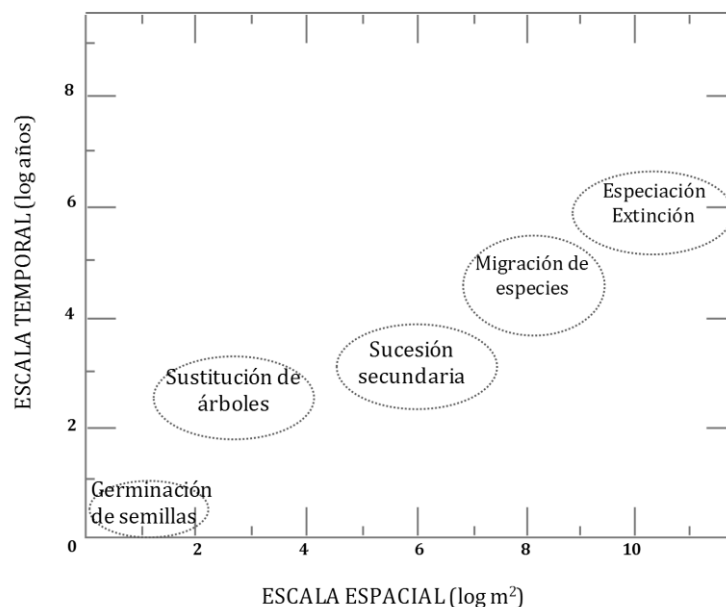


Figura 11. **Estructura jerárquica espacial y temporal de los procesos de sucesión ecológica.** Fuente: Modificado a partir de Burel & Baudry (2002).

La **teoría general de sistemas** trata de las propiedades y de las leyes de los sistemas, basándose en la teoría estructuralista, pudiendo definirse un sistema como un modelo (conjunto de elementos en interacción). El uso de modelos para entender el funcionamiento de un paisaje como sistema es ampliamente utilizado, más aún si se quieren describir las interacciones (flujos) entre sus componentes. En los geosistemas (paisajes complejos) el número de variables puede ser muy elevado y aumenta con el nivel de integración, siendo frecuente la necesidad de seleccionar aquellas que soportan mayor información. El carácter de totalidad de los sistemas (el todo es más que la suma de las partes) es especialmente importante en estudios de paisaje, dado que no se puede prescindir de las interrelaciones de los elementos del paisaje. Los paisajes como sistemas se estructuran jerárquicamente, variando su complejidad; son también dinámicos, manteniendo diferentes formas de entradas y salidas de materia y energía que afectan directamente a unos determinados elementos y relaciones, e indirectamente a todo el paisaje (el sistema), y desencadenan un conjunto de cambios y modificaciones. Las leyes de la termodinámica y en especial la segunda (que dice que aunque la energía del universo sea constante, su estado de desorganización tiende a aumentar, tiende a la entropía) operan especialmente en los paisajes como sistemas. Naturalmente, el reconocer al paisaje como sistema y representarlo a través de modelos obliga a realizar conexiones con el nivel inferior de organización, el ecosistema (De Bolós, 1992c).

En relación a las **teorías para la comprensión de sistemas complejos**:

- La **teoría del caos** alude a los fenómenos que parecen no obedecer a ninguna ley. Mientras, la **geometría fractal** permite medir la complejidad a través de su dimensión fractal, utilizando redes a diferentes escalas. Cuando estamos más interesados en las formas estructurales que un proceso caótico deja en su estela, entonces usamos la terminología de la geometría fractal, que es realmente la geometría cuyas estructuras son lo que da orden al caos (Peitgen *et al.*, 2004)
- La **teoría de la percolación** consiste en destacar la existencia de fenómenos críticos que, a modo de metáfora, dependen de un umbral bajo la cual no existe la percolación (movimiento a través de un medio poroso o también la transición de un estado en otro) y sobre el cual sí percola, y todo a la vez. Permite describir fenómenos físicos, biológicos o sociológicos mediante conceptos geométricos, expresado por ejemplo, en movimiento de individuos (Wiens & Milne, 1989) y en la propagación de perturbaciones (Gardner *et al.*, 1987).
- La **heterogeneidad** puede ser definida como una distribución no-azarosa de los objetos, siendo un carácter inherente del mosaico paisajístico, y que por tanto debe ser considerada.
- La **teoría de la información** aporta a través de la vinculación entre información y energía, y entonces entre cantidad de información y cantidad de organización de un sistema (y su correspondencia con la generación de entropía), en este caso, el paisaje (Stoiner, 1996).
- La **autopoiesis** en un sistema, en este caso el paisaje, se refleja en la capacidad de auto-organizarse y mantener una actitud “creativa” a través de respuestas homeostáticas ante situaciones cambiantes (Farina, 2007; Maturana & Varela, 2008).

Finalmente, en cuanto a las **teorías para el análisis espacial y temporal de los sistemas ecológicos**:

- La **teoría biogeográfica de las islas** surge en el contexto de la riqueza de aves en un conjunto de islas reales, señalando que la riqueza de especies es una función de la inmigración y extinción, procesos que son distintos a su vez en función de la distancia entre las islas al continente y sus superficies. De esta manera, antepone un control de la organización espacial por sobre los procesos ecológicos que estarían condicionados por la distancia entre las comunidades, por ejemplo. El concepto de metapoblación está fuertemente relacionada con esta teoría, considerando a la colonización y a la extinción como procesos fundamentales. Otra idea relacionada es la de sistemas fuentes y sistemas sumideros (*source-sink systems*), siendo “fuentes” las poblaciones en que la natalidad supera la mortalidad, la inmigración y la emigración, y “sumideros” aquellas poblaciones con un balance negativo entre organismos nacidos y muertos. En ecología constituye un concurrido campo de investigación (Figura 12).
- La **teoría de las perturbaciones** indica que la heterogeneidad espacio-temporal del paisaje es el resultado de un conjunto de perturbaciones naturales y/o antrópicas. La génesis, dispersión y organización espacio temporal de las manchas del paisaje (parches) depende del régimen de perturbaciones. Asimismo, la dinámica de las manchas (parches) está dada por redes de intercambio entre ellas, que facilitan (entre otros procesos) su recolonización (y la sucesión ecológica). La ocurrencia de perturbaciones recurrentes y posteriores sucesiones dispersas en paisajes espacio-temporalmente imprevisibles motiva a introducir el concepto de meta-climax, definido por Blondel (1986) como el “conjunto de subsistemas sucesionales desfasados entre sí, pero igualmente necesarios para el funcionamiento del sistema a escala regional (de paisaje)”, que genera un mosaico heterogeneo como resultado de la dinámica espacio-temporal. Por otra parte, el régimen de perturbaciones y su dinámica es una condición necesaria para el mantenimiento de la diversidad, a distintas escalas.

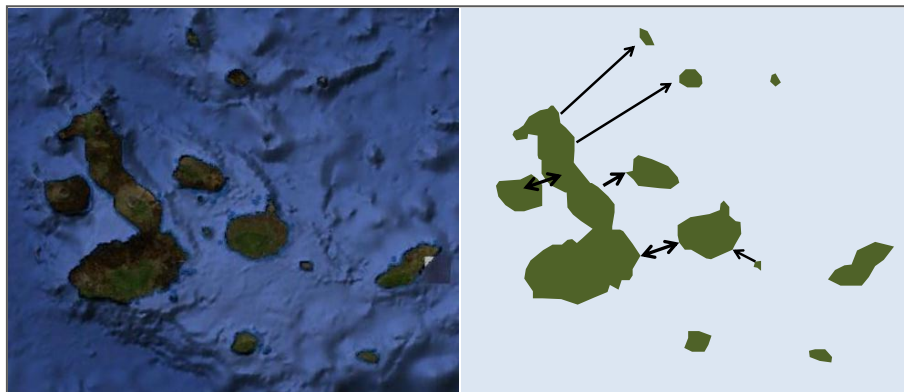


Figura 12. **Modelo general de islas biogeográficas y sistemas fuentes-sumideros.** A la izquierda se muestra un conjunto de islas verdaderas (Islas Galápagos, Ecuador), mientras que a la derecha se esquematiza el paisaje, compuesto por una matriz hostil representada por el mar, los parches para alguna especie de ave específica representados por las islas y con flechas se muestra un hipotético flujo de especies desde una isla hacia otra, representando “fuentes” aquellas islas desde las cuales emigran organismos para poblar otra, sin mermar sus poblaciones, y sumideros aquellas que no son capaces de sostener por sí mismas (sin inmigración) una población estable. Fuente: Elaboración propia.

2.4 INTEGRACIÓN DE LA ECOLOGÍA DE ECOSISTEMAS Y PAISAJES

El desarrollo de la ecología (como ciencia natural) estuvo sustentada por años, por conveniencia y simplicidad, sobre sistemas homogéneos y escalas sobre las cuales los procesos presentaban uniformidad. Como factor de análisis, la ecología de ecosistemas sigue la dinámica de los sistemas heterogéneos en composición, aunque en general homogéneos en el espacio, como modo de definir los límites de sistemas abstractos. Luego, la ecología del paisaje hace de la heterogeneidad espacial un aspecto esencial de análisis, así como también de su dinámica (Pickett & Cadenasso, 1995).

En relación al concepto de ecosistemas, esta investigación considera la definición de Tansley y además reconoce a la ciudad como un ecosistema, que se compone de elementos abióticos tales como la infraestructura urbana, los conjuntos habitacionales, las calles, los elementos físicos y químicos naturales (atmósfera, suelos, cuerpos de agua) y bióticos, siendo especialmente relevante la vegetación de la ciudad y de los sitios de mayor naturalidad aledaños; aunque también se considera al hombre y sus actividades como elemento constituyente (aunque no directamente su percepción subjetiva y/o estética), asimilando otras definiciones más modernas y explícitas en este ámbito. En tanto, los procesos ecológicos a nivel de ecosistemas (y particularmente en la ciudad) están representados por flujos de materiales (p. ej. agua, alimentos, partículas contaminantes, materia orgánica viva y en descomposición), energía (p. ej. en forma de calor o exergía –disponible para realizar trabajo–), información (p. ej. flujo de dinero, de conocimiento y de energía que puede transformarse en información) y especies (p. ej. organismos que transitan por la ciudad, utilizan espacios para nidificación, para alimentación, etc.).

En tanto, la definición de paisaje que se usará en la investigación es la de Forman & Godron (1986) por cuanto hace mención explícita al concepto de ecosistema y los flujos laterales entre ecosistemas, permitiendo su uso para la evaluación de servicios ecosistémicos. Se considerará la ecología del paisaje cuya visión se fundamenta en la idea de que los patrones espaciales influyen fuertemente los procesos ecológicos y viceversa, centrándose en tres características del paisaje:

1. **Estructura:** las relaciones espaciales entre los ecosistemas (o elementos) presentes.
2. **Función:** las interacciones entre los elementos espaciales, principalmente flujos de materia, energía y especies (flujos laterales).
3. **Cambio:** la alteración en la estructura y función del paisaje en el tiempo, también se describe como dinámica espacio-temporal del paisaje.

El como se estructura el paisaje es una pregunta fundamental en ecología del paisaje (Pickett & Cadenasso, 1995) y requiere de la identificación de tipos de ecosistemas y sus relaciones. Esto se puede realizar técnicamente a través de herramientas de teledetección, considerando para la elección de la unidad elemental del paisaje (en términos espaciales) una consideración ecológica (organismo o proceso estudiado), y una consideración técnica (calidad de los datos disponibles, número de unidades, resolución del mapa, etc.). El paisaje puede ser observado como un mosaico, y a partir de las formas que adquieran las unidades de similares

características y la función que el observador infiere para el objeto ecológico en cuestión, las formas pueden clasificarse como manchas (parche), corredores y matriz. Así, la disposición espacial de los elementos del paisaje (tipos de ecosistemas) conforma el patrón paisajístico, el cual es frecuentemente la perspectiva desde la cual se investigan los paisajes (Farina, 2007). Esto ha recibido críticas por el predominio de lo visual ante lo funcional y por tratar la matriz como un aspecto indiferenciado, neutro u hostil, lo que es influenciado por la teoría biogeográfica de las islas, cuya matriz en los modelos experimentales que constituyeron la teoría es el océano. Alternativamente, sobre este último punto se ha propuesto el reconocer la matriz como manchas de distinta naturaleza, existiendo de este modo dos maneras, una en que la matriz es un fondo sobre el cual se sitúan elementos y otra en que la matriz es parte de la totalidad, representando un elemento más (Pickett & Cadenasso, 1995; Burel & Baudry, 2002).

Esta forma de abordar la estructura del paisaje funciona bien para el tipo de estudios que ha predominado en la ecología del paisaje, los cuales corresponden a estudios propios de la ecología de poblaciones, comunidades e incluso ecosistemas en que se ha incorporado la variable espacial, sin perder la perspectiva centrada en el movimiento de los organismos. Esto no es explicativo de la dinámica del paisaje (sus cambios), sino de ciertos elementos (principalmente organismos) en el paisaje. De esta manera el paisaje es interpretado como condicionante y la distribución espacial de algunos de sus elementos paisajísticos, se refiere a hábitats de los organismos focales.

En los comienzos de la ecología del paisaje existió una importante producción de nomenclaturas e índices destinados a medir y cuantificar la estructura del paisaje. Burel & Baudry (2002) recogen información que indica, sobre la base de los artículos publicados en la revista "*Landscape Ecology*", que existe la necesidad urgente de desarrollar investigaciones que permitan vincular estos índices con los procesos ecológicos. Las investigaciones próximas al año 2002 se encontraban muy centradas en los desplazamientos de animales, así como también en la distribución de plantas o flujo de materia, principalmente nutrientes y contaminantes (Burel & Baudry, 2002). Además, en éstas, se usa y describe en forma frecuente a los usos del suelo (o de la tierra) como tipos de ecosistemas, siendo consistente con la definición de Urban *et al.* (1987) que describe al paisaje como mosaico heterogéneo de geoformas, tipos vegetacionales y usos del suelo (Nagendra *et al.*, 2004).

La función del paisaje, en tanto, es considerada por la ecología del paisaje de un modo distinto a la forma típica de la ecología clásica, indagando en las relaciones entre elementos vecinos, respecto a cómo se afectan entre sí o como su relación afecta procesos (Pickett & Cadenasso, 1995). Se representa a través de flujos de materia, energía, especies y/o información entre los ecosistemas (repetidos) que componen el mosaico paisajístico, siendo determinado por su clima, geomorfología (relieve), suelos, hidrología y diversidad de especies y ecosistemas (Haber, 2004). Estos flujos son también denominados como flujos laterales, por cuanto fluyen entre los elementos espaciales del paisaje, los ecosistemas.

La relación entre la estructura del paisaje y su función es directa, ya que los elementos del paisaje pueden facilitar, inhibir o permanecer neutrales a los flujos que

ocurren a través de ellos, especialmente aquellos que representan bordes entre o ecotonos entre elementos del paisaje notoriamente diferentes (p. ej. áreas naturales y urbanización), teniendo así, la estructura del mosaico paisajístico, una gran influencia en el flujo de materiales, energía, especies e información y viceversa (Pickett & Cadenasso, 1995). De esta manera, los flujos de laterales se ven influenciados por el mosaico a través del cual fluyen, y el cambio en la estructura también provocará cambios en la magnitud del flujo.

Este flujo entre ecosistemas tiene una expresión conceptual como servicios ecosistémicos, dado que aquello que se transfiere entre los ecosistemas pueden ser: agua en circulación (en grandes volúmenes o en forma de humedad); masas de aire en movimiento, de alta pureza o determinada temperatura; especies que arriban a un ecosistema desde otro y viceversa; etc., los cuales pueden representar un beneficio para la sociedad, aumentando su bienestar. De esta manera, los servicios ecosistémicos pueden ser interpretados y medidos como flujos entre los ecosistemas que conforman un paisaje, de cuyas interacciones los seres humanos obtienen beneficios.

Siguiendo una aproximación funcional y, centrando la investigación en los servicios ecosistémicos de regulación, los flujos entre ecosistemas de interés se representan básicamente en materia y/o energía, quedando excluidos los flujos de especies y de información, por la naturaleza de estos servicios ecosistémicos y la clasificación adoptada.

Los cambios que pueden experimentar los flujos laterales entre ecosistemas representan cambios en la prestación de servicios ecosistémicos de un ecosistema a otro en un paisaje. Así, por ejemplo, la temperatura superficial y la precipitación están fuertemente condicionadas por la cobertura vegetal, además, el intercambio de calor y gases es sensible a la “rugosidad” del paisaje y no es simplemente la suma de intercambios entre los diferentes elementos del paisaje y la atmósfera (Farina, 2007). Por otra parte, el almacenamiento de bienes (*stock*) representa un tema distinto, al igual que la producción de estos servicios.

La inestabilidad inherente del paisaje como sistema abierto crea mosaicos sensibles, amplificando la probabilidad de cambio en la prestación de servicios entre ecosistemas. Al respecto la escala espacial tiene un rol preponderante, ya que a pequeñas escalas (local), las perturbaciones no modifican mayormente la estabilidad general del sistema en términos estructurales y funcionales, teniendo impactos espacial y temporalmente acotados, mientras que grandes perturbaciones (a escala regional) pueden provocar cambios irreversibles en el sistema. Las perturbaciones y la fragmentación son dos de los principales procesos que influyen en la heterogeneidad del mosaico paisajístico teniendo consecuencias sobre su estructura y función (Farina, 2007).

Turner (2005) señala que para mejorar la comprensión de la función del paisaje existe un desafío asociado a la integración de la ecología del paisaje y de ecosistemas, la cual ha tenido un bajísimo nivel de desarrollo. En efecto, la ecología de ecosistemas ha avanzado muchísimo en el conocimiento de los flujos de materia y energía en ausencia de un contexto espacial, y la ecología del paisaje ha puesto muy

poco énfasis en los procesos ecosistémicos y en las transferencias entre parches, entendidos como ecosistemas donantes o subvencionados (Turner, 2005). Los patrones, causas y consecuencias de la heterogeneidad espacial para las funciones ecosistémicas (y sus servicios ecosistémicos) han llegado a sugerirse como una de las actuales fronteras de investigación en ecología de ecosistemas y paisajes (Lovett *et al.*, 2005).

Para conocer cómo pueden llegar a ser los patrones y procesos de un paisaje en el futuro, puede ser altamente útil el uso, como herramientas primarias, de modelos de simulación espacialmente explícitos que destaquen la naturaleza compleja del paisaje, enfrentando el desafío de ejercer un balance entre la simplicidad de modelos generales o simples, y modelos más realistas o complejos, los cuales pueden ser empleados para identificar los aspectos de la configuración espacial que pueden retardar o mejorar un flujo lateral (Turner, 2005).

Pese a la relevancia para la sociedad del correcto funcionamiento de los ecosistemas, por los beneficios que obtiene de ellos, en forma de bienes y servicios ecosistémicos, son escasas las publicaciones que integran datos de evaluaciones de servicios ecosistémicos y biofísicos, y los que usan una estructura de transferencia espacial (Troy & Wilson, 2006).

2.5 ECOLOGÍA Y MEDIO AMBIENTE URBANO

Tal como lo señalara Haila & Levins (1992), además de la definición científica de ecología sustentada en el desarrollo de las ciencias naturales, existe otra concepción enraizada en la sociedad que hace de todo aquello que compete a la naturaleza y a su protección como “ecología”. También se amplió el uso del término ecología como sinónimo de medio ambiente sano, usándolo como adjetivo de algún producto para dar la idea de algo que no contamina (o descontamina) o usando el prefijo “eco” con el mismo fin.

Para efectos de relacionar ecología con medio ambiente, y sobre la base de la definición de ecología como una disciplina que “estudia científicamente los procesos que influyen en la abundancia y distribución de los organismos, las interacciones entre organismos y las interacciones entre organismos y los flujos y transformaciones de la energía y materia” es que su equivalente para comparar (o vincular) ecología y medio ambiente, son las ciencias ambientales.

Las ciencias ambientales albergan un conjunto de disciplinas de distintas ciencias, para proveer información sobre los sistemas físicos, biológicos y sociales que constituyen la biósfera y, que determinan su dinámica a diferentes escalas espaciales y temporales (Kalin-Arroyo *et al.*, 2005). De esta manera puede constituir una meta-ciencia. Es inherente en ella el carácter multidisciplinario, no una elección. La ecología es una de las disciplinas que convergen en las ciencias ambientales, teniendo también un carácter interdisciplinario, pero de un modo distinto, ya que las ciencias ambientales se forjan a través del desarrollo conjunto de las disciplinas mientras que la ecología se alimenta de otras disciplinas. De este modo, la ecología incorpora el conocimiento de disciplinas que permitan abordar los problemas que, la ecología como disciplina, enfrenta. Es así, que la ecología de ecosistemas y la ecología de paisajes (o del paisaje) reconocen la necesidad de tener en cuenta un conjunto de disciplinas

asociadas, para comprender la diversidad y complejidad de mecanismos que controlan los procesos ecológicos a nivel de ecosistemas y de paisajes, para predecir su evolución y, proponer elementos adecuados de gestión y/o de manejo (Burel & Baudry, 2002). No obstante esta distinción entre ecología (o ciencias ecológicas) y ciencias ambientales, no cabe duda de que la ecología es una de las disciplinas fundamentales de las ciencias ambientales, pero no la única ni la que es capaz de responder a todas las inquietudes propias de las ciencias ambientales.

De acuerdo a la definición vigente en Chile, la definición de medio ambiente es “el sistema global constituido por elementos naturales y artificiales de naturaleza física, química o biológica, socioculturales y sus interacciones, en permanente modificación por la acción humana o natural y que rige y condiciona la existencia y desarrollo de la vida en sus múltiples manifestaciones” (Ley General de Bases del Medio Ambiente, N° 19.300, artículo 2, inciso II; sin modificaciones con la Ley N° 20.417). Esta definición tiene un gran parecido a la definición del concepto de ecosistema como “el sistema total en sentido físico incluyendo no solamente el complejo de organismos, sino también el conjunto de factores físicos formando eso que denominamos el ambiente del bioma, los factores del hábitat en el sentido más amplio” (Tansley, 1935) que alude a un sistema de elementos físicos, químicos y biológicos que están en permanente interacción, y excluye los elementos socio-culturales. En muchas ocasiones se usa para referirse a un lugar (Delgado & Marín, 2005) haciendo equivalente el término de ecosistema a medio ambiente. El paisaje también ha sido tratado como equivalente a medio ambiente, tanto por la definición que recibe desde la ecología o las tendencias anglosajona y norte-americana y mayormente por aquella que proviene de la geografía o las tendencias europeas (originadas en Francia) que incorporan los aspectos sociales y subjetivos (culturales) de forma más radical. De esta manera, se ha llegado a señalar que el concepto de paisaje reemplaza al de medio ambiente.

No obstante ello, se diferenciará en esta investigación los conceptos de ecosistema, paisaje y medio ambiente, por cuanto los dos primeros se reconocen desde su definición ecológica y como un aporte a las ciencias ambientales que requieren de la participación de otras disciplinas en el estudio del medio ambiente. Por esta razón, se usará el concepto de servicios ecosistémicos y no el de servicios ambientales, que en ocasiones es tratado como equivalente y en otras es diferenciado. Por tratarse de una investigación netamente ecológica es que se procurará ser especialmente rigurosos en el uso de conceptos ecológicos.

Por otra parte, debe también reconocerse que esta investigación surge por una motivación de carácter ambiental, buscando proteger y mejorar el medio ambiente y las condiciones para la vida de la sociedad en él y como parte de él. Se busca proporcionar conocimientos para evitar y/o reparar daños ambientales, que según la legislación vigente en Chile, se define como “toda pérdida, disminución, detrimento o menoscabo significativo inferido al medio ambiente o a uno o más de sus componentes” (Ley General de Bases del Medio Ambiente, N° 19.300, artículo 2, inciso e). Para efectos prácticos, aquellos componentes (y sus interacciones) cuyo daño se previene evitar o reparar son aquellos que proveen servicios ecosistémicos, tras lo cual, subyace el deseo de permitir un funcionamiento correcto y lo más natural posible, de los paisajes y sus ecosistemas constituyentes. Como propósito último (máximo) se orienta hacia el desarrollo sustentable de las ciudades, haciendo el aporte

de una de las tres esferas constituyentes del concepto (protección del medio ambiente o de los sistemas naturales), sin abordar directamente las otras dos esferas (equidad social y crecimiento económico).

El medio ambiente urbano y su problemática ambiental, o bien, los ecosistemas urbanos y su funcionamiento, acogen cada una estas definiciones, considerando como componentes del ecosistema urbano, además de los componentes físicos, químicos y biológicos, a los seres humanos y su estructura urbana (Frede & Trujillo, 1998). La estructura propiamente urbana, incorpora elementos adicionales a los ecosistemas típicamente naturales (factores bióticos y abióticos), estos son la influencia dominante de los seres humanos y flujos de materiales y energía más complejos (información, dinero, influencias, materiales manufacturados, etc.).

En atención al medio ambiente urbano y la ecología, que como ciencia lo estudia como paisaje o ecosistema urbano, su estudio ha estado indirectamente basado en los principios propios de campos como la geografía y la ecología del paisaje (McDonnell *et al.*, 2009b). Desde la ecología ha evolucionado el desarrollo de los estudios ecológicos en ambientes urbanos, reconociéndolo bajo el nombre de “ecología urbana”, “ecología de (o en) ciudades y pueblos (o áreas urbanas, asentamientos humanos)”. Esto lleva implícito el reconocimiento de ecosistemas y paisajes propiamente urbanos, que se caracterizan por el predominio de los elementos antrópicos sobre los bióticos y abióticos y, por obtener su energía a través de artefactos construidos por el hombre. Cabe destacar también, que las relaciones entre sus elementos son de mayor diversidad, ya que a las interacciones clásicas entre componentes bióticos y abióticos se debe agregar el amplio abanico de interacciones de éstos con los componentes antrópicos y de los componentes antrópicos entre sí. Los servicios ecosistémicos representan sólo una perspectiva del estado del medio ambiente urbano, sin embargo, son una herramienta potente para evaluar el desempeño ambiental de las ciudades, ya sea comparando entre sistemas naturales y semi-naturales con aquellos sistemas más intervenidos, o bien entre distintos tipos o grados de urbanización.

El estudio de ciudades por parte de la ecología es reciente y se encuentra en desarrollo. Es parte de la respuesta de la ciencia a la crítica de que, desde su concepción como ciencia natural, la ecología ha tenido un bajo nivel de aplicación sobre los problemas de la sociedad (Di Castri, 2003). La causa del criticado poco aporte, puede radicar en que los problemas de la sociedad no son necesariamente de interés para los ecólogos que tienen sus “propias” preguntas, problemas o fenómenos de interés. Sin embargo, al igual que cualquier disciplina, la ecología ha evolucionado a través de los años y ha comenzado a hacerse cargo de temas ambientales (Parlange, 1998), aumentando durante el siglo veinte su focalización sobre los problemas y riesgos que la sociedad moderna enfrenta, y que han sido parcialmente generados por sus propios desarrollos tecnológicos (Serey & Ricci, 2007). Esto ha tenido consecuencias en la comprensión de los patrones ecológicos de gran escala, en que, según McDonnell *et al.* (2009b), la integración de información para su comprensión ha estado hasta ahora limitada más por la información de tipo ecológica que por la información de tipo social o física. Evidencia de esto puede ser que las tres de las cuestiones más abordadas por la ecología del paisaje en relación a la problemática ambiental son: 1- La dinámica de poblaciones (biológicas) en medios fragmentados; 2- El mantenimiento de la biodiversidad a nivel paisajístico y; 3- Control

de flujos de agua y nutrientes en los paisajes humanizados. En esta misma línea, el reconocimiento del rol del hombre en los sistemas naturales ha promovido la expansión de la escala de estudio de 0,001 a 1 km², a escalas regionales entre 1 a 1000 km², acercándose a otras disciplinas como la geografía (Pickett & McDonnell, 1993).

La ecología puede contribuir a abordar los problemas ambientales urbanos a partir de su cuerpo teórico, tal como ha sido descrito en las páginas anteriores para dos de sus niveles de organización: 1- ecosistemas, dado que supera la dedicación exclusiva a los organismos integrando a los elementos no vivos y, 2- paisajes, que incorpora constitutivamente la referencia espacial de los patrones (estructura) y procesos (función) que los generan. Estos dos niveles de organización biológica se han visto más motivados y forzados a incorporar al hombre como componente constituyente, lo que ha desencadenado la ya mencionada necesidad de integración con otras disciplinas propias de las ciencias humanas y sociales (Pickett & Cadenasso, 1995).

En resumen, la investigación se enmarca desde la ecología como ciencia natural, centrándose en los niveles de organización biológica de ecosistemas y paisajes, particularmente sobre los ámbitos de estudio de los flujos entre ecosistemas a través de modelos y, la estructura y función del paisaje (Figura 13). Los servicios ecosistémicos representan un ámbito general de la ecología que encuentra en la ecología de ecosistemas poderosas herramientas para su análisis. En tanto la función del paisaje alude al flujo entre ecosistemas, que en esta investigación son representados como prestación de servicios ecosistémicos, particularmente de regulación, siguiendo una clasificación funcional. Las teorías involucradas en esta conceptualización son, al menos, la termodinámica por el flujo de materia y energía; de sistemas por el funcionamiento sistémico de los elementos en cuestión y su carácter de sistemas abiertos y complejos; de jerarquía por la connotación espacial y temporal de la estructura y los flujos y; de heterogeneidad por tratar sobre sistemas heterogéneos, entre otras teorías. Finalmente la investigación persigue brindar conocimientos para la sociedad, en términos de abordar un problema ambiental, el cual es la expansión urbana, por lo cual será necesario describir en los próximos capítulos el aporte específico de la ecología en el estudio de las ciudades y de las herramientas teóricas, conceptuales y metodológicas de que dispone en su actual estado de avance.

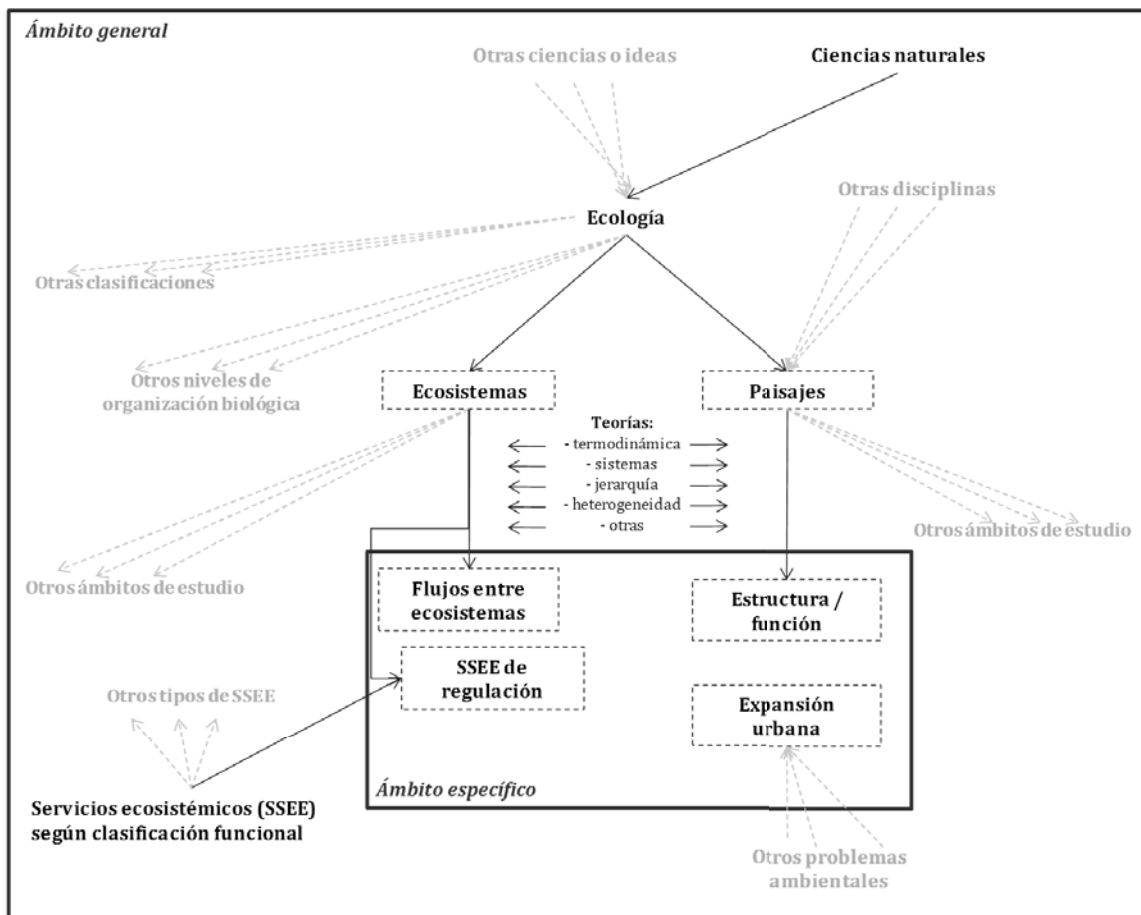


Figura 13. **Ámbito general y específico de la investigación.** Se muestran las elecciones tomadas en esta investigación, reconociendo y señalando la existencia de otras alternativas (en tonalidades suaves y líneas entrecortadas) para evaluar el problema ambiental de la expansión urbana u otro. Fuente: Elaboración propia.

2.6 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Bertrand, G. & Bertrand, C. (1975). Pour une histoire écologique de la France rurale. En: Duby, G. & Wallon, A. (eds.) Histoire de la France rurale. Tomo 1. Seuil.

Blondel, J. (1986). Biogéographie évolutive. Masson, Paris, Francia.

Burel, F. & Baudry, J. (1990). Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany France. Landscape Ecology (4), 197-210.

Burel, F. & Baudry, J. (2002). Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Editoriales Mundi-Prensa. 353pp.

De Andrade, A. & Rubio, P. (1999). Geomorfología litoral: Una propuesta metodológica sistémica en la llanura costera de Ceará, nordeste de Brasil. Revista de Geografía (33), 165-182.

De Bolós, M. (1992a). Antecedentes. En: De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Bolós, M. (1992b). Escuelas y tendencias actuales en la Ciencia del Paisaje. En: De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Bolós, M. (1992c). El geosistema, modelo teórico del paisaje. En: De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. (1992). Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Groot, R., Matthew, W. & Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* (41), 393-408.

Delgado, L. & Marín, V. (2005). FES-sistema: Un concepto para la incorporación de las sociedades humanas en el análisis medioambiental en Chile. *Revista Ambiente y Desarrollo* , 3 (21), 18-22.

Di Castri, F. 2003. La biodiversidad en la sociedad de la información. *Revista Ambiente* 91. Disponible en <http://www.revista-ambiente.com.ar/imagenes/91/Di%20Castri.pdf>

Egerton, F. (1993). The history and present entanglement of some ecological perspectives. En: McDonnell, M. & Pickett, S. (eds.) *Human as component of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*.

Farina, A. (2007). *Principles and methods in landscape ecology*. Springer. Netherlands.

Forman, R. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Forman, R. (2002). Prefacio. En: Burel, F. & Baudry, J. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Editoriales Mundi-Prensa. 353pp.

Frede, D. & Trujillo, R. (1998). Ecosistema antropógeno urbano. *Revista Universidad Eafit*. Disponible en <http://bdigital.eafit.edu.co/bdigital/ARTICULO/HRU0380000110199805/frede.pdf>

Gardner, R., Mime, B., Turner, M. & O'Neill, R. (1987). Neutral models for the analysis of broad-scale landscape pattern. *Landscape Ecology* (1), 19-28.

Golley, F. (1993). *A history of the ecosystem concept in ecology*, New Haven, London. Citado en Müller, F. (1997). State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* (100), 135-161.

Green, B., Simmons, E. & Woltjer, I. (1996). *Landscape conservation. Some steps towards developing a new conservation dimension. A draft report of the IUCN-CESP Landscape Conservation Working Group*. Department of Agriculture, Horticulture and Environment, Wye College, Ashford, Kent, UK.

Haila, Y. & Levins, R. (1992). *Humanity and Nature: Ecology, science and society*. Pluto Press.

Haber, W. (2004). Landscape ecology as a bridge from ecosystems to human ecology. *Ecological Research* (19), 99-106.

Heal, G. (1999). *Valuing Ecosystem Services*. Columbia University: Columbia Business School.

Kalin-Arroyo, M., Armesto, J., Bozinovic, F., Cavieres, L., Gutiérrez, J., Latorre, C., Marquet, P., Soto, D. & Squeo, F. (2005) *Ecología y ciencias ambientales*. En: Ureta, T., Babul, J., Martínez, S. & Allende, J. (eds). *Análisis y proyecciones de la ciencia chilena-2005: 295-331*. Academia Chilena de Ciencias. Santiago, Chile. Disponible en http://www.academia-ciencias.cl/download.php?file=analisis_proyecciones/13.pdf

Kay, J. (2000). Ecosystems as self-organising holarchic open systems: narratives and the second law of thermodynamics, pp 135-159, En: Jørgensen, S.E. & Müller, F. (eds). *Handbook of ecosystem theories and management*. Lewis Publishers, London.

Lefeuvre, J. (2002). Prólogo a la edición francesa. En: Burel, F. & J. Baudry. *Ecología del paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Editoriales Mundi-Prensa. 353pp.

Lovett, G., Jones, C., Turner, M. & Weathers, K. (eds.) (2005). *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. New York: Springer-Verlag.

Marcucci, D. (2000). Landscape history as a planning tool. *Landscape and Urban Planning* (49), 67-81.

Marín, V. & Serey, I. (2007). La modelación en ecología y medio ambiente. En V. Marín, & L. Delgado. *Elaboración de un modelo conceptual del ecosistema del humedal de río Cruces*. Informe de avance. (págs. 112-126). Universidad de Chile.

Martí, C., Peña, J. & Pintó, J. (2004). Metodología de análisis de la transformación del paisaje de la Costa Brava: evolución, diagnóstico y prognosis. En Conesa, C. & Martínez, J. *Territorio y medio ambiente: Métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica*. Universidad de Murcia.

Maturana, H. & Varela, F. (2008). *El árbol del conocimiento*. 19ª edición. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

McDonnell, M. & Pickett, S. (1993). Introduction: Scope and need for an ecology of subtle human effects and populated areas. En: McDonnell, M. & Pickett, S. (eds.) *Human as component of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*.

McDonnell, M., Breuste, J. & Hahs, A. (2009b). Introduction: Scope of the book and need for developing a comparative approach to the ecological study of cities and towns. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

- Müller, F. (1997). State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* (100), 135-161.
- Nagendra, H., Munroe, D. & Southworth, J. (2004). From pattern to process: Landscape fragmentation and the analysis of land use/land cover change. *Agriculture, Ecosystems and Environment* (101), 111-115.
- Naveh, Z. (1987). Biocybernetic and thermodynamic perspectives of landscape functions and land use patterns. *Landscape Ecology* (1), 75-83.
- Nicholson, E., Mace, G., Armsworth, P., Atkinson, G., Buckle, S., Clements, T., Ewers, R., Fa, J., Gardner, T., Gibbons, J., Grenyer, R., Metcalfe, R., Mourato, S., Muu, M., Osborn, D., Reuman, D., Watson, C. & Milner-Gulland, E. (2009). Priority research areas for ecosystem services in a changing world. *Journal of Applied Ecology* (46), 1139-1144.
- O'Neill, R. (2001). Is it time to bury the ecosystem concept? (with full military honors, of course!). *Ecology* (82), 3275–3284.
- Ostroumov, S. (2002). New definitions of the concepts and terms ecosystem and biogeocenosis. *Doklady Biological Sciences* 383 (4), 141-143.
- Parlange, M. (1998). The city as ecosystem. *BioScience* 48 (8), 581-585.
- Peitgen, H., Jürgens, H. & Saupe, D. (2004). *Chaos and fractals: New frontiers of science*. Second Edition. Springer.
- Pickett, S. & McDonnell, M. (1993). Humans as component of ecosystems: A synthesis. En: McDonnell, M. & Pickett, S. (eds.) *Human as component of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*.
- Pickett, S. & Cadenasso, M. (1995). Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* (269), 331-334.
- Pitte, J. (1983). *Histoire du paysage français*. Paris: Tallandier.
- Plotnick, R., Gardner, R. & O'Neill, R. (1993). Lacunarity indices as measures of landscape texture. *Landscape Ecology* 8 (3), 201-211.
- Rodríguez, L., Pascual, U. & Niemeyer, H. (2006). Local identification and valuation of ecosystem goods and services from *Opuntia scrublands* of Ayacucho, Peru. *Ecological Economics* (57), 30-44.
- Rubio, P. (1995). *Sistematización de los estudios de paisaje*. Tesis doctoral, Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universitat de Barcelona. 300 pp.
- Rubio, P. (1996). La teoría general de sistemas y el paisaje. *Treballs de la Societat Catalana de Geografia* (41), 91-104.

Serey, I. & Ricci, M. (2007). Marco teórico. En: Serey, I., Ricci, M. & Smith-Ramírez, C. (eds.), Libro Rojo de la Región de O'Higgins. Universidad de Chile - Corporación Nacional Forestal. Rancagua, Chile.

Stoiner, T. (1996). Information as a basic property of the universe. *BioSystems* (38), 135-140.

Sukhdev, P. (2009). Costing the Earth. *Nature* (462), 277.

Swift, M., Izac, A. & Van Noordwijk, M. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes—are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment* (104), 113–134.

Tansley, A. (1935). The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology* (16), 284-307.

Troy, A. & Wilson, M. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological economics* (60), 435-439.

Turner, M. (2005). Landscape ecology: What Is the state of the science?. *Annual Review of Ecology and Systematics* (36),319–44.

Turner, M., Gardenr, R. & O'Neill, R. (1995). Ecological dynamics at broad scales. *BioScience* (45), S29-S35.

Ulanowicz, R. & Abarca-Arenas, L. (1997). An informational synthesis of ecosystem structure and function. *Ecological Modelling* (95), 1-10.

Urban, D., O'Neill, R. & Shugart, H. (1987). A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* (37), 119-127.

Von Bertalanffy, L. (1976). Teoría general de los sistemas. Editorial Fondo de Cultura Económica. México.

Wiens, J. & Milne, B. (1989). Scaling of 'landscapes' in landscape ecology, or, landscape ecology from a beetle's perspective. *Landscape Ecology* (3), 87-96.

CAPÍTULO III
CONCEPTUALIZACIÓN DE LA ECOLOGÍA
URBANA

Este capítulo contiene un resumen del origen de la ecología urbana, sus discusiones teóricas fundamentales, sus conceptos básicos y algunas de sus consecuencias metodológicas.

En la década de 1970 fueron efectuados los primeros llamados a hacer ecología urbana a través de libros como *“The City as a Life System”* (Nix, 1972) y *“The Urban Ecosystem: A Holistic Approach”* (Stearn & Montag, 1974), dando origen a estudios sistemáticos de ecosistemas urbanos, los cuales lamentablemente no fueron muy difundidos, por lo que la ecología urbana no llegó a ser un campo muy desarrollado (McDonnell *et al.*, 2009a). En Barcelona (España) tempranamente la temática comenzó a ser abordada en forma institucional, en especial a través de la Agencia de Ecología Urbana del Ayuntamiento (gobierno de la ciudad), con publicaciones como *“Ecología d’una ciutat: Barcelona”* (el año 1988) actualizado al año 1999 por Barracó *et al.* (1999), *“Ecología urbana: Barcelona i la seva regió metropolitana com a referents”* (Rueda, 1995) o *“Ecología urbana”* (Terradas, 2001). De acuerdo a Rueda (1995), la temprana incorporación de criterios ecológicos y sistémicos se debe al rol desempeñado por investigadores y profesionales influyentes como Ramón Margalef (ecólogo) e Ildefons Cerdà (urbanista).

En los últimos años, la sociedad ha cambiado sus preferencias y preocupaciones, otorgando una mayor valoración a las áreas verdes y ambientes de mayor naturalidad, aumentando la disposición a pagar por viviendas cercanas a áreas verdes (Grahn & Stigsdotter, 2003; Tyrväinen, 2001) y, legislando para aumentar la valoración de la biodiversidad urbana, lo que se ha sumado a un cambio de visión global desde una naturaleza balanceada (en equilibrio) a sistemas periurbanos en constante desequilibrio (Niemelä *et al.*, 2009). Esto ha derivado en un resurgimiento de la ecología urbana en los últimos años.

Las últimas actualizaciones de trabajos de ecología urbana, que suceden a las recopilaciones de McDonnell & Pickett (1993) que presentó muchos casos

relacionados a la incidencia del hombre como componentes de los ecosistemas (entre ellos en las ciudades) y Breuste *et al.* (1998), que recopiló las ponencias en un congreso de ecología urbana desarrollado en Leipzig (Alemania), y que informan del actual nivel de conocimiento ecológico de ciudades y pueblos, lo representan los siguientes trabajos (libros) contemporáneos: “*Advances in Urban Ecology: Integrating Humans and Ecological Processes in Urban Ecosystems*” (Alberti, 2008); “*Urban Regions: Ecology and Planning Beyond the City*” (Forman, 2008); “*Urban Ecology: An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*” (Marzluff *et al.*, 2008); “*Ecology of cities and towns: A comparative approach*” (McDonnell *et al.*, 2009a); “*Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*” (Niemela *et al.*, 2011), “*Applied Urban Ecology: A Global Framework*” (Richter & Weiland, 2011); entre otros.

Así, durante la última década la ecología urbana, como subdisciplina de la ecología ha tenido un desarrollo reciente y nace de quienes desarrollaban ecología clásica en ambientes urbanos, mientras el campo de estudio lo representa principalmente la naturaleza en su estado natural o semi-natural. La necesidad de estudiar y resolver problemas ambientales urbanos fue una de las razones que inspiró el nacimiento de la ecología urbana y ha requerido la interacción entre actores de las ciencias ecológicas y sociales, representando una de las más concurridas intersecciones de investigación entre procesos sociales y biofísicos (Dow, 2000).

A modo general, el entendido de la ecología urbana es que, pese a que las ciudades y pueblos son dominados por construcciones y actividades humanas (edificios, vehículos, superficies impermeables, parques, etc.), funcionan como ecosistemas, dado que poseen muchos de los mismos componentes (plantas, animales, agua, suelo, etc.) y procesos (p. ej. ciclado de nutrientes y del agua) que sistemas naturales menos dominados por el hombre, coincidiendo perfectamente con la definición propuesta por Tansley en 1935 (Grimm *et al.*, 2000; McDonnell *et al.*, 2009b). Vistos como una gran unidad, representan sistemas abiertos por los que ingresan materiales y energías, fluyen en su interior y luego son eliminados o dispersados del sistema (Figura 14).

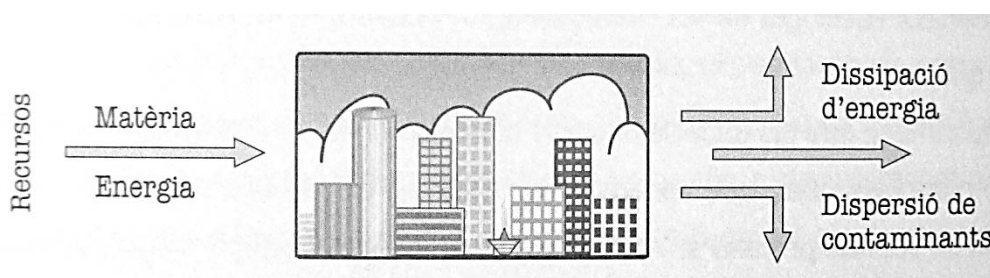


Figura 14. **La ciudad como un sistema abierto a la materia y a la energía.** Los recursos (materia y energía) entran al sistema, la energía se transforma y disipa en forma de calor, los materiales, en cambio) se dispersan como contaminantes gaseosos líquidos o sólidos. Fuente: Terradas (2001).

De esta manera, el desafío inherente de la ecología urbana es entender cómo se estructuran y cómo funcionan las ciudades comprendidas como ecosistemas, para así crear ciudades y pueblos sustentables en el futuro, usando el conocimiento para tomar mejores decisiones. Este desafío no es menor, considerando que en 1997 se estimaba que el 50% de la población mundial habitaría en ambientes urbanos, que 400 millones

de ellos vivirían en tan solo 25 ciudades, que 300 ciudades tendrían más de 1 millón de habitantes y 16 mega-ciudades superarían los 10 millones de habitantes (Botkin & Beveridge, 1997; Grimm *et al.*, 2000). En el año 2007, la población urbana mundial alcanzaba 3,3 mil millones de habitantes representando el 50% de la población mundial total, y se espera que el año 2050 llegue al 70% con 6,4 mil millones de habitantes urbanos (UN, 2008). El tamaño creciente de la población en las ciudades tiene un efecto recíproco con la estructura urbana y la historia (Figura 15, usando como referencia la ciudad de Barcelona, España).

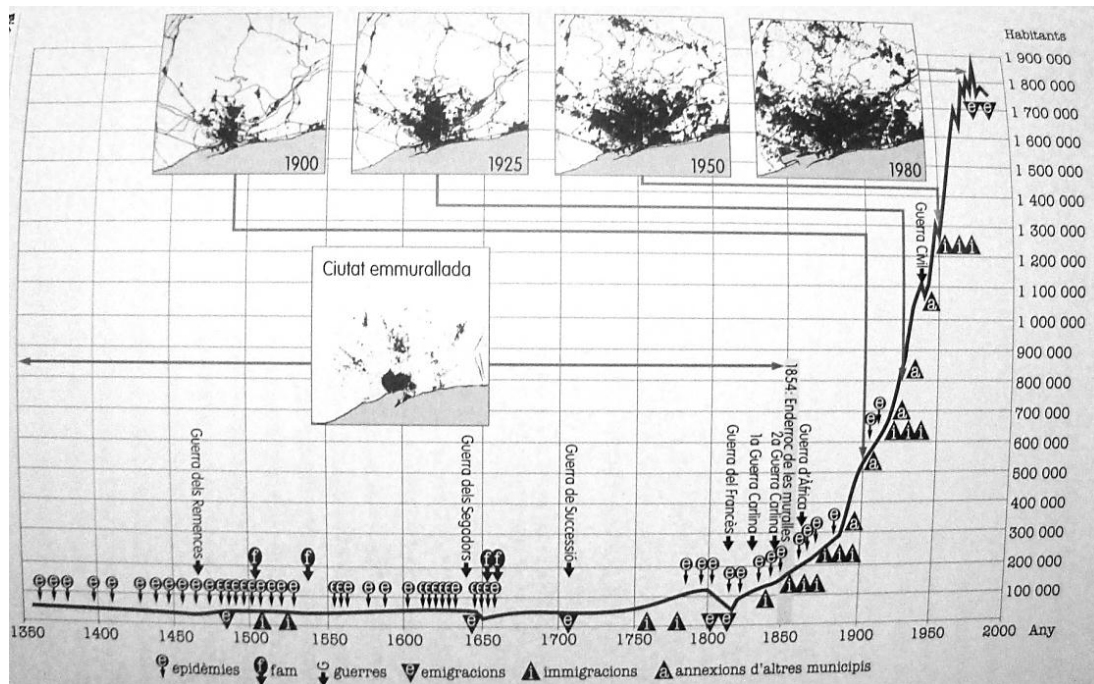


Figura 15. **Evolución de la población urbana de Barcelona** y su relación con eventos históricos y la estructura urbana. Fuente: Terradas (2001).

La definición de qué se entiende por “urbano” para efectos de la ecología urbana, es aún discutida, no existe una definición numérica (p. ej. de densidad de población), coexistiendo muchas definiciones (Niemelä *et al.*, 2009). Forman & Godron (1986) propusieron cinco grandes tipos de usos del suelo en un gradiente rural-urbano, siendo el último de éstos atribuible a “lo urbano”, es decir al objeto de estudio más propio de la ecología urbana. La Figura 16 muestra un ejemplo gráfico de paisajes típicos del gradiente, a partir de imágenes satelitales disponibles en Google Earth Pro del sector nor-oriente de Santiago (excepto el paisaje agrícola de Santiago poniente).



Figura 16. **Ejemplo de paisajes de un gradiente rural-urbano *sensu* Forman & Godron (1986).** Paisajes de izquierda a derecha: 1- paisajes naturales, 2- paisajes manejados (con especies nativas o no-nativas plantadas y/o manejadas), 3- paisajes cultivados (agrícolas), 4- paisajes sub-urbanos (de baja a moderada densidad de viviendas, patios y calles) y, 5- paisajes urbanos (de influencia humana más intensa, dominada por una alta densidad de edificios residenciales y comerciales, calles y otras superficies pavimentadas). Las imágenes obtenidas de Google Earth Pro corresponden al sector nor-oriente de Santiago de Chile, a excepción del paisaje agrícola correspondiente a Santiago poniente. Fuente: Elaboración propia a partir de descripción de Forman & Godron (1986)

No obstante ello, estudios de ecología urbana han sido desarrollados en paisajes sub-urbanos, o aludiendo al gradiente completo. De este modo, la ecología urbana puede hacer referencia a una distinción más general entre paisajes urbanos y naturales, cuyas principales propiedades que los distinguen son (Niemelä *et al.*, 2009):

- La conectividad entre parches en paisajes urbanos que sirven de hábitat para las especies nativas (no-humanas) es en general muy baja.
- El porcentaje de especies introducidas en la ciudad puede llegar a ser muy alto, debido a la invasión de hábitats urbanos por especies exóticas (no-nativas).
- La sucesión ecológica en la ciudad es dominada por humanos, al igual que las condiciones abióticas distintivas de los hábitats urbanos. Ejemplo de esto, es la regularidad de las perturbaciones (p. ej. por la conservación de jardines), modificando el desarrollo normal de la sucesión e incrementando artificialmente la riqueza de especies, entre otros efectos, como el aumento en la diversidad alfa y beta. Algunas condiciones abióticas como la temperatura también son modificadas, afectando negativamente a algunas especies nativas.

3.1 GRANDES DISTINCIONES EN EL DESARROLLO DE LA ECOLOGÍA URBANA

La dificultad de definir que es la ecología urbana radica en lo amplio de la idea. Al respecto se han propuesto algunas grandes distinciones. Una de las distinciones más citadas es de Sukopp (1998), quien indica que existe una definición de tipo científica, proveniente de la ecología, y otra de connotación de tipo idealista proveniente de la planificación urbana.

Siguiendo a Sukopp (1998), la definición científica se sustenta en el interés básico de la ecología, esto es, estudiar la distribución y abundancia de los organismos y en el funcionamiento de los ecosistemas en un área determinada, en este caso urbana (Pickett *et al.*, 2001), haciendo uso de su característica integración de las ciencias naturales. En tanto, en planificación urbana se ocupa la idea de “ecología urbana” para indicar bajos impactos ambientales y buena condición ambiental (en términos generales) en el diseño de las ciudades (Deelstra, 1998). Esta última, representa el uso del término “ecología” bajo una connotación distinta, de “naturaleza” y como “idea” (*sensu* Haila & Levins, 1992), para dar cuenta de una vocación ambiental de la gestión de los recursos. Cabe señalar, que esta investigación doctoral sigue la concepción de la ecología como ciencia (*sensu* Haila & Levins, 1992), abordando científicamente los problemas de la ciudad entendida como ecosistema. La ecología como tal, es una disciplina integradora, por lo que requiere de otras disciplinas para la comprensión del funcionamiento de los ecosistemas propiamente urbanos.

En esta definición de connotación científica, a su vez, se puede distinguir la ecología en la ciudad, que estudia la estructura y función ecológica del hábitat u organismos dentro de las ciudades (o en gradientes rural-urbanos) y, la ecología de la ciudad, que considera toda la ciudad o área metropolitana desde una perspectiva ecológica (Pickett *et al.*, 2001). La primera es de abordaje más sencillo, dado que es más factible obtener datos para ciertas áreas de la ciudad, a fin de obtener conclusiones mejor fundadas, que para la totalidad. Esto no impide que los resultados obtenidos para un área de la ciudad sean aplicables o representativos de una porción mayor o completa de la ciudad y, siempre y cuando, se conserve la escala de análisis, se declaren los supuestos y se reconozca la incertidumbre del fenómeno.

Así, entre las variables abordadas por la ecología en la ciudad (o en ciudades) pueden mencionarse: islas de calor, concentraciones de contaminantes atmosféricos, anomalías climáticas, dinámica hídrica, calidad de los suelos (contaminación), distribución, riqueza, composición y diversidad de especies, estructura de la vegetación, entre otras (Pickett *et al.*, 2001), es decir, cualquier aspecto abordable por la ecología como ciencia integradora y, en áreas urbanas. Sin embargo, como ejemplo, a pesar del gran conocimiento generado sobre, por ejemplo, la biota urbana, son necesarios otros estudios, como comparar modelos de redes tróficas en distintas partes de la ciudad y vincularlos con las funciones ecosistémicas, y así cuantificar las relaciones entre las características conductuales y la infraestructura de los habitantes de la ciudad (Flores *et al.*, 1998). Todas estas variables señaladas, son medibles y relacionables con los servicios ecosistémicos que un área (ecosistema) puede producir, brindando robustez a los resultados, dado que se basan en datos obtenidos en la misma escala en que se analiza y concluye. Ahora bien, ciertos tipos de variables

tienen un impacto sobre un área mayor, por lo que podrían ser considerados como servicios ecosistémicos de carácter regional, además de local, mientras que otros podrían ser sólo de carácter local.

La ecología de la ciudad (o de ciudades) se orienta a la comprensión integral de la ecología del total de las partes de ciudades y pueblos, involucrando el flujo de nutrientes, agua, energía y organismos a través de ellas (Newcombe *et al.*, 1978; Grimm *et al.*, 2000). Recoge la necesidad de evaluar las retroalimentaciones y dinámicas de los vínculos ecológicos para entender cómo interactúan los distintos aspectos de la ciudad completa (Pickett *et al.*, 2001). Estudia el área urbana como un sistema interactivo, incluyendo componentes humanos y ecológicos. Los estudios de ecología de la ciudad son escasos, por el costo en equipos interdisciplinarios, tiempo y recursos económicos que implican (McDonnell *et al.*, 2009b). Una premisa importante es que los procesos ecológicos son diferentes a aquellos de áreas naturales, debido a que el comportamiento humano está íntimamente incorporado en los procesos y patrones ecológicos de la ciudad (Champman *et al.* 2009). Un ejemplo de esto, es investigar acerca de las relaciones entre riqueza de especies y características de las ciudades (Pickett *et al.*, 2001). Dentro de esta concepción se utiliza la idea de metabolismo urbano para referirse al tratamiento de los stocks y de las entradas y salidas de materia y energía (Figura 17). Se ha señalado que el actual metabolismo de las actividades urbanas ha llegado a ser una amenaza para el medio ambiente global (Newcombe *et al.*, 1978).

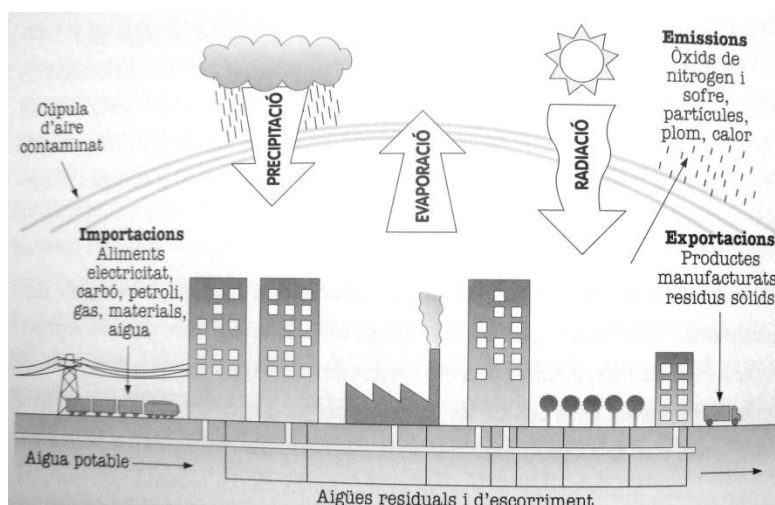


Figura 17. **Flujos metabólicos en un sistema urbano.** Se representan las principales entradas y salidas. Fuente: Terradas (2001)

A nivel de herramientas, incorpora la aproximación de cuencas hidrográficas, ya que la medición de sus entradas y salidas es simple, dado que el sistema es definido como un área drenada por un curso de agua en particular. Facilita la modelación de la dinámica de parches y el monitoreo y modelación del cambio de uso de suelos a través de sistemas y metodologías de sensoramiento remoto y de información geográfica (Grimm *et al.*, 2000).

La aproximación de la ecología de la ciudad tiene la fortaleza de evaluar la ciudad como un sistema (una gran unidad), sin embargo, para esta escala es dificultosa la obtención de datos, en términos de llegar a conocer cada uno de los elementos y sus

relaciones. Un ejemplo de esto son las estimaciones del balance hídrico urbano de Barracó *et al.* (1999) y Pauleit & Duhme (2000), de la ciudad de Barcelona y Múnich, respectivamente, haciendo uso de la información disponible. Se orienta a la gestión regional por lo que el área de estudio es mayor, reconociendo sectores de la ciudad como unidades. En la ecología de la ciudad existe un movimiento desde aproximaciones ecológicas clásicas hacia aproximaciones que se integran con las ciencias sociales y fisicoquímicas a través de tres maneras (Pickett *et al.*, 2001): 1- ampliando lo que se entiende por función ecosistémica, reconociendo su carácter abierto, dinámico y conectado, 2- dejando de considerar a los sistemas como “cajas negras”, creciendo el interés por conocer los detalles estructurales y la riqueza de los procesos y, 3- integrando teorías de otras disciplinas, dependiendo de la escala del estudio (Pickett *et al.*, 2001). No obstante que lo anterior surge en la ecología de la ciudad, también podría aplicarse a estudios que no tengan como unidad a la ciudad entera sino a partes o secciones integrales (sistemas) de ella.

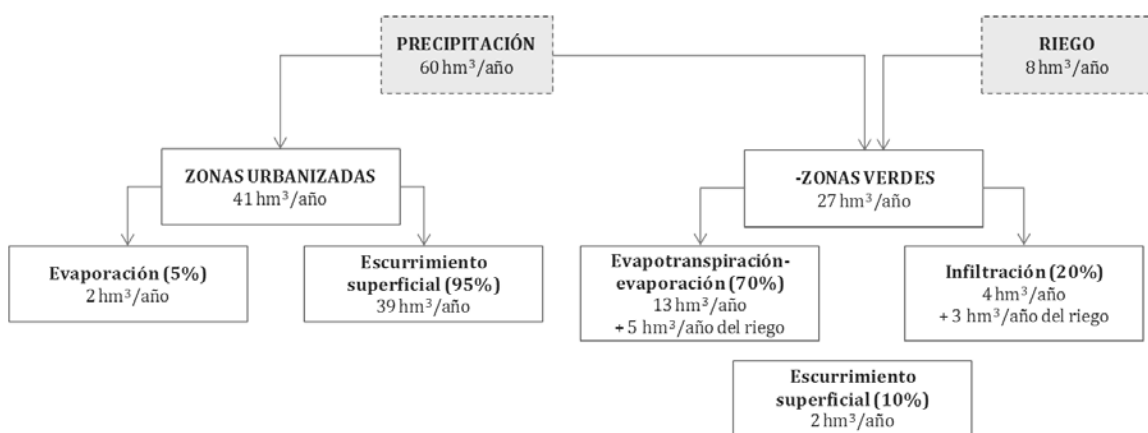


Figura 18. **Balance hídrico de Barcelona el año 1999.** De acuerdo a estimaciones de superficie totales de zonas urbanizadas y zonas verdes, los input de agua al sistema y la distribución teórica del flujo hídrico. Fuente: Modificado a partir de Barracó *et al.* (1999)

La mayor parte del conocimiento actual en ecología de la ciudad proviene de la ecología en la ciudad, cuyos estudios se enfocan en el efecto de las áreas urbanas sobre las poblaciones, comunidades y ecosistemas, formando la base de los investigación en ecología de ciudades, usando métodos parcialmente similares (McDonnell *et al.*, 2009b). Destaca que en muchos casos de este tipo de investigaciones, se comparan unos ambientes urbanos (ciudades) con otros (p. ej. entre Baltimore y Phoenix, USA (Grimm *et al.*, 2000)).

Según Niemelä *et al.* (2009), tras comparar varios estudios de ecología urbana ('en' y 'de' ciudades) emergen cinco grandes conclusiones:

- Si hay avances significativos en la comprensión de los ecosistemas urbanos, habrá una mejora en la apreciación de la ecología urbana entre los ciudadanos y los científicos.
- La investigación comparada entre ciudades es necesaria para comprender los efectos bióticos de la urbanización, entendiendo su variabilidad en distintas partes del mundo.
- Es imperativo entender los efectos de la urbanización sobre la funcionamiento de los ecosistemas, pero medir funciones ecosistémicas es difícil y debe

usarse un sustituto, para lo cual se ha sugerido el uso del nivel de biodiversidad como indicador del estado de funcionalidad.

- Algunas teorías de otros ambientes pueden ser aplicadas al estudio de hábitats urbanos, pero deben incorporarse los efectos de los fuertes impactos humanos, ya que estos complican a algunas teorías (p. ej. de teoría biogeográfica de islas).
- Vincular las ciencias ecológicas y sociales es vital si se desea influenciar en los procesos de planificación urbana, para que las ciudades del futuro sean capaces de brindar ambientes saludables y placenteros para sus habitantes, así como también para mantener la biodiversidad.

En términos del sujeto de estudio, éste puede ser la ciudad completa o sólo porciones de ella, existe también una discusión de para qué puede servir, es decir, cuál es su objetivo. Al respecto, el Instituto de Estudios Ecosistémicos de Millbrook (New York, USA, <http://www.ecostudies.org>), un centro globalmente importante de investigación ecológica ha considerado tres preguntas centrales de la ecología urbana: 1- ¿Cómo operan los ecosistemas urbanos?; 2- ¿Cómo son los ecosistemas urbanos afectados por las fuerzas conductoras de un amplio rango de disciplinas? y; 3- ¿Cómo puede este conocimiento ser usado para abordar los problemas urbanos y ambientales contemporáneos? (Young & Wolf, 2006).

Esto mismo es descrito de otra manera por Young & Wolf (2006) en un análisis bibliométrico de los avances de la ecología urbana, donde observan que el desarrollo empírico es muy escaso, considerando como compromisos de la ecología urbana (“de” y “en” la ciudad): 1- Extender la disciplina de la ecología hacia la aplicación de su teoría y métodos en paisajes dominados por humanos; 2- Dedicarse a la práctica transdisciplinaria (entendiendo como transdisciplinarios aquellos trabajos científicos donde al menos uno de los autores no trabaja en asuntos netamente académicos) para expandir las fronteras académicas y para producir material científico junto a profesionales no-académicos y; 3- Dirigir la investigación aplicada en producir soluciones para problemas sociales y ambientales.

Otra forma complementaria para definir el ámbito de una disciplina, en este caso la ecología urbana, es recurrir a dos criterios generales (Marín & Serey, 2007): 1- su propia *praxis*, es decir, aquella parte de la ecología que se dedica al estudio de los niveles de organización biológica en la ciudad o, 2- lo que se publica en las revistas especializadas, es decir, aquella ecología practicada por quienes publican en revistas “reconocidamente” de ecología urbana, es decir mayormente en *Landscape and Urban Planning* (anteriormente *Urban Ecology*) o bien en otras revistas que también tratan otros temas, como *Ecology and Society*, *Ecosystems*, *Ecological Economics*, *Landscape Ecology*, *Ecology*, entre otras. Al respecto, Champman *et al.* (2009) realizaron una revisión de los estudios publicados en las revistas científicas *Urban Ecosystem* y *Landscape and Urban Planning*. Tras la revisión encontraron que un 38% de los estudios de *Urban Ecosystem* y, un 21% de *Landscape and Urban Planning* abordan aspectos relacionados con procesos y funciones ecológicas. Cabe destacar un alto porcentaje de trabajos asociados a fragmentación, cambio o pérdida del hábitat, diversidad de especies (especialmente plantas, mamíferos y aves), la predilección por ecosistemas terrestres y la escasez de estudios que aborden la

introducción de especies y aspectos de contaminación (cantidad de un componente particular en el medio) o polución (efecto ecológico del contaminante). Estos últimos corresponden principalmente a la contaminación del aire y sus efectos sobre la salud humana, sobre la biota o sus hábitats.

En relación a los tipos de estudios que usan el concepto de ecología urbana, Camargo (2005) indica que la ecología urbana es una herramienta protagónica en la planificación urbano-regional debido a la cualidad integradora de la visión ecológica, en sentido amplio, es decir, cualquiera de las connotaciones presentadas previamente (como: ciencia, naturaleza, idea o movimiento; ver Capítulo II), sin embargo las dificultades para construir modelos ha llevado a reducir esta herramienta al “verde urbano” o en los “impactos ambientales” como capítulos aislados o auto-contenidos junto a otros aspectos del urbanismo.

Es escasa la instrucción formal en ecología urbana. Una de las pocas asignaturas universitarias de ecología urbana es dictada en la Escuela de Arquitectura de la Universidad de Valladolid (España). Su enseñanza nace debido a la contingencia ambiental y dentro de un curso de Urbanismo, siendo una unidad de pocas horas denominada “Ecología, medio ambiente y planeamiento urbanístico”, siempre tras la intensión de abordar temas propios de la gestión ambiental en la planificación urbana, haciendo uso del concepto ecología de manera coloquial, entendiendo como ecología urbana, la incorporación de la temática ambiental en el urbanismo (Saravia, 1999). Por otra parte, en la Universidad Nacional del General Sarmiento (Argentina) se imparte la Licenciatura en Ecología Urbana “formando profesionales en la problemática ambiental, con énfasis en el ambiente de las ciudades (...) y que, a través de su perfil, sustancialmente técnico, pretende que sus egresados desarrollen capacidades para analizar y proveer soluciones a los problemas ambientales de las ciudades” (http://www.unqs.edu.ar/areas/institutos_ico/n/.html). En Chile se imparte el curso de Ecología Urbana, como electivo, en la P. Universidad Católica, desde el año 2010.

Este trabajo se basará en lo que Sukopp (1998) describe como la “definición científica” de la ecología urbana, sin embargo, es necesario proponer una relación entre esta concepción y la que proviene desde la planificación urbana. Con este propósito se puede aprovechar una distinción clásica en ecología, que distingue entre aproximaciones basadas en poblaciones y comunidades (organismos), y entre aproximaciones basadas en ecosistemas y paisajes (flujos de materia y energía) (Serey & Ricci, 2007). Asimismo, se propone que los temas o tipos de estudios, que en planificación urbana califican como ecología urbana, representan un paso posterior al estudio sindicado como científico por Sukopp y, por lo tanto, están íntimamente ligados y representan el conjunto de la ecología urbana (Figura 19).

Otro modo complementario para resolver esta relación entre la práctica clásica de la ecología y el abordaje de la necesidad del planeamiento urbano es reconocer que además de la ecología en la ciudad y la ecología de la ciudad existiría una tercera aproximación. Mientras la ecología en la ciudad se dedica a los estudios clásicos de la ecología como la estructura y dinámica de poblaciones, comunidades, o incluso ecosistemas y paisajes, restringiéndose a algunos sectores de interés para los ecólogos y; la ecología de la ciudad aborda la ciudad en su conjunto como un ecosistema, pudiendo analizarla desde la perspectiva clásica de la ecología, o bien,

desde el enfoque del metabolismo urbano; la ecología urbana orientada a la planificación urbana (tercera aproximación, Figura 19) recoge las demandas de la sociedad y usa el cuerpo teórico para estudiar problemas de la ciudad con el objetivo de aportar a su gestión. Ejemplo de esto son los problemas ambientales urbanos, que requieren de un enfoque científico para realizar diagnósticos y diseñar las medidas de gestión. Este tercer tipo tendería a encontrar similitudes con la ciencia de modo II o post-normal, presentada en el Capítulo I.

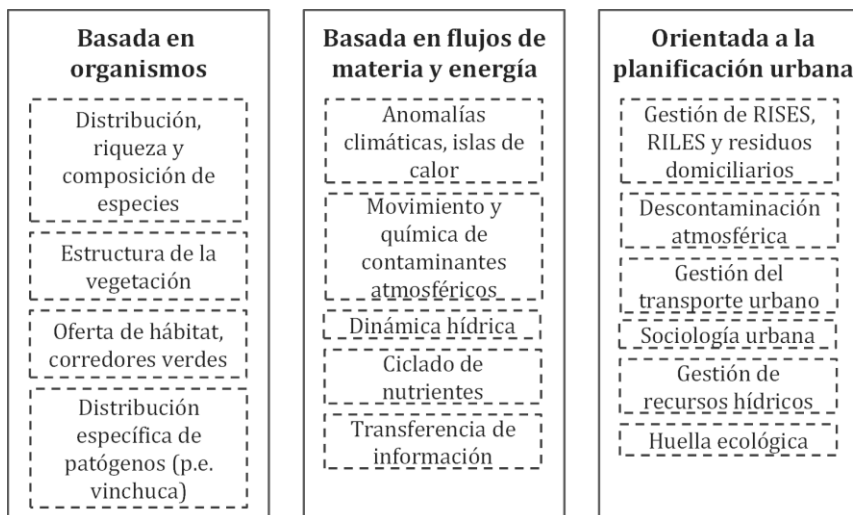


Figura 19. **Propuesta de clasificación de los tipos de estudios de ecología urbana.** En la primera caja se listan estudios propios de la ecología urbana científica clásica, es decir, aquella en que el objeto de estudio son los organismos, teniendo la ciudad como escenario o hábitat. La segunda caja corresponde también a temáticas propias de estudios ecológicos clásicos de la ecología de ecosistemas, donde el sistema en estudio corresponde a las ciudades. En la tercera caja, en cambio, se listan aquellos tipos de estudios que representan ya la gestión de la ciudad, nutriéndose del conocimiento adquirido de la ecología urbana e incluyéndose otros aspectos de otras disciplinas propiamente tales. Fuente: Elaboración propia.

3.2 TEORÍAS Y ESQUEMAS CONCEPTUALES DE LA ECOLOGÍA URBANA

Pickett *et al.* (2009) señalan la necesidad de constituir una nueva teoría urbana ecosistémica, dado que el comportamiento humano modifica los procesos y patrones ecológicos de la ciudad, diferenciándose de aquellos propios de áreas naturales (Chapman *et al.*, 2009). En tanto, de acuerdo a Niemelä (1999) y Niemelä *et al.* (2009) la ecología en la ciudad no requiere de una teoría completamente nueva, ya que las teorías, métodos y conceptos desarrollados para otros ambientes permiten abordar los fenómenos de la ciudad, sin embargo, reconocen la necesidad de desarrollar nuevas teorías para la ecología de la ciudad.

Esta necesidad ha sido traducida a través de esquemas conceptuales y modelos que permiten ordenar la investigación en ecología urbana. De acuerdo a Pickett *et al.* (2009) una teoría es un gran sistema de constructos conceptuales en el dominio específico de un área temática, que permiten la explicación causal de observaciones dentro del dominio. En tanto, un **esquema conceptual (framework)** tiene como características: 1- ser una herramienta conceptual para unir y organizar un área de investigación amplia; 2- tener una estructura jerárquica que puede albergar sistemas de diversas escalas; 3- sugerir la estructura que pueden tomar los modelos y qué variables pueden incluir; 4- poder articular información a modo de comparación o

síntesis; 5- permitir la identificación de vacíos y ayudar en la comunicación entre científicos y no-científicos y; 6- identificar procesos y relaciones generales en los niveles superiores, mientras que en los procesos de niveles inferiores (o interacciones más específicas) pueden anidarse. Finalmente, los **modelos** representan la estructura o función de un sistema, de modo conceptual, gráfico, cuantitativo o físico. Representan las partes de un sistema, las relaciones entre ellas y el rango de dinámicas que son posibles en las relaciones y estados del sistema. Especifican los límites y la escala espacial y temporal del sistema (Pickett *et al.*, 2009).

El programa de investigación de la ecología del gradiente urbano-rural desarrollado en New York (USA), se basó en que los cambios producidos por la urbanización se manifiestan y explican en tres tipos de parámetros (Pickett *et al.*, 2009): 1- Condiciones físicas o químicas, 2- Organismos y ensamblajes bióticos y 3- Procesos ecosistémicos (Figura 20). Cada uno de estos conjuntos de parámetros da lugar a una categoría de procesos o subsistemas en el esquema conceptual (*framework*), agregando un cuarto elemento, los humanos como componentes del ecosistema (Pickett *et al.*, 2009).

Este esquema conceptual (Figura 20) se usó inicialmente en el Estudio Ecosistémico de Baltimore (USA, <http://www.beslter.org>), evaluando el gradiente urbano-rural en una cuenca a través de una aproximación ecosistémica, usando la definición científica de Tansley y metafóricamente, esto es, a través de modelos a escalas independientes, como localidad y sus relaciones e, incorporando la evaluación de atributos naturales bióticos- (Pickett *et al.*, 2009). Dicho estudio consideró no solo los componentes “verdes” de la metrópolis, sino el amplio rango de tipos de hábitat, y utilizó el esquema conceptual (*framework*) específico de la dinámica de parches, dado que reconoce la heterogeneidad espacial de los sistemas ecológicos. Ésta puede evaluarse en forma discreta (al interior de los parches –i.e. unidades espacialmente delimitadas– y en forma comparativa), o bien, en forma continua (variación espacial continua), donde los puntos a evaluar se relacionan con la topología de la superficie (Pickett *et al.*, 2009).

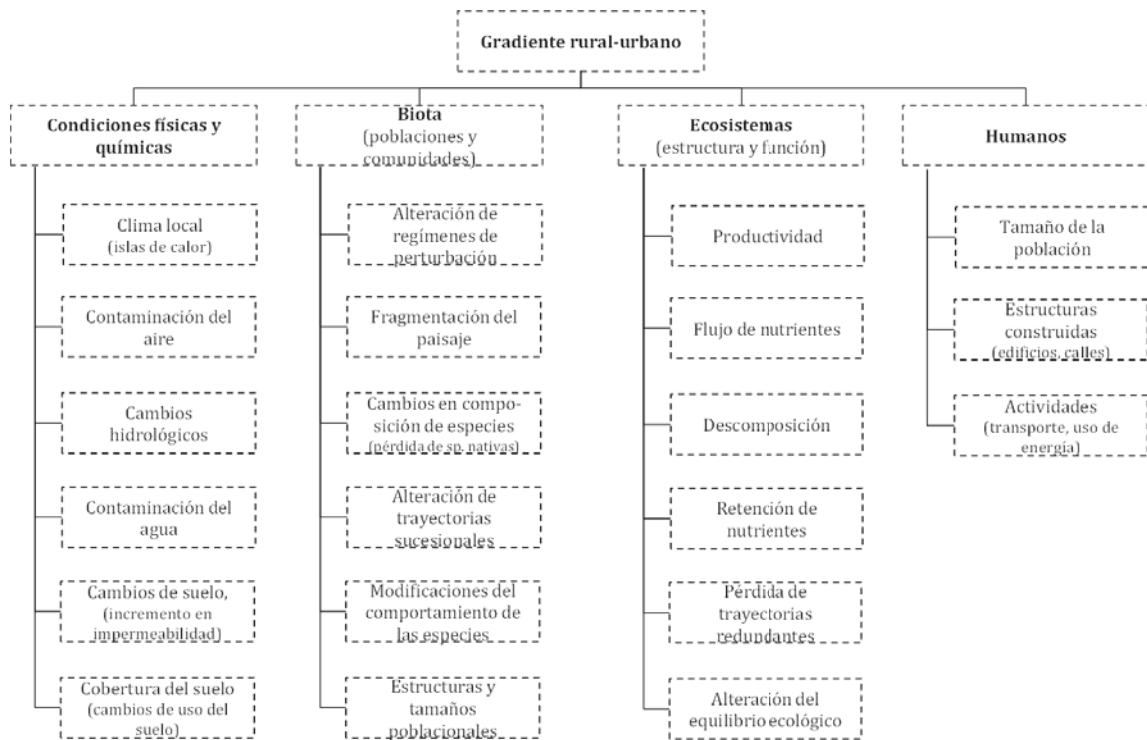


Figura 20. **Esquema conceptual (framework) causal y jerárquico, usado en el programa “Ecología del gradiente urbano-rural de New York (USA)”**. Identifica los fenómenos de interés, desde el nivel más general en la jerarquía. Los procesos mayores aparecen en niveles superiores y los procesos que lo componen o afectan están anidados en niveles inferiores. Fuente: Modificado a partir de Pickett *et al.* (2009).

El esquema conceptual de “la dinámica de parches” puede aplicarse a cualquier escala, en la cual la heterogeneidad espacial pueda ser mapeada (Pickett *et al.*, 2009). Así, en áreas urbanas, los parches son definidos por una combinación de elementos biogeofísicos, de infraestructura y sociales. Dependiendo de cuál sea el fenómeno a evaluar se seleccionarán distintas variables, por ejemplo, para la dinámica de parches hidrológicos será fundamental evaluar la cobertura de la vegetación, el tipo de suelo, temperatura, saturación, entre otros. La pendiente también jugará un rol importante en la dirección y sentido de los flujos hidrológicos.

Con el fin de dar mayor reconocimiento al efecto de los humanos sobre los ecosistemas y qué estructuras y procesos humanos son los que generan transformaciones en los ecosistemas, se utilizó un esquema conceptual nuevo, incorporando numerosos aspectos sociales intangibles. De esta manera, se presenta en la Figura 21 el esquema conceptual del “Ecosistema Humano” que tiene dos grandes subsistemas, el sistema de recursos (en que se distinguen aquellos recursos biogeofísicos espacialmente explícitos que proporcionan servicios ecosistémicos y aquellos recursos suministrados por procesos socioeconómicos y culturales) y el sistema social humano (Pickett *et al.*, 2009).

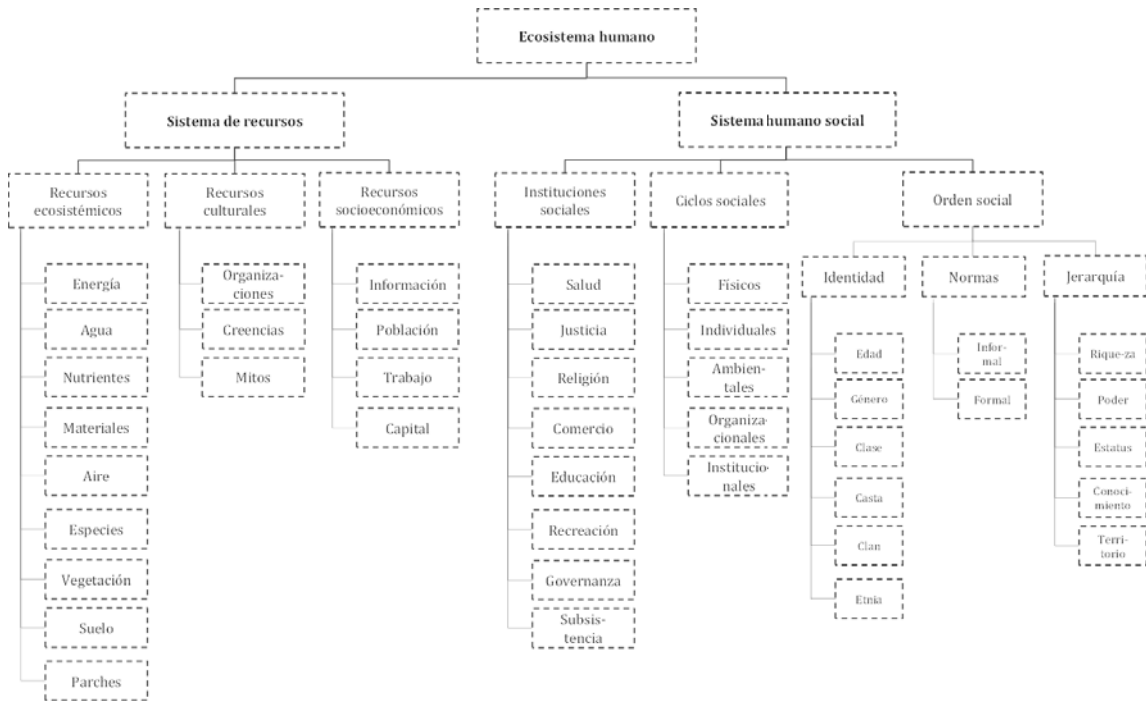


Figura 21. Esquema conceptual del "Ecosistema Humano". Fuente: Pickett *et al.* (2009).

Ahora bien, a nivel de modelos, La Figura 22 corresponde a un modelo usado para explicar la dinámica del sistema de un proceso de planificación en configuraciones en Finlandia (Niemelä *et al.*, 2009). De la figura se puede destacar, que los usos del suelo influyen sobre los procesos y patrones ecológicos, los que a su vez provocan cambios en las actitudes humanas y en las condiciones ecológicas. Este modelo no enfatiza la relación entre procesos ecológicos y el bienestar humano.

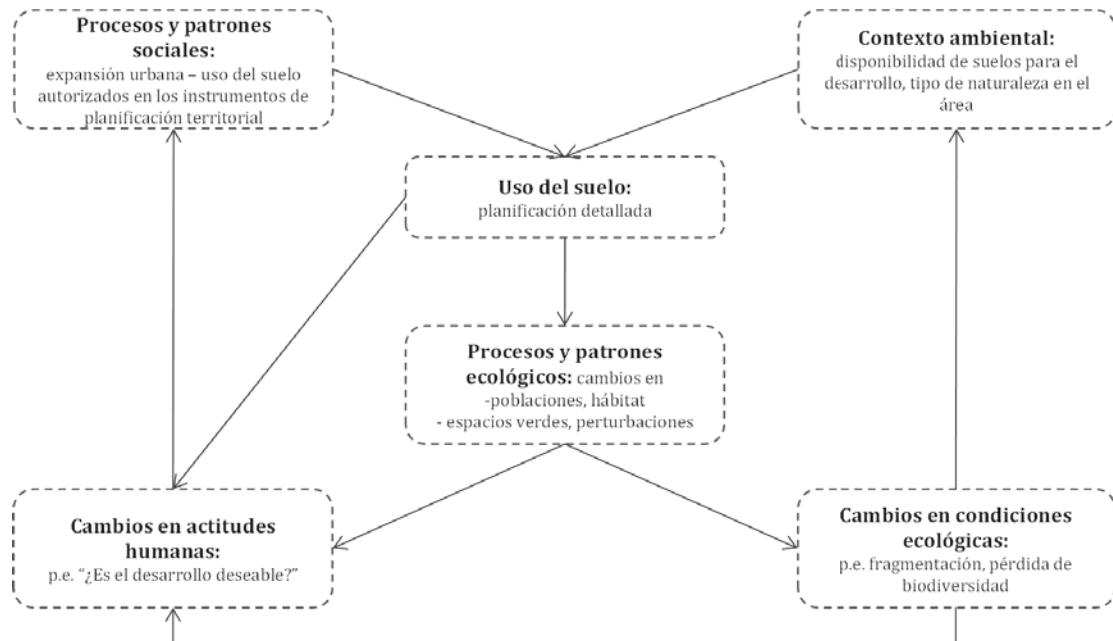


Figura 22. Modelo para explicar la dinámica del sistema de un proceso de planificación en configuraciones en Finlandia. Fuente: Niemelä *et al.* (2009) adaptado de Grimm *et al.*, (2000) y Yli-Pelkonen & Niemelä (2005).

Un segundo modelo o, plantilla de modelo, presentado por Pickett *et al.* (2009) sirve para describir esquemáticamente a nivel estructural y funcional el flujo de materia, energía, organismos o información a través de las fronteras de un espacio heterogéneo (Figura 23). Cada modelo de función de límite debería mínimamente identificar las áreas limítrofes (separadas por el borde), el tipo de flujo a través del borde y la capacidad del borde para controlar el flujo. El tipo de relaciones entre los elementos puede representarse tanto a través de ecuaciones, como a través de diagramas de flujo (cajas y flechas), como es el caso de la Figura 23.

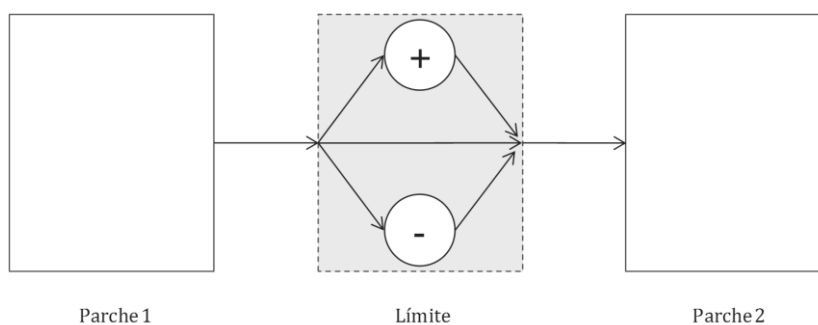


Figura 23. **Plantilla general para modelos que representan la estructura y función de límites ecológicos.** Fuente: Modificado a partir de Pickett *et al.* (2009).

Es decir, generando combinaciones de los esquemas conceptuales y modelos y, ajustándolos a cada fenómeno a investigar, pueden obtenerse nuevas síntesis que describan la ecología de ciudades. Esto es lo que distingue a la “ecología de la ciudad” de la “ecología en la ciudad”. El uso de esquemas conceptuales nuevos permitirá a futuro contar con una teoría de la ecología urbana (de los ecosistemas urbanos) que, de acuerdo a Pickett *et al.* (2009):

- Permitirá generalizar entre casos dispares y combinar diferentes procesos
- Dispondrá de mejores supuestos sobre la estructura de los sistemas y sobre qué procesos actúan y gobiernan dichas interacciones.
- Articulará conceptos para organizar su aproximación al tema y para sintetizar observaciones simples en patrones coherentes.
- Confirmará observaciones como hechos que pueden ser chequeados por observadores independientes y observados en sistemas distintos.
- Hará generalizaciones que idealizan, abstractamente, procesos centrales (*core*) a partir de muchos hechos disponibles.
- Articulará leyes que permitan generalizar.
- Generará modelos con los cuales se propondrán hipótesis para testear con observaciones, comparaciones y experimentos.
- Finalmente, levantará un esquema conceptual para unir los variados componentes.

Pickett *et al.* (2009) proponen desarrollar un concepto neutral de “área urbana” o “ciudad”, emulando el concepto de ecosistema de Tansley que puede ser aplicado a cualquier escala y a cualquier complejo biótico y abiótico. También proponen un esquema conceptual integrado (Figura 24), que considere el esquema conceptual del ecosistema humano, junto a la distribución espacial de sus factores (que pueden

existir en diferentes intensidades y magnitudes en el espacio) representado por los esquemas conceptuales de dinámica de parches y de gradiente urbano-rural.

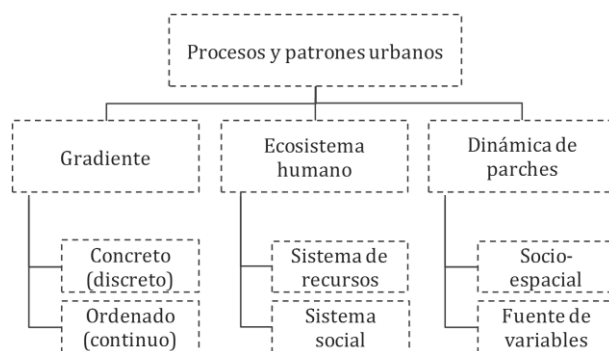


Figura 24. **Componentes de un esquema conceptual general, integrado, para investigación ecológica urbana**, combinando los principales esquemas conceptuales que han sido usados exitosamente en estudios de ecología urbana. Fuente: Modificado a partir de Pickett *et al.* (2009)

En Flores *et al.* (1998) se desarrolla una visión ecológica “moderna” que incorpora el pensamiento ecológico de entonces, para abordar el proceso de planificación regional de paisajes urbanos. Se resume esta visión teórica en cinco principios ecológicos claves para estudios de ecología urbana orientados a la planificación urbana: contenido, contexto, dinámica, heterogeneidad y jerarquía.

El **contenido** se define tras la importancia fundamental para la planificación del paisaje urbano del concepto de ecosistema. Este se define como un área que contiene organismos, un ambiente físico y la interacción e intercambio entre los organismos y el ambiente (Likens, 1992). Además, los ecosistemas tienen estructura y función. La estructura se refiere al arreglo físico de los componentes biológicos y no-biológicos del sistema, y la función se refiere a la forma en que los componentes interactúan entre sí (Flores *et al.*, 1998). Por otra parte, los ecosistemas sostienen recursos que representan beneficios ambientales. Estos son el resultado de un amplio espectro de funciones ecosistémicas, las que están fuertemente vinculadas con la estructura del ecosistema (Flores *et al.*, 1998).

La función ecosistémica no es conducida sólo por las interacciones internas, sino que es influenciada por procesos, organismos y materiales externos (fuera de sus límites). Los elementos del **contexto** son: ubicación, adyacencia y cercanía (Forman, 1995). A su vez, la combinación de estos elementos resulta en una importante variabilidad en el tipo de contexto ecológico de cada sitio (Flores *et al.*, 1998). Además, la forma y el tamaño de las unidades de paisaje desempeñan un rol en la forma en que la función ecosistémica es influenciada por interacciones externas (Wiens, 1997). Colding (2007) desarrolla una descripción de un concepto fuertemente relacionado con lo anterior: la “complementación ecológica del uso del suelo”. Éste plantea la necesidad de planificar las combinaciones de usos del suelo para permitir una interacción sinérgica que promueva una mayor disponibilidad de hábitat para las especies, la suplementación/complementación del paisaje y de otros procesos ecosistémicos críticos. Así, señala que los planificadores y diseñadores urbanos deberían adoptar la “complementación ecológica del uso del suelo” para promover la resiliencia de los ecosistemas, tanto en el soporte de la “diversidad de respuestas”

entre grupos funcionales de especies, como en el soporte de servicios ecosistémicos. Una óptima complementación entre los usos del suelo podría lograr un desempeño ambiental óptimo, proveyendo servicios ecosistémicos de alta calidad a los ciudadanos.

Los ecosistemas son dinámicos, característica que debe ser considerada en el planeamiento urbano. La **dinámica** ecológica contempla: sucesión y perturbación, estas son reconocidas como cambios en la estructura, sin embargo, también implica cambios en la función ecosistémica. Así por ejemplo, para asegurar que la disponibilidad de beneficios ambientales no sea interrumpida, al menos a la escala de la ciudad, deben ser planeadas y manejadas diferentes etapas sucesionales en diferentes contextos urbanos (Flores *et al.*, 1998). Es decir, no sólo es necesario evaluar la estructura y funciones del paisaje en un momento único, sino también considerar periodos anteriores y escenarios futuros en que éstas podrían cambiar, teniendo un efecto en la producción de servicios ecosistémicos. Se ha llegado a señalar que los cambios de uso del suelo (propia de la dinámica del paisaje) es una de las causas principales de la actual degradación del ambiente y pérdida de biodiversidad, al mismo nivel incluso, que los cambios climáticos (Burel & Baudry, 2002).

La **heterogeneidad** es crucial para el funcionamiento y la mantención de los sistemas naturales y para que provean beneficios ambientales (Flores *et al.*, 1998). Ésta ayuda, por ejemplo, a mantener una alta riqueza de especies, la que asegura el funcionamiento de los ecosistemas durante cambios ambientales. Asimismo, para mantener los beneficios ambientales es clave mantener los ecosistemas en buen estado, para que puedan persistir y ajustarse a cambios futuros (habilidad de responder a novedades). Esto es mantener la resiliencia, la que se incrementaría con la heterogeneidad (Andersson, 2006).

La dinámica y la heterogeneidad ecológica se manifiestan en distintos niveles jerárquicos anidados (O'Neill *et al.*, 1986). El utilizar esta **aproximación jerárquica** ayuda a manejar la complejidad ecológica organizándola en componentes funcionales discretos, los que operan en diferentes escalas espaciales y temporales (O'Neill *et al.*, 1986; Urban *et al.*, 1986). Estas escalas se componen de dos dimensiones: el grano (la unidad más pequeña medible de espacio o tiempo) y, la extensión (la unidad más grande medible de espacio o tiempo, la superficie total analizada).

3.3 ÁMBITO DE LA ECOLOGÍA URBANA EN LA INVESTIGACIÓN

La ecología urbana es parte de una respuesta de la ciencia para abordar la problemática ambiental urbana, generando conocimiento de cómo se estructura y funciona la ciudad, entendiéndola como un paisaje compuesto por ecosistemas. La finalidad de su comprensión es tomar mejores decisiones para mejorar la sustentabilidad de las ciudades, ante 1- el aumento de la población urbana mundial; 2- la expansión urbana que genera efectos sobre los ecosistemas, afectando, por ejemplo, la riqueza, abundancia y comportamiento de las especies (p. ej. aves) y entre ellas (p. ej. predación u otras interacciones ecológicas) y favoreciendo los procesos de invasión biológica y extinción; etc. (Farina, 2007; Moreira, 2007; Moreira, 2009); y 3-

las crecientes necesidades de la población urbana que espera mayores niveles de confort.

Esta investigación sigue la definición científica (*sensu* Sukopp, 1998) y aquella del tipo “ecología de la ciudad”, por abordar una parte integral (unidad funcional) de la ciudad y su metabolismo en términos de procesos, no obstante lo cual, recoge aspectos de la ecología en la ciudad por contar con un mayor desarrollo y casos de análisis. Este enfoque, como ecología de la ciudad, es más explícito en el reconocimiento de la sociedad y sus elementos físicos (p. ej. infraestructura) y hábitos, como partes constituyentes del ecosistema urbano, operando bajo la premisa de que los procesos ecológicos que ocurren en la ciudad son distintos a aquellos propios de ecosistemas naturales, por lo que deben tomarse precauciones ante equivalencias conceptuales directas. La incorporación del conocimiento emanado de la ecología en la ciudad será de gran utilidad y será transformado e interpretado para dar cuenta de sistemas diferentes bajo aproximaciones post-normales y/o integrativas (ver Capítulo I).

Las fuentes de información para analizar el estado del arte y rescatar herramientas conceptuales y metodológicas han sido y serán artículos de índole científico, contenidos en libros de texto de teoría ecológica, ecología de paisajes (y ecosistemas) y revistas científicas como *Landscape and Urban Planning* (anteriormente *Urban Ecology*), *Ecology and Society*, *Ecosystems*, *Ecological Economics*, *Landscape Ecology*, *Ecology*, entre otras.

Existe un reconocimiento de que la ecología de la ciudad requiere de una teoría ecosistémica urbana nueva que se originará como consecuencia del uso, discusión, modificación de los actuales esquemas conceptuales y la creación de nuevos esquemas conceptuales. Por esto se trabajará en esta dirección, proponiendo un esquema conceptual general y otros específicos, adaptando e integrando los existentes, para la temática específica de investigación, así como también de modelos, los cuales serán eminentemente cualitativos, dado que actualmente sólo es posible hacer bosquejos, por no existir una teoría ecosistémica urbana consolidada (Pickett *et al.*, 2009) y por haber escasez de datos.

Esta investigación corresponde netamente al campo de la ecología urbana porque intenta dar cuenta de dos de las cuestiones centrales de la ecología urbana (Young & Wolf, 2006), esto es, 1- Extender la disciplina de la ecología hacia la aplicación de su teoría y métodos en paisajes dominados por humanos y, 2- Dirigir la investigación aplicada en producir soluciones para problemas sociales y ambientales. La práctica de la transdisciplina o abordaje del mismo problema desde otras disciplinas representa un desafío superior a los alcances de una investigación de este tipo. Asimismo, busca brindar conocimientos para saber cómo operan los ecosistemas urbanos, cuya utilidad final es poder abordar la problemática ambiental urbana y aumentar la calidad de vida de la población urbana, bajo los principios del desarrollo sustentable y con énfasis en la protección ambiental.

Concretamente, la investigación se centrará en la evaluación (científica y ecológica) de los servicios ecosistémicos de regulación en un área específica de la ciudad, que puede distinguirse como unidad funcional. El resultado de éste análisis

podrá ser luego interpretado y usado para los procesos de planificación urbana, representando un insumo generado por la ciencia para la gestión de la ciudad. Es decir, representa una investigación basada en flujos de materia y energía, pero tiene una vinculación con aquella ecología urbana orientada hacia la planificación urbana. En la realización del estudio se considerará la estructura del paisaje como un aspecto central, y será reconocida a partir de los tipos de ecosistemas que lo conforman. Asimismo, la función del paisaje, será reconocida a través de los flujos laterales entre ellos (ver Capítulo II). Este análisis tendrá un carácter jerárquico en términos espaciales, reconociendo al paisaje con sus ecosistemas constituyentes a dos escalas diferentes y anidadas, o bajo los términos de Grimm *et al.* (2000), como una estructura de parches jerárquicamente anidados.

La Figura 25 muestra el esquema conceptual integrado o bosquejo sobre el cual se sustenta la investigación, el cual está inspirado en los esquemas conceptuales anteriormente descritos. Sobre el extremo superior izquierdo se concentran aquellos esquemas vinculados con la ecología, que han sido mencionados a través de otros esquemas conceptuales como “dinámica de parches” y “gradiente rural-urbano”. Lo indicado abajo a la izquierda alude a aspectos sociales, que aunque no serán objetos de profundización en esta investigación deben ser tenidos en cuenta para explicar la “dinámica socio-espacial”, abordándolo a modo de “sistema social”, mientras, el “sistema de recursos” lo representa la estructura y funcionamiento del paisaje. Estos elementos interactúan y tienen un efecto sobre la distribución espacial de la población, que desencadena el fenómeno de la expansión urbana y otros problemas o fenómenos ambientales. Finalmente, la planificación de los usos del suelo y otros instrumentos de incentivo, tanto públicos como privados (p. ej. oferta de determinado tipo de viviendas o conjuntos inmobiliarios), ejercen influencia sobre dónde y cómo viven y/o prefieren vivir las personas.

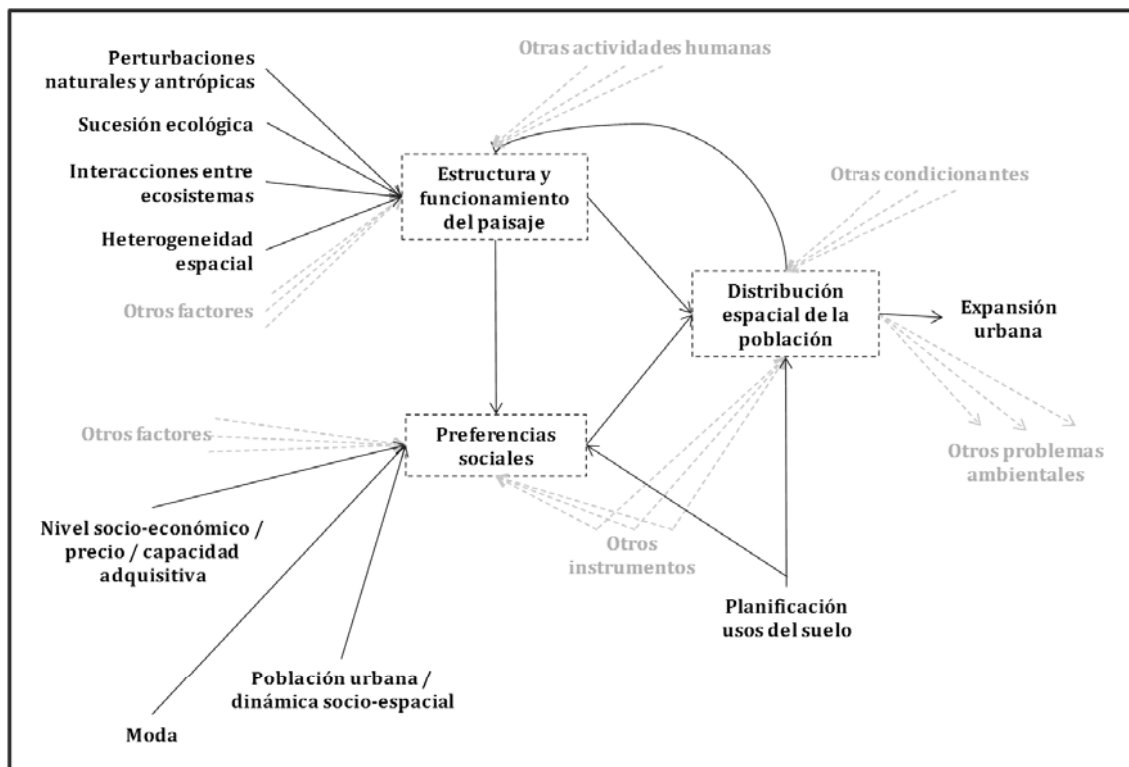


Figura 25. Esquema conceptual general que integra la expansión urbana con el efecto recíproco (cibernético) con la estructura y funcionamiento del paisaje, reconociendo el rol fundamental de la sociedad en ambos elementos del esquema, viéndose influido por uno y ejerciendo influencia sobre otro. Se indican también en tonalidades más claras los principales elementos o fenómenos que influyen sobre cada uno de los tres elementos en cuestión. Fuente: Elaboración propia.

3.4 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Alberti, M. (2008) Advances in urban ecology: Integrating humans and ecological processes in urban ecosystems. Springer, New York, USA.

Andersson, E. (2006). Urban landscapes and sustainable cities. Ecology and society (11), 34. Disponible en <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34>.

Barracó, H., Parés, M., Prat, A. & Terradas, J. (1999). Barcelona 1985-1999. Ecologia d'una ciutat. Ajuntament de Barcelona. Barcelona, España.

Breuste, J., Feldmann, H. & Uhlman, O. (1998). Urban ecology. Springer. 714 pp.

Botkin, D. & Beveridge, C. (1997). Cities as environments. Urban Ecosystems (1), 3-19.

Camargo, G. (2005). Ciudad Ecosistema, Introducción a la ecología urbana. Universidad Piloto de Colombia - Alcaldía Mayor de Bogotá, D.C. Dama, Bogotá, D.C.

Colding, J. (2007). 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. Landscape and Urban Planning (81), 46-55.

Chapman, M. & Underwood, A. (2009). Comparative effects of urbanisation in marine and terrestrial habitats. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

Deelstra, T. (1998). Towards ecological sustainable cities: Strategies, models and tools. En Pickett, S., Cadenaso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. & Costanza, R. (2001). *Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas*. *Annual Review of Ecology and Systematics* (32), 127-157.

Dow, K (2000) Social dimensions of gradients in urban ecosystems. *Urban Ecosystems* (4), 255–275

Farina, A. (2007). *Principles and methods in landscape ecology*. Springer. Netherlands.

Flores, A., Pickett, S., Zipperer, W., Pouyat, R. & Pirani, R. (1998). Adopting a modern ecological view of the metropolitan landscape: The case of a greenspace system for the New York City region. *Landscape and Urban Planning* (39), 295-308.

Forman, R. (2008). *Urban Regions: Ecology and Planning Beyond the City*. Cambridge University Press. New York.

Forman, R. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Grahn, O. & tigsdotter, U. (2003). Landscape planning and stress. *Urban Forestry and Urban Greening*, (2), 1-18.

Grimm, N., Grove, J., Pickett, S. & Redman, C. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* (50), 571-584.

Haila, Y. & Levins, R. (1992). *Humanity and Nature: Ecology, science and society*. Pluto Press.

Marín, V. & Serey, I. (2007). La modelación en ecología y medio ambiente. En V. Marín, & L. Delgado. *Elaboración de un modelo conceptual del ecosistema del humedal de río Cruces*. Informe de avance. (págs. 112-126). Universidad de Chile.

Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C. & Simon, U. (eds.) (2008). *Urban Ecology: An international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, USA.

McDonnell, M. & Pickett, S. (eds). (1993). *Human as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer-Verlag. New York.

McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.) (2009a). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

McDonnell, M., Breuste, J. & Hahs, A. (2009b). Introduction: Scope of the book and need for developing a comparative approach to the ecological study of cities and

towns. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). Ecology of cities and towns: A comparative approach. Cambridge University Press.

Moreira, D. (2007). Plantas exóticas en quebradas de la Región Metropolitana: El efecto de la distancia a la ciudad de Santiago y el tipo de hábitat. Seminario de título, carrera de Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Moreira, D. (2009). Urbanization in native bird species: Pre-adaptations or neutral processes? Tesina, Master en Ecología Terrestre y Gestión de la Biodiversidad, Universidad Autónoma de Barcelona.

Newcombe, K., Kalma, J. & Aston, A. (1978). The metabolism of a city: The case of Hong Kong. *Ambio* (7), 3-15.

Niemelä, J. (1999). Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* (3), 57-65.

Niemelä, J., Kotze, J & Yli-Pelkonen, V. (2009). Comparative urban ecology: Challenges and possibilities. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). Ecology of cities and towns: A comparative approach. Cambridge University Press.

Niemela, J., Breuste, J., Guntenspergen, G., McIntyre, N. & Elmqvist, T. (2011). *Urban ecology: patterns, processes, and applications*. Oxford University Press.

Nix, H. (1972). The city as a life system. *Proceedings of the Ecological Society of Australia*.

O'Neill, R., DeAngelis, D., Waide, J. & Allen, T. (1986). *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton Univ. Press, Princeton, NJ, 272pp.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Pickett, S., Cadenaso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* (32), 127-157.

Pickett, S., Cadenasso, M, McDonnell, J & Burch, W. (2009). Frameworks for urban ecosystem studies: gradients, patch dynamics and the human ecosystem in the New York Metropolitan Area and Baltimore, USA. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). Ecology of cities and towns: A comparative approach. Cambridge University Press.

Richter, M. and Weiland, U. (eds) (2011). *Applied Urban Ecology: A Global Framework*. John Wiley & Sons, Ltd, Chichester, UK.

Rueda, S. (1995). *Ecología urbana: Barcelona i la seva regió metropolitana com a referents*. Beta Editorial. Barcelona, España.

Saravia, M. (1999). Ecología urbana en la Escuela de Arquitectura de Valladolid. *Urban* (3), 144-148.

Serey, I. & Ricci, M. (2007). Marco teórico. En: Serey, I., Ricci, M. & Smith-Ramírez, C. (eds.), Libro Rojo de la Región de O'Higgins. Universidad de Chile - Corporación Nacional Forestal.

Stearns, F. & Montag, T. (1974). The urban ecosystem: A holistic approach. Dowden, Hutchinson, and Ross, Stroudsburg, Pennsylvania, USA.

Sukopp, H. (1998). Urban ecology—scientific and practical aspects. En Pickett, S., Cadenaso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* (32), 127-157.

Terradas, J. (2001) Ecología urbana. Editorial Rubes. Madrid, España. 127 pp.

Tyrväinen, L. (2001). Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management* (62), 75–92

UN (2008). World urbanization prospects: The 2007 revision. Disponible en <<http://esa.un.org/unpp>>.

Urban, D., O'Neill, R. & Shugart, H. (1987). A hierarchical perspective can help scientists understand spatial patterns. *BioScience* (37), 119-127.

Wiens, J. (1997). The emerging role of patchiness in conservation biology. Citado en: Pickett, S., Ostfeld, R., Shachak, M., Likens, G. (eds.). The ecological basis of conservation, heterogeneity, ecosystems, and biodiversity. Chapman and Hall, New York, NY, pp. 285–293. En: Flores, A., Pickett, S., Zipperer, W., Pouyat, R. & Pirani, R. (1997). Adopting a modern ecological view of the metropolitan landscape: the case of a greenspace system for the New York City region. *Landscape and Urban Planning* (39), 295–308

Yli-Pelkonen, V. & Niemelä, J. (2005). Linking ecological and social systems in cities: Urban planning in Finland as a case. *Biodiversity and Conservation* (14), 1947-1967.

Young, R. & Wolf, S. (2006). Goal attainment in urban ecology research: A bibliometric review 1975 - 2004. *Urban Ecosystems* (9), 179-193.

CAPÍTULO IV

OBJETIVOS E HIPÓTESIS

Considerando la ciudad como sujeto de estudio y, observada como un fenómeno dentro de la naturaleza (Young & Wolf, 2006), esta investigación aborda el problema de la expansión urbana, comprendiéndola como un paisaje compuesto por ecosistemas, es decir, observándola desde la disciplina científica de la ecología y con aportes de otras disciplinas, en especial de la geografía en términos de la estructura del paisaje. El tema se enmarca de modo general en el campo de la ecología urbana, la que tiene el valor de vincular las teorías y métodos provenientes de la ecología, y en particular de ecosistemas y paisajes, con las necesidades de gestión y planificación de las ciudades.

En los capítulos anteriores se abordaron aspectos teóricos de la ciencia en general, concretamente de una de sus disciplinas, la ecología, y cómo en este contexto se conceptualiza la ecología urbana. En los capítulos siguientes, se revisan estudios específicos de ecología urbana, tanto integrativos como dedicados a un tema en particular y se realiza una descripción en términos ecológicos del desarrollo de la ciudad objeto de la investigación: Santiago de Chile.

- El primer capítulo (Aproximaciones a la ciencia) consistió en revisar las formas de hacer ciencia frente a problemas de connotación ambiental, permitiendo plantear objetivos de investigación que, sin perder la lógica científica, enfrenten la necesidad urgente por parte de la sociedad y los tomadores de decisiones de contar con conocimientos (y el proceso asociado a su generación) que faciliten la toma de decisiones en condiciones de incertidumbre, urgencia en la decisión y riesgos asociados a dicha decisión. Se destacó la importancia de hacer ciencia con la sociedad, poniendo en contexto la aplicación en esta investigación y los pasos posteriores que serán necesarios.
- El segundo capítulo (Fundamentos ecológicos para el estudio urbano) muestra cómo la ecología puede contribuir al estudio de las ciudades a partir de todos los niveles jerárquicos que involucra, siendo desde la perspectiva del paisaje con la cual se puede incorporar constitutivamente la variable espacial, haciéndose útil para los propósitos de la futura investigación. Asimismo, el concepto de servicios ecosistémicos presenta oportunidades debido a que,

representando los flujos laterales de materia y energía entre los ecosistemas que componen el paisaje, es posible obtener medidas de los desempeños ambientales de distintos paisajes.

- El tercer capítulo (Conceptualización de la ecología urbana) detalla qué es propiamente tal la ecología urbana desde la perspectiva de la ciencia, esto es, cómo genera conocimiento nuevo y cómo usa el conocimiento existente para abordar problemas ambientales urbanos, representando insumos para mejores decisiones en el ámbito de la planificación urbana. Se describe la necesidad de nuevas teorías y del uso (y proposición) de esquemas conceptuales y modelos.
- En el quinto capítulo (Estado del arte en ecología urbana) se presentarán dos elementos de la ecología que se conjugan en estudios de ecología urbana, y que permiten abordar la temática de la investigación: la estructura y de la función del paisaje, esta última a través de los flujos laterales entre los ecosistemas que constituyen el paisaje representados como servicios ecosistémicos, específicamente aquellos de regulación.
- El sexto capítulo (Descripción ecosistémica del desarrollo de Santiago de Chile) desarrollará una síntesis general de cómo ha evolucionado el paisaje de la ciudad de Santiago de Chile como consecuencia del crecimiento demográfico y espacial de la ciudad. Se describirán los periodos temporales en los cuales han existido efectos sobre el medio ambiente, usando la vegetación como indicador de la producción de servicios ecosistémicos.

El problema de investigación se enfoca en la expansión urbana, que en Santiago de Chile se desarrolla, generalmente, a expensas de paisajes rurales y en especial hacia la periferia, siendo hacia la precordillera de los Andes y su piedemonte en el sector oriente de la ciudad (Ducci, 2002; Romero & Vásquez, 2005). Este crecimiento implica una transformación del paisaje natural (rural) hacia un paisaje de características urbanas pudiendo generar consecuencias ambientales complejas, tanto al interior del paisaje transformado como con sus paisajes vecinos. Particularmente, será evaluado el efecto de este cambio sobre los servicios ecosistémicos que dicho paisaje produce.

Dichos efectos han de ser evaluados para mejorar el nivel de la gestión ambiental en aquellas iniciativas que tienen impacto en el cambio de la estructura y por, lo tanto, en la producción de beneficios (servicios ecosistémicos) para sus habitantes. Estas iniciativas pueden ser de distinta índole, tanto públicas como privadas y operar a distintas escalas espaciales y temporales. En tanto, debido a la naturaleza del fenómeno en evaluación, se requiere de una forma distinta de hacer ciencia, que involucre a la sociedad en la generación y valoración del conocimiento, de modo que esta investigación pretenda representar sólo un paso inicial dentro de este proceso (ver Capítulo I).

A nivel metodológico, la transformación del paisaje, abordada desde el cuerpo teórico de la ecología del paisaje, permite vincular el paisaje con el nivel de organización biológica jerárquicamente inferior (ver Capítulo II). El paisaje se compone de estructura (relaciones espaciales entre sus ecosistemas) y función (flujo de materia, energía y especies entre sus ecosistemas). Estos flujos pueden ser traducidos en funciones ecosistémicas que corresponden a la capacidad de los procesos y

componentes naturales de producir y proporcionar bienes y servicios ecosistémicos. La transformación estructural del paisaje, desde paisajes naturales a paisajes urbanizados, probablemente se verá reflejada en cambios funcionales.

La transformación de la estructura del paisaje será evaluada a partir de los cambios experimentados por sus elementos (ecosistemas), los que serán identificados a través de diferentes variables explicativas que permitan vincular, dichas unidades, con la producción de servicios ecosistémicos en cada una de ellas e indirectamente la oportunidad de flujo entre ellas. El supuesto que está detrás de esta lógica es que cada tipo de ecosistema tiene una capacidad potencial máxima de producción de servicios ecosistémicos o beneficios para la sociedad que habita tanto en ellos, como en ecosistemas cercanos.

Dado que los servicios ecosistémicos tienen múltiples manifestaciones y pueden ser de diferentes tipos, se ha focalizado la investigación sobre un tipo de ellos, aquellos servicios de regulación, dado que son representables a través de flujos de materia y energía entre ecosistemas más que de especies, no son sujeto de elección por parte de los usuarios y son percibidos directamente por la población (ver Capítulo II)

Se escogió el sector nor-oriental de Santiago de Chile como área de interés (Figura 26), ya que, dado que los habitantes de este sector tienen altos ingresos y elevados indicadores de desarrollo humano, sus intereses también podrían comenzar a asemejarse en términos de preocupaciones ambientales, a aquellos de ciudadanos de países desarrollados, facilitando comparaciones posteriores con otras ciudades, por ejemplo Barcelona (España). En estas áreas es posible implementar modelos de desarrollo sustentable de la ciudad a modo de experimentación que impliquen mayores costos económicos, debido a su capacidad de absorber dichos costos. Asimismo, los servicios ecosistémicos de regulación seleccionados son: regulación del flujo hídrico (i.e. escorrentía e infiltración principalmente), mantención de la calidad del aire (i.e. captación y/o absorción de material particulado, gases y aerosoles contaminantes) y regulación de variables meteorológicas (i.e. temperatura principalmente). Los límites del área de estudio están dados por el límite de la microcuenca que se presenta en la Figura 27 (en adelante la cuenca o la microcuenca).

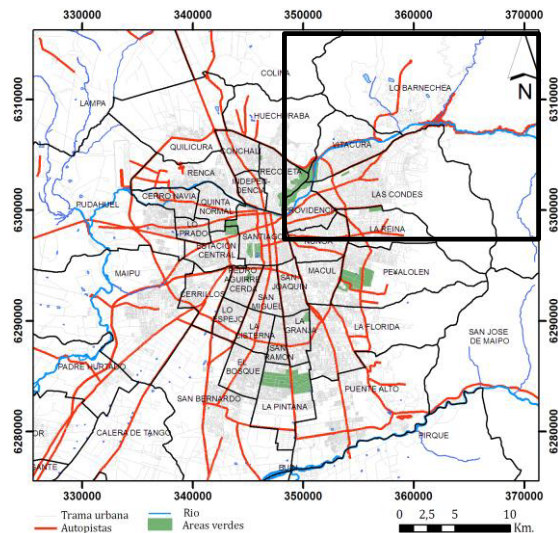


Figura 26. **Sector nor-oriente de Santiago.** Se muestra con un cuadro negro destacada el área administrada por las comunas de Lo Barnechea, Vitacura, Las Condes, La Reina, Providencia y Ñuñoa. Fuente: Elaboración propia

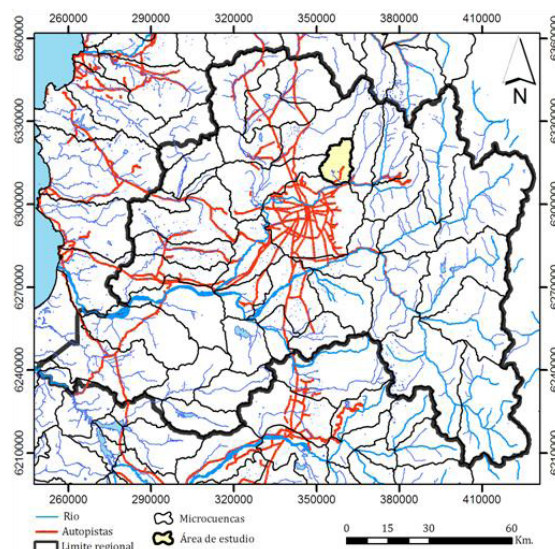


Figura 27. **Microcuenca “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas”.** Se muestra la distribución de las otras microcuencas en la Región Metropolitana y regiones aledañas. Fuente: Elaboración propia.

De esta manera, es posible proponer de un modo claro cuál es el objetivo general del estudio, cuyas motivaciones y bases teóricas han sido expuestas en los capítulos que anteceden el desarrollo de la metodología, y que en su conjunto permiten vez esbozar objetivos específicos y, asimismo, desde la perspectiva científica, plantear una hipótesis.

4.1 OBJETIVO GENERAL

Mejorar el conocimiento sistémico de cómo funciona, desde una perspectiva ecológica, una microcuenca urbana de Santiago sometida durante los últimos 20 años a una fuerte dinámica de urbanización, desarrollando esquemas conceptuales y modelos de producción, consumo y flujo de servicios ecosistémicos de impacto tangible y local, relacionándolos con la estructura biofísica, que cambia de natural a urbano, progresivamente en el tiempo.

4.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Evaluar los campos teóricos y metodologías con los cuales la ecología puede contribuir al estudio de las ciudades, sus teorías asociadas y condiciones, y decidir explícitamente cuáles se seguirán en esta investigación.
- Evaluar la forma general de producción de conocimiento y de hacer ciencia, su contexto, alcances y relación con la sociedad para generar conocimiento avanzado que sirva de base para un posterior diseño experimental transdisciplinario, que cuantifique procesos y genere conocimiento socialmente robusto y políticamente relevante.
- Aumentar el conocimiento sistémico sobre cómo funcionan, en forma general, los ecosistemas urbanos mediterráneos.
- Describir, a nivel teórico, la relación entre la estructura y el funcionamiento del paisaje con el desarrollo sustentable y el bienestar humano.

- Describir el estado de desarrollo general de la ecología urbana como disciplina científica en que se enmarca la investigación.
- Proponer un esquema conceptual que integre el fenómeno de la expansión urbana con el efecto recíproco (cibernético) sobre la estructura y el funcionamiento del paisaje.
- Revisar el estado del arte de la ecología urbana aplicada al estudio de las ciudades desde una perspectiva de la ecología de ecosistemas y de paisajes.
- Describir la evolución del paisaje de Santiago de Chile y reconocer etapas temporales según criterios socio-ambientales.
- Contribuir a la comprensión de cómo se estructura y funciona un paisaje urbano de Santiago de Chile, para mejorar el proceso de toma de decisiones y el diseño de soluciones para problemas urbanos ambientales y sociales.
- Desarrollar una propuesta metodológica para el fenómeno.
- Aplicar de modo funcional la metodología propuesta en una microcuenca del sector nor-oriental de Santiago de Chile.
- Evaluar cuantitativamente los cambios en la estructura del paisaje a través de variables biofísicas y usos del suelo.
- Evaluar cuantitativamente la producción potencial máxima de servicios ecosistémicos (a escala de microcuenca) a partir de la estructura del paisaje en diferentes etapas temporales.
- Evaluar el uso o consumo potencial de servicios ecosistémicos en cada uno de los ecosistemas identificados.
- Modelar el flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas (al interior del paisaje) en diferentes etapas temporales.
- Modelar el flujo de servicios ecosistémicos hacia otro paisaje (la ciudad) en diferentes etapas temporales.
- Analizar las implicancias ambientales del cambio en la producción y consumo de servicios ecosistémicos, de los beneficiarios de tal producción y de las alternativas usadas y/o disponibles para mitigar, compensar y/o reparar los efectos de diferentes tipos de urbanizaciones (desarrollo inmobiliario) sobre los servicios ecosistémicos a escala local.

4.3 HIPÓTESIS

La urbanización provoca efectos dramáticos sobre el paisaje, debido a la conversión de suelos, la modificación de las redes hidrológicas y la reducción de la vegetación natural, lo que genera una reducción de los servicios ecosistémicos (Alberti & Marzluff 2004 y Farina 2007: 244). En Santiago de Chile, se ha desarrollado una vertiginosa expansión urbana en los últimos 140 años, caracterizándose en el sector nor-oriental por constituirse de viviendas y conjuntos inmobiliarios de alta plusvalía y una gran cobertura vegetal. La microcuenca sobre la que se concentra la mayor parte del área urbana de la comuna de Lo Barnechea (también conocida como el barrio de La Dehesa) ha cambiado desde un paisaje rural de alto valor ecológico, pasando por un paisaje de mayor aridez y menor valor ecológico, hacia un paisaje urbano, lo que ha de tener un efecto sobre su funcionamiento (como ecosistema), que debería reflejarse en un menoscabo en la producción (prestación) de servicios ecosistémicos, los cuales han sido reemplazados por servicios como sistemas

artificiales de evacuación de aguas lluvias (supliendo capacidad de infiltración natural) o servicios de climatización para contrarrestar aumentos o disminuciones antropogénicas de temperatura (el gasto energético podría ser menor si la temperatura estuviera controlada por procesos ecosistémicos). No obstante, por el estado de aridez de la condición inmediatamente anterior a la urbanización y por la naturaleza de la vegetación acompañante de estas urbanizaciones de alto valor económico, caracterizada por una gran cobertura vegetacional, una alta productividad vegetal debido al manejo que se hace de ella a través de riego y poda, y la masiva presencia de superficies cubiertas por césped (herbáceas), podría observarse un aumento de la capacidad de producción/prestación de servicios ecosistémicos (o al menos de algunos de ellos) en esta área urbanizada. Esta situación sería contraria al postulado de que la urbanización a costa de áreas naturales genera un menoscabo en la producción de servicios ecosistémicos.

CAPÍTULO V
ESTADO DEL ARTE EN ECOLOGÍA
URBANA

La ecología urbana es una respuesta desde la ciencia para abordar los problemas ambientales urbanos complejos por naturaleza. En este capítulo se presentan antecedentes actuales, desde una perspectiva netamente ecológica y orientada prioritariamente al estudio de cómo operan los paisajes urbanos, de sus avances y de experiencias en la generación de conocimiento básico sobre la estructura y funcionamiento de estos sistemas, con énfasis en la dinámica de la estructura y su impacto sobre los flujos de materia y energía que pueden ser asimilables a servicios ecosistémicos, del modo descrito en los capítulos anteriores.

El estudio de ciudades como ecosistemas (o paisajes) y de los fenómenos ecológicos, que en ella ocurren, es relativamente nuevo para la ecología (Grimm *et al.*, 2000), por lo que ha significado un amplio debate teórico, pero un reducido número de casos donde efectivamente se evalúen unidades urbanas o la ciudad completa. Las experiencias en ecología urbana se encuentran dispersas y no siempre aluden a ella como disciplina, no obstante existe una revista científica especializada en la materia: *Landscape and Urban Planning* (anteriormente *Urban Ecosystems*). También es posible encontrar artículos científicos de interés en revistas que tratan otros temas, como *Ecology and Society*, *Ecosystems*, *Ecological Economics*, *Landscape Ecology*, *Ecology*, entre otras.

Debido a que la investigación se constituye desde la perspectiva del paisaje, siguiendo la definición de Forman & Godron (1986), es que la evaluación del estado del arte de la ecología urbana, que a continuación se expone, se centra en la **estructura y función del paisaje**, con un énfasis en aquellos estudios que aluden a la evaluación de servicios ecosistémicos. Cabe destacar que la estructura y función, de los ecosistemas y de los paisajes, si bien se relacionan, son distintas, ya que se trata de constructos abstractos que relacionan tipos de componentes y los flujos entre ellos.

5.1 ESTRUCTURA DEL PAISAJE

La cobertura del suelo y sus actividades humanas predominantes pueden ser consideradas características claves para un análisis ecológico de sistemas urbanos, y ha sido analizado en, al menos, una decena de estudios (Pauleit & Duhme, 2000). En particular, algunos atributos de la estructura del paisaje han sido especialmente abordados en los estudios urbanos.

5.1.1 COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN ESPACIAL

La estructura del paisaje tiene dos componentes principales: la composición y la configuración espacial.

La **composición** corresponde al conjunto de elementos que forman el paisaje. Es equivalente a la tipología o clasificación de las estructuras paisajísticas (tipos de hábitat, de barrios, usos del suelo, etc.). Representa el primer paso en la descripción de la estructura del paisaje. La **configuración espacial**, en tanto, responde al arreglo o disposición espacial de los elementos que componen el paisaje. Hecha esta distinción conceptual, las técnicas automatizadas para describir la estructura del paisaje generalmente entregan ambos resultados.

Como se mostrará a continuación, muchos estudios usan los usos del suelo para dar cuenta de los patrones del paisaje. Cabe mencionar que para efectos de este capítulo se hará uso indistinto tanto de la idea de “suelo” o “tierra” para efectos de la estructura del paisaje, como de los conceptos de *land-use* (uso de la tierra o del suelo) y *land-cover* (cobertura de la tierra o del suelo), aun cuando se trata de aspectos diferentes. Mientras el uso del suelo se entiende como el destino asignado por el hombre a cada unidad de territorio (áreas comerciales, habitacionales, industriales, zonas agrícolas, terrenos forestales, etc.), la cobertura del suelo, en tanto, se refiere específicamente a la naturaleza de las unidades que cubren la superficie terrestre (p. ej. tipos de vegetación, suelos antropizados, etc.). En las clasificaciones usadas en paisajes urbanos estas se mezclan, por lo que es más relevante poner atención a las categorías usadas que definir a priori si se trata de coberturas o usos del suelo o de la tierra.

No existen reglas únicas de clasificación del paisaje, esto es, instrucciones inflexibles de cómo describir la composición o su configuración. Depende del propósito, escala de la investigación y de sus recursos económicos y de tiempo. Existen muchas técnicas y nomenclaturas estándar, aunque también pueden ser diseñadas caso a caso. La cartografía, en este sentido, representa el producto de que obtiene de la clasificación, esto es su representación espacial proyectada. A continuación se presentan metodologías generales y casos de estudio para describir la composición y configuración espacial del paisaje.

A nivel general, De Bolós (1992b) propone la existencia de dos grandes métodos para cartografiar unidades paisajísticas: 1- Método de recubrimiento, representada por cartografía analítica de los diferentes elementos; y 2- Método inductivo, partiendo de la información facilitada por las estaciones de muestro (mediante las cuales se podía establecer una matriz de índices de conexión). De acuerdo a Burel & Baudry (2002), un método para describir la estructura paisajística puede consistir en: 1- Recortar el

paisaje en una red de ventanas (grilla) y caracterizar cada una de ellas (variando en cada caso el tamaño de la red); 2- Identificar la tipología de ventanas por un conjunto de variables y realizando sobre ellas un análisis factorial, seguido de una clasificación jerárquica sobre los factores principales y; 3- Calcular qué porcentaje de la varianza de la clasificación es explicada por cada factor (a través de un análisis factorial de correspondencias múltiples), resultando una identificación de las clases y un árbol de clasificación. Por otra parte, Farina (2007) propone un método jerárquico en que el nivel más bajo lo representan los fisiotopos, seguido de los ecotopos, las unidades de suelo (*land unit*) y el sistema de suelos (*land system*). Asimismo, indica las siguientes formas de clasificar un paisaje y sus componentes, generalmente excluyentes (Farina 2007):

- Parches estructurales: tipos de suelo en asociación con vegetación.
- Parches funcionales: un área homogénea para una función, o un descriptor físico como altura, temperatura, humedad, penetración de la luz; uso del concepto de fisiotopo (factores físicos homogéneos) y de ecotopo (fisiotopo más vegetación, usos del suelo, formación de humus, etc.).
- Parches de recursos: generalmente relacionado con ecología animal, relacionado con sitios de alimentación o anidamiento, por ejemplo.
- Parches de hábitat: tipos de comunidades de plantas, relacionados con organismos.
- Parches corredores: porción de un mosaico usado por un organismo para moverse, explorar, dispersar o migrar.

Pauleit & Duhme (2000) evaluaron el desempeño ambiental de la ciudad de Múnich (31.100 hectáreas) de distintos usos del suelo. Para esto, lo primero que hicieron fue identificar las unidades de cobertura/ usos del suelo (24) a través de la fotointerpretación a escala 1:5.000 de una fotografía aérea monocromática (Figura 28). Luego, para el cálculo de otras variables ambientales realizaron una segunda clasificación más detallada a partir de fotografías aéreas 1:5.000 y en ocasiones 1:1.000 que resultó en 641 unidades urbanizadas, cada una con indicación del valor de distintas variables ambientales. Las variables fueron: cobertura de la superficie, cobertura de la vegetación (a partir de fotografías aéreas), características de los espacios construidos y usos (o características socio-demográficas, a partir de bases de datos estatales) y datos meteorológicos, hidrológicos y de calefacción (a partir de varias fuentes externas).



Figura 28. **Patrón de tipos de usos del suelo en un área de prueba de Múnich.** Destaca el alto grado de detalle de la clasificación, siendo el tamaño promedio de cada parche de 4,6 hectáreas. La superficie total de la ciudad es de 311 km² y su población de 1,3 millones de habitantes. Fuente: Modificado a partir de Pauleit & Duhme (2000).

Para describir la estructura de los bosques urbanos de Chicago (EE.UU.), McPherson *et al.* (1997), a través del proyecto *Chicago Urban Forest Climate Project (CUFCP)*, estudiaron la relación entre la estructura de los bosques (o parques) urbanos y los procesos ecológicos asociados. Para estos efectos, la estructura de los bosques es la forma en que la vegetación está dispuesta, en relación a otros objetos como edificios. Los atributos considerados fueron: cobertura de dosel, análisis de anillos de árboles, biomasa foliar y leñosa de árboles individuales, además de un estudio de suelos. Asimismo, vincularon la estructura de la vegetación con el valor y las funciones del bosque en la ciudad de Chicago, señalando la importancia de estimar el impacto de cambiar la estructura de la vegetación sobre los flujos de materia y energía, junto con su efecto regional derivado (McPherson *et al.*, 1997). En este caso se consideró sólo la estructura de la vegetación.

En Inglaterra, Tratalos *et al.* (2007) seleccionaron tres sitios (centro, intermedio y periferia) en cinco ciudades (Edimburgo, Glasgow, Leicester, Oxford y Sheffield), para dar cuenta de la relación entre las formas urbanas con los siguientes indicadores del desempeño ambiental de los ecosistemas: disponibilidad y características de parche de la cobertura de árboles, jardines y áreas verdes; escorrentía de aguas lluvias; temperatura máxima y; secuestro de carbono. Para esto, a nivel de la identificación de la estructura del paisaje, realizaron lo siguiente: Primero, identificaron coberturas del suelo a partir de información previa y fotografías aéreas de 25cm de resolución; Segundo, realizaron un mapeo manual de la cobertura de árboles trazando en GIS cada árbol o grupo de árboles; y finalmente caracterizaron los sitios de estudio en

base a medidas de: 1- Forma urbana: densidad poblacional, densidad habitacional, proporción de casas pareadas y no-pareadas, densidad de direcciones, densidad de construcciones y densidad de construcciones con direcciones, a partir del censo nacional e instrumentos de planificación territorial y; 2- Biodiversidad potencial: proporción de cobertura de jardines (privado/doméstica), proporción de cobertura de áreas verdes, proporción de cobertura de jardines y áreas verdes, proporción de cobertura de árboles sobre jardines o áreas verdes, tamaño promedio de áreas verdes, de jardines y áreas verdes, de áreas no selladas (impermeabilizadas), de cobertura de árboles y, de cobertura de árboles en jardines y áreas verdes. Todos a partir de una base de datos existente previa.

Para evaluar patrones del paisaje urbano Alberti & Marzluff (2004), en la región del Estrecho de Puyet (Washington), usaron seis métricas de paisaje: porcentaje del uso de la tierra, tamaño promedio del parche, contagio, dominancia, índice de agregación y porcentaje de adyacencia, esto a partir de imágenes satelitales Landsat y los software GRASS y Fragstats. Al mismo tiempo calcularon un índice bentónico de integridad biológica y evaluaron la diversidad de aves, correlacionándolos con las distintas métricas del paisaje.

Romero *et al.* (2001), al realizar una evaluación ambiental de las estructuras espaciales de las áreas intraurbanas vegetadas de tres ciudades intermedias chilenas (Quillota, Chillán y Temuco), evaluaron atributos espaciales asociados con la forma y disposición de cada parche, considerando: área total, área interior (fuera del efecto borde), proximidad o vecindad de los parches entre sí, convolución y perímetro. Luego, a partir de estos atributos realizaron una especulación de su función ecológica, clasificando las áreas vegetadas como corredores, refugios y escalones.

En Barcelona, el análisis de la “ecología de la ciudad” emprendido por Barracó *et al.* (1999) que compara la estructura y el metabolismo urbano en dos instantes temporales, identifican las unidades geomorfológicas (Figura 29), las zonas ecológicas o usos del suelo (Figura 30 y Tabla 3), las zonas verdes y evalúan el cambio de la superficie urbanizada (Figura 31) e impermeabilizada (Figura 32).

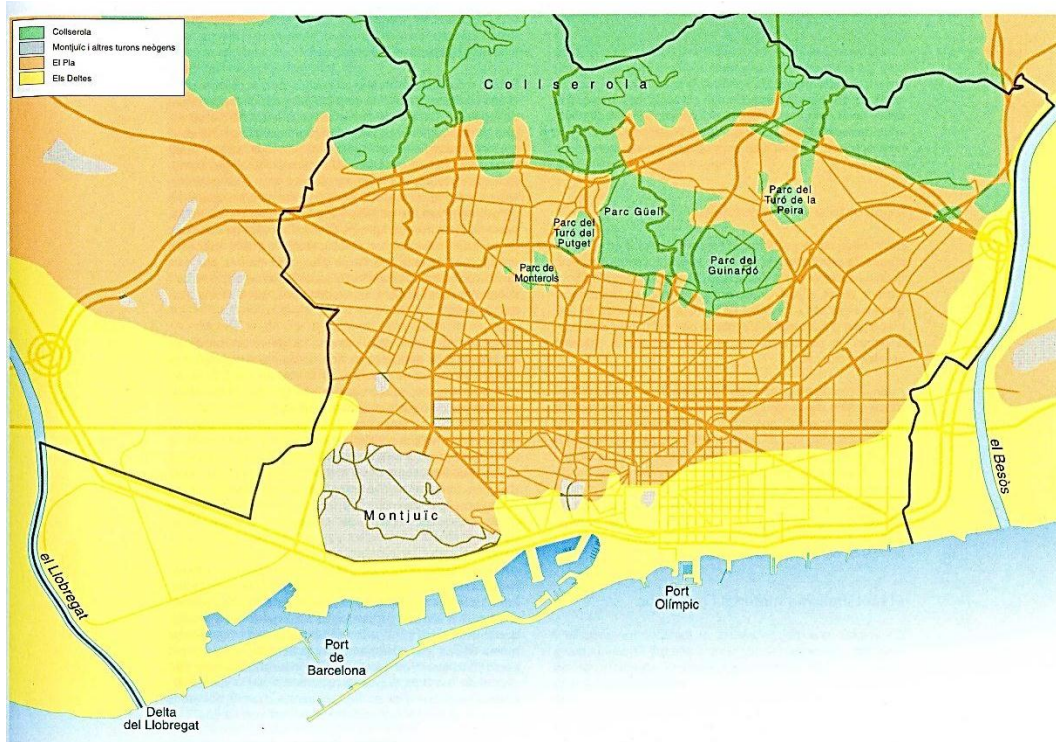


Figura 29. **Unidades geomorfológicas de Barcelona.** Se distinguen cuatro tipos de zonas: 1- El Collserola que representa un gran parque natural, 2- Las montañas o cerros islas, 3- El Plano o sectores de baja pendiente y 4- Los deltas de los ríos Besòs y Llobregat. Fuente: Barracó *et al.* (1999)

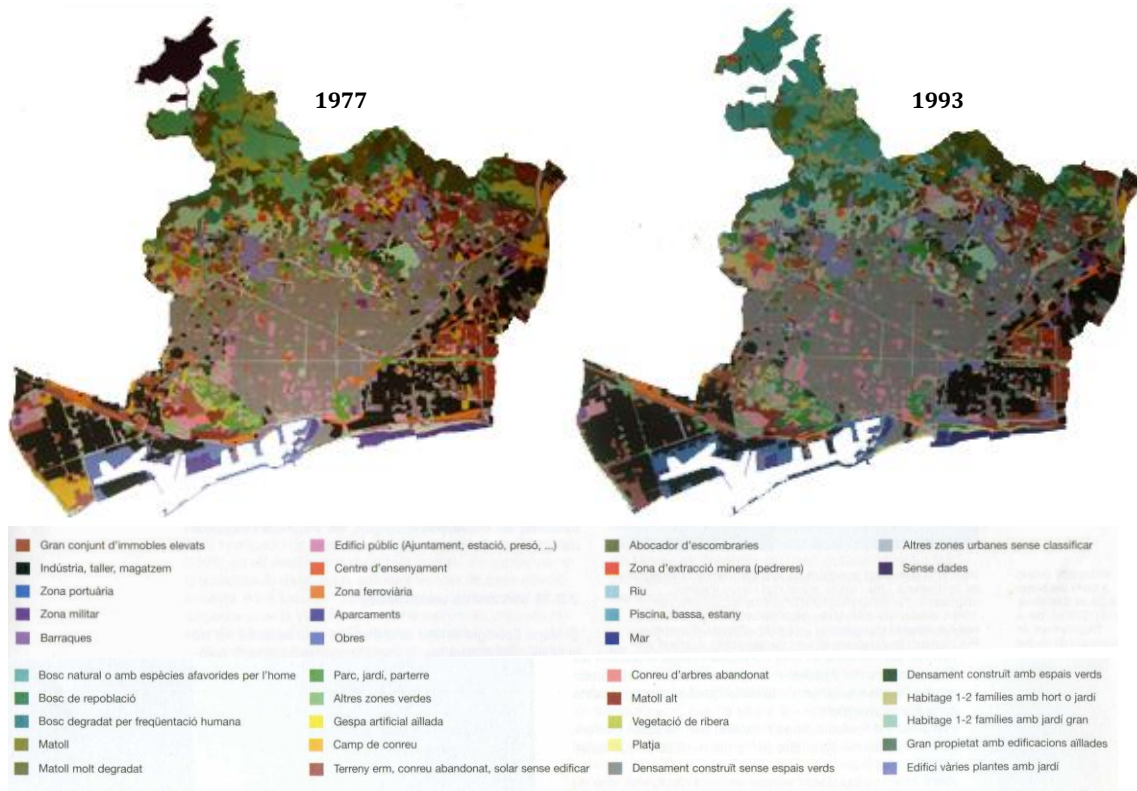


Figura 30. **Zonas ecológicas de Barcelona en 1977 y 1993.** Las categorías de zonas ecológicas contenidas en la leyenda y su posterior agregación se presentan en la Tabla 3. Fuente: Barracó *et al.* (1999).

Tabla 3. **Categorías de zonas ecológicas y su agregación en categorías más generales.** Fuente: Barracó *et al.* (1999).

Leyenda original	Agregación considerada
Bosque natural o con especies favorecidas por el hombre; Bosque de reforestación; Bosque degradado por frecuentación humana	Verde natural – boscoso
Matorral; matorral muy degradado; matorral alto; vegetación de ribera	Verde natural - matorral
Parques, jardines y patios; césped artificial aislado; otras zonas verdes	Verde urbano
Campos de cultivos	Cultivos
Terrenos baldíos, abandonados o sin edificar	Baldíos
Plantaciones abandonadas	Plantaciones abandonadas
Viviendas para 1-2 familias con huerta o jardín; viviendas para 1-2 familias con jardín grande; gran propiedad con edificaciones aisladas	Urbanización laxa
Playa; densamente construido sin espacios verdes; densamente construidos con espacios verdes; edificios de varias plantas con jardín; gran conjuntos inmobiliarios; industrias, zona portuaria; zona militar; barracas; edificio público; centro de enseñanza; zona ferroviaria; estacionamientos; obras; vertedero; río; piscina, estanque; mar; otros sin datos	Urbanización



Figura 31. **La urbanización de la Región Metropolitana de Barcelona entre 1956 (superior) y 1992 (inferior).** Fuente: Barracó *et al.* (1999).

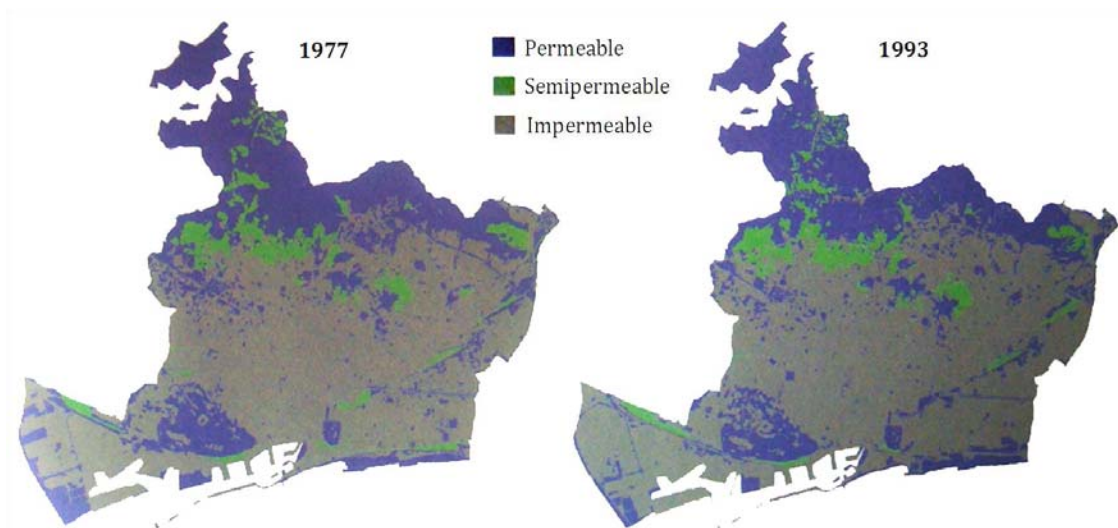


Figura 32. **Evolución de las áreas permeables, semipermeables e impermeables de Barcelona** según sus zonas ecológicas. La figura de Fuente: Barracó *et al.* (1999)

En tanto, en una microcuenca de la Región Metropolitana de Santiago, cuya superficie es de 420 hectáreas y no tiene urbanización, Villarroel (2003) simuló los impactos ambientales por cambios de uso de suelo, aplicando un modelo hidrológico físicamente basado. Para ello definió tipos de suelos de acuerdo a la profundidad, la cual fue obtenida a través de mediciones con calicatas en los lugares más representativos de la cuenca, clasificando tres tipos de suelos (1,15; 0,75 y 0,30 m de profundidad) y estimando la representación de cada tipo de suelo por fotointerpretación a partir de la utilización de imágenes aéreas, escala 1:20.000. La vegetación, en tanto, fue clasificada a partir de un catastro nacional en: matorral arborescente abierto, matorral arborescente semidenso, matorral abierto, renoval semidenso, renoval denso y afloramientos rocosos. Además, por requerimientos del software usado, se hizo un modelo de elevación digital, que a partir de curvas de nivel genera información de pendiente y exposición, representado como una grilla de 100 * 100 m (Figura 33).

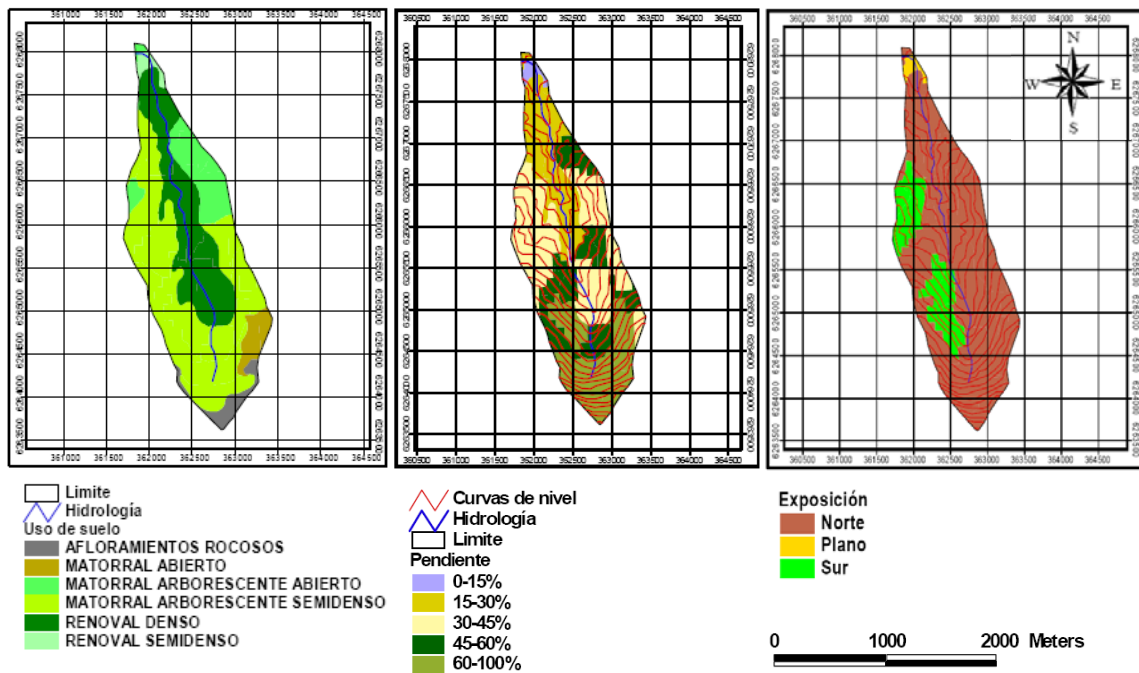


Figura 33. Usos del suelo año 1994, pendiente y exposición de la microcuenca Los Almendros. Fuente: Modificado a partir de Villarroel (2003).

En una evaluación del impacto de la urbanización en cuencas de Santiago de Chile (de extensión entre 4.400 a 6.750 hectáreas) sobre: la productividad vegetal, la biomasa total, la humedad en el suelo, el grado de impermeabilidad, el coeficiente de escorrentía y las temperaturas superficiales, Romero *et al.* (2003) realizaron una clasificación combinada de usos y coberturas de suelo de cuatro cuencas, utilizando fotografías aéreas métricas, color, escala 1:115.000, en formato digital (Tabla 4 y Figura 34 para una de las microcuencas). Para estimar la productividad vegetal utilizaron el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI), derivado de la reflectividad medida en las regiones roja e infrarroja cercana del espectro electromagnético. Las temperaturas superficiales, por su parte, fueron obtenidas a partir de la consideración de las emisiones captadas en la banda infrarroja cercana. Finalmente, para la clasificación de usos y coberturas del suelo que serían utilizadas para estimar impermeabilización y escorrentía, usaron fotografías aéreas a color 1:115.000 (Romero & Vásquez, 2005).

Tabla 4. Usos y coberturas del suelo identificados en cuatro microcuencas de Santiago. Fuente: Romero *et al.* (2003)

1.- Zonas urbanas	2.- Zonas agrícolas	3.- Praderas y Matorrales
1.1.- Viviendas unifamiliares (parcelas de agrado)	2.1.- Zonas agrícolas de uso intensivo (con riego)	3.1.- Pradera natural
1.2.- Zonas periurbanas	2.2.- Zonas agrícolas de uso extensivo (sin riego)	3.2.- Pradera de uso ganadero
1.3.- Zonas Urbanas semidensas	2.3.- Zonas agrícolas con frutales	3.3.- Matorral abierto
1.4.- Urbano multifamiliar	2.4.- Zonas agrícolas con viñedos	3.4.- Matorral semidenso
1.5.- Zonas de uso comercial	2.5.- Otras zonas agrícolas	3.5.- Matorral denso
1.6.- Zonas de uso industrial		3.6.- Matorral arborescente abierto
1.7.- Áreas destinadas a transporte		3.7.- Matorral arborescente semidenso
1.8.- Otras áreas urbanas no identificadas		3.8.- Matorral arborescente denso
1.9.- Áreas Verdes Urbanas		
4.- Bosques y Plantaciones forestales	5.- Otros usos / coberturas de suelo	
4.1.- Bosque nativo abierto	5.1.- Cuerpos de agua naturales (ríos, lagunas)	5.5.- Suelo desnudo
4.2.- Bosque nativo semidenso	5.2.- Cuerpos de agua artificiales (tranques, canales)	5.6.- Humedales
4.3.- Bosque nativo denso	5.3.- Zonas rocosas	5.7.- Zonas sin información
4.4.- Plantaciones forestales	5.4.- Zonas cubiertas de nieve, glaciares	5.8.- Uso No identificado

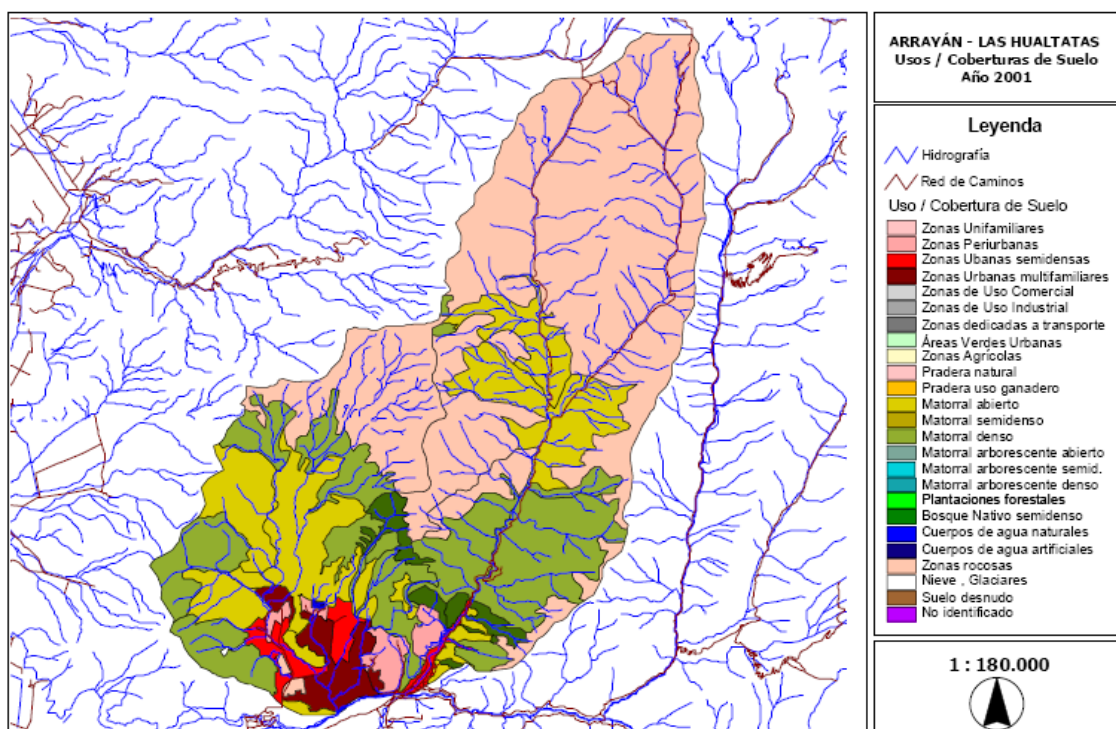


Figura 34. Usos y coberturas del suelo de la microcuenca Arrayán – Las Hualtatas, año 2001. Fuente: Romero *et al.* (2003)

En el desarrollo del plan de manejo del Parque Mahuida (Santiago, Chile), se realizó una identificación de la estructura del paisaje para dar protección a los espacios que tendrían una mayor capacidad de producción (prestación) de servicios ecosistémicos a los residentes de la comuna en que se emplaza y que la administra (Reyes *et al.*, 2008). A nivel estructural, sobre la base de una fotografía aérea 1:20.000

se identificaron los sectores con mayor concentración de biomasa vegetal, distinguiendo entre: cobertura, asociación dominante y diversidad estructural (Figura 35). La razón de concentrar esfuerzos en la descripción de la estructura de la vegetación (además de la geomorfología) es que, de acuerdo a Romero & Vásquez (2005), en el piedemonte andino de Santiago, la vegetación es el componente ambiental que oferta más funciones y servicios ecosistémicos a la ciudad. Complementariamente, se generó un modelo digital de terreno (DEM o TIN) a partir de las curvas de nivel de escala 1:5.000, para identificar las características geomorfológicas del Parque Mahuida.

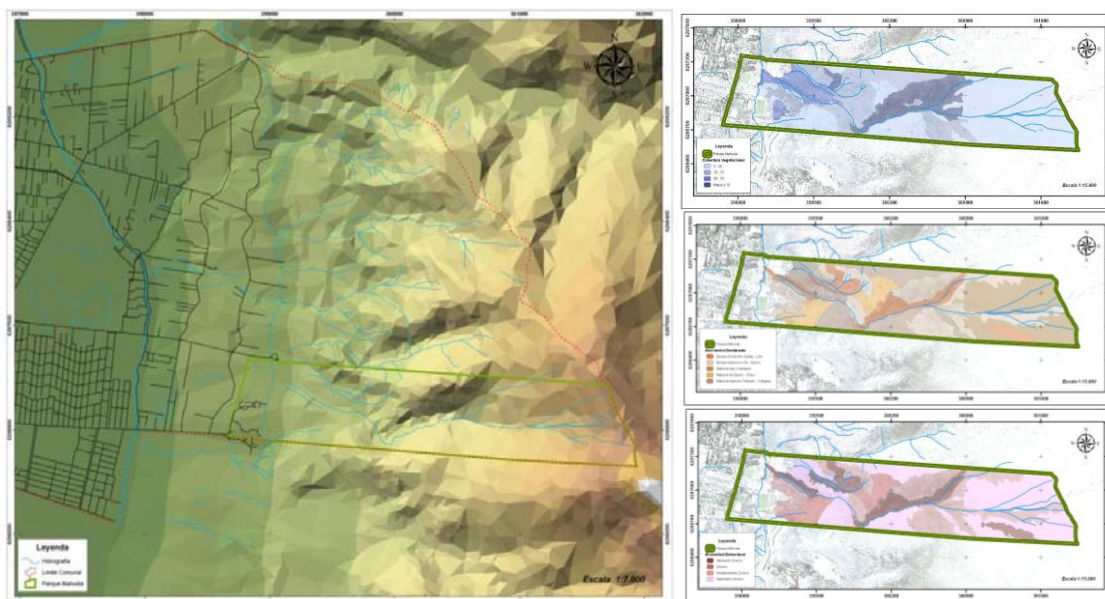


Figura 35. **Modelo de elevación digital y estructura de la vegetación del Parque Mahuida.** A la izquierda se observa la localización del parque (demarcado en un polígono verde) en relación a la ciudad y la microcuenca que abarca. A la derecha se destaca la heterogeneidad en términos de la cobertura vegetal, las asociaciones dominantes y la diversidad estructural. Fuente: Modificado a partir de Reyes *et al.* (2008)

Este trabajo realizado en el Parque Mahuida (La Reina, Chile) destaca que, según Egoh (2007), existirían tres formas de conservar servicios ecosistémicos: 1- A través de patrones de biodiversidad, considerando la identificación de elementos de la biodiversidad de uso directo (p. ej. especies y hábitats), o bien, porque se presume que son importantes para la mantención de dichos elementos de uso directo (p. ej. ecosistemas de interés); 2- A través de procesos ecológicos, seleccionando los procesos ecológicos que permiten la persistencia de los patrones de biodiversidad (elementos), que a su vez permitirían conservar los servicios ecosistémicos, por ejemplo: dispersión de semillas, ciclado de nutrientes (p. ej. descomposición de materia orgánica), productividad primaria (fijación de energía a través de la fotosíntesis) y; 3- A través del mapeo de los servicios ecosistémicos, esto es espacializando los proveedores de servicios ecosistémicos (poblaciones, especies, tipos de hábitat o unidades funcionales). Por ejemplo, se pueden hacer mapas de tipos de vegetación, pendientes, ríos de alto valor escénico, plantas que pueden ser utilizadas (p. ej. medicinales; Kremen, 2005). Finalmente, en Reyes *et al.* (2008) se utilizó la tercera alternativa.

Siguiendo con otro caso, en la búsqueda de una solución a una situación ambiental degradada de los esteros urbanos de Placilla de Peñuelas (Valparaíso, Chile), se

realizó un diagnóstico ambiental multidisciplinario que sirvió de base para diseñar un Plan de Gestión que permitiese su saneamiento, una correcta evacuación de aguas lluvias sin generar inundaciones y un aumento de su valor paisajístico y como lugar de esparcimiento. Se estudió el área como una microcuenca compuesta por unidades ambientales (Figura 36) caracterizadas por su estructura biofísica y humana, considerando: atributos hidrológicos (geomorfología y red de drenaje), usos del suelo y ecosistemas de interés.

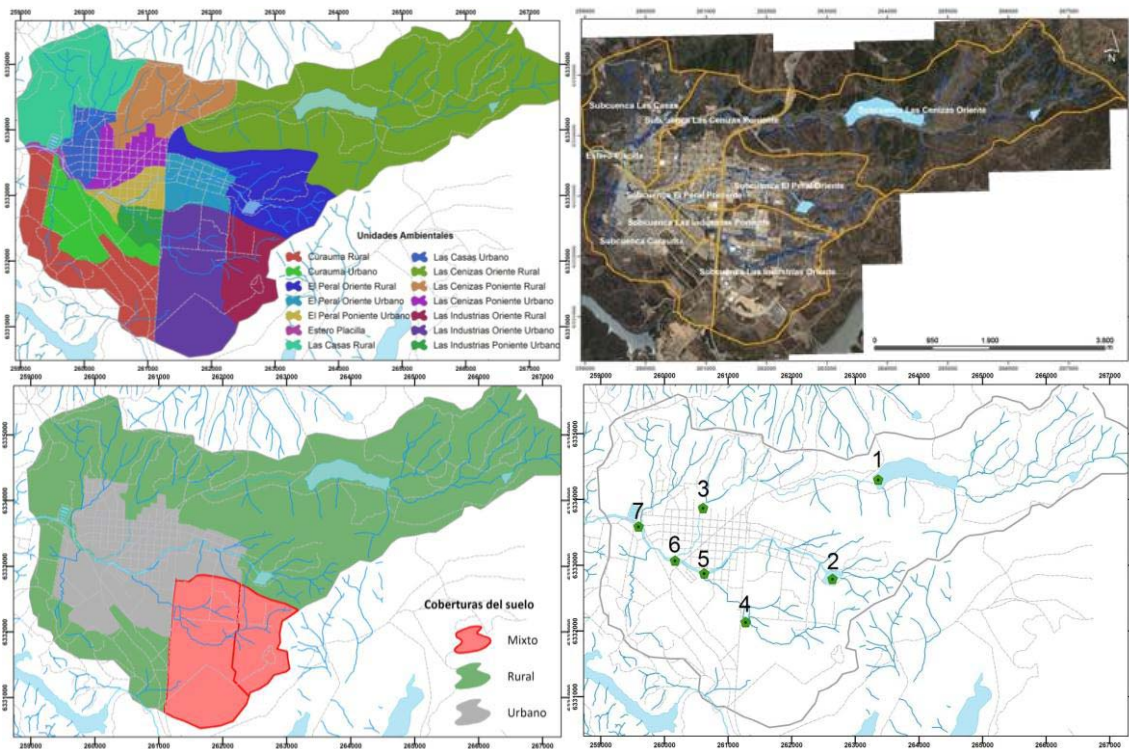


Figura 36. Estructura biofísica y humana de la microcuenca de Placilla de Peñuelas. Arriba a la izquierda se muestran las unidades ambientales identificadas tras integrar su estructura a nivel hídrico (arriba derecha), sus coberturas del suelo (abajo izquierda) y sus ecosistemas de interés (abajo derecha). Fuente: Modificado a partir de U. de Chile (2008)

Otros factores estructurales evaluados, por su condicionamiento del paisaje, fueron aspectos de su hidrología, como perfiles transversales y su relación como partes de una red hídrica (Figura 37). Tras este simple análisis, complementado con otros biológicos y humanos, surgió la comprensión de sus nodos como sectores planos e inundables, asimilables a humedales (Figura 38).

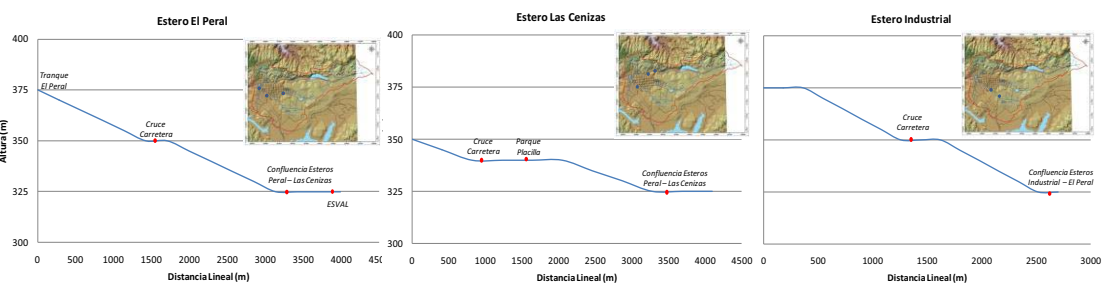


Figura 37. Perfiles topográficos de los esteros de Placilla. Se indican los sectores planos que tienen a inundarse. Fuente: Modificado a partir de U. de Chile (2008)

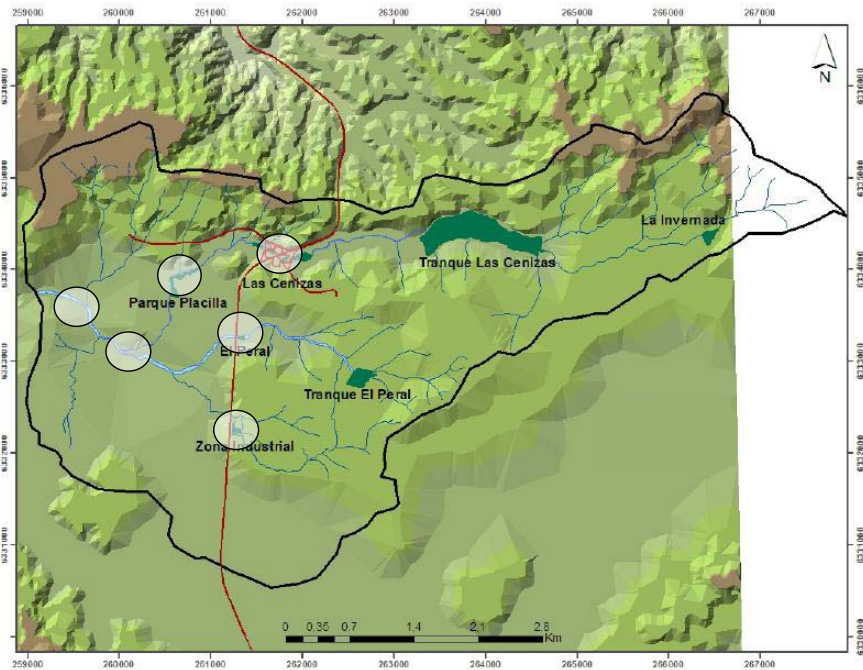


Figura 38. **Sectores inundables por su topografía plana, representando sistemas de humedales.**
Fuente: Elaboración propia a partir de U. de Chile (2008)

Tal como se ha presentado en los casos anteriores, el uso de las clasificaciones de usos de suelo es frecuente, ya que permite estandarizar aproximaciones y terminologías, con el supuesto que dentro de un tipo de uso suelo existe homogeneidad en relación a otros tipos de usos de suelo (Cadenasso *et al.*, 2007). No obstante esto y las experiencias relatadas en Pickett *et al.* (2008), se argumenta que los mapas de uso del suelo no representan con efectividad la heterogeneidad ecológica, dado que no logran capturar la heterogeneidad de la relación hombre y naturaleza. Ejemplo de ello, es que un área que puede ser simplemente definida como residencial, puede manifestar funciones ecológicas diversas, según cuál sea la estructura de su vegetación, lo que también se manifiesta en respuestas diferenciales de los procesos sociales. Por esto, es que se proponen mejoras a través de una nueva forma de clasificación, incrementando las clásicas categorías y resolución espacial, discriminando por ejemplo el origen (social o natural) de los parches (Cadenasso *et al.* 2007; Pickett *et al.* 2008). Una de las clasificaciones propuestas es conocida como HERCULES (*High Ecological Resolution Classification for Urban Landscapes and Environmental Systems*). Incorpora los tres elementos que conforman la heterogeneidad de paisajes urbanos: construcciones, materiales superficiales y vegetación, los cuales son divididos en seis características: 1- vegetación de textura gruesa (árboles y matorrales), 2- vegetación de textura fina (hierbas y pastos), 3- suelo desnudo, 4- pavimento, 5- construcciones (edificios) y, 6- tipología de edificaciones (Cadenasso *et al.* 2007).

De esta manera, es posible usar alguna clasificación de parches propuesta, o bien generar una nueva, a partir de la interacción entre ciertas variables espacialmente explícitas. La clasificación desarrollada especialmente para áreas urbanas por Cadenasso *et al.* (2007), resulta especialmente interesante, ya que se enfoca en la estructura de parches combinando elementos naturales y antropogénicos, vinculando

los esquemas conceptuales de dinámica de parches y ecosistema humano, en el contexto del gradiente urbano-rural descritos en el Capítulo III.

La estructura o configuración del paisaje también puede ser entendida como organización, entendiendo la disposición de sus elementos como parte de un proceso organizacional. En general, se habla de paisajes más organizados cuando: la estructura es menos aleatoria, es menor su heterogeneidad, es mayor la predictibilidad del siguiente pixel y el paisaje se constituye de grandes manchas (poca fragmentación) (Burel & Baudry, 2002). Estos mismos autores proponen modelos de organización del paisaje, donde el primero se basa en describir tendencias, no así los mecanismos y no incorpora nuevos tipos de ocupación. En tanto, los dos siguientes requieren conocimientos de los mecanismos de cambio y, al menos, correlaciones entre cambios y variables independientes causales (Tabla 5).

Tabla 5. **Tipos de modelos de organización del paisaje** y tipos de información que requieren y entregan. Fuente: Elaboración propia a partir de Burel & Baudry (2002).

Tipos de modelos de organización de paisaje	Información de entrada (input)	información de salida o tipo de resultado que entregan (output)
Modelos basados en matrices de transición	Mapas y probabilidades de transición de un tipo de ocupación del suelo a otro	Mapas
Modelos que buscan correlaciones explicativas entre el estado del paisaje en un momento dado y su evolución	Mapas de ocupación de suelos, mapas del medio físico, espacialización de actividades antrópicas (p. ej. agrícolas)	Correlaciones que simulan efectos de los cambios a nivel de las actividades antrópicas, sucesiones biológicas en diversas condiciones del medio
Modelos que identifican correlaciones o relaciones causa-efecto entre las estructuras socioeconómicas para diferentes periodos	Proporciones de utilización del suelo en diversas situaciones socioeconómicas y para diferentes periodos	Correlaciones o modelos funcionales que generan cambios bajo hipótesis de cambio de contexto socioeconómico.
Modelos basados en el funcionamiento interno de las actividades antrópicas (p. ej. explotaciones agrícolas) simulando cambios a escala fina, agregándose para crear nuevos paisajes	Modelos de distribución espacial de los tipos de utilización en el seno de las actividades antrópicas	Mapas

Para estos modelos, los factores de organización y sus mecanismos pueden ser: físicos (suelo, clima, topografía, etc.), sociales (tipo de actividad antrópica, organización colectiva, etc.) y económicos (condiciones de mercado (p. ej. valor del suelo), tipo de renta, etc.). Estos factores se pueden analizar, tanto desde un punto de vista espacial (distancia a un centro organizador) como de la estructuración jerárquica en conjuntos funcionales (acoplamiento entre sistemas de decisión e incitación, Burel & Baudry, 2002).

El paisaje es entendido operacionalmente como un conjunto de capas de distinta información, sin embargo en la práctica, estas capas no son del todo independientes entre sí, por lo que es necesario identificar qué información se tiene acerca de una capa cuando se conocen otras. Un método utilizado para este propósito es calcular la co-ocurrencia entre cada clase (tipo de mancha o parche) y las variables descriptoras físicas, sociales o técnicas.

A nivel de métricas del paisaje, existe una gran variedad de índices, dada por la oferta de software como ArcGIS (ESRI), ERDAS, IDRISI, QuantumGIS y módulos complementarios especializados como FRAGSTATS, LEAPII o Patch Analyst. Estas métricas se pueden aplicar a nivel individual (objeto específico, p. ej. un árbol o una casa), de parche y de mosaico (en diferentes escalas). Se puede distinguir entre métricas no-espaciales, como riqueza, diversidad, homogeneidad, y métricas espaciales como parchosidad, entropía, contagio, organización, forma (relación área/perímetro, ajuste a circunferencia, dimensión fractal, densidad de parche, tamaño medio de parches, etc.), distancia (p. ej. entre parches), textura (p. ej. momento segundo angular, momento diferencial inverso, contraste, lacunaridad), semivarianza, medidas de borde, fragmentación, etc. Dado que no es el propósito de esta investigación detallarlos todos, se sugiere, para más detalle, ver Farina (2007) o los manuales de cada software.

El mosaico del paisaje no tiene una forma permanente, sino que cambia en tamaño de los parches, forma, arreglo espacial de los parches, calidad de los parches, etc., siendo el resultado de procesos complejos y multi-escalares (Farina, 2007). El cómo cambia la estructura del paisaje (dinámica espacial) en el tiempo, se puede evaluar a través del cambio en la configuración espacial de las entidades que lo componen. Los cambios en los usos del suelo han sido frecuentemente utilizados en los estudios de ecología del paisaje, ya que afectan las funciones y procesos ecológicos del paisaje, estando estos cambios determinados por un complejo de interacciones entre factores ambientales y socioeconómicos (Hietel *et al.*, 2004).

A pesar de lo mucho que se conoce sobre las interacciones entre cambio de uso de suelo y biodiversidad a nivel global, muy pocos análisis han evaluado la influencia de variaciones en el paisaje sobre sus funciones y de los efectos sinérgicos que distintos usos de la tierra pueden tener, en términos de soporte de procesos esenciales para la biodiversidad (Colding, 2007). Es decir, existe un vacío de análisis más finos en términos de configuraciones espaciales y su relación con procesos ecológicos. Walker & Harwell (1997) explicaron conceptualmente la evolución del paisaje de South Florida (USA) como un proceso dinámico de interacción entre sistemas humanos y usos del suelo, especificando el enlace teórico entre cambios ecológicos, del uso de la tierra, de demanda de servicios, del mercado y demográficos. Además, describieron los factores que generaron dicha evolución en distintas ventanas temporales, identificando periodos.

Martí *et al.* (2004) analizaron tres periodos temporales para detectar las dinámicas de cambio en la Costa Brava (España), basándose en cuatro medidas: la proporción media de perímetro/área, el área media de tesela, la dimensión fractal y, el número de clases. En dicho trabajo, a través de las matrices de transición de Markov estimaron las transformaciones futuras (área de grandes usos o coberturas del suelo), modelando las dinámicas de cambio y los efectos de las perturbaciones en paisajes heterogéneos (Figura 39 y Figura 40).

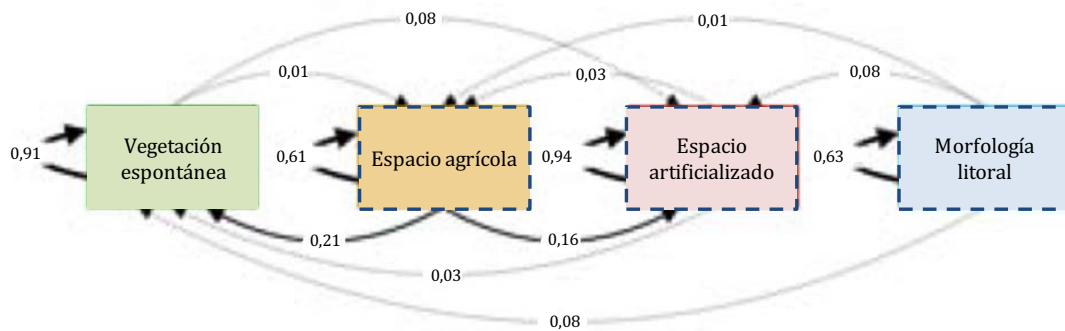


Figura 39. **Diagrama de flujos resumen de la matriz de transición** (1957-2003) de los cambios en los usos y las cubiertas del suelo de la Costa Brava (España). Fuente: Modificado a partir de Martí *et al.* (2004).

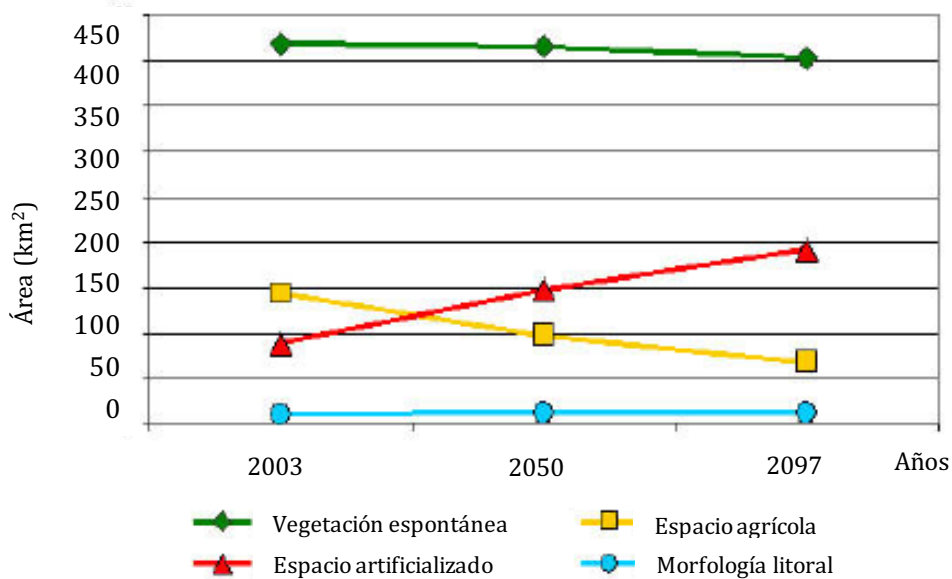


Figura 40. **Proyección futura de la superficie de los grandes usos y cubiertas del suelo de la Costa Brava** (España) a partir de la tendencia detectada en la matriz de transición (1956-2003). Fuente: Modificado a partir de Martí *et al.* (2004).

La descripción de la dinámica del paisaje expresada en cambios de usos de suelo, debe complementarse con el análisis de las fuerzas que generan dichos cambios (fuerzas políticas, económicas, por ejemplo), de las velocidades de cambio y de su posibilidad de proyectarlas a futuro. En muchas oportunidades, la dinámica del paisaje está controlada por un conjunto de factores, que corresponden a una gran gama de escalas espacio-temporales (Burel & Baudry, 2002). Así, yendo desde grandes escalas a escalas finas pueden distinguirse, entre muchos otros, los siguientes factores:

- Fenómenos tectónicos que controlan las formas del relieve a grandes escalas.
- Cambios hidrológicos en grandes cuencas que modifican los procesos erosivos que forman los fondos de valles.
- Procesos biológicos (p. ej. sucesiones vegetacionales) que controlan la dinámica de ecotonos

En forma esporádica, pero de gran importancia, los temblores y otros desastres naturales modifican el paisaje en función de su intensidad y duración.

Una de las sentencias populares en relación a la naturaleza, es que esta tiende al equilibrio, lo cual ha sido ampliamente debatido, señalándose en los inicios de la ecología, por ejemplo, que la vegetación evoluciona hasta un estado de equilibrio (clímax), para luego sufrir una regresión y volver a estados pioneros, luego se reinicia el ciclo, volviendo al estado de clímax y así sucesivamente (Watt, 1947; Burel & Baudry, 2002). Por lo tanto, en general a corto plazo puede señalarse que la naturaleza tiende al equilibrio y que esto sucede en paisajes con poca influencia humana, ya que en presencia del hombre los procesos sucesionales son fuertemente modificados.

5.1.2 OTROS CONCEPTOS

La estructura a nivel del paisaje está definida básicamente por composición y configuración o arreglo espacial, sin embargo, existen otros conceptos que son de gran utilidad para describir la estructura. A continuación se exponen algunos de ellos.

La complejidad es una propiedad de algunos sistemas, que comparten ser termodinámicamente abiertos, tener gran número de elementos constituyentes, ser adaptativos, tener componentes que interactúan no-linealmente, ser heterogéneos espacial y temporalmente y tener estados irreversibles. Estos sistemas tienen propiedades emergentes, interacciones jerárquicas y multiescalares, auto-organización y comportamientos sorprendidos. La emergencia de la complejidad se explica hipotéticamente por: 1- la incertidumbre inherente o impredecibilidad de los sistemas, ante las multitud de posibilidades de comportamiento de sus patrones y procesos; 2- por la comunicación de distintos dominios de los sistemas y; 3- por las múltiples conexiones que posee y que persigue su auto-regulación (autopoiesis *sensu* Maturana & Varela, 2008), como medio de persistencia de la unidad (Farina, 2007). Una de las características de los sistemas complejos, como los paisajes antropizados, es que son heterogéneos espacial y temporalmente. Esta heterogeneidad tiene una influencia dramática en muchos procesos del paisaje (Farina 2007), por lo que es una propiedad que debe ser abordada.

La heterogeneidad puede ser definida como una distribución no-azarosa de los objetos, siendo un carácter inherente del mosaico paisajístico, pese a ello, ha sido poco considerada por los estudios propiamente ecosistémicos, que, por lo general solo consideran sistemas homogéneos y bastante simples (Farina, 2007). La heterogeneidad y la diversidad son conceptos relacionados en ecología del paisaje, ya que mientras la diversidad describe las diferentes cualidades del paisaje, la heterogeneidad representa la complejidad espacial del paisaje (Farina, 2007).

En términos prácticos suele distinguirse la heterogeneidad horizontal (p. ej. distribución de usos del suelo) de la heterogeneidad vertical, referida a la forma que toma la vegetación en altura. La heterogeneidad temporal, se refiere a la variación de un punto en el espacio en diferentes instantes y; la heterogeneidad funcional se vincula con la historia de los organismos, poblaciones, comunidades en varias escalas (Farina, 2007).

Stoiner (1996) propone que la información es un elemento básico del universo, equivalente a la materia y la energía; y que existe una relación directamente proporcional entre cantidad de información y cantidad de organización. Asimismo,

propone una relación entre energía (unidad de entropía) e información y, que la organización persiste hasta que un trabajo modifique nuevamente el sistema. La generación de orden (Or) y organización en un sitio, causa entropía en otra parte del universo. El índice de diversidad de Shannon-Wiener representa una forma de agrupar la contribución de cada elemento de un sistema para medir la complejidad del sistema.

Relación entre entropía (S) y Orden (Or) u organización. k es una constante	$-S = k \log Or$
Relación entre Información (I) y Orden del sistema (Or). c es una constante.	$I = c(Or)$
Substituyendo Or a partir de las ecuaciones anteriores.	$I = ce^{-S/k}$
Sustituyendo la constante c por la cantidad de información cuando la entropía es cero	$I = (I^0)e^{-S/k}$
Relación entre entropía e información	$1 \frac{J}{eK} = 1023 \text{ bits}$
Índice de diversidad de Shannon-Wiener	$H' = - \sum pi \log pi$

Es posible representar los flujos de materia y de energía (generalmente medidos por separado mediante el método de los balances de masa o energía) mediante una unidad de medida común: la información. La información se concibe como una medida inversa a la entropía, en el sentido estadístico que la teoría de la información da a este fenómeno, es decir, tomando como base la probabilidad de ocurrencia de los hechos (De Bolós, 1992b). Cuando más reducida sea esta probabilidad, más acusada es la entropía, de donde se deriva el índice de conexión informacional:

$$Tab = Ha + Hb - Hab$$

Donde *Tab* corresponde a la cantidad de información comunicada entre los elementos *a* y *b* del geosistema. *Ha* y *Hb* son las entropías de *a* y *b* y, *Hab* son las entropías comunes a los dos elementos.

La capacidad de auto-organización puede describirse a tres niveles: 1- a nivel físico, representa la evolución de los elementos abióticos que se auto-estructuran en forma termodinámicamente disipativa; 2- el nivel biótico, consiste en procesos autopoieticos para perpetuar (mantener y reproducir) el sistema, organizando los flujos de materia y energía, respondiendo a los cambios ambientales externos y; 3- el nivel cultural, donde se repiten estos procesos, con la diferencia de aceptar los cambios ambientales externos, vinculándose con ellos (Farina, 2007).

De acuerdo a Maturana y Varela (2008), una unidad es una entidad que se distingue de un fondo. Y la organización se refiere a las relaciones entre los componentes que producen dicha unidad. La estructura define el espacio en el cual existen los componentes del sistema (la unidad).

En la misma línea, Burel y Baudry (2002) sugieren utilizar las teorías de la información para medir la heterogeneidad, reconociendo elementos de la estructura horizontal (distribución espacial de una variable), y elementos de la estructura vertical (existencia de otras variables o capas de información relacionadas). Esto, usando las siguientes funciones:

Clases del paisaje o unidades paisajísticas	U
Variables independientes descriptoras del ambiente	E
Heterogeneidad de las clases, entropía de las clases o cantidad de información.	$H(U) = - \sum_{i=1}^{\lambda} \frac{n_i}{N} \log \frac{n_i}{N}$
Heterogeneidad de las variables descriptoras, entropía de las variables descriptoras o cantidad de información.	$H(E) = - \sum_{j=1}^{\mu} \frac{n_j}{N} \log \frac{n_j}{N}$
Heterogeneidad de la matriz U x E	$H(U, E) = - \sum_{i=1}^{\lambda} \sum_{j=1}^{\mu} \frac{n_{ij}}{N} \log \frac{n_{ij}}{N}$
Información mutua o neguentropía entre E y U. Medida del estado de U cuando se conoce E y viceversa	$T(E, U) = H(E) + H(U) - H(E, U)$
Redundancia: medida de la organización del sistema. Es la tasa de heterogeneidad de U ligada a la heterogeneidad de E. Varía de 0% (si no existe ninguna relación entre U y E) a 100% (si U se explica totalmente por E)	$R = \frac{T(E, U)}{H(U)} \times 100$
Test de significación: criterio de Kullback, relación de significación R	$K = 2NT(E, U)$ χ^2 de $(\lambda - 1) * (\mu - 1)$ grados de libertad Si la relación entre K y el valor de χ^2 es mayor a 1, la relación de significación R es significativa al umbral de 5%

Se utiliza el concepto de nicho paisajístico para describir aquella combinación de factores del medio en que, un “sistema de utilización del suelo” (tipo de uso del suelo) es más frecuente que otros. Así se pueden lograr distintos niveles de subdivisión en base a las variables descriptoras, siendo algunos tipos de uso del suelo más específicos que otros (Burel & Baudry, 2002).

Li & Reynolds (1994) recomiendan usar el índice de dimensión fractal (complejidad de los bordes) combinándolo con otros, para cuantificar la heterogeneidad, como los índices de contagio (agregación de parches), riqueza (número y proporción de tipos de parches) o agregación (*patchiness*); éstos últimos cuatro índices pueden ser redundantes.

El Ayuntamiento de Barcelona (España) se propuso aumentar la complejidad urbana en general y en particular en determinadas áreas, con el fin de incrementar las relaciones entre diversos portadores de decisión y así potenciar las sinergias, entre ellas las economías de aglomeración y urbanización y, la creatividad (Rueda, 2002). La estrategia seguida por Barcelona se fundamenta en el principio de Margalef, que postula que el mantenimiento y/o aumento de la complejidad de un espacio ocupado por un sistema, se desarrolla a costa de disminuir y simplificar otros espacios (Rueda, 2002). Hay un flujo neto de materiales, energía e información, al menos, desde el espacio menos maduro (menos complejo) hacia el espacio más maduro (que tiene más complejidad). El tipo de ciudad que buscan potenciar la denominan “ciudad del conocimiento” (Rueda, 2002). Para medir la complejidad se usa el “índice de *Shannon-Wiener*”, el que se puede usar por manzana para dar cuenta del grado de madurez o centralidad de cada territorio.

Otro atributo importante relacionado con la configuración espacial es la compacidad, y también ha sido reconocido como un aspecto a lograr y defender por la ciudad de Barcelona, siendo un aspecto destacado en los objetivos y líneas de acción de su Compromiso Ciudadano para la Sostenibilidad de la Agenda 21. Según la Agencia Local de Ecología Urbana de Barcelona (España) “la compacidad en el ámbito urbano expresa la idea de proximidad de los componentes que conforman la ciudad, es decir, la reunión en un espacio más o menos limitado de los usos y las funciones urbanas. La compacidad, por tanto, facilita el contacto, el intercambio y la comunicación, que son, como se sabe, la esencia de la ciudad. Potencia la probabilidad de contactos y con ellos potencia la relación entre los elementos del sistema urbano (Rueda, 2002)”.

Pickett *et al.* (2001) reconocen la oportunidad de testear la hipótesis de que la heterogeneidad espacial tiene una significancia ecológica, para mejorar la teoría y comprensión de los sistemas urbanos. Esta oportunidad se vincula con el uso de elementos de la teoría jerárquica, para organizar los modelos espaciales, y de la estructura de la teoría integrada -que incluye procesos sociales y geofísicos- para luego comprenderlos.

Young & Jarvis (2001) proponen un método rápido y espacialmente completo para evaluar los parches de hábitat en términos de su heterogeneidad estructural interna. Este consiste, básicamente, en calcular y comparar el área total ocupada por cada categoría de elementos estructurales presentes en el paisaje. Es decir, coincide con las otras propuestas señaladas.

5.2 FUNCIÓN DEL PAISAJE Y SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Como se ha señalado en el Capítulo II, la función del paisaje se refiere a las relaciones entre los elementos del paisaje. Estas interacciones se manifiestan en flujos (laterales) de materia, energía, especies y/o información, aunque esta investigación aborda sólo las dos primeras. También se ha señalado que los flujos tienen una expresión conceptual como servicios ecosistémicos. Estos flujos son los que influyen fuertemente en la estructura del paisaje, por lo que al cambiar la estructura, los flujos (y su función) se ven afectados y viceversa, ya que pueden controlar el flujo de elementos tóxicos y nutrientes entre las fuentes y los cursos de agua, por ejemplo. Así, los flujos son los procesos de vinculación en el paisaje (Farina, 2007). Los elementos del paisaje estarán determinados por usos o coberturas del suelo y los flujos que entre ellos ocurren (Figura 41).

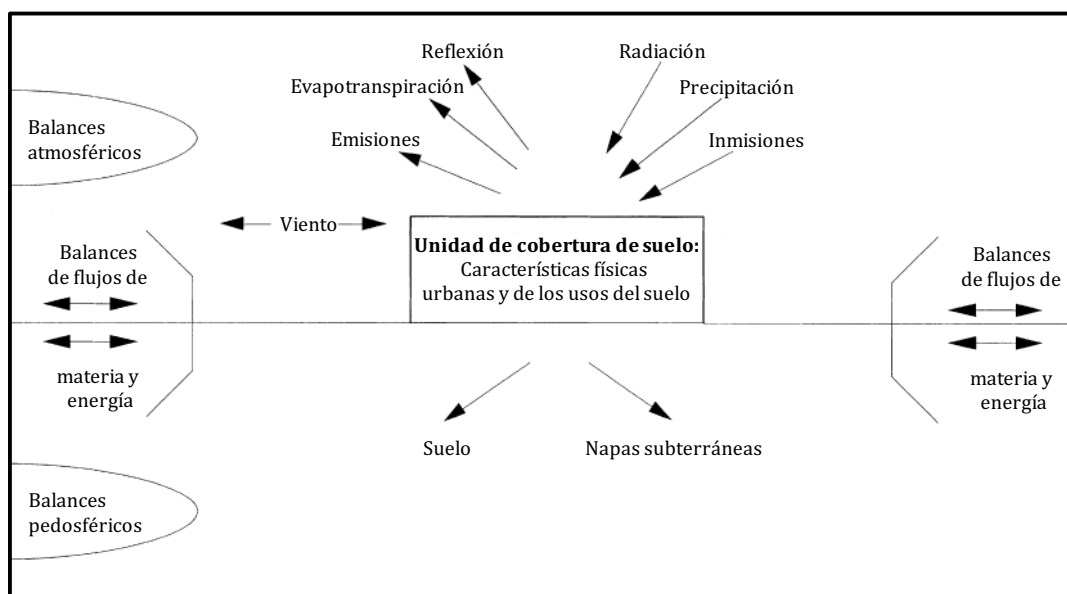


Figura 41. Esquematación de los flujos laterales de materia y energía de una unidad de cobertura del suelo, en este caso, de viviendas unifamiliares, edificios en bloque o industriales. Fuente: Modificado a partir de Pauleit & Duhme (2000)

El flujo específico de elementos puede realizarse a través de la circulación de agua o el aire, que opera como medio transportador, siendo la pendiente y los tipos de suelo dos variables importantes para lo primero, y las diferencias de temperaturas, microclimas y dirección del viento, variables importantes para lo segundo. Por otra parte, los corredores biológicos pueden operar como barreras biogeoquímicas para el flujo de materia y/o energía, frenando por ejemplo partículas erosivas o bien transformando elementos (efecto tampón). No obstante, el flujo de cualquier elemento está definido por una serie de factores, como por ejemplo: el flujo de tierra erosionada (y su cantidad) está determinado por los factores que se muestran en la Figura 42. La medición de la erosión, a través de la cantidad de tierra erosionada, se puede medir a partir de la pérdida de tierra en una parcela y luego extrapolar, como también a través de la medición de la cantidad de caudal sólido transportado por el curso de agua en varios puntos del curso de agua.

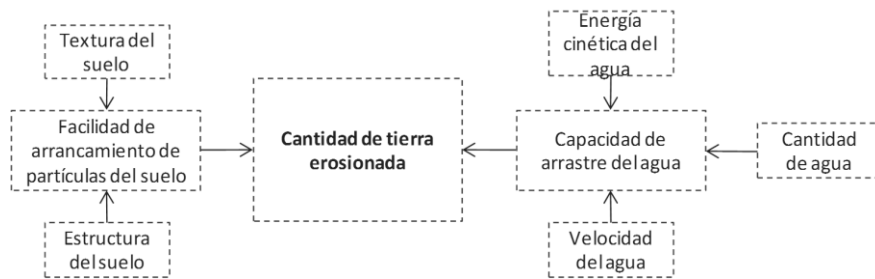


Figura 42. **Función de la cantidad de tierra erosionada.** Se indican los factores que determinan la cantidad de tierra erosionada a través de un modelo conceptual. Modificado a partir de Burel & Baudry (2002).

A nivel de aproximaciones para el estudio del flujo de elementos, Burel & Baudry (2002) proponen dos tipos: 1- Aproximación estructural que consiste en calcular la distancia real entre una fuente y un sumidero, aumentándola (o disminuyéndola) virtualmente a través de las barreras que enfrente dicho flujo (tipos de usos de suelo, setos) así como también de los medios de disipación (p. ej. zonas hidromorfos) y/o pérdidas; esto último se representa a través de un mapa de rugosidad, mapa de pérdidas potenciales, mapa de distancia, mapa de impacto, etc. 2- Aproximación funcional que consiste en incorporar los mecanismos internos de los componentes del paisaje. En general son representaciones más realistas y cualitativas de los flujos. En la ecología del paisaje este tipo de aproximación para flujos biogeoquímicos está poco desarrollado, siendo todavía patrimonio de la hidrología y la hidrobiología.

Otra forma de aproximarse a este fenómeno es a través de la teoría de las metapoblaciones, muy utilizada en estudios de fragmentación del paisaje, que se basa en que poblaciones espacialmente separadas pueden conformar una metapoblación. La particularidad del concepto radica en que, debido a que existe un flujo continuo de especies entre las poblaciones, cuando una población se extingue es nuevamente recolonizada por especies de otras poblaciones vecinas que son parte de la misma metapoblación. Cada población se localiza en áreas que son definidas como parches de hábitat lineales por los que transitarían las especies desde un parche de hábitat a otro, atravesando de esta manera la matriz hostil que separa una población de otra.

Esta investigación se orienta a los flujos ecosistémicos del paisaje interpretados como servicios ecosistémicos y tiene como punto de partida la tipología de servicios ecosistémicos adoptada por el programa *Millenium Ecosystem Assessment*, y en particular aquellos en los servicios ecosistémicos de regulación, por lo que el estado del arte de los estudios de ecología urbana integrales o parciales que abordan esta materia siguen esta distinción, con énfasis en los siguientes tres servicios ecosistémicos de regulación: 1- Mantenimiento de la calidad del aire, 2- Regulación del clima (aspectos meteorológicos) y, 3- Regulación del agua (drenaje, escorrentía).

Es importante distinguir entre los servicios ecosistémicos que son de interés a escala global (por ejemplo, filtrado de rayos ultravioleta, secuestro de carbono, ciclado de nutrientes a escala global, etc.) y aquellos que son de interés para las comunidades locales, como por ejemplo: producción de materiales para combustión, mantenimiento de buena calidad del aire (depuración), mantenimiento de una temperatura agradable, prevención de inundaciones, absorción del agua y mantenimiento de la humedad en el

suelo, prevención de daños por erosión o sedimentación, amortiguación de ruidos molestos, control de plagas y enfermedades, recursos para decoración (p. ej. flores), disfrute del paisaje, uso para salidas de escolares, disfrute del paisaje, etc.

La evaluación y valoración de tipo ecológica, que se desarrolla en esta investigación, es sólo una de las maneras de evaluar o valorar la prestación de servicios ecosistémicos. Así, una valoración de tipo económica puede nutrirse de una valoración de tipo ecológica, en cuanto, las magnitudes obtenidas pueden llegar a ser aproximadas a un valor económico a través de varias técnicas. Asimismo, algunas técnicas de valoración económica pueden servir para evidenciar valoraciones socioeconómicas. Finalmente, cabe señalar que aun cuando se disponga de los mejores datos posibles y de entendimiento científico, el sentido con el cual los economistas pueden evaluar los servicios de la naturaleza es limitado (Heal, 1999). Con el fin de reconocer las otras aproximaciones, se presentan a continuación, resumidamente, los tres tipos principales, de acuerdo a De Groot *et al.* (2002), explicando en qué consiste la evaluación o valoración de tipo ecológica.

La **valoración ecológica** corresponde a la medida de integridad de las “funciones de regulación y de hábitat”, y de otros parámetros ecosistémicos, tales como complejidad, diversidad y rareza (De Groot *et al.*, 2002). Una manera de medir el valor del flujo total de servicios ecosistémicos de una unidad del paisaje, ecosistema o uso/cobertura del suelo, es calcular la sumatoria de los servicios ecosistémicos asociados a un tipo de cobertura y multiplicarlos por su superficie, es decir:

$V(ES_i) = \sum_{k=1}^n A(LU_i) \times V(ES_{ki})$	<p>Dónde: $A(LU_i)$ = área de uso/cobertura de suelo tipo i $V(ES_{ki})$ = valor anual por unidad de área del tipo de servicio ecosistémico (k) generado por el uso/cobertura del suelo</p>
--	---

Esto se fundamenta en que, cada unidad del paisaje tiene una capacidad máxima de prestación de servicios ecosistémicos, lo que se manifiesta numéricamente en una magnitud de flujo. El hacer la sumatoria es útil para aquellos flujos que no afectan a otra unidad del paisaje, los cuales están representados por flujos verticales (p. ej. las precipitaciones en relación a la infiltración). Existen flujos que sí afectan y son afectados por los flujos de otras unidades de paisajes, representados como flujos laterales (p. ej. las precipitaciones en relación a la escorrentía superficial), por cuanto el flujo de salida está influenciado, tanto por el flujo vertical de entrada (las precipitaciones), como por el flujo lateral de salida de la unidad adyacente. Ante esto una sumatoria no es el mejor modelo a seguir, siendo necesario utilizar un modelo que incorpore las relaciones entre las unidades.

La **valoración socio-cultural** involucra aspectos más intangibles, en especial las “funciones de información”, a través del valor que le reconoce la sociedad a través de su percepción subjetiva (De Groot *et al.*, 2002). Cabe destacar que “medir” la percepción no es una tarea sencilla, siendo necesario el uso de técnicas cualitativas para dar cuenta de las percepciones que una población objetivo tiene de la naturaleza, los ecosistemas y/o la biodiversidad, por ejemplo, y que relaciones visualiza la comunidad entre estos conceptos, y el desarrollo de actividades productivas sustentables. No obstante lo anterior, la percepción incluye tanto los aspectos de la

biodiversidad como de otros recursos naturales como el agua, el suelo, y la valoración estética de los componentes bióticos y abióticos del sistema. En función de esto último, la identificación de servicios relevantes para una comunidad local, puede ser obtenida a través del diseño y la aplicación de entrevistas cualitativas ya sea en forma personal o grupos focales *-focus group-* (Cerdeña *et al.*, 2007). La relación entre las características ecológicas y los servicios ecosistémicos disfrutados por los habitantes de las ciudades aun no está completamente comprendida y, en vista de que el desarrollo urbano es conducido por “valores humanos”, es necesario informar a la población sobre los requerimientos ecológicos de los servicios ecosistémicos, a fin de incrementar el bienestar humano. En particular, las relaciones entre las fuerzas conductoras (*driving forces*) económicas, el funcionamiento del sistema urbano y su desempeño ambiental deben ser entendidas (Pauleit & Duhme, 2000; Andersson, 2006).

La valoración de servicios ecosistémicos puede vincularse con el uso de la información obtenida para cada componente ambiental de un territorio, siendo los aspectos biofísicos aquellos más fáciles de valorar, siendo muy compleja la valoración de aspectos culturales (estéticos, educacionales, religiosos o recreacionales), debido a que depende del modo de utilización por parte de ciudadanos, inversionistas, autoridades y/o gestores del territorio (Tong *et al.*, 2007; U. de Chile 2008).

En tanto, la **valoración económica** consiste en otorgar un precio a la función, servicio y/o bien ecosistémico que beneficia directa o indirectamente a la ciudad. Al respecto, existe una corriente de valoración asociada a la economía neoclásica: la economía de los recursos naturales y del medio ambiente y; otra proveniente de una corriente paralela: la economía ecológica (Sanhueza, 2006). La economía de los recursos naturales y del medio ambiente presenta una visión desde la economía de mercado, describiendo los problemas económico-ambiental como “externalidades no internalizadas”, “falta de mercado para ciertos bienes o servicios”, o “falta de dueño”. Por ello, gran parte de los economistas de esta corriente se dedican a introducir al mercado (crearles mercado) a ciertos usos de algunos bienes o servicios, o a buscar óptimos de contaminación. Por otro lado la economía ecológica, surge más bien como una alternativa a la economía de mercado y, desde la filosofía, la ecología y la termodinámica propone planteamientos teóricos y conceptuales radicalmente distintos, como por ejemplo la necesidad de dar límites al subsistema económico dentro del sistema ecológico global, puesto que un subsistema (económico) no puede crecer infinitamente dentro de un sistema finito (Planeta Tierra). Una de las tantas herramientas para este tipo de valoraciones es la “valoración contingente”, que corresponde a una técnica de Preferencias Declaradas, cuyo objetivo es obtener valores económicos de bienes y servicios ecosistémicos para los cuales no existe un mercado definido (Cerdeña *et al.*, 2007). Concretamente, a través de entrevistas directas, se pregunta a la población en cuestión cuanto estaría “Dispuesta a Pagar (DAP) o a Aceptar (DAA)” por cambios en los servicios ecosistémicos en cuestión.

Ejemplo de la valoración clásica es el trabajo de McPherson *et al.* (1997), en el que se realiza una cuantificación de los beneficios netos producidos por los bosques urbanos de Chicago (EE.UU.), estimando en US\$402 el servicio provisto por cada árbol, por concepto de ahorro en aire acondicionado y calefacción gracias a la mitigación del clima urbano y, por secuestro de carbono (estimado en 315.800

toneladas métricas anuales). En este artículo, se utiliza como aproximación conceptual que, el valor de un bosque urbano es igual a los beneficios netos que los miembros de la sociedad obtienen de él. Asimismo, considera que las funciones de estos bosques se refieren a los bienes y servicios que éste produce, como la mitigación de islas de calor.

En China, Tong *et al.* (2007) realizaron una estimación de la magnitud de los servicios ecosistémicos que podría generar la recuperación del humedal Sanyang de Wenzhou a partir de las características físicas y ecológicas del ecosistema por unidad de superficie, estimando el valor económico potencial total de los servicios ecosistémicos del humedal Sanyang (China) en 55.332 yuan $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, es decir alrededor de \$5.191.026 $\text{ha}^{-1} \text{yr}^{-1}$, considerando los siguientes servicios ecosistémicos (todos ellos de regulación): producción de materiales (alimentos, fibra, combustibles), provisión (aprovisionamiento) de agua, regulación de perturbaciones (riesgos naturales), purificación ambiental (purificación del agua y tratamiento de residuos), regulación de gases y soporte para la biodiversidad. Aplicando este valor, con todas las limitantes que tiene, al conjunto de humedales de Placilla, que en U. de Chile (2008) se proponen restaurar o conservar como proyectos estratégicos, se obtiene que para sus 40,6 hectáreas (406.586 m^2) de superficie agregada, los servicios ecosistémicos potenciales que podrían llegar a prestar, serían equivalentes a aproximadamente doscientos millones de pesos anuales (\$211.059.642), donde, por concepto de regulación de riesgos naturales (inundaciones) alcanzaría \$29 millones anuales (\$29.092.608) de beneficios para los vecinos de Placilla. Cabe mencionar que la conversión de yuan a pesos chilenos consideró un factor de \$93,816/yuan, esto es, al 10/10/2008

El clásico trabajo de Costanza *et al.* (1997) estimó dentro de un rango de US\$ 16 – 54 x 10¹² anuales el valor económico total de 17 servicios ecosistémicos de 16 biomas. Técnicamente, a partir de bibliografía, obtuvieron el valor promedio por hectárea y por año de cada servicio ecosistémico, considerando solo aquellos recursos naturales renovables. El valor total es prácticamente el doble del producto global bruto (la sumatoria de todos los productos internos brutos).

A continuación, se señalan experiencias de evaluación de tres de los servicios ecosistémicos de regulación siguiendo la estructura de la “Evaluación Ecosistémica del Milenio”, dado que son los servicios ecosistémicos de regulación mejor evaluados, porque pueden estudiarse ecológicamente a través de la teoría de ecosistemas y de paisajes y, a que pueden ser más fácilmente percibidos por la población local.

5.2.1 REGULACIÓN DEL CLIMA

La regulación del clima se considera clave como servicio ecosistémico en las ciudades, ya que el clima del ambiente exterior es uno de los dos factores que influyen en el gasto energético de cada edificación por climatización.

El clima está definido por dos grupos de variables. El primero de ellos (radiación, vientos, lluvias) es de carácter vectorial (direccional), pudiendo ser afectado directamente a través de infraestructura (toldos, paredes, techos, etc.) o de arbolado puntual, sin embargo, el segundo grupo (temperatura, humedad, contaminación atmosférica, entre otras) es de carácter extensivo, por lo que requiere de medidas tanto en el ambiente interior, como también, y más determinadamente, en el ambiente (microclima) exterior (Arauzo *et al.*, 2002). Esta investigación se enfoca principalmente en las variables extensivas, aunque rescata elementos de aquellas de tipo vectorial.

A nivel esquemático general, los efectos de la urbanización sobre la transferencia de energía (y sus consecuencias como calor) representan una disminución de la evaporación y un aumento del calor almacenado por absorción en comparación con áreas naturales o rurales. Esto genera islas de calor (Figura 43).

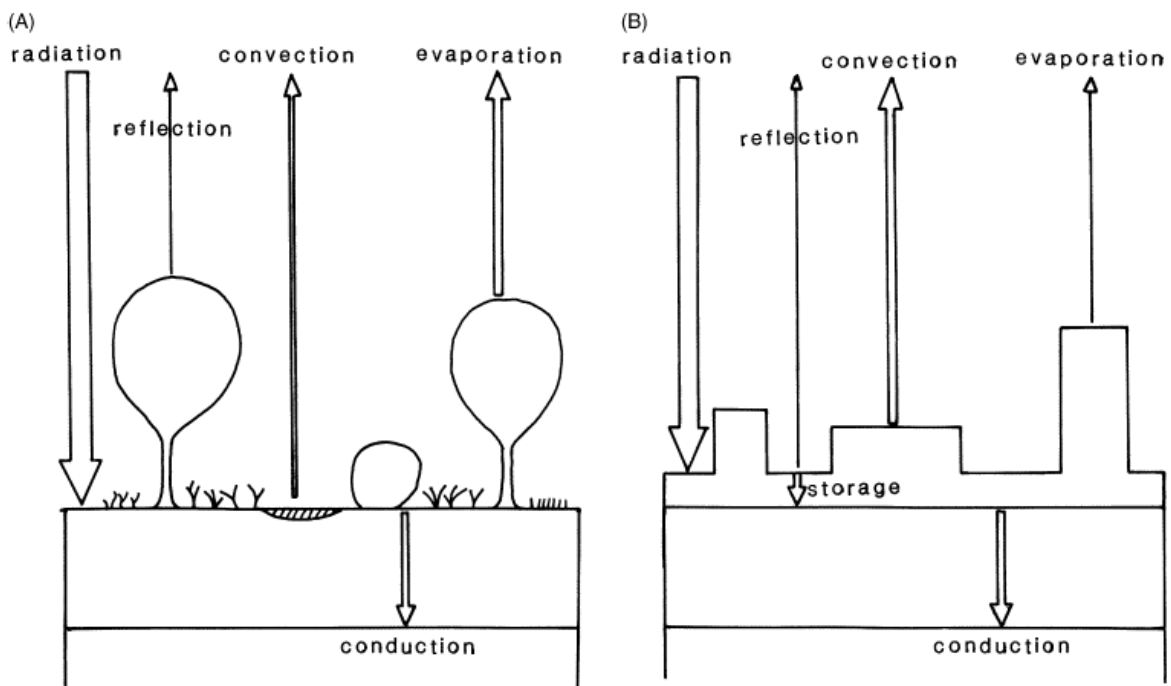


Figura 43. Efectos de la urbanización sobre la transferencia de energía que contribuye a la formación de islas de calor. A representa una situación natural y B un área urbana. Fuente: Whitford *et al.* (2001)

Sarricolea *et al.* (2008) señalan que, en general, la urbanización aumenta la temperatura y disminuye la humedad del aire y la velocidad del viento. Distinguen entre dos connotaciones de isla de calor en la ciudad, una referida al aumento de la temperatura en la capa de aire (en relación a la temperatura en zonas rurales), medible por instrumentos meteorológicos y, otra, en la temperatura de emisión superficial, medible con sensores infrarrojos. La temperatura obtenida es distinta, ya que la temperatura a nivel del aire incorpora la atenuación debido a los flujos de aire

de áreas con mayor temperatura emitida hacia otras de menor temperatura. No obstante ello, se obtienen altas correlaciones entre ambas formas de evaluar islas de calor. Las islas de frescor, por contraposición, es la disminución de la temperatura en la ciudad en relación a la temperatura en zonas rurales aledañas.

La regulación del clima es un servicio ecosistémico que se ve afectado por las islas de calor en verano o islas de frescor en invierno. Asimismo, son el resultado de la poca regulación ecosistémica. Éstas son manifestaciones de la alteración de las condiciones ecológicas de un área que generan malestar y que requieren de medidas que son todavía más nocivas para las condiciones ambientales o ecológicas de un área, como lo es el uso de sistemas de climatización. Por esto es que se sugiere aprovechar los beneficios de la regulación natural de la temperatura pasando de la situación actual a la situación ideal, tal como se muestra en la Figura 44, ejemplificando las temperaturas en tres áreas, en la estación de verano.

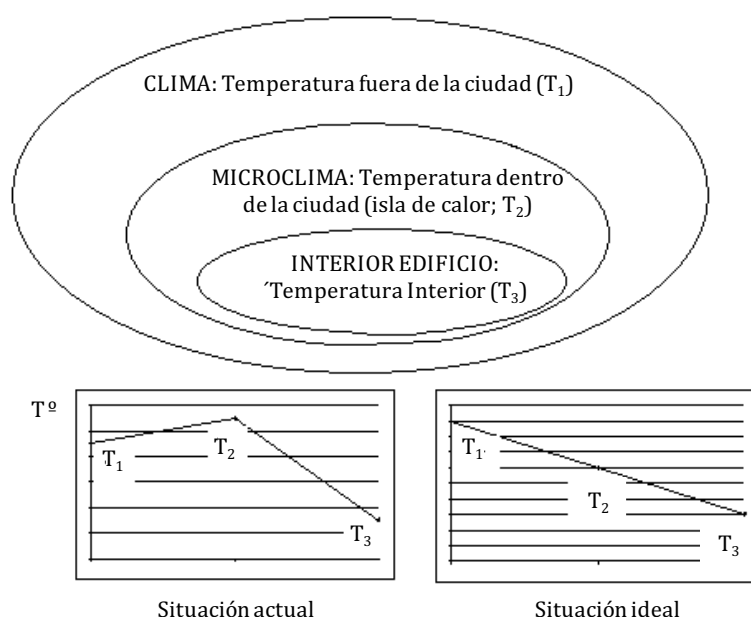


Figura 44. **Diferencias de temperatura en una estación meteorológica ubicada fuera de la ciudad (T₁), en un área específica al interior de la ciudad (T₂) y al interior de un edificio (T₃).** Se ejemplifica que en la ciudad existe un incremento de la temperatura en verano en relación a la temperatura fuera de la ciudad, mientras que al interior de los edificios esta es aún menor, por el uso de sistemas de climatización. La situación ideal es disminuir las islas de calor para reducir el consumo de energía para climatización. Fuente: Arauzo *et al.* (2002).

El efecto de isla de calor sobre las temperaturas nocturnas y diurnas ha sido registrado para la ciudad de Barcelona (Moreno, 1999). La vegetación urbana ejercería un efecto sobre la forma e intensidad de las islas de calor de dicha ciudad, en especial la vegetación arbórea en calles y aquella de los parques urbanos y áreas verdes (Moreno, 1994; Moreno, 1999). Por otra parte, Eliason (1994) agrega la importancia de la geometría de las calles, la orientación longitudinal de ellas y el factor de visión del cielo (SVF).

En el análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile), Sarricolea *et al.* (2008) encontraron una alta relación (a través de análisis de regresión múltiple) entre las temperaturas y la distancia a cuerpos de agua o áreas húmedas (explica entre 16 a 43% de la varianza), seguida de la

densidad de población (explicando hasta un 19%) y de la topografía, aumentando la temperatura cuando el valor de estas variables aumenta y viceversa, excepto para la elevación (sólo en verano), mientras que la vegetación (a través del NDVI) y la elevación (excepto en verano) tienen una relación inversa, la temperatura aumenta cuando el valor de éstas variables disminuyen, y viceversa.

Moreno (1999) señala que la precipitación también podría ser distinta (menor) en la ciudad, en comparación a las afueras de ella, sin embargo, esto no se da en Barcelona, aunque sí en otras ciudades como Madrid. Las rachas de viento serían menores en el centro que en la periferia de la ciudad, lo que sí se demostró para Barcelona a través de una disminución de la velocidad media del viento.

En Múnich, Pauleit & Duhme (2000) evaluaron la temperatura superficial en distintas coberturas de suelo a través de imágenes satelitales termales, con una resolución de 6 x 6 metros. Asimismo, a través de información del municipio de Múnich, relacionaron la demanda energética de los espacios residenciales con una estimaron de sus emisiones de dióxido de carbono.

En distintos trabajos hidroclimáticos en Chicago, sintetizados en McPherson *et al.* (1997), se encontró, en un área de estudio de 13 km² (1300 hectáreas) que las áreas residenciales son entre 0.28°C y 0.39°C más cálidas, en promedio, que el aeropuerto de la ciudad y, la velocidad del viento se reduce aproximadamente en un 85% (en el mes de Julio). Asimismo, las temperaturas serían más cálidas en las noches y más frescas durante el día, por una lenta pérdida de calor durante la noche y un enfriamiento durante el día por el aumento de la sombra de los edificios y los árboles.

La magnitud de la cobertura arbórea genera importantes diferencias en estos aspectos, así como también en la humedad relativa. Los bosques urbanos pueden mitigar los efectos de las islas de calor urbanas, por ofrecer sombra a los edificios y absorber calor a través de sus superficies. También reducen la temperatura del aire de verano, a través de enfriamiento por evapotranspiración y, pueden reducir la cantidad de aire frío del exterior que se infiltra en los edificios. Haciendo simulaciones de grados de cobertura vegetal y su efecto en los microclimas urbanos, encontraron, por ejemplo, que incrementando la cobertura arbórea un 10%, podría reducir el uso de energía de climatización (calefacción y enfriamiento ambiental) entre un 5 – 10%. No obstante, la cantidad y tipo de ahorro energético asociado a la vegetación es altamente sitio-específico, por ejemplo, de su ubicación cardinal respecto de una casa (McPherson *et al.* 1997).

Peña (2008) obtiene, a través de sensoramiento remoto, la temperatura superficial de las principales coberturas de suelo de Santiago de Chile. Se basó en una imagen satelital Landsat Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM +), del día 4 de Febrero de 2003, para obtener la temperatura superficial, la cobertura vegetal, la humedad del suelo y el albedo. En tanto, la identificación de coberturas del suelo se hizo sobre una fotografía aérea de mejor resolución. Los análisis arrojaron que las mayores temperaturas se concentran hacia el norte del valle, donde predominan suelos baldíos o con escasa vegetación y bajo grado de humedad. La Figura 45 muestra la distribución de las temperaturas superficiales en un día de verano por la mañana, la Figura 46 muestra la distribución de las coberturas del suelo y la Tabla 6 muestra los promedios de las variables biofísicas para cada una de esas coberturas del suelo.

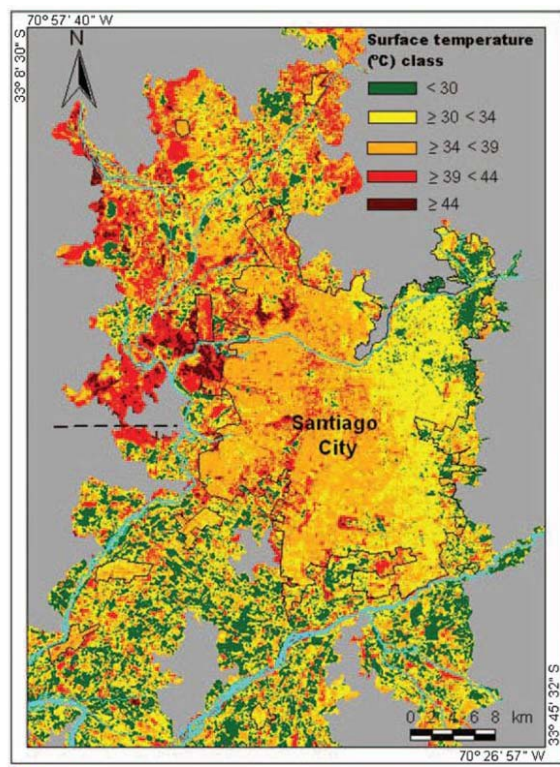


Figura 45. **Temperatura superficial de Santiago y su entorno rural** obtenida de la banda termal de imagen Landsat ETM+ del día 04.02.2003 -11:22 a.m. Fuente: Peña (2008)

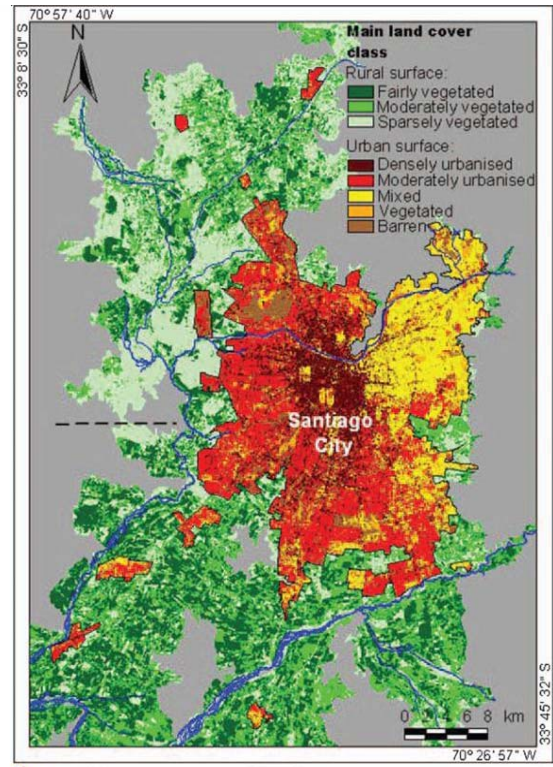


Figura 46. **Coberturas del suelo de Santiago y su entorno rural** obtenidas con una clasificación de máxima probabilidad aplicada a una imagen Landsat ETM+. Fuente: Peña (2008)

Tabla 6. Promedios y desviación estándar (SD) de los parámetros superficiales de las principales coberturas del suelo. El área cubierta por cada categoría es indicada. Fuente: Peña (2008)

Tipo de superficie o suelo	Coberturas del suelo	Temperatura superficial (°C)		Cobertura vegetal		Humedad superficial		Albedo		Área	
		Promedio	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	km ²	%
Rural	Suelo desnudo o con escasa vegetación	39,00	3,32	0,10	0,09	0,06	0,09	0,19	0,03	495,80	15,04
	Moderada cobertura vegetal	33,27	2,26	0,33	0,07	0,21	0,08	0,18	0,01	365,24	11,08
	Alta cobertura vegetal	28,93	2,31	0,67	0,21	0,38	0,09	0,20	0,02	396,53	12,03
Urbano	Suelo desnudo	40,22	3,79	0,05	0,06	0,04	0,07	0,19	0,02	67,25	2,04
	Urbanización densa	37,23	1,73	0,03	0,07	0,08	0,08	0,19	0,02	131,97	4,0
	Urbanización moderada	35,31	2,03	0,06	0,08	0,07	0,06	0,22	0,02	244,24	7,41
	Usos mixtos	31,78	1,73	0,24	0,09	0,20	0,07	0,18	0,01	171,80	5,21
	Vegetación (sin urbanizar)	29,82	2,82	0,58	0,18	0,34	0,09	0,20	0,02	28,65	0,86
Área no considerada										1.394,37	42,30
Total										3.295,85	100,0

En un estudio llevado a cabo en Inglaterra (Tratalos *et al.*, 2007), se calculó la temperatura máxima a partir de un cálculo que incorpora la capacidad de evaporación y de las coberturas del suelo.

El plan de manejo del Parque Mahuida (Reyes *et al.*, 2008), reconoce la capacidad de prestación de servicios ecosistémicos, de las áreas con mayor concentración de la biomasa vegetal, de generar beneficios asociados a la regulación de las temperaturas y de la velocidad de los vientos. La vegetación, como atributo del paisaje, provee una mitigación de la oscilación térmica, al absorber menos calor y evapotranspirar, evitando temperaturas muy elevadas (islas de calor). La vegetación disminuye los vientos fuertes y atrapa la humedad excesiva (p. ej. neblinas). Finalmente, por su disposición espacial, existe un flujo de masas de aire caliente que ingresa al parque durante las tardes y noches, se enfría por el paso tras la vegetación y que retorna a la ciudad durante las madrugadas, en mejores condiciones ambientales. Las áreas, que prestan este servicio, fueron espacializadas e incorporadas al proceso de zonificación del parque, como zonas a conservar (Figura 47).

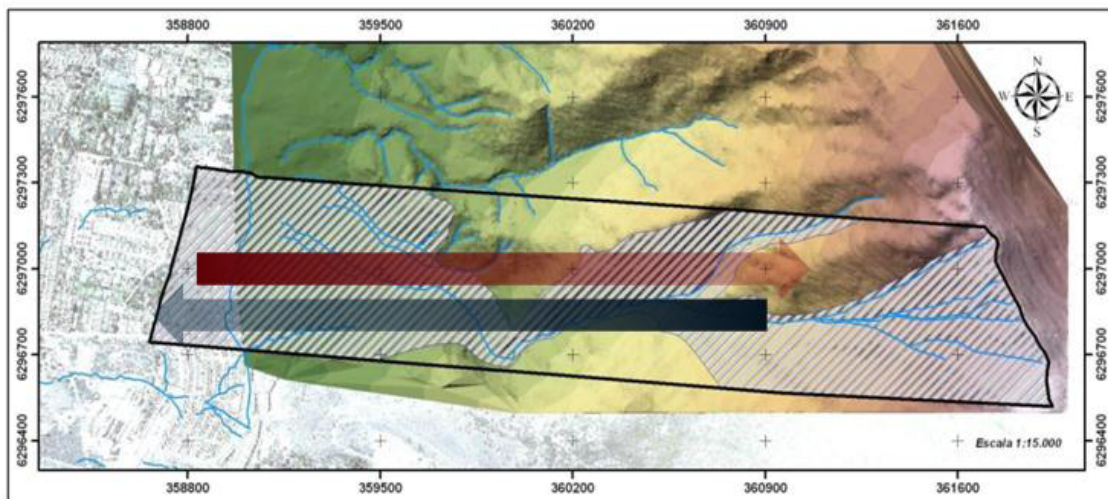


Figura 47. **Áreas prestadoras del servicio ecosistémico “regulación del clima (variables meteorológicas)”**, en este caso asociado a la regulación de temperaturas. Además, estas mismas áreas prestan el servicio de “mantención (o mejora) de la calidad del aire”. El área sombreada destaca el área contenida por parte baja de la microcuenca, por donde circularía la mayor masa de aire, en la dirección de las flechas, siendo poniente-oriente (hacia la cordillera) durante el día y oriente-poniente (hacia la ciudad) durante la noche y la madrugada. Fuente: Reyes *et al.* (2008)

5.2.2 REGULACIÓN DEL AGUA

Se han hecho muchos ejercicios teórico-conceptuales y extrapolaciones a partir de cuantificaciones generales respecto del servicio de **regulación del agua** por parte de los ecosistemas, relacionados con el grado de impermeabilización y/o el grado de cobertura vegetal para indicar el volumen del agua que escurre superficialmente, que se infiltra y más escasamente en la literatura, que se evapotranspira. Existen varios esquemas para representar estas relaciones. La Figura 48 muestra el proceso a nivel de la ciudad o una parte de ella, mientras la Figura 49 lo esquematiza para distintos usos de suelo ya que las precipitaciones y sus interacciones con el paisaje dependen no solo de la pendiente o la composición del suelo, sino que también de la cobertura y uso del suelo, cambiando la magnitud de flujo de la escorrentía, la infiltración y la evaporación (Ripl, 1995; Farina, 2007).

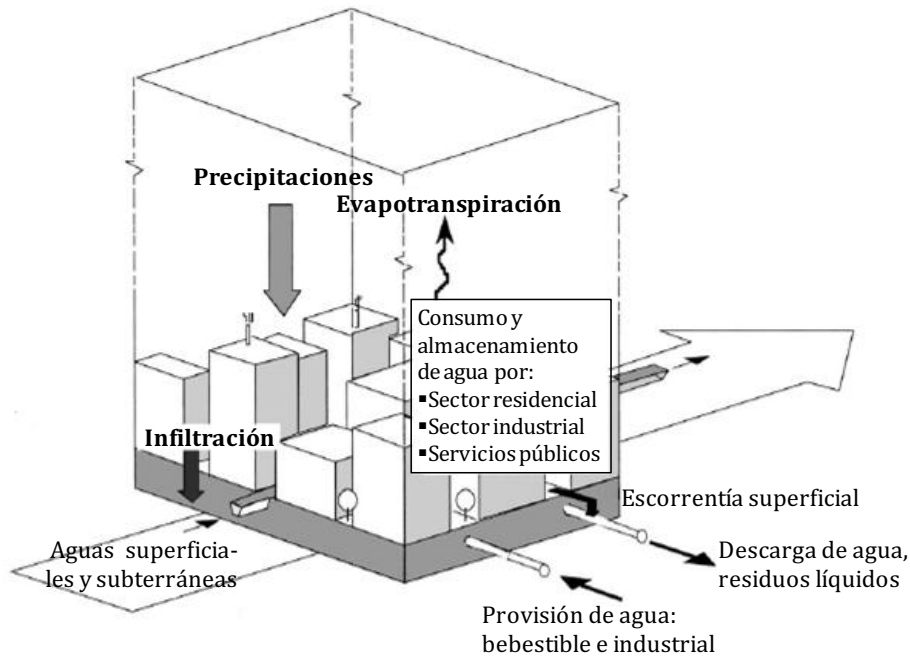


Figura 48. Principales componentes del balance de la hidrología urbana. Fuente: Pauleit & Duhme (2000).

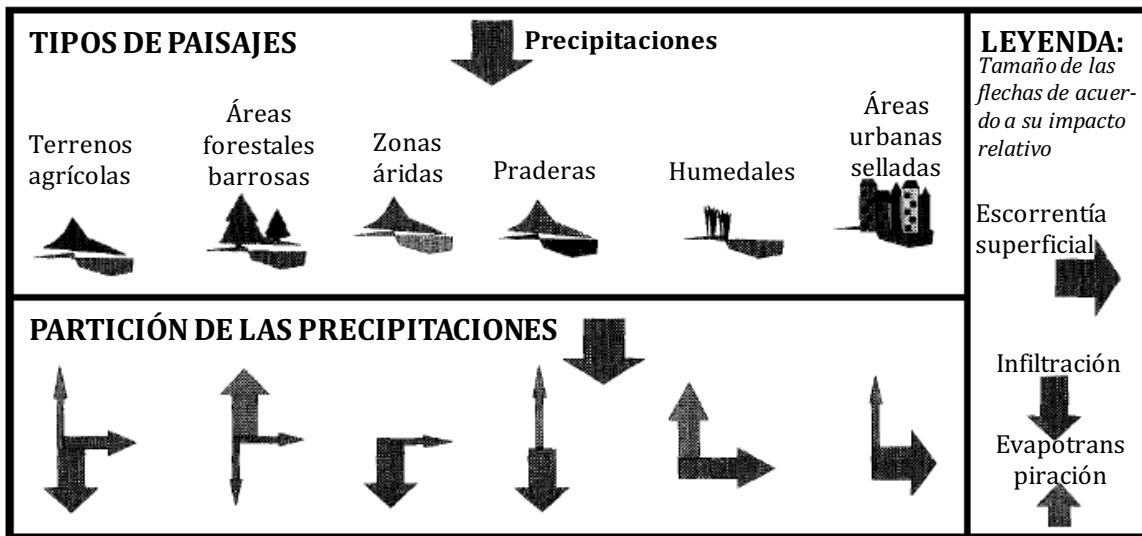


Figura 49. Partición de las precipitaciones en distintos tipos de usos de suelo: terrenos agrícolas, áreas forestales barrosas, zonas áridas, praderas, humedales y áreas urbanas selladas. Fuente: Rippl (1995).

Pauleit & Duhme (2000) presentan un caso de estudio de hidrología urbana para caracterizar aspectos del metabolismo del sistema urbano de Múnich, a fin de evaluar el desempeño ambiental de diferentes tipos (unidades) de usos/coberturas del suelo. Sobre la base de varias referencias alemanas, obtienen y usan el porcentaje de infiltración de las precipitaciones anuales para cada tipo de cobertura de superficie (construido, asfalto, pavimento, suelo desnudo, grava de líneas férreas, vegetación leñosa, prados, tierra arable), en la cual, por ejemplo, las coberturas del suelo correspondientes a áreas construidas y/o con asfalto tienen un porcentaje de infiltración de las precipitaciones anuales de un 5%, caminos de grava o ripio de un

60%, áreas con vegetación leñosa de un 25% y, prados y praderas de un 35%. Asimismo, a partir del grado de construcción (cobertura de suelo construido) y sus consecuentes grados de impermeabilización (superficie sellada) y cobertura vegetal, es posible inferir porcentajes de infiltración anual de aguas lluvias y de volúmenes de escorrentía de aguas lluvias ($l/m^2/h$). Además, con estos datos realizan una evaluación del balance hidrológico anual de los tipos de cobertura urbana y se usan para estimar las tasas de escurrimiento de aguas lluvias (para 40mm de agua caída por hora) y describen la relación entre los flujos de agua y las características físicas-urbanas de los tipos de usos de suelo o coberturas urbanas. Asimismo, a partir de esta información se revisan oportunidades de gestión hídrica de la ciudad, cuantificando el área que se requeriría para implementar zanjas de infiltración para recoger las aguas lluvias escurridas de la ciudad y, explorando opciones de uso de las aguas lluvias como un sustituto de agua bebestible.

Tratalos *et al.* (2007), en cinco ciudades de Inglaterra, realizó una estimación de la escorrentía superficial, haciendo uso de una clasificación de las coberturas del suelo previamente realizada, el tipo de suelo y la pendiente.

Romero & Vásquez (2005) calcularon el grado de impermeabilización y el coeficiente de escorrentía de algunas cuencas de Santiago. De acuerdo a los autores, la estimación del grado de impermeabilidad puede obtenerse de varias formas: midiéndola en terreno, infiriéndola a través de fotografías aéreas o registrando las áreas pavimentadas en imágenes satelitales. En este trabajo, luego de identificar los uso/cobertura del suelo, se calculó el porcentaje de impermeabilidad de cada uno de ellos, realizando una estimación a partir de grillas graduadas y de área conocida, superpuestas en cada polígono (Romero *et al.*, 2003; Figura 51). Luego, a partir de esa información se infirió el coeficiente (%) de infiltración, escorrentía y evapotranspiración, basándose en el trabajo de Arnold & Gibbons (1996). Éste da cuenta de los efectos de la impermeabilización urbana en distintos grados sobre los flujos hidrológicos, expresándose en las proporciones de cómo fluye el agua (Figura 50).

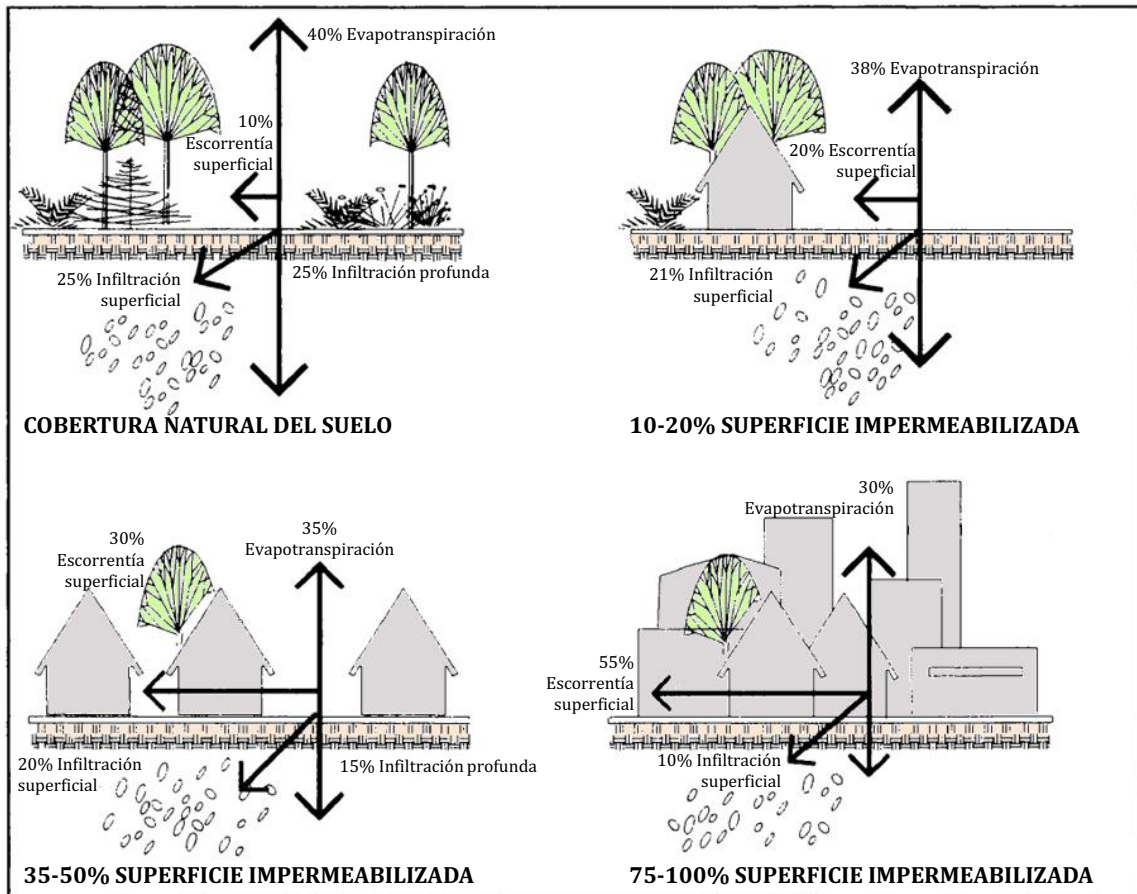


Figura 50. **Cambios en los flujos hidrológicos en urbanizaciones de diferentes grados de impermeabilización.** Se observa cómo varían las cantidades de agua que escurren superficialmente y que se infiltran en función del grado de impermeabilización. Fuente: Arnold & Gibbons (1996).

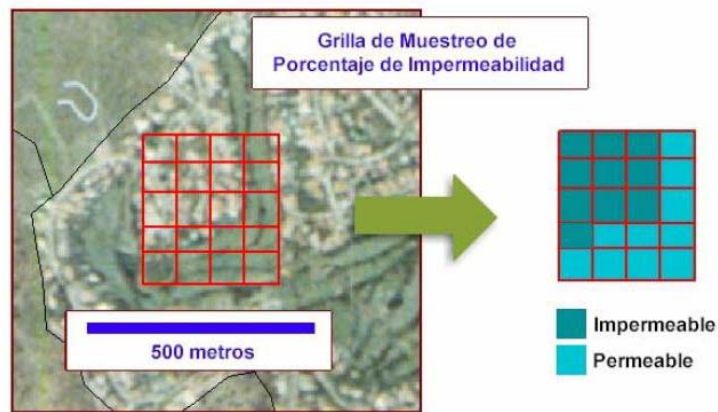


Figura 51. **Esquema de la estimación del porcentaje de impermeabilidad en cada polígono (uso/cobertura del suelo), utilizado en microcuencas de Santiago.** Fuente: Romero *et al.* (2003)

De este modo, se estimó el valor promedio de impermeabilidad de cada uso/cobertura del suelo (polígono) obtenido, que posteriormente se agrupó en cinco clases (Tabla 7 y Figura 52, para una de las microcuencas). Con estos valores y la distribución del flujo de agua de Arnold & Gibbons (1996), más la influencia de la pendiente (Tabla 8) se obtuvo el coeficiente de escorrentía de cada uso/cobertura del suelo (Figura 53, para una de las microcuencas).

Tabla 7. Valores de impermeabilidad o Área Total Impermeable (ATI) obtenida en el estudio de Romero *et al.* (2003). Las categorías han sido añadidas. Fuente: Modificado a partir de Romero *et al.* (2003)

1.- Zonas urbanas	ATI	Categoría			
1.1.- Viviendas unifamiliares (parcelas de agrado)	9,2%	11 a 30%	3.6.- Matorral arborescente abierto	12,5%	11 a 30%
1.2.- Zonas periurbanas	19,7%	11 a 30%	3.7.- Matorral arborescente semidenso	8,0%	1 a 10%
1.3.- Zonas urbanas semidensas	37,6%	31 a 50%	3.8.- Matorral arborescente denso	5,0%	1 a 10%
1.4.- Urbano multifamiliar	59,0%	> a 50%	<i>Escorrentía promedio de praderas y matorrales</i>	1,8%	1 a 10%
1.5.- Zonas de uso comercial	---	---	4.- Bosques y plantaciones forestales	ATI	Categoría
1.6.- Zonas de uso industrial	21,2%	11 a 30%	4.1.- Bosque nativo abierto	---	---
1.7.- Áreas destinadas a transporte	100,0%	> a 50%	4.2.- Bosque nativo semidenso	0,0%	0%
1.8.- Otras áreas urbanas no identificadas	0,0%	0%	4.3.- Bosque nativo denso	---	---
1.9.- Áreas verdes urbanas	16,2%	11 a 30%	4.4.- Plantaciones forestales	0,0%	0%
<i>Escorrentía promedio de zonas urbanas</i>	38,6%	31 a 50%	<i>Escorrentía promedio de bosques y plantaciones forestales</i>	0,0%	0%
2.- Zonas agrícolas	ATI	Categoría	5.- Otros usos/coberturas de suelo	ATI	Categoría
2.1.- Zonas agrícolas de uso intensivo (con riego)	8,3%	1 a 10%	5.1.- Cuerpos de agua naturales (ríos, lagunas)	0,0%	0%
2.2.- Zonas agrícolas de uso extensivo (sin riego)	1,9%	1 a 10%	5.2.- Cuerpos de agua artificiales (tranques, canales)	0,0%	0%
2.3.- Zonas agrícolas con frutales	3,7%	1 a 10%	5.3.- Zonas rocosas	0,3%	0%
2.4.- Zonas agrícolas con viñedos	3,9%	1 a 10%	5.4.- Zonas cubiertas de nieve, glaciares	0,0%	0%
2.5.- Otras zonas agrícolas	2,4%	1 a 10%	5.5.- Suelo desnudo	0,6%	1 a 10%
<i>Escorrentía promedio de zonas agrícolas</i>	5,3%	1 a 10%	5.6.- Humedales	0,0%	0%
3.- Praderas y matorrales	ATI	Categoría	5.7.- Zonas sin información	2,2%	1 a 10%
3.1.- Pradera natural	0,7%	1 a 10%	5.8.- Uso no identificado	---	---
3.2.- Pradera de uso ganadero	3,0%	1 a 10%	<i>Escorrentía promedio de otros usos/coberturas del suelo</i>	0,4%	0%
3.3.- Matorral abierto	2,3%	1 a 10%	---		
3.4.- Matorral semidenso	1,5%	1 a 10%			
3.5.- Matorral denso	1,3%	1 a 10%			

--- : sin información

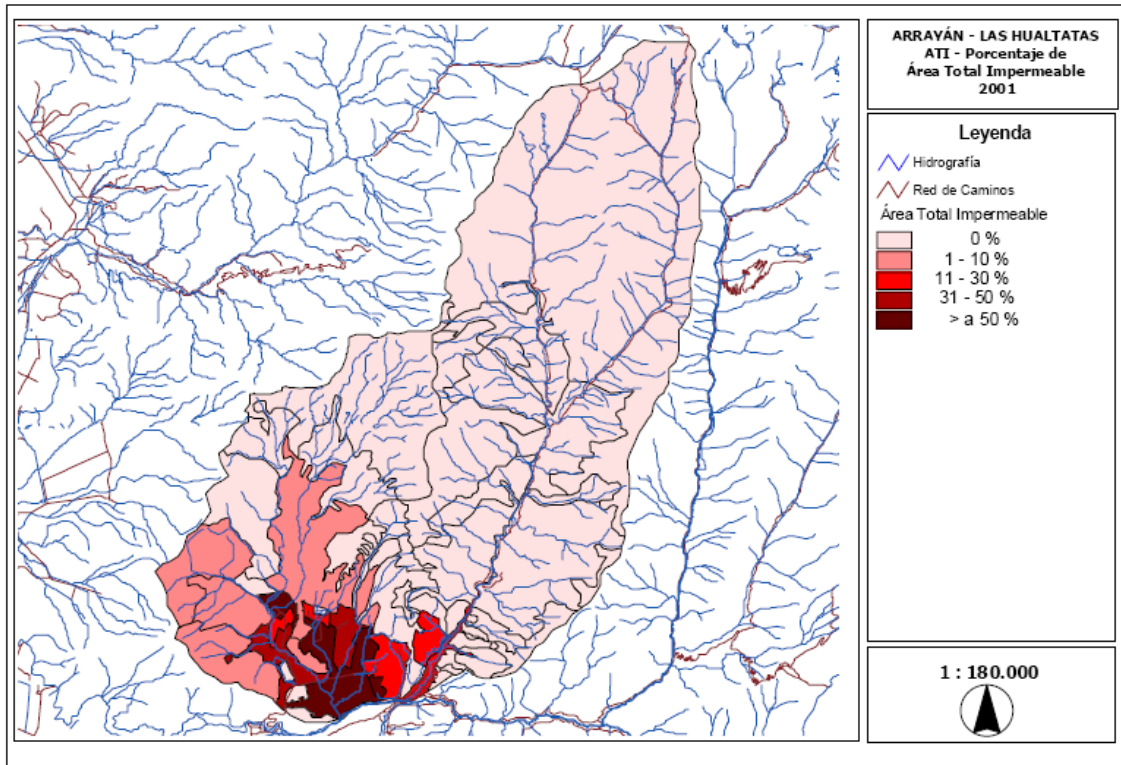


Figura 52. **Porcentaje de área total impermeable de la microcuenca Arrayán - Las Hualtatas, año 2001.** Fuente: Romero & Vásquez (2005) y Romero *et al.* (2003).

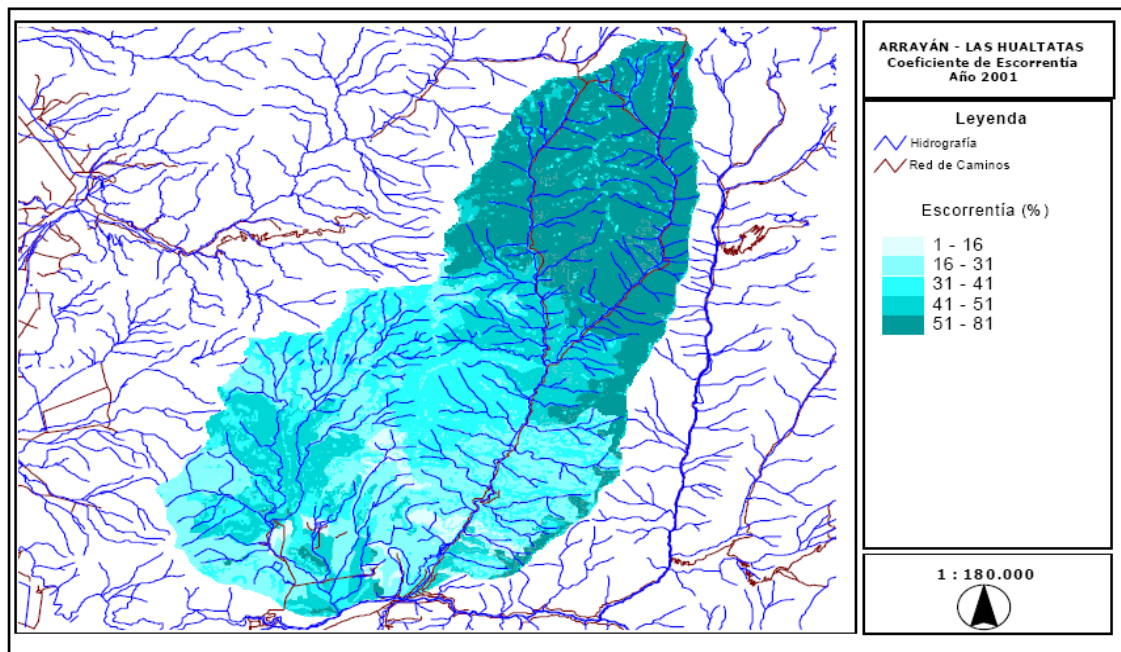


Figura 53. **Coeficiente de escorrentía de la microcuenca Arrayán - Las Hualtatas, año 2001.** Fuente: Romero & Vásquez (2005) y Romero *et al.* (2003)

Tabla 8. Porcentajes de Escorrentía según tipos de Uso/Cobertura de Suelo y pendiente del terreno. Fuente: Romero *et al.* (2003).

Uso/cobertura del suelo	Tasas de Escorrentía según Pendiente				
	0° a 2°	2° a 7°	7° y >		
1.- Zonas urbanas					
1.1.- Viviendas unifamiliares (parcelas de agrado)	0,05	0,15	0,2		
1.2.- Zonas periurbanas	0,2	0,3	0,4		
1.3.- Zonas urbanas semidensas	0,4	0,5	0,6		
1.4.- Urbano multifamiliar	0,4	0,5	0,6		
1.5.- Zonas de uso comercial	0,7	0,75	0,8		
1.6.- Zonas de uso industrial	0,7	0,75	0,8		
1.7.- Áreas destinadas a transporte	0,7	0,75	0,8		
1.8.- Otras áreas urbanas no identificadas	0,2	0,3	0,4		
1.9.- Áreas verdes urbanas	0,05	0,15	0,2		
2.- Zonas agrícolas	0° a 5°	5° a 10°	10° a 30°	30° a 65°	65° y >
2.1.- Zonas agrícolas de uso intensivo (con riego)	0,3	0,35	0,4	0,45	0,5
2.2.- Zonas agrícolas de uso extensivo (sin riego)	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
2.3.- Zonas agrícolas con frutales	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
2.4.- Zonas agrícolas con viñedos	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
2.5.- Otras zonas agrícolas	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
3.- Praderas y Matorrales	0° a 5°	5° a 10°	10° a 30°	30° a 65°	65° y >
3.1.- Pradera natural	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
3.2.- Pradera de uso ganadero	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
3.3.- Matorral abierto	0,35	0,4	0,45	0,5	0,55
3.4.- Matorral semidenso	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4
3.5.- Matorral denso	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25
3.6.- Matorral arborescente abierto	0,35	0,4	0,45	0,5	0,55
3.7.- Matorral arborescente semidenso	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4
3.8.- Matorral arborescente denso	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25
4.- Bosques y Plantaciones forestales	0° a 5°	5° a 10°	10° a 30°	30° a 65°	65° y >
4.1.- Bosque nativo abierto	0,35	0,4	0,45	0,5	0,55
4.2.- Bosque nativo semidenso	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4
4.3.- Bosque nativo denso	0,05	0,1	0,15	0,2	0,25
4.4.- Plantaciones forestales	0,2	0,3	0,35	0,4	0,45
5.- Otros usos / coberturas de suelo	0° a 5°	5° a 10°	10° a 30°	30° a 65°	65° y >
5.1.- Cuerpos de agua naturales (ríos, lagunas)	0	0	0	0	0
5.2.- Cuerpos de agua artificiales (tranques, canales)	0	0	0	0	0
5.3.- Zonas rocosas	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8
5.4.- Zonas cubiertas de nieve, glaciares	0	0	0	0	0
5.5.- Suelo desnudo	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8
5.6.- Humedales	0	0	0	0	0
5.7.- Zonas sin información	---	---	---	---	---
5.8.- Uso no identificado	---	---	---	---	---

Villarroel (2003) estudió una microcuenca natural (sin mayor antropización) ubicada en el piedemonte andino de Santiago de Chile, para simular los impactos ambientales por distintos escenarios de cambio de usos de suelo. Aplicó un modelo hidrológico físicamente basado (SHETRAN), donde utilizó la siguiente información provista por la Corporación Nacional Forestal de Chile: datos meteorológicos como datos de entrada;

caudales de agua y producción de sedimentos como datos de salida para validar el modelo y; datos de las propiedades que caracterizan una cuenca en particular (suelos, tipo de vegetación, topografía y características de los sedimentos). A partir de estos datos se valida el modelo y obtiene la descarga máxima (escorrentía) de distintas clases de uso (cobertura) de la tierra que se presentan en la Tabla 9.

Tabla 9. **Respuesta hidrológica para flujo de descarga máxima para diferentes clases de uso de suelo** en una microcuenca de la Reserva Nacional Río Clarillo, Santiago de Chile. Fuente: Villarroel (2003).

Clases de uso del suelo (cobertura de la tierra)	Descarga máxima (m³/seg)
Cobertura vegetal completa	0,595
Cobertura vegetal reducida	0,669
Sin vegetación (suelo desnudo)	1,130
Incendios forestales	1,170
Estructuras conservación de aguas y suelo	0,487

En el Parque Mahuida (Reyes *et al.*, 2008), las áreas proveedoras de servicios ecosistémicos del tipo “regulación del agua” fueron identificadas a través de la presencia de quebradas con agua permanente, intermitentes o con aguas subterráneas (hidrografía), la cobertura del suelo de la ribera y su pendiente. Esto, por cuanto: 1- En suelos naturales, sin pavimentar y con vegetación, el agua es recibida por el follaje, escurre por tallos y troncos hasta llegar al suelo, para posteriormente infiltrarse en las napas subterráneas, no escurriendo directamente a los terrenos ubicados pendiente abajo. La menor velocidad de los flujos de agua disminuye la potencia erosiva y la producción de sedimentos. Además, estos suelos mantienen la humedad, permitiendo el crecimiento de la vegetación; 2- Los suelos sin impermeabilizar permiten aumentar la recarga de los acuíferos y la disponibilidad de las aguas para enfrentar periodos de sequía y; 3- Por la presencia de cauces naturales bien conservados, con vegetación que intercepta el agua caída y disminuye la velocidad de impacto de las gotas de agua sobre el suelo, se evitan catástrofes como los aluviones. De esta manera, las aguas lluvias caídas sobre el parque Mahuida fluyen hacia la ciudad a través de las napas subterráneas o escurren superficialmente con una velocidad de desplazamiento (escorrentía superficial) menor, asimismo, en periodos de alta intensidad de lluvias su cantidad también es inferior, debido a que parte del agua caída se infiltra hacia las napas subterráneas. La Figura 54 muestra las zonas que serían importantes para mantener un flujo hídrico que, evite catástrofes (inundaciones y aluviones) y permita beneficiarse de su infiltración y eventual escurrimiento. Debido a la sequedad del área, estas zonas servirían principalmente para la infiltración hacia las napas subterráneas y para controlar el flujo hídrico en los periodos en que escurre agua superficialmente debido al derretimiento de nieves o bien, a la apertura de los embalses ubicados aguas arriba.

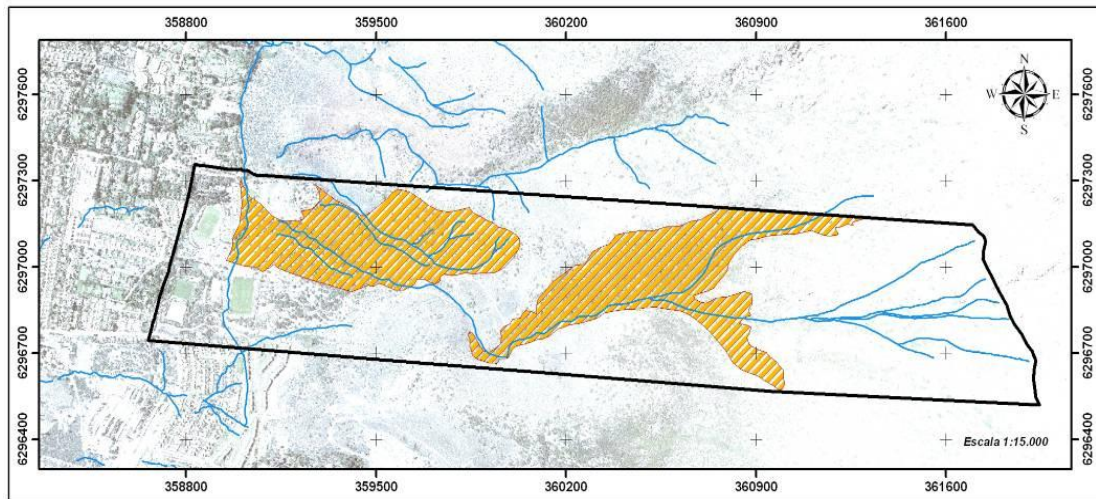


Figura 54. **Áreas proveedoras del servicio ecosistémico “regulación de flujos hidrológicos”.** Además éstas áreas podrían servir otros tipos, como prevención de catástrofes, provisión de agua (filtrado, retención y almacenamiento), retención de suelo (estabilización). El área sombreada destaca los sectores de mayor pendiente y su vegetación. Fuente: Reyes *et al.* (2008)

El plan de gestión de los esteros urbanos de Placilla de Peñuelas (U. de Chile, 2008), se orienta a la realización de proyectos que tendrían un impacto estratégico. Estos proyectos puntuales de humedales urbanos, actualmente degradados, pretenden recuperar y/o potenciar la presentación de servicios ecosistémicos, especialmente aquellos de: prevención de inundaciones por la gran capacidad de almacenar agua y de retardar la velocidad de flujo; purificación de las aguas por la capacidad de asimilar nutriente y metales pesados por parte de las macrófitas; además de otros, vinculados con el disfrute del paisaje por la presencia de agua, vegetación, flora y fauna, la mejora de las condiciones microclimáticas, de calidad del aire, etc. Los humedales identificados son actualmente zonas húmedas, algunas de las cuales están ayudando a contener el flujo hídrico en la cuenca y a regular la intensidad del drenaje, al liberar agua de manera controlada. Este servicio se sustenta en que, los humedales, junto con retener grandes volúmenes de agua, reducen la velocidad de los flujos superficiales (Boyd & Wainger, 2003), esto reduciría el efecto negativo del aumento de la superficie impermeabilizada y la deficiencia en la canalización de los esteros y aguas lluvias que generan inundaciones recurrentes en las inmediaciones los esteros (U. de Chile, 2008). La Figura 55 muestra la propuesta conceptual de la red de esteros y humedales urbanos, destacando los proyectos a nivel de humedales.

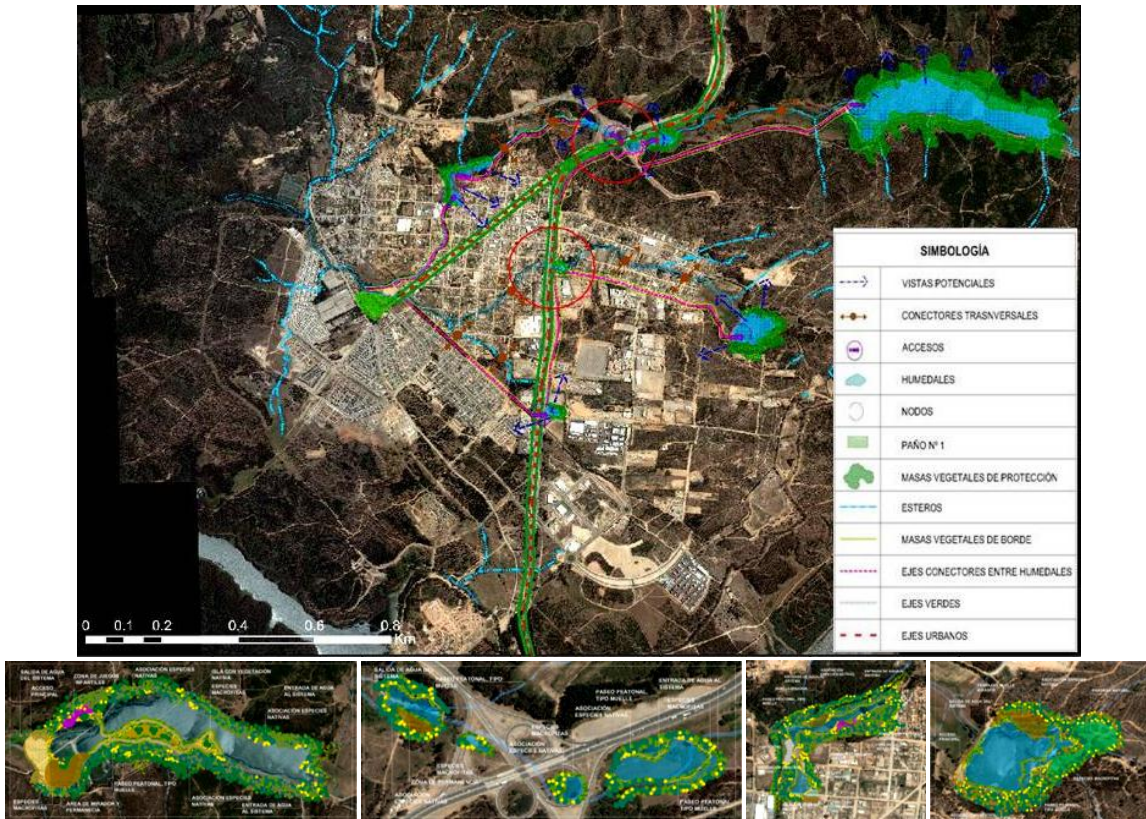


Figura 55. **Propuesta conceptual de la red de esteros y humedales urbanos de Placilla (Valparaíso, Chile).** La figura superior muestra la imagen objetivo del Plan y las figuras inferiores muestran cuatro de los seis proyectos conceptuales a nivel de humedales. Fuente: Modificado a partir de De la Barrera *et al.* (2008) y U. de Chile (2008).

5.2.3 MANTENCIÓN DE LA CALIDAD DEL AIRE

En cuanto a la mantención de la calidad del aire, Moreno (1999) describe las influencias entre la meteorología urbana y la contaminación atmosférica, señalando en qué tipo de condiciones meteorológicas ocurren con mayor probabilidad los episodios de mayor concentración de distintos contaminantes.

La vegetación tiene la capacidad de capturar contaminantes atmosféricos tanto a través de la sedimentación gravitacional, de aquellas partículas con un diámetro mayor a 5 μm y/o su atrapamiento en el follaje, como a través de la absorción (asimilación) de gases, como por ejemplo el NO_2 , a través de sus estomas o lenticelas (Morikawa *et al.*, 1998).

Hernández (2007, 2008) calculó el número total de árboles del Área Metropolitana de Santiago (Chile), los que corresponderían a aproximadamente 6.245.000 individuos, de 150 especies distintas, capaces de capturar hasta unas 37.713 toneladas de carbono durante un año (en promedio $6,04 \times 10^{-3}$ t/ind), almacenando 826.000t. Asimismo, habrían removido 3.500t de contaminación del aire (2.240t de material particulado, 650t de ozono, 280t de dióxido de sulfuro, 250t de dióxido de nitrógeno y 110t de monóxido de carbono). Finalmente, agregando árboles y arbustos habrían emitido (el año 2001) 823t de compuestos orgánicos volátiles (McPherson *et al.* 1997).

La contaminación del aire y carbono (en forma de CO₂) removido por los árboles de la región de Chicago (estimados en 50,8 millones) durante el año 1991 habría alcanzado unas 5575 t, con gran eficiencia de remoción de O₃ (2000 t/año) y seguida de PM₁₀ (1840 t/año; Figura 56). Las tasas de remoción fue mayor en los meses de verano, que es cuando los arboles tienen follaje y las concentraciones de contaminación atmosférica son mayores (McPherson *et al.* 1997).

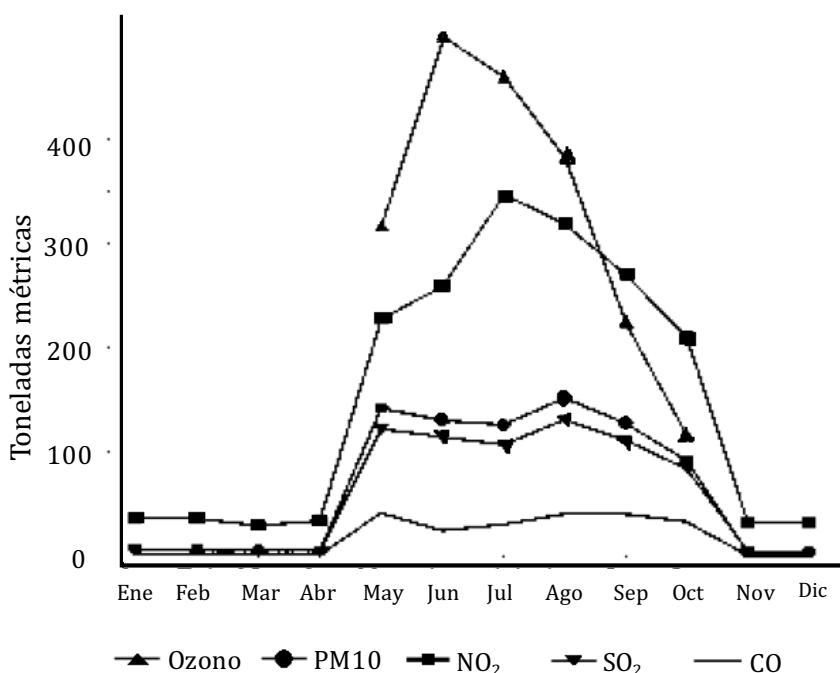


Figura 56. **Estimaciones mensuales de aire contaminado removido por árboles en Chicago (USA).** Las estimaciones de Ozono son sólo entre mayo y octubre. Fuente: McPherson *et al.* (1997).

Árboles grandes y sanos serían capaces de eliminar entre 60 a 70 veces más contaminación que los árboles pequeños, debido a su mayor proporción de superficie de área foliar, siendo crítico el mantenimiento de la salud y la longevidad de los árboles maduros, para maximizar los beneficios sobre la calidad del aire. Más específicamente, árboles de tamaño grande (>77 cm DAP) y medio (31-46 cm DAP), almacenan un promedio de 3186 y 399 kg de carbono, mientras que cada año de secuestran 92,7 y 19,1 kg, respectivamente. El almacenamiento de carbono por los arbustos en la región (Chicago) es del 4% de la cantidad almacenada por los árboles (McPherson *et al.* 1997).

Usando la técnica de Rowntree & Nowak (1991), Tratalos *et al.* (2007), realizaron un cálculo del secuestro de carbono en cinco ciudades de Inglaterra, a partir de la cobertura de árboles y la formula (de la técnica) que relaciona toneladas de carbono secuestradas con el porcentaje de la cobertura de árboles:

$$\text{carbon secuestrado} \left(\frac{t}{ha * \text{año}} \right) = 0,00829 (\% \text{ cobertura arborea})$$

El cómo se incorporaron las áreas prestadoras de servicios ecosistémicos al diseño del plan de manejo del Parque Mahuida ha sido explicado anteriormente (en este capítulo). La “regulación de gases (mejoramiento de la calidad del aire)” fue

considerada, dado que el parque permite la mantención de una buena calidad del aire por el atrapamiento de material particulado por parte de la vegetación arbórea y arbustiva y, la asimilación de gases como el NO₂. Además provee de buenas condiciones de ventilación y de capacidad depuradora. De esta manera, las mismas áreas representadas en la Figura 47, serían importantes en términos de este servicio, principalmente del atrapamiento de material particulado y la asimilación de gases como el NO₂ (Morikawa *et al.* 1998).

En relación al caso de Placilla de Peñuelas, los humedales gestionan el carbono (y su balance con el oxígeno), operando como sumideros de carbono debido a la fotosíntesis y respiración de la vegetación y al almacenamiento de carbono en la fauna, aunque también podrían actuar como fuentes ante ciertas condiciones de temperatura, saturación y humedad del suelo (Zedler & Kercher 2005; U. de Chile, 2008).

En Barcelona se calcularon las toneladas de CO₂ capturadas y O₂ emitidos por año a partir de las toneladas de biomasa producidas por año en cada tipo de uso del suelo o zona ecológica y la estequiometría de la reacción fotosintética (Barracó *et al.* 1999). El resultado se encuentra estandarizado por hectárea en la Tabla 10.

Tabla 10. **Producción de biomasa, absorción de CO₂ y emisión de O₂ en las zonas ecológicas de Barcelona.** Se ha estandarizado la información por unidad de superficie, a partir de su fuente original. Mín.: Mínimo; Máx.: Máximo. Fuente: Barracó *et al.* (1999)

Zona ecológica (tipo de suelo)	Superficie (ha)	Biomasa (t/ha)		Producción biomasa (t/año/ha)***		Captura CO ₂ (t/año/ha)		Emisión de O ₂ (t/año/ha)	
		Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.	Máx.
Verde natural				3		4,4		2,7	
Bosques	1.155,6	50	150						
Matorrales	802,4	50	150						
Verde urbano	575,0	5	50	10		14,7		10,7	
Cultivos	44,4	5	50	10		14,7		10,7	
Urbanización laxa	273,2	5	50	3	10	4,4	14,7	3,2	10,7
Terrenos baldíos con vegetación	37,4	2	5	3	10	4,4	14,7	3,2	10,7
Cultivos de árboles abandonados	1,4	10	25	1	3	1,4	3,6	0,7	3,6
Arbolado viario*	204,0	6**	7**	7,8		11,4		8,3	

* 1 árbol = 1,4 x 10⁻³ ha (14m²). Su productividad de biomasa es de 0,011 t/unidad/año

** El 34% de los árboles tienen entre 0 y 40 cm de diámetro (DAP) y un volumen de 0,34m³, el 37% tiene entre 41 y 80 cm de DAP y 0,65m³, y el 29% restante, más de 81 cm de DAP y un volumen de 1 m³.

*** Estimado a partir de inventario forestal del Centro de Investigaciones ecológicas y aplicaciones forestales

5.3 LA ESTRUCTURA DEL PAISAJE URBANO Y SU RELACIÓN CON LA PRESTACIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Es vagamente conocido cómo es que son afectadas las funciones (servicios) ecosistémicas y humanas por los patrones urbanos (estructura de la ciudad), sin embargo, muchos estudios apuntan a la relación entre urbanización y aspectos de las funciones ecosistémicas. Menos aún se conoce sobre cómo los patrones urbanos controlan la distribución de energía, materiales y organismos en ecosistemas urbanos

(Alberti & Marzluff, 2004). Esta investigación apunta justamente a cubrir esta carencia de conocimientos.

Los resultados de Alberti & Marzluff (2004) indican que los patrones de urbanización son críticos en el balance de la tensión entre la provisión de servicios humanos y ecológicos, siendo la mantención del equilibrio inestable entre ellos, aquello que deberían diseñar los planificadores del desarrollo. El conocimiento de las respuestas de los ecosistemas ante variaciones en sus procesos y de sus umbrales es crítico para determinar qué procesos necesitan ser mantenidos, para asegurar que los servicios ecosistémicos urbanos puedan soportar, simultáneamente, a los humanos y a otras especies (Alberti & Marzluff, 2004).

Andersson (2006) señala que para asegurar que el flujo y el acceso a servicios ecosistémicos no sean interrumpidos, al menos a escala de toda la ciudad, es necesario planificar y manejar distintos tipos de áreas verdes, en diferentes contextos urbanos y estados sucesionales. No obstante, Farina (2007) señala que algunas transformaciones del paisaje, por ejemplo desde un bosque denso a un bosque abierto, y luego a un matorral, representan pasos progresivos hacia la simplificación del sistema, pudiendo solo algunos componentes sobrevivir, pero si la perturbación es severa, el sistema es finalmente reemplazado por otro. Esto implica un desafío mayor, al buscar una mayor complejidad y heterogeneidad en el diseño de la ciudad, en especial en lo que se refiere a áreas verdes o vegetadas, exigiendo diseños basados en aspectos ecológicos y sistémicos, buscando configuraciones que maximicen la generación de servicios ecosistémicos y la resiliencia de los ecosistemas.

Alberti & Marzluff (2004) proponen que la resiliencia en ecosistemas urbanos es una función de los patrones de las actividades antrópicas y los ecosistemas naturales (su estructura). Sin embargo, no miden la resiliencia directamente, sino que a través de la correlación entre biodiversidad y resiliencia. Proponen un modelo donde, en presencia de dos atractores (uno natural y otro de dispersión urbana (*sprawl*)), se debe conservar un equilibrio que otorgue resiliencia al sistema (Figura 57). Así, plantean que el remplazo de los servicios ecosistémicos por servicios humanos (compensatorios ante el menoscabo de los servicios prestados por la naturaleza), en las regiones urbanizadas, tenderán al colapso del sistema urbano en el largo plazo, en la medida que traspasen un umbral. Sobre éste, los servicios totales del sistema (ecosistémicos y humanos) se ven afectados, pasando a ser dominado por el atractor natural, reiniciando la colonización natural de la vegetación. De este modo, el desafío es incrementar la resiliencia de los estados inestables de atracción de ambos estados estables, a fin de mantener tanto los servicios ecosistémicos como los humanos (Alberti & Marzluff, 2004). Al respecto, el ideal de la ecología urbana consistiría en acercarse lo más posible a la situación más natural, siempre y cuando, permita la mantención del equilibrio inestable y el confort humano, ya que así podría maximizarse, tanto la generación de bienestar, como la conservación de los paisajes y todas las otras funciones ecosistémicas que no necesariamente son de interés antrópico, pero sí para las otras especies.

La evaluación de la resiliencia de los ecosistemas urbanos requiere entender cómo las interacciones entre los procesos humanos y ecológicos (p. ej. mantención de jardines, manejo de esteros) afectan la resiliencia de puntos de equilibrio

inherentemente inestables entre los atractores de vegetación natural y de dispersión urbana (*sprawl*) (Alberti & Marzluff, 2004). Al mismo tiempo, las interacciones entre las causas (biofísicas y humanas) de dinámica del paisaje, controlan el mecanismo que vincula la heterogeneidad espacial con los procesos humanos y ecológicos y, su influencia en la dinámica de los ecosistemas (Alberti & Marzluff, 2004).

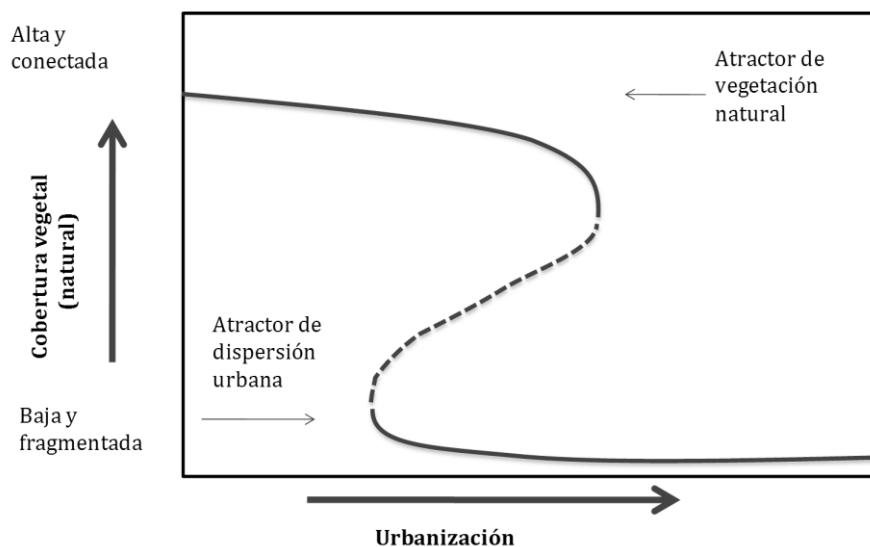


Figura 57. **Relación entre atractores naturales y antropicos para otorgar resiliencia al sistema.** A través de este modelo se representa la idea de que es necesario mantener un estado de equilibrio dinámico entre los atractores naturales (sin intervención) y los atractores urbanos (con fuerte intervención). Fuente: Modificado a partir de McDonnell *et al.* (1997)

Los elementos de la “complementación ecológica de usos de suelo” involucran diferentes tipos de parches (áreas) verdes urbanos y podrían contribuir a la construcción de la resiliencia en ecosistemas urbanos, así como al sostenimiento de los servicios ecosistémicos (Colding, 2007). Asimismo, la heterogeneidad incrementaría la resiliencia en los ecosistemas, por lo que su planificación es clave (Andersson, 2006). Particularmente, la “complementación ecológica de usos de suelo”, al igual que la resiliencia, ha sido correlacionada con la riqueza de especies, teorizando sobre modelos espaciales que fortalezcan la biodiversidad (Colding, 2007).

A juicio de los tomadores de decisiones, existen dos grandes dilemas ecológicos para el manejo de las ciudades. Uno es la extrema dificultad en controlar la dinámica subyacente de los ecosistemas y otro es que muchas decisiones de manejo deben ser tomadas en ausencia de un entendimiento ecológico completo de los resultados que pueden generar (Bennet *et al.*, 2005). Esto trae consigo dos aspectos críticos: 1- ¿Qué grado de complejidad ecológica es necesaria para proporcionar servicios ecológicos confiables? y, 2- ¿A qué grado podría llegar a usarse la tecnología para substituir el rol desempeñado por ecosistemas naturales en la provisión de servicios? (Bennet *et al.*, 2005).

Sobre la base de entrevistas realizadas a tomadores de decisiones, Bennet *et al.* (2005) señalan que a través de la aplicación de tecnología pueden proveerse uno o más servicios ecosistémicos, incrementar su calidad y cantidad a la vez de que

conserva la capacidad del ecosistema de producir otros servicios ecosistémicos. Sin embargo, su uso también podría tener impactos ambientales negativos para la provisión de otros servicios o del mismo en el futuro. Así, en algunos casos ha sido reconocido que sería más barato mejorar algunos servicios a través de la protección de ecosistemas que, a través del remplazo por tecnología (Bennet *et al.*, 2005). Sagoff (2002) señala que esto no implica que la preservación sea siempre la mejor forma de satisfacer nuestras demandas de servicios ecosistémicos.

Existe evidencia de que la estructura espacial de un ecosistema dentro de un paisaje tiene influencia en muchas propiedades ecosistémicas, sin embargo, no está bien comprendido como un paisaje influencia las dinámicas de un ecosistema componente, aunque no hay muchas dudas de que el paisaje ejerce influencia en el control de los procesos ecosistémicos (Farina, 2007).

La ciudad es un esfuerzo por conservar la estabilidad de la calidad de vida de las personas, por dejar de estar al amparo de los cambios de la naturaleza, esta estabilidad puede considerarse según Farina (2007) como la capacidad de reconfirmar patrones y procesos en el tiempo, lo cual siempre lleva apañado una escala temporal de corto plazo.

5.4 GESTIÓN AMBIENTAL DE ÁREAS URBANAS A PARTIR DEL ESTUDIO DE LA ESTRUCTURA Y FUNCIÓN DEL PAISAJE

A modo de síntesis de los casos presentados en este capítulo y, de los contenidos teóricos presentados en los capítulos anteriores, se presenta a continuación, a modo de conclusión, una manera de abordar el estudio de ciudades por parte de la ecología. Esto, considerando que, 1- el paisaje es de jerarquía superior a los ecosistemas como nivel de organización biológica; 2- las relaciones entre los ecosistemas, que componen el paisaje, son conceptualizables como funciones ecosistémicas, representando manifestaciones de la función del paisaje, en forma de flujos de materia, energía, especies e información y; 3- dichas funciones se pueden interpretar, instrumentalmente, como servicios ecosistémicos, definiéndolos como los beneficios directos e indirectos que el hombre obtiene de los ecosistemas y que le generan bienestar, siendo reconocidos y valorados como herramienta para la gestión ambiental (Troy & Wilson, 2006; De la Barrera, 2011).

Un aspecto clave a conocer, para describir cómo funcionan los ecosistemas, es la estructura espacial del paisaje, ya que tiene un efecto directo sobre las funciones ecosistémicas (flujos). Esto, por cuanto, sus elementos pueden facilitar, inhibir o permanecer neutrales a los flujos que ocurren a través de ellos, especialmente entre elementos notoriamente diferentes, p. ej. áreas naturales y urbanizadas (Pickett & Cadenasso, 1995; De la Barrera, 2011). La literatura de casos analizada en este capítulo muestra que la identificación de las unidades del paisaje es frecuente, correspondiendo a los elementos del paisaje, es decir, sus ecosistemas constituyentes; pudiendo distinguirse, al menos dos claros estilos, uno a través de coberturas/ usos del suelo y, otra, a través de variables estructurales biofísicas, que pueden posteriormente hacerse equivalentes a coberturas/ usos del suelo.

La Figura 58 muestra la categorización de un paisaje, en este caso del l'eixample de Barcelona, basado en atributos de forma urbana (tipo de construcciones o estructuras físicas dominantes). Cada uno de los elementos del paisaje (los ecosistemas), tiene determinadas entradas y salidas de materia, en este caso relacionadas con el flujo hídrico, que a su vez se ven influenciadas por determinados factores (Figura 59).

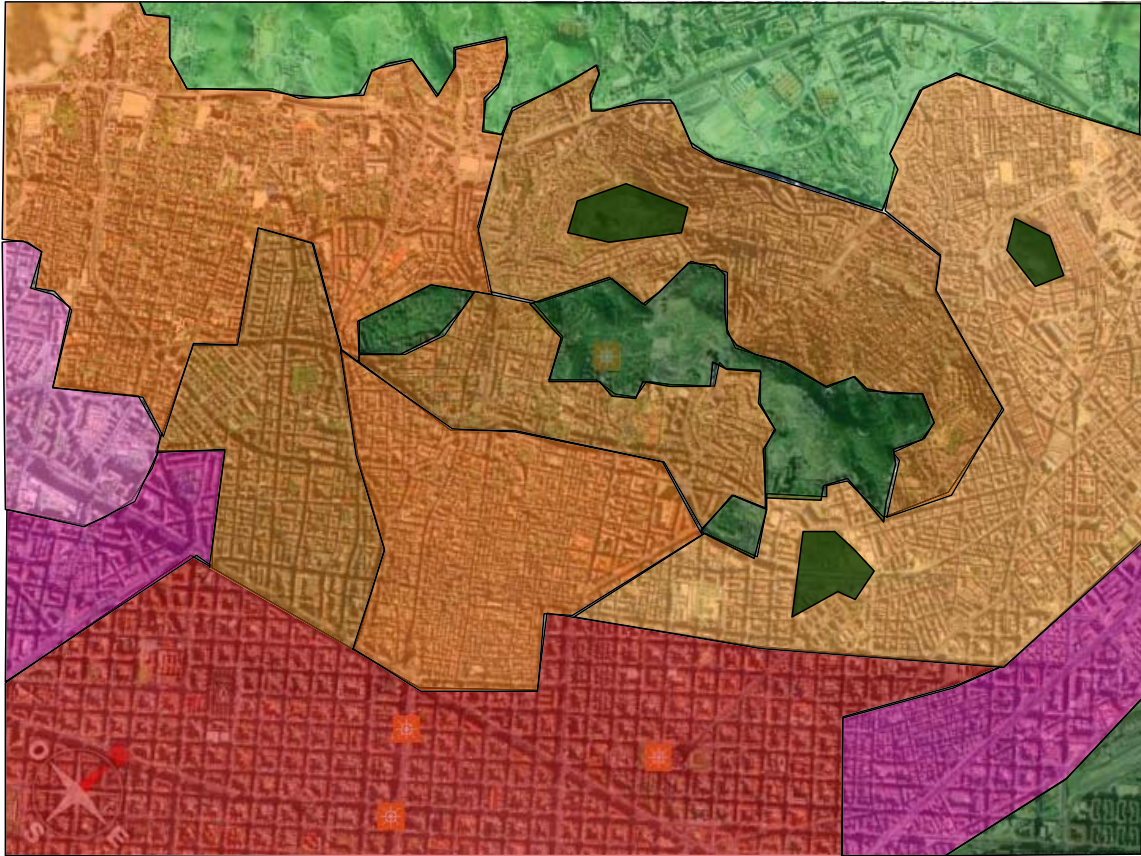


Figura 58. Sección del paisaje del ensanche de Barcelona paisaje categorizado en parches a partir de sus estructuras físicas dominantes. La categorización sólo tiene fines esquemáticos, representando, cada parche de distinto color, una categoría distinta a nivel general. Fuente: De la Barrera (2011).

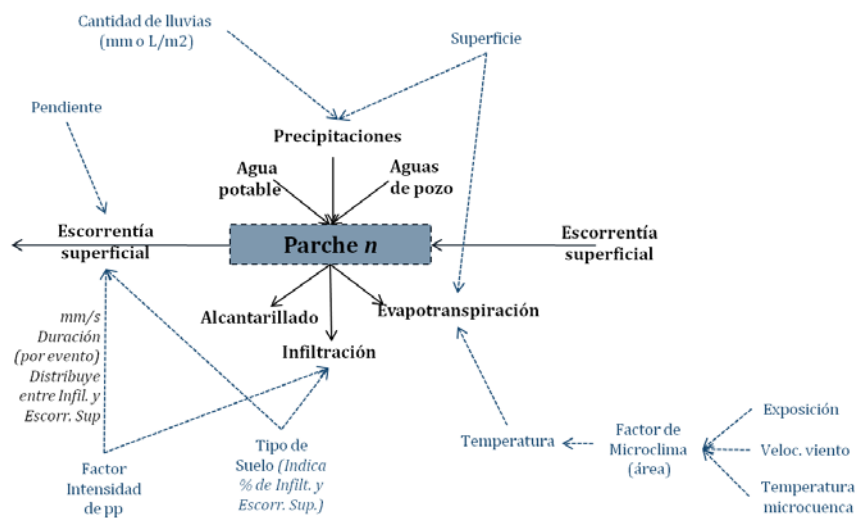


Figura 59. Flujos esquemáticos de materia (en este caso agua) a través de un parche determinado y sus factores condicionantes. La magnitud de cada uno de los flujos dependerá tanto de los factores como de los atributos del parche. Fuente: De la Barrera (2011).

La regulación de los flujos de materia y energía constituye un servicio ecosistémico, y se manifiesta de distinto modo en cada parche, tanto por la magnitud de los flujos de entrada como por la capacidad del ecosistema de intervenir en la magnitud de dicho flujo. Esta capacidad es también descrita, en algunos trabajos, como desempeño ambiental de los ecosistemas (parches o usos del suelo).

Los ecosistemas forman un continuo. Si bien se delimitan por algún atributo, todos son adyacentes a otros ecosistemas, con los que establecen relaciones a través de funciones ecosistémicas, es decir, los flujos entre ellos, pudiendo ser más fuertes o más débiles. Esto puede representarse a través de modelos de relaciones funcionales, o modelos de flujo, los que pueden ser esquemáticos, como en la Figura 60 y/o tener información cuantitativa de las magnitudes de flujo.

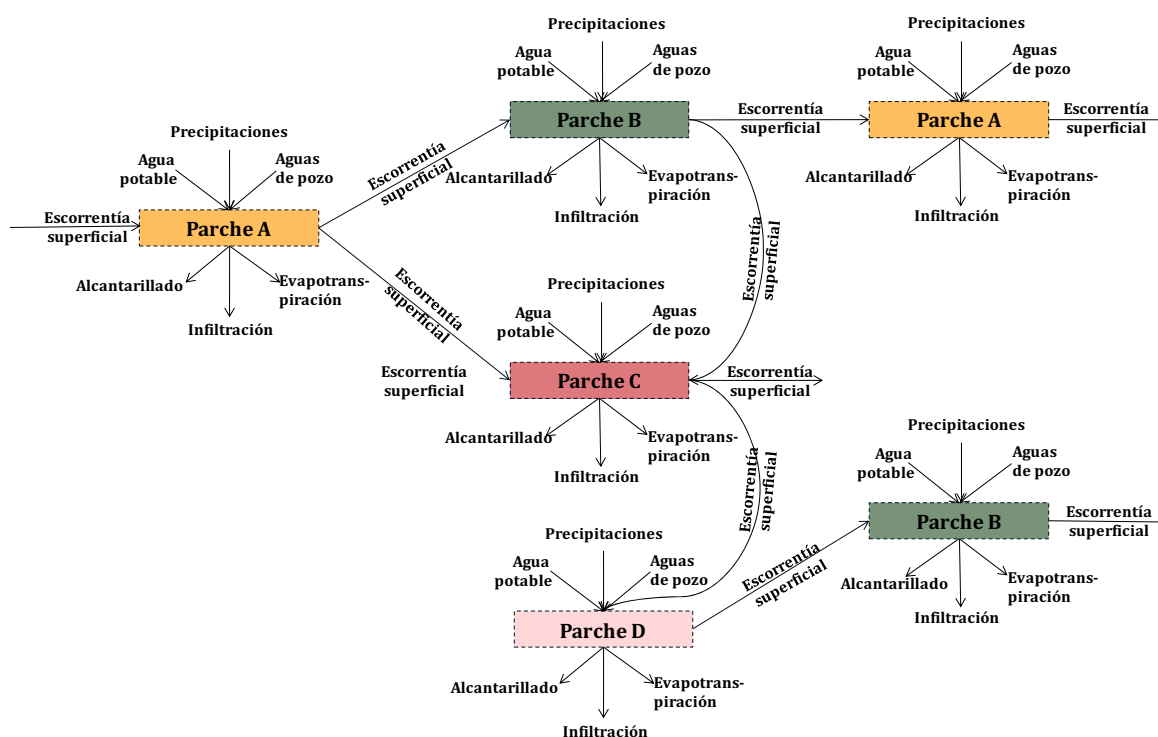


Figura 60. Relaciones entre los parches (o ecosistemas) como representación de la función del paisaje o las funciones ecosistémicas, expresadas en flujos de materia y energía. Para fines esquemáticos se presentan sólo algunos elementos y relaciones. Fuente: De la Barrera (2011).

Esta conceptualización puede ser utilizada para reinterpretar dos casos presentados en este capítulo, el caso del Parque Mahuida (La Reina, Chile; Reyes *et al.*, 2008) y el caso de Placilla de Peñuelas (Valparaíso, Chile; U. de Chile, 2008, De la Barrera *et al.*, 2009). Ambos casos se localizan en la zona central de Chile, delimitaron el área de estudio por criterio de cuenca y aludiendo a las microcuencas en que se localizan y, buscan la protección y maximización de los servicios ecosistémicos que pueden proveer sus estructuras biofísicas.

El Parque Mahuida (Santiago, Chile), como un gran paisaje o ecosistema presta servicios a los habitantes que se ubican en la parte baja de su microcuenca. La Figura 61 muestra esquemáticamente, en lenguaje de flujo hídrico entre el ecosistema “parque” y el ecosistema urbano, cómo estos se relacionan a través de la escorrentía superficial, la cual es regulada en forma específica por las estructuras biofísicas del parque, además de indicar la existencia de otros flujos hídricos en cada elemento. A

otra escala, de mayor detalle, pueden distinguirse cuáles son los ecosistemas con mayor capacidad de provisión de servicios ecosistémicos de este tipo. La Figura 62 presenta un modelo conceptual que esquematiza la relación entre las áreas o ecosistemas con mayor capacidad, destacadas en el mapa de la misma figura y los otros ecosistemas del parque.

Los servicios ecosistémicos que el parque presta a la ciudad fueron espacializados sobre la base de la cobertura de la vegetación y una imagen satelital, nutriendo el diseño de su plan de manejo, el que incorporó la protección de sus funciones ecosistémicas, a través de la conservación de las áreas con mayor capacidad de prestación de servicios ecosistémicos, en este caso, de alta cobertura vegetal. Estas fueron identificadas por las relaciones funcionales de cada ecosistema (parche del paisaje), en relación al flujo hídrico, entre otros servicios ecosistémicos (Reyes *et al.*, 2008).

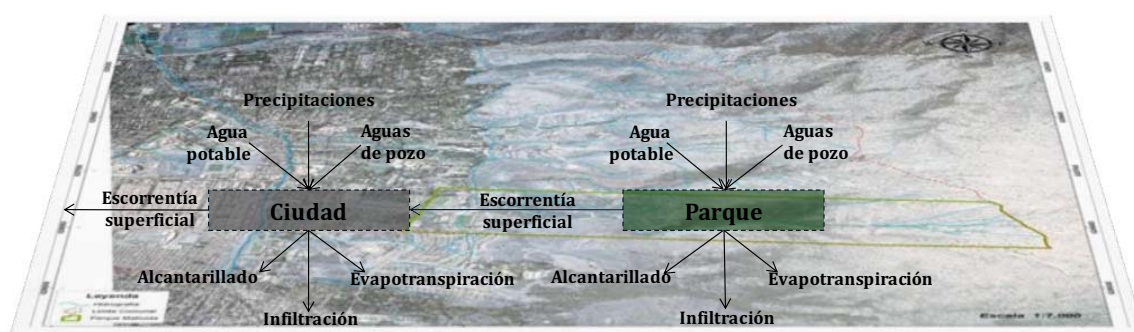


Figura 61. Modelo conceptual de flujos hídricos desde el parque Mahuida hacia la ciudad de Santiago (Chile). Fuente: De la Barrera (2011).

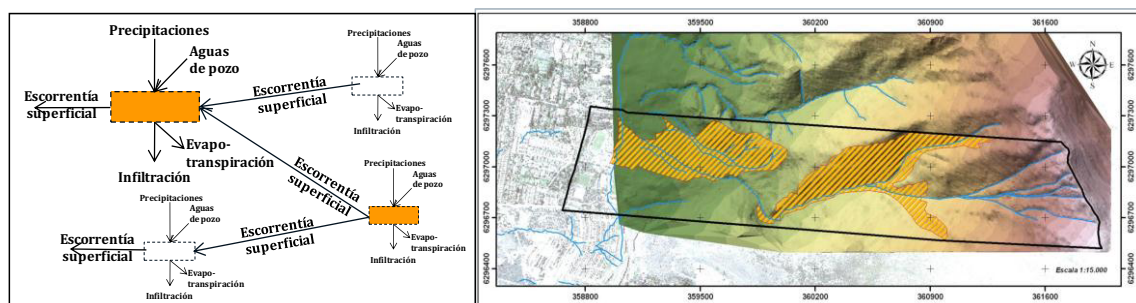


Figura 62. Detalle conceptual de flujos hídricos entre componentes paisajísticos del parque. Se destacan las áreas con mayor capacidad de prestación de servicios ecosistémicos de regulación del flujo hídrico. Fuente: De la Barrera (2011) a partir de Reyes *et al.* (2008)

El segundo caso trata de Placilla de Peñuelas (Valparaíso, Chile) y del diseño de un plan de gestión que lograra maximizar la capacidad de los humedales de prestación de servicios ecosistémicos. El funcionamiento su paisaje indica que los cambios de uso del suelo, desde naturales (bosque y matorral esclerófilo y xerófitico) a plantaciones forestales y urbanización, sumado a las características del suelo, que favorece el escurrimiento de las aguas sobre la infiltración y, la forma compacta de la cuenca, han tenido un efecto negativo sobre el desempeño del sistema hídrico para regular su flujo y prevenir inundaciones. Ante esta situación y tras un diagnóstico ambiental integrado, se propuso recuperar los nodos del sistema hídrico, constituidos por humedales, los cuales están en condiciones de alto deterioro y/o son inexistentes (De la Barrera *et al.*, 2009; De la Barrera, 2011; Figura 63). De este modo, los

humedales son un tipo de ecosistema característico, que interactúa con los otros ecosistemas (áreas urbanas, rurales y mixtas, además de los esteros como humedales) y brinda servicios ecosistémicos específicos, como la regulación del flujo hídrico (Figura 64).

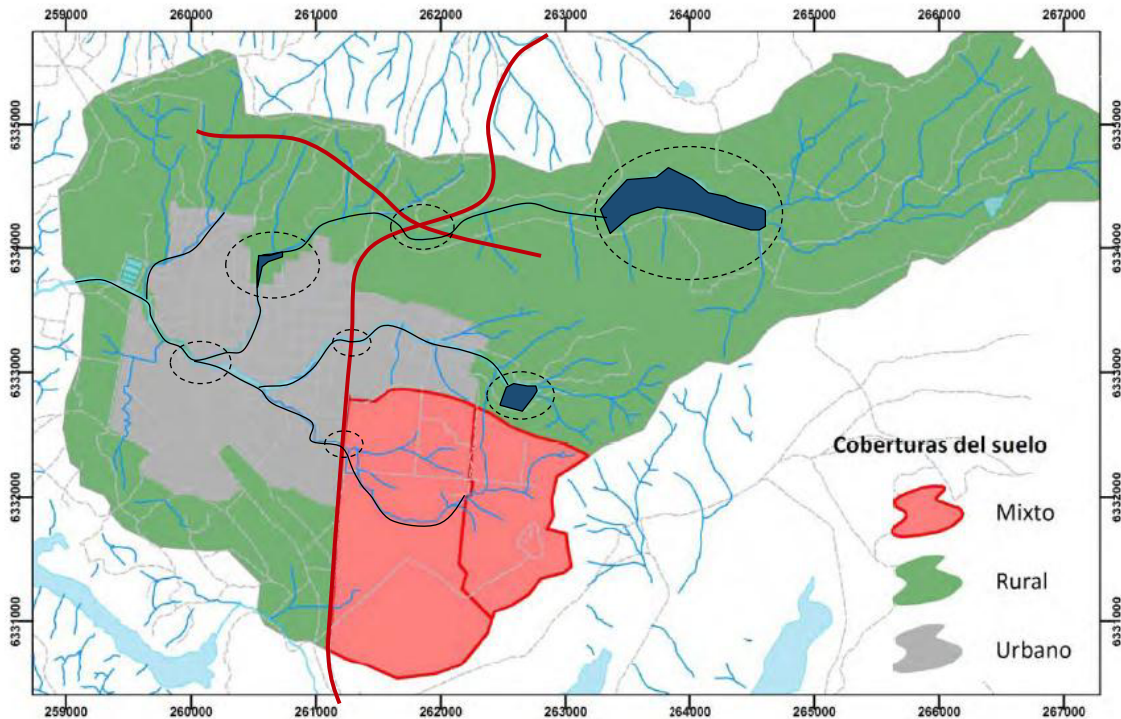


Figura 63. Principales ecosistemas de la microcuenca de Placilla de Peñuelas, que se agregan a los esteros y humedales (éstos indicados con óvalos punteados). Fuente: De la Barrera (2011) a partir de U. de Chile (2008).

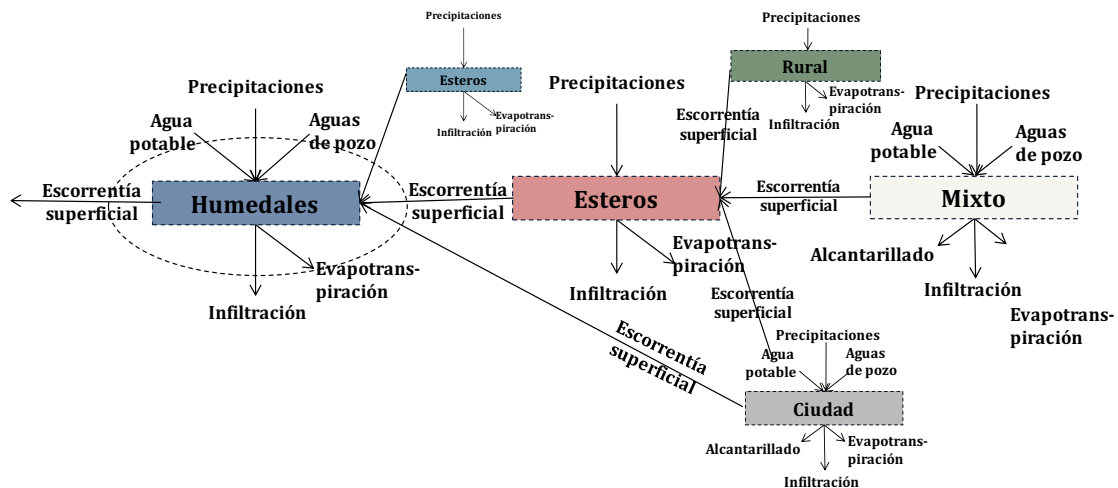


Figura 64. Modelo conceptual de relaciones funcionales (flujos hídricos) entre los elementos paisajísticos. Rural representa principalmente plantaciones forestales y Mixto: zonas eminentemente industriales. Se distingue entre esteros y humedales por tener diferentes desempeños a nivel hídrico. Fuente: De la Barrera (2011).

Los humedales urbanos de Placilla pueden tener un desempeño ambiental que brinde bienestar a la comunidad local, en la forma de servicios ecosistémicos de regulación del flujo hídrico y de las condiciones microclimáticas, así como también servicios de tipo cultural y/o hábitat para especies sensibles o emblemáticas, lo que

genera beneficios relacionados con la posibilidad de observar fauna y flora nativa, y por brindar espacios de esparcimiento y aprendizaje. Esto se constituyó como un plan de gestión ambiental local que reconoce el sistema de humedales y esteros urbanos como una red de ecosistemas públicos que brinden servicios ecosistémicos a la ciudad y sus habitantes (De la Barrera *et al.*, 2009; De la Barrera, 2011).

Como se ha señalado, la estructura del paisaje puede de, al menos, dos formas principales, a partir de usos del suelo, donde destaca la propuesta denominada HERCULES de Cadenasso *et al.* (2007) que distingue seis grandes tipos de usos: 1- vegetación de textura gruesa (árboles y matorrales), 2- vegetación de textura fina (hierbas y pastos), 3- suelo desnudo, 4- pavimento, 5- construcciones (edificios) y, 6- tipología de edificaciones; y otra, relacionada con la espacialización de variables biofísicas, que pueden ser integradas cuando hay combinaciones de variables recurrentes, conceptualizables como nichos paisajísticos, que a su vez pueden compararse con los usos del suelo.

Operacionalmente se puede decir que el uso del suelo es el destino asignado por el hombre a cada unidad de territorio (áreas comerciales, habitacionales, industriales, zonas agrícolas, terrenos forestales, etc.), mientras que la cobertura del suelo, se refiere específicamente a la naturaleza de las unidades que cubren la superficie terrestre (p. ej. tipos de vegetación, suelos antropizados, etc.). El análisis de casos muestra que estas dos clasificaciones se usan en forma mezclada, siendo especialmente necesario para paisajes chilenos, donde existen espacios que no tienen un uso por parte del hombre, en particular hacia sectores montañosos. Así, en estos “suelos no usados” por el hombre parece apropiado clasificar a partir de la cobertura del suelo.

No obstante, la distinción de estos usos del suelo está dada por atributos complejos, que por lo general son interpretados por un observador, quien a partir del tipo de estructuras dominantes distingue distintos usos y coberturas del suelo. Dado que el número de estructuras diferentes y sus combinaciones es prácticamente infinito, se suele hacer clasificaciones dirigidas, como la propuesta HERCULES de Cadenasso *et al.* (2007). Siguiendo esta lógica, las categorías estarán dirigidas hacia los propósitos de investigación y las jerarquizaciones de tipos de usos/coberturas del suelo suelen ser, por tanto, más intuitivas y sencillas. Finalmente, en general, las clasificaciones clásicas no son descriptivas de la relación hombre-naturaleza, pese a que algunas clasificaciones buscan justamente resolver esta dificultad.

La alternativa, o más bien complemento, al uso de clasificaciones basadas en usos/coberturas del suelo, es hacer un reconocimiento de unidades homogéneas de paisaje, a partir de variables biofísicas que puedan ser obtenidas en forma automatizada por sensores satelitales. Éstas variables pueden ser identificables a partir de perfiles espectrales característicos. Pueden captar variables netamente biológicas como el vigor de la vegetación, físicas como el calor superficial, o mixtas como la humedad, entre otras variables. La clasificación de unidades homogéneas representa, de este modo, nichos paisajísticos, entendidos como la combinación de factores que es más frecuente que otros. Además permite realizar análisis estadísticos más complejos, por disponerse de información a distintas escalas, de acuerdo al tamaño del grano (pixel) y sus integraciones en ventanas de extensiones superiores

(multi-escalares). Asimismo, puede, por ejemplo, calcularse que porcentaje de la varianza de la clasificación es explicada por cada factor. El análisis de paisajes bajo esta lógica multi-escalar ha sido ampliamente abordado en la literatura de ecología del paisaje, destacando el trabajo de Turner *et al.* (1989) sobre los efectos del cambio de escala (o de grano) en la descripción de la estructura del paisaje (Figura 65).

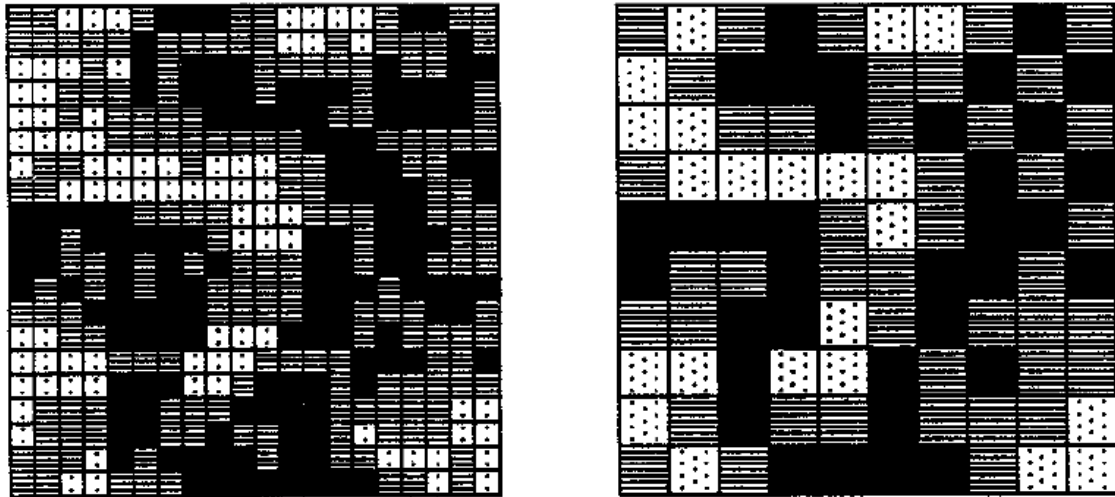


Figura 65. Ilustración esquemática del incremento del tamaño del grano (pixel) sobre un mismo paisaje. Ambos paisajes tienen la misma extensión pero a la izquierda el grano es un 25% del tamaño del grano del paisaje de derecha. Fuente: Turner *et al.* (1989).

Estas clasificaciones automatizadas podrían ser débiles en la incorporación de la relación naturaleza – hombre, generando información escasa de la relación entre ambos, así como de variables netamente antrópicas. Una vía de solución sería buscar relaciones entre las unidades homogéneas y usos del suelo, o bien, hacer especificaciones posteriores de las unidades homogéneas a partir de atributos antrópicos incorporados en los usos del suelo.

Luego de identificar la estructura del paisaje, a través de cualquiera de las dos formas generales o integrándolas, puede hacerse un modelo de las relaciones entre los ecosistemas, a partir de un elemento específico o variable de estado. Este aspecto es de suma importancia, ya que los modelos ecosistémicos tratan del flujo de materia, energía, especies o información. Los servicios ecosistémicos de regulación que serán objeto de estudio en esta investigación pueden tratarse a nivel de materia o energía. La unidad de medida debe ser siempre la misma para hacerlo comparable y se expresa como una tasa (unidad de tiempo), por tratarse de elementos que se transfieren desde un ecosistema a otro, mediado por algún factor condicionante (Tabla 11).

Tabla 11. **Variables de estado de cada servicio ecosistémico.** Ejemplo de elementos y variables de estado. Fuente: Elaboración propia

Servicio ecosistémico	Elemento	Variable de estado
Regulación del clima	Calor (energía)	Unidad de energía por unidad de tiempo (kcal/s)
Regulación del flujo hídrico	Agua (materia)	Unidad de volumen de agua por unidad de tiempo (L/s)
Regulación de la calidad del aire	Material particulado grueso (>10 µm)	Unidad de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo (µg/L/s)
	Material particulado fino (<10 µm)	Unidad de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo (µg/L/s)
	O ₃ troposférico	Unidad de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo (µg/L/s)
	NO ₂	Unidad de masa por unidad de volumen por unidad de tiempo (µg/L/s)

La aproximación que se usará en esta investigación es complementaria con otro tipo de análisis del metabolismo urbano. La evaluación del metabolismo de Barcelona está sustentado en grandes estimaciones asociadas a consumos o producciones específicas de un tipo de estructura urbana o directamente individuales (humanos u otras especies) que son extrapoladas a través de sumatorias u otro tipo de análisis. Algunos de los valores asociados a esta lógica son:

- Barcelona tiene una biomasa aérea vegetal de entre 100mil a 340mil toneladas, equivalente a entre 1×10^6 GJ y $3,3 \times 10^6$ GJ, considerando:
 - Una estimación de toneladas por hectárea en forma de rango mínimo-máximo, para cada tipo de zona ecológica (valores de cada uno),
 - Peso seco determinado por 55% del total del peso para verde natural, arbolado viario y cultivo de árboles abandonados; 30% para verde urbano; y 20% para cultivos y eriales con vegetación,
 - y equivalencia de 18,8 GJ / tonelada de peso seco
- El 8% del CO₂ emitido y un 6% del O₂ inspirado, es absorbido o producido, respectivamente, dentro del término municipal, considerando:
 - La capacidad de emisión de O₂ y la absorción de CO₂ por el proceso fotosintético asociado a la vegetación en función de su biomasa,
 - y una persona consume al día 15 litros de O₂ y produce 12 litros de CO₂.

Asimismo se realizan otros cálculos, por ejemplo, de consumos diarios de agua, todos los cuales se muestran en la Figura 66.

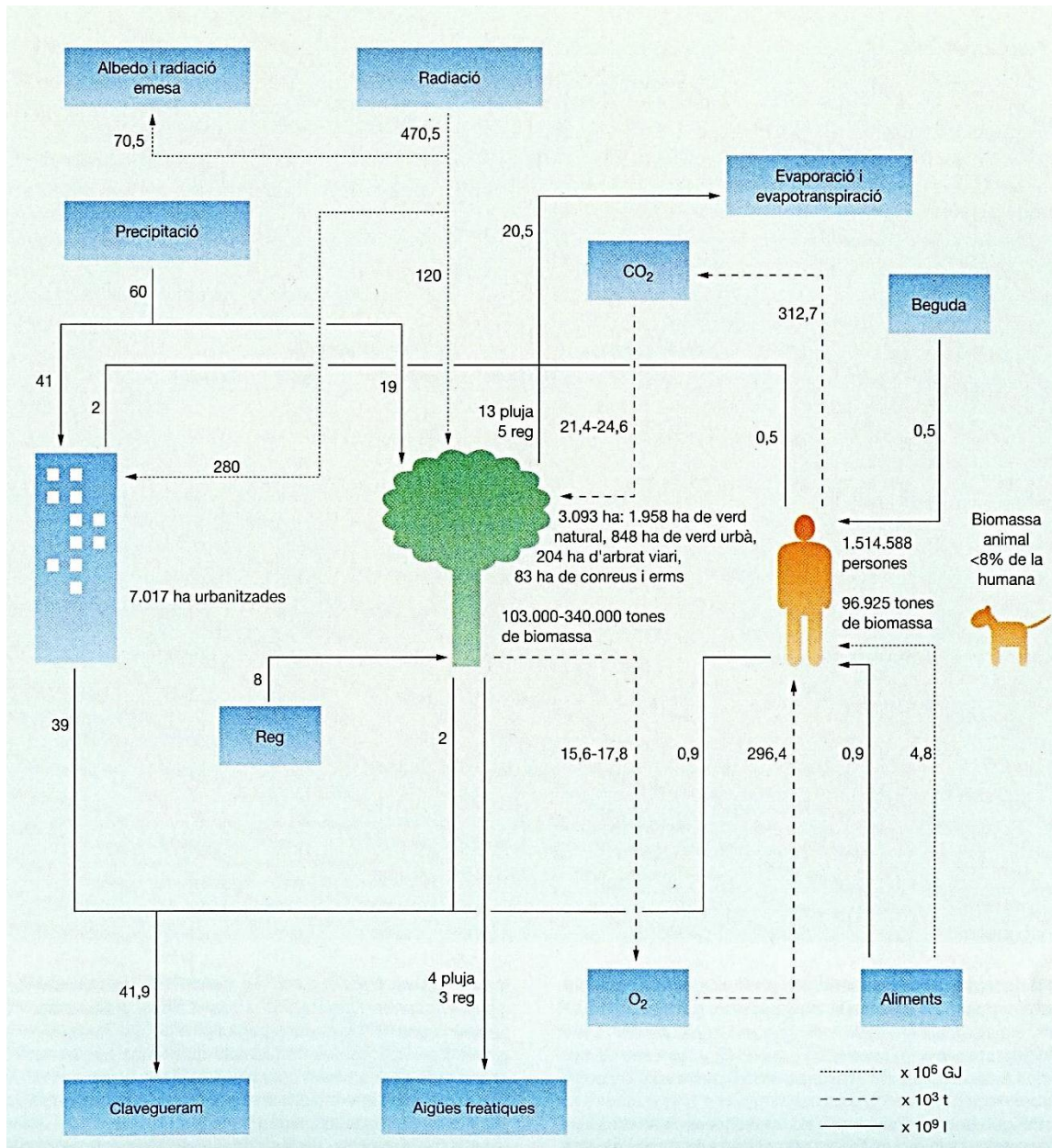


Figura 66. **Metabolismo urbano de Barcelona en 1997.** Se integran datos de uso de agua, O₂, consumo de alimentos, producción primaria de energía, etc. Fuente: Barracó *et al.* (1999).

5.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Alberti, M. & Marzluff, J. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems* (7), 241-265.

Andersson, E. (2006). Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society* (11), 34. Disponible en <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34>>.

Arauzo, I., Morató, M. & Rueda, S. (2002). Clima, urbanismo, confort y energía: Influencia de la temperatura en la demanda de climatización por infiltración. Recuperado el 10 de Marzo de 2008, de Barcelona: Agencia Ecología Urbana: Disponible en <http://www.bcnecologia.net/index.php?option=com_content&task=view&id=79&Itemid=77&lang=SP>

Arnold, C. & Gibbons, J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* (62), 243-258.

Bennet, E. M., Peterson, G. & Levitt, E. (2005). Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* (8), 125-132.

Boyd, J. & Wainger, L. (2003). Measuring ecosystem service benefits: The use of landscape analysis to evaluate environmental trades and compensation. Discussion Paper 02-63. Washington DC, USA. Resources for the Future. 156 p.

Burel, F. & J. Baudry. (2002). *Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones*. Editoriales Mundi-Prensa. 353pp.

Cadenasso, M., Pickett, S. & Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification *Frontiers in Ecology and the Environment* (5), 80–88.

Cerda, C., Serey, I., de la Barrera, F. & Lukas, M. (2007). En: Universidad de Chile. (2007). Profundización de la línea de base ambiental y ecológica del sector de mayor valor ecológico del cordón de Cantillana. Elaborado para CONAMA. Proyecto GEF "Conservación de la biodiversidad en los Altos de Cantillana, Chile". Disponible en <http://www.gefcantillana.cl/articles-42215_Estudios_UChile2007.zip>

Colding, J. (2007). 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and urban planning* (81), 46-55.

Costanza, R., D'arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P. & Van Den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* (387), 253 – 260.

De Bolós, M. (1992b). Escuelas y tendencias actuales en la Ciencia del Paisaje. En: De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. *Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones*. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Groot, R., Matthew, W. & Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* (41), 393-408.

De la Barrera, F. (2011). Aplicación de servicios ecosistémicos para la gestión ambiental de ciudades. En VV.AA. (2011). *Socializar Conocimientos. Primer Encuentro de Investigadores/as chilenos en Barcelona*. Editorial Icaria.

De la Barrera, F., Elizalde, P., Moraga, S., Oporto, A., Pulgar, C., San Martín, L., Sepúlveda, G. & Serey, I. (2009). Ecosistemas públicos, red de humedales y esteros urbanos de Placilla, Valparaíso: Una propuesta urbano-ambiental de recuperación de barrios. *Revista de Arquitectura* (19): 26-33.

Egoh, B., Rouget, M., Reyers, B., Knight, A., Cowling, R., van Jaarsveld, A. & Welz, A. (2007). Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review. *Ecological Economics* (63), 714-721.

Eliasson, I. (1994). Urban-suburban-rural air temperature differences related to street geometry. *Physical Geography* (15), 1-22.

Farina, A. (2007). *Principles and methods in landscape ecology*. Springer. Netherlands.

Forman, R. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Grimm, N., Grove, J., Pickett, S. & Redman, C. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* (50), 571-584.

Heal, G. (1999). *Valuing Ecosystem Services*. Columbia University: Columbia Business School.

Hernández, J. (2007). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Ambiente Forestal* (3), 14-16.

Hernández, J. (2008). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Revista de Urbanismo*, 18, junio 2008. Santiago de Chile, publicación electrónica I.S.S.N. 0717-5051. Disponible en http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D734%2526IDG%253D2%2526ACT%253D1%2526PRT%253D21177,00.html

Hietel, E., Waldhardt, R. & Otte, A. (2004). Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany. *Landscape Ecology* (19), 473–489.

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* (8), 468–479.

Li, H. & Reynolds J. (1994). A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps. *Ecology* (75), 2446-2455.

Martí, C., Peña, J. & Pintó, J. (2004). Metodología de análisis de la transformación del paisaje de la Costa Brava: evolución, diagnóstico y prognosis. En C. Conesa, & J.

Martínez, Territorio y medio ambiente: Métodos cuantitativos y técnicas de información geográfica. Universidad de Murcia.

Maturana, H. & Varela, F. (2008). El árbol del conocimiento. 19ª edición. Editorial Universitaria, Santiago de Chile.

McDonnell, M., Pickett, S., Groffmann, P., Bohlen, P., Pouyat, R., Zipperer, W., Parmelee, R., Carreiro, M. & Medley, K. (1997). Ecosystem processes along an urban-to-rural gradient. *Urban ecosystems* (1), 21-36.

McPherson, E., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R. & Rowntree, R. (1997). Quantifying urban forest structure, function, and value: The Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems* (1), 49-61.

Moreno, M. (1994). Intensity and form of the urban heat island in Barcelona. *International Journal of Climatology* (14), 705-710.

Moreno, M. (1999). *Climatología urbana*. Edicions de la Universitat de Barcelona.

Morikawa, H., Higaki, A., Nohno, M., Takahashi, M., Kamada, M., Nakata, M., Toyohara, G., Okamura, Y., Matsui, K., Kitani, S., Fujita, K., Irifune, K. & Goshima, N. 1998. More than a 600-fold variation in nitrogen dioxide assimilation among 217 plant taxa. *Plant, Cell & Environment* 21 (2), 180-190.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Peña, M. (2008). Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing* (29), 4385-4404.

Pickett, S. & Cadenasso, M. (1995). Landscape ecology: Spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* (269), 331-334.

Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* (32), 127-157.

Pickett, S., Cadenasso, M., Grove, J., Groffman, P., Band, L., Boone, C., Burch, W., Grimmond, C., Hom, J., Jenkins J., Law, N., Nilon, C., Pouyat, R., Szlavecz, K., Warren, P. & Wilson, M. (2008). Beyond urban legends: An emerging framework of urban ecology, as illustrated by the Baltimore Ecosystem Study. *BioScience* (58), 139-150.

Reyes, S., Figueroa, I., Meza, L., Moreira, D., De la Barrera, F. & Escobar, J. (2008). Estudio "Diseño de una Estrategia de Sustentabilidad para la Gestión de los Espacios Públicos de La Reina". Informe Final. Octubre 2008. Elaborado para la Secretaría Comunal de Planificación de la Ilustre Municipalidad de La Reina y la Agencia de Cooperación Internacional AGCI.

Ripl, W. (1995). Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling* (78), 61-76.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-118.

Romero, H., Ordenes, F., Apablaza, V., Rocha, V., Reyes, C. & Vásquez, A. (2003). Planificación Ecológica y Gestión Ambiental de Cuencas Urbanas del Piedemonte de Santiago. Informe del estudio realizado para el Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago, Programa de financiamiento de tesis y estudios de Interés regional.

Romero, H., Toledo, X., Órdenes, F. & Vásquez, A. (2001). Ecología urbana y gestión ambiental sustentable de las ciudades intermedias chilenas. *Ambiente Hoy*, XVII (4), 45-51.

Rowntree, R. & Nowak, D. (1991). Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbon dioxide. *Journal of Arboriculture* (17), 269-275.

Rueda, S. (2002). Barcelona, ciudad mediterránea, compacta y compleja: una visión de futuro más sostenible. Barcelona, Ayuntamiento de Barcelona, Agencia de Ecología Urbana. Disponible en http://www.bcnecologia.net/index.php?option=com_content&task=view&id=108&Itemid=-52&lang=SP

Sagoff, M. (2002). On the value of natural ecosystems: The Catskills parable. *Politics and the Life Sciences* (21), 16–21. Citado en: Bennet, E. M., Peterson, G. & Levitt, E. (2005). Looking to the future of ecosystem services. *Ecosystems* (8), 125-132.

Sanhueza, N. (2006). Identificación de los Beneficios del Plan de Saneamiento de Aguas Servidas de la cuenca Maipo-Mapocho y de los Métodos de Valoración a través de un modelo de Sistema Ambiental y del concepto de Valor Económico Total. Seminario de título, carrera de Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Sarricolea, P., Aliste, E., Castro, P & Escobedo, C. (2008). Análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile) y sus factores explicativos. *Revista de Climatología* (8), 71-84.

Stoiner, T. (1996). Information as a basic property of the universe. *BioSystems* (38), 135-140.

Tong, C., Feagin, R., Lu, J., Zhang, X., Zhu, X., Wang, W., & He, W. (2007). Ecosystem service values and restoration in the urban Sanyang wetland of Wenzhou, China. *Ecological Engineering* (29), 249-258.

Tratalos, J., Fuller, R., Davies, R. & Gaston, K. (2007). Urban form, biodiversity potential and ecosystem services. *Landscape and Urban Planning* (83), 308-317.

Troy, A. & Wilson, M. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* (60), 435-439.

Turner, M., O'Neill, R., Gardner, R. & Milne, B. (1989). Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology* (3), 153-162

U. de Chile (2008). Diagnóstico ambiental, fuentes emisoras y elaboración de un plan de gestión, asociados a los esteros de Placilla, Comuna de Valparaíso. Informe Final. Elaborado para la Ilustre Municipalidad de Valparaíso.

Villarroel, A. (2003). Proyecto SHETRAN, manejo de cuencas hidrográficas en Chile: Aplicación del sistema hidrológico europeo (SHETRAN) en una microcuenca cordillerana a problemas de inundación. Seminario de título, carrera de Biología Ambiental, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Walker, R., Solecki, W. & Harwell, C. (1997). Land use dynamics and ecological transition: The case of South Florida. *Urban Ecosystems* (1), 37-47.

Watt, A. S. (1947). Pattern and process in the plant community. *Journal of Ecology* (35), 1-22.

Whitford, V., Ennos, A. & Handley, J. (2001). "City form and natural process" - Indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* (57), 91-103.

Young, C. & Jarvis, P. (2001). Assessing the structural heterogeneity of urban areas: an example from Black Contry (UK). *Urban Ecosystems* (5), 46-69.

Zedler, J., & Kercher, S. (2005). Wetland Resources: Status, Trends, Ecosystem Services and Restorability. *Annual Review Environment and Resources* (30), 39-74.

CAPÍTULO VI
**EVOLUCIÓN DEL PAISAJE RURAL-
URBANO DE SANTIAGO**

La descripción de la evolución de una ciudad puede realizarse desde varias perspectivas diferentes: social, demográfica, urbana, económica, vegetacional, etc. Cada una de estas formas representa una forma analítica de describirla, siendo necesario para este tipo de investigaciones, una descripción diferente que busque integrar atributos de cada una de esas perspectivas, para dar cuenta de la evolución de la ciudad en forma sistémica. Esto contribuye a la comprensión ecológica (ecosistémica) de cómo se afecta la prestación o producción de servicios ecosistémicos por el cambio desde ecosistemas mayoritariamente naturales a otros predominantemente urbanos. Por esta razón, la descripción está centrada en la interacción entre grupos humanos y el medio natural, a modo de relatar cómo el sistema natural se ha ido modificando hacia un sistema urbano.

Tradicionalmente, el análisis evolutivo de un paisaje se basa en la geomorfología, los cambios climáticos, los patrones de colonización, las perturbaciones y los procesos culturales. Sobre una escala temporal pequeña (sólo algunos siglos), esto se reduce a los dos últimos tipos de procesos, y en particular sobre las actividades mineras, agrícola, forestal, la urbanización, la construcción de autopistas y, procesos culturales como los patrones de asentamiento y los avances en transporte (Marcucci, 2000; ver Capítulo II).

Esta investigación se desarrolla sobre decisiones previas (ver capítulos anteriores). Respecto a la ciudad a estudiar se ha escogido Santiago de Chile, por ser la ciudad más grande de Chile y que congrega el 40,3% de la población del país. La población estimada al 2011 en la Región Metropolitana es de 6.945.593 personas, en tanto, su densidad sería de 450,9 hab/km²; finalmente, la población urbana sería de 6.713.970 personas (Fuente: INE, Chile, Proyecciones de Población al 30 de junio, por sexo y edad. Total País y Regiones: 1990-2020. Urbano-Rural <http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/compendio_estadistico/pdf/2011/1.2demograficas.pdf>).

La ciudad está localizada en la zona central de Chile, que ha sido reconocida como un *hotspot* de biodiversidad por representar uno de los pocos ecosistemas mediterráneos existentes en el mundo y contar con un alto endemismo (Myers *et al.*,

2000). Además tiene un alto nivel de desarrollo urbano y económico y concentra el poder político. Se ha elegido estudiar la expansión de la ciudad hacia zonas rurales y, en particular, de alto valor ecológico, en detrimento de zonas agrícolas, zonas industriales eriazas, o hacia alguna dirección cardinal específica. Finalmente, se ha decidido centrar el estudio sobre el tipo de urbanizaciones de alto valor económico y que conforman agrupaciones, es decir, conjuntos inmobiliarios. Estas elecciones condicionan el área de estudio hacia el piedemonte andino de Santiago, por lo que se presentará, a continuación, un mayor detalle de éste y sus zonas aledañas.

Geográficamente, Santiago (33.5° S, 70.6° W) se localiza en la cuenca del Maipo-Mapocho (también conocida como Cuenca de Santiago), uno de los principales valles de la zona central de Chile. Esta localización conlleva que la ciudad se ubique entre anillos de cerros y montañas, rodeada por el norte por el Cordón de Chacabuco, por el sur por el Cordón de Cantillana, que se junta con la Cordillera de los Andes en el paso conocido como Angostura de Paine, por el este por la Cordillera de los Andes, y por el oeste por la Cordillera de la Costa (Figura 67). La circulación de vientos es restringida y existe poca renovación del aire como consecuencia de estar rodeada por cerros (Reyes, 2005). Su patrón de vientos es complejo, debido a su topografía y la rugosidad de la superficie urbana, aunque predomina un viento de baja velocidad (menor a 2.0 ms^{-1}) desde el sudoeste en otoño e invierno. A esto se suman condiciones meteorológicas anticiclónicas, generando una capa de subsidencia y de inversión térmica muy estable entre 400 y 1000 m sobre la ciudad, que reduce la dispersión de contaminantes atmosféricos (Seguel *et al.*, 2009). La ciudad es atravesada por el río Mapocho (que luego se une al río Maipo) de este a oeste, tiene carácter mixto variando entre nival en las zonas más altas y pluvio-nival en las más bajas y tiene caudales máximos altamente variables, entre 35 y $115 \text{ m}^3/\text{s}$ (Ferrando, 2000). El clima en Santiago es de tipo mediterráneo continentalizado, es decir, templado-cálido con lluvias invernales y estación seca prolongada, tiene una temperatura promedio anual de 14°C en verano y de 9°C en invierno, las lluvias ocurren principalmente entre abril y septiembre (otoño e invierno), con un promedio anual de precipitaciones de 360 mm.

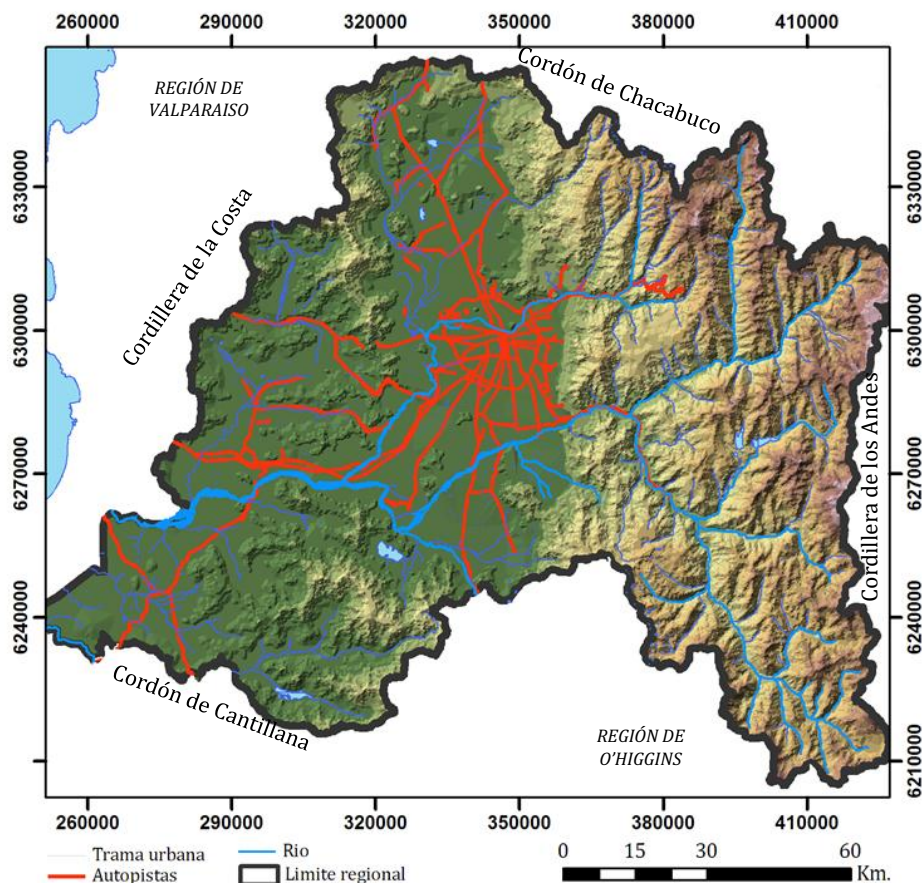


Figura 67. **Mapa físico de la Región Metropolitana de Santiago.** Se destacan en rojo las autopistas que confluyen en la ciudad. La geomorfología muestra el valle del Maipo y sus principales ríos, el Mapocho cruzándolo de este a oeste por el norte y por el sur el Maipo, en paralelo para luego recibir las aguas del Mapocho. Fuente: Elaboración propia a partir de cartografía del proyecto de Ordenamiento Territorial Ambientalmente Sustentable de Santiago (OTAS).

Administrativamente, se ubica en la Región Metropolitana de Santiago (RMS), siendo la unidad político-administrativa que define la XIII Región de Chile. Tiene una superficie de 15.348,8 km² con un 5% aproximado para el Gran Santiago (o Santiago Metropolitano), congregando a aproximadamente el 37% de la población nacional en el 0,1% del territorio nacional. El Área Metropolitana de Santiago (AMS) o Gran Santiago, en tanto, está conformada por las 32 comunas que comprenden la Provincia de Santiago (sub-unidad regional), junto con las comunas conurbadas de Puente Alto y San Bernardo (Ducci, 2002; <http://www.observatoriourbano.cl>).

En cuanto a su descripción bioclimática general, por su temperatura y régimen de precipitaciones, Santiago tiene un clima mediterráneo semiárido y templado y, está inserto en una región mediterránea semiárida, de acuerdo a los principios de Emberger (Di Castri & Hajek, 1976).

Las formaciones vegetacionales descritas por Gajardo (1994), a través de modelos bioclimáticos y registros vegetacionales, son variadas, con bosques esclerófilos sobre ambas cordilleras (andino y costero) y un bosque espinoso abierto sobre el norte, en el valle se sitúan formaciones de matorral, esclerófilo sobre el piedemonte andino, espinoso sobre la cordillera de la Costa y también hacia el norte. Finalmente, sobre las altas cumbres se encuentra una estepa altoandina (Figura 68).

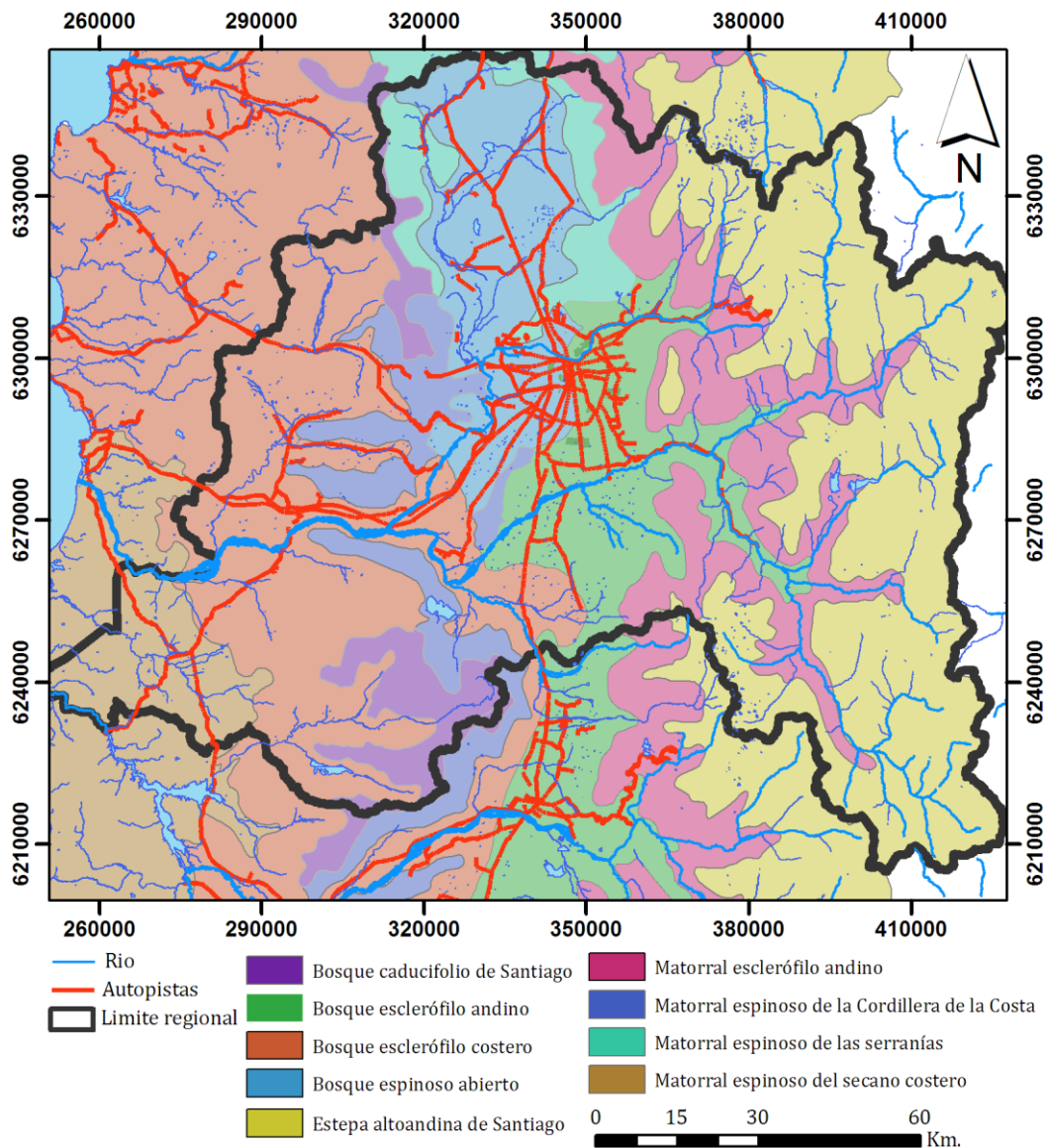


Figura 68. **Modelo de formaciones vegetacionales de la Región Metropolitana de Santiago.** Este modelo presume la inexistencia del hombre y sus efectos. Fuente: Elaboración propia a partir de Gajardo (1994)

Lubert & Plischoff (2006), en un análisis más actualizado que incorpora parámetros climáticos y estudios vegetacionales (y de flora), identifica 15 pisos vegetacionales, los que pueden agruparse en siete grandes formaciones, dominada por bosque esclerófilo sobre la zona poniente, el piedemonte andino y los fondos de quebrada, seguida del bosque espinoso del centro de la Región y luego un matorral de baja altitud hacia los sectores altos de la cordillera de los Andes. Las otras formaciones tienen una representación comparativamente menor. La Figura 69 muestra el detalle de los pisos vegetacionales, destacando su diferenciación en función de la altitud, su pertenencia a cada cordillera (de la Costa y de los Andes) y el fondo del valle. Asimismo, indica la composición dominante de cada piso vegetacional.

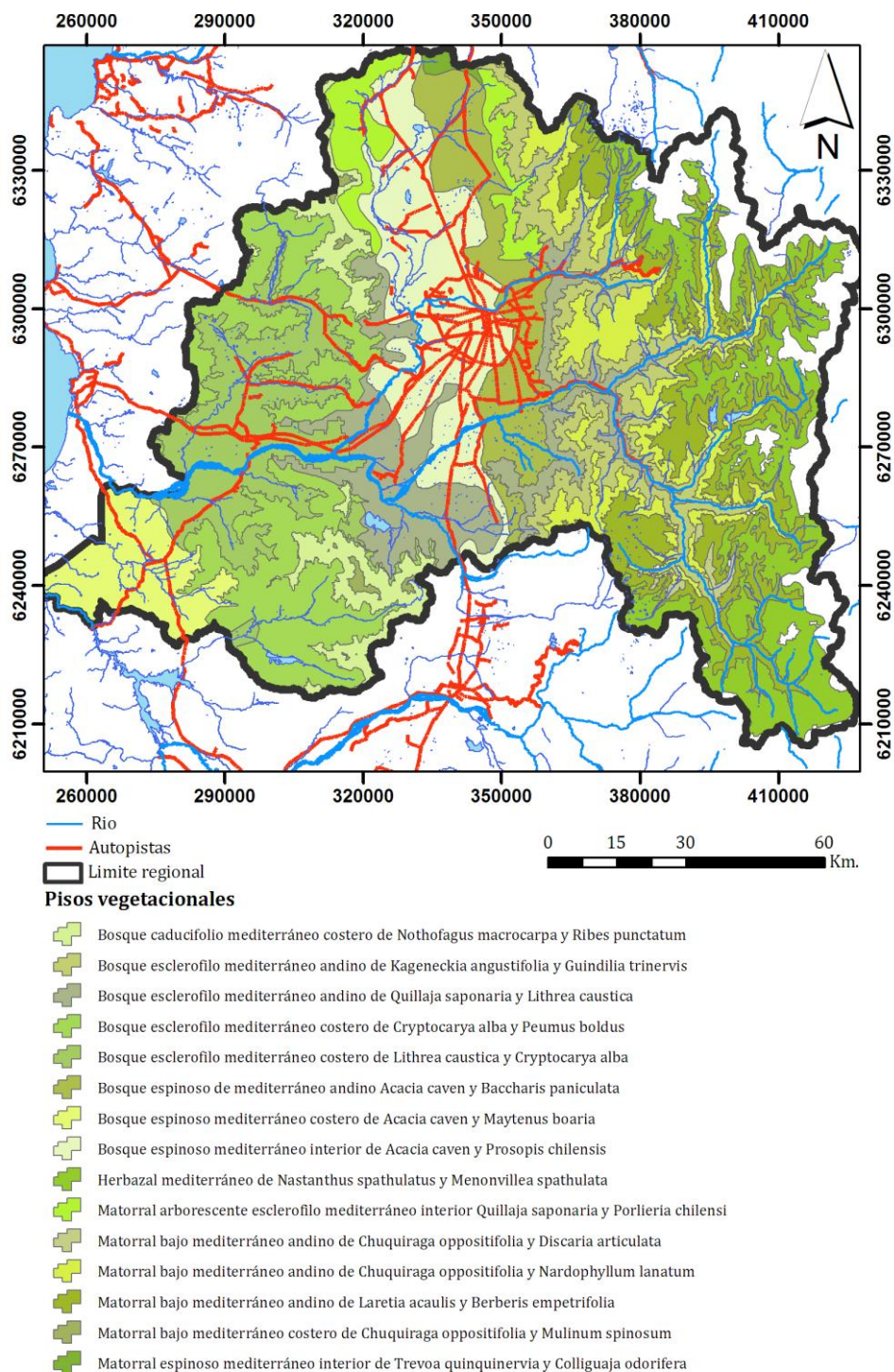


Figura 69. **Modelo de pisos vegetacionales de la Región Metropolitana de Santiago.** Este modelo, al igual que el modelo de Gajardo (1994), presume teóricamente la inexistencia del hombre y sus efectos, no obstante, numerosos autores señalan una dominancia restringida del espino (*Acacia caven*), a diferencia de lo que sugiere este modelo. Fuente: Elaboración propia a partir de Luebert & Plissock (2006), sobre cartografía actualizada el año 2009, disponible en la plataforma <http://www.sinia.cl>

Los cambios geológicos y climáticos, que afectaron este territorio durante el Terciario (hace entre 65 a 2,5 millones de años), generaron que la flora de Chile central se caracterice por la coexistencia de elementos de origen tropical, subtropical, subantártico y de amplia distribución (Muñoz-Schick *et al.*, 2000). Esta diversidad se

manifiesta, por ejemplo, a través de una importante variación de la vegetación conforme se incrementa su altura respecto al mar (pisos vegetacionales). La Tabla 12 muestra una síntesis de dos clasificaciones vegetacionales para Chile central, adaptándola de su fuente original con indicación de comunas en que estos rangos altitudinales se encontrarían (Muñoz-Schick *et al.*, 2000). Destaca el antecedente de Meigen (1893) que indica la vegetación del siglo XIX.

Tabla 12. Pisos de vegetación de Chile central descrito por varios autores. Fuente: Modificado a partir de Muñoz-Schick *et al.* (2000)

Rango de altura (m.s.n.m.)	Ejemplo de comunas	Vegetación según Meigen (1893)	Hoffmann & Hoffman (1982); Hoffman (1992)
400-500	Pudahuel, Quilicura	Dominancia de especies introducidas de Europa.	Junto a especies introducidas sobresalen los árboles espino (<i>Acacia caven</i>) y algarrobo (<i>Prosopis chilensis</i>).
500-600	Santiago centro, Providencia		
600-800	Las Condes, Ñuñoa, La Reina, La Florida	Fisionomía arbustiva, con espino (<i>Acacia caven</i>) y colliguay (<i>Colliguaja odorifera</i>). En quebradas árboles como quillay (<i>Quillaja saponaria</i>) y litre (<i>Lithrea caustica</i>). En laderas de solana: quisco (<i>Echinopsis chiloensis</i>) y chagual (<i>Puya berteroa</i>).	
800-900	Lo Barnechea		
900-1.500	Lo Barnechea, en piedemonte con poca urbanización en la actualidad	Matorral alto con: quillay (<i>Quillaja saponaria</i>), litre (<i>Lithrea caustica</i>) y bollén (<i>Kageneckia oblonga</i>); arbustos esclerófilos: colliguay (<i>Colliguaja odorifera</i>), duraznillo (<i>Colliguaja integerrima</i>), retamilla (<i>Retanilla trinervia</i>) y romerillo (<i>Baccharis linearis</i>).	Arboles como quillay (<i>Quillaja saponaria</i>), maitén (<i>Maytenus boaria</i>) y en sitios húmedos el arbusto alto ñipa (<i>Escallonia illinita</i>).

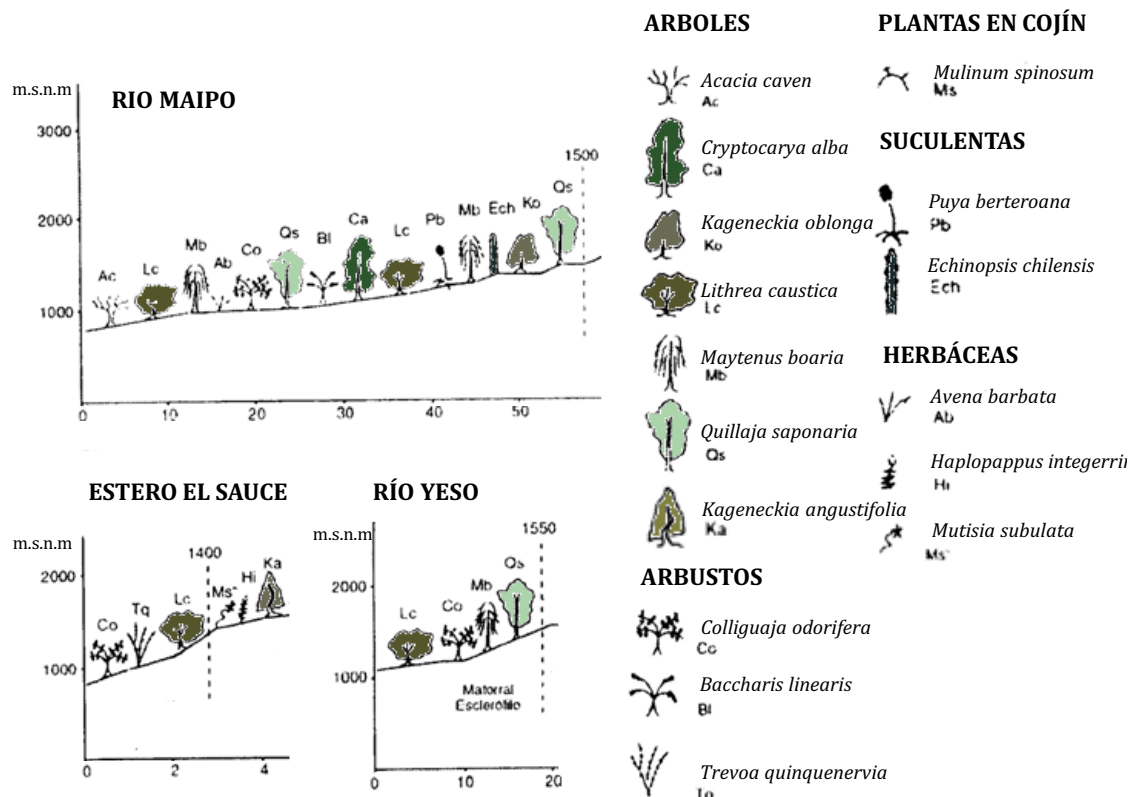


Figura 70. Perfiles longitudinales de los transectos (entre 1000 y 1500 m.s.n.m.) según Muñoz-Schick *et al.* (2000) para la zona central de Chile (33°-35° Lat. Sur). La descripción está basada en el resultado de transectos que se realizaron en torno a tres cursos de agua: río Maipo, estero El Sauce y río Yeso. Se indican las especies dominantes. Fuente: Modificado a partir de Muñoz-Schick *et al.* (2000).

De acuerdo a los perfiles altitudinales presentados en Muñoz-Schick *et al.* (2000), la vegetación andina de Santiago entre 1000 y 1500 m.s.n.m. (sección transversal más próxima a la población) es el matorral esclerófilo. Las especies características de su vegetación se presentan en la Figura 70, siendo comunes entre 33° y 35° de latitud Sur (Gajardo, 1994). Así, de modo general, hacia la precordillera andina, las laderas de exposición norte tendrían una menor cobertura vegetal dominada por cactáceas y bromeliáceas, mientras las laderas de exposición sur y las quebradas conservarían una mayor cobertura vegetal, en forma de matorral denso o arborescente y escasamente como bosque, compuesto por litre (*Lithrea caustica*), peumo (*Criptomaria alba*), quillay (*Quillaja saponaria*), boldo (*Peumus boldus*), maitén (*Maytenus boaria*) y bollén (*Kageneckia oblonga*). Las zonas bajas, en tanto, tendrían una vegetación más xerofítica, con una sabana dominada por espinos (*Acacia caven*), producto de la acción combinada del fuego, talaje, pastoreo y, especialmente, la urbanización (Pavez *et al.*, 2010).

Para describir la evolución del paisaje de la ciudad, en términos de su expansión y de cómo fue cambiando el actual paisaje de la ciudad, desde un sistema eminentemente natural hacia uno urbano, se ha definido como punto inicial la presencia de comunidades humanas en el lugar, no abordando otros procesos de evolución natural (climáticos, geomorfológicos y de grandes colonizaciones) ocurridos previos a la interacción de la naturaleza con el hombre. Para efectos prácticos se han considerado tres grandes etapas de evolución, demarcados por los hitos que se presentan en la Tabla 13.

Tabla 13. **Etapas de evolución del paisaje de Santiago.** Fuente: Elaboración propia

Etapas de evolución del paisaje	Principales hitos iniciales	Siglos que abarca
Tiempos prehispánicos	Primeras ocupaciones por parte de indígenas	X - XVI
Imperio español y los inicios de la República de Chile	Fundación de Santiago	XVI - XIX
Gran desarrollo de Santiago como metrópolis	Primer centenario de la República	XX - XXI
Paisaje futuro	Avance del proceso de urbanización	XXI

Posteriormente, se plantean ideas acerca de en qué vías podría evolucionar el paisaje en el futuro, sobre la base de las tendencias acumuladas en los años anteriores, las políticas públicas y otros cambios de interés.

6.1 TIEMPOS PREHISPÁNICOS

Los primeros hombres que habrían estado en la cuenca de Santiago, alrededor de los años 10.000a.C. (Holoceno), corresponden a algunos grupos familiares de cazadores recolectores que llegaban en temporada estival hasta las faldas de la cordillera de los Andes en busca de guanacos (*Lama guanicoe*), y otros animales, además de semillas, frutos y raíces de árboles, haciendo ocasionales cultivos agrícolas sin técnicas de riego. Recién a partir del siglo X d.C. se estableció una población un poco más permanente (Complejo o Cultura de Aconcagua), que no constituían aldeas sino grupos de 10 a 15 chozas. Esta nueva población estaba conformada por agricultores, ganaderos de camélidos, cazadores (de guanaco y coipo (*Myocastor coypus*) entre otros) e incluso pescadores y mariscadores en el litoral, dado que recorrían grandes distancias (De Ramón, 1992). Entre los grupos indígenas que habitaban esta zona se pueden destacar Chiquillanes y Pikunches, quienes

estaban muy unidos antes de ser mapuchizados los segundos. Estos grupos también tuvieron contactos importantes con los Diaguitas y con los Incas.



Figura 71. **Chiquillanes**, pueblo indígena nómada que habitaba la zona central del actual territorio de Chile en la zona cordillerana, entre Los Andes y Rancagua. Fuente: <http://chileindigena.blogspot.com/2008/05/chiquillanes.html>



Figura 72. **Pikunches**, pueblo indígena sedentario que habitó en el valle central de Chile y tuvo fuertes vínculos con otros pueblos indígenas de cultura desarrollada, como Diaguitas e Incas. Fuente: http://www.serindigena.cl/territorios/pikunche/ppi_02.htm

Durante este periodo, el paisaje presentó cambios menores originados por el hombre, debido a su baja densidad y carácter nómada, conservando una condición de alta pristinidad, estando compuesta principalmente por bosques nativos y matorrales arborescentes xerofíticos y esclerófilos, destacando su combinación con bosques de algarrobo (*Prosopis chilensis*), vegas y praderas naturales dominadas por especies nativas (Looser, 1962; Holmgren, 2002; Torres-Mura *et al.*, 2008). Looser (1962) describe una amplia distribución del algarrobo, especie que habría formado bosques uniformes en la parte norte de la provincia (o cuenca) de Santiago, cubriendo desde el piedemonte de la cordillera de los Andes hasta el piedemonte de la cordillera de la Costa, en tanto, hacia el sur de la cadena de los cerros San Cristóbal y Manquehue habría sido más escaso y prácticamente nulo hacia la Región de Valparaíso.

La presencia del espinillo (*Acacia caven*), por entonces, habría sido muy escasa, ya que no es nativo del área sino de la región del Gran Chaco (centro-norte de Argentina, sectores de Bolivia, una pequeña porción de Brasil y casi la mitad de Paraguay) habiendo sido introducida probablemente por grandes vertebrados del Pleistoceno (entre hace 2,6 y 0,012 millones de años) o guanacos (*Lama guanicoe*) que se desplazaban por estas zonas naturalmente y debido al tránsito de pueblos nómades junto a sus camélidos (Holmgren, 2002; Torres-Mura *et al.*, 2008). Para este periodo, el algarrobo habría sido mucho más abundante, formando bosques densos pero aislados, no equiparándose a otras especies dominadoras del paisaje como el litre (*Lithraea caustica*) o el quillay (*Quillaja saponaria*), pero sí a otras especies que, conservan bosquetes densos o zonas donde son muy abundantes, como el peumo (*Cryptocarya alba*) o el roble de Santiago (*Nothofagus obliqua* var. *macrocarpa*) (Looser, 1962).

Los bosques y matorrales de esta especie habrían comenzado a reemplazar la vegetación esclerófila en tiempos precolombinos, aunque muy incipientemente, por sus ventajas adaptativas ante condiciones de sequedad. De esta manera, durante este periodo los bosques-matorrales de espinillo fueron escasos en un principio, siendo el paisaje dominado por un matorral esclerófilo semi-continuo, con formaciones de

algarrobo e, incipientemente, de espinos en claros y llanos (Holmgren, 2002; Figura 73). Esta situación se mantuvo hasta el siglo XVI, siendo los procesos naturales los principales modeladores del paisaje.

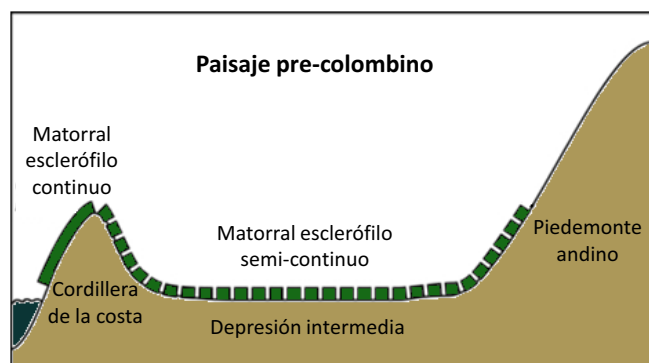


Figura 73. Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile, durante los siglos X a XVI. Fuente: Modificado a partir de Holmgren (2002) y otras fuentes descritas en los apartados anteriores.

6.2 IMPERIO ESPAÑOL Y LOS INICIOS DE LA REPÚBLICA DE CHILE (SIGLOS XVI-XIX)

La primera mitad del siglo XVI arribó la primera expedición castellana a cargo de Diego de Almagro, cohabitando no-pacíficamente el imperio incaico y el español. Luego, Pedro de Valdivia funda Santiago en 1541 en el actual centro cívico de la ciudad, contando ya hacia la primera mitad del siglo con suburbios (De Ramón, 1992).



Figura 74. Pedro de Valdivia fundando la ciudad de Santiago del Nuevo Extremo. Pintura de Pedro Lira (1889). Fuente: http://es.wikipedia.org/wiki/Santiago_de_Chile

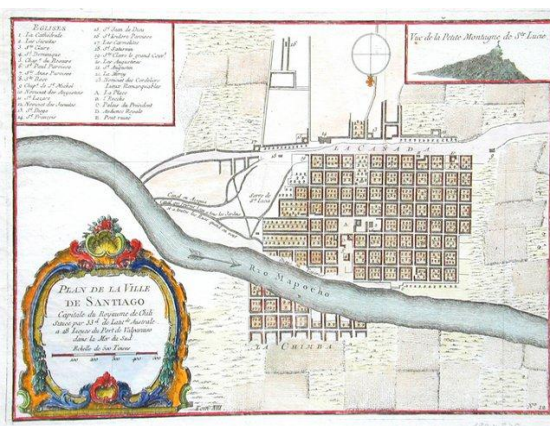


Figura 75. Plano de la ciudad de Santiago del siglo XVIII. En la viñeta dice: Plan de la Ville de Santiago Capitale du Royaume de Chili. Située par 33d. de Latit de Australe a 28 Lieues du Port de Valparaiso dans la Mer du Sud. Fuente: http://es.wikipedia.org/wiki/Santiago_de_Chile



Figura 76. **Visión imaginaria de Santiago en la primera mitad del siglo XVII según Alonso de Ovalle.** Se observan la cúpula de la Iglesia de la Compañía, la torre de San Francisco en la Alameda y los portales de la Plaza mayor. Fuente: De Ramón (1992)

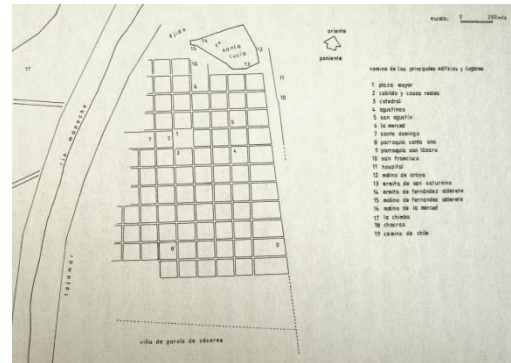


Figura 77. **Santiago 1550-1590.** Destaca el reducido damero limitado por el río Mapocho (Norte, a la izquierda), la actual Alameda (Sur), el Cerro Santa Lucía (Este) y la Viña de García de Cáceres (Oeste). Fuente: De Ramón (1992)

A partir de este siglo (XVI) el paisaje comienza a sufrir grandes alteraciones, debido tanto al afán de “culturizar la tierra” de los colonizadores, como al resultado de su constante lucha con los indígenas, provocando incendios, realizando desmonte y carboneo. Con el paso del tiempo, ya en la República, estas actividades se mantuvieron, acrecentándose el tránsito del ganado en los lugares con mayor grado de naturalidad, usándolas para pastoreo durante las veranadas, las cuales eran muy frecuentes y programadas, tal como consta en Stehberg & Rubio (1981). Fiel a la tradición española, Pedro de Valdivia, al fundar Santiago del Nuevo Extremo, establece una “dehesa” para el pastoreo del ganado, ubicada en el sector actualmente conocido como La Dehesa, el que sumado a todos sus alrededores (actual sector de Las Condes y Lo Barnechea) se caracterizó, durante esta época, por la actividad agropecuaria en primer lugar y minera en menor magnitud.

Consecuentemente con el cambio en el paisaje, comienzan a manifestarse problemas ambientales en las décadas venideras. Así, existen registros de contaminación del aire provocada por el humo y el polvo en suspensión desde la segunda mitad del siglo XVIII, habiendo una reacción registrada en 1813, cuando el cabildo denunció que la atmósfera alrededor de la ciudad estaba “cargada de un humo espeso y caliente, causando una notable variación en el temperamento”, acordándose la prohibición de quemas en los campos inmediatos a la ciudad (De Ramón, 1992). La deforestación de la cuenca de Santiago ocasionada por los hombres, desde la llegada de los españoles, llega a un punto crítico a fines del siglo XVIII. En 1789, Gómez de Vidaurre (Historiador del Reino de Chile) señaló que la provincia de Santiago se localizaba “en un distrito casi todo llano y muy escaso de árboles porque sus pobladores habían arrasado los bosques” (De Ramón, 1992). En 1783, la autoridad urbana quiso recolectar “6000 estacas de espinos y otros maderos de duración” para reforzar la caja del río Mapocho, lo que no fue posible ya que ni en el recinto de la capital ni en las provincias vecinas “habían siquiera 500 maderos”, esto dado que los bosques estaban muy reducidos por la explotación que duraba ya dos siglos y medio (desde mediados del siglo XVI; De Ramón, 1992). Conjuntamente con esta gran deforestación, se reportaron, a fines del siglo XVIII grandes sequías, tras lo cual fuertes precipitaciones provocaron desastres tras las crecidas del río Mapocho.

La vegetación, por tanto, de los sectores no urbanizados se encontraba severamente impactada, habiendo disminuido drásticamente los bosques de algarrobo (*Prosopis chilensis*) y de especies esclerófilas, aumentando así las praderas abiertas (poco densas en vegetación arbustiva y arbórea). El espino habría alcanzado una mayor distribución y representación en el paisaje por su favorable capacidad de responder a las alteraciones, aumentando su tasa de germinación frente a incendios y ante la herbivoría tras el paso por el tracto digestivo del ganado (Holmgren, 2002; Figura 78). Esta ventaja comparativa, en relación a la flora nativa, sería la causa de su amplia dominancia en la actualidad.

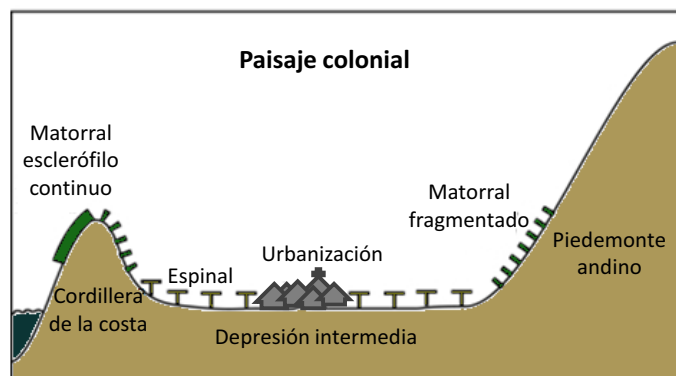


Figura 78. Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile, durante los siglos XVI a XIX. Fuente: Elaboración propia a partir de Holmgren (2002) y otras fuentes descritas anteriormente.

El carácter semi-árido de Santiago dificulta la mantención de especies arbóreas exóticas (Pérez de Arce, 2004), por lo que éstas probablemente no eran muy numerosas en las avenidas y calzadas de la época. Sin embargo, los ejemplares entonces existentes eran regados de manera abundante por canales y acequias durante los ocho meses ausentes de lluvia, posibilitando la creación de numerosos sectores arbolados (Hoffmann, 1998). Estas nuevas arborizaciones, se componen principalmente de especies exóticas, introduciéndose especies como el álamo (*Populus nigra*) en el año 1810, expandiéndose con gran vigor en la ciudad y en Chile (Serra *et al.*, 2002). Tomando como referencia el Cerro Santa Lucía, las fotos de la época (1874) no muestran un arbolado abundante en las calles Santiago (Figura 79 y Figura 80). Los árboles originarios del valle central y otros plantados (en especial frutales) se habrían concentrado al interior de las casas. Otras áreas forestadas fueron la ribera del río Mapocho, avenidas importantes como la "Alameda de las delicias" (Figura 81), en que reinaban especies exóticas (Hoffman, 1998), la Quinta Normal y el cerro Santa Lucía (Figura 82).



Figura 79. **Vista del Santa Lucía desde el nor-poniente**, 1874. Fuente: Duarte (2003)



Figura 80. **Vista del Santa Lucía desde el sur-poniente**, 1874. Fuente: Duarte (2003)



Figura 81. **Alameda de las delicias**, 1862. Tomada desde la torre de la Iglesia de San Francisco, se puede observar en la parte superior derecha, el edificio de La Moneda, actual palacio de gobierno, con una alta y delgada chimenea. Fuente: <http://www.mav.cl/foto/patrimonio-foto/fotografias-antiguas-de-santiago/album-fotos-antiguas-santiago.html>



Figura 82. **Vista del cerro Santa Lucía desde el poniente**, 1890, tomada a escasas cuadras (esquina calles Moneda y Miraflores), recientemente rediseñado y forestado. Fuente: <http://www.mav.cl/foto/patrimonio-foto/fotografias-antiguas-de-santiago/album-fotos-antiguas-santiago.html>

De acuerdo a Schteingart & Torres (1973), a fines del siglo XIX se desarrolló la primera gran metropolización de Santiago, impulsado por el desplazamiento de grupos de la oligarquía hacia el sector sur-poniente de la ciudad, a barrios que reflejaban la “*belle époque*” europea, potenciado por el actual Palacio Cousiño (ex-residencia de la viuda de Luis Cousiño), el entonces Parque Cousiño (actual Parque O’Higgins), en que se plantaron unos 60.000 árboles (Hoffmann, 1998) y el Club Hípico (De Ramón, 1992).

La metropolización se complementa, contemporáneamente, con pequeños flujos hacia el sector nor-oriente de la ciudad que más tarde se convirtieron en movimientos mayores, involucrándose además, los grupos pertenecientes a la nueva burguesía conformada por extranjeros que invierten en la minería del salitre, el carbón y en industrias no extractivas desde la segunda mitad del siglo XIX. En tanto, los grupos medios y bajos rodeaban el centro de la ciudad (Schteingart & Torres, 1973).

De esta manera, a fines del siglo XIX la ciudad se encontraba expandida, aunque poco habitada, hacia la actual Providencia (oriente), estaba desarrollada al norte y al sur de la Alameda, había generado un desarrollo urbano al norte del río Mapocho y; tras la compra de la Quinta Normal, cuidadosamente arbolada con una gran diversidad

consolidó el uso de especies introducidas como el álamo (*Populus nigra*), el plátano oriental (*Platanus orientalis*), el arce (*Acer negundo*), el ciruelo (*Prunus ceracifera*) y la acacia de flor blanca (*Robinia pseudoacacia*), entre otras razones por su rápido crecimiento.

A nivel político-administrativo se promulgó la Ley de Organización y Atribuciones de las Municipalidades que impulsó el desarrollo de nuevos territorios de la ciudad, creándose las comunas, lo que desencadenó una descentralización y un crecimiento urbano hacia las nuevas comunas.

Siguiendo a Schteingart & Torres (1973), el segundo gran periodo de metropolización de Santiago se dio entre los años 1920 y 1940, aumentando las migraciones hacia Santiago e intensificándose luego de la crisis de 1930, con tasas de crecimiento anual en torno al 3%. En tanto, el radio urbano alcanzaba ya 3.000 hectáreas, habiéndose duplicado entre 1872 y 1915 (De Ramón, 1992). Desde 1930 la ciudad comienza un periodo de gran expansión, desarrollándose la zona suburbana impulsada y modelada por la renovación del transporte urbano y los cambios en el tipo de vehículos en los que se transitaba (Schteingart & Torres, 1973; De Ramón, 1992). La expansión de la ciudad se desarrolló entonces, a expensas de paisajes rurales, y el rápido crecimiento de Santiago hizo que este crecimiento fuera hacia la periferia (Ducci, 1998).

Específicamente, durante la primera mitad del siglo XX Santiago creció hacia las actuales comunas de Quinta Normal y Pudahuel por el occidente; San Miguel, La Cisterna y las nuevas comunas nacidas en 1980 hacia el sur; y Ñuñoa, Providencia y Las Condes hacia el oriente (De Ramón, 1992). Hacia el sector oriente de la metrópoli se siguieron localizando los estratos de ingresos altos y medio-altos, mientras los grupos medios tendieron a ocupar sectores alargados que emergen del centro principal hacia el norte y sur, en forma de cuña. En la periferia se multiplicaron los tugurios y las poblaciones marginales, donde se localizaron los grupos desocupados y sub-ocupados de migrantes o sectores pobres (Schteingart & Torres, 1973). La segregación social se tornó severa, existiendo según Benjamín Vicuña Mackenna “el Santiago propio, la ciudad ilustrada, opulenta y cristiana” y la ciudad de los arrabales “una inmensa cloaca de infección y vicio, de crimen y de peste, un verdadero potrero de la muerte”. La clase media en expansión se localizó en las nuevas comunas de Ñuñoa y Providencia, desde los barrios antiguos (De Ramón, 1992).

Por otra parte, durante la primera mitad del siglo XX, el centro de la ciudad se revitaliza como núcleo, creándose además sub-centros comerciales relativamente equidistantes en todas las direcciones. Un sub-centro adicional en el sector oriente presenta un desdoblamiento importante, desarrollándose el comercio de lujo, ofreciendo servicios especializados y formas de esparcimiento de élite, que se diferencian y contrastan con las actividades del centro principal (Schteingart & Torres, 1973).

Durante la segunda mitad del siglo XX y principios del siglo XXI, la ciudad se ha expandido con gran vigor y en todas las direcciones (Figura 84 superior). Como respuesta a este crecimiento, el instrumento de planificación *ad-hoc* ha ido ampliando progresivamente el límite urbano de la ciudad (Figura 84 inferior).

De acuerdo a Sabatini (2000), a partir de 1974 se desplegaron una serie de medidas gubernamentales dirigidas a liberar el mercado urbano (de suelos a urbanizar), siendo una de las acciones la eliminación tácita, en 1979, del concepto de límite urbano, demarcando en Santiago tres tipos de áreas: 1- área urbanizada, 2- áreas de expansión urbana y 3- áreas restringidas al crecimiento urbano debido a consideraciones ambientales.

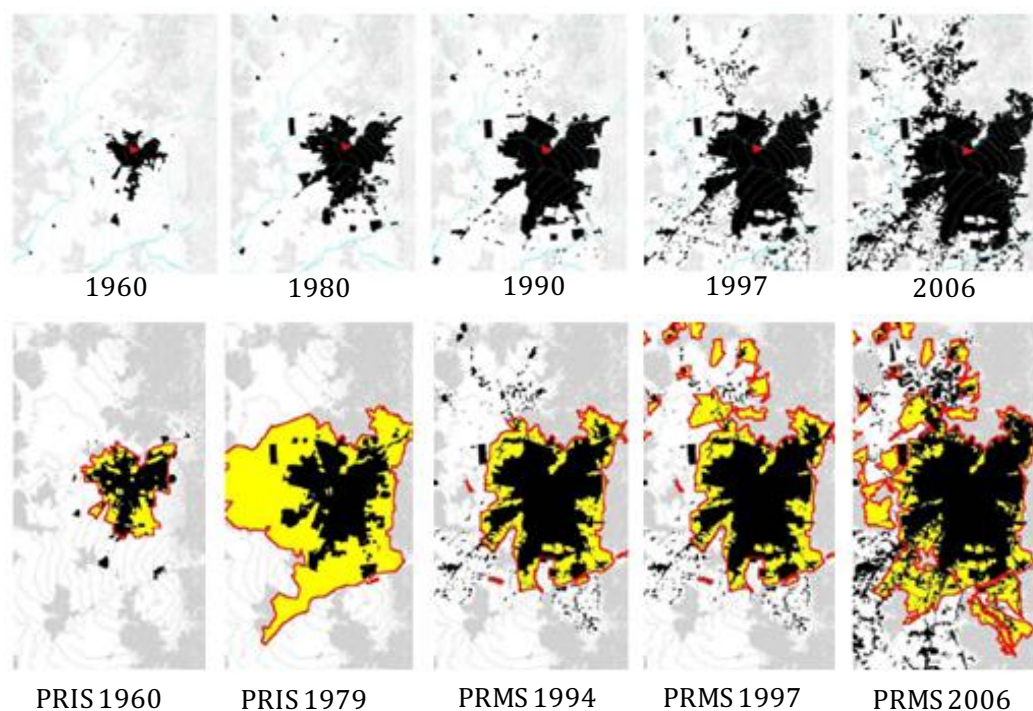


Figura 84 **Evolución del crecimiento urbano (espacial) de Santiago.** Se observa que la ciudad se ha expandido en todas las direcciones, aumentando la dispersión en la última década, en las figuras inferiores se muestra la relación de este crecimiento con el Plan Regulador respectivo de los años 1960, 1979, 1994, 1997 y 2006. Fuente: Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008a.

Este rápido crecimiento espacial de la ciudad se explica por el crecimiento demográfico de Santiago que ha sido de tipo exponencial, siendo absorbido a través de una expansión urbana que también ha sido exponencial (Figura 85).

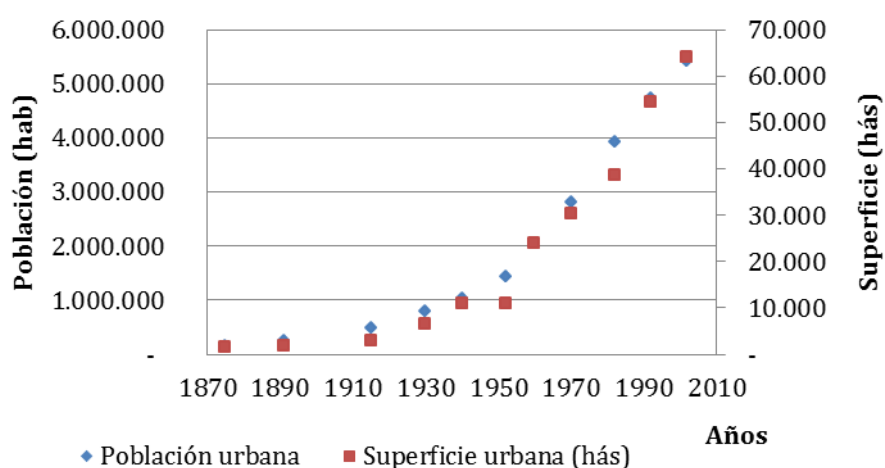


Figura 85. **Crecimiento urbano (demográfico y en superficie) de Santiago.** A la izquierda: crecimiento poblacional de Santiago; a la derecha: crecimiento espacial de Santiago. Fuente: Modificado a partir de Vidal (2002).

Las comunas periféricas han absorbido esta expansión creciendo a un ritmo anual de 4,3% versus el 0,3% anual de crecimiento de las comunas centrales (Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008a), manteniéndose la densidad urbana en los últimos años (Figura 86).

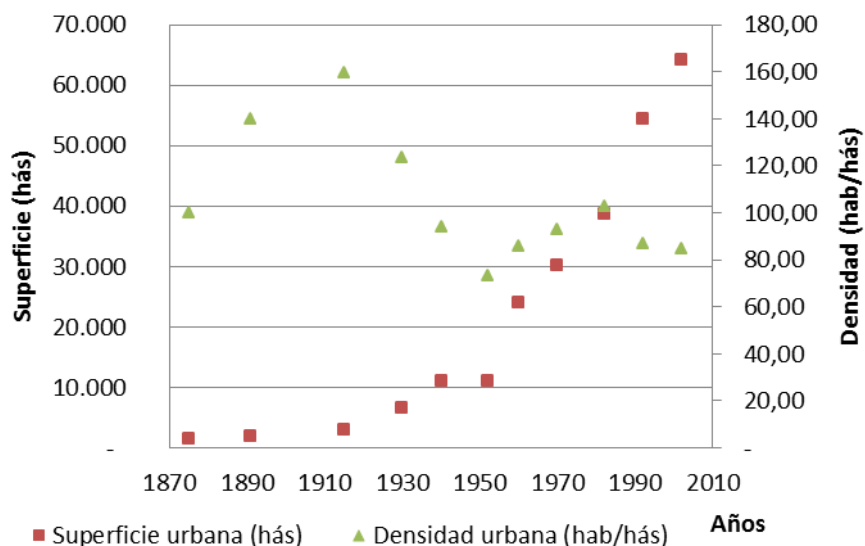


Figura 86. **Evolución del suelo ocupado y la densidad de la población.** El gráfico muestra cómo la densidad habitacional se ha mantenido mientras que la superficie ocupada ha aumentado. Fuente: Modificado a partir de Vidal (2002).

Entre los años 1991 y 2000 la “mancha urbana” de Santiago tuvo un crecimiento de 12.049 hectáreas de acuerdo al análisis realizado por Ducci (2002) a partir de imágenes Landsat-TM. El 40% de este crecimiento corresponde a áreas de usos residenciales, siendo altamente predominantes en las comunas del sector oriente de la ciudad. En tanto, el crecimiento industrial se ha focalizado hacia el poniente de la ciudad (Figura 87).

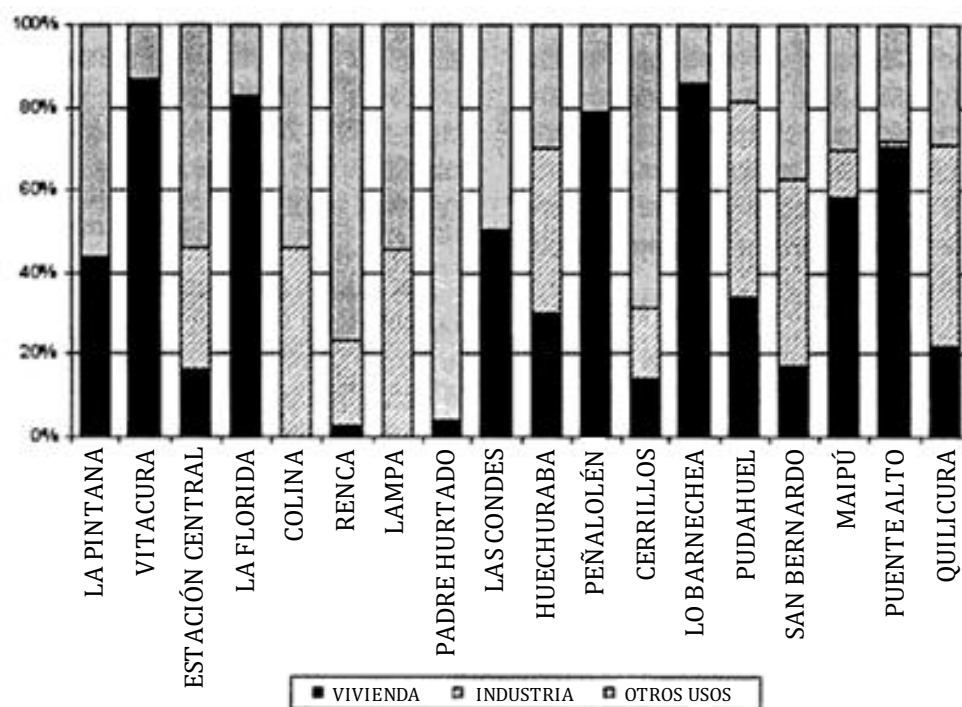


Figura 87. **Distribución de los usos del suelo de Santiago por comuna.** Este gráfico construido a partir del área de expansión urbana en el periodo 1991-2000 muestra la realidad de las comunas del sector oriente de la ciudad (Vitacura, La Florida, Las Condes, Peñalolén, Puente Alto), sin presencia de industrias (entramado) versus lo que sucede en las otras comunas. Fuente: Ducci (2002).

Este crecimiento ha estado también fuertemente segregado socio-económicamente durante los últimos 30 años. En la Figura 88 se muestra la expansión de urbanizaciones de distinta densidad (baja y alta). Se indican las áreas de nuevas urbanizaciones de baja densidad, típicas de estratos socioeconómicos altos y medio altos, concentrándose en el sector oriente, y se muestran las urbanizaciones de alta densidad, propias de estratos socioeconómicos medio-bajos y bajos, ubicados en la zona poniente y sur-poniente (Romero, 2007). De acuerdo a Ducci (2002), la ocupación del sector oriente de la ciudad se desarrolla a expensas de la precordillera en las comunas de Las Condes, Lo Barnechea, La Reina y norte de Peñalolén, mientras existe una incipiente ocupación de los cajones cordilleranos del extremo nor-oriental en Lo Barnechea y La Dehesa. En cambio, la ocupación de la precordillera en las comunas localizadas al sur-oriental (La Florida y Puente Alto) era todavía reducida. En la última década la urbanización de estas comunas ha aumentado en gran manera.

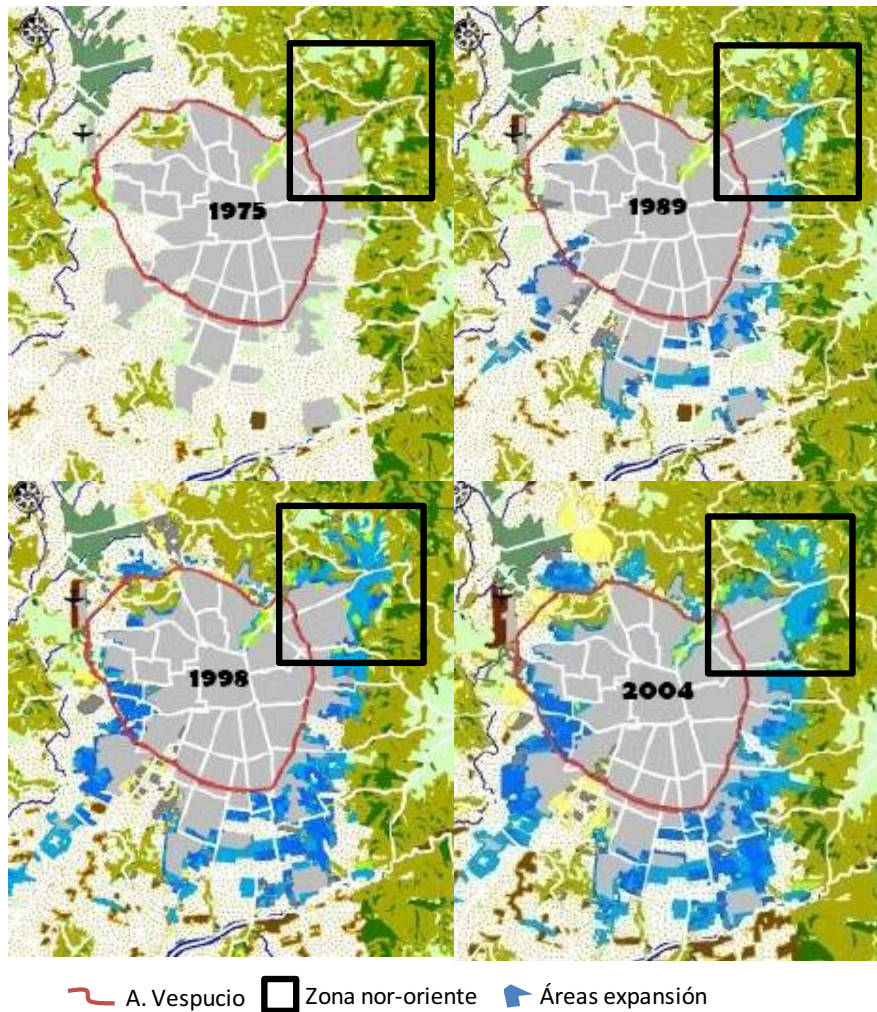


Figura 88. **Expansión del casco urbano del Gran Santiago.** Las figuras muestran en distintos tonos azul las zonas sobre las que se ha expandido la ciudad entre los años 1975 y 2004, destacándose la expansión hacia la zona oriente. Se indican en azul claro las urbanizaciones de baja densidad, y en azul oscuro las urbanizaciones de alta densidad. Fuente: Romero (2007).

Otra evidencia de esta segregación es que las áreas verdes con mantenimiento permanente se concentran en pocas comunas, del denominado “cono” de estratos sociales altos y medio-altos de la zona oriente de Santiago (Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008a). Según Hernández (2008), actualmente las cinco comunas con mayor cobertura arbórea (superior al 30%) son Vitacura, La Reina, las Condes, Lo Barnechea y Providencia (Figura 89). Asimismo, en general, las comunas de nivel socioeconómico alto presentan una mayor biodiversidad (28,05 especies/hectárea), *versus* las comunas de nivel socioeconómico medio (17,93 especies/hectárea) y de nivel socioeconómico bajo (15,83 especies/hectáreas).

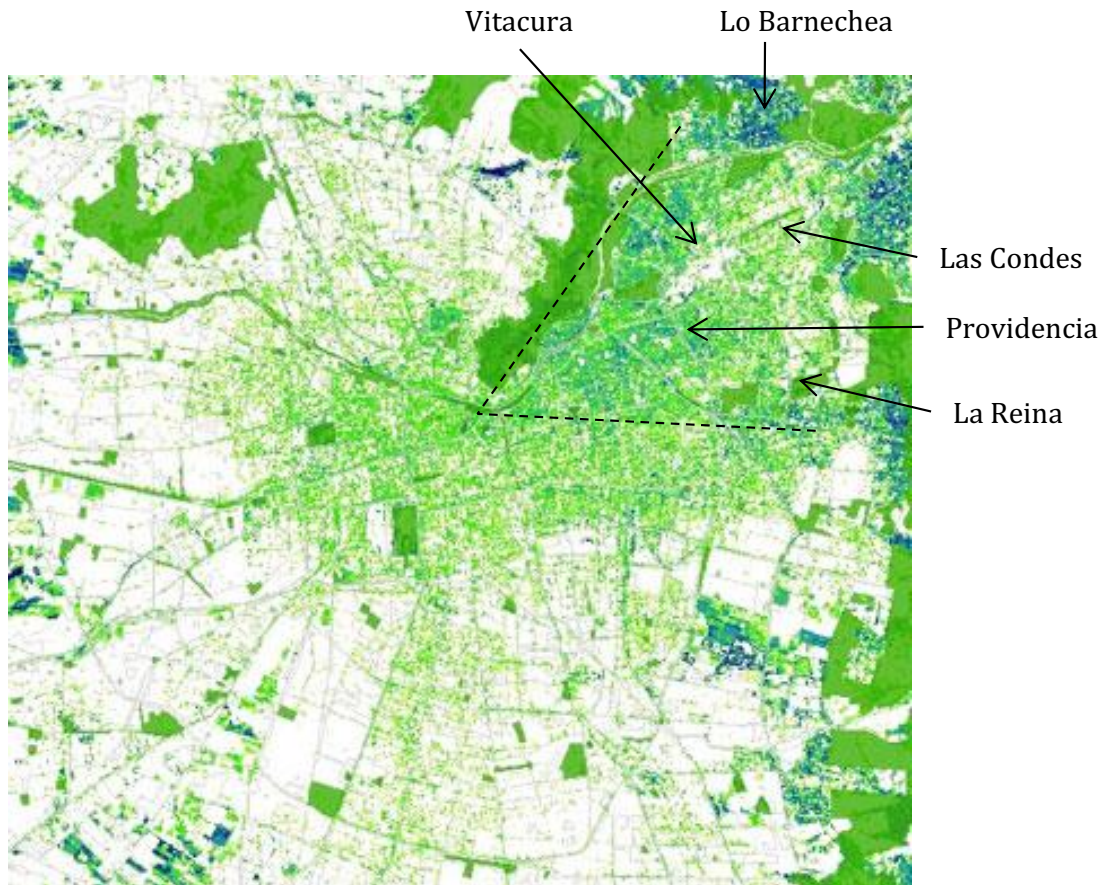


Figura 89. **Porcentaje de recubrimiento arbóreo a partir del procesamiento de imagen Landsat TM 2001.** Los tonos oscuros indican mayor cobertura y los tonos claros, menor cobertura. Se indican a modo de referencia la ubicación de las cinco comunas con mayor cobertura arbórea. Se indica el cono de estratos sociales altos y medio-altos. Fuente: Modificado a partir de Hernández (2008).

El paisaje actual en las áreas no urbanizadas aun, presenta una vegetación severamente impactada, o bien en etapas tempranas de sucesión, generalmente representado por praderas abandonadas, espinales o matorrales esclerófilos y xerofíticos primarios (Figura 91). De acuerdo a Fuentes *et al.* (1984), en el piedemonte andino los paisajes dominados por espino (*Acacia caven*) avanzaron hacia el oriente, como efecto de desplazamiento altitudinal de la frontera pecuaria, siendo un indicador de que en esas zonas se removió la vegetación original y posteriormente se realizó pastoreo. Lo mismo sucede con el avance de los manchones de quilo (*Muehlenbeckia hastulata*) y romerillo (varias especies del género *Baccharis sp.*), especies pioneras indicadoras de desmonte con fines agrícolas, sin o con poco pastoreo posterior. En el otro sentido, se observó un retroceso de los paisajes dominados por quillay (*Quillaja saponaria*) y litre (*Lithraea caustica*), especies objeto de extracción para fabricación de carbón, leña y como fuente de saponinas (quillay).

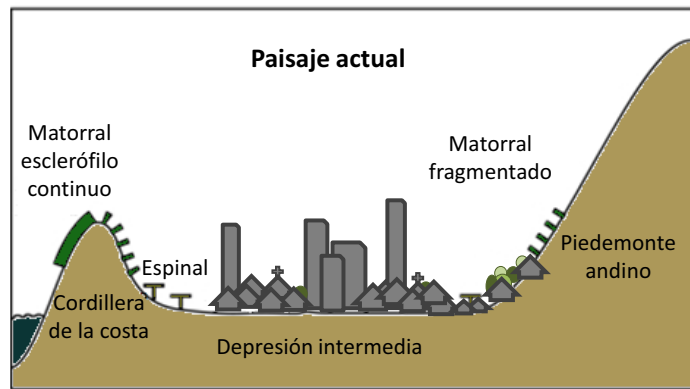


Figura 90. **Esquema del paisaje de la cuenca del Río Maipo, zona central de Chile durante el siglo XX.** Fuente: Elaboración propia a partir de Holmgren (2002) y otras fuentes descritas en los apartados anteriores.

Se mantienen algunos sectores con vegetación nativa en las montañas y en las quebradas, especialmente en la precordillera andina, debido a las restricciones legales (protección de cauces y del piedemonte sobre 1000 m.s.n.m.), mostrando algunos de estos sectores signos de una recuperación en el mediano plazo. Ejemplos de estas áreas, que presentan un mejor estado de conservación tras su recuperación natural, son la Reserva Nacional Río Clarillo (Figura 92), el piedemonte ubicado entre las comunas de Peñalolén y La Reina, destacando la existencia de parques dedicados a la educación ambiental como el Parque Natural Aguas de Ramón de la empresa sanitaria Aguas Andinas, el Parque Mahuida de la I. Municipalidad de La Reina (Figura 93) y el Centro Cantalao Precordillera de la Fundación Defensores del Bosque Chileno (Figura 94), entre otros. Estos escasos remanentes de bosques y matorrales nativos, que conformaban el paisaje característico del valle de Santiago hasta la llegada de los españoles, representan el refugio de la flora y la fauna de la Cuenca de Santiago, sirviendo las quebradas como corredores biológicos de estas especies (Romero & Vásquez, 2005).

Las praderas abandonadas, o bien, que se han recuperado naturalmente presentan una cantidad importante de especies introducidas y escaso rebrote de especies arbustivas y/o arbóreas nativas (Figura 95). Las especies pioneras y colonizadoras que han sido exitosas en la zona central presentan condiciones morfofisiológicas que favorecen su establecimiento (Puelles & Villaseñor, 2008). Muchas de estas especies son alóctonas (exóticas o introducidas) y pueden llegar a volverse invasoras, no volviendo el ecosistema a su estado anterior, conformando un nuevo estado ecosistémico estable (Holmgren, 2002). Estas especies han invadido espacios, en especial en ambientes húmedos y en parches abiertos sin vegetación leñosa. Algunos han alcanzado a presentar regeneración natural, incluso en áreas lejanas de las cuales fueron inicialmente plantados (Becerra, 2006). En un análisis vegetacional de una microcuenca de la precordillera de los Andes cercana a la ciudad, se encontraron las siguientes especies arbóreas en condición de invasoras: acacia francesa (*Acacia dealbata*), eucalipto blanco (*Eucalyptus globulus*), eucalipto rojo (*E. camaldulensis*), olmo común (*Ulmus minor*), álamo (*Populus nigra*), entre otras (Becerra, 2006). Asimismo, se ha reportado que la presencia de la ciudad favorece la presencia de especies introducidas en las áreas naturales aledañas (específicamente en el piedemonte andino), generando un gradiente de perturbación, decreciendo al alejarse de la ciudad (Moreira, 2007).

Los bosques de Algarrobo ya no existen, encontrándose sólo escasos ejemplares aislados. El espino (*Acacia caven*) domina los sectores planos junto a una densa cubierta de hierbas exóticas (Figura 96), dado que como se señaló presentó ventajas adaptativas muy superiores al algarrobo, respondiendo de buena forma a distintos tipos de intervenciones, expandiendo su distribución en gran parte de la zona central (Torres-Mura *et al.*, 2008). Holmgren (2002), señala que la alteración de la estructura y composición de la comunidad de plantas nativas, desde bosque-matorral esclerófilo y de algarrobos a espinales, puede haber tenido consecuencias importantes sobre servicios ecosistémicos como el ciclado de nutrientes y carbono, así como también sobre el clima local, incrementándose las temperaturas, reduciéndose la humedad, disminuyéndose la disponibilidad de agua (por más escorrentía y menos infiltración), reduciéndose la formación de nubes y, por tanto, de las precipitaciones.

Holmgren (2002) señala que la evolución natural del paisaje hacia bosques y matorrales esclerófilos es imposible, por representar el espinal un estado ecosistémico irreversible, por la falta de semillas nativas y su baja tasa de sobrevivencia debido al estrés hídrico, que tampoco favorece su crecimiento, así como también la herbivoría. Pese a que en años con manifestación del Fenómeno del Niño (ENSO), el problema del estrés hídrico estaría resuelto, el pastoreo por parte de especies exóticas, como por ejemplo el conejo europeo o la libre, impide el éxito en la germinación y crecimiento de plantas nativas.

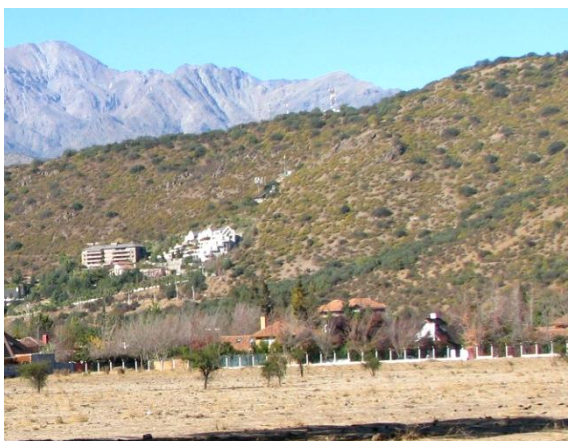


Figura 91. **Actual paisaje en Lo Barnechea.** Se observa una ladera vegetada con especies arbustivas pioneras, dos conjuntos habitacionales en medio de ellas, casas y una pradera altamente degradada compuesta por hierbas exóticas. Fuente: Elaboración propia

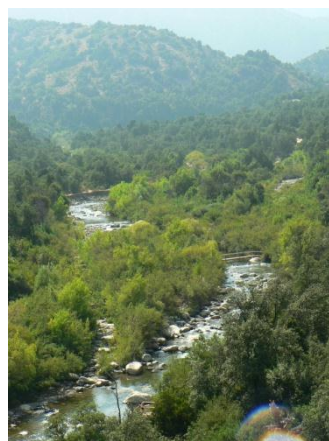


Figura 92. **Reserva Nacional Rio Clarillo.** Fuente: <http://www.flickr.com/photos/87908840@N00/145897826/>



Figura 93. **Parque Mahuida.** Vista desde las alturas hacia la ciudad. Se observa el matorral propio de primeras etapas sucesionales. Este parque ha sido objeto de reforestación. Foto: Francisco de la Barrera, 2009



Figura 94. **Centro Cantalao Precordillera.** Vista hacia la cordillera de los Andes. Se observa el denso matorral esclerófilo y su cambio a medida que se asciende. Foto: Cristian Villalobos-Reyes, 2009.



Figura 95. **Actual paisaje de pradera y matorral bajo del sector nor-oriente.** Quebrada de San Ramón. Foto: José Miguel Trujillo, 2009



Figura 96. **Espinal en Lo Barnechea.** De fondo se observa la Cordillera de los Andes. Foto: Francisco de la Barrera, 2009

El piedemonte andino de Santiago ha sido objeto de urbanización, siendo ampliamente invasivo en algunas de las cuencas que conforman la gran cuenca del Maipo. Romero & Vásquez (2005) estudiaron la evolución de este fenómeno sobre las cuencas que se indican en la Figura 97, evidenciando que en la cuenca de Macul-San Ramón casi el 40% de su superficie ha sido urbanizada, impactando negativamente en el control natural de las aguas lluvias (aumentando la escorrentía superficial y disminuyendo su infiltración), lo que junto a la disminución de su cobertura vegetal (o biomasa) incrementa el riesgo de aluviones. Pirque ha conservado sus características, mientras que Chicureo inicia su transformación desde sectores de cultivo a residenciales. La cuenca Arrayán - Las Gualtatas se encuentra en un estado intermedio de urbanización, incrementando en un 300% su biomasa vegetal, entre 1998 y 2003, pero disminuyendo en superficie, siendo sus parches vegetacionales actuales insuficientes en número y ancho, para ejercer la función de protección integral del piedemonte, siendo especialmente riesgoso por sus fuertes pendientes (Romero & Vásquez, 2005).

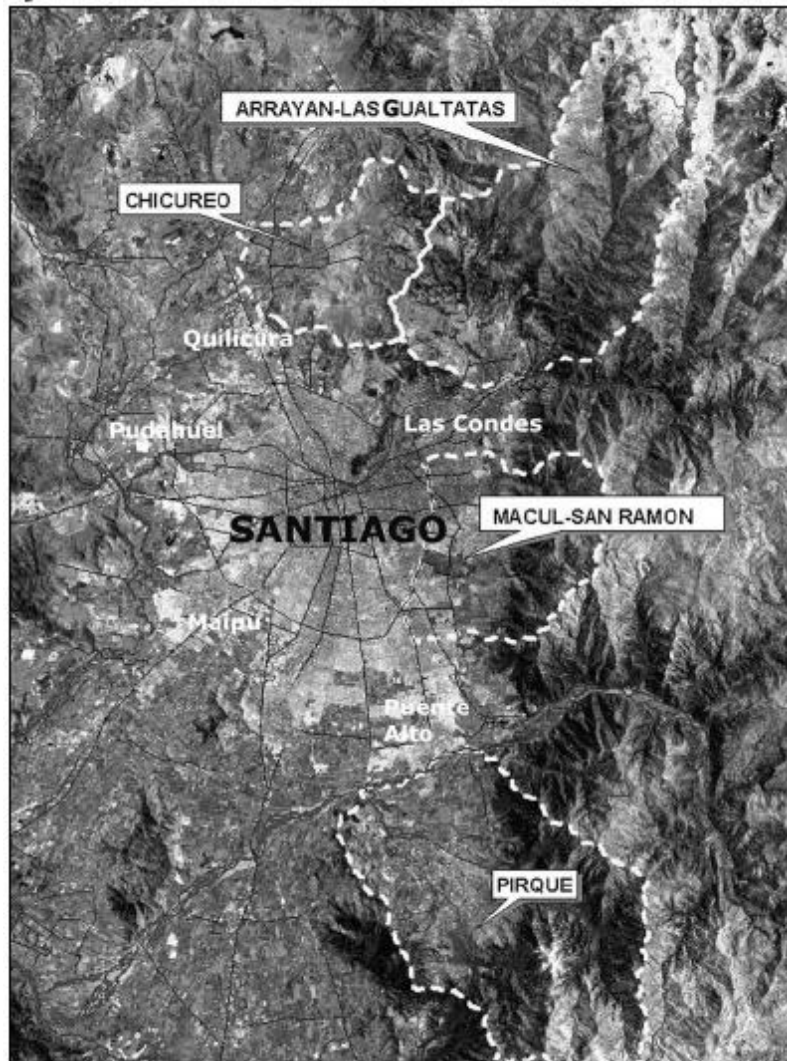


Figura 97. Cuencas del piedemonte andino seleccionadas por Romero & Vásquez (2005) para evaluar sus cambios debido a la urbanización entre los años 1989 y 2003. Fuente: Romero & Vásquez (2005)

Pavez *et al.* (2010) evaluaron la estructura del paisaje, y su cambio entre los años 1975, 1989 y 2003, en una superficie de 52620 hectáreas de la zona oriente de Santiago, incluyendo la precordillera andina (hasta 2000 m.s.n.m.) y entre los ríos Mapocho y Maipo. Las imágenes satelitales LANDSAT evidenciaron una expansión urbana acelerada en desmedro del suelo agrícola y matorrales esclerófilos naturales, siendo más intenso el cambio entre los años 1975 y 1989. Mientras, entre 1989 y 2003 el cambio habría sido menor, por las restricciones geomorfológicas y legales (exclusión de la urbanización sobre la cota 1000 m.s.n.m.).

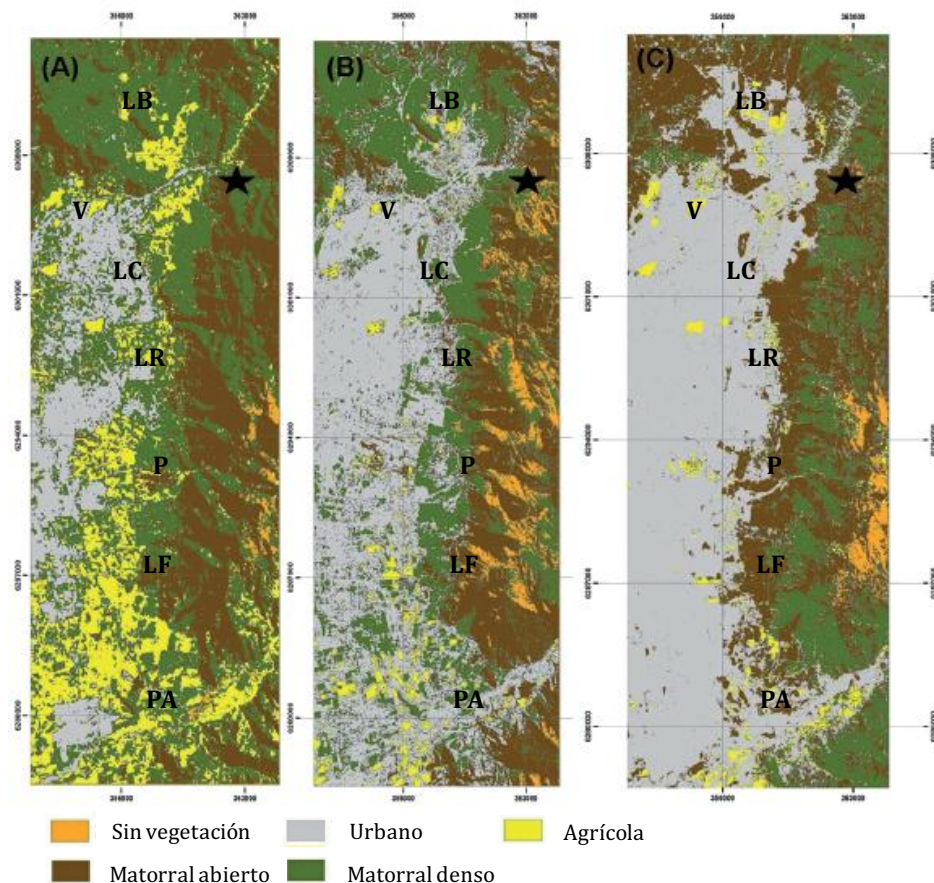


Figura 98. **Estructura del paisaje del sector oriente de Santiago y la precordillera andina entre 1975 y 2003.** A = 1975, B = 1989, C = 2003. Se indica con iniciales la localización de las comunas a modo de referencia (LB = Lo Barnechea, V = Vitacura, LC = Las Condes, LR = La Reina, P = Peñalolén, LF = La Florida y PA = Puente Alto). La estrella muestra la localización de San Carlos de Apoquindo que es donde se desarrolló el estudio de Pavez *et al.* (2010) sobre ensambles de micromamíferos y rapaces. Fuente: Pavez *et al.* (2010).

6.4 PAISAJE FUTURO

El tipo de expansión urbana descrito en las páginas anteriores se ajustaría, de acuerdo a Romero (2007), al modelo común de las ciudades latinoamericanas, agrupando actividades comerciales y estratos sociales, existiendo un incremento de las urbanizaciones para estratos sociales altos y medio-altos hacia el sector oriente (Figura 99). Existe de hecho una marcada segregación de la ciudad en términos de los ingresos de sus habitantes, siendo manifiesto cómo se concentran hacia el cono nor-oriental de la ciudad (Figura 100).

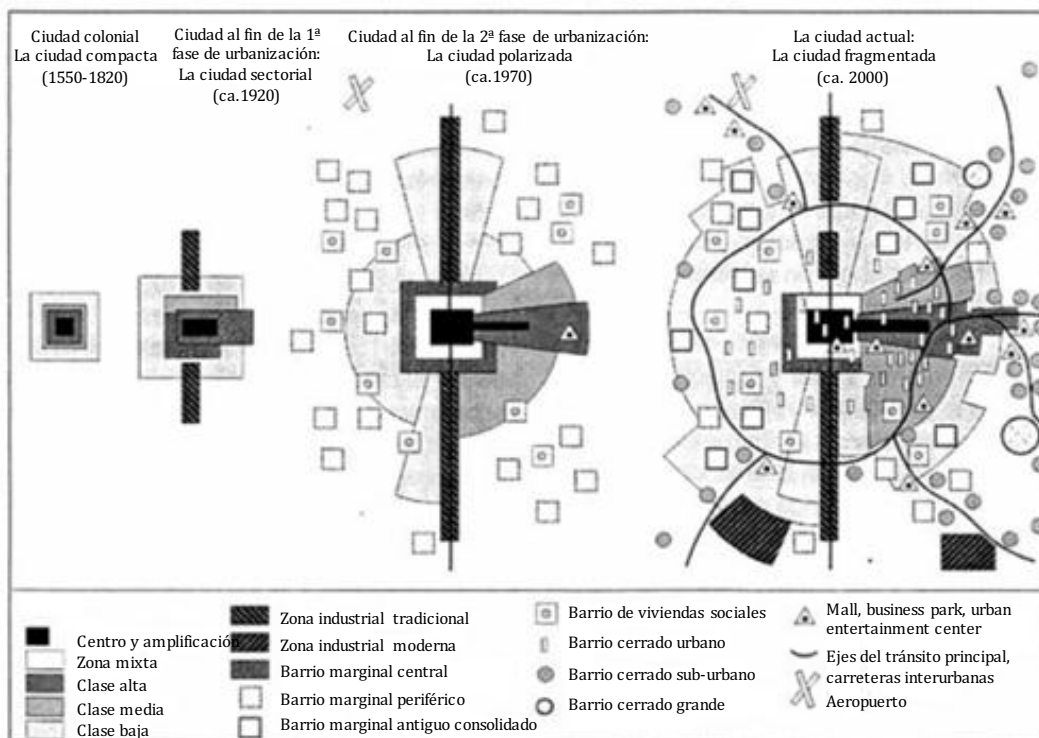


Figura 99. **El modelo del desarrollo estructural de la ciudad latinoamericana.** Destaca la fuerte segregación de la ciudad en términos de residencia de las distintas clases socioeconómicas y de las actividades económicas. Fuente: Romero (2007).

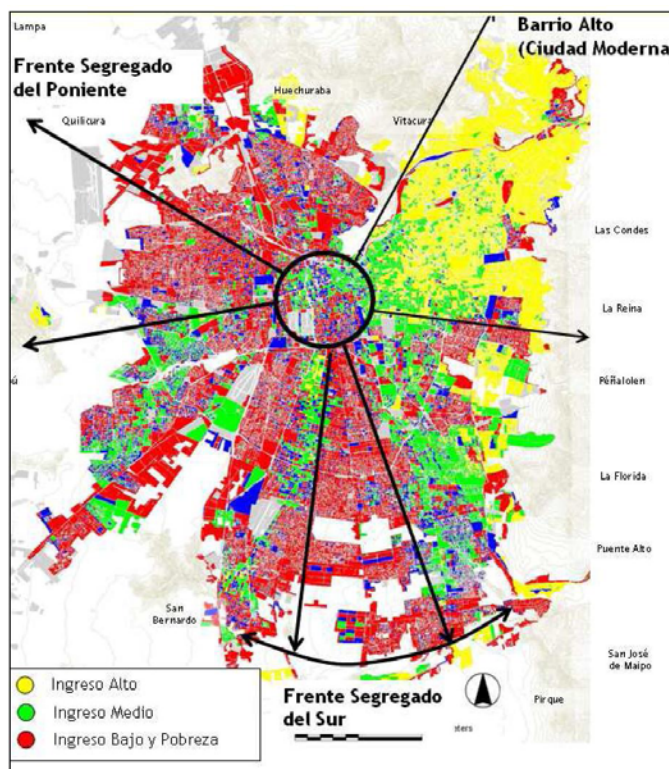


Figura 100. **Conos de segregación social de Santiago.** Fuente: Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008c)

Santiago ha mantenido una estructura monocéntrica (un centro urbano de negocios), sin embargo, evoluciona hacia un modelo policéntrico, conforme al modelo de la Figura 99, donde es especialmente relevante el desarrollo comercial del “cono” de estratos sociales medio-alto y alto (comunas de: Providencia, Las Condes, Vitacura, Lo Barnechea, La Reina, Ñuñoa y Santiago, siendo ésta última el "vértice" del cono) y, la mitad de su población trabajan o estudian en el sector centro-oriente de la ciudad (Ortiz & Escolano, 2005; Figura 89 y Figura 101).

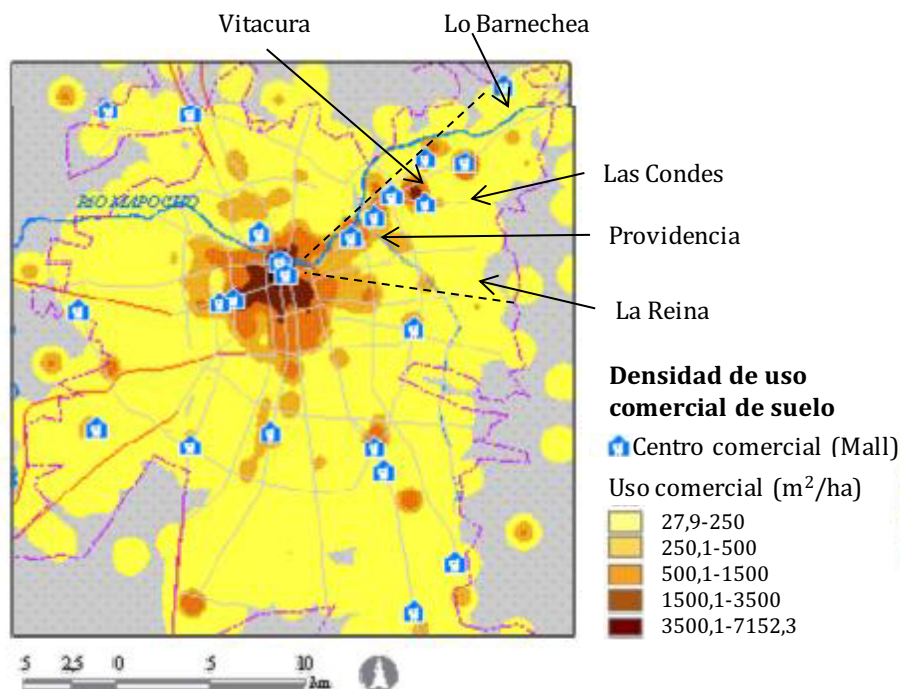


Figura 101. **Usos del suelo de Santiago destinados a actividad comercial.** Se observa un fuerte monocentrismo, sin embargo también existen otros centros en desarrollo, muchos de ellos hacia la zona nor-oriente de la ciudad. Fuente: Modificado a partir de Ortiz & Escolano, 2005.

Para el año 2030 se espera que Santiago tenga una población de 8 millones de habitantes, es decir, 1 millón y fracción más que actualmente. De acuerdo al plan regulador vigente se disponen de 6.000 hectáreas para expansión urbana, las que están dadas por la diferencia entre el área actualmente urbana y los sectores sin urbanizar dentro del límite urbano demarcado por la cota mil hacia el oriente (Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008b). Es decir, la ciudad se seguiría extendiendo hacia las áreas disponibles, continuando la tendencia de crecer hacia la periferia. En la provincia de Santiago, el sector oriente sería el único que dispone de vastas áreas para nuevos usos residenciales y en menor medida el sector sur en un gran parche, mientras, que el sector norte y poniente disponen áreas principalmente para actividades industriales o de otros tipo, siendo escasos aquellos suelos disponibles para usos residenciales. El sector nor-oriente se caracteriza por generar urbanizaciones de baja densidad y es el único sector que tiene un equilibrio entre la demanda (de suelo) y capacidad de oferta (cabida; Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008c).

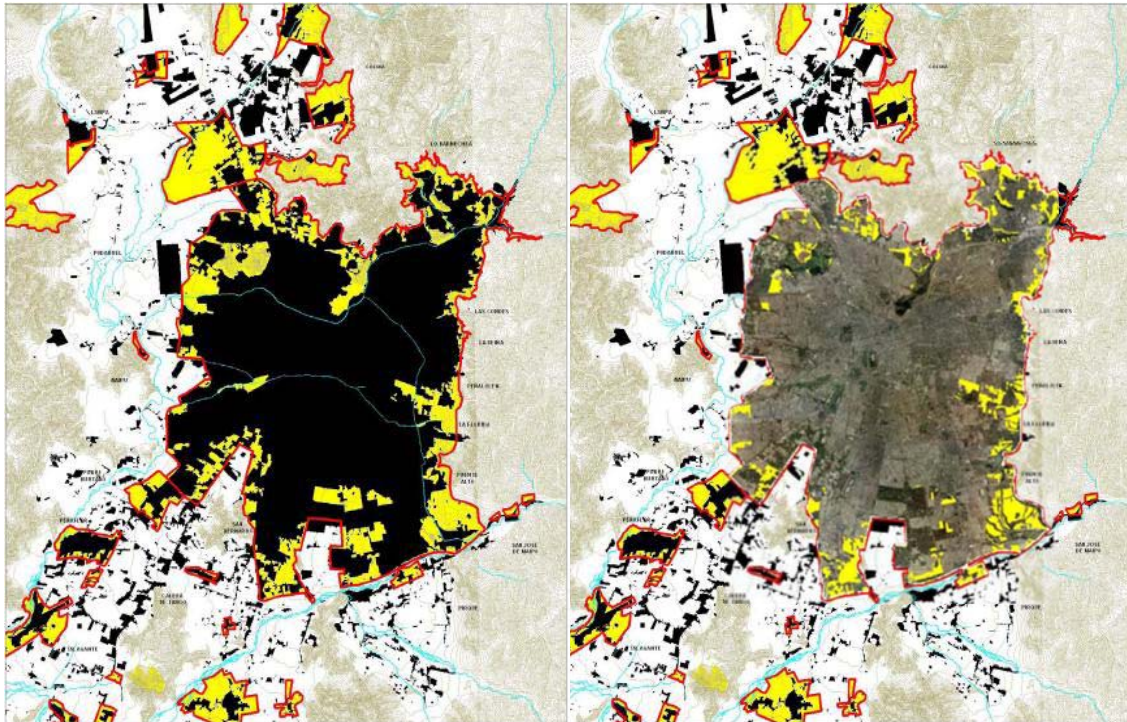


Figura 102. Áreas actualmente urbanizables de acuerdo al Plan Regulador Metropolitano de Santiago de 1994 con las modificaciones implementadas hasta el 2006. Se destacan en amarillo las áreas que están dentro del límite urbano y no han sido urbanizadas al 2006. A la izquierda se enfatiza toda el área urbanizable, mientras a la derecha distingue al interior del Gran Santiago el área que está destinada a uso residencial. Fuente: Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008b y 2008c).

A las áreas urbanizables de la provincia de Santiago deben sumarse las áreas urbanizables de otras provincias, en especial de los sectores de Lampa, Colina y Chicureo (hacia el norte), que se han convertido en una alternativa muy utilizada por quienes buscan casas amplias en sectores de baja densidad, en especial las dos últimas (Colina y Chicureo).

Como respuesta a la probable escasez de suelos urbanizables con fines residenciales se generó la nueva propuesta de Plan Regulador, que pretende incorporar 10.898 hectáreas para hacerse cargo del crecimiento proyectado para Santiago, en términos de población y necesidades de espacios para vivienda, de las cuales el 60% estaría destinado a usos residenciales. La propuesta del PRMS continúa la tradición de expandir Santiago a costa de suelos agrícolas (Gutierrez, 1985), proponiendo incorporar como áreas de expansión urbana una gran cantidad de suelos agrícolas, y otras áreas que serían reconvertidas desde una destinación industrial que no se hizo efectiva y se encuentran eriazos (Figura 103). Estas nuevas áreas se encuentran, mayoritariamente, fuera del actual límite urbano y significarán la urbanización de áreas que representaban “cuñas” de áreas verdes de la ciudad, que aunque estaban no consolidadas como áreas de esparcimiento, sino más bien usados con fines agrícolas, sin duda brindaban servicios ecosistémicos a Santiago, en especial en términos de ventilación y, por lo tanto, mejoramiento de la calidad del aire.

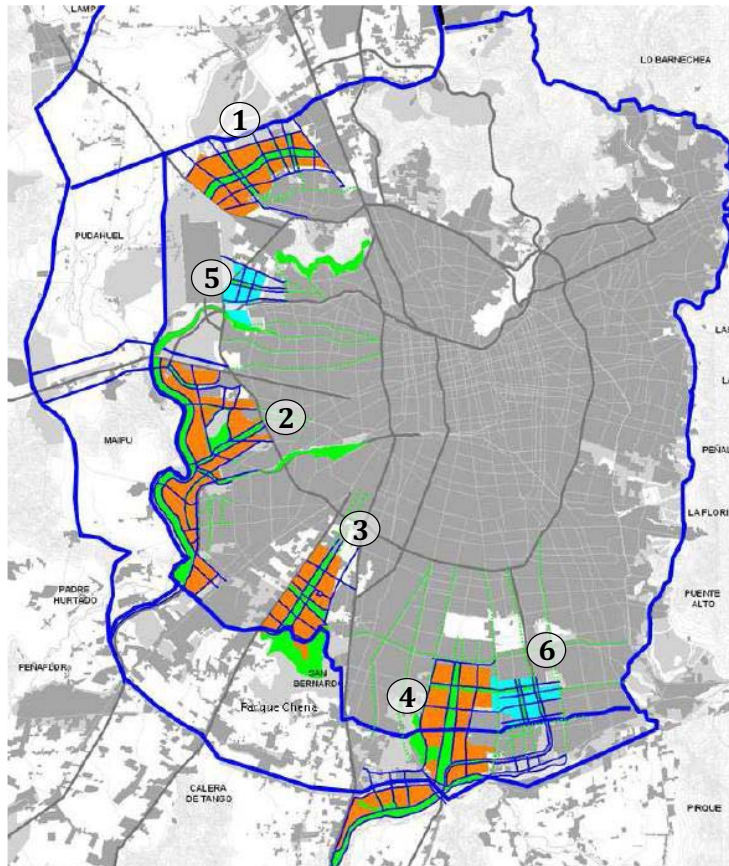


Figura 103 **Propuesta de modificación del Plan Regulador Metropolitano de Santiago 2008 (en discusión)**. Las áreas de expansión condicionadas corresponden a las zonas 1, 2, 3 y 4, mientras que las zonas de reconversión industrial a 5 y 6. Fuente: Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008c).

De esta manera, la transformación de paisajes rurales en paisajes urbanos continuará, concretamente a través de procesos de satelización, aislamiento autosuficiente y desestructuración, donde:

- Los procesos de satelización son representados por la aparición de unidades residenciales y mixtas que gravitan entorno al centro urbano del cual dependen funcionalmente y son típicos de las urbanizaciones hacia la precordillera andina (Vidal, 2002);
- Los procesos de aislamiento autosuficiente son generados por la creación de grandes proyectos urbanos que, pese a no poseer la envergadura de una ciudad, persiguen generar condiciones de auto-sustentabilidad. Éstos se representan como Zonas de Desarrollo Urbano Condicionado (ZODUC), Áreas Urbanas de Desarrollo Prioritario (AUDP) y Proyectos con Desarrollo Urbano Condicionados (PDUC), los cuales se han desarrollado principalmente hacia las comunas periféricas del norte (Hidalgo *et al.*, 2007);
- Los procesos de desestructuración son provocados por la creación de subcentros de atracción en el intento de descentralizar del centro histórico y de negocios y desconcentrar la población, y se han desarrollado preferentemente en los centros suburbanos propuestos, para distintas partes centrales de la ciudad por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago de 1994 (Hidalgo *et al.*, 2007).

De estos procesos de transformación son relevantes los dos primeros, para los propósitos de esta investigación, por cuanto implican cambios en los paisajes rurales. Mientras los procesos de satelización, propios de la precordillera se han desarrollado sobre paisajes rurales de carácter natural, dominados por praderas, matorrales y bosques; los procesos de creación de grandes proyectos urbanos (aislamiento autosuficiente) se han desarrollado sobre suelos de interés agropecuario, que anteriormente fueron de carácter natural (Gutiérrez, 1985; Hidalgo, 2008).

De las áreas disponibles y propuestas para futuras urbanizaciones, aquellas de mayor valor ecológico y que coinciden, a su vez, con aquellos sectores de la ciudad donde se construyen viviendas de mayor valor económico, son aquellas localizadas en el piedemonte andino de La Reina, Las Condes y Lo Barnechea. Esto, por cuanto el piedemonte ha sido reconocido con un área de alto valor ecológico, donde algunos de los atributos que le otorgan ese valor generan también mejores condiciones ambientales en términos de calidad del aire y vegetación, haciéndolo objeto de interés inmobiliario (Reyes, 2005; Romero & Vásquez, 2005). La vegetación de la franja del piedemonte andino (entre 800 y 1.500 m.s.n.m.) es de tipo esclerófila y nativa, a diferencia de la vegetación del valle que tiene carácter xerofítico nativo junto a otras especies exóticas, aunque según lo comentado en este capítulo este tipo de vegetación (espinales) podría haber sido introducida antes de la llegada de los españoles y posteriormente aumentó su distribución, tras el clareo progresivo del bosque esclerófilo. Cabe mencionar que técnicamente el espino es una especie nativa, aunque haya sido introducida, dado que tal introducción habría ocurrido en tiempos precolombinos.

6.5 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Becerra, P. (2006). Invasión de árboles alóctonos en una cuenca pre-andina de Chile central. *Gayana Botánica* 63(2), 161-174,

De Ramón, A. (1992). Santiago de Chile (1541-1991) Historia de una sociedad urbana. Editorial MAPFRE, Madrid. 342 pp.

Di Castri, F. & Hajek, E. (1976). Bioclimatología de Chile. Vicerrectoría académica de la Universidad Católica de Chile. 163 pp.

Duarte, P. (2003). Reflexión sobre una intervención histórica en la ciudad de Santiago: El caso del Cerro Santa Lucía. *Revista de Urbanismo*, N°7. Santiago de Chile. Disponible en <http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D257%2526IDG%253D2%2526ACT%253D0%2526PRT%253D3815,00.html>

Ducci, M. (1998). Santiago ¿una mancha de aceite sin fin? ¿Qué pasa con la población cuando la ciudad crece indiscriminadamente. *EURE (Santiago)* 24 (72).

Ducci, M. (2002). Área urbana de Santiago 1991-2000: Expansión de la industria y la vivienda. *EURE* 28 (85).

Ferrando, F. (2000). Río Mapocho: Características hidrológicas versus proyecto Mapocho Navegable. Revista de urbanismo, 3. Disponible en <<http://revistaurbanismo.uchile.cl/n3/ferrando/ferrando.html>>.

Fuentes, E., Espinoza, G. & Fuenzalida, I. (1984). Cambios vegetacionales recientes y percepción ambiental: El caso de Santiago de Chile. Revista de Geografía Norte Grande (11), 45-53.

Gajardo, R. (1994). La Vegetación Natural de Chile. Clasificación y Distribución Geográfica. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 165p. Cartografía digital disponible en <http://territorial.sinia.cl/ficha/ficha.php?accion=descarga&o_id=1667>.

Gutiérrez, F. (1985). Disminución de la superficie agrícola en el Gran Santiago. Ambiente y Desarrollo I (2), 131-135.

Hernández, J. (2008). La situación del arbolado urbano en Santiago. Revista de Urbanismo, 18, junio 2008. Santiago de Chile, publicación electrónica I.S.S.N. 0717-5051. Disponible en <http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D734%2526IDG%253D2%2526ACT%253D1%2526PRT%253D21177,00.html>

Hidalgo, R., Borsdorf, A. & Sánchez, R. (2007). La expansión residencial amurallada en la reconfiguración metropolitana en Santiago de Chile. Taller Nacional sobre "Migración interna y desarrollo en Chile: diagnóstico, perspectivas y políticas", 10 de Abril de 2007.

Hidalgo, R., Borsdorf, A., Zunino, H. & Alvarez, L. (2008). Tipologías de expansión metropolitana en Santiago de Chile: Precariópolis estatal y privatópolis inmobiliaria. En X Coloquio Internacional de Geocrítica. Barcelona: Universidad de Barcelona.

Hoffmann, A.E. (1992). Vegetación y Flora de la Alta Cordillera de Santiago. Compañía Disputada de Las Condes. Santiago.

Hoffmann, A.E. (1998). El árbol urbano en Chile. Tercera edición. Ediciones Fundación Claudio Gay, Santiago, Chile. 255 pp.

Hoffmann, A.J. & Hoffmann, A.E. (1982). Altitudinal ranges of Phanerophytes and Chamaephytes in central Chile. Vegetatio (48), 151-163.

Holmgren, M. (2002). Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. Biological Invasions (4), 25-33.

Looser, G. (1962). La importancia del algarrobo (*Prosopis chilensis*) en la vegetación de la provincia de Santiago, Chile. Revista Universitaria (47), 104-116. Disponible en <<http://www.chlorischile.cl/algarrobo-looser/LA%20IMPORTANCIA%20DEL%20ALGARROBO.htm>>

Lubert, F. Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Editorial Universitaria. 316 pp. Cartografía digital disponible en <http://territorial.sinia.cl/ficha/ficha.php?accion=descarga&o_id=2097>.

Marcucci, D. (2000). Landscape history as a planning tool. Landscape and Urban Planning (49), 67-81.

Meigen, F. (1893). Skizze der Vegetationverhältnisse von Santiago in Chile. Bot. Jahrb. Syst. 17: 199-294. En: Muñoz-Schick, M., Moreira-Muñoz, A., Villagran, C. & Lubert, F. (2000). Caracterización florística y pisos de vegetación en los Andes de Santiago, Chile Central. Boletín del Museo de Historia Natural (49), 9-50.

Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008a). Presentación Ministra de Vivienda y Urbanismo ante el Consejo Regional Metropolitano de Santiago, sobre el proceso de actualización del PRMS. Abril de 2008. Disponible en <http://www.seremi13minvu.cl/incjs/download.aspx?qlb_cod_nodo=20080729111003&hdd_nom_archivo=Presentaci%C3%B3n_CORE_Abril_2008.pdf>.

Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008b). Presentación del Secretario Regional del Vivienda y Urbanismo ante el Consejo Regional Metropolitano de Santiago, sobre el proceso de actualización del PRMS. Abril de 2008. Disponible en <http://www.seremi13minvu.cl/incjs/download.aspx?qlb_cod_nodo=20080729111003&hdd_nom_archivo=Expo_Actualiz_PRMS_Seremi_CORE.pdf>.

Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008c). Memoria Explicativa de la propuesta de modificación del Plan Regulador Metropolitano de Santiago 2008 (propuesta). Disponible en <http://www.seremi13minvu.cl/incjs/download.aspx?qlb_cod_nodo=20080729110839&hdd_nom_archivo=Memoria%20PRMS.pdf>.

Moreira, D. (2007). Plantas exóticas en quebradas de la Region Metropolitana: el efecto de la distancia a la ciudad de Santiago y el tipo de hábitat. Seminario de título. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Muñoz-Schick, M., Moreira-Muñoz, A., Villagran, C. & Lubert, F. (2000). Caracterización florística y pisos de vegetación en los Andes de Santiago, Chile Central. Boletín del Museo de Historia Natural, Chile (49), 9-50.

Myers, N., Mittermeir, R., Mittermeir, C.G., Da Fonseca, G.A. & Kent, J. (2000). Biodiversity hotspots for conservation priorities. Nature (403), 853-858.

Ortiz, J. & Escolano, S. (2005). Crecimiento periférico del Gran Santiago. ¿Hacia la desconcentración funcional de la ciudad? Scripta nova, IX (124).

Pavez, E., Lobos, G. & Jaksic, F. (2010). Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensamblajes de micromamíferos y rapaces en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural (83), 99-111.

Pérez de Arce, R. (2004). Santiago Zona Árida: una arquitectura de la sombra. ARQ (Santiago) 57. Santiago de Chile. Disponible en <http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S071769962004005700015&lng=es&nrm=iso>.

Puelles, D. & R. Villaseñor. 2008. Anatomía foliar de *Gnaphalium philippii* Cabrera, una planta nativa colonizadora de terrenos degradados de la Región de Valparaíso (V), Chile. Chloris Chilensis 11 (1). Disponible en <<http://www.chlorischile.cl/gnaphalium%20phil/gnaphalium%20final.htm>>.

Reyes, S. (2005) Santiago: la difícil sustentabilidad de la ciudad neoliberal. En: C. de Mattos, A. Rodríguez (eds.). Santiago en la globalización: ¿Una nueva ciudad? SUR-Eurelibros, Santiago de Chile.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. Revista EURE (94), 97-18.

Romero, H. (2007). Cambio climático y crecimiento urbano de las metrópolis chilenas. Mesa redonda sobre aspectos urbanos. III conferencia regional sobre cambios globales en América del Sur, Sao Paulo, 06 de Noviembre de 2007.

Sabatini, F. (2000). Reforma de los mercados de suelo en Santiago, Chile: Efectos sobre los precios de la tierra y la segregación residencial. EURE (Santiago). 26 (77), 1-18. Disponible en: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S025071612000007700003&lng=en&nrm=iso&tlnq=en.

Schteingart, M. & Torres, H. (1973). Estructura interna y centralidad en metrópolis latinoamericanas. Estudio de casos. En: Castells, M. Imperialismo y urbanización en América Latina. Editorial Gustavo Gili S.A. Barcelona. 464 pp.

Seguel, R., Morales, R. & Leiva, M. (2009). Estimations of primary and secondary organic carbon formation in PM2.5 aerosols of Santiago City, Chile. Atmospheric Environment (43), 2125-2131.

Serra, MT., Torres, J. & Grez, I. (2002). Breve historia de la introducción en Chile del álamo (*Populus nigra* L. var. *italica* (Moench.) Koehne)) y el desarrollo de ejemplares siempre-verdes. Chloris Chilensis, Año 5, N° 2. Disponible en <http://www.chlorischile.cl>

Stehberg, R & Rubio, P. (1981). Manejo ganadero en la hacienda Las Condes hacia fines del siglo XIX. Documento de trabajo.

Torres-Mura, J., Castro, S. & Oliva, D. (2008). Conservación de la biodiversidad. En: CONAMA. Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos, Ocho Libros Editores. Santiago de Chile. 640 pp.

Vidal, R. (2002). Reconfiguración de la periferia del Gran Santiago: Previsión de las nuevas tendencias observadas. Revista de Geografía Norte Grande (29), 39-55.

CAPÍTULO VII

METODOLOGÍA

7.1 PROPUESTA METODOLÓGICA

La propuesta metodológica que construye a partir de la teoría (Capítulos I, II y III); para cumplir los objetivos planteados y la hipótesis propuesta (Capítulo IV), y en base a las experiencias analizadas (Capítulo V). Dado que aún no existe una clara y definida teoría ecológica urbana (ver Capítulo III), es necesario hacer articulaciones entre las teorías propias de la ecología, expuestas en el Capítulo II. Así, la organización de estas teorías estará dada por el esquema conceptual presentado en el Capítulo III. En tanto, en relación a los elementos metodológicos, se recogen las ideas presentadas en el Capítulo V, dándoles un orden conceptual.

El modelo metodológico conceptual presentado en la Figura 104 reconoce, en su parte superior, las etapas ya desarrolladas en los capítulos anteriores, iniciadas a través de una idea o inquietud, y constituidas mayoritariamente por tareas de revisión bibliográfica, con las cuales se fueron tomando decisiones de tipo conceptual. Esto permitió profundizar en el tema de investigación y en el problema específico a estudiar, así como también detectar las cuestiones relevantes del estudio del fenómeno, terminando en la formulación de los objetivos e hipótesis de la investigación. La segunda gran fase de la investigación (porción central de la Figura 104) es el desarrollo y aplicación del método que se compone de la determinación y delimitación del área de estudio y de cinco etapas metodológicas, las cuales generarán un conjunto de resultados que serán analizados en los capítulos siguientes (porción inferior de la Figura 104).

Estas cinco etapas metodológicas pueden a su vez agruparse en tres grupos. El primero, busca representar el estudio de la dinámica estructural del paisaje a través del cambio en la composición y configuración espacial de sus ecosistemas constituyentes, tanto mediante el modo frecuentemente usado en la literatura (cambios en los usos del suelo), como también mediante un modo alternativo (cambio en variables biofísicas). Luego, sobre esta base se evaluará en cada uno de estos ecosistemas identificados, la capacidad de producción (o prestación) de servicios ecosistémicos, integrándose para evaluar la capacidad de producción del paisaje.

Asimismo, manteniendo la escala espacio-temporal se evaluarán las necesidades de consumo de servicios ecosistémicos por parte de las actividades antrópicas que se desarrollan en tales ecosistemas. Siguiendo en este segundo grupo, y retomando el análisis de la dinámica del paisaje, se modelará la estructura futura del paisaje, sobre la cual se modela, a su vez, la capacidad de producción de servicios ecosistémicos. El tercer grupo consiste en realizar modelos de flujo de servicios ecosistémicos a dos escalas diferentes, primero entre los ecosistemas y luego entre el paisaje estudiado y el paisaje colindante representado por el resto de la ciudad, situada en otra microcuenca. En cuanto a las técnicas o herramientas tipo que se emplearán en esta fase metodológica, destacan el tratamiento de imágenes satelitales y la modelación conceptual ecológica.

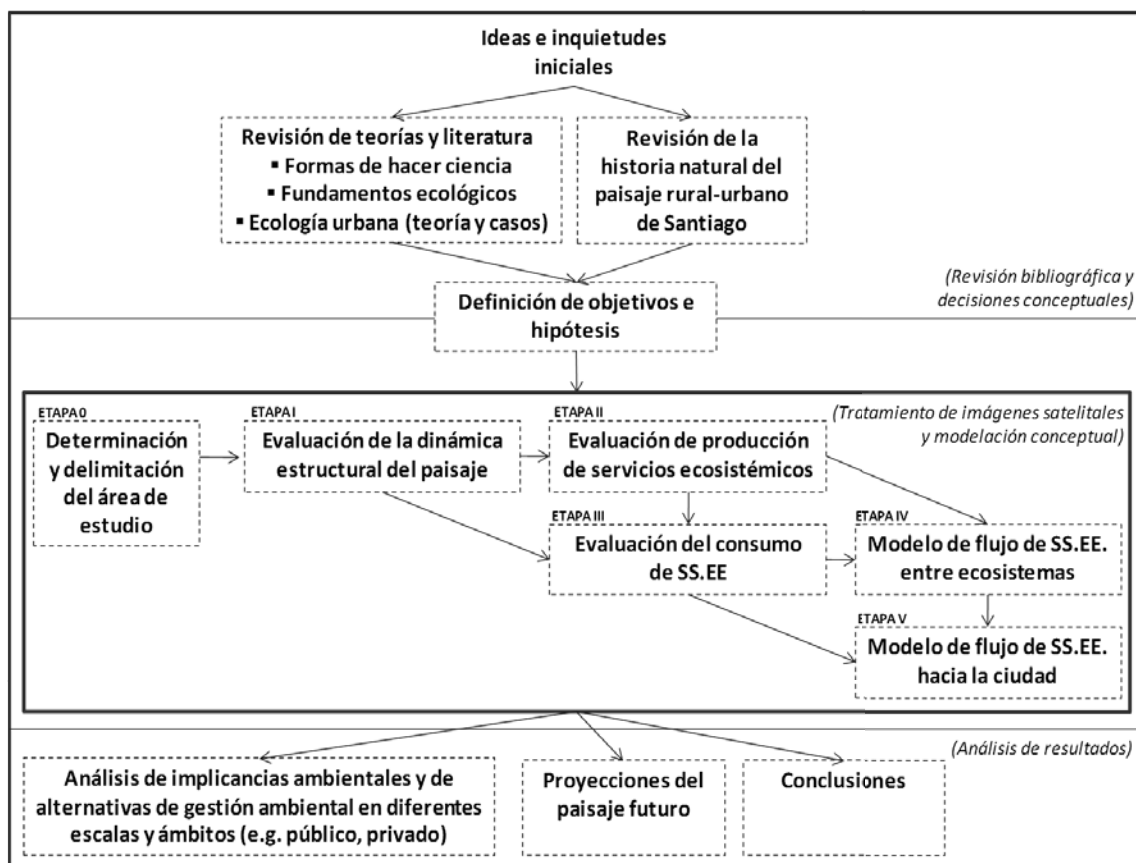


Figura 104. **Modelo metodológico conceptual.** Se distinguen en la porción superior los pasos metodológicos desarrollados en los capítulos precedentes, en la porción central (demarcada por una línea divisoria) los pasos metodológicos que en este capítulo se detallan y, en la porción inferior, un esbozo de la etapa siguiente. SS.EE.: Servicios Ecosistémicos. Fuente: Elaboración propia.

7.1.1 EVALUACIÓN DE LA DINÁMICA ESTRUCTURAL DEL PAISAJE

Para el análisis de la dinámica estructural, se distinguen cuatro jerarquías espacio-temporales. La primera incorpora grandes categorías temporales representadas por periodos que cubren siglos, y que explican el cambio de modo general (Tabla 14). Sobre este primer nivel jerárquico se explora la macroevolución del paisaje de Santiago de Chile, desde su estado natural (con casi nula intervención antrópica) hasta su estado actual general, detallando los grandes impulsores de cambio. El estado del paisaje en las etapas señaladas en la Tabla 14 es obtenible tras la revisión de documentos históricos, crónicas y modelos teóricos, cada uno de los cuales se basa en evidencias que se describen en cada caso.

Tabla 14. **Etapas de evolución del paisaje del sector nor-orientado consideradas en el modelo.** Fuente: Elaboración propia.

Etapas de evolución del paisaje	Principales hitos iniciales	Siglos que abarca
Tiempos prehispánicos	Primeras ocupaciones por parte de indígenas	X - XV
Imperio español y los inicios de la República de Chile	Fundación de Santiago	XVI - XIX
Gran desarrollo de Santiago como metrópoli	Primer centenario de la República	XX - XXI
Paisaje futuro	Construcción de nuevos caminos	XXI

Luego, la segunda jerarquía espacio-temporal incorpora un análisis más detallado, para lo cual se consideran otras etapas (instantes) insertas dentro de la etapa “Gran desarrollo de Santiago como metrópoli”. Describe la microcuenca en términos de variables biofísicas, no de usos del suelo, dado que la resolución de las imágenes disponibles para estos fines no lo permite. El análisis se iniciará con una imagen de un instante de escasa urbanización, aunque ya antropizada (impacto ambiental acumulado desde los tiempos del Imperio español hasta entonces) y finaliza en la actualidad. El análisis se complementará con otros instantes representativos (cortes temporales) y, en lo posible, equidistantes en el tiempo. Los datos de entrada serán imágenes satelitales de libre acceso, comenzando por la más antigua posible de obtener. Se privilegiará el análisis de la variabilidad interanual, descartando análisis intra-anales, intra-estacionales y diarios. Por esta misma razón, se analizarán imágenes de sólo un mes del año. La meteorología de los años seleccionados deberá ser evaluada para evitar analizar imágenes extremos en temperatura o precipitaciones. Se requerirán correcciones geométricas, atmosféricas y topográficas y, además ajustes en términos de extensión espacial.

Las variables biofísicas obtenidas de las imágenes satelitales serán dos de las recurrentemente más usadas para la estimación de la producción de servicios ecosistémicos (ver Capítulo V): 1- el índice de vegetación de diferencia normalizada (NDVI) y 2- el calor superficial emitido. Estas variables permiten identificar unidades homogéneas a partir de la integración de los valores de pixel (firma espectral) de cada una de las variables. El valor de cada una de las variables es calculable con un método específico, que será descrito más adelante en este capítulo.

El uso de unidades homogéneas para ciertas variables biofísicas es consecuente con una de las formas de delimitar ecosistemas, las cuales buscan la distinción de

sistemas cuyas interacciones ecológicas entre sus elementos constituyentes sean más fuertes que en relación a su entorno, representando una unidad distinguible de un fondo. La homogeneidad, en este caso, sería un indicador de relaciones ecológicas fuertes.

Las categorías de cada variable serán definidas a través de una clasificación *ad-hoc* para cada una de ellas. El resultado se expresará en datos de composición y abundancia de unidades homogéneas que pueden representarse a través de un mapa.

El tercer y el cuarto nivel jerárquico lo constituyen análisis de mayor resolución. Mientras el tercer nivel conserva la extensión de microcuenca, reduce la escala temporal. En tanto, el cuarto nivel considera dos imágenes muy recientes (menor escala temporal) complementada por una fotografía aérea antigua, ampliando así la escala temporal. Esta distinción de niveles jerárquicos se hace por restricciones a nivel de datos disponibles y la tecnología usada para su captura. Los análisis requieren de imágenes satelitales de alta resolución, ya que este nivel considera la identificación las categorías de usos del suelo.

Las unidades de uso del suelo son recurrentemente usadas como variables indicadoras del cambio de la estructura del paisaje. Al respecto, existen experiencias en muchos tipos de paisajes, en especial en ciudades, no siendo la zona central de Chile ni Santiago de Chile la excepción (ver capítulos V y VI). Así, el análisis de las imágenes satelitales y la fotografía aérea se complementará con estudios previos, descritos en la bibliografía, que evalúan el cambio de uso de suelo a distintas escalas espacio-temporales.

Las evaluaciones disponibles en la bibliografía, de cambio de coberturas o usos del suelo, no se restringirán exclusivamente al área de estudio, o bien, no la alcanzarán a cubrir completamente, por lo que serán ajustadas para los propósitos de la investigación.

Con el fin de detectar la similitud y diferencias entre la estructura del paisaje, a partir de las unidades homogéneas para variables biofísicas y los usos del suelo se harán comparaciones de la abundancia entre las distintas categorías, en búsqueda de equivalencias y/o asociaciones; asimismo, se evaluará su correspondencia espacial. Entre otras variables se identificarán los sectores con mayor variación y se buscarán explicaciones a partir de los cambios espacio-temporales de las diferentes categorías, haciendo uso de los hallazgos bibliográficos y de la teoría *ad hoc*.

7.1.2 EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN POTENCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE

La producción de servicios ecosistémicos consiste en la regulación del flujo de un elemento físico o químico (variable) a través de las estructuras del paisaje, experimentando procesos que modifican su flujo, ya sea a través del almacenamiento en uno de elementos de la estructura del paisaje, o bien, pasando de un tipo de elemento a otro. La producción se refleja en un cambio de volumen, masa, condición físico-química o tasa de flujo.

A partir de bibliografía y análisis de casos, se completará una tabla que indique la contribución de las variables estructurales a la producción de cada servicio ecosistémico (regulación hídrica, regulación del clima y mejoramiento de la calidad del aire) y de sus expresiones. Para realizar esto será necesario realizar inter y extrapolaciones, las que serán indicadas adecuadamente. Esto es equivalente a lo que otros autores denominan como desempeño ambiental (ver Capítulo V). De este modo se obtienen los factores que influyen en la producción de servicios ecosistémicos.

La cuantificación de la producción de servicios ecosistémicos por cada tipo de unidad estructural permite obtener una medida de la producción potencial de todo el paisaje de cada servicio ecosistémico, a partir de la estructura del paisaje, siendo comparable el valor obtenido en cada caso. Esto posibilita la generación de un mapa de las áreas con mayor capacidad de prestar (o producir) servicios ecosistémicos. Dado que las unidades de usos de suelo contarán con un mejor nivel de resolución, serán usadas para estimar la capacidad de producción de servicios ecosistémicos. Posteriormente, se usará la asociación entre las categorías de usos de suelo y las variables biofísicas para estimar la capacidad de producción de servicios ecosistémicos en aquellos años que no cuentan con una identificación de la estructura del paisaje en términos de usos del suelo, pero si en términos de variables biofísicas.

Luego, considerando los valores de producción de servicios ecosistémicos obtenidos para cada uno de las etapas temporales ya definidas, se evaluará la ganancia o pérdida global en los servicios producidos en todo el paisaje (microcuenca).

7.1.3 EVALUACIÓN DEL CONSUMO POTENCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE URBANO

El consumo de servicios ecosistémicos consiste en el uso de los servicios producidos (ofertados) por el paisaje. Así, el paisaje puede tener una capacidad que no es aprovechada, o bien, que se usa por completo. El consumo se refleja del mismo modo que la producción, es decir, en un cambio de volumen, masa, condición físico-química o tasa de flujo.

Para cada uno de los servicios ecosistémicos se identificarán las variables que interactúan para hacer uso de los servicios ecosistémicos, a modo de consumo potencial máximo. Es decir, se obtendrán, desde la bibliografía, los factores que permiten el consumo de servicios ecosistémicos. Luego, en cada una de las unidades del paisaje, se comparará la capacidad de producción de servicios ecosistémicos con su nivel de consumo, para así estimar la relación entre los servicios ecosistémicos producidos y los servicios ecosistémicos consumidos.

El tipo de preguntas que pueden ser respondidas con la cuantificación antes referida, en cada ecosistema son:

Sobre la regulación hídrica

- ¿cuánta agua necesita ser regulada en cada ecosistema?
- ¿qué capacidad tienen esos ecosistemas para regular el agua recibida?
- ¿cómo es la capacidad de producción/consumo de los ecosistemas vecinos?
- ¿cómo se afecta el flujo hídrico con las variables geomorfológicas?

Sobre la regulación del clima

- ¿cuánto calor adicional existe en cada ecosistema?
- ¿se han creado o han desaparecido islas de calor o de frescor?
- ¿qué capacidad tienen esos ecosistemas para regular la temperatura y otras variables meteorológicas?
- ¿cuál es la capacidad de producción/consumo de los ecosistemas vecinos?

Sobre la regulación de la calidad del aire

- ¿cuánta es la masa de contaminantes atmosféricos emitidos en cada ecosistema?
- ¿qué capacidad tienen esos ecosistemas para regular los contaminantes?
- ¿cuál es la capacidad de producción/consumo de los ecosistemas vecinos?
- ¿cómo se afecta el flujo de contaminantes (a través de las masas de aire) con las variables geomorfológicas?

El mismo método se aplicará sobre la estructura del paisaje modelada a futuro, para obtener la producción potencial de servicios ecosistémicos derivada de ella.

7.1.4 MODELACIÓN DEL FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE LOS ECOSISTEMAS

Se propone destacar la diferencia o saldo entre producción y consumo de servicios ecosistémicos, reconociendo los sectores con mayores diferencias entre ecosistemas contiguos. Luego, trazando transectos lineales desde la salida de agua de la cuenca hasta distintos puntos limítrofes del área de estudio, se graficará el saldo entre la producción y el consumo de servicios ecosistémicos.

A partir de los principales factores que permiten y/o influyen en la producción y en el consumo de servicios ecosistémicos, se generará un modelo de cómo podrían fluir los servicios ecosistémicos entre los ecosistemas. Este modelo integrará los flujos provenientes de la porción de la microcuenca no urbanizada.

7.1.5 MODELACIÓN DEL FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA MICROCUENCA Y HACIA LA CIUDAD

Para esquematizar los flujos que ocurren tanto desde (o hacia) la microcuenca al área urbana, como desde el área urbana (parte baja de la microcuenca) hacia la ciudad, se usarán los valores de saldo en la escala de -1 a 1 calculado para los ecosistemas del área urbana.

La estructura de los ecosistemas de la microcuenca serán los identificados en el tercer nivel jerárquico, mientras que, para el resto de la ciudad se hará una identificación general (poco detallada) de los elementos estructurales dominantes de distintos sectores de la ciudad, considerando anillos concéntricos a la salida de agua de la cuenca. A partir de los elementos estructurales visualizados como dominantes en cada uno de estos sectores se le asociará el valor de saldo ya señalado.

7.2 METODOLOGÍA PRÁCTICA

En la Figura 105 se presenta en forma esquemática el modelo metodológico práctico o aplicado que se presenta en detalle a continuación.

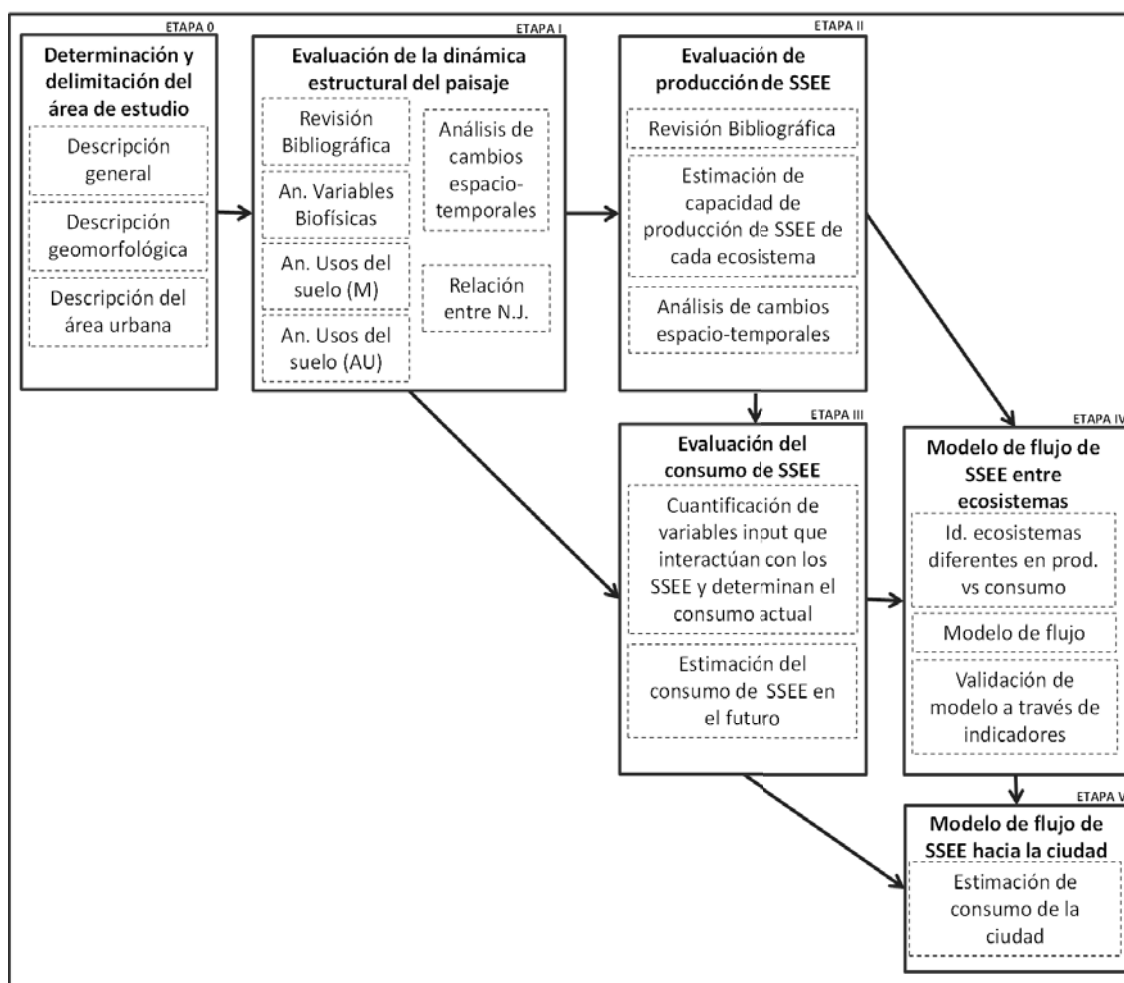


Figura 105. **Modelo metodológico práctico.** Fuente: Elaboración propia.

7.2.1 ETAPA 0 (PASO INICIAL): DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Es fundamental determinar este paso metodológico en esta etapa, dado que delimita de modo efectivo el área a explorar. Esto, pues antes de iniciar la propuesta metodológica y con un grado de conocimiento menor, se podría haber inferido erróneamente que el sujeto a estudiar tuviese una extensión areal mayor o menor por la relación extra-sistémica de muchos de los elementos e interacciones a analizar.

El área de estudio se localiza en la ciudad de Santiago de Chile, situada en la Región Metropolitana de Santiago. Particularmente, el área de estudio, localizada en la zona nor-oriente de Santiago de Chile (33,3° S; 70,5° W; 870msnm), y más específicamente, el mayor sector urbano de Lo Barnechea¹ o también conocido como

¹ Lo Barnechea es una comuna (división administrativa local) de gran superficie (102mil hectáreas). Menos de un 4% de su superficie está destinada al desarrollo urbano. Su población estimada bordea los 100mil habitantes (http://www.lobarnechea.cl/index.php?option=com_content&view=article&id=96&catid=39&Itemid=335)

La Dehesa, se ha delimitado a partir de un criterio preliminar (geográfico y ecosistémico) de cuenca hidrográfica, siendo relevante que considera una microcuenca diferente a aquella en que se sitúa la mayor parte de la población de Santiago. Toda el área urbana a analizar se encuentra contenida en la microcuenca delimitada y denominada como “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas”. La delimitación corresponde a la base cartográfica del Instituto Geográfico Militar (IGM) y ha sido administrada a través del software ArcGIS 9.3 (ESRI). La Figura 106 destaca su localización en relación a la Región Metropolitana de Santiago, así como también a las otras microcuencas aledañas.

Para efectos del primer nivel jerárquico de análisis, la revisión bibliográfica asumió una extensión mayor a aquellos definidos por los límites de la microcuenca. No obstante, los resultados se presentan restringidos a ella. En tanto; el segundo y el tercer nivel jerárquico, se enfocan en la microcuenca; y el cuarto nivel jerárquico, en el área urbana.

El área urbana se obtuvo delimitando el área urbana efectiva (o urbanizada) al año 2010, es decir, se señala toda aquella zona con viviendas detectadas a partir de una imagen satelital de alta resolución obtenida de Google Earth ©, correspondiente al mes de marzo del año 2010. Esto se definió así porque permite comparaciones retrospectivas a partir del fenómeno de la urbanización. La delimitación contiene vacíos interiores que excluyen las zonas sin urbanización. Además, considera la inclusión de polígonos aislados.

Las unidades geomorfológicas se asumieron como invariables en el horizonte temporal considerado en esta investigación y representan la estructura física del paisaje. Conocer las macroformas físicas del paisaje permite interpretar los resultados de mejor manera. Además, para el proceso de corrección topográfica se requiere contar con un Modelo de Elevación Digital o Modelo Digital de Terreno (MED, MDT o DEM por sus siglas en inglés). Finalmente, es necesario evaluar la existencia de unidades geomorfológicas conspicuas en relación al área urbanizada.

Los atributos geomorfológicos básicos fueron cartografiados a partir de la información contenida en el Catastro de Usos del Suelo y Vegetación (CONAF, 2002). Para las correcciones topográficas se usó un Modelo de Elevación Digital descargado de <http://glovis.usgs.gov> y para evaluar si el área urbanizada se concentra en una unidad geomorfológica distinguible, se comparó el área bajo la cota de altitud de 1.000 msnm con el resto de la microcuenca (altitud como variable independiente), usando la pendiente y la exposición como variables dependientes.

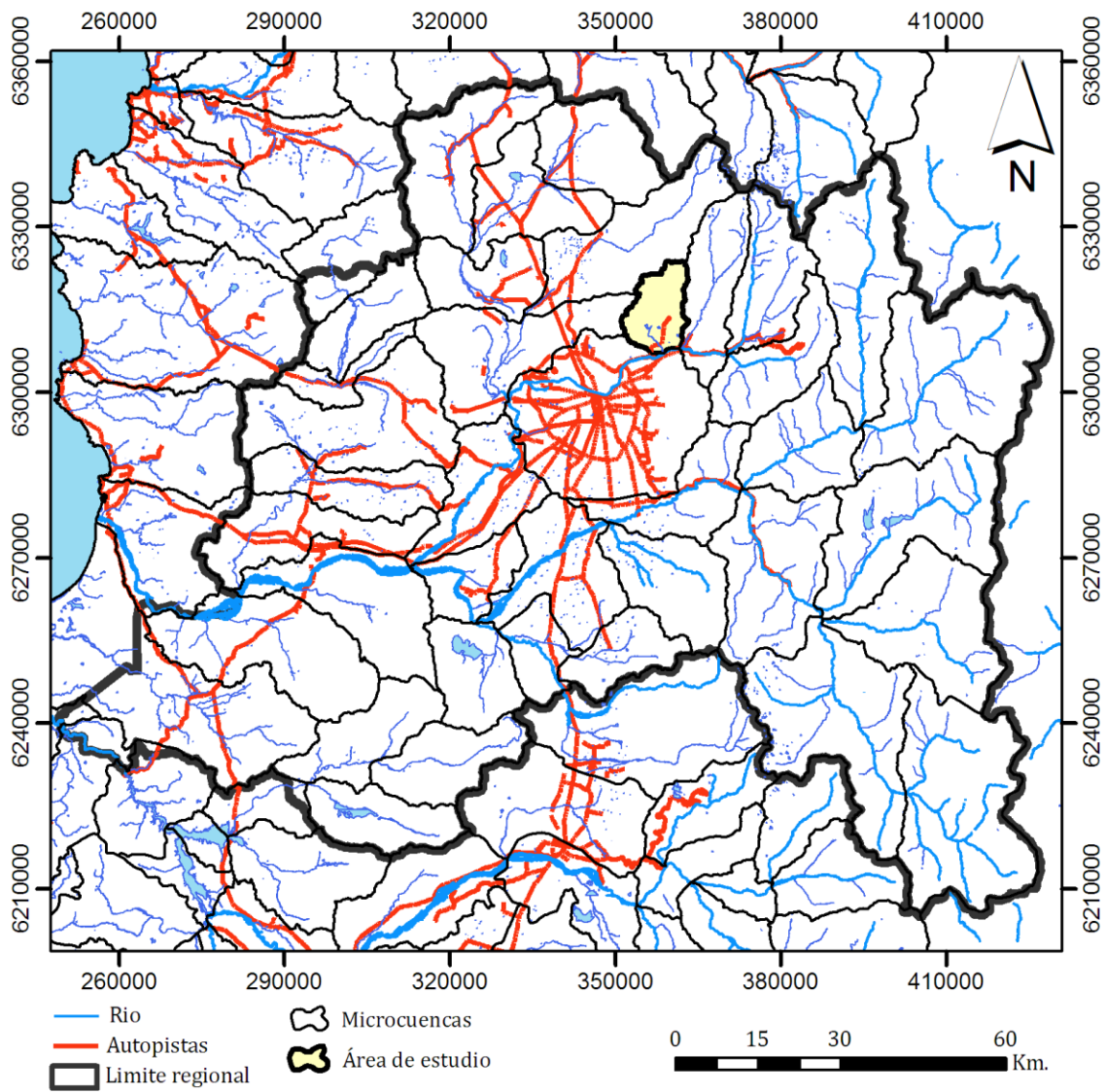


Figura 106. **Área de estudio.** Microcuenca "Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas". Fuente: Elaboración propia sobre cartografía del Instituto Geográfico Militar (IGM).

7.2.2 ETAPA I: EVALUACIÓN DE LA DINÁMICA ESTRUCTURAL DEL PAISAJE

Para el análisis de la dinámica estructural, se distinguen cuatro jerarquías espacio-temporales (Figura 107).

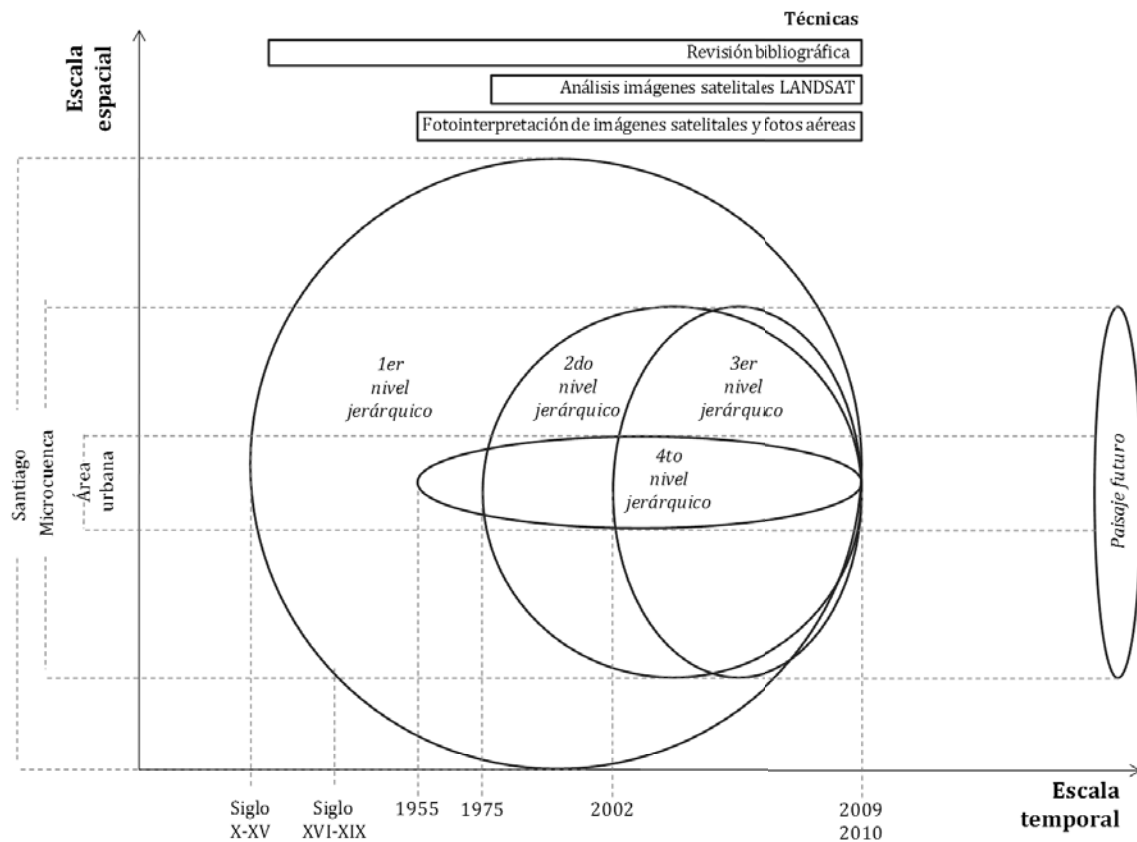


Figura 107. **Modelo resumen de análisis multiescalar jerarquizado.** Fuente: Elaboración propia,

PRIMER NIVEL JERÁRQUICO: REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA DE LOS CAMBIOS ESTRUCTURALES DE LA MICROCUENCA EN EL LARGO PLAZO

La bibliografía usada para construir los modelos de paisaje de distintas épocas está presentada y articulada en forma de relato en el Capítulo VI. En dicho capítulo se presenta la evolución del paisaje en vinculación con los cambios en la sociedad santiaguina, la distribución espacial de la población y sus consecuencias ambientales. Para efectos de presentar los hallazgos bibliográficos se georreferenciaron las imágenes contenidas en dichas fuentes bibliográficas, utilizando los cursos de agua como elementos físicos que permiten reconocer la localización de los límites de la microcuenca, dado que por lo general representan un atributo incluido en todas las referencias.

De acuerdo a esos antecedentes introductorios y los pisos vegetacionales de Lubert & Pliscoff (2006) se modeló la estructura del paisaje. Este modelo fue considerado sin modificación para la etapa denominada “Imperio español y los inicios de la República de Chile”, mientras que para la etapa “Tiempos prehispánicos” se adaptó el modelo, cambiando la predominancia del matorral xerofítico de *Acacia caven* (espino), por las contiguas, usando el estero como límite de su ampliación desde ambas laderas. Para efectos de modificación y elaboración de la cartografía, se utilizó

ArcGIS 9.3 (ESRI). Respecto a la etapa “Gran desarrollo de Santiago como metrópoli”, se contó con mayor información bibliográfica por lo que es analizada con mayor detalle.

En base a otros antecedentes, también señalados en el Capítulo VI, se describieron además otros aspectos del cambio del paisaje, tanto de tipo ecológicos (vegetación) como sociales (urbanización). Asimismo, se recogieron antecedentes económicos, sociales (preferencia de localización), legales (planificación territorial) y de infraestructura, que sirvieran para entender la situación actual y para proyectar la condición del paisaje futuro.

SEGUNDO NIVEL JERÁRQUICO: ANÁLISIS DE VARIABLES BIOFÍSICAS EN LA MICROCUENCA EN 1975, 1989, 2002 Y 2009

La evaluación de la evolución del paisaje a partir de las variables biofísicas (NDVI y temperatura emitida superficial), se sustenta en el análisis de imágenes satelitales de libre descarga.

Selección y tratamiento de imágenes satelitales

Se revisaron todas las imágenes de la “Colección Landsat” dispuestas para estos efectos por el “USGS Earth Resources Observation and Science Center” (EROS) a través del sitio web <http://glovis.usgs.gov> y el software necesario para esos propósitos (USGS Global Visualization Viewer, ver Figura 108), durante el mes de noviembre de 2010. Esta galería contempla un total de 72 imágenes Landsat disponibles para el área de estudio (Path/Row 233/83), incluyendo una imagen de 1975, una de 1976 y una de 1979; luego 18 imágenes entre 1985 y 1989; y finalmente una serie continuada entre 1999 y 2010 de entre una a diez imágenes por año (Figura 109).

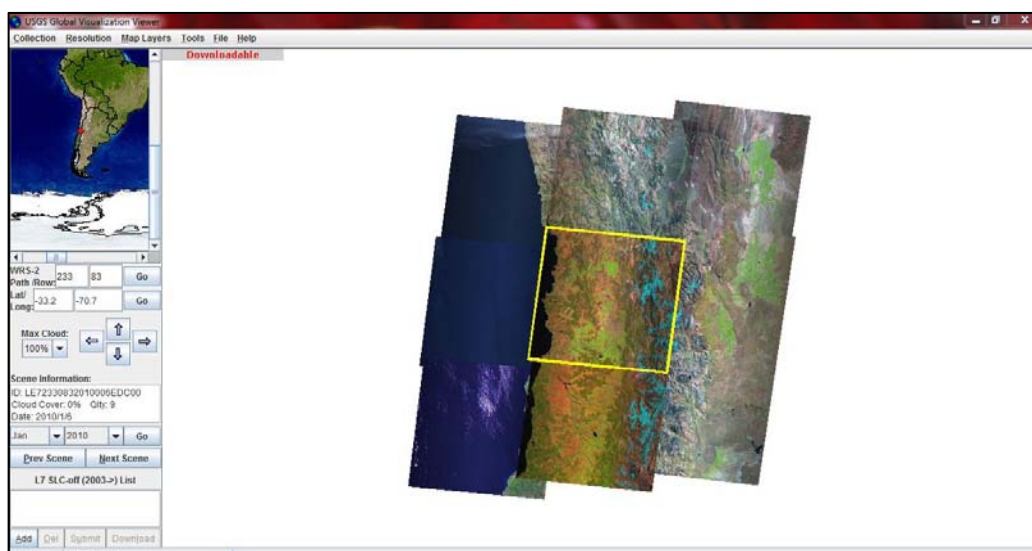


Figura 108. **Captura de pantalla de software USGS Global Visualization Viewer.** Se marca con un cuadro la localización de Santiago y sus alrededores (Path/Row 233/83). La extensión corresponde a la galería de imágenes Landsat. Fuente: Elaboración propia usando el sitio web <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

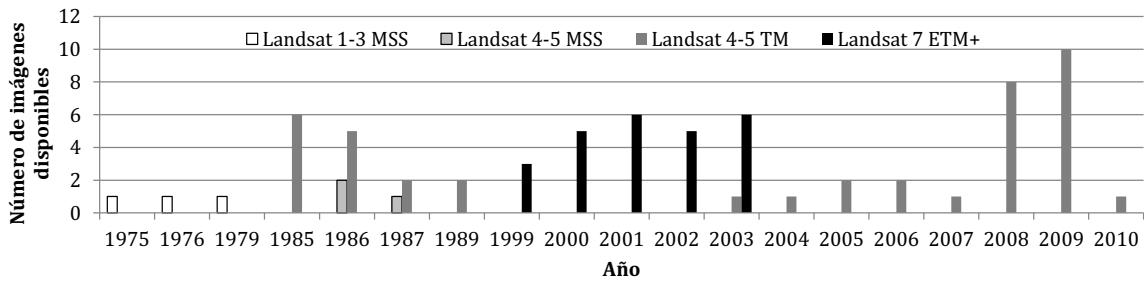


Figura 109. **Número de imágenes satelitales Landsat disponibles para cada año en <http://glovis.usgs.gov>.** La disponibilidad corresponde al área de estudio (Path/Row 233/83). Se indica el tipo de imágenes de acuerdo al satélite que las obtienen. Fuente: Elaboración propia a partir de datos <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

Por tratarse de un análisis inter-anual (no intra-anual), se seleccionó un mes fijo de análisis, para lo cual se siguió el criterio de Potter & Book (1998). Éste indica que para seleccionar los meses de mínimos y máximos valores de FAS-NDVI, ha de ocuparse como referencia el mes con mínimas y máximas precipitaciones respectivamente, y ajustarlas según su latitud. Para el caso de Santiago de Chile (33°S), el mes de mínimos valores correspondería a marzo-abril (enero y febrero son los meses con menos precipitaciones + 2 meses) y el mes de máximos valores a agosto-septiembre (junio y julio son los meses con más precipitaciones + 2 mes). Este criterio fue considerado como apto también para el análisis de la temperatura superficial.

La Figura 110 muestra el número de imágenes disponibles (en noviembre 2010) para cada mes del año. De las 20 imágenes seleccionables de acuerdo a este criterio, 12 se concentran en marzo, 4 en abril, 1 en agosto y 3 en septiembre (Tabla 16). A su vez, marzo es el único mes que permite seleccionar una serie de más de 30 años y con un distanciamiento de más de 5 años entre las imágenes seleccionables.

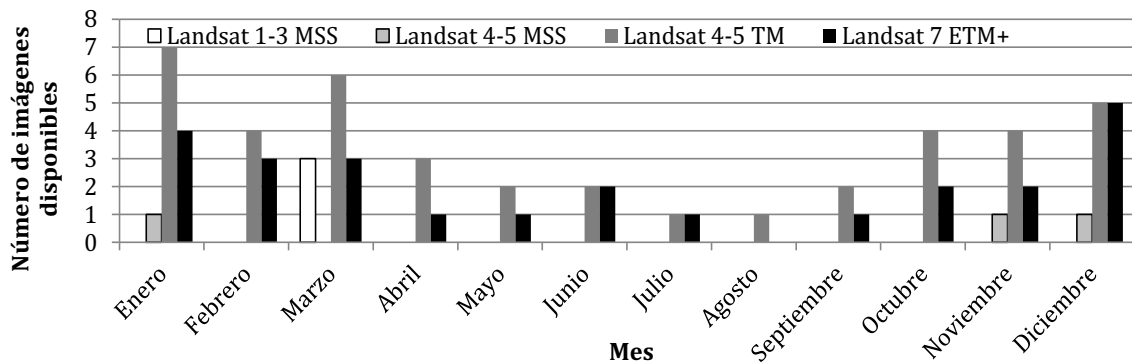


Figura 110. **Número de imágenes satelitales Landsat disponibles para cada mes en <http://glovis.usgs.gov>.** La disponibilidad alude al área de estudio (Path/Row 233/83). Se indica el tipo de imágenes de acuerdo al satélite que las obtienen. Fuente: Elaboración propia a partir de datos <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

Meteorología histórica

Para evaluar si los meses de las imágenes disponibles fueron meteorológicamente representativos o excepcionales del periodo, se recogió una serie de temperaturas y precipitaciones de la estación meteorológica de Quinta Normal de Santiago. Esta serie va desde el año 1950 al año 2010, existiendo tres años intermedios sin información, siendo ésta la serie más larga disponible. Si bien la estación meteorológica se localiza a 18 km del área de estudio, sirve como indicadora de cambios. Para evaluar la representatividad (o excepcionalidad) de la temperatura o precipitación de cada mes, se comparó con el rango generado por el promedio mensual +/- su desviación estándar. Los promedios mensuales de temperatura y precipitaciones se presentan en la siguiente tabla.

Tabla 15. **Promedios mensuales de temperatura y precipitaciones.** Se incluye su desviación estándar (D.S.) y el rango generado por el promedio menos su desviación estándar (PROM - D.S.) y más su desviación estándar (PROM + D.S.).

	Temperatura (°C)				Precipitaciones (mm)			
	Promedio	D.S.	PROM - DS	PROM + D.S.	Promedio	D.S.	PROM - D.S.	PROM + D.S.
Marzo	17,90	3,31	14,59	21,21	4,71	8,43	0	13,14
Abril	14,22	2,73	11,50	16,95	16,65	21,91	0	38,56
Agosto	9,59	1,87	7,72	11,47	51,77	48,27	3,50	100,03
Septiembre	11,74	2,21	9,53	13,96	25,13	28,93	0	54,06

Se presentan aquí estos datos meteorológicos preliminares ya que son necesarios para establecer los criterios sobre los cuales se construyó la base de datos depurada de las imágenes satelitales que finalmente se analizaron. Mientras, la temperatura y precipitación mensual promedio de los meses que coinciden con las imágenes disponibles para su análisis, se presentan en la Tabla 16.

El mes seleccionado fue marzo. En tanto, los años seleccionados para el análisis de este nivel jerárquico fueron 1975 (imagen más antigua disponible), 2009 (imagen más reciente disponible del mes de marzo) e, intentando conservar el intervalo temporal, dos imágenes: una del año 1989 y otra del año 2002.

También se evaluó el periodo anual previo a su captura, tanto a nivel de temperaturas (Figura 111), como a nivel de precipitaciones (Figura 112).

Tabla 16. **Imágenes satelitales Landsat disponibles de marzo, abril, agosto y septiembre y datos meteorológicos básicos asociados.** Los datos de temperatura corresponden a la estación meteorológica de Quinta Normal (Santiago) entre 1950-2010. Con un asterisco (*) se destacan aquellas temperaturas o precipitaciones que se escapan del rango del promedio +/- la desviación estándar. s/i: sin información. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Dirección Meteorológica de Chile.

Año	Mes	Día	Tipo	Temperatura mensual promedio (°C)	Precipitaciones totales mensuales (mm)
1975	Marzo	22	Landsat 1-3 MSS	16,5	0
1976	Marzo	16	Landsat 1-3 MSS	16,5	5,8
1979	Marzo	1	Landsat 1-3 MSS	s/i	s/i
1985	Marzo	14	Landsat 4-5 TM	17,5	27,2*
1985	Marzo	30	Landsat 4-5 TM	17,5	27,2*
1989	Marzo	17	Landsat 4-5 TM	17,4	0
1989	Agosto	8	Landsat 4-5 TM	9,8	108,7*
2000	Marzo	15	Landsat 7 ETM+	17,8	0
2001	Septiembre	10	Landsat 7 ETM+	11,1	15,8
2002	Marzo	21	Landsat 7 ETM+	18,8	1,7
2003	Marzo	24	Landsat 7 ETM+	18,2	0,2
2003	Abril	9	Landsat 7 ETM+	14,3	0
2005	Abril	22	Landsat 4-5 TM	14,6	5,7
2006	Marzo	8	Landsat 4-5 TM	17,4	0
2008	Marzo	13	Landsat 4-5 TM	18,8	12,6
2008	Septiembre	21	Landsat 4-5 TM	12,4	4,3
2009	Marzo	16	Landsat 4-5 TM	19,4	0
2009	Abril	1	Landsat 4-5 TM	16,1	0
2009	Abril	17	Landsat 4-5 TM	16,1	0
2009	Septiembre	24	Landsat 4-5 TM	10,8	47,4

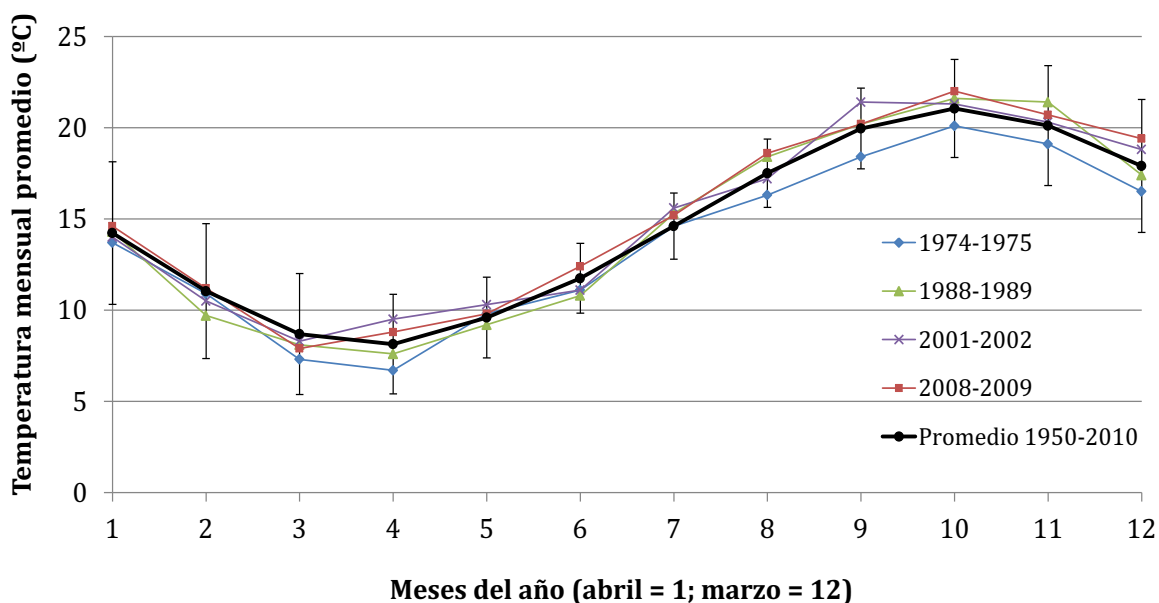


Figura 111. **Temperatura mensual promedio de los años 1975, 1989, 2002 y 2009.** Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Dirección Meteorológica de Chile.

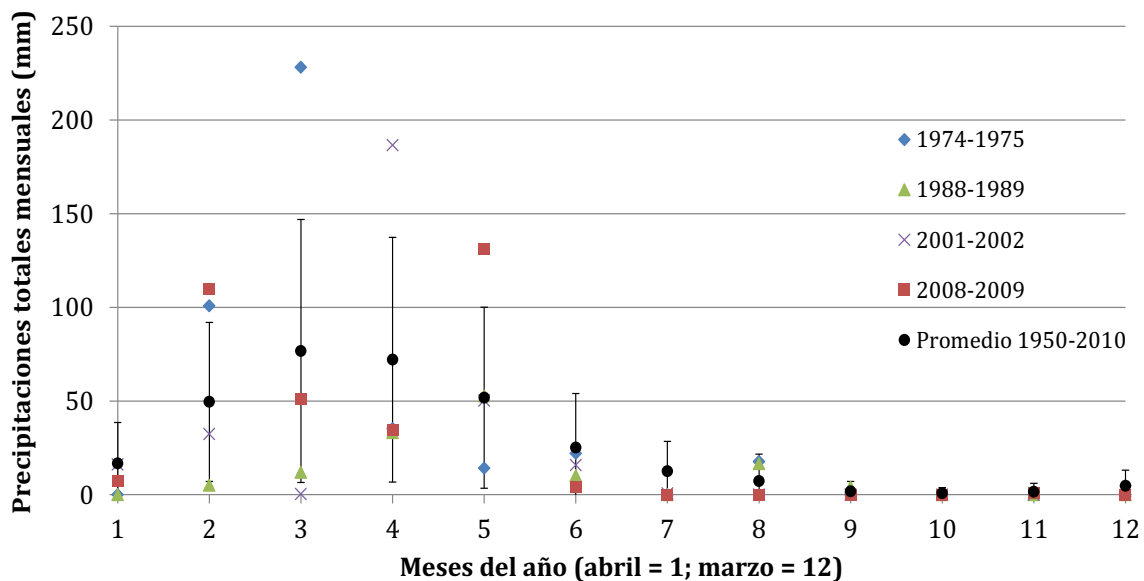


Figura 112. **Precipitaciones totales mensuales de los años 1975, 1989, 2002 y 2009.** Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Dirección Meteorológica de Chile.

Comparando las temperaturas de cada mes, entre los años de análisis, puede señalarse que todos los meses involucrados en el análisis están dentro del rango del promedio con su desviación estándar, es decir, son meses promedio desde el punto de vista de las temperaturas. A nivel de precipitaciones también fueron meses estándar, salvo escasas excepciones en meses extremadamente lluviosos en el invierno anterior al mes de marzo de 1975, 2002 y 2009.

Cabe notar que las temperaturas promedio se mantienen relativamente estables desde 1950, con un incremento en la pendiente igual a 0,006 (Figura 113).

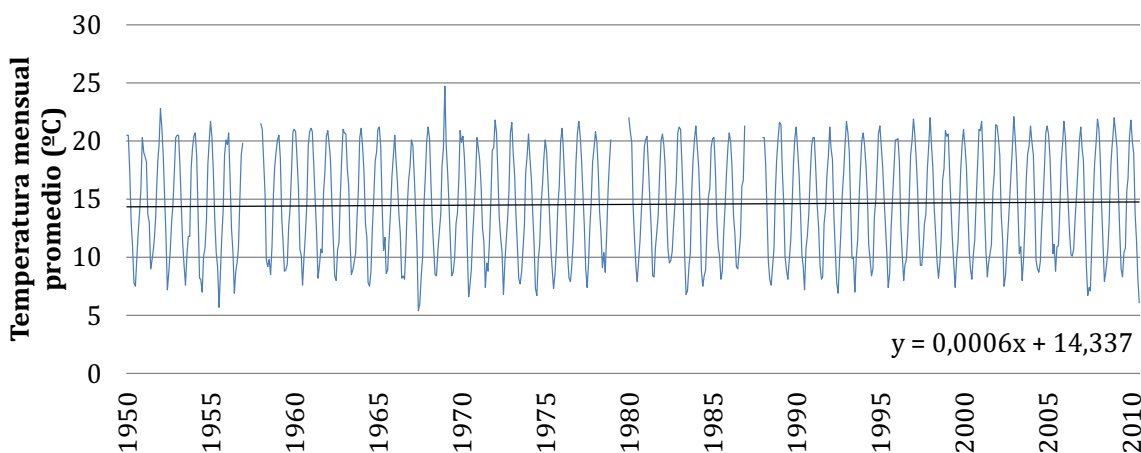


Figura 113. **Temperatura mensual promedio histórica (1950-2010).** Fuente: Elaboración propia a partir de datos de Dirección Meteorológica de Chile.

A fin de disponer de elementos para la interpretación fina de los resultados, puede señalarse que:

En relación a las temperaturas, los meses entre los años 1974 y 1975 fueron fríos (excepto abril, mayo, agosto y octubre), en comparación a los otros años analizados, que fueron más similares entre sí, y al promedio. El otoño-invierno del año 1988 es más frío que el de los años 2001 y 2008 (salvo junio), sin embargo en primavera-verano (1989) se asemeja a los años 2002 y 2009. Los años 2002 y 2009 tienen temperaturas muy similares, excepto en el mes de julio. Y, los veranos de los años 2002 y 2009 se observan más cálidos.

En tanto, en relación a las precipitaciones, los meses de mayo y junio del año 1974 (otoño previo al verano del año 1975) tuvieron muy altas precipitaciones (muy por sobre el promedio) y luego, en contraste, entre julio y octubre una cantidad inferior al promedio, pero dentro de la variación normal. En el año 1988 las precipitaciones fueron bajas entre abril y julio (otoño previo al verano del año 1989), y entre septiembre y octubre (primavera previa al mismo), pero dentro del rango del promedio y su desviación estándar. El invierno del año 2001 destaca por las nulas precipitaciones en junio y el exceso de precipitaciones en julio, ambas fuera del rango del promedio y su desviación estándar. Finalmente, los años 2008 y 2009 muestran un exceso de precipitaciones en mayo y agosto (por sobre la desviación estándar) y una cantidad inferior al promedio el resto del año.

Imágenes Landsat seleccionadas

De esta manera, los análisis exhaustivos se basaron en cuatro imágenes del mes de marzo, de los años 1975, 1989, 2002 y 2009 (Figura 114)

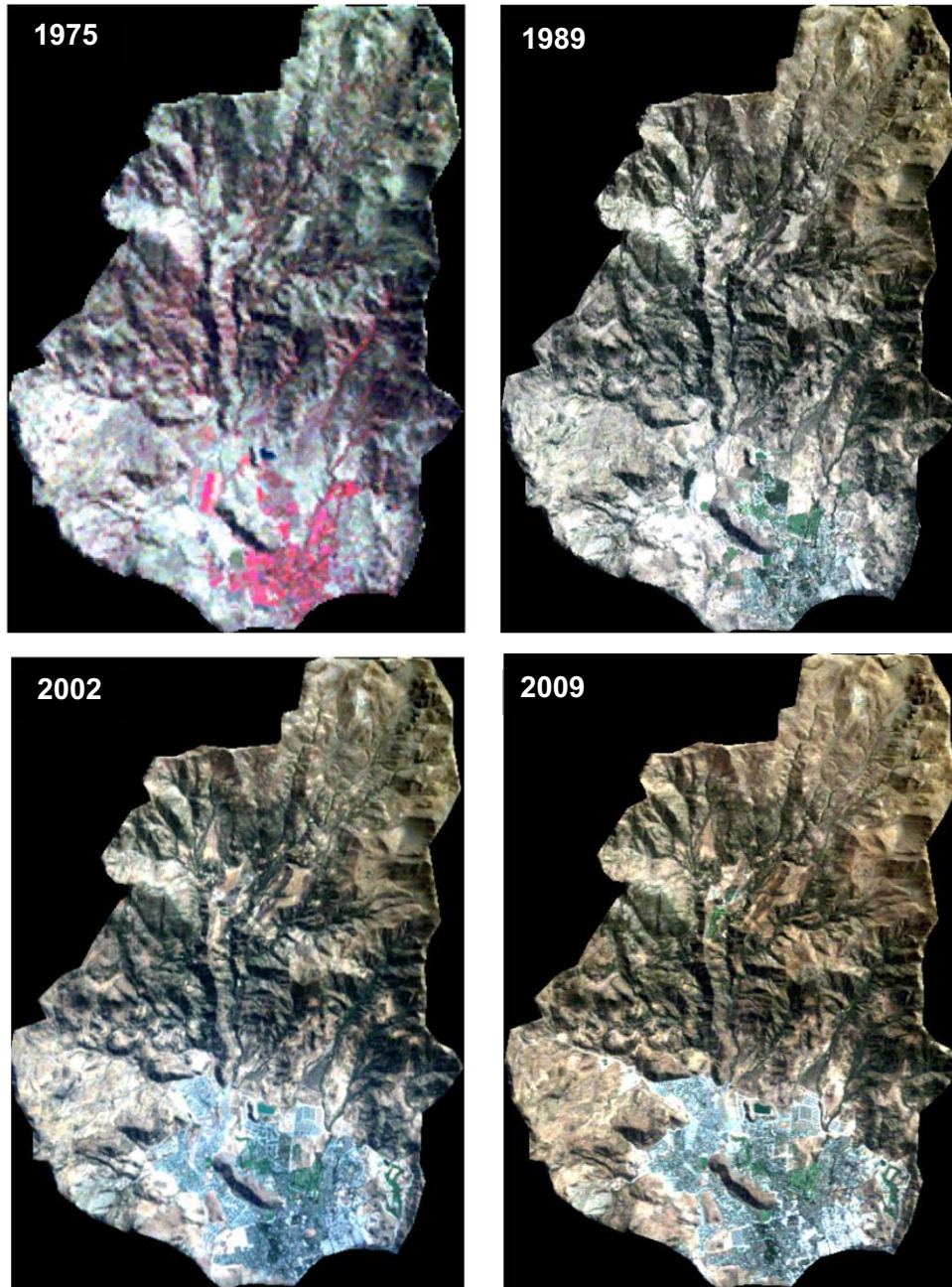


Figura 114. **Imágenes satelitales Landsat seleccionadas.** La imagen de 1975 tiene menor resolución por ser Landsat MSS. Las imágenes de 1989 y 2009 son Landsat TM y la imagen de 2002. Fuente: Elaboración propia a partir de imágenes satelitales de <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

Las imágenes seleccionadas provienen de tres satélites diferentes. Todas las imágenes contienen bandas en el rango del visible y el infrarrojo cercano. En cambio, solo las imágenes Landsat TM y ETM+ poseen una banda en el infrarrojo térmico (10,4-12,5 μ m), la que permite conocer la temperatura de la superficie deseada a partir de la radiación recibida por el sensor (Pérez *et al.* 2003).

Tabla 17. **Bandas de las imágenes satelitales Landsat.** Fuente: Elaboración propia a partir de documentación de <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

Bandas espectrales	<i>Multispectral Scanner (MSS) Landsat 1-3</i>		<i>Thematic Mapper (TM) Landsat 4-5</i>		<i>Enhanced Thematic Mapper Plus (ETM+) Landsat 7</i>	
	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)	Longitud de onda (μm)	Resolución (m)
Banda 1	0,5-0,6	80	0,45-0,52	30	0,45-0,52	30
Banda 2	0,6-0,7	80	0,52-0,60	30	0,52-0,60	30
Banda 3	0,7-0,8	80	0,63-0,69	30	0,63-0,69	30
Banda 4	0,8-1,1	80	0,76-0,90	30	0,77-0,90	30
Banda 5	-	-	1,55-1,75	30	1,55-1,75	30
Banda 6	-	-	10,40-12,50	120	10,40-12,50	60
Banda 7	-	-	2,08-2,35	30	2,09-2,35	30
Banda 8	-	-	-	-	0,52-0,90	15

Las imágenes seleccionadas fueron preparadas para el análisis, seleccionando las bandas requeridas para los análisis, es decir las bandas equivalentes al rango visible (0,4 - 0,7 μm), al infrarrojo cercano (0,7 - 0,9 μm) y al infrarrojo térmico (10,4 - 12,5 μm).

Luego se ajustó la extensión de la imagen al área de estudio (183 x 170 km), aplicando una máscara (o *.aoi –área de interés-) para analizar solo la microcuencia (superficie no cuadrada = 138,56 km²).

Las imágenes Landsat tienen diferentes niveles de procesamiento. En primer lugar, existen dos softwares (aplicaciones) que determinan las características del procesamiento: 1- *National Land Archive Production System (NLAPS)*, correspondiendo a todas las imágenes Landsat 1–5 MSS (1972–83) y algunas Landsat 4-5 TM (1982–1990) y; 2- *Level 1 Product Generation System (LPGS)*, correspondiendo a todas las imágenes Landsat 7 ETM+ (1999–presente) y la mayoría de las Landsat 4-5 TM (1982–presente). Los archivos de *metadata* disponibles para la descarga informan sobre el nivel de procesamiento.

Tabla 18. **Información básica de las imágenes seleccionadas.** Fuente: Elaboración propia a partir de documentación de <http://glovis.usgs.gov> (U.S. Geological Survey).

Fecha	Tipo	Extensión de archivos contenidos	Software y nivel de procesamiento
1975-03-22	Landsat 1-3 MSS	*.HDR, *.MET, *.TIFF (4 bandas)	*.GZ, NLAPS Nivel 8 “ <i>Systematically corrected</i> ”: Radiométrica y geoméricamente corregida usando el modelo satelital e información de platform/ephemeris.
1989-03-17	Landsat 4-5 TM	*.HDR, *.MET, *.TIFF (7 bandas)	*.GZ, Rotada y alineada a la proyección del mapa definido por el usuario. Corrección realizada sin puntos de control ni DEM.
2002-03-21	Landsat 7 ETM+	*.GTF, *.GPC.txt, *.MTL.txt, *.TIFF (10 bandas)	LPGS Nivel L1T <i>Standard Terrain Correction (Level 1T)</i> : proporciona precisión radiométrica y geométrica, al incorporar puntos de control en terreno, mientras usa un DEM para precisión topográfica. Su precisión geodésica depende de la precisión de los puntos de control y la resolución del DEM usado (puntos de control (GCP) en L1T: datos GLS2005; DEM: SRTM, NED, CDAD, DTED y GTOPO 30).
2009-03-16	Landsat 4-5 TM	*.GTF, *.GPC.txt, *.MTL.txt, *.TIFF (7 bandas)	

Corrección geométrica

Desde su origen, las imágenes ya se encuentran geoméricamente corregidas y presentan un ajuste adecuado. También están georreferenciadas. Cabe reconocer que existe un leve desplazamiento del origen de la malla de píxeles entre las imágenes corregidas con NLAPS y con LPGS, que debe ser tenido en cuenta al comparar intersecciones entre imágenes (ráster) o sus vectores derivados (Figura 115).

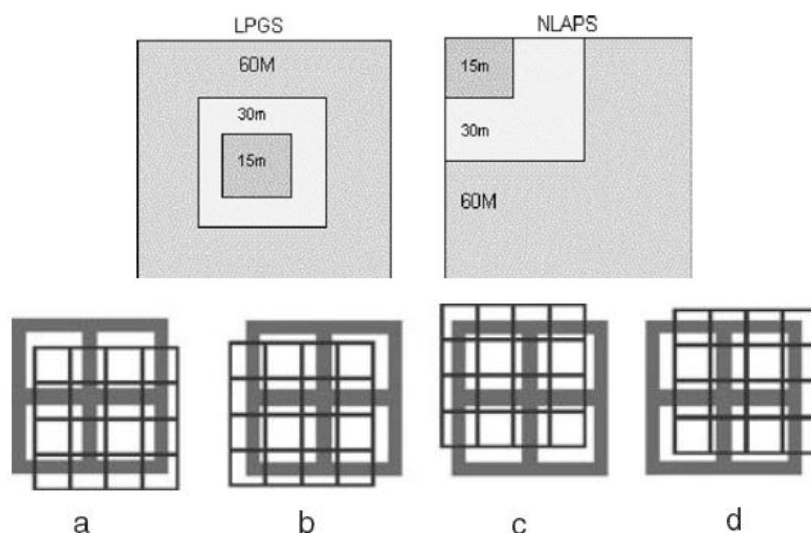


Figura 115. **Diferencias geométricas de imágenes Landsat.** Superior: Diferencia en el origen de malla entre el sistema LPGS y el NLAPS. Inferior: Posibles desplazamientos del origen de malla de la banda P (malla estrecha de 15 m) respecto a las XS (malla gruesa de 30 m). Fuente: Cristobal *et al.*, 2004.

Corrección radiométrica

Las imágenes seleccionadas no presentan píxeles perdidos ni bandeados de origen.

Luego, pese a que las imágenes cuentan con un nivel de corrección radiométrica, para mejorar la calidad de la imagen, se aplicó una corrección atmosférica adicional, basada en la compensación de parámetros a partir de información contenida en la escena (*Quick Atmospheric Correction –QUAC–* de ENVI 4.7) más una substracción de objetos oscuros (*dark subtract*) usando el mismo software.

El protocolo de corrección usando QUAC consiste en convertir la imagen original de formato *.TIF a *.BIL o *.BSQ, luego editar el encabezado de la imagen especificando las longitudes de onda de cada una de sus bandas (promedio y rango) y ejecutar el módulo QUAC indicando el tipo de sensor (satélite) de origen.

Corrección topográfica

Dado que el área de estudio tiene fuertes pendientes y una gran amplitud altitudinal, la geometría del flujo incidente es afectada, requiriéndose correcciones topográficas. A partir de un modelo digital de terreno (o DEM) y la fecha y hora de adquisición de la imagen, se pudo estimar la variación introducida por el efecto topográfico, al poder calcularse el ángulo cenital solar (θ_i), el ángulo de orientación de la pendiente (θ_p), el ángulo acimutal solar (φ_a) y el ángulo de orientación de la pendiente (φ_0), que permitieron obtener el ángulo cenital del flujo incidente (γ_i , o ángulo de incidencia de una vertiente).

De esta manera, luego de obtener un DEM a través del mismo sistema online usado para descargar las imágenes, se calculó a través de ENVI 4.7 la pendiente y exposición del modelo, para generar, junto a los datos de ángulo cenital y ángulo acimutal solar, el ángulo de iluminación (IL). Tras hacer coincidir el tamaño de la imagen (cada banda) con el archivo de iluminación (IL) se corrigió cada banda de la imagen.

Cálculo NDVI

El peculiar comportamiento radiométrico de la vegetación permite el uso de cocientes para discriminar masas vegetales. Cuanto mayor es la diferencia entre las reflectividades de la banda del Infrarrojo cercano (IR) y del Rojo visible (R), mayor es el vigor vegetal que presentará la cubierta observada. Bajos contrastes indican vegetación enferma, senescente o con poca densidad, o bien, suelos descubiertos o el agua (Chuvieco, 2002). El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) es uno de los índices que usan esta lógica.

En Landsat TM 5 y 7 ETM+, las bandas correspondientes a R e IR son “3” (0,63 – 0,69 μm) y “4” (0,76 – 0,90 μm). En tanto, para Landsat MSS son “2” (0,6 – 0,7 μm) y “4” (0,8 – 1,1 μm), respectivamente (o “5” y “7” dependiendo de la clasificación). Para el cálculo se usó el software ENVI 4.7 seleccionando las bandas espectrales señaladas. La fórmula que usa el software es:

$$NDVI_i = \frac{\rho_{i,IRC} - \rho_{i,R}}{\rho_{i,IRC} + \rho_{i,R}}$$

Para fines comparativos, se obtuvo el NDVI de las imágenes 1975, 1989, 2002 y 2009 sin realizar correcciones atmosféricas ni topográficas adicionales. No obstante, se aplicó la corrección simplificada teórica de Guyot & Gu (1994), que adiciona un factor de 0,801 para compensar la sobrevaloración de la banda Roja.

$$NDVI_i = \frac{ND_{IRC} - 0,801 ND_R}{ND_{IRC} + 0,801 ND_R}$$

Los valores de NDVI contenidos en una imagen (Ráster) fueron exportados a formato *Shape*. Usando ArcGIS se calculó la superficie de cada valor de NDVI y a partir de ellas se calcularon percentiles. Cada percentil rescata una fracción de píxeles. Así el percentil 80 (P_{80}), representa el valor de NDVI teórico bajo el cual se sitúan el 80% de los píxeles con menor NDVI y el 20% con mayor NDVI. Todos los polígonos de un mismo valor de píxel (NDVI) quedaron contenidos en una misma clase, lo que hace que las superficies de cada categoría no sean exactamente iguales a la superficie derivada de cada percentil. Es decir, si el P_{50} calculado (o teórico) representa el 50% exacto de la superficie de la microcuenca, el P_{50} categorizado puede representar una superficie diferente.

De esta manera, la categorización a nivel de microcuenca se basó en la asociación entre agrupaciones de valores de píxel por percentiles (en términos de superficie representada) y grandes tipos de usos del suelo visualizados sobre imágenes de alta resolución (Google Earth Pro). La categorización permite discriminar variaciones entre las principales categorías sin depender de una alta precisión en el proceso de corrección.

En cada imagen se calcularon en los valores de NDVI sobre el cual se agrupa el 50% (P_{50}) y el 80% (P_{80}) del total de píxeles, generándose tres categorías de NDVI, más una cuarta que agrupa aquellos píxeles con el máximo valor (ND_{MAX}) de NDVI. Estas son: (1) Bajo NDVI ($NDVI < P_{50}$) representando áreas con escasa vegetación, (2) Mediano NDVI ($P_{50} < NDVI < P_{80}$) integrando áreas con poca y media vegetación, y, (3) Alto NDVI ($P_{80} < NDVI < ND_{MAX}$), característica de áreas altamente vegetadas y (4) Máximo NDVI o productividad vegetal (ND_{MAX}), equivalentes a áreas altamente humectadas, p. ej. parques y fondos de quebrada. Para simplificar el análisis y tratar con unidades homogéneas, fueron eliminados los polígonos, ya categorizados, inferiores a 10mil metros cuadrados.

Cálculo temperatura superficial

De acuerdo a Peña (2008) y Sarricolea (2010), en el caso de las imágenes Landsat TM se puede obtener la temperatura superficial del brillo de una imagen y la temperatura de la superficie terrestre desde el infrarrojo térmico, para lo cual se usan las siguientes tres ecuaciones:

$$T_B = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{K_1}{L_\lambda} + 1\right)}$$

$$L_\lambda = [(L_{MAX} - L_{MIN})/255] \times D_N + L_{MIN}$$

L_λ = Radianza espectral absoluta
 L_{MAX} = Radianza espectral máxima
 L_{MIN} = Radianza espectral mínima
 D_N = Número digital codificada en 8 bit (Digital Number; 0 a 255)

$$S_t = \frac{T_B}{1 + (\lambda \times T_B / \rho) \times \ln \epsilon}$$

T_B = Temperatura efectiva medida por el satélite, o temperatura de brillo aparente medida en grados Kelvin
 K_2 = Constante de calibración 1.260,56 K
 K_1 = Constante de calibración 607,76 W m⁻² sr⁻¹ μm⁻¹
 S_t = Temperatura de la superficie de la tierra;
 λ = 11,457 μm
 ρ = 1,438 × 10⁻² m K

TERCER NIVEL JERÁRQUICO: ANÁLISIS DE USOS DEL SUELO SOBRE MICROCUENCA EN 2002 Y 2009

A través del Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales de la Pontificia Universidad Católica de Chile, se obtuvieron dos imágenes satelitales Aster (resolución de 15 m), corregidas y georreferenciadas, del mes de enero de los años 2002 y 2009 (Figura 116).

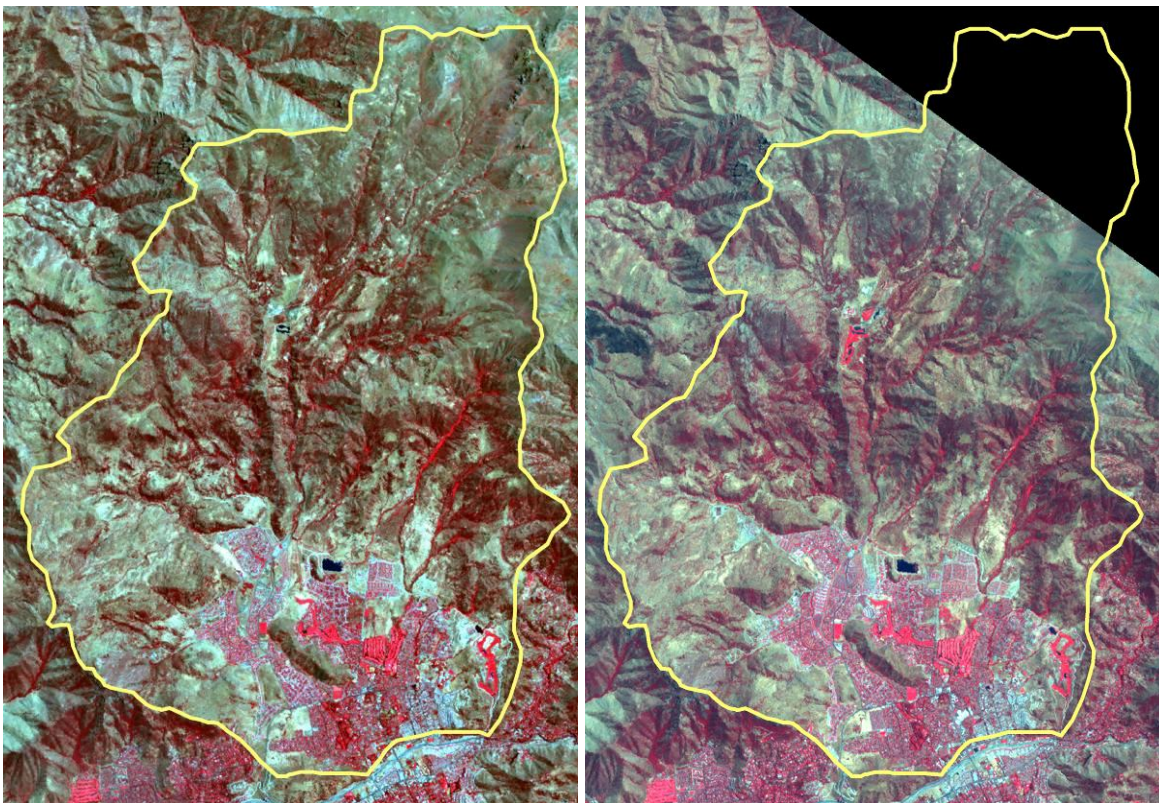


Figura 116. Imágenes satelitales Aster 2002 (izquierda) y 2009 (derecha). La microcuenca se muestra demarcada. Bandas 4-3-2. Fuente: Elaboración propia.

Se utilizó una adaptación de las categorías propuestas por Cadenasso *et al.* (2007; Tabla 1). Esta discrimina categorías gruesas (tipos de usos de suelo) y categorías finas, que especifican los grados de urbanización, cobertura vegetal y tipo de vegetación.

Tabla 19. **Clasificación de usos de suelo HERCULES** (adaptado de Cadenasso *et al.*, 2007). N/A: No aplica.

Categorías gruesas	Categorías finas
Edificaciones (construcciones, edificios, áreas urbanizadas)	Rangos de cobertura o “Grado de urbanización” : (0) ausente, (1) presente a 10% de cobertura, (2) 11–35% de cobertura, (3) 36–75% de cobertura, y (4) >75% de cobertura
Vegetación	Rangos de cobertura o “Cobertura vegetal” : (0) ausente, (1) presente a 10% de cobertura, (2) 11–35% de cobertura, (3) 36–75% de cobertura, y (4) >75% de cobertura “Tipo de vegetación” : (1) > 75% de cobertura de vegetación fina (herbácea), (2) ~50% de cobertura de vegetación fina y ~50% vegetación gruesa (leñosa o arbórea-arbustiva), y (3) >75% de cobertura de vegetación gruesa
Superficies vacías (suelo desnudo)	N/A
Agrícola	N/A

Para la identificación de cada una de las categorías gruesas se clasificó cada uno de los 851 polígonos generados por el “Catastro de usos del suelo y vegetación” de CONAF (2002). La delimitación de estos polígonos resulta adecuada dado que integra información física (geomorfología), biológica (especies dominantes y tipo de vegetación) y antrópica (usos del suelo).

Luego, cada uno de estos polígonos fue evaluado usando las categorías finas, esto es: grado de urbanización, cobertura vegetal y tipo de vegetación, ésta última en polígonos con más de un 75% de cobertura vegetal. En las otras categorías de cobertura vegetal se asumió que el tipo de vegetación fue mixta. En relación a las superficies vacías, se sólo consideraron las áreas con suelos desnudos (sin vegetación ni urbanización), dado que las zonas con pavimento insertas en una matriz de urbanización fueron incorporadas en la categoría de edificaciones. Para la identificación del grado de cobertura se consideró que la suma entre el grado de cobertura vegetal, del grado de urbanización y de superficies vacías tendría que ser equivalente al 100%. Todos los procedimientos fueron llevados a cabo en el software ArcGIS 9.2 (ESRI).

CUARTO NIVEL JERÁRQUICO: ANÁLISIS DE USOS DEL SUELO DEL ÁREA URBANA EN 1955, 2004 Y 2010

Se obtuvo una fotografía aérea Hycon (resolución submétrica) de enero de 1955 (Figura 117) a través del Instituto Geográfico Militar (Chile). Usando Google Earth Pro se descargaron las imágenes Quickbird de la microcuenca de resolución submétrica enero de 2004 (Figura 118) y marzo de 2010 (Figura 119). Cada una de las imágenes fue georreferenciada, usando hitos conspicuos de la carta base 1:50.000 (red vial e hidrografía) como puntos de control.

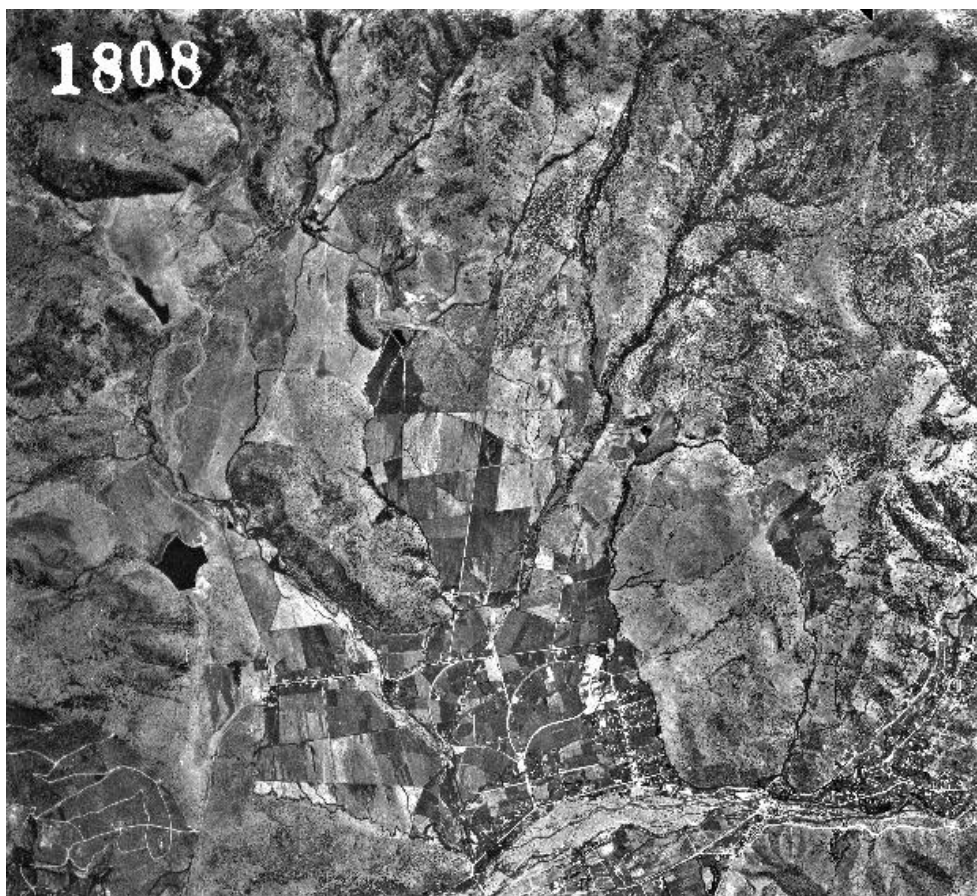


Figura 117. **Fotografía aérea de Vuelo Hycon (enero 1955).** Gentileza Instituto Geográfico Militar.

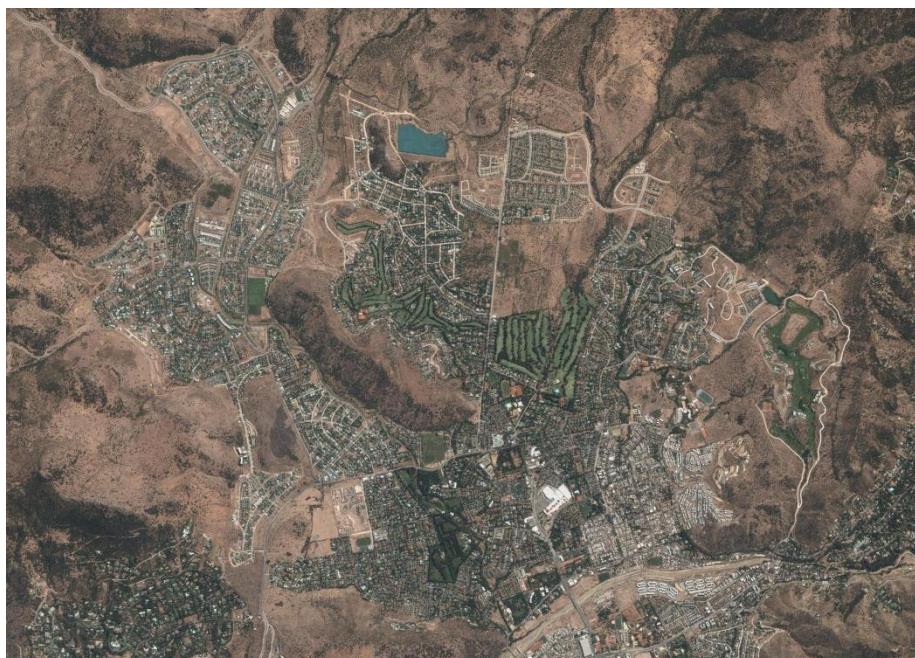


Figura 118. **Imagen extraída de Google Earth: enero 2004.**



Figura 119. Imagen extraída de Google Earth: marzo 2010

La categorización de los usos del suelo siguió el protocolo indicado en el tercer nivel jerárquico, con las siguientes modificaciones: (1) En vez de hacer la identificación de las categorías sobre los polígonos del Catastro de usos del suelo y vegetación de CONAF (2002), se subdividió el área percibida como urbanizada de la imagen más reciente disponible, obteniendo subunidades (polígonos o parches). (2) Se incorporó la categoría de uso de suelo “agrícola”, dado que es un uso existente sólo en 1955. Sobre esta categoría no se evaluó la cobertura vegetal, por lo cual, en la fotografía de 1955, la cobertura vegetal fue evaluada sólo sobre los polígonos identificados bajo las categorías gruesas de “edificación” y “vegetación”.

RELACIÓN ENTRE NIVELES JERÁRQUICOS

Los resultados generados en los niveles jerárquicos segundo, tercero y cuarto fueron contrastados con lo obtenido tras la revisión bibliográfica para enriquecer la comprensión del fenómeno. Además, fueron hechas comparaciones específicas entre las variables biofísicas y las coberturas de usos de suelo a escala urbana y modelos sobre las categorías finas de usos de suelo.

NDVI en área urbana

La mejor explicación de la dinámica del paisaje podría lograrse con las imágenes satelitales Landsat de los años 1975, 1989, 2002 y 2009, por su horizonte y equidistancia temporal, y por su amplitud espectral. Sin embargo, estas imágenes presentan una resolución que dificulta aplicar la clasificación de Cadenasso *et al.* (2007). Por esto, se usaron las imágenes extraídas de Google Earth para la extensión del área urbana. En tanto, para análisis a la extensión de la microcuenca se usaron dos imágenes Aster facilitadas por el Instituto de Estudios Urbanos y Territoriales (Pontificia Universidad Católica de Chile).

Aun así, los análisis realizados sobre las imágenes Landsat, Aster y aquellas descargadas de Google Earth, informan sobre un horizonte temporal muy estrecho, en comparación con la historia natural del área. Con el objeto de subsanar parcialmente ese vacío y alimentar la discusión de resultados, se describen los usos del suelo a partir de la foto aérea más antigua existente (1955), facilitada para estos efectos por el Instituto Geográfico Militar.

Cada uno de estos insumos tiene extensiones y resoluciones diferentes, por lo que el grado de error en la identificación, a través de fotointerpretación, se incrementa. No obstante, el propósito de integrar la información obtenida del análisis de cada tipo de imagen, es observar y describir tendencias.

Para comparar las tendencias de cambio en el NDVI entre la microcuenca y el área urbana se recortaron los mapas de NDVI a nivel del área urbana. Con esto, se evaluó también el grado de asociación entre las categorías de NDVI y las categorías de usos del suelo usando las categorizaciones más recientes, 2009 y 2010 respectivamente. Además, para evaluar la pertinencia de usar al NDVI como indicador en periodos donde no hay información proveniente de imágenes de alta resolución (vía fotointerpretación), se obtuvo el NDVI promedio del área urbana de cada categoría de cobertura vegetal y de cada categoría de tipo de vegetación; de los años 2002, para las categorías del año 2004; y del año 2009, para las categorías del año 2010.

Modelo de áreas cubiertas por vegetación y/o urbanización

Para integrar las variables “grado de urbanización” y “cobertura vegetal” se modeló la abundancia relativa de cada categoría (factor) a partir de su cobertura (coeficiente), expresándose como un modelo de superficie cubierta por vegetación y por urbanización (edificaciones). La superficie restante, es decir, no cubierta por vegetación y por urbanización corresponde a superficies vacías (inclusive aquellos espacios vacíos dentro de zonas urbanizadas y/o vegetadas) o cuerpos de aguas.

Así la función multifactorial para modelar la superficie cubierta por vegetación es:

$$\text{Área con vegetación} = \sum A(C1) * 0,050 + \sum A(C2) * 0,230 + \sum A(C3) * 0,555 + \sum A(C4) * 0,875$$

Del mismo modo, el modelo de superficie cubierto por urbanización es:

$$\text{Área con urbanización} = \sum A(C1) * 0,050 + \sum A(C2) * 0,230 + \sum A(C3) * 0,555 + \sum A(C4) * 0,875$$

En ambos modelos: A= Área; C1= Clase de cobertura vegetal o grado de urbanización “1” (factor) y; el coeficiente corresponde al valor medio del rango, en el caso de la clase 1 (0-10%) es 5%, esto es 0,05.

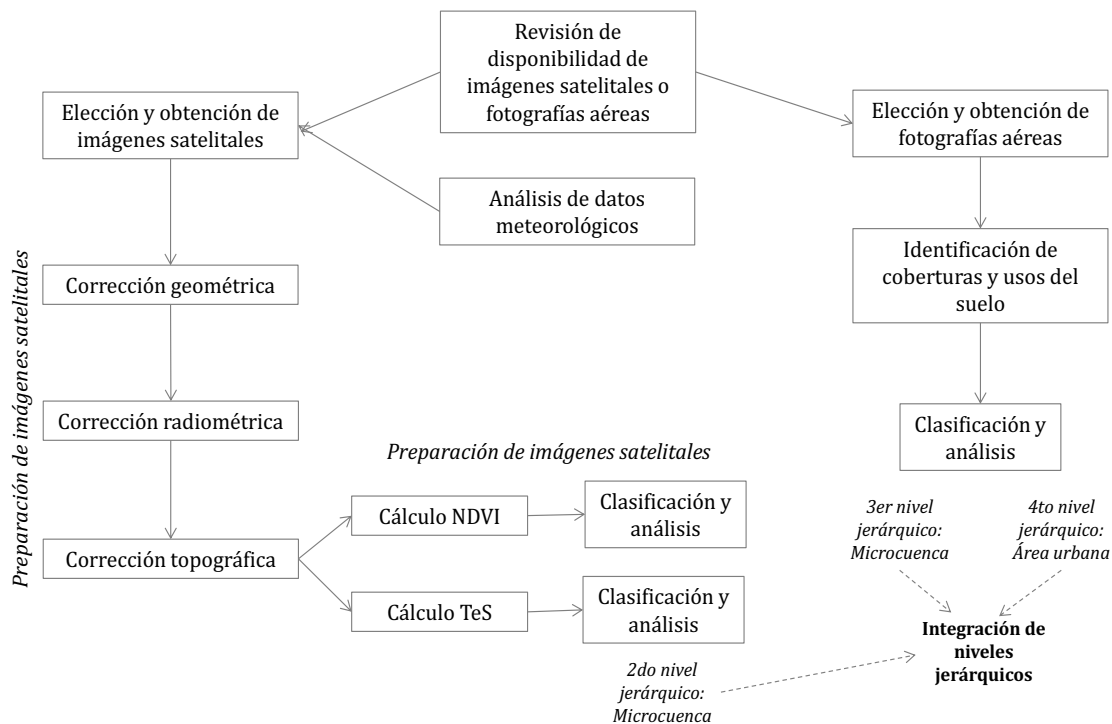


Figura 120. **Síntesis de la metodología de la Etapa I del modelo metodológico.** Fuente: Elaboración propia.

PAISAJE FUTURO

A partir de los resultados de los cuatro niveles jerárquicos de análisis, se proyectó la estructura teórica del paisaje en el año 2016. Para ello se consideró: 1- la situación del NDVI y 2- el modelo de áreas cubiertas por vegetación y/o urbanización.

En el caso del NDVI se evaluó la tendencia al año 2016, dado que replica el espaciamiento temporal entre 2002 y 2009, y se realizó en tres escenarios, generados por la tasa calculada entre las hectáreas de cambio anual entre la imagen más reciente y las tres anteriores.

En tanto, para el modelo de áreas cubiertas por vegetación y/o urbanización, se hizo una proyección para el año 2016, dado que tanto a partir de los datos del 3er nivel jerárquico existe una ventana temporal de 7 años (2002-2009) y en el 4to de 6 años (2004-2010).

Dicho modelo fue evaluado complementariamente con el “modelo bajo cota mil” (modelo de urbanización por geomorfología).

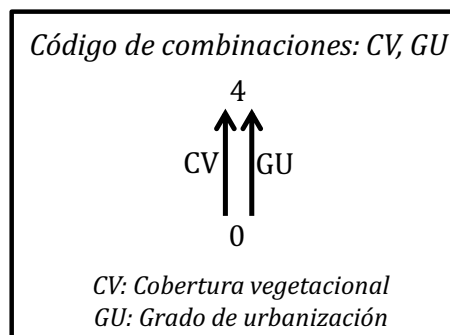
7.2.3 ETAPA II: EVALUACIÓN DE LA PRODUCCIÓN POTENCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE

PONDERACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE VARIABLES ESTRUCTURALES EN LA PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Las consecuencias del cambio estructural del paisaje sobre la producción de servicios ecosistémicos de: (1) regulación hídrica, (2) regulación del clima y (3) mejoramiento de la calidad del aire, se estimaron evaluando las condiciones estructurales que influyen sobre los procesos ecológicos que permiten la expresión de cada uno de los servicios ecosistémicos de regulación seleccionados.

Se utilizaron las categorías de cobertura vegetal y tipo de vegetación como medida de la biomasa vegetal, adaptando la teoría que apoya al software (UFORE) y que se encuentra documentado en Nowak & Crane (2000). En tanto, el grado de urbanización fue utilizado como equivalente al grado de impermeabilización, dado que las estructuras usadas para reconocer su estructura (camino y edificios) representan superficies impermeables. Así se utilizaron categorías y valores referenciales propuestos en Nowak & Crane (2000), Arnold & Gibbons (1996), Pauleit & Duhme (2000), Peña (2008) y Tyrväinen *et al.* (2005), entre otros.

El paisaje se compone de ecosistemas que se repiten en el espacio conformando una unidad. Cada uno de estos ecosistemas está determinado arbitrariamente y operativamente a partir de una condición de homogeneidad interna para el fenómeno de interés. En este caso, la homogeneidad está dada por la combinación de un valor categórico de cobertura vegetal y de un valor categórico de grado de urbanización. Estas combinaciones son equivalentes en términos conceptuales a los ecosistemas constituyentes del paisaje. Su nomenclatura se constituye de dos valores enteros separados por una coma, siendo sus valores mínimos y máximos 0 y 4, respectivamente.



Todos los valores referenciales fueron convertidos a una escala de 0 a 1, donde 0 representa nula producción potencial del servicio ecosistémico y 1 máxima producción potencial del servicio ecosistémico. En el caso de puntuaciones distintas en diferentes manifestaciones del servicio se hicieron promedios.

Regulación hídrica

La distribución del flujo hídrico depende de diferentes factores, aunque se señala que tres son los más importantes: pendiente, cobertura vegetal y estructura del suelo (Romero & Vásquez, 2005). Al respecto, en el área urbana la pendiente es inferior al 15%, por lo que no se incluirá en la estimación, la cobertura vegetal fue incorporada directamente como variable, y el atributo de la estructura del suelo considerado fue la impermeabilización del suelo, a través del grado de urbanización.

Los factores de infiltración profunda y escorrentía fueron derivados de Arnold & Gibbons (1996), ajustando los valores a los rangos de grados de impermeabilización usados en dicho estudio a los rangos de las categorías de grado de urbanización. Usando los datos de Pauleit & Duhme (2000) se incrementaron los factores de infiltración profunda para las áreas sin (o con poca) vegetación leñosa, dado que en su presencia se infiltra menos, al aumentar la evapotranspiración de su follaje. La escorrentía, en cambio, fue descrita solo a partir del grado de urbanización (como medida de la impermeabilización).

Para estimar la capacidad diferencial de disminuir la potencia erosiva y de la producción de sedimentos se consideró que, ante eventos de precipitaciones intensas, la vegetación mitiga la fuerza erosiva al recibir con su follaje el agua y hacerla escurrir por sus estructuras vegetales hasta llegar al suelo con una menor velocidad, permitiendo así que parte de ella se infiltre y no remueva el sustrato. De esta manera, a mayor cobertura vegetal de carácter arbustivo/arbóreo, menor es la velocidad de los flujos de agua y mayor la disminución de la potencia erosiva y de la producción de sedimentos.

La Tabla 20 integra la información a través de todas las combinaciones posibles de las categorías finas de usos del suelo.

Tabla 20. Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica. Se indica en paréntesis su conversión a escala de 0 a 1. La última columna informa promedio de los valores en la escala de 0 a 1. Cob. veg.: Cobertura vegetal, Grado urb.: Grado de urbanización. Fuente: Elaboración propia.

Servicios ecosistémicos de regulación hídrica				
Combinaciones de categorías finas de usos del suelo	Infiltración (% de inf. profunda)	Control de la escorrentía (1-% escorr.)	Disminución de la potencia erosiva y de la producción de sedimentos	Producción potencial relativa
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,40 (1)	0,90 (1)	(0)	0,67
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 2	0,25 (0,62)	0,77 (0,74)	(0)	0,45
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 3	0,15 (0,37)	0,62 (0,52)	(0)	0,30
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 4	0,05 (0,12)	0,45 (0,31)	(0)	0,14
Cob. veg. Clase 1 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,40 (1)	0,90 (1)	(0,05)	0,68
Cob. veg. Clase 1 + Grado urb. Clase 2	0,25 (0,62)	0,77 (0,74)	(0,05)	0,47
Cob. veg. Clase 1 + Grado urb. Clase 3	0,15 (0,37)	0,62 (0,52)	(0,05)	0,31
Cob. veg. Clase 1 + Grado urb. Clase 4	0,05 (0,12)	0,45 (0,31)	(0,05)	0,16
Cob. veg. Clase 2 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,40 (1)	0,90 (1)	(0,23)	0,74
Cob. veg. Clase 2 + Grado urb. Clase 2	0,25 (0,62)	0,77 (0,74)	(0,23)	0,53
Cob. veg. Clase 2 + Grado urb. Clase 3	0,15 (0,37)	0,62 (0,52)	(0,23)	0,37
Cob. veg. Clase 2 + Grado urb. Clase 4	0,05 (0,12)	0,45 (0,31)	(0,23)	0,22
Cob. veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,25 (0,62)	0,90 (1)	(0,56)	0,73
Cob. veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 2	0,20 (0,50)	0,77 (0,74)	(0,56)	0,60
Cob. veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 3	0,11 (0,28)	0,62 (0,52)	(0,56)	0,45
Cob. veg. Clase 4 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,25 (0,62)	0,90 (1)	(0,75)	0,79
Cob. veg. Clase 4 + Grado urb. Clase 2	0,20 (0,50)	0,77 (0,74)	(0,75)	0,66

Regulación del clima

De acuerdo a Whitford *et al.* (2001), a mayor urbanización menor es la evaporación y mayor el almacenamiento de calor (que genera islas de calor), disminuyendo también la velocidad del viento (Sarricolea *et al.* 2008). En tanto, según Moreno (1994, 1999), la vegetación ejerce un efecto mitigador sobre la forma y la intensidad de las islas de calor (disminuye la temperatura), en especial aquella de tipo arbórea, al aumentar la evapotranspiración, y por lo tanto, la humedad del aire. De acuerdo a Peña (2008) la ciudad de Santiago de Chile, tiene temperaturas superficiales mayores en urbanizaciones densas que en aquellas poco densas, registra la máxima temperatura superficial en suelos desnudos, y la menor en áreas con vegetación, seguida de áreas con usos mixtos. El mismo patrón se describió para la humedad superficial. Otros estudios (ver Tyrväinen *et al.* 2005) muestran que, sistemáticamente, las superficies más frías en los veranos cálidos, son las superficies con vegetación, siendo su área relevante para tener influencia en la regulación de la temperatura. Los árboles ejercen más efecto que la vegetación herbácea, porque otorgan un sombreado de superficies que pueden almacenar calor. Asimismo, su mayor disminuye las temperaturas a través de su evapotranspiración. La vegetación arbórea arbustiva tiene también efecto sobre la velocidad del viento, disminuyéndola al incrementar la rugosidad. Las calles pueden aumentar las ráfagas fuertes de viento, no obstante, la distribución espacial específica de la vegetación es clave para maximizar la regulación de los vientos fuertes.

De esta manera, se usó la referencia de Peña (2008) para generar combinaciones de grados de urbanización, cobertura vegetal y tipos de vegetación. Se le asignó un 0 a la combinación equivalente a suelo desnudo y un 1 a la combinación equivalente a vegetación (sin urbanizar). Para ponderar las distintas clases de mitigación de la oscilación térmica se conservaron las distancias relativas de la temperatura medida en cada una de las categorías usadas por el autor, interpolando para discriminar entre combinaciones. En el caso de la disminución de vientos fuertes, se usaron como referencias las medias de los rangos de cobertura vegetal y, para discriminar el efecto del grado de urbanización, se calculó el promedio entre esa media y el máximo del rango.

Tabla 21. **Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de regulación del clima.** Se indica en paréntesis su conversión a escala de 0 a 1. La última columna informa promedio de los valores en la escala de 0 a 1. Cob. veg.: Cobertura vegetal, Grado urb.: Grado de urbanización, Tipo veg.: Tipo de vegetación. Fuente: Elaboración propia.

Combinaciones de categorías finas de usos del suelo	Servicios ecosistémicos de regulación del clima		
	Mitigación de la oscilación térmica	Disminución de vientos fuertes	Producción potencial relativa
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 0 y 1	0	0	0
Cob. veg. Clase 0 + Grado urb. Clase 2, 3 y 4	0	0,07	0,04
Cob. veg. Clase 1 y 2 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,46	0,26	0,34
Cob. veg. Clase 1 y 2 + Grado urb. Clase 2 y 3	0,38	0,09	0,24
Cob. veg. Clase 1 y 2 + Grado urb. Clase 4	0,25	0,04	0,14
Cob. veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 0 y 1	0,81	0,65	0,73
Cob. veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 2 y 3	0,33	0,46	0,40
Cob. veg. Clase 4 + Tipo veg. Clase 1 y 2 + Grado urb. Clase 0, 1 y 2	0,90	0,88	0,89
Cob. veg. Clase 4 + Tipo veg. Clase 3 + Grado urb. Clase 0, 1 y 2	1	1	1

Mejoramiento de la calidad del aire

La vegetación urbana (bosques, parques, árboles, etc.) mejoran la calidad del aire al capturar contaminantes como O₃, NO_x, SO₂ y partículas (aerosol y polvo, Tyrväinen *et al.* 2005). Para calcular la tasa de remoción de contaminantes por parte de la vegetación existen aplicaciones específicas (software) que, sin embargo, están diseñados para ciudades de Estados Unidos, por lo que sus factores no son aplicables. No obstante, se usó la teoría que uno de estos software (UFORE) utiliza y que se encuentra documentado en Nowak & Crane (2000). Esto fue complementado con lo descrito por Tyrväinen *et al.* (2005).

De acuerdo a estos autores, para calcular la tasa de remoción de contaminantes en tiempos de no-precipitaciones se deben considerar tres factores: (1) Velocidad de depositación (V_d), (2) Concentración de contaminantes (C) y (3) Biomasa vegetal y su estructura (CV), expresada en cobertura vegetal y de dosel.

$$\text{Contaminantes removidos (g s}^{-1}\text{)} = V_d \text{ (m s}^{-1}\text{)} \times C \text{ (g m}^{-3}\text{)} \times CV \text{ (m}^2\text{)}$$

La velocidad de depositación (o depositación seca de aire contaminado) se expresa en unidad de masa (g) por unidad de tiempo (s^{-1}) y depende, a su vez; de factores que inciden en la resistencia que ejercen las estructuras vegetales, sobre la masa de aire cargada de contaminantes; y de factores meteorológicos que inciden en la actividad fotosintética como: la radiación activa fotosintética, la temperatura del aire,

la velocidad del viento, la concentración de CO₂ y la humedad relativa, entre otras. Por otra parte, tienen mejores tasas de remoción de contaminantes: (1) las especies siempre verdes que las deciduas, (2) la vegetación que se sitúa cerca de la fuente de emisión que aquella lejana y (3) las distribuciones de árboles o arbustos agrupadas que las lineales.

Todos estos factores permiten discriminar la eficiencia de remoción de distintas especies y en distintas condiciones meteorológicas y, obtener tasas absolutas (con sentido bioquímico). Dado que el propósito es describir patrones de cambio a nivel de paisaje; más que obtener tasas diarias o mensuales, donde es relevante la variación de las condiciones meteorológicas; se usó el supuesto de que la velocidad de depositación es igual a uno (en términos matemáticos, ver ecuación), de modo que la remoción de contaminantes sea solo una función de la concentración de contaminantes y de la biomasa. Asimismo, se asume que la concentración de contaminantes (masa por unidad de volumen) se distribuye en forma homogénea en el área urbana, por lo que no afecta como factor de diferenciación espacial.

Finalmente, la biomasa se expresa en superficie cubierta por dosel vegetal, por lo que se integraron las categorías de cobertura vegetal y de tipo de vegetación. Al respecto, el tipo de vegetación (herbácea, mixta o arbustiva/arbórea) se especifica solo para la mayor categoría de cobertura vegetal, mientras que para las otras categorías se considera mixta. Así, la cantidad de contaminantes removidos es mayor si la cobertura vegetal (expresada en superficie) aumenta y en tipos de vegetación arbórea/arbustiva que herbácea.

Se consideró que los cuatro servicios de mejoramiento de la calidad del aire están condicionados principalmente por el grado de cobertura vegetal, por lo cual se usaron los mismos valores para ponderar la capacidad diferencial de producción de servicios.

Tabla 22. **Tabla modelo para la estimación de la contribución de cada variable biofísica o uso del suelo a la producción de los servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire.** Se indica en paréntesis su conversión a escala de 0 a 1. La última columna informa promedio de los valores en la escala de 0 a 1. Cob. veg.: Cobertura vegetal, Tipo veg.: Tipo de vegetación. Fuente: Elaboración propia.

Combinaciones de categorías finas de usos del suelo	Servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire					Producción potencial relativa
	Atrapamiento de material particulado	Asimilación de gases	Provisión de buenas condiciones de ventilación y de capacidad depuradora	Liberación de oxígeno molecular (O ₂)		
Cob. veg. Clase 0	0	0	0	0	0	0
Cob. veg. Clase 1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2
Cob. veg. Clase 2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
Cob. veg. Clase 3	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Cob. veg. Clase 4, Tipo veg. 1 y 2	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8
Cob. veg. Clase 4, Tipo veg. 3	1	1	1	1	1	1

CAPACIDAD ESTIMADA DE PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Las tres tablas modelos fueron integradas en una nueva que contienen todas las combinaciones posibles de formar entre las categorías finas de los usos del suelo. Así, para cada combinación se contó con un factor integrado que indica el nivel de producción potencial de cada servicio ecosistémico (“Factor de SSEE”).

Este factor fue ponderado (multiplicado) por la superficie de cada combinación, en cada año en que fue evaluada la estructura. Estas combinaciones representan ecosistemas característicos, al ser homogéneos internamente en cobertura vegetal, grado de urbanización y tipo de vegetación.

El resultado de la ponderación entre el factor de producción potencial y la superficie de cada ecosistema es la “superficie total con capacidad de producción de servicios ecosistémicos”, en cada año evaluado.

La sumatoria de la superficie total de producción de cada uno de los tres servicios ecosistémicos fue, a su vez, estandarizada (dividida) por la superficie total del área de estudio (área urbana), obteniéndose un valor entre 0 y 1. Este valor refleja la mayor o menor capacidad del paisaje para producir servicios ecosistémicos, permitiendo hacer comparaciones temporales.

Paralelamente, para evaluar la asociación entre el NDVI y los factores de servicios ecosistémicos se realizó una regresión lineal entre los valores de NDVI convertidos a una escala de 0 a 1 y cada factor de servicios ecosistémicos, relacionando los valores de NDVI de 2002 y 2009 con los factores de 2004 y 2010, respectivamente.

PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE FUTURO

Para predecir la capacidad de producción de servicios ecosistémicos en el paisaje futuro (año 2016), se usaron las tasas anuales de cambio de los ecosistemas entre los años 2004 y 2010. Con esto se obtuvo un valor de superficie y un valor de factor, que permiten su comparación con las etapas temporales anteriores.

7.2.4 ETAPA III: EVALUACIÓN DEL CONSUMO POTENCIAL DE LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE URBANO

VARIABLES (INPUTS) QUE INTERACTÚAN CON LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y DETERMINAN EL GRADO DE CONSUMO

Como ya se señaló en 7.1 PROPUESTA METODOLÓGICA, el consumo de servicios ecosistémicos consiste en el uso de los servicios producidos (ofertados) por el paisaje. El consumo se refleja en un cambio de volumen, masa, condición físico-química o tasa de flujo. Ante la imposibilidad de contar con mediciones de este tipo, se usan factores para representar el grado de producción y permitir comparaciones.

Para cada uno de los tipos de servicios ecosistémicos, se seleccionó una variable o *input* físico-química que permitiese estimar la potencialidad de consumo de los servicios ecosistémicos producidos. En la Tabla 23 se muestra esta selección.

Tabla 23. *Inputs* físico-químicos considerados para evaluar el consumo de servicios ecosistémicos. Fuente: Elaboración propia.

Servicios ecosistémicos	Input físico-químico
Regulación hídrica: infiltración, control de la escorrentía y disminución de la potencia erosiva y de la producción de sedimentos.	Agua caída anual (precipitaciones entre abril del año anterior y marzo del año evaluado)
Regulación del clima: mitigación de la oscilación térmica y disminución de vientos fuertes.	Diferencia entre la temperatura de emisión superficial al interior de cada ecosistema y la temperatura de emisión máxima en el área urbana
Mejoramiento de la calidad del aire: atrapamiento de material particulado, asimilación de gases, provisión de buenas condiciones de ventilación y de capacidad depuradora y liberación de oxígeno molecular.	Emisión y concentración de contaminantes (MP, O ₃ , SO ₂ , NO ₂ , CO)

El valor de cada *input* se presenta a escala del área de estudio, siendo comparado con la capacidad de producción.

CONSUMO ESTIMADO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Usando datos de la literatura, se realizó el ejercicio de estimar el consumo de servicios ecosistémicos, a modo referencial. Como el grado de urbanización restringe la capacidad de producción de servicios ecosistémicos, consecuentemente no es relevante para estimar cuántos de ellos son consumidos, razón por la cual en todos los casos se utilizó solo la cobertura vegetal para estimar la capacidad de consumo.

Regulación hídrica

Para estimar cuánta agua necesita infiltrarse en el área urbana y en cada ecosistema, se obtuvo la cantidad de agua caída en Santiago por unidad de área (datos de la Dirección Meteorológica de Chile) y se asumió que ésta se distribuye por igual en toda el área de estudio. De esta manera, tras multiplicar el volumen de agua caída por unidad de área, por la superficie total de la zona urbana y por la superficie de cada ecosistema, se obtuvo 1- el volumen total de agua que se necesita regular y 2- la distribución de este volumen en los ecosistemas.

Luego, dicha cantidad de agua caída en cada ecosistema fue multiplicada por el "Factor de SSEE", para obtener el volumen de agua caída que puede ser regulada ecosistémicamente. Su complemento representa el volumen de agua caída que no puede ser regulada ecosistémicamente.

Agua caída regulada ecosistémicamente = Factor SSEE x Agua caída en el ecosistema (m³/año)

Agua caída no regulada ecosistémicamente = (1 – Factor SSEE) x Agua caída en el ecosistema (m³/año)

La suma de ambos hace el volumen total de agua caída en cada año y la relación entre ambos porcentajes informa de cuánta agua se regula ecosistémicamente en el área de estudio.

Regulación del clima

Para estimar la cantidad de calor que requiere ser mitigada (calor a regular) en el área urbana y en cada ecosistema, se obtuvo la temperatura de emisión superficial (TeS) emitido en el área urbana, a partir de Peña (2008), en cada ecosistema, haciendo una equivalencia entre la clasificación de usos del suelo ahí usados y los ecosistemas de esta investigación. A partir del valor mínimo de TeS se obtuvieron *deltas* en cada uno de los ecosistemas.

El “calor regulado ecosistémicamente” se definió como la diferencia entre la temperatura de emisión de una superficie vacía y el “calor a regular”, más el calor que pudo ser regulado por las estructuras de los ecosistemas integradas en el “Factor de SSEE” de regulación del clima. Esto último pretende incorporar las diferencias que suelen detectarse al medir la temperatura medida en el aire. Luego, el “calor no regulado ecosistémicamente” corresponde a una ponderación entre el calor a regular en el ecosistema y el complemento del “Factor de SSEE” de regulación del clima.

Calor regulado ecosistémicamente = (TeS máxima – Calor a regular en el ecosistema) + Factor SSEE x Calor a regular en el ecosistema

Calor no regulado ecosistémicamente = Calor a regular en el ecosistema x (1- Factor SSEE)

Mejoramiento de la calidad del aire

La calidad del aire es mejor si hay menos contaminantes en el aire. Para ello es necesario conocer cuántos de ellos son capturados por la vegetación y cuántos permanecen en el aire.

A su vez, para saber cuántos son capturados, es necesario saber cuántos son emitidos. DICTUC (2007) realizó un inventario proyectado de emisiones de contaminantes atmosféricos para la Región Metropolitana de Santiago. En él integra datos de fuentes estacionarias y móviles. Estos datos fueron estandarizados por unidad de área y fueron ajustados eliminando las fuentes de industria, ponderando a un 20% las quemas agrícolas (por ser bajo el número de superficies con actividad agrícola) y a un 50% las fuentes agrupadas como “no areales”, que incorpora actividades ausentes o de bajo impacto en la microcuenca de estudio (p. ej. producción de ladrillos artesanales, uso de fertilizantes y plaguicidas, crianza de animales (muy reducida en el área de estudio), rellenos sanitarios y plantas de tratamientos de aguas servidas).

De acuerdo a Rowntree & Nowak (1991), a partir de la cobertura de árboles es posible calcular el secuestro de carbono (ver fórmula). En tanto, existen relaciones generales que permiten estimar la captura de otros contaminantes a partir de uno específico, en este caso, el carbono.

$$\text{carbon secuestrado} \left(\frac{t}{\text{ha} * \text{año}} \right) = 0,00829 (\% \text{ cobertura arborea})$$

Para este propósito se usaron las categorías de cobertura vegetal y se usó como equivalente de cobertura arbórea. Se utilizó el valor medio del rango para su

incorporación en la ecuación. Dado que sólo una porción de la cobertura vegetal es de tipo arbórea, se aplicó un factor de 0,6.

Así, usando relacionando los datos obtenidos por Hernández (2007, 2008), por cada tonelada capturada de C, se capturan: 0,059 t de MP, 0,017 t de O₃, 0,007 t de SO₂, 0,007 t de NO₂ y 0,003 t de CO.

La capacidad de producción de este servicio ecosistémico se basó exclusivamente en la presencia de la vegetación, por lo que es posible hacer una estimación gruesa de tasas de captura usando una relación entre el “Factor de SSEE” de mejoramiento de la calidad del aire (determinado por la cobertura vegetal) y la superficie de cada ecosistema.

Con esto se obtiene una tasa máxima de captura de contaminantes, no obstante para saber cuánto se requiere capturar, es necesario conocer cuántos contaminantes son emitidos en el área de estudio. A su vez, conocer la concentración de contaminantes, permite disponer de una medida de cuántos son removidos del área de estudio, y cuántos no lo son, tanto por la vegetación como por los vientos.

Los datos de emisión de contaminantes fueron obtenidos a partir de la literatura.

7.2.5 ETAPA IV: MODELACIÓN DEL FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE LOS ECOSISTEMAS

Para calcular el saldo entre servicios ecosistémicos producidos y consumidos se obtuvo la diferencia o saldo entre la cantidad de agua, calor o contaminantes: regulados y no regulados; como manifestación de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica, de regulación del clima y de mejoramiento de la calidad del aire, respectivamente. Estos saldos, se convirtieron a una escala de -1 a 1 estandarizándolos por el total de agua, calor o contaminantes regulados y no regulados en cada ecosistema.

Adicionalmente, se trazaron 5 transectos desde la salida de agua hasta los límites del área urbana, con ángulos de aproximadamente 30° entre sí (Figura 121). En cada uno de estos transectos se registró el valor del saldo de cada servicio ecosistémicos a intervalos de un kilómetro. Los saldos de cada servicio ecosistémico fueron incorporados en un gráfico de síntesis. El supuesto es que la urbanización se inicia en torno al punto de salida de agua (el ingreso a la microcuenca) y avanza radialmente hacia sus límites, restringiéndose solo por asuntos legales o la geomorfología inhóspita.



Figura 121. **Diseño de transectos para registrar el saldo entre servicios ecosistémicos producidos y consumidos.** Fuente: Elaboración propia.

Se seleccionaron los ecosistemas de mayor superficie (mayor a 100 hectáreas) y; considerando los valores en la escala de -1 a 1 de cada ecosistema, se modeló cómo podría ocurrir el flujo de agua, calor o contaminantes entre ellos y, por lo tanto, de servicios ecosistémicos (en sentido inverso), especialmente entre ecosistemas con grandes diferencias de saldo y de acuerdo a los factores que lo potencian o limitan. En el caso de la regulación hídrica, la pendiente determina la dirección de los flujos, mientras que en la regulación del clima y en el mejoramiento de la calidad del aire existe un efecto radial (por cercanía), mediado por la dirección del viento, tanto diurno como nocturno. En ambos casos, la contigüidad o vecindad de los ecosistemas fue determinante.

Así, se construyeron modelos de cómo podrían fluir los servicios ecosistémicos entre los ecosistemas dominantes. Este modelo integró también los flujos provenientes de la porción de la microcuenca no urbanizada.

7.2.6 ETAPA V: MODELACIÓN DEL FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA MICROCUENCA Y HACIA LA CIUDAD

Los ecosistemas de la microcuenca (parte no urbana) fueron los descritos en la estructura del tercer nivel jerárquico. En tanto, a partir de la misma imagen del año 2010 usada en el análisis del cuarto nivel jerárquico, se identificaron los ecosistemas sobre cinco anillos concéntricos de 1 km de ancho (Figura 122).

A estos ecosistemas se les asignó el saldo de “producción *menos* consumo” en la escala de -1 a 1 de cada servicio ecosistémico, correspondiente al mismo ecosistema en el área de estudio. En caso de haber más de un ecosistema en cada anillo concéntrico, se ponderó el saldo de los ecosistemas de acuerdo a su dominancia. Se excluyeron del análisis las áreas no urbanizadas.

Así, de acuerdo al valor del saldo y los mismos factores que limitan o potencian el flujo de servicios ecosistémicos en el área de estudio, se modeló el flujo de servicios ecosistémicos desde la microcuenca estudiada (parte no urbana) hacia el área urbana y desde ésta hacia la ciudad.

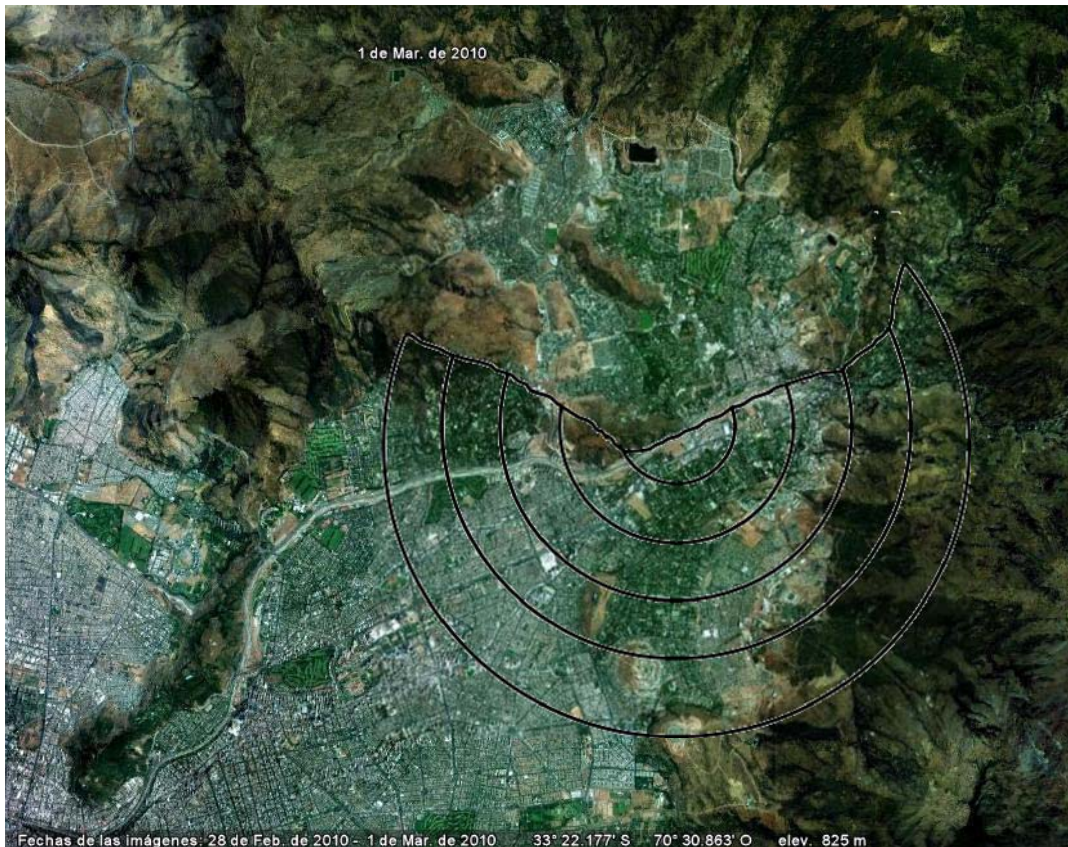


Figura 122. Diseño de anillos concéntricos para estimar el saldo entre servicios ecosistémicos producidos y consumidos en la ciudad. Fuente: Elaboración propia.

7.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Arnold, C. & Gibbons, J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* (62), 243-258.

Cadenasso, M., Pickett, S. & Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment* (5), 80–88.

Chuvieco, E. (2002). *Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio*. Editorial Ariel S.A. 586 pp

Corporación Nacional Forestal (CONAF) (2002). *Catastros de usos del suelo y vegetación. Región Metropolitana de Santiago, Chile. Actualización*.

Cristóbal, J., Pons, X., Serra, P. (2004). Sobre el uso operativo de Landsat-7 ETM+ en Europa. *Revista de Teledetección* 21: 55-59.

DICTUC (2007). Informe técnico “Actualización del Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana”. Pontificia Universidad Católica de Chile - Comisión Nacional del Medio Ambiente Región Metropolitana. Santiago, Chile. 281pp.

Environmental Systems Research Institute Inc. (ESRI) (2009). Redlands, CA, USA.

Guyot, G. & Gu, X. (1994). Effect of radiometric corrections on NDVI determined from SPOT HRV and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* (49), 169-180.

Hernández J (2007). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Ambiente Forestal* (3), 14-16.

Hernández J (2008). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Revista de Urbanismo*, 18, junio 2008. Santiago de Chile, publicación electrónica I.S.S.N. 0717-5051. Disponible en <http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D734%2526IDG%253D2%2526ACT%253D1%2526PRT%253D21177,00.html>

Lubert, F. Pliscoff, P. (2006). *Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile*. Editorial Universitaria. 316 pp. Cartografía digital disponible en <http://territorial.sinia.cl/ficha/ficha.php?accion=descarga&o_id=2097>.

Moreno, M. (1994). Intensity and form of the urban heat island in Barcelona. *International Journal of Climatology* (14), 705-710.

Moreno, M. (1999). *Climatología urbana*. Edicions de la Universitat de Barcelona.

Nowak, D. & Crane, D. (2000). The urban forest effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions. En: Hansen, M. & Burk, T. (Eds.). *Proceedings: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. IUFRO Conference, 16–20 August 1998, Boise, ID. General Technical Report NC-212. US Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, St. Paul, MN, pp. 714–720.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Peña, M. (2008). Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing* (29), 4385-4404.

Pérez, A.M., Calle, A. & Casanova, J.L. (2003). Cálculo de la temperatura superficial a partir de datos Landsat TM. X Congreso de Teledetección. Cáceres, España. Pp 95-98. URL: <http://www.aet.org.es/congresos/x/cac22.pdf>

Potter, C.S. & Brooks, V. (1998). Global analysis of empirical relations between annual climate and seasonality of NDVI. *International Journal of Remote Sensing* 19(15): 2921-2948.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-118.

Rowntree R & Nowak D (1991). Quantifying the role of urban forests in removing atmospheric carbón dioxide. *Journal of Arboriculture* (17), 269-275.

Sarricolea, P. (2010). Climatología urbana mediante el uso de la teledetección: aportaciones a la planificación territorial y gestión ambiental del área metropolitana de Santiago. Tesina, Master Oficial Europeo en Planificación Territorial y Gestión Ambiental. Universidad de Barcelona. 90 pp.

Sarricolea, P., Aliste, E., Castro, P & Escobedo, C. (2008). Análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile) y sus factores explicativos. *Revista de Climatología* (8), 71-84.

Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. & de Vries, S., 2005. Benefits and uses of urban forests and trees. En: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J. (Eds.). *Urban forests and trees*. Springer, Berlin etc., pp. 81-114

Whitford, V., Ennos, A. & Handley, J. (2001). "City form and natural process" - Indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* (57), 91-103.

CAPÍTULO VIII

RESULTADOS

8.1 ETAPA 0: DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

El área de estudio delimitó a partir de un criterio preliminar, de carácter geográfico y ecosistémico, usando las divisorias de aguas para establecer los límites de la subcuenca hidrográfica del río Mapocho descrita como área de estudio. Toda el área urbana a analizar se encuentra contenida en la microcuenca delimitada y denominada de acuerdo al nomenclátor nacional planimétrico como “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas” (Figura 123). El área urbana identificada corresponde al área urbanizada en el año 2010.

La superficie total de la microcuenca es de 138,56 km² (13.856 hectáreas), tiene un perímetro de 53,43 km y un índice de compacidad (K) de 1,27 (según el método de Gravelius), lo cual significa que, al ser cercano a 1, tiene una respuesta rápida a las precipitaciones por su configuración geométrica, de acuerdo al diseño de su perímetro, más bien de tipo alargada (asimétrica) que circular.

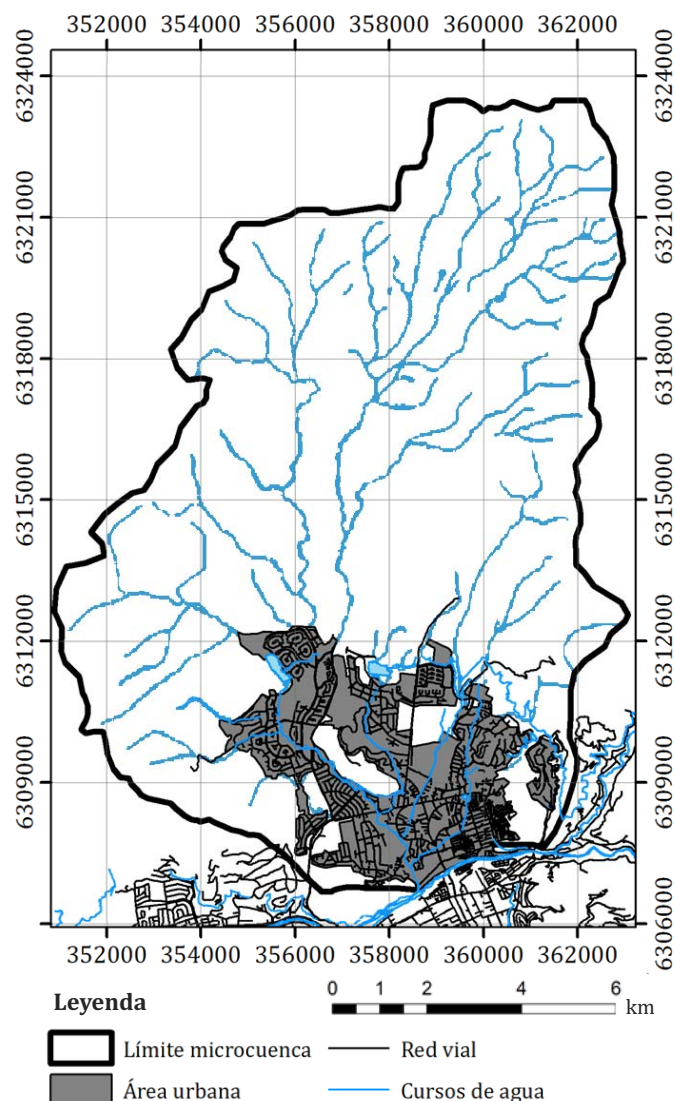


Figura 123. **Área de estudio.** Microcuenca “Río Mapocho entre Estero Arrayán y bajo junta con Estero de Las Rosas” y área urbana del año 2010. Fuente: Elaboración propia.

8.1.1 UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS

Sobre el supuesto de ausencia de cambios significativos de la estructura física (geomorfología) del paisaje en el horizonte de 50 años, se clasificó la microcuenca en base a unidades espaciales con categorías de altitud, orientación y pendiente distintivas (Figura 124). La fuente de información fue el “Catastro de usos del suelo y vegetación” de CONAF (2002)

Para la posterior corrección topográfica de las imágenes satelitales, se utilizó un modelo digital de terreno disponible en <http://glovis.usgs.gov> (Figura 125), de resolución 30 x 30 metros (0,000833 grados). Con éste, se obtuvo el modelo (ángulo) de iluminación de cada imagen, de acuerdo a la fecha de captura, las características topográficas de la microcuenca y otras variables que interfieren en la captura de datos por parte del satélite.

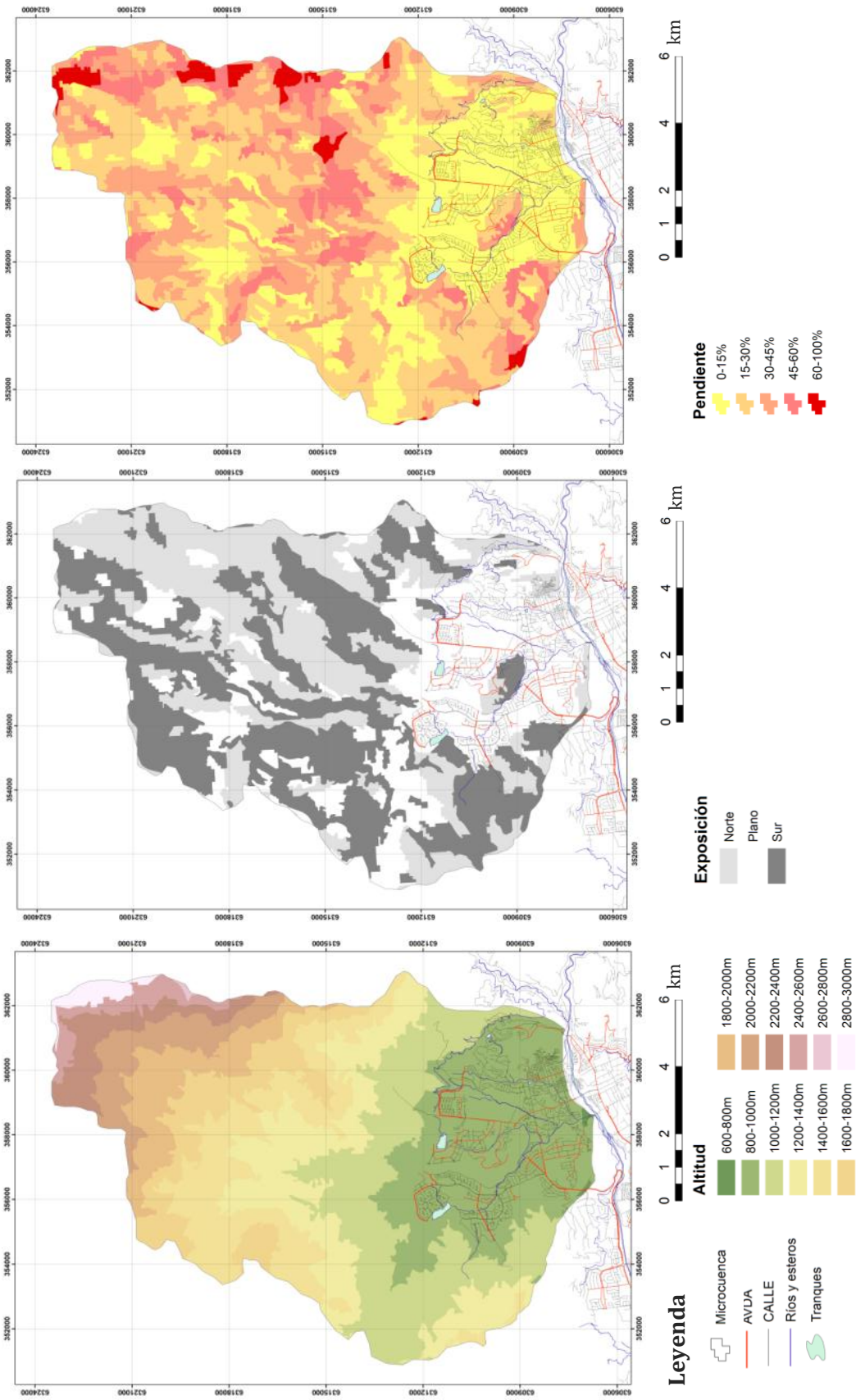


Figura 124. Rangos de altitud, exposición solar, exposición solar y rangos de pendiente de la microcuenca. Fuente: Elaboración propia a partir de CONAF (2002).

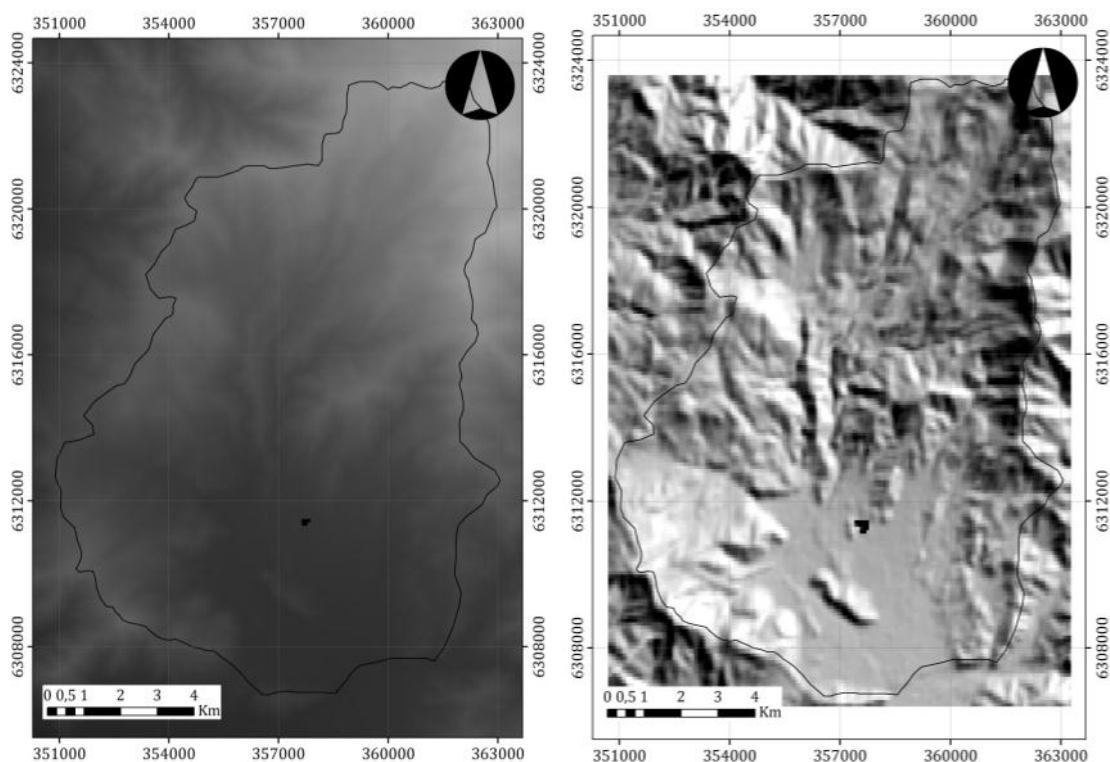


Figura 125. **Modelo de elevación digital (izquierda) y modelo de iluminación para imagen de año 2009 (derecha).** Fuente: Elaboración propia a partir de datos de <http://glovis.usgs.com>.

Finalmente, a partir de la distribución de las variables geomorfológicas y la normativa urbana imperante (Plan Regulador Metropolitano de Santiago, que establece como excluido de urbanización al territorio sobre 1000 msnm) es que se pueden distinguir, desde el punto de vista geomorfológico, dos grandes sectores de la microcuenca: uno situado bajo 1000 msnm (bajo cota mil) y otra sobre esta altitud (sobre cota mil). Esta diferencia se constató estadísticamente usando el test de Mann Withney, siendo las variables dependientes la pendiente y la exposición (convirtiendo las categorías en valores ordinales, donde se consideró la mediana entre los rangos de pendiente y valores categóricos para la exposición, siendo 0 = plano, 1 = norte y 2 = sur), la variable independiente fue la altitud con códigos “bajo cota mil” (grupo 1) y “sobre cota mil” (grupo 2). De este modo, con muestras de tamaño diferente ($n_1 = 142$, $n_2 = 709$) se obtuvieron diferencias significativas entre los grupos para la variable Pendiente ($U = 266613,50$, $p = 0,0000000$) y Exposición ($U = 42758,00$, $p = 0,0000000$). En cuanto a su superficie, el área bajo la cota mil representa un 24,7% de la microcuenca (3.422 has), cuyo 99,6% corresponde al rango de altitud de 800 a 1.000 msnm.

Tabla 24. **Valores del Test de Mann-Whitney** basado en la altitud como variable. Fuente: Elaboración propia.

	Rank Sum sobre cota mil	Rank Sum bajo cota mil	U	Z adjusted	p-level	Z	p-level	Valid N sobre cota mil	Valid N bajo cota mil
Pendiente	325.759,5	36.766,5	26.613,5	8,87	0,000000	9,26	0,000000	709	142
Exposición	319.768,0	42.758,0	32.605,0	6,63	0,000000	7,18	0,000000	709	142

Resulta relevante señalar la existencia de un gran parche continuo (Figura 127 izquierda), que tiene como características: que tiene una pendiente suave (categoría de 0-15%), está definido como un sector plano en términos de exposición solar y tiene una altitud entre 800 a 1000 msnm. Esta área, denominada a continuación como “modelo bajo cota mil”, tiene 2.630 hectáreas y cubre un 19,0% de la superficie de la microcuenca.

8.1.2 ÁREA URBANA

El área urbana que se usó como área de estudio, en la evaluación del cuarto nivel jerárquico de análisis de la estructura del paisaje y en integraciones con los otros niveles jerárquicos corresponde al área urbanizada identificada en la imagen de marzo del 2010 (Figura 126).

El área urbanizada al año 2010 tiene 1.916 hectáreas (13,8% de la microcuenca), de las cuales solo 182 ha (9,5%) están fuera de los límites del “modelo bajo cota mil” (bajo los 1000 msnm, con pendiente menor a 15% y exposición solar plana). El área restante entre el área urbanizada y el modelo bajo cota mil es de 871,9 has, esto es un 33,2% del área modelada y un 45,5% del área urbanizada al año 2010 (Figura 127 derecha).

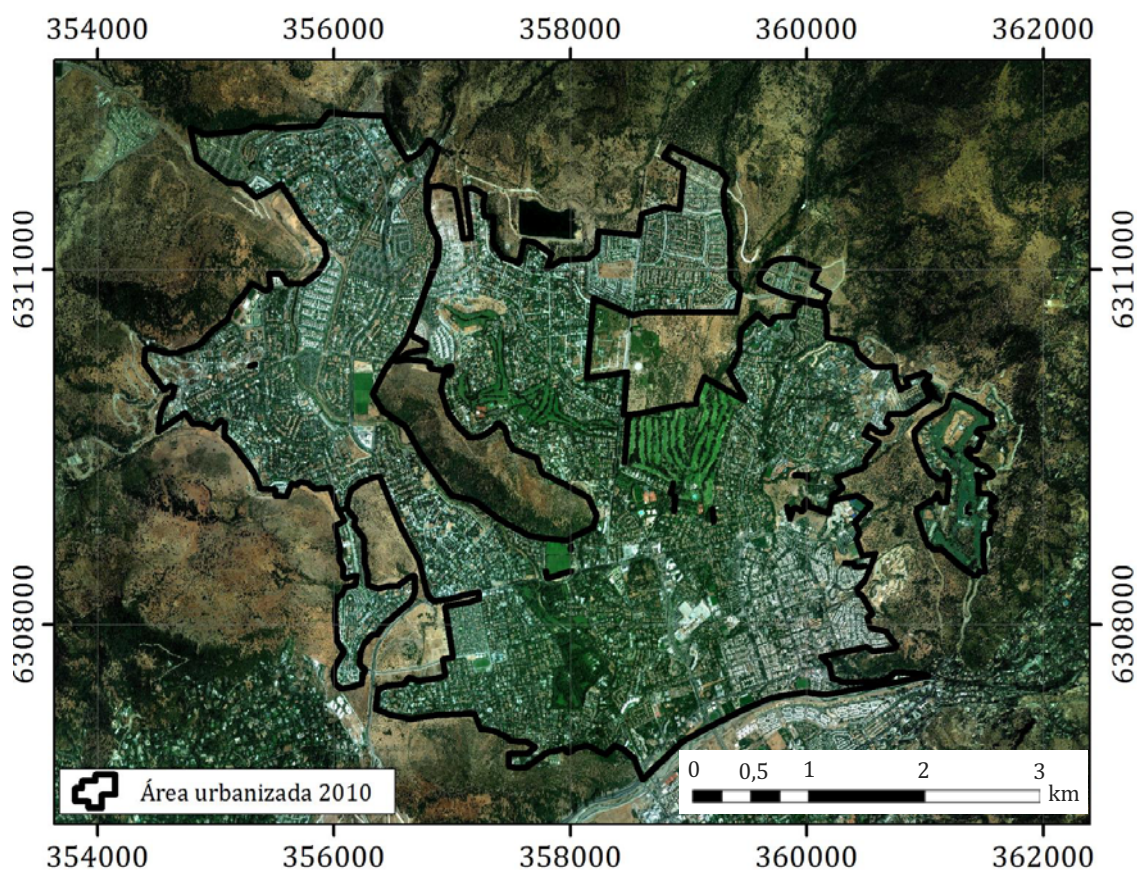


Figura 126. Área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia a partir de imagen satelital 2010 de Google Earth.

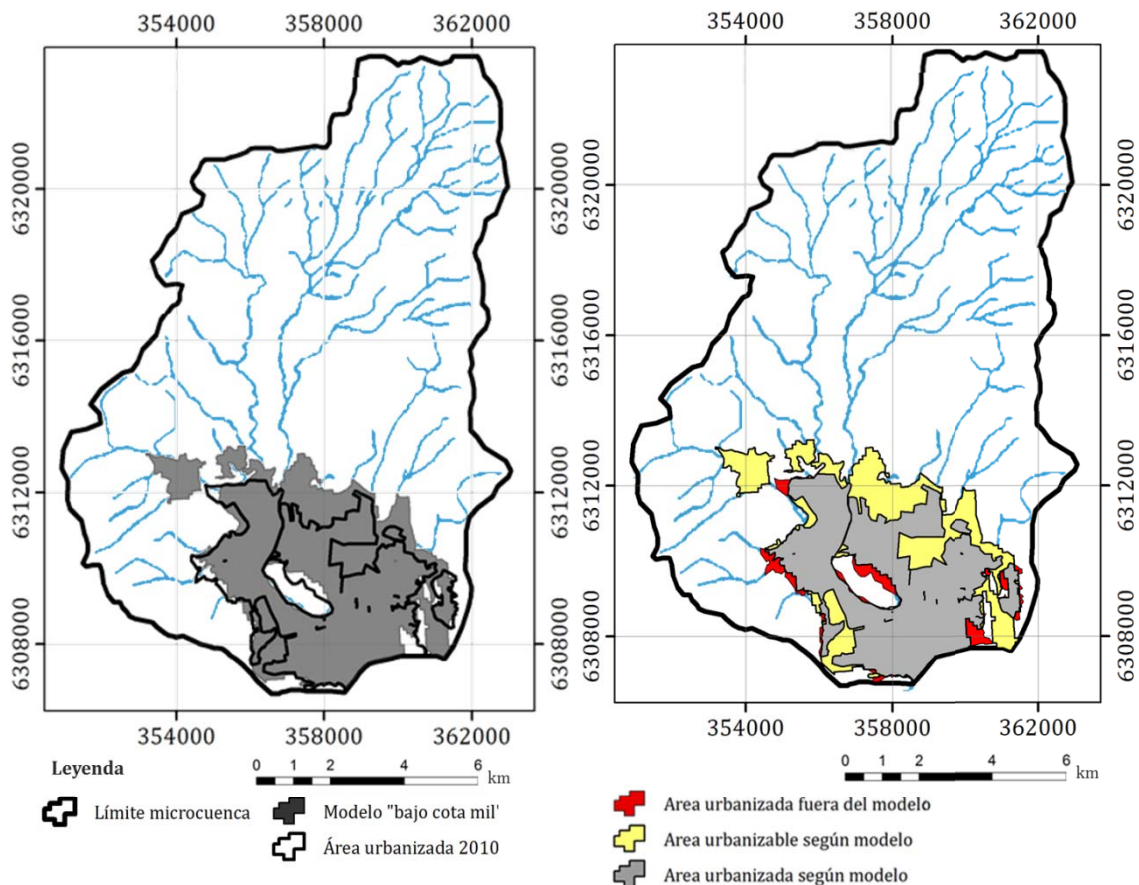


Figura 127. **Modelo "bajo cota mil"** que indica sector de la microcuenca con altitud entre 800 y 1000 msnm, pendiente entre 0 – 15% y exposición solar plana. A la izquierda se muestra su comparación con los límites del área urbanizada el año 2010. A la derecha se presenta una interpretación tras una unión de ambos polígonos. Fuente: Elaboración propia.

8.2 ETAPA I: DINÁMICA ESTRUCTURAL DEL PAISAJE EN LA ZONA NOR-ORIENTE DE SANTIAGO

A continuación se presentan los resultados de la estructura y dinámica del paisaje en forma jerarquizada, siguiendo los cuatro niveles ya indicados en la metodología.

8.2.1 PRIMER NIVEL JERÁRQUICO: BIBLIOMETRÍA DE LOS CAMBIOS ESTRUCTURALES DE LA MICROCUENCA

En el CAPÍTULO VI se presentó una descripción general de la evolución del paisaje de Santiago desde uno de mayor naturalidad a otro ampliamente urbanizado. Ahora, se presenta una especificación de esa descripción, para la zona de interés de la investigación. Se desarrolla, luego, un análisis retrospectivo y prospectivo a partir de la situación actual, considerando a la microcuenca completa como los límites del paisaje.

Para desarrollar este análisis general se consideraron las tres grandes etapas ya presentadas para Santiago, y que están vinculadas con la evolución en la zona nororiente de la ciudad (Tabla 14).

Tabla 25. **Etapas de evolución del paisaje del sector nor-orientado consideradas en el modelo.** Fuente: Elaboración propia.

Etapa de evolución del paisaje	Principales hitos iniciales	Siglos que abarca
Tiempos prehispánicos	Primeras ocupaciones por parte de indígenas	X - XV
Imperio español y los inicios de la República de Chile	Fundación de Santiago	XVI - XIX
Gran desarrollo de Santiago como metrópoli	Primer centenario de la República	XX - XXI
Paisaje futuro	Avance del proceso de urbanización	XXI

TIEMPOS PREHISPÁNICOS

Durante este periodo predominó una condición de alta pristinidad de una vegetación principalmente esclerófila (Figura 128), formando bosques y matorrales semi-continuos en combinación con bosques de algarrobo (*Prosopis chilensis*, probablemente escasos en el área de estudio), que luego fueron invadidos y reemplazados progresivamente por matorrales y bosques de espino (*Acacia caven*), además de vegas y praderas naturales dominadas por especies nativas (Looser, 1962; Holmgren, 2002; Torres-Mura *et al.*, 2008).



Figura 128. **Aspecto probable del paisaje en tiempos prehispánicos.** Fuente: Elaboración propia.

A partir de la clasificación de pisos vegetacionales de Lubert & Pliscoff (2006) y lo señalado previamente se realizó el ejercicio de quitar el piso vegetacional de “Bosque esclerófilo mediterráneo andino de *Acacia caven* y *Baccharis paniculata*”, ya que la dominancia de ambas especies se debería más bien a la influencia antrópica (Fuentes *et al.*, 1984). Su área fue reemplazada, por simplicidad, por los pisos vegetacionales contiguos a mayor altura, siendo divididos por el curso de agua central de la microcuenca (Figura 129 izquierda). No se incorporan los bosques de algarrobo por desconocerse su distribución y extensión específica.

IMPERIO ESPAÑOL Y LOS INICIOS DE LA REPÚBLICA DE CHILE

Durante este periodo la urbanización habría sido prácticamente nula en el área de estudio, por lo que la vegetación sería el componente único de la cobertura del suelo, no existiendo usos intensivos propiamente tal o, al menos, que puedan representarse a esta escala en polígonos de superficie significativa. En este periodo, la cobertura de espino habría sido mayor (Figura 130). De este modo, la Figura 129 (derecha) presenta el modelo de Lubert & Plissock (2006) para esta etapa histórica.

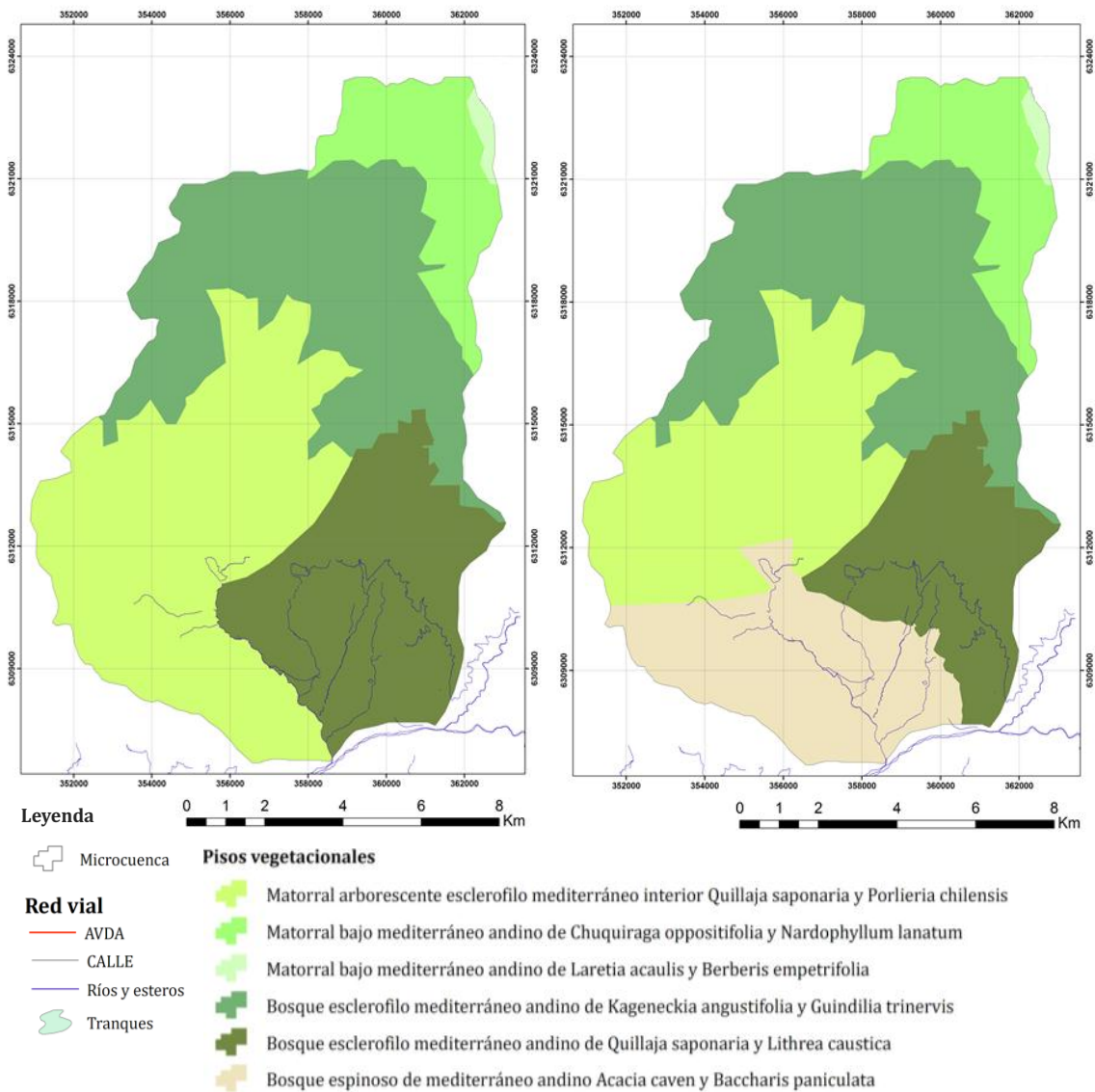


Figura 129. **Izquierda: Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio en tiempos precolombinos (prehispánicos). Derecha: Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio entre el siglo XVI y XIX.** Fuente: Luebert & Plissock (2006), sobre cartografía actualizada el año 2009, disponible en la plataforma <http://www.sinia.cl>



Figura 130. **Aspecto probable del paisaje en tiempos del imperio español y los inicios de la República de Chile.** Fuente: Elaboración propia.

GRAN DESARROLLO DE SANTIAGO COMO METRÓPOLI

Durante el último siglo Santiago ha experimentado una vertiginosa expansión urbana, aumentando exponencialmente su población y su superficie urbana, mientras su densidad urbana aumentó linealmente entre 1950 y 1980, y luego descendió entre 1980 y 2010 (Vidal, 2002; Heinrichs *et al.*, 2009; INE, 2010; ver CAPÍTULO VI). Las áreas urbanizadas fueron antes ecosistemas naturales y agrícolas (Fuentes *et al.*, 1984; Pavéz *et al.*, 2010), algunos de estos últimos, en estado de abandono. En las zonas no urbanizadas la vegetación fue impactada principalmente por actividades agrícolas y extracción de leña, pasando a ser ecosistemas dominadores del paisaje: las praderas abandonadas; los espinales, y los matorrales esclerófilos y xerofíticos primarios, compuestos por especies como quilo y romerillo. El espino domina el paisaje especialmente en los sectores planos como efecto del avance de la frontera pecuaria, la remoción de la vegetación nativa y la práctica del pastoreo. Aún se conservan remanentes de vegetación nativa en montañas y quebradas, estando algunos de éstos conservados como parques.

En particular, la parte baja de la microcuenca se encuentra actualmente urbanizada y se caracteriza por constituirse de viviendas y conjuntos inmobiliarios de alto valor económico, destacando la comuna de Lo Barnechea (que tiene en el área de estudio casi la totalidad del área urbana) por presentar un 62% de casas que: tienen una superficie construida mayor a 200m², están aisladas y cuentan con áreas verdes extensas, parques, bandejones con vegetación y pastos (Ducci 2002, Figura 131). Así, es la comuna con el porcentaje más elevado de este tipo de viviendas, mientras las dos que le siguen alcanzan un 16% y un 15%. Socioeconómicamente, Lo Barnechea tiene un 43% de hogares ABC1, siendo superada solo dos comunas con un 59% y un 49% (Adimark 2004).



Figura 131. **Aspecto actual del paisaje urbano.** Fuente: imágenes NUBE, descargadas de Google Earth.

El desarrollo de la urbanización en el área de estudio ha sido abordado por diversos estudios. Uno de ellos es el realizado por el Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008a), en el contexto de la discusión de la modificación de su instrumento regulador. La Figura 132 muestra una visión de la expansión urbana sobre el área de estudio.

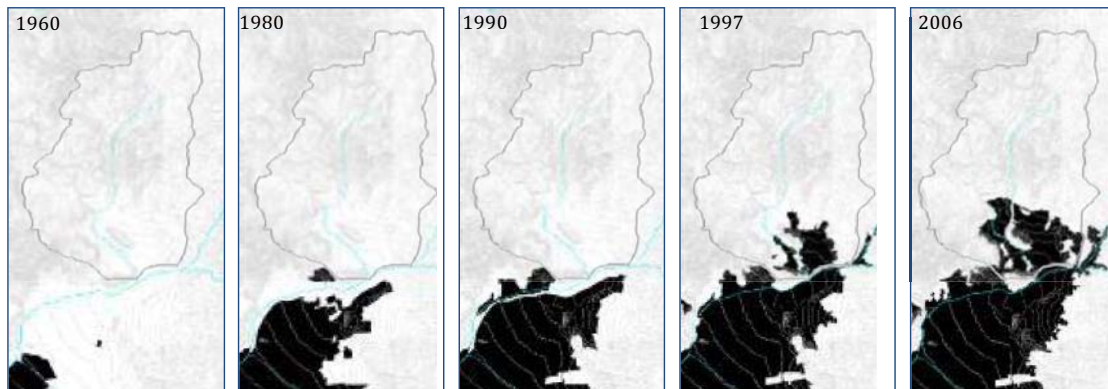


Figura 132 **Evolución del crecimiento urbano (espacial) de Santiago hacia el área de estudio.** Se observa delimitada la microcuenca que corresponde al área de estudio y su rápida urbanización entre 1990 y 2006. Modificada a partir de Fuente: Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008a.

De acuerdo a Ducci (2002) entre los años 1991 y 2000 la comuna de Lo Barnechea, en la cual la microcuenca está totalmente contenida, creció 880,2 hectáreas, siendo un 85% de las cuales de uso residencial y un 15% destinado a otros usos (no industriales).

A nivel del cambio de coberturas y usos del suelo, el estudio de Pavéz *et al.* (2010) señala que a nivel del sector oriente de Santiago, incluyendo la comuna de Lo Barnechea, hubo una expansión urbana acelerada entre 1975 y 1989, principalmente en desmedro de suelos agrícolas y en menor grado, de matorrales esclerófilos. Entre 1989 y 2003, en cambio, dicha expansión fue menos intensa, siendo afectado el matorral esclerófilo (Figura 133).

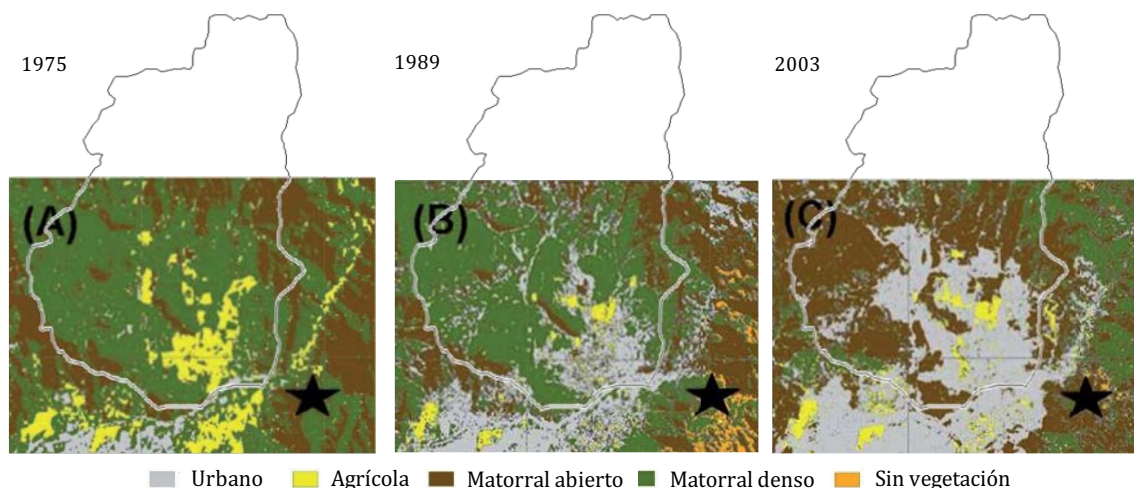


Figura 133. **Estructura del paisaje de un sector del área de estudio entre 1975 y 2003.** Tanto las letras A, B y C, como la estrella aluden al estudio original del cual fue rescatada la información procedente para el área de estudio Fuente: Modificado a partir de Pavez *et al.* (2010).

En Romero *et al.* (2003) y en Romero & Vásquez (2005) se evaluaron los usos y coberturas del suelo de una cuenca mayor (Arrayán – Las Gualtatas) a la microcuenca que conforma el área de estudio, conteniéndola en un tercio de su superficie total. De acuerdo a estas referencias, el área analizada por dicho estudio tendría prácticamente la totalidad de la porción urbana de la microcuenca de este estudio, con una superficie de 2.558,6 ha que representa aproximadamente un 18,5% de la microcuenca. La Figura 134 presenta la categorización de usos del suelo realizada en Romero *et al.* (2003) para la microcuenca. La cuenca mayor (Arrayán – Las Gualtatas) mantiene una alta productividad vegetal entre los años 1989 y 2003, pero desciende gradualmente. Las temperaturas superficiales aumentaron entre los años 1989 y 1998, no obstante, en los años siguientes disminuyeron y se estabilizaron.

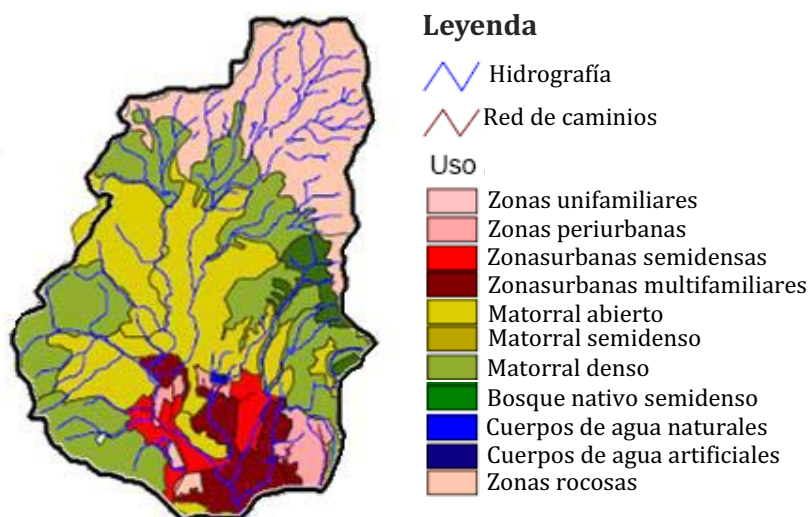


Figura 134. **Usos y coberturas del suelo del área de estudio el año 2001,** de acuerdo a Romero *et al.* (2003).

Finalmente, el Catastro de usos del suelo y vegetación de CONAF (1999) representativo de la condición del paisaje del año 1995 y su actualización representativa del paisaje del año 2000 (CONAF 2002), ofrecen una identificación de

las principales categorías de usos del suelo y vegetación (Tabla 26 y Figura 135). Si bien cada clasificación corresponde a un año diferente, las diferencias entre la distribución de los usos del suelo entre 1995 y 2000 se deben a múltiples razones, tanto de índole técnica (calidad de la información) como a su actualización por los cambios que experimentó el paisaje durante esos cinco años. Esto dificulta una evaluación directa de estos datos como indicadores de la dinámica estructural del paisaje. No obstante, pueden discriminarse tendencias.

A partir de ambos catastros, se distinguen, como los mayores cambios: 1- la eliminación de la superficie de otros usos (áreas sobre el límite de vegetación) que fue re-categorizada como matorral y como bosque, 2- el ajuste del sector sur-oriente de la microcuenca, disminuyendo ostensiblemente la superficie de bosque, siendo reemplazada por áreas urbanas y matorral, y, 3- aumento de la superficie urbana.

De estos tres grandes cambios, sólo el tercero podría relacionarse directamente a un cambio en el paisaje causado por el hombre. Difícilmente la diferencia podría ser un error de la primera clasificación (error de índole técnico, no atribuibles a cambios del paisaje), ya que la categoría “urbana” es inconfundible a escala 1:50.000. Así, el aumento de la superficie urbana, entre los años 1995 y 2000, sería de aproximadamente 476,9 hectáreas, representando un incremento de un 40% entre los años 1995 (1.329,0 ha) y 2000 (1.805,9 ha).

Tabla 26. **Síntesis de categorías de usos del suelo y vegetación** y su representación porcentual en el área de estudio en base a CONAF (1999) y CONAF (2002).

Síntesis de usos	Detalle de categorías de usos del suelo y vegetación	Representación año 1995	Representación año 2000
Urbano	Ciudades, pueblos, zonas industriales	9,7%	13,0%
Cuerpos de agua	Lago, laguna, embalse, tranque	0,1%	0,1%
Matorral	Matorral muy abierto, matorral abierto, matorral arborescente muy abierto, matorral arborescente abierto, matorral pradera abierto	32,7%	40,4%
Bosque	Matorral semidenso, matorral arborescente semidenso, renoval abierto, renoval semidenso	35,3%	35,9%
Pradera	Praderas anuales, estepa andina central	13,1%	10,1%
Agrícola	Terrenos de uso agrícola	0,6%	0,4%
Otros	Áreas sobre límite de vegetación, usos no determinados	8,6%	0,1%

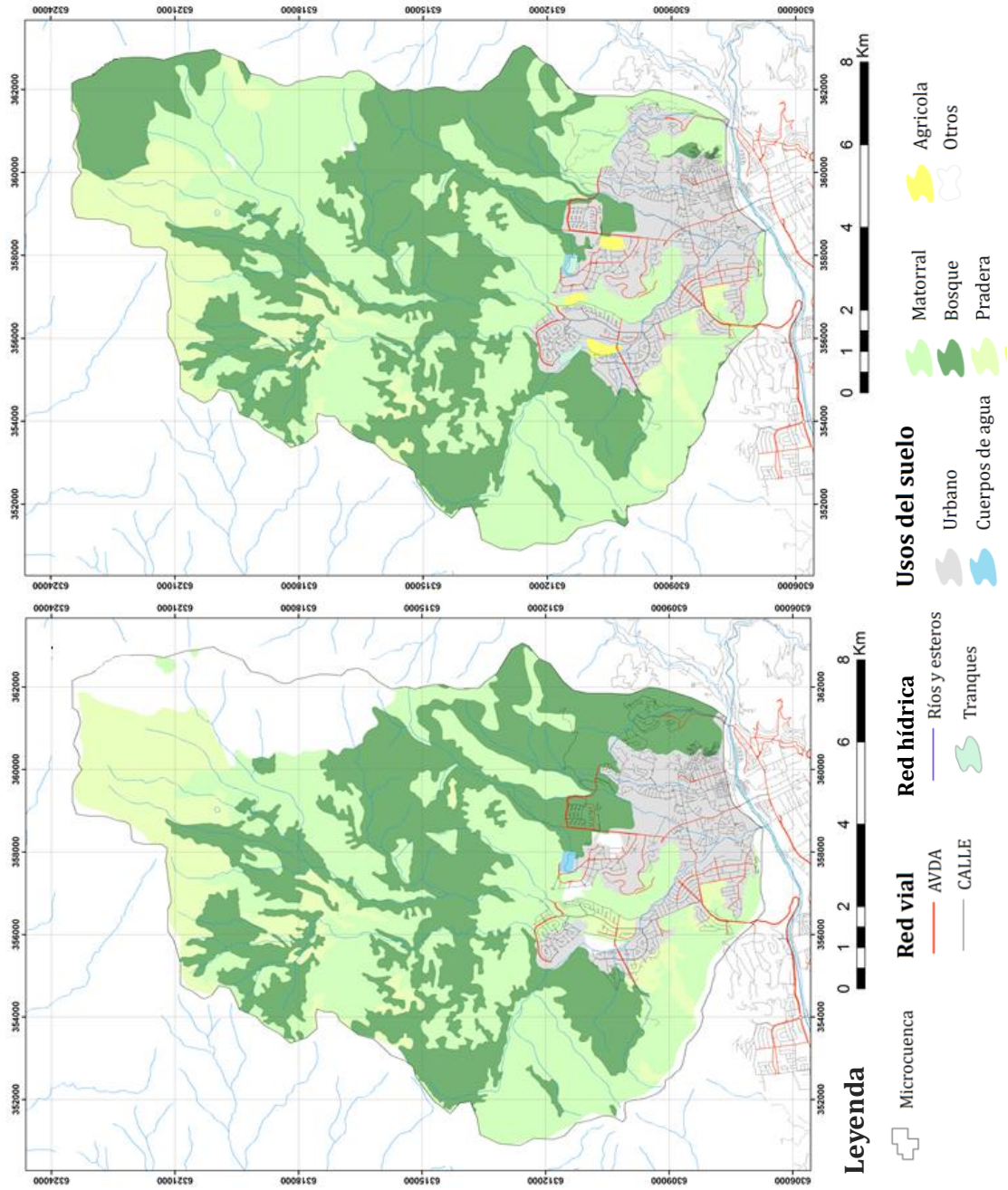


Figura 135. Usos y coberturas del suelo del área de estudio los años 1995 (izquierda) y 2000 (derecha), de acuerdo al Catastro del bosque nativo y usos del suelo. Fuente: CONAF 1999, 2002.

En un intento por resumir en una línea de tiempo la evolución de la estructura del paisaje de Santiago y del sector nor-oriental en particular, la Figura 136 integra aspectos de usos del suelo, modelos de paisaje (*sensu* Holmgren, 2002), clasificaciones históricas (habitantes y periodos institucionales) y fotografías que, de algún modo, ejemplifican la condición estructural. Por otra parte, la Tabla 27 resume los principales hallazgos bibliográficos del cambio de usos del suelo en forma cuantitativa.

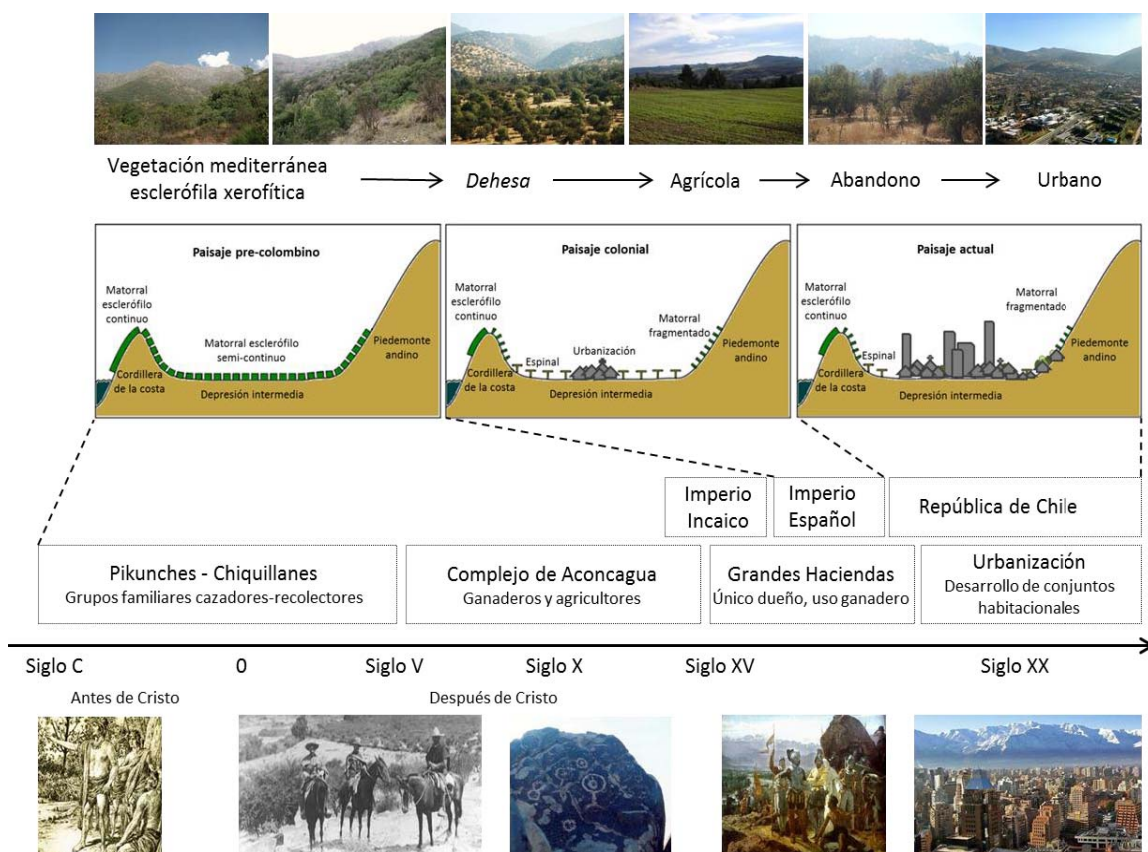


Figura 136. Línea de tiempo de la dinámica del paisaje, integrando aspectos vegetacionales, de usos del suelo, históricos e institucionales. Fuente: Elaboración propia en base a diferentes fuentes.

Tabla 27. Síntesis de los hallazgos bibliográficos de cambio de usos de suelo. Fuente: Elaboración propia en base a diferentes fuentes.

Fuente	Síntesis
Ducci (2002)	El área urbana de Lo Barnechea crece 880 ha entre 1991 y 2000 (85% residencial).
Pavez et al. (2010)	En la precordillera de Santiago se incorporan 17.500 ha urbanas entre 1975 y 1989 y se pierden 7.500 ha agrícolas, aproximadamente. El aumento de la superficie urbana entre 1989 y 2003 es menor a 1.000 ha.
Romero et al. 1999	En la precordillera de Santiago, entre 1962 y 1975, 7.544 ha cambian de uso agrícola a uso urbano.
Romero et al. 2003	El año 2001 la microcuenca tendría una superficie urbanizada cercana a 2.559 ha. Cuenca mayor (Arrayán – Las Gualtatas) tiene alta productividad vegetal, la que desciende gradualmente.
CONAF (1999, 2002)	Área urbana de microcuenca se incrementa un 40% (477 ha) entre 1995 (1.329 ha) y 2000 (1.806 ha)

Finalmente, el modelo actualizado de Lubert & Pliscoff (2006) consiste incorporar el área urbanizada (Figura 137). El modelo tiene una resolución baja, por lo que no considera las áreas donde la vegetación natural ha sido localmente eliminada. Los cambios durante el periodo han tenido impacto en los grados de cobertura vegetal (densidad) y en algunos casos en los límites de los pisos vegetacionales, en especial por el avance de los espinales y las áreas donde la vegetación es eliminada para posteriormente construir viviendas. Estos cambios están severamente limitados por la pendiente.

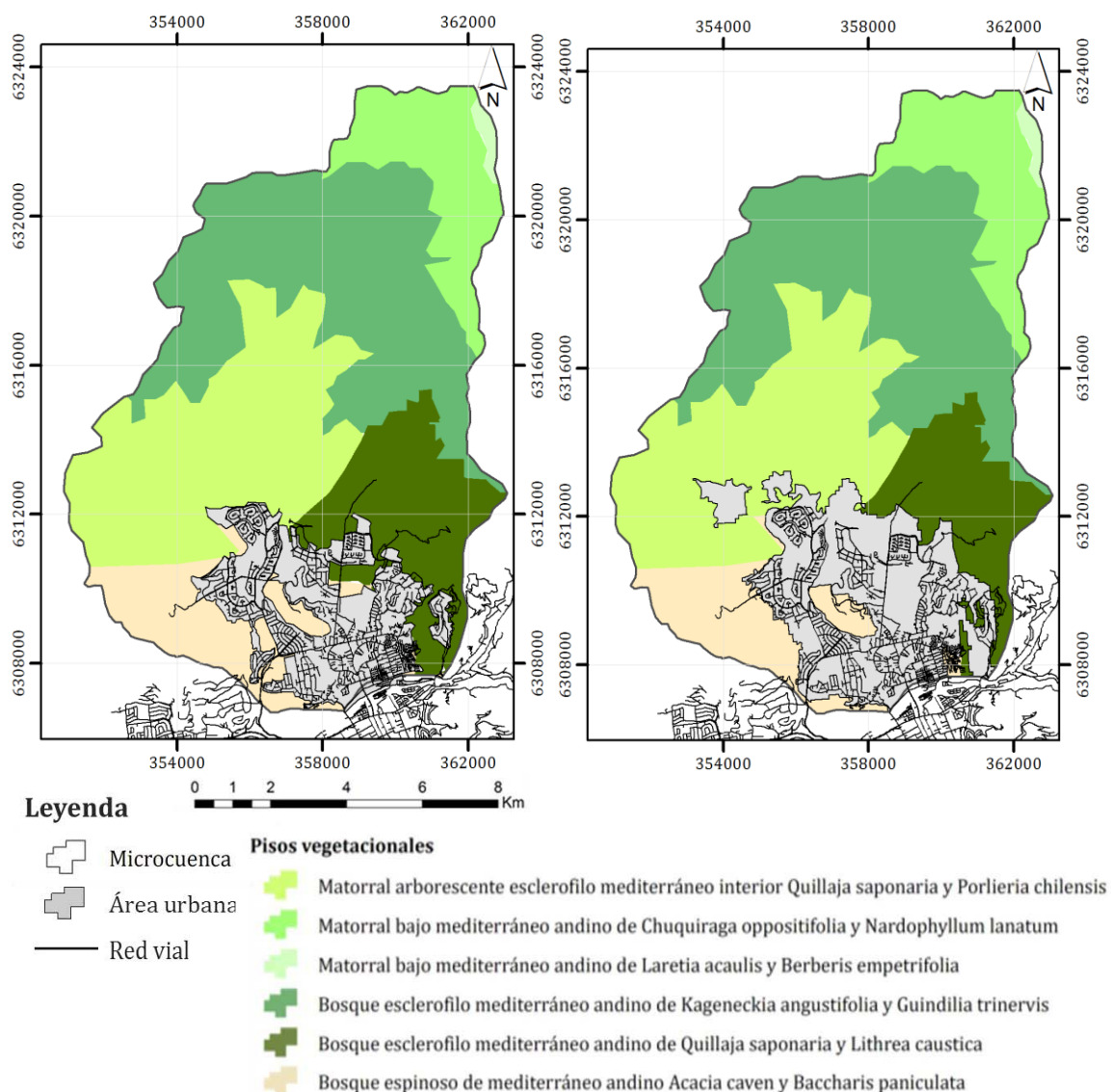


Figura 137. Izquierda: Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio en la actualidad (Gran desarrollo de Santiago como metrópoli) agregándole el área urbanizada al año 2010. Derecha: Modelo de pisos vegetacionales del área de estudio del paisaje futuro, incorporando el modelo "bajo cota mil". Fuente: Luebert & Pliscoff (2006), sobre cartografía actualizada el año 2009, disponible en la plataforma <http://www.sinia.cl>

PAISAJE FUTURO

En base a los antecedentes presentados previamente (en este capítulo y en el CAPÍTULO VI), puede deducirse que las áreas disponibles para urbanizar en Lo Barnechea, de acuerdo al Plan Regulador Metropolitano vigente, y que se ajustan al “modelo bajo cota mil”, pueden llegar a ser totalmente urbanizadas, cambiando un paisaje que hace menos de medio siglo tenía un carácter eminentemente rural a uno totalmente urbanizado (Figura 137).

En paralelo a este proceso, es un hecho el flujo de nuevas familias, expresado en nuevas residencias, desde el sector nor-oriental de la ciudad (Lo Barnechea, Vitacura, Las Condes) hacia el sector norte de Santiago (Colina, Valle de Chicureo), debido a la escasez de los terrenos urbanizables y el alto precio de las viviendas del sector nor-oriental, optando por nuevos terrenos con buena conectividad. Este proceso podría tener un efecto retardante para la expansión urbana al interior de la microcuenca. Los inversionistas inmobiliarios han sido los principales agentes iniciadores de este fenómeno, interviniendo en mejorar la conectividad entre las comunas de Lo Barnechea y Colina. La construcción de dos nuevas autopistas que unen ambos sectores, con fondos privados, es el mejor reflejo de esto (Figura 138).

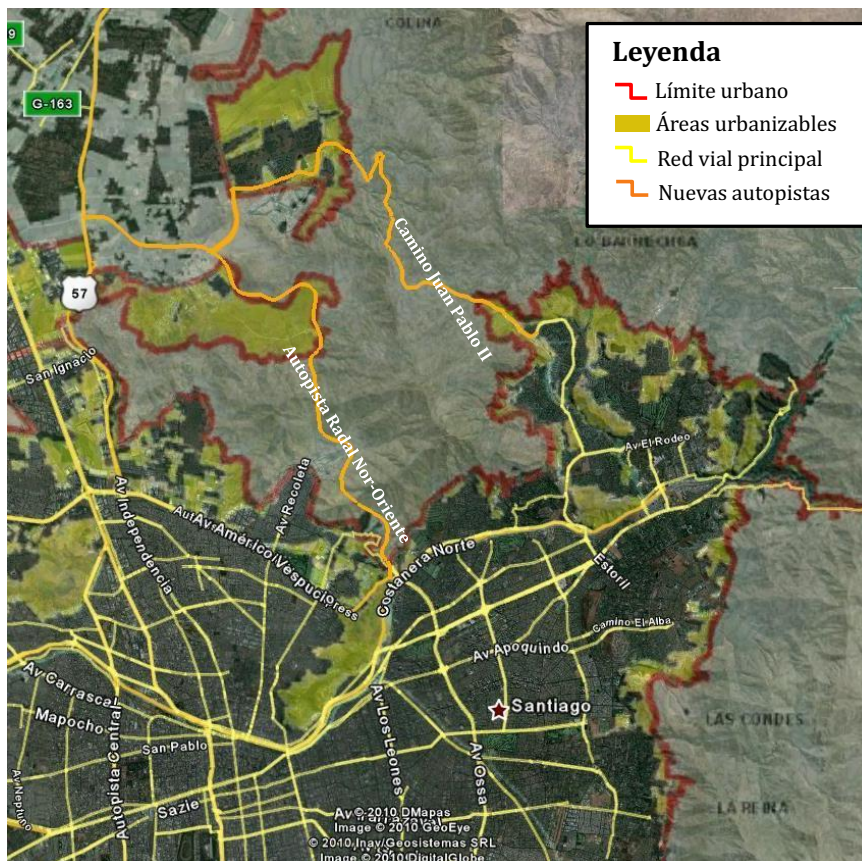


Figura 138. Nuevas autopistas urbanas que unen el sector nor-oriental de Santiago con el sector norte de Colina. Se indica el límite urbano en rojo, las vías principales y en amarillo las áreas urbanizables según el Plan Regulador Metropolitano de Santiago vigente (PRMS 1994). Fuente: Elaboración propia a partir de imágenes de Google Earth Pro 2010 y el PRMS de 1994.

La primera autopista es el Camino Juan Pablo II (ex - Pie Andino), que une al sector de La Dehesa (Lo Barnechea), a través de la avenida Los Trapenses, con el Valle de Chicureo (Colina). Tiene una extensión de 10,5 km (10 a 15 minutos de trayecto). Fue desarrollado por la inmobiliaria Piedra Roja con la colaboración de los proyectos "Valle Norte" y "Hacienda Chicureo" para proporcionar conectividad a los habitantes de estos tres proyectos y el resto de Chicureo con el sector nor-oriental de Santiago. Es una iniciativa privada de uso público desde el año 2005 (que desde el año 2003 ya tenía uso privado), que demandó una inversión directa de US\$15 millones y fue inaugurado en agosto del año 2003. En tanto, la Autopista Radial Nor-Oriente une a la comuna de Vitacura con el Valle de Chicureo. Tiene una extensión de 21 km (15-20 minutos de trayecto). Es una iniciativa pública concesionada a privados y de uso público pagado. Tuvo un costo de US \$230 millones y fue inaugurada en marzo del año 2009. A estas dos grandes obras de infraestructura puede sumarse la construcción del Túnel San Cristóbal que une las comunas de Providencia (y Vitacura) con Huechuraba (y finalmente Colina) a través de las Autopista Costanera Norte (eje Kennedy) y Vespucio Norte. Corresponde a una iniciativa pública concesionada a privados y de uso pagado. Tuvo un costo de US \$70 millones y fue inaugurado en Julio del año 2008.

De este modo, las transformaciones del futuro más próximo, relacionadas con las zonas en donde se desarrollarán los proyectos inmobiliarios de alto valor, estarían dadas principalmente por la urbanización de los sitios aun sin urbanizar de las comunas de Lo Barnechea y Las Condes (comuna limítrofe), habiendo una mayor oferta en la primera de casas de mayor costo y en la segunda de edificios, tanto en sectores actualmente urbanizados (tras demoler casas) como hacia sectores no urbanizados (el piedemonte o sitios eriazos). Los sitios a urbanizar serían precisamente aquellos propios del piedemonte, con construcciones en pendiente, que es donde se conservan importantes remanentes de bosques esclerófilos, en especial en las laderas de exposición sur y en las quebradas. Estos sectores, destacados en la Figura 139, pueden representar una cantidad valiosa de servicios ecosistémicos prestados a la microcuenca, que de ser urbanizadas podrían llegar a mermarse en forma considerable.

Por otra parte, aunque ya se ha iniciado de forma incipiente, en los próximos años podría consolidarse la urbanización del sector de Chicureo y Colina, como continuación del desarrollo inmobiliario de La Dehesa. El entorno de las vías de comunicación (carreteras) entre ambos sectores también podría sufrir efectos negativos, los que se sumarían a los provocados por su construcción.

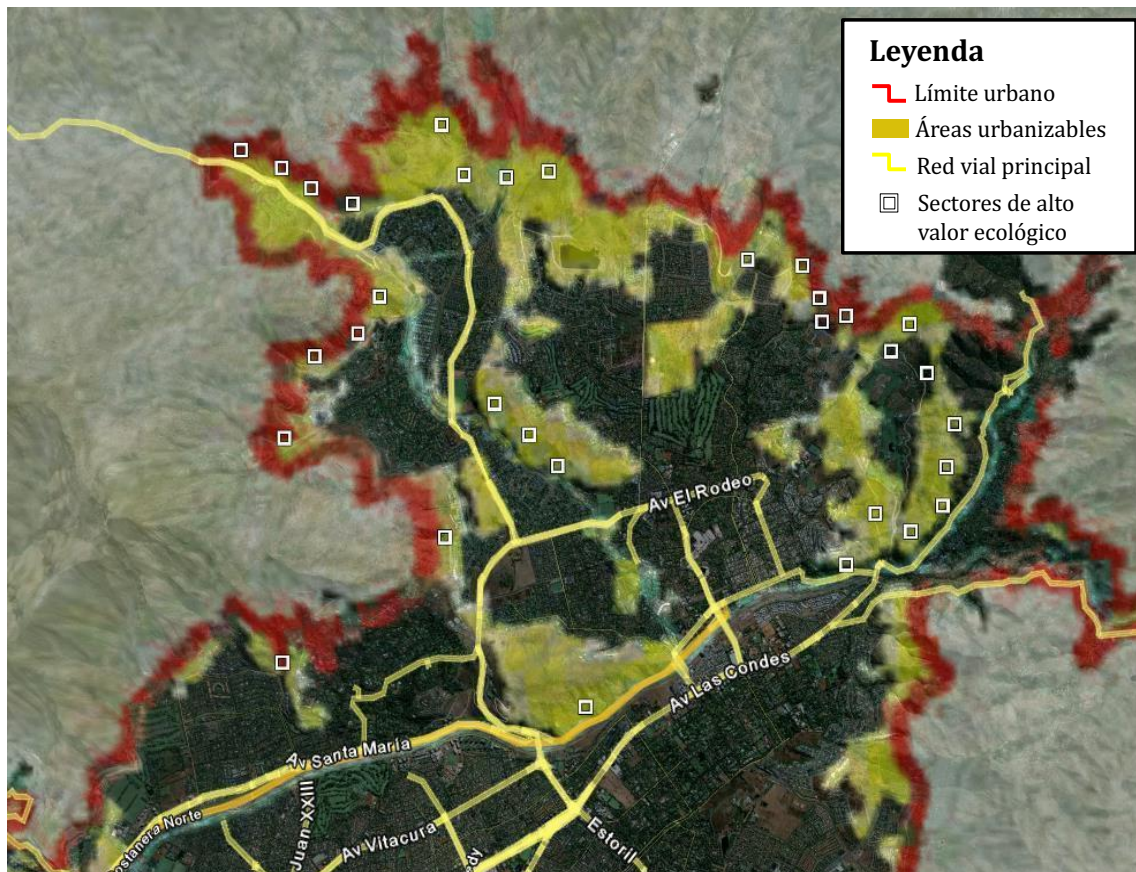


Figura 139. Sectores de alto valor ecológico de la microcuenca de Lo Barnechea que están definidos como urbanizables por el Plan Regulador Metropolitano de Santiago vigente (PRMS 1994). Los sectores (puntos del mapa) representan áreas de gran cobertura vegetal propios de laderas de exposición sur y quebradas. Fuente: elaboración propia a partir de imágenes satelitales Google Earth (2010) y el PRMS de 1994.

8.2.2 SEGUNDO NIVEL JERÁRQUICO: VARIABLES BIOFÍSICAS EN LA MICROCUENCA EN 1975, 1989, 2002 Y 2009

El Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI por sigla en inglés) y la temperatura de emisión superficial fueron calculados sobre imágenes satelitales Landsat corregidas atmosférica (QUAC de ENVI 4.7 y *dark sustraction*) y topográficamente, de los años 1975, 1989, 2002 y 2009 (Figura 114).

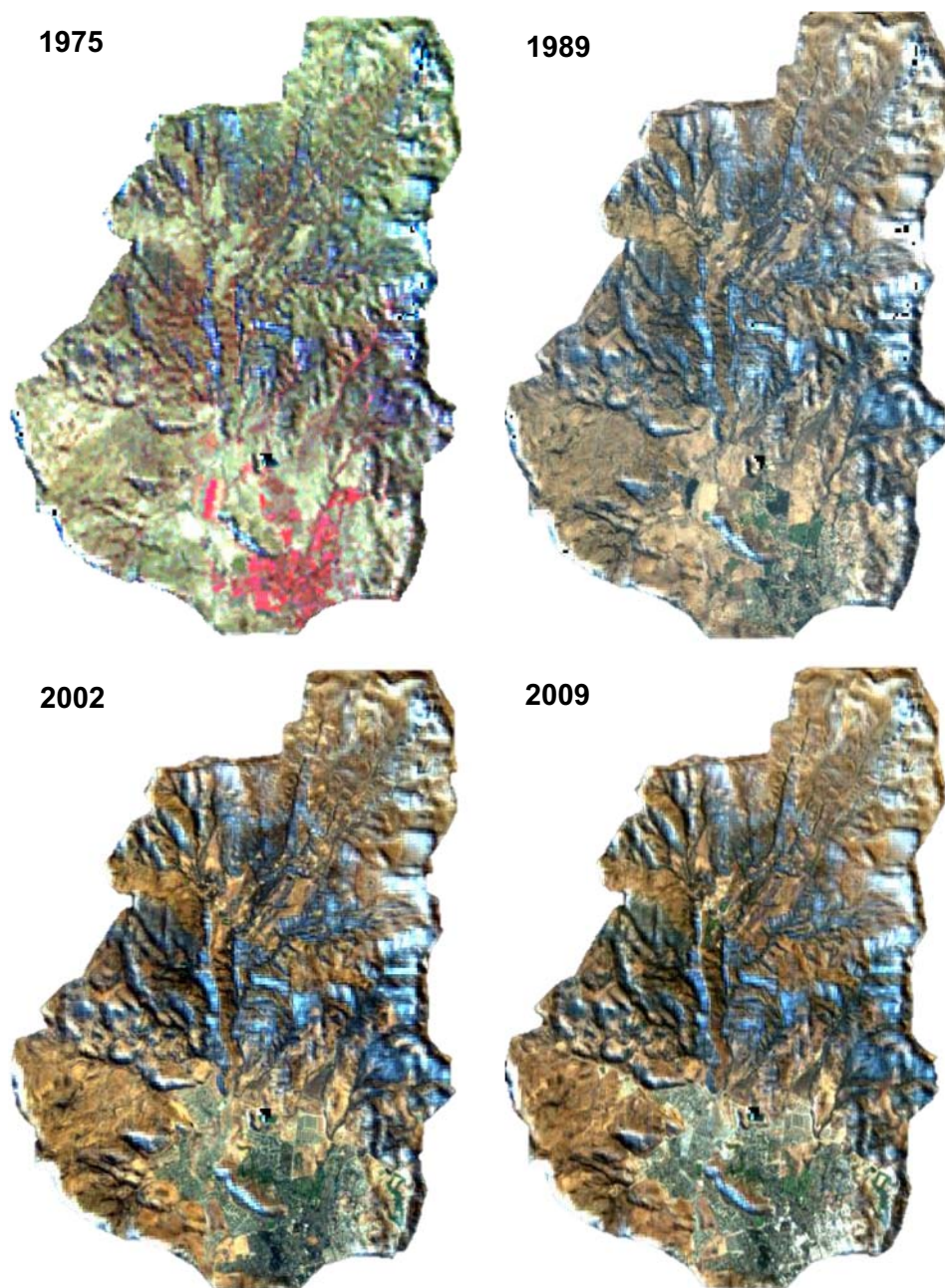


Figura 140. Imágenes satelitales Landsat corregidas atmosférica y topográficamente de los años 1975, 1989, 2002 y 2009. Fuente: Elaboración propia

Tras obtener los valores de NDVI en ENVI 4.7, fueron exportados a ArcGIS. Esta exportación convierte los datos desde una escala variable de -1 a 1 (números reales), a otra de 0 a 255 (bits).

En la microcuenca el promedio de NDVI aumenta un 38% entre 1989 y 2009. En tanto, en el área urbanizada aumenta un 33% (NDVI del área urbana será analizado en profundidad más adelante) y en el área no urbanizada un 36%. En términos absolutos el promedio de NDVI del año 2009 es un 23% mayor en el área urbana que en el área no urbana, mientras en el año 1989 era un 27% mayor. Es decir, el área no urbana ha incrementado su productividad vegetal a mayores tasas que el área urbana, no obstante, sigue siendo menos productiva (en este periodo). La mayor desviación estándar del área urbana respecto del área no urbana, indica la mayor homogeneidad de esta última.

Tabla 28. Promedios de NDVI, desviación estándar (D.S.) y variación interanual en la microcuenca, el área urbana y el área no urbana. Fuente: Elaboración propia

Área	Año	Promedio	D.S.	Variación 1975-2009	Variación 1989-2009	Variación 2002-2009
Microcuenca	1975	156,4	43,5	- 24%	+ 38%	+ 23%
	1989	86,0	36,9			
	2002	96,4	36,6			
	2009	118,8	45,5			
Área urbana	1975	180,4	34,8	- 21%	+ 33%	+ 19%
	1989	106,8	52,8			
	2002	119,6	51,9			
	2009	141,9	51,1			
Área no urbana	1975	155,4	43,4	- 26%	+ 36%	+ 24%
	1989	84,9	32,6			
	2002	93,2	33,0			
	2009	115,5	43,5			

La comparación entre los datos de NDVI calculados sobre imágenes corregidas e imágenes sin corregir, presenta tendencias similares, aunque magnitudes mayores en las imágenes corregidas, con algunas excepciones en la imagen de 1975. Así, en términos de aumentos y decrementos de los valores de NDVI: (1) Entre 1975 y 2009 se observa un aumento general en los fondos de quebrada y una disminución general en las zonas con pendiente. En la zona urbana se distingue un aumento generalizado, excepto en la zona sur-oriente. (2) Entre 1989 y 2009 se aprecia un incremento en la zona no-urbana, un aumento en las zonas recientemente urbanizadas y una disminución en las zonas urbanas consolidadas. (3) Finalmente, entre 2002 y 2009 se distinguen cambios leves, principalmente de incremento (Figura 141).

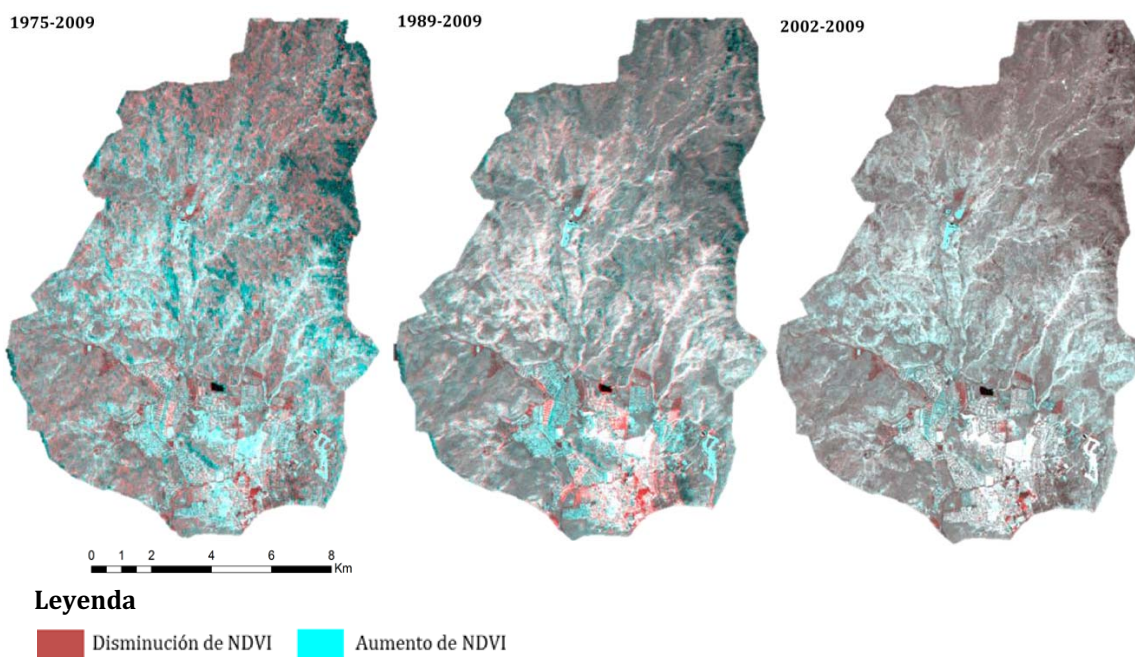


Figura 141. Variación multitemporal del NDVI calculado sobre imágenes sin corregir. Fuente: Elaboración propia.

En relación a la categorización del NDVI usando percentiles, la Tabla 36 y la Figura 142 muestran la superficie total y relativa de cada categoría de NDVI. Las cuatro clases fueron: 1- Bajo NDVI ($NDVI < P_{50}$); 2- Mediano NDVI ($P_{50} \leq NDVI < P_{80}$), 3- Alto ($P_{80} \leq NDVI < ND_{MAX}$) y 4- Máximo NDVI o productividad vegetal (ND_{MAX}). El uso de percentiles permite clasificar los datos en función de su topología, sin importar su valor absoluto. De esta manera, a menos de que desaparezcan totalmente superficies que tengan un NDVI característico, las topologías son explicativas de un tipo de condición de NDVI, siendo apropiado su uso para la comparación de clases.

En tanto, la Figura 143 presenta la configuración espacial de las categorías de NDVI como unidades homogéneas en la microcuenca.

Tabla 29. Superficie cubierta, total y relativa de las unidades homogéneas de NDVI categorizado en la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

Categorías NDVI	1975		1989		2002		2009	
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%
Clase 1: $NDVI < P_{50}$	1.182,8	8,7%	5.713,2	46,7%	6.684,9	53,4%	6.740,2	54,2%
Clase 2: $P_{50} < NDVI < P_{80}$	9.851,1	72,7%	4.272,4	34,9%	3.517,6	28,1%	3.443,4	27,7%
Clase 3: $P_{80} < NDVI < ND_{MAX}$	2.093,5	15,5%	1.930,6	15,8%	1.994,6	15,9%	1.942,6	15,6%
Clase 4: ND_{MAX}	416,9	3,1%	329,8	2,7%	313,9	2,5%	301,9	2,4%
Área total	13.544,3	100%	12.246,0	100%	12.510,9	100%	12.428,2	100%
Área excluida (<1ha)	780,4	-	1.995,2	-	1.752,0	-	1.829,3	-

Dada la construcción del método, los percentiles ideales son: Clase 1 = 50%, Clase 2 = 30%, Clase 3 + Clase 4 = 20%. Las diferencias entre estos percentiles ideales y los obtenidos, están dados por el criterio de mantener como parte de una

misma clase todos los polígonos con un mismo valor de pixel. Esto, porque el método se basa en observar la distribución de cada valor de pixel, que representa una categoría de productividad vegetal.

En general, estos porcentajes ideales se corresponden con los obtenidos. La gran diferencia observada en los datos de 1975, especialmente en las Clases 1 y 2, se debe a que existe un valor de pixel cuyos polígonos cubren una gran superficie (9.529 ha). La resolución de sus pixeles (Landsat MSS) interfiere en esto, dado que se disminuye la captura espectral de la heterogeneidad del paisaje. Por esto no se hará un mayor análisis de la diferencia entre 1975 y los otros años para las Clases 1 y 2. Este mismo fenómeno se repite en la Clase 4, con el ND_{MAX} , sin embargo sus consecuencias son menores y el porcentaje (representación respecto al total) se asemeja a lo observado en las imágenes satelitales Landsat TM y ETM+.

Al haberse realizado una clasificación por percentiles, lo esperable es que dichos porcentajes se expresen en la distribución de las abundancias. Tal como se señaló, las diferencias que se observan son limitantes metodológicas asociadas al carácter discreto (no-continuo) de los datos. De esta manera, las tendencias artificiales que se desprenden de la Tabla 29 y la Figura 142 debiesen replicarse en el análisis del NDVI a escala del área urbana. En caso de ocurrir tendencias diferentes o fuertes cambios porcentuales, se evidenciará el efecto de la urbanización.

Hecho explícita esta aclaración, de los datos destaca que: para las Clases 1 y 2 los cambios son más débiles entre los años 2002 y 2009 que entre 1989 y 2002, con una tendencia de incremento en la Clase 1 y de decremento en la Clase 2. La tendencia es menos clara en la Clase 3, ya que mientras aumenta su representación entre 1975 y 2002, en 2009 experimenta una disminución en términos porcentuales, siendo menor que en 1989 como representación de las unidades homogéneas, pero mayor en superficie. En relación al año 2002, el año 2009 tiene una menor cobertura de la Clase 3 (espacial y porcentualmente). En tanto, la Clase 4 decrece en todos los periodos, siendo mayor entre 1975 y 1989.



Figura 142. **Abundancia relativa de cada categoría de NDVI en la microcuencia.** Fuente: Elaboración propia.

No obstante los datos numéricos no son relevantes, sí lo es la distribución espacial de las clases, ya que informan de la estructura y dinámica de la microcuenca. Así, a partir de la distribución espacial de las categorías y su visualización sobre imágenes satelitales de mayor resolución, se puede decir que mientras la Clase 1 de NDVI tiende a corresponderse con áreas con escasa vegetación, la Clase 4 de NDVI corresponde a espacios con prados altamente regados o húmedos (campos de golf, laderas de exposición sur o fondos de quebrada).

Los sectores planos se caracterizan por tener parches de la Clase 1, mientras las superficies con pendiente suelen contener polígonos de Clase 2 y 3. El área urbana muestra un comportamiento diferente, con una gran concentración de polígonos de Clase 4.

Subdividiendo la microcuenca en cuatro secciones de norte (parte alta de la microcuenca) a sur (parte baja), se pueden describir los cambios en los patrones de distribución espacial de las clases de NDVI. Así, en la parte alta (al norte de la latitud 6324000 S), se observa una disminución de los parches Clase 2 y 3 típicos de fondos de quebradas y laderas de exposición sur entre 1989 y 2009. En la parte medio-alta hay un leve aumento relativo de la Clase especialmente entre 2002 y 2009 en la porción central. En 2009 aparece un polígono Clase 4, que corresponde a una hacienda de uso recreacional. En la parte medio baja (entre latitudes 6312000 y 6316000 S), se aprecia una leve baja de las Clases 2 y 3 entre 1989 y 2002, que se recupera el año 2009. El sector poniente de esta parte de la microcuenca ve incrementada la Clase 1. Por último, la parte baja se distingue un aumento notable de las áreas inferiores a 1 hectárea, denotando un incremento de la fragmentación o heterogeneidad del paisaje. Al mismo tiempo, aparecen y desaparecen polígonos Clase 4. En asociación con la expansión urbana, aumentan los polígonos Clase 2 y 3.

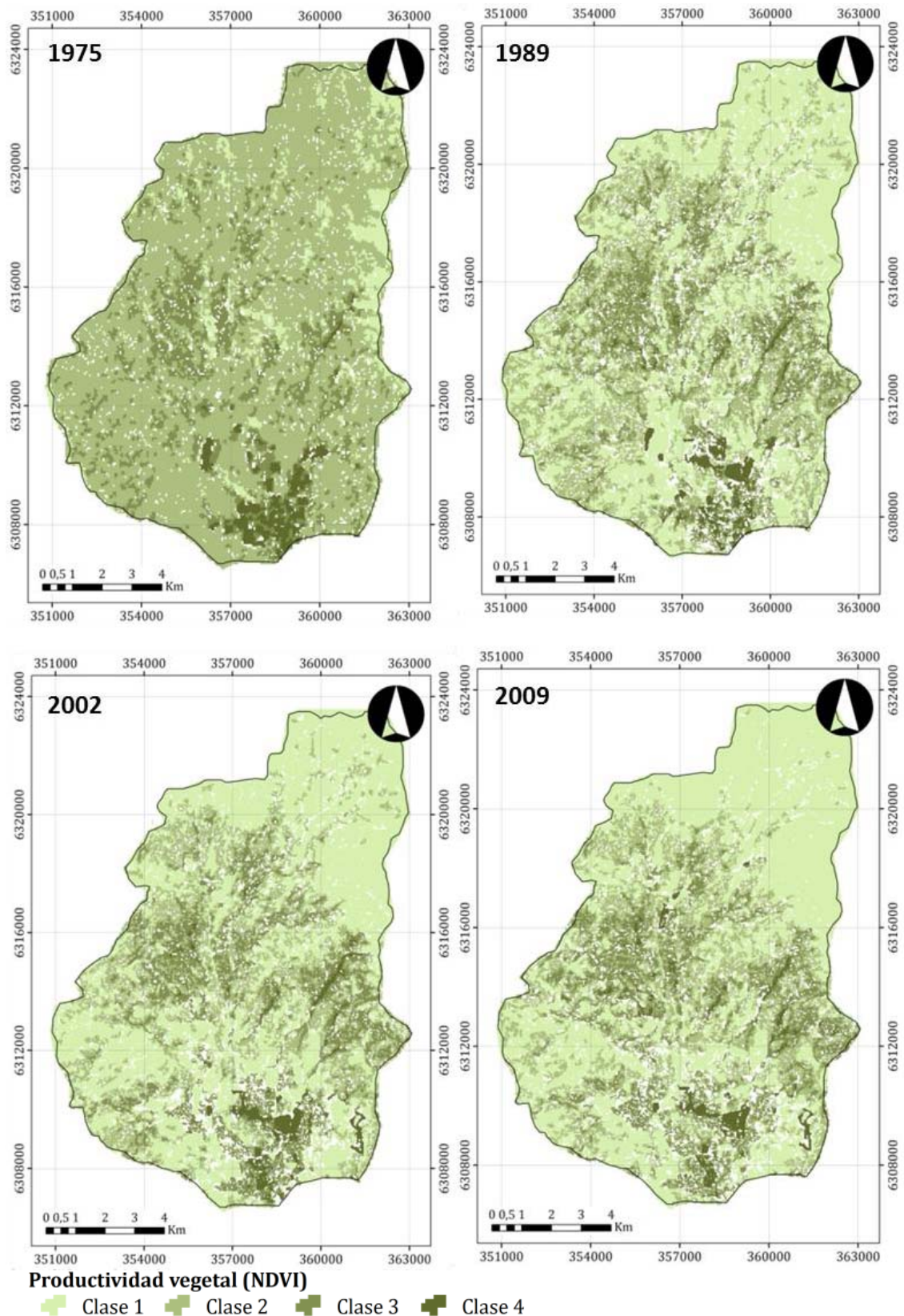


Figura 143. Unidades homogéneas de NDVI categorizado en las microcuena. Fuente: Elaboración propia.

En términos de la temperatura de emisión superficial, cabe señalar que sólo se pudo obtener para los años 2002 y 2009. Se observó que el promedio absoluto (en valor de ND) aumenta levemente en la microcuenca de 117,7 a 121,0 (+3,0%), mientras en el área urbana disminuye de 111,9 a 98,8 (-11,7%). La Figura 144 muestra la distribución de los valores ND de temperatura superficial distinguiéndose temperaturas bajas a medias en la parte urbana de la microcuenca, muy altas en las laderas de exposición norte y bajas en las laderas de exposición sur (aunque la tendencia no es tan clara en ambas) y, en general, temperaturas bajas en la parte alta de la microcuenca.

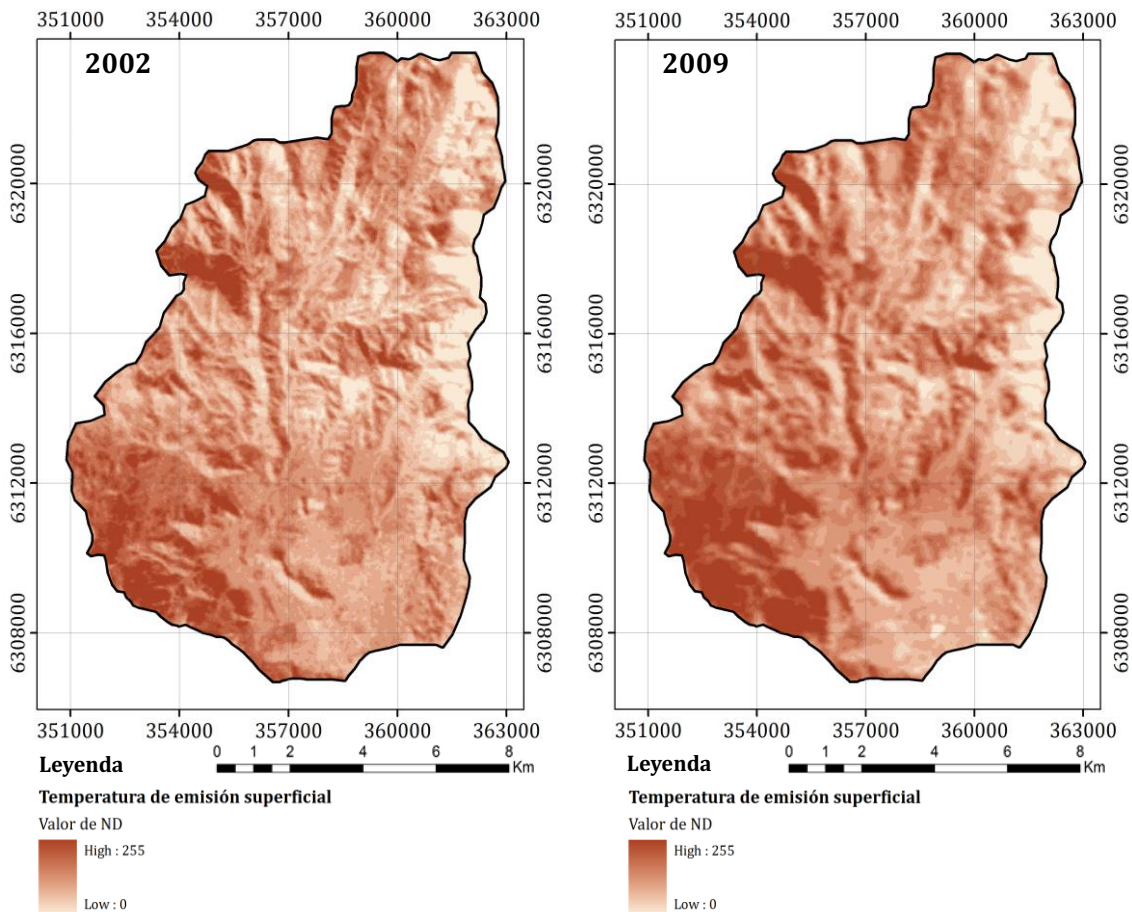


Figura 144. Temperatura de emisión superficial (expresada en ND) de los años 2002 y 2009. La imagen del año 2002 corresponde al satélite Landsat ETM+ por lo que cuenta con mayor resolución que la imagen de 2009 proveniente del satélite Landsat TM. Fuente: Elaboración propia.

8.2.3 TERCER NIVEL JERÁRQUICO: USOS DEL SUELO SOBRE LA MICROCUENCA EN 2002 Y 2009

CAMBIOS EN LAS CATEGORÍAS DE USOS DE SUELO

La Tabla 30 y la Figura 145 muestran la superficie total y relativa de cada categoría del suelo, siguiendo la clasificación gruesa de HERCULES (Cadenasso *et al.*, 2007). En tanto, en la Figura 146 se presenta la configuración espacial de los usos del suelo.

Tabla 30. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del uso del suelo, en la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de usos del suelo	2002		2009	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Edificaciones	1.795,9	13,0%	1.958,4	14,1%
Vegetación	11.749,7	84,8%	11.705,6	84,5%
Superficies vacías	292,7	2,1%	174,4	1,3%
Agua	16,2	0,1%	16,2	0,1%
Área total	13.854,6	100,0%	13.854,6	100,0%

La vegetación es la categoría de usos del suelo ampliamente dominante en ambos instantes temporales, estando urbanizada sólo una porción menor de la microcuenca. Los cambios se deben a transformaciones contiguas a la zona urbana, siendo poco conspicuos a esta escala. Éstas corresponden a más edificaciones (162 has), menos superficies vacías (118 has) y apenas un 0,3% menos de vegetación (44 has). Cada una de estas categorías es gruesa, es decir, es poco detallada.

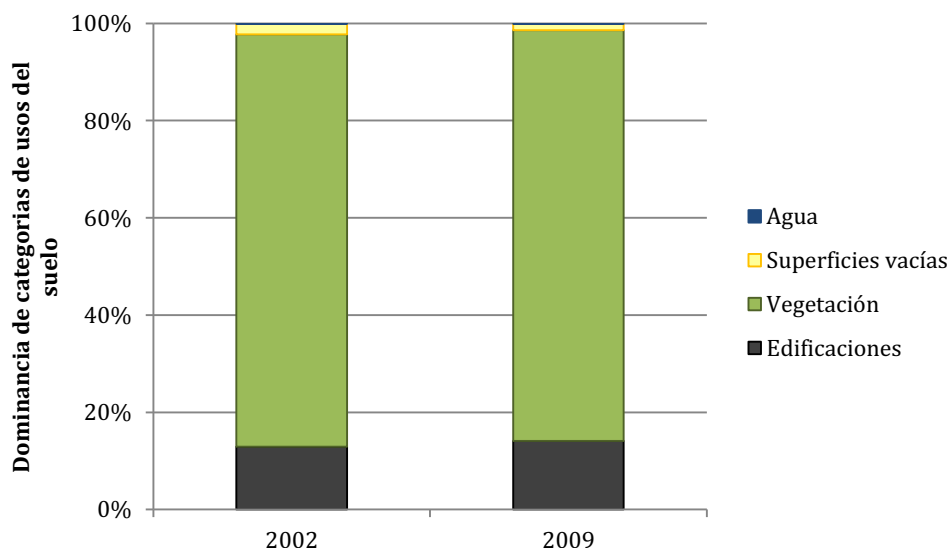


Figura 145. Abundancia relativa de cada categoría del uso del suelo en la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

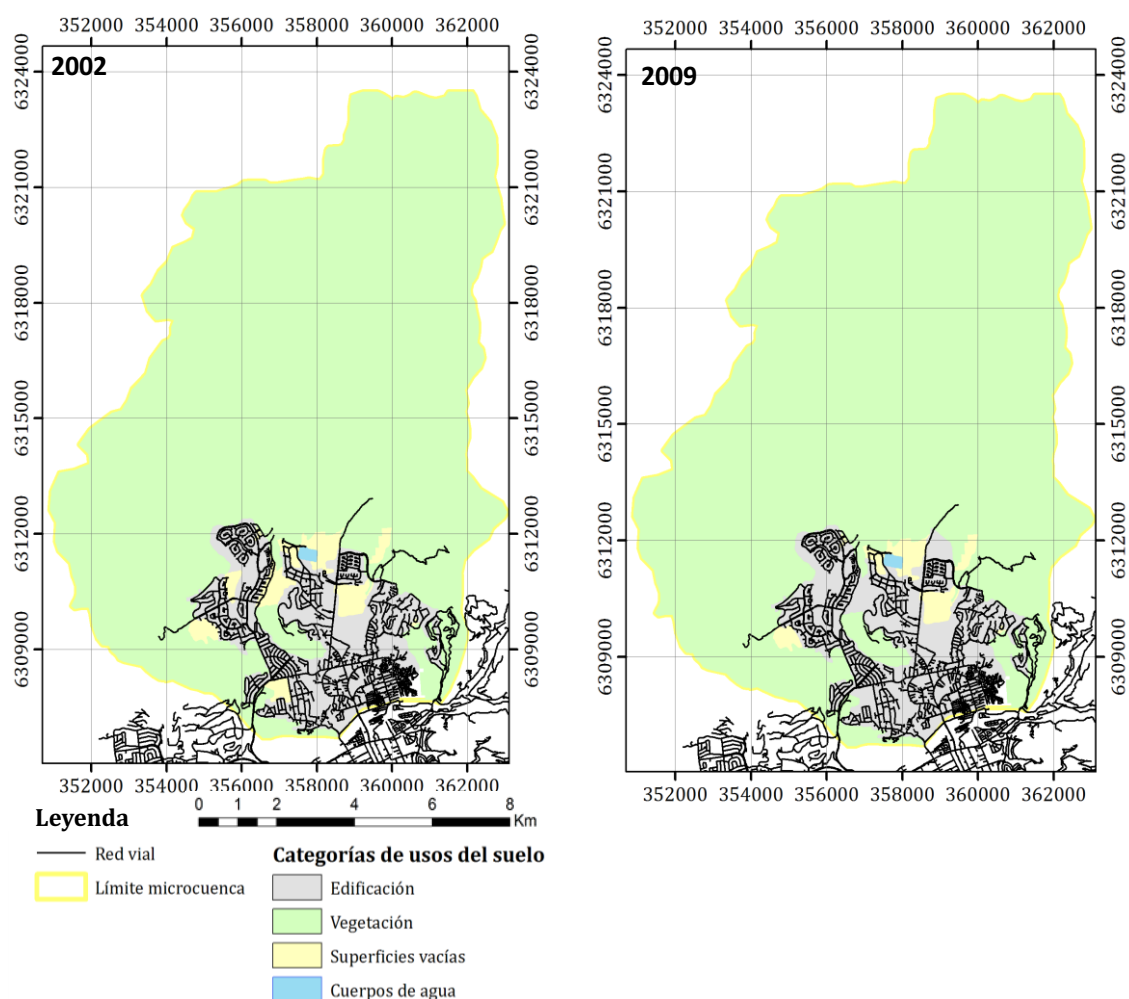


Figura 146. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo el año 2002 (izquierda) y 2009 (derecha) en la microcuena. Fuente: Elaboración propia.

CAMBIOS EN EL GRADO DE URBANIZACIÓN

La Tabla 31 y la Figura 148 muestran la superficie total y relativa de cada categoría del grado de urbanización, siguiendo la clasificación HERCULES. En tanto, en la Figura 147 se presenta la configuración espacial del grado de urbanización de los polígonos evaluados.

Tabla 31. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del grado de urbanización en la microcuena. Fuente: Elaboración propia.

Grado de urbanización	2004		2010	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Clase 0: Ausente	11.826,1	85,4%	11.379,7	82,1%
Clase 1: Presente - 10%	446,1	3,2%	582,9	4,2%
Clase 2: 11 - 35%	414,7	3,0%	694,5	5,0%
Clase 3: 36 - 75%	1.167,7	8,4%	1.197,5	8,6%
Clase 4: Mayor a 75%	-	0,0%	-	0,0%
Área total	13.854,6	100,0%	13.854,6	100,0%

Se aprecia una disminución de la Clase 0, en contraste con el aumento de las Clases 1, 2 y 3, es decir, aumenta la urbanización. En el año 2010 aparecen sectores con incipiente urbanización o equipamiento en zonas no inmediatamente vecinas a la mancha urbana. De los parches urbanizados en el año 2004, algunos aumentan su grado de urbanización y ninguno lo disminuye. Otro dato es que más de un 80% de la microcuenca permanece sin urbanizar. La Clase 4 no fue identificable a esta escala.

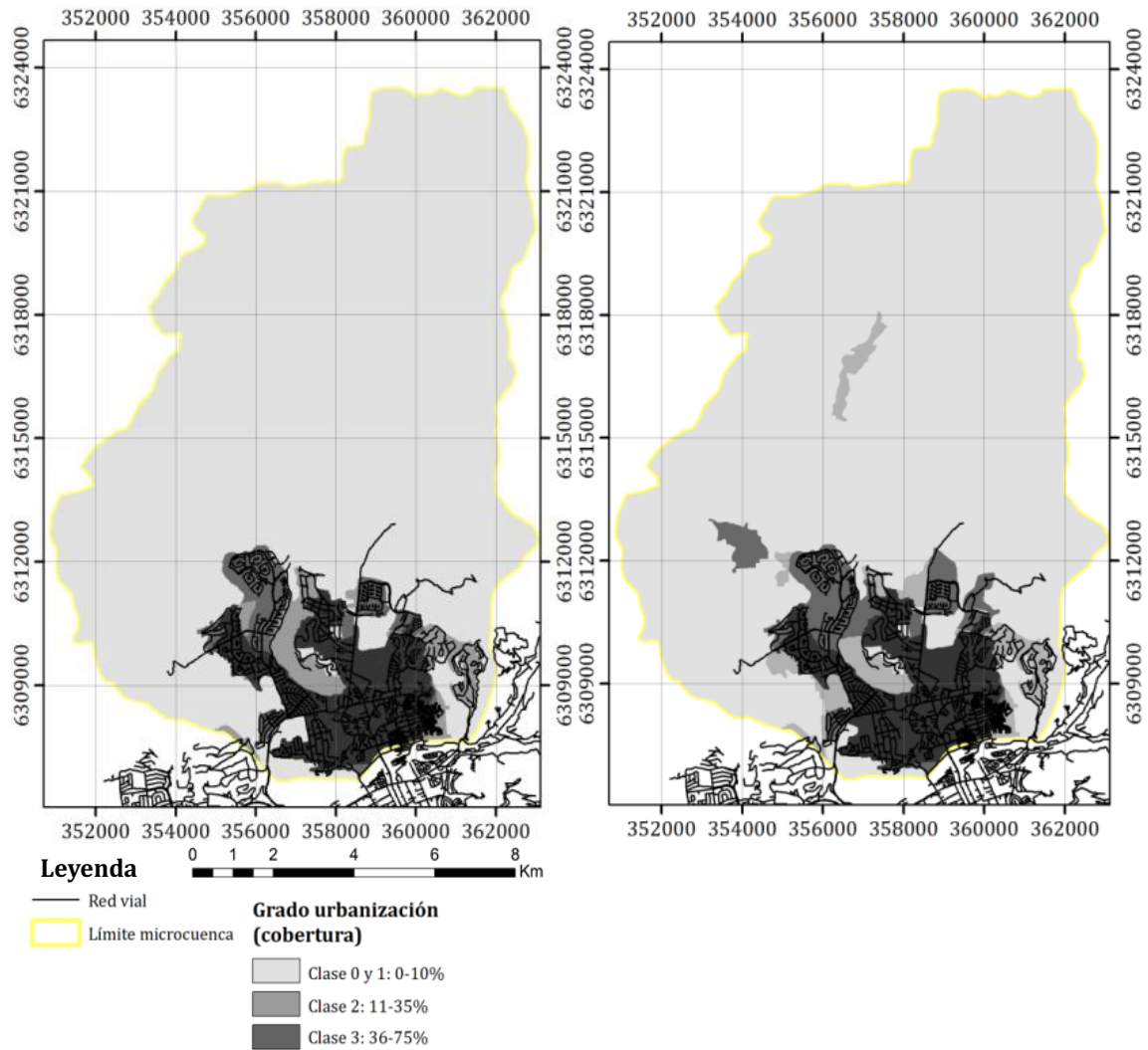


Figura 147. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2002 (izquierda) y 2009 (derecha) en la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

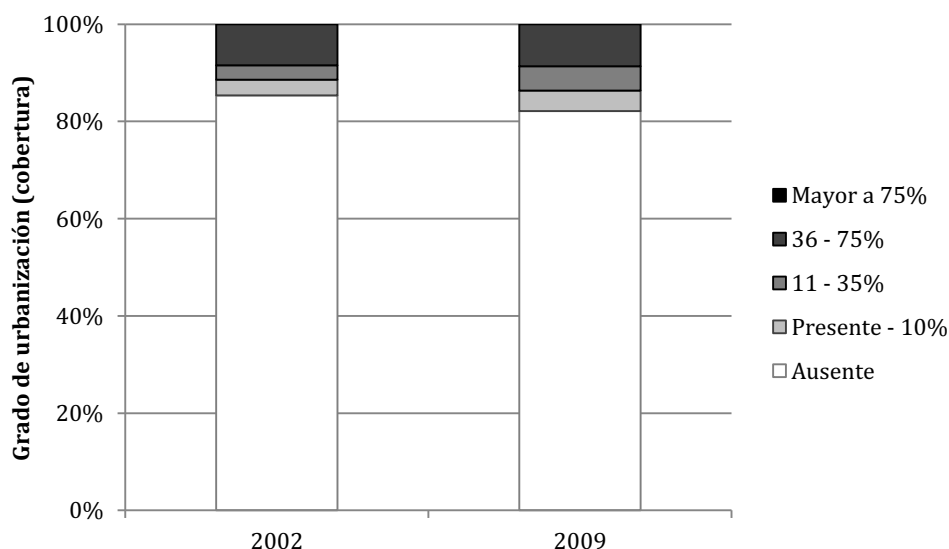


Figura 148. **Abundancia relativa de cada categoría del grado de urbanización en la microcuenca.**
Fuente: Elaboración propia.

CAMBIOS EN LA COBERTURA VEGETACIONAL

La Tabla 32 y la Figura 150 muestran la superficie total y relativa de cada categoría de cobertura vegetal, siguiendo la clasificación HERCULES. En tanto, en la Figura 149 se presenta la configuración espacial de la cobertura vegetal de los polígonos evaluados.

Tabla 32. **Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría de cobertura vegetal, en el área urbanizada al año 2010.** Fuente: Elaboración propia.

Cobertura vegetal	2002		2009	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Clase 0: Ausente	16,2	0,1%	16,2	0,1%
Clase 1: Presente - 10%	820,1	5,9%	774,5	5,6%
Clase 2: 11 - 35%	5.489,7	39,6%	5.245,0	37,9%
Clase 3: 36 - 75%	6.154,2	44,4%	6.394,8	46,2%
Clase 4: Mayor a 75%	1.374,4	9,9%	1.424,0	10,3%
Área total	13.854,6	100,0%	13.854,6	100,0%

Aun cuando los cambios son pequeños, puede describirse una disminución de las Clases 1 y 2, y un aumento de las Clases 3 y 4.

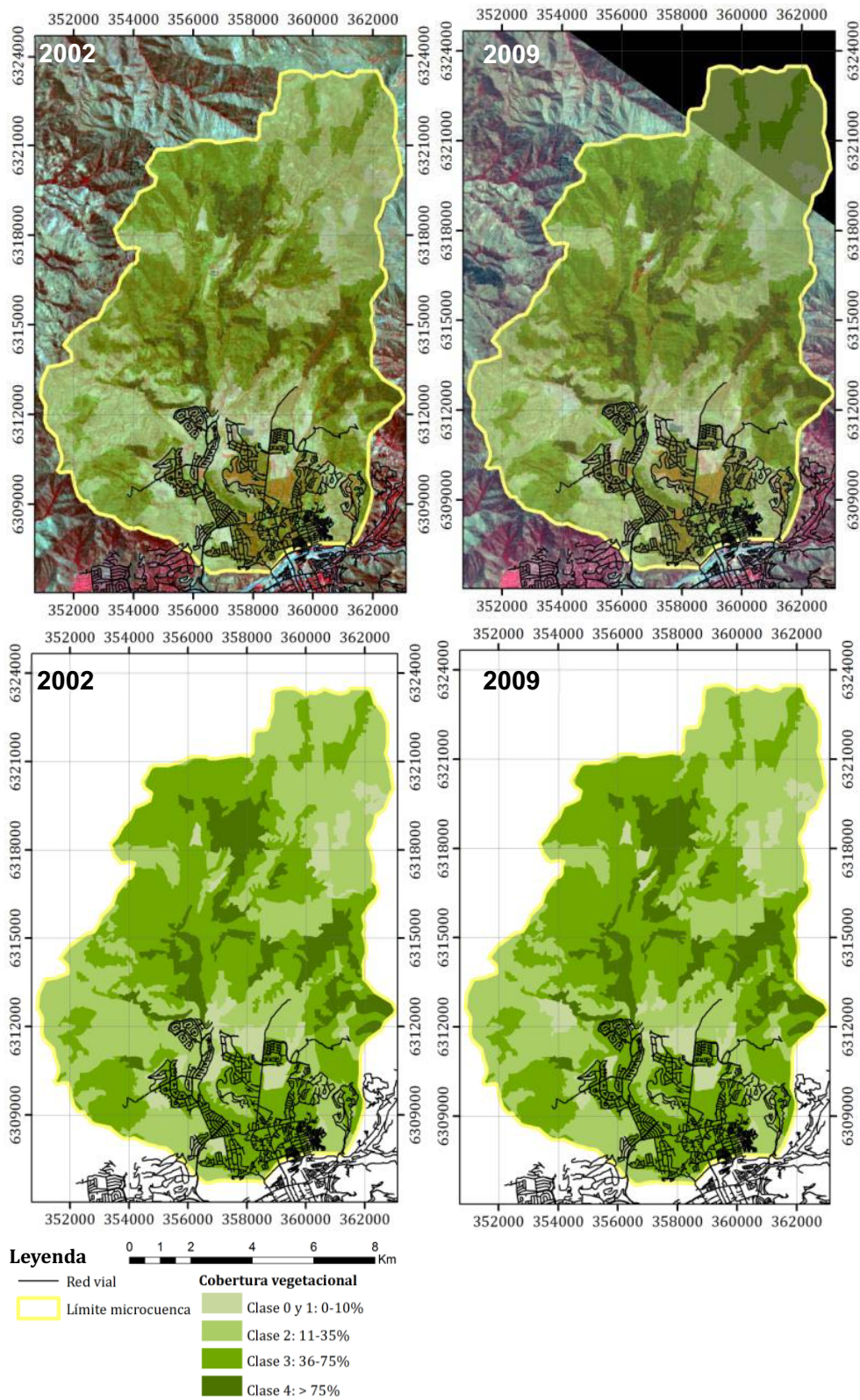


Figura 149. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2002 (izquierda) y 2009 (derecha) en la microcuenca. Las figuras superiores incorporan de fondo las imágenes Aster utilizadas. Fuente: Elaboración propia.

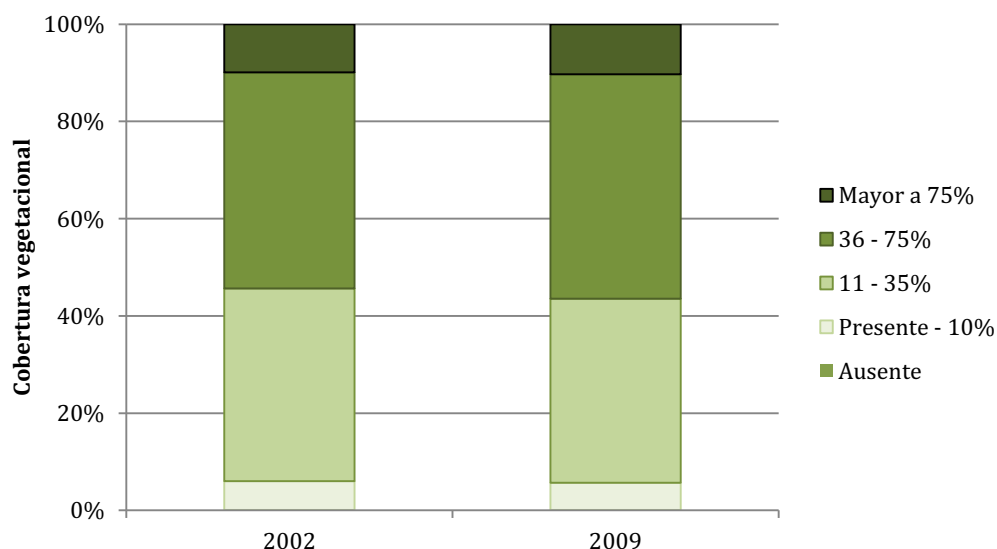


Figura 150. **Abundancia relativa de cada categoría de cobertura vegetal en la microcuenca.**
Fuente: Elaboración propia.

INTEGRACIÓN DE VARIABLES PARA LA IDENTIFICACIÓN DE ECOSISTEMAS

Tras integrar el grado de urbanización y la cobertura vegetal, se calculó su superficie y su distribución espacial. La superficie de cada una de estas combinaciones, o directamente ecosistemas, se presenta en la Tabla 33, en tanto, su distribución en la Figura 151.

Tabla 33. **Superficie de cada combinación de categorías de usos de suelo (ecosistemas).** CV: cobertura vegetal, GU: grado de urbanización. Las combinaciones de CV y GU no registradas 2002 ni 2009 no fueron incorporadas en la tabla. Fuente: Elaboración propia.

CV	GU	Superficie (hectáreas)	
		2002	2009
0	0	16,2	16,2
1	0	604,1	475,6
1	1	148,4	119,0
1	2	49,1	161,5
1	3	18,5	18,5
2	0	5.025,9	4.726,8
2	1	201,0	294,8
2	2	254,2	185,1
2	3	8,6	38,4
3	0	4.805,4	4.786,7
3	1	96,8	119,5
3	2	111,4	348,0
3	3	1.140,6	1.140,6
4	0	1.374,4	1.374,4
4	1	-	49,6
Total		13.854,6	13.854,6

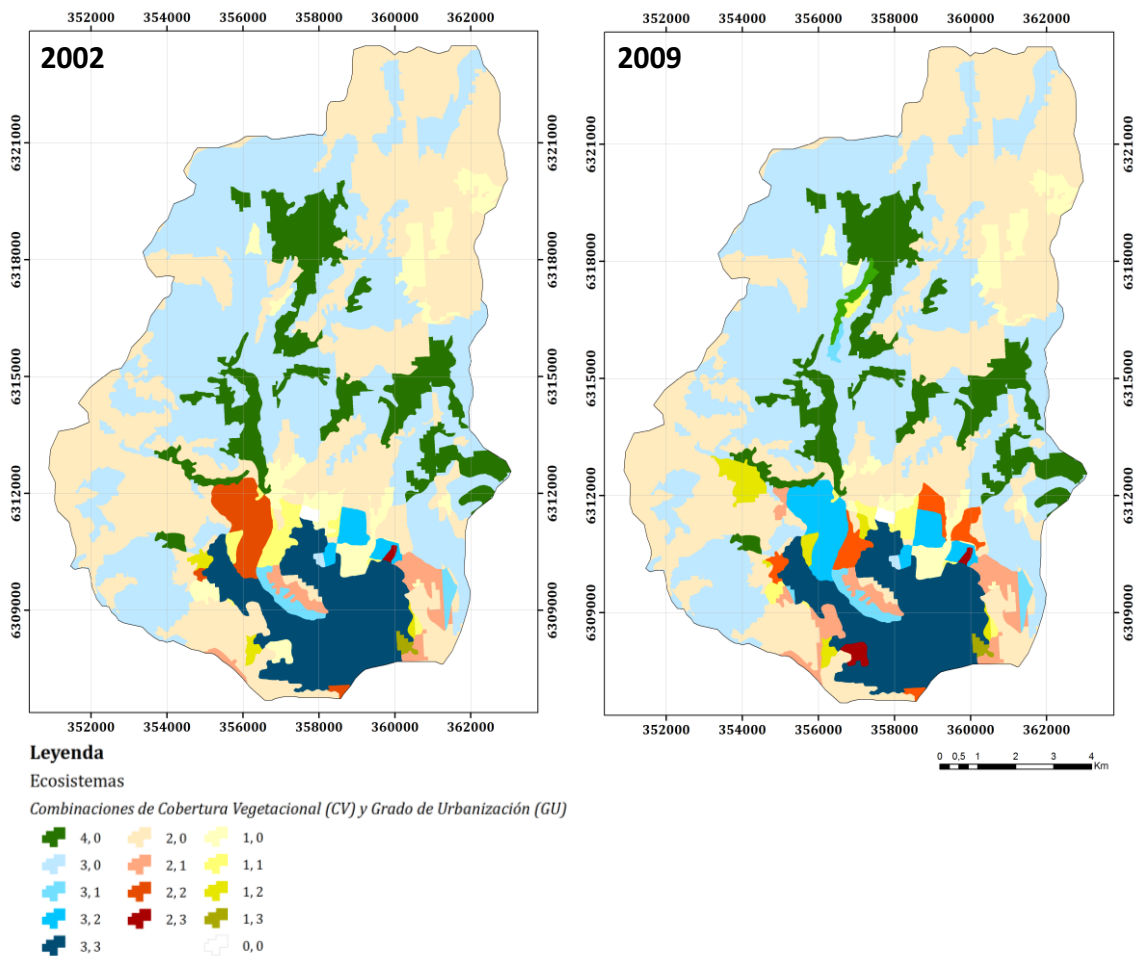


Figura 151. **Distribución de ecosistemas del paisaje en la microcuenca los años 2002 (izquierda) y 2009 (derecha).** Cada pareja de valores indica un valor categórico de cobertura vegetal (CV) y un valor categórico de grado de urbanización (GU), formando una combinación “CV, GU”. Fuente: Elaboración propia.

8.2.4 CUARTO NIVEL JERÁRQUICO: USOS DEL SUELO DEL ÁREA URBANA EN 1955, 2004 Y 2010

Como área de análisis común para todos los años se utilizó el área urbanizada identificada en la imagen de marzo del 2010 (ver 8.1.2 ÁREA URBANA).

CAMBIOS EN CATEGORÍAS DE USOS DE SUELO

La Tabla 34 y la Figura 152 muestran la superficie total y relativa de cada categoría del suelo, siguiendo la clasificación gruesa HERCULES. En tanto, en las Figuras 153, 154 y 155 se presentan las configuraciones espaciales de los usos del suelo en los años 1955, 2004 y 2010, respectivamente.

Tabla 34. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría del uso del suelo, en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de usos del suelo	1955		2004		2010	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Edificaciones	68,2	3,6%	1.316,0	68,7%	1.520,4	79,3%
Vegetación	555,6	29,0%	352,2	18,4%	316,2	16,6%
Superficies vacías	292,4	15,3%	242,0	12,6%	73,6	3,8%
Agua	10,5	0,5%	1,6	0,1%	1,6	0,1%
Agrícola	985,0	51,4%	-	0,0%	-	0,0%
No evaluado	4,8	0,2%	4,8	0,2%	4,8	0,2%
Área total	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%

Destaca un incremento masivo de edificaciones entre 1955 y 2004, siendo muy escasas en 1955, aproximándose al 70% de la superficie total urbanizada el año 2004 y al 80% el año 2010. Entre 2004 y 2010 existe un mayor dinamismo de edificación o urbanización hacia el norte. Por otra parte, se advierte una disminución muy leve del área cubierta por vegetación entre 2004 y 2010. En cambio, se aprecia una disminución importante de las superficies vacías en el mismo periodo. En el centro de los mapas de los años 2004 y 2010, se aprecian grandes áreas de vegetación, que corresponden a clubes deportivos y campos de golf. En el año 1955 el uso agrícola era dominante en el territorio y desaparece por completo. Por otra parte, en dicho año puede distinguirse un área históricamente urbanizada en el sur-oriente. Finalmente, los dos polígonos sin categorizar corresponden a áreas sin ningún grado de urbanización, siendo uno de ellos un cerro isla que se eleva en el centro del área urbanizada.

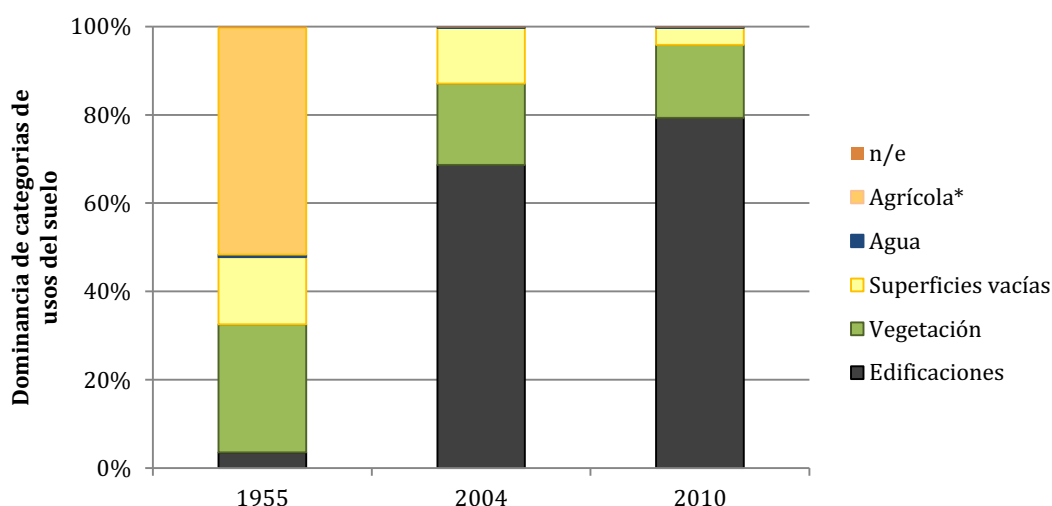


Figura 152. Abundancia relativa de cada categoría del uso del suelo en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

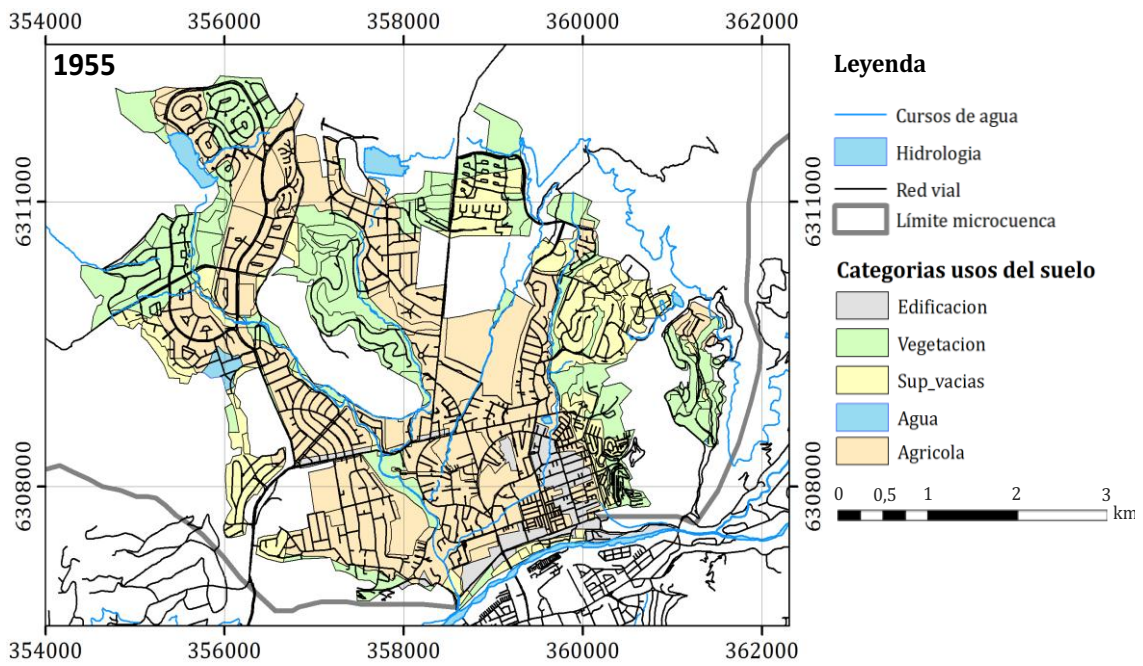


Figura 153. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo en el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

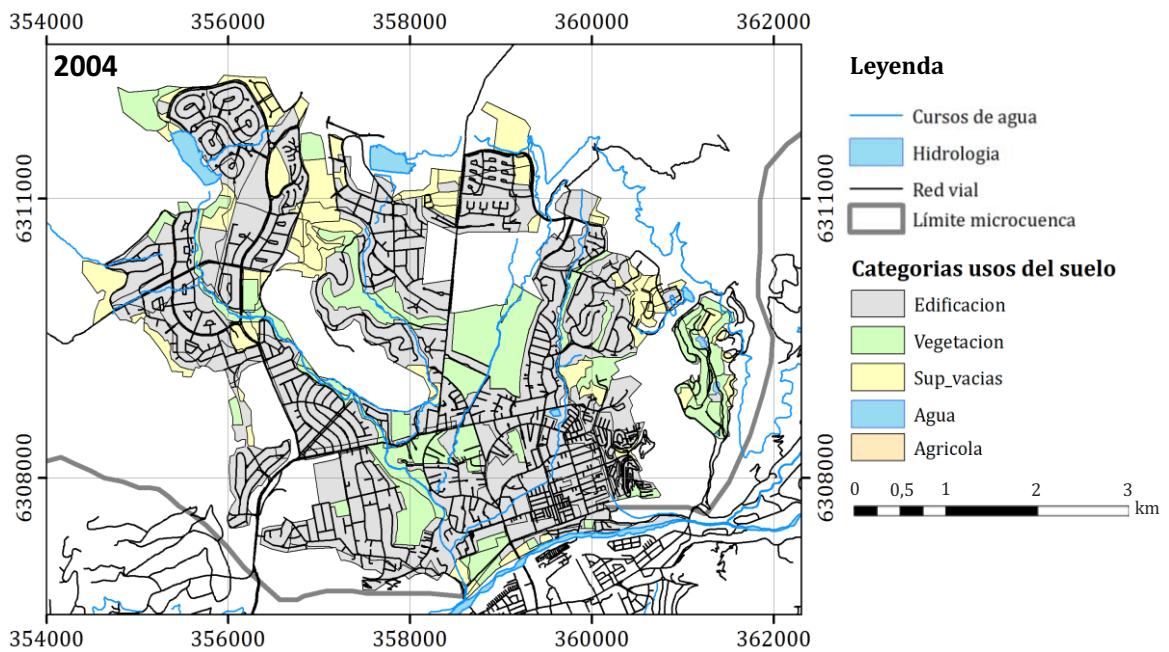


Figura 154. Distribución espacial de las categorías del uso del suelo en el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

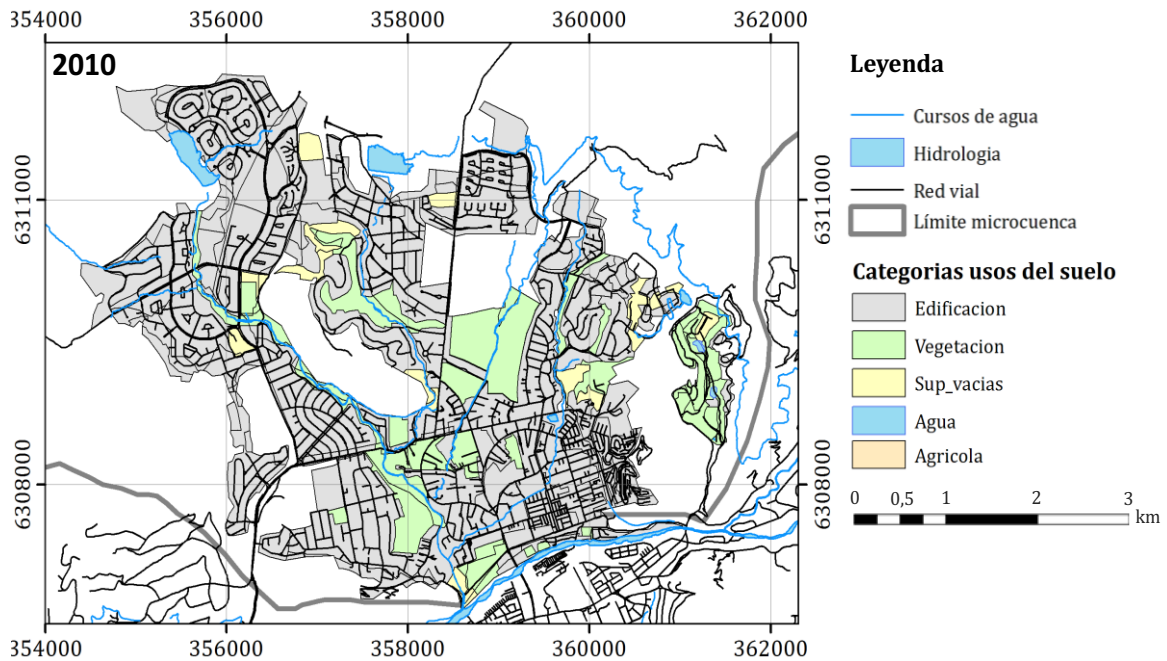


Figura 155. **Distribución espacial de las categorías del uso del suelo en el año 2010**, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

En relación a la dinámica de cambio, se evaluó la transición de una categoría de uso del suelo a otra, en cada uno de los periodos, lo cual es presentado en la Figura 156.

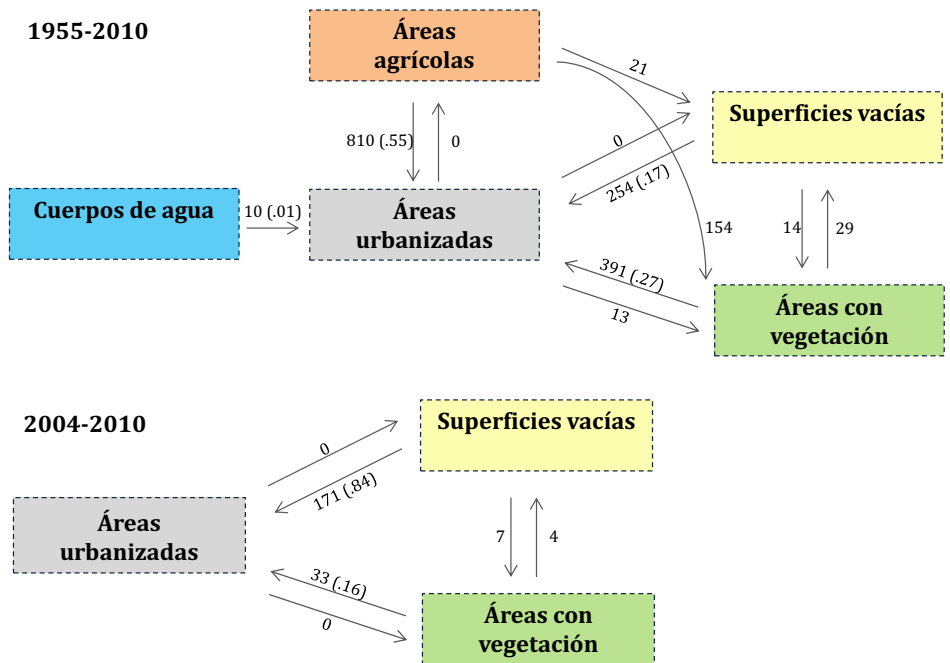


Figura 156. **Modelos de transición de usos de suelo**. Se indica la cantidad de hectáreas de cambio y entre paréntesis su porcentaje. Fuente: Elaboración propia.

CAMBIOS EN EL GRADO DE URBANIZACIÓN

La Tabla 35 y la Figura 157 muestran la superficie total y relativa de cada categoría del grado de urbanización, siguiendo la clasificación HERCULES. En tanto, en las Figuras 158, 159 y 160 se presentan las configuraciones espaciales del grado de urbanización de los polígonos evaluados.

Tabla 35. Superficie cubierta, total y relativa, por categoría del grado de urbanización, en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Grado de urbanización	1955		2004		2010	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Clase 0: Ausente	184,4	96,2%	376,6	19,7%	178,5	9,3%
Clase 1: Presente - 10%	9,3	0,5%	172,1	9,0%	190,9	10,0%
Clase 2: 11 - 35%	20,1	1,1%	221,8	11,6%	128,2	6,7%
Clase 3: 36 - 75%	38,8	2,0%	1.102,1	57,5%	1.368,2	71,4%
Clase 4: Mayor a 75%	-	0,0%	39,2	2,0%	46,0	2,4%
No evaluado	4,8	0,2%	4,8	0,2%	4,8	0,2%
Área total	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%

Así, se aprecia que en el año 1955 los sectores con urbanización son muy escasos, en general presentan una densidad baja, y su proporción es inferior al 5%, por lo que no fueron incluidos en el gráfico de la Figura 157. Entre los años 2004 y 2010, la categoría 36-75% es aquella que presenta el incremento más importante. Mientras, las únicas categorías que presentan un decremento son la categoría “ausente”, seguida por una disminución en la categoría 11-35%. En el sector norte del área evaluada se aprecia un incremento de la densidad (grado) de urbanización. Este efecto es relativamente menos notable en el sector centro-norte.

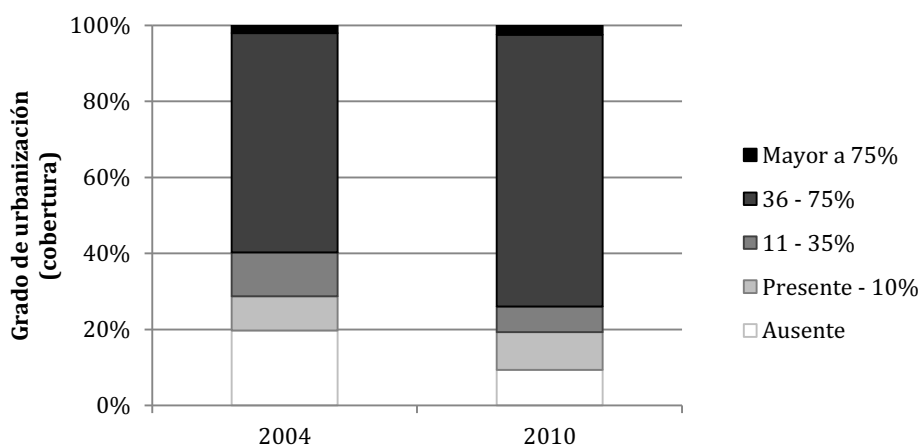


Figura 157. Abundancia relativa de cada categoría del grado de urbanización en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

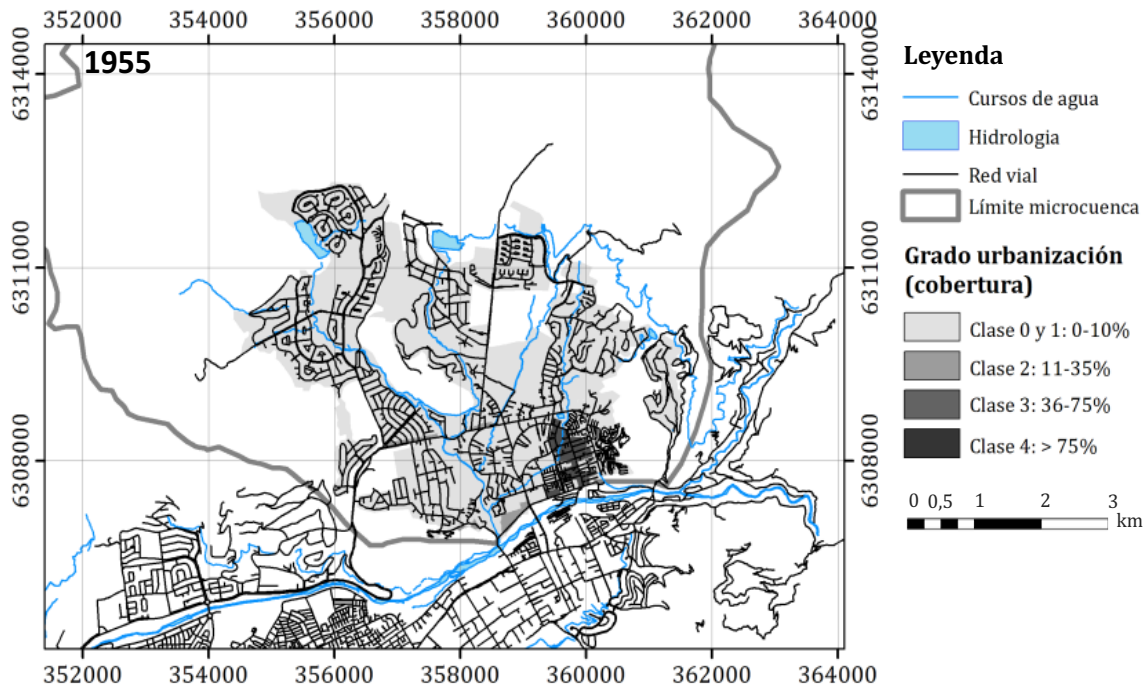


Figura 158. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

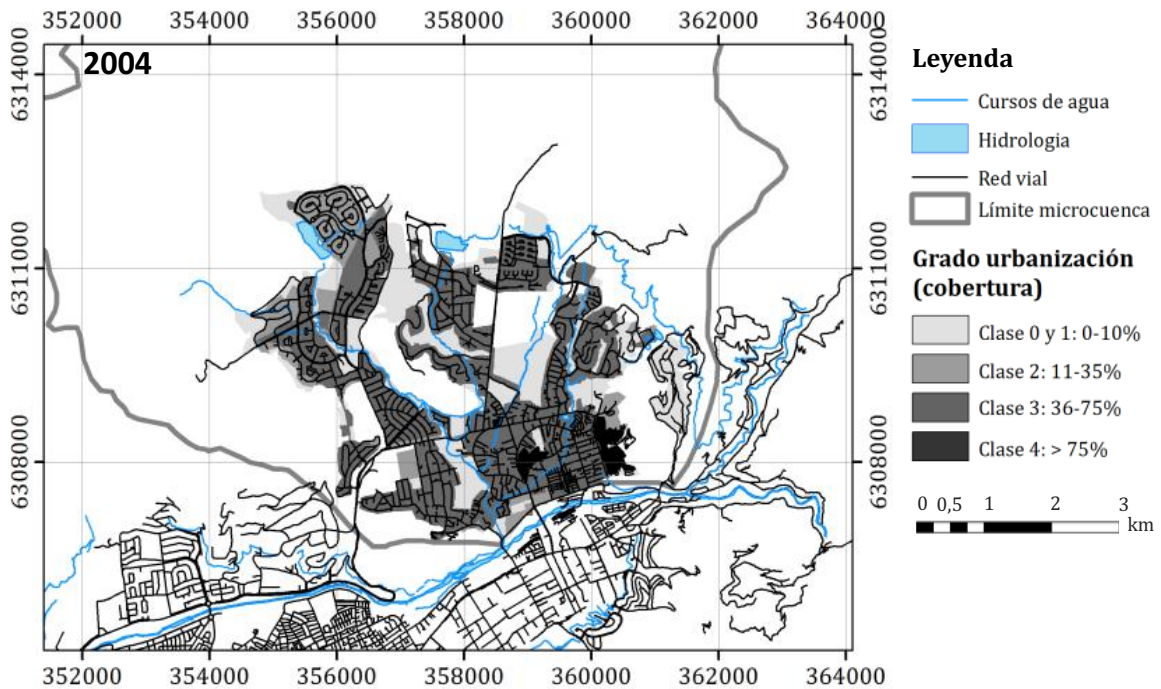


Figura 159. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

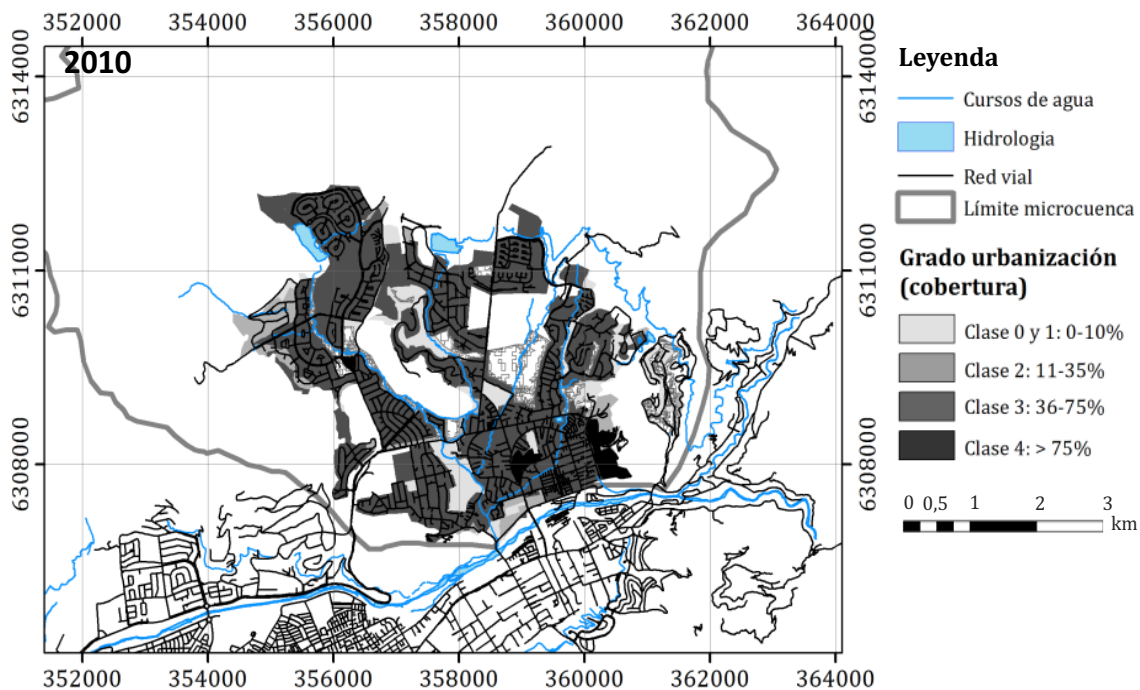


Figura 160. Distribución espacial de las categorías del grado de urbanización el año 2010, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

CAMBIOS EN LA COBERTURA VEGETACIONAL

La Tabla 36 y la Figura 161 muestran la superficie total y relativa de cada categoría de cobertura vegetal, siguiendo la clasificación HERCULES. En tanto, en las Figuras 162, 163 y 164 se presentan las configuraciones espaciales de la cobertura vegetal de los polígonos evaluados.

Tabla 36. Superficie cubierta, total y relativa, por cada categoría de cobertura vegetal, en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Cobertura vegetal	1955		2004		2010	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Clase 0: Ausente	-	0,0%	29,6	1,5%	11,4	0,6%
Clase 1: Presente - 10%	154,6	8,1%	270,2	14,1%	110,8	5,8%
Clase 2: 11 - 35%	255,5	13,3%	536,0	28,0%	363,3	19,0%
Clase 3: 36 - 75%	197,8	10,3%	854,0	44,6%	1.209,8	63,1%
Clase 4: Mayor a 75%	15,9	0,8%	221,9	11,6%	216,4	11,3%
No evaluado	1.292,8	67,5%	4,8	0,2%	4,8	0,2%
Área total	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%	1.916,6	100,0%

El año 1955 se observa poca vegetación natural o asociada a las escasas zonas urbanizadas. Así, el aumento de la urbanización y el abandono de la agricultura, habría favorecido el incremento de la cobertura vegetal arbustiva o arbórea. Sin embargo, la cobertura vegetal no se evaluó en el área agrícola ni en las superficies vacías de 1955. Por esto el análisis se concentra en la dinámica de los años 2004 y 2010. Entre 2004 y 2010, se conserva el área de mayor cobertura

vegetacional (Clase 4: > 75%), se incrementa en gran forma la clase de 36-75% y disminuyen las clases de menor cobertura vegetal (Clases 1, 2 y 3)



Figura 161. Abundancia relativa de cada categoría de cobertura vegetal en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

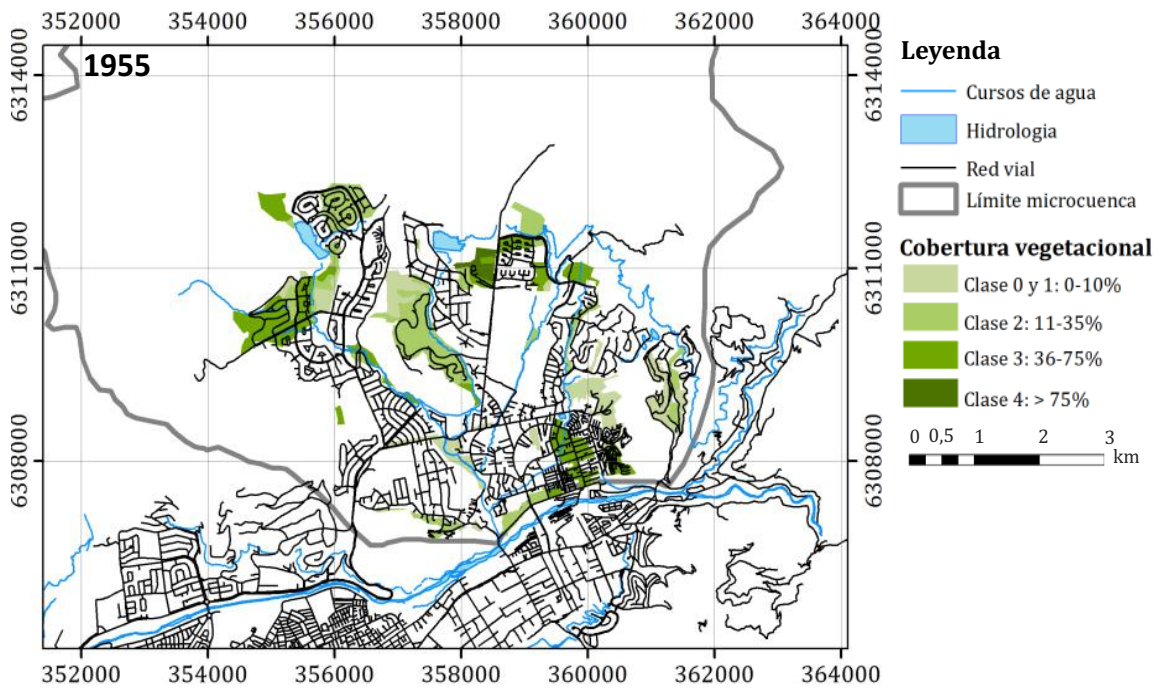


Figura 162. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 1955, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

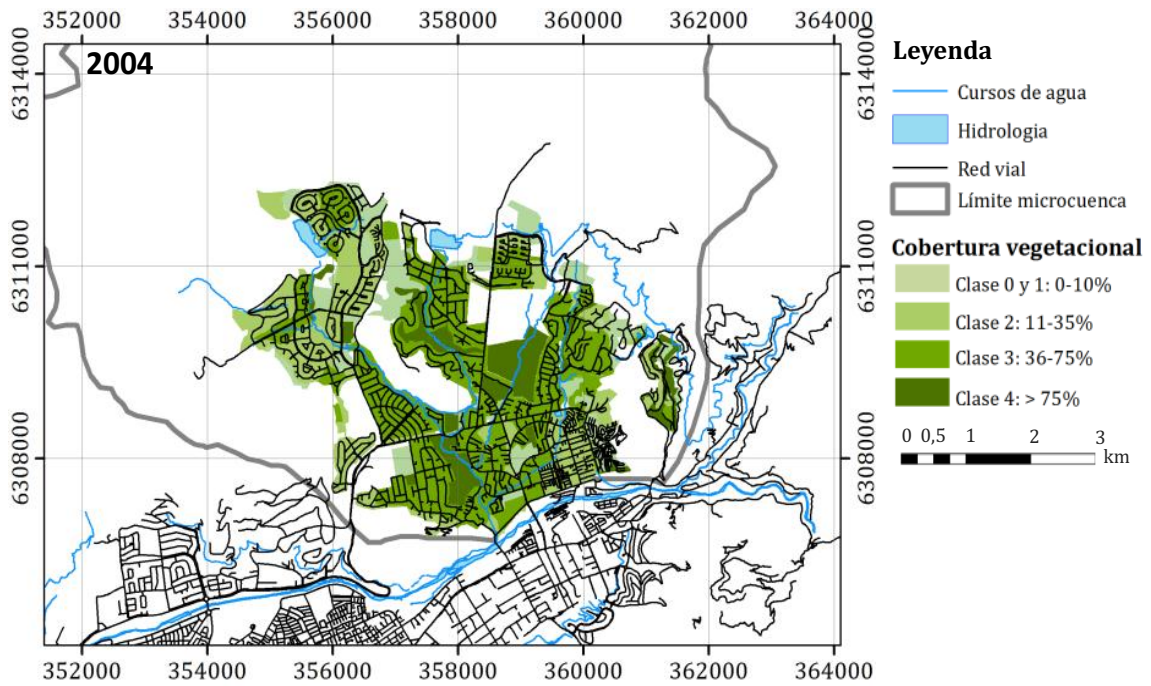


Figura 163. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2004, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

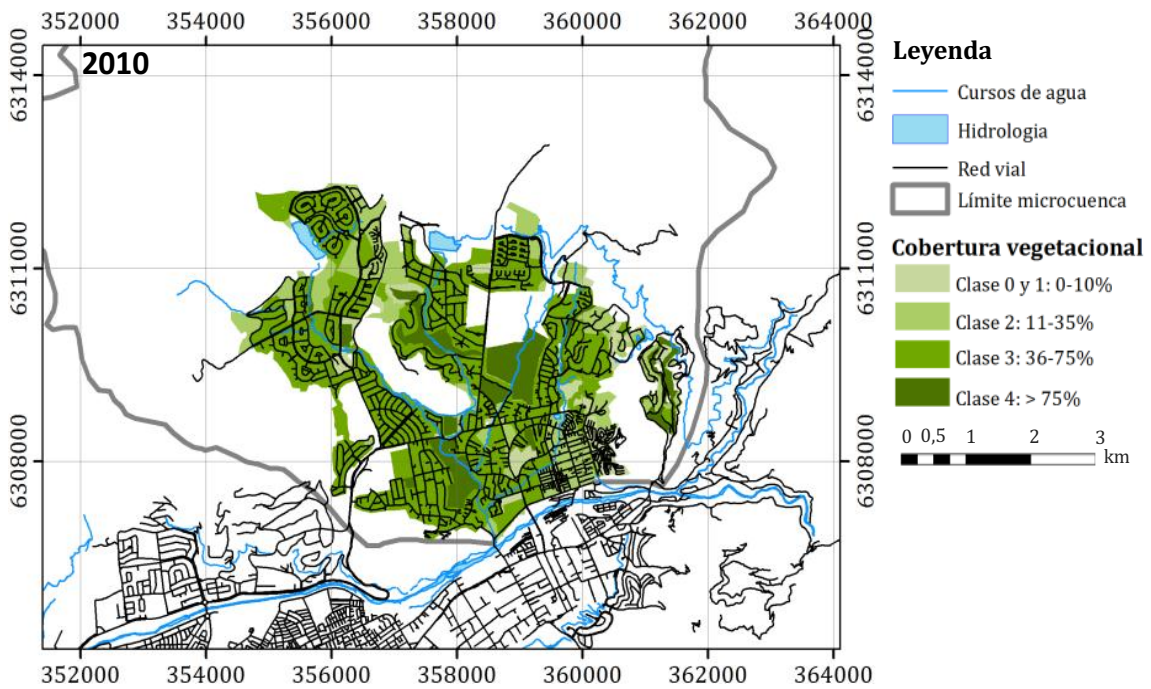


Figura 164. Distribución espacial de las categorías de cobertura vegetal el año 2010, sobre los límites del área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

INTEGRACIÓN DE VARIABLES PARA LA IDENTIFICACIÓN DE ECOSISTEMAS

Tras integrar el grado de urbanización, de cobertura vegetal y de tipo de vegetación, se calculó su superficie y su distribución espacial. La superficie de cada una de estas combinaciones, o directamente ecosistemas, en los años 2004 y 2010, se presenta en la Tabla 37, en tanto, su distribución en la Figura 165.

Tabla 37. **Superficie y capacidad de producción de servicios ecosistémicos (factor de SSEE) de cada combinación de categorías de usos de suelo (ecosistemas).** CV: cobertura vegetal, GU: grado de urbanización, TV: tipo de vegetación. Las combinaciones de CV, GU y TV no registradas en 1955, 2004 ni 2010 no fueron incorporadas en la tabla. Fuente: Elaboración propia.

CV	GU	TV	Superficie (hectáreas)		
			1955	2004	2010
0	0	2	1.288,0	29,3	1,9
0	1	2		< 0,1	6,9
0	3	2			1,6
0	4	2		0,3	1,0
1	0	2	140,3	128,0	21,9
1	1	2	4,0	38,8	32,0
1	2	2	10,2	43,4	8,1
1	3	2		21,2	3,8
1	4	2		38,9	45,0
2	0	2	240,3	53,2	2,7
2	1	2	5,3	21,7	39,8
2	2	2	9,9	124,8	58,8
2	3	2		336,2	261,9
3	0	2	159,0	38,7	30,0
3	1	2		17,1	17,6
3	2	2		53,6	61,2
3	3	2	38,8	744,6	1.100,8
4	0	1 y 2		115,7	117,5
4	1	1 y 2		66,2	66,2
4	0	3	15,9	11,8	4,4
4	1	3		28,4	28,4
n/e o cuerpo de agua			4,8	4,8	4,8
Total			1.916,6	1.916,6	1.916,6

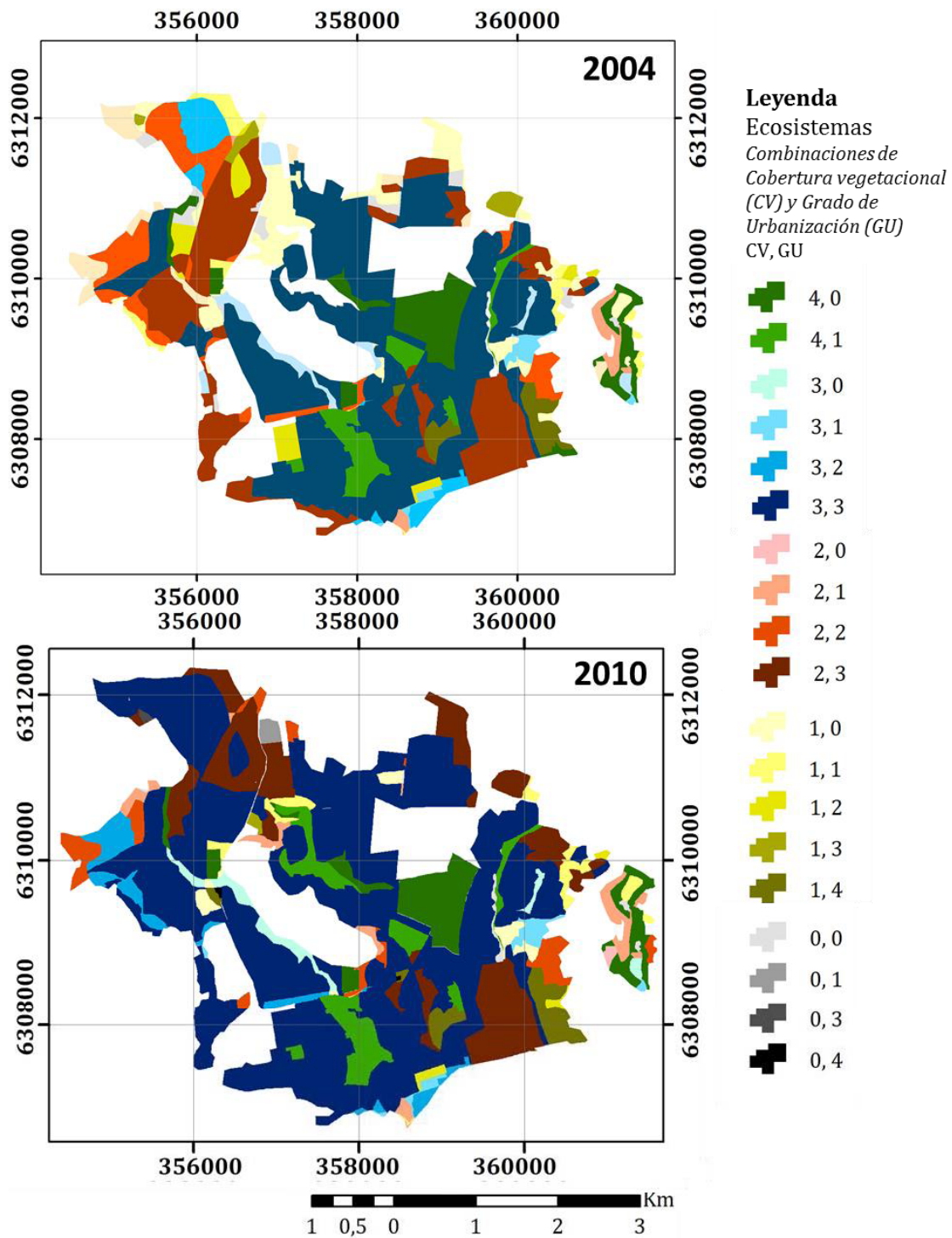


Figura 165. Distribución de ecosistemas del paisaje en los años 2004 y 2010 sobre el área urbanizada el año 2010. Cada pareja de valores indica un valor categórico de cobertura vegetal (CV) y un valor categórico de grado de urbanización (GU), formando una combinación CV, GU. Fuente: Elaboración propia.

8.2.5 RELACIÓN ENTRE LOS NIVELES JERÁRQUICOS

En relación a la microcuenca, de acuerdo a Ducci (2002) el área urbana crece 880 ha (85% residencial) entre 1991 y 2000 (~100 ha/año). Luego, de CONAF (1999, 2002) se concluye que el crecimiento urbano entre 1995 y 2000 es de 470 ha (~100 ha/año). En tanto, según Pavez *et al.* (2010), en la porción norte de la precordillera andina de Santiago, la superficie urbana aumentó 1.000 ha entre 1989 y 2003 (~40 ha/año). Luego, los datos del análisis del tercer nivel jerárquico indican que entre 2002 y 2009, a escala de microcuenca, las áreas con edificaciones aumentaron en 162 ha (~25 ha/año). Y, del análisis del cuarto nivel jerárquico, a escala del área urbana, se obtiene que la expansión entre 2004 y 2010 fue de 204 ha (~35 ha/año). Es necesario insistir que el análisis del 3er nivel jerárquico es más grueso (más general) que aquel correspondiente al 4to nivel, siendo este último de mejor resolución. Es decir, en la década de 1990 la expansión tuvo una tasa anual muy superior, en comparación con la tasa de la siguiente década. Los datos obtenidos se corresponden con los provenientes de la bibliografía.

El cambio de usos del suelo desde agrícola a otros usos, principalmente edificaciones, es descrito por Pavez *et al.* (2010) y Romero *et al.* (1999). El primero de ellos indica que entre 1975 y 1989 se pierden (transforman) 7.500 ha agrícolas en la precordillera andina de Santiago. Mientras, el segundo, señala que en aproximadamente la misma área se pierden 7.544 ha entre 1962 y 1975. En contraste, a escala de la microcuenca y considerando el análisis de la cobertura de edificaciones de 1955 *versus* 2004, son 985 las hectáreas agrícolas que cambian a otros usos en la microcuenca.

CONAF (2002) indica que el año 2000 el área urbana de la microcuenca corresponde a aproximadamente 1.806 ha. Los resultados del 3er nivel de análisis calculan 1.715 ha en 2002 y, según el 4to nivel de análisis, 1.316 ha. Así los datos obtenidos se corresponden con los de CONAF (2002), explicándose las diferencias por las metodologías empleadas en cada caso.

De acuerdo a Romero & Vásquez (2005) el área urbana de la cuenca mayor (Arrayán-Las Gualtatas) en el año 2001 era de 2559 ha. Los mismos autores señalan que los parches de alta productividad vegetal disminuyen 1.789 ha entre 1989 y 2003, mientras que, adaptando los resultados del 2do nivel de análisis a los criterios de Romero & Vásquez (2005), se obtiene un incremento de 356 ha entre 1989 y 2002, de 460 ha entre 1989 y 2009, y una disminución de 1.377 ha entre 1975 y 2009. De este modo, los datos obtenidos difieren de los datos de Romero & Vásquez (2005). La explicación de esta diferencia puede ser tanto por la metodología empleada, como por la mayor extensión de su estudio, superior un 300%.

Los antecedentes bibliográficos y los análisis realizados en el tercer y cuarto nivel de análisis jerárquico informan sobre el crecimiento al interior del área urbanizada al 2010, siendo mayor en la década de los 90's que en la primera década del siglo XXI. Respecto a la década de los 80's y anteriores la información es escasa y algunas fuentes (Ministerio de Vivienda y Urbanismo, 2008a) son confusas, dado que indican que en 1990 no habían superficie urbanizadas. Tras observar la imagen Landsat de 1989 esto resulta inverosímil, ya que, al menos, un tercio del área urbana al 2002 se

observa ya en 1989. En tanto, Romero & Vásquez (2005), Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008a) y Pavez *et al.* (2010) coinciden en que el 1975 no habían superficies urbanizadas importantes. Esto no significa que no existieran edificaciones, ya que en 1955 ya habían alrededor de 70 ha urbanizadas.

TEMPERATURA DE EMISIÓN SUPERFICIAL EN ÁREA URBANA

La temperatura de emisión superficial mostró leves diferencias, experimentando una disminución en la superficie de la Clase 2 ($P_{50} < TeS < P_{80}$) de 62,7 hectáreas (sin descartar áreas pequeñas) y un aumento de la Clase 3 ($P_{80} < TeS < ND_{MAX}$) de 44 hectáreas. Es decir, considerando el mes de marzo (a mediodía), ha aumentado la temperatura de emisión superficial en el área urbana. La categoría de ND_{MAX} presentó una participación marginal (<0,05%). La Figura 166 denota la diferencia de resolución que impide mayores análisis. No obstante, se distingue que las zonas más cálidas se ubican en la periferia y las más frías hacia el centro. El cambio en el rango impide observar adecuadamente el aumento en la temperatura superficial.

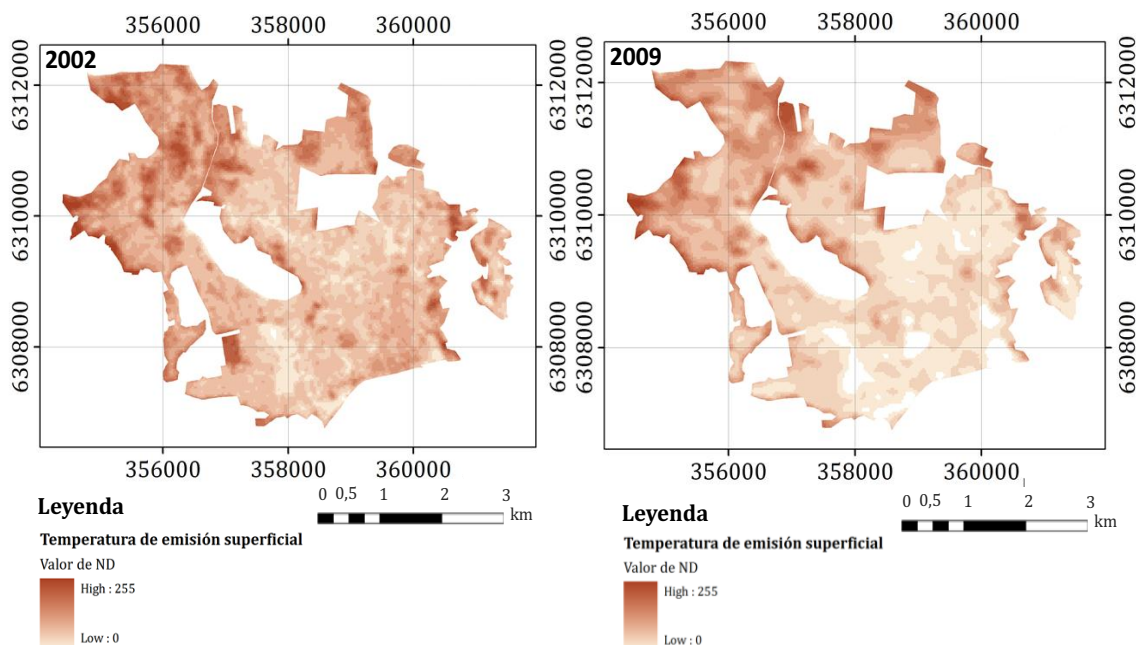


Figura 166. Temperatura de emisión superficial expresada en ND en el área urbana. Fuente: Elaboración propia.

Se presentan a continuación la relación entre los valores de NDVI en el área urbana (y su evolución) y su asociación con las categorías de uso de suelo. Para esto se realizan mayores análisis que para la temperatura de emisión superficial.

NDVI EN ÁREA URBANA

El índice de vegetación de diferencia normalizada fue calculado para la microcuenca, obteniéndose promedios de sus valores absolutos, tanto para la microcuenca, como para el área urbana y el área no urbana; además fue clasificado en base a categorías generadas por percentiles. El objetivo de esto fue comparar las tendencias entre microcuenca y el área urbana.

La Tabla 38 y la Figura 167 muestran la superficie total y relativa de cada categoría de NDVI, en el área urbanizada al año 2010, siendo las cuatro clases: 1- Bajo NDVI (menor a P_{50}), 2- Mediano NDVI (entre P_{50} y P_{80}), 3- Alto (entre P_{80} y ND_{MAX}) y 4- Máximo NDVI (ND_{MAX}). En tanto, la Figura 169 presenta la configuración espacial de las categorías de NDVI como unidades homogéneas en el área urbana.

Tabla 38. Superficie cubierta, total y relativa de las unidades homogéneas de NDVI categorizado en el área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

Categorías NDVI	1975		1989		2002		2009	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: $NDVI < P_{50}$	4,0	0,2%	612,2	40,5%	545,2	38,9%	406,3	29,8%
Clase 2: $P_{50} < NDVI < P_{80}$	1.008,5	56,4%	367,7	24,3%	142,5	10,2%	332,9	24,4%
Clase 3: $P_{80} < NDVI < ND_{MAX}$	406,6	22,7%	287,8	19,0%	484,8	34,6%	443,1	32,5%
Clase 4: ND_{MAX}	370,1	20,7%	245,7	16,2%	229,0	16,3%	181,6	13,3%
Área total	1.789,2	100%	1.513,4	100%	1.401,4	100%	1.363,9	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	126,8	-	402,6	-	514,6	-	552,0	-

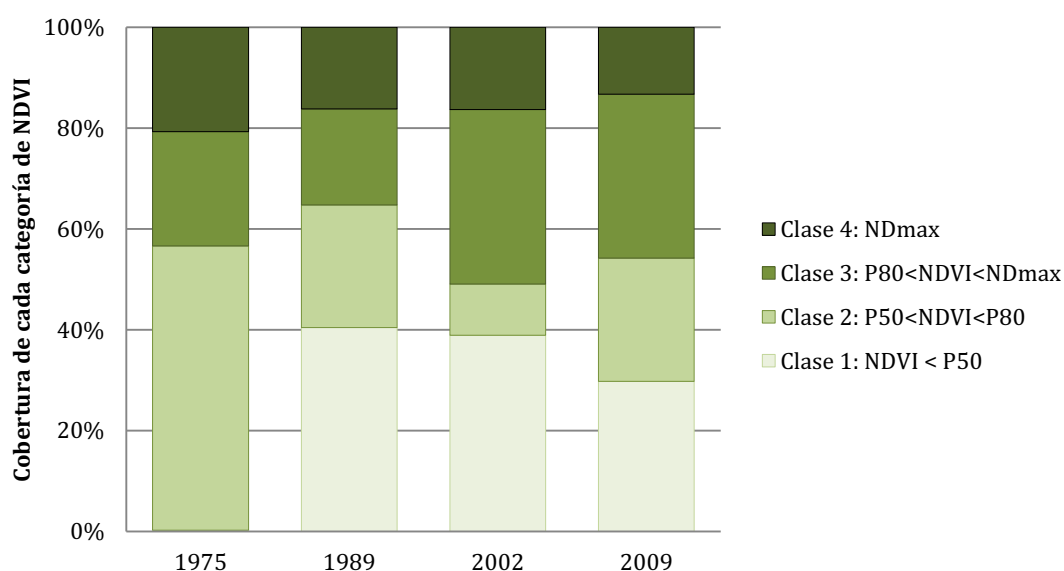


Figura 167. Abundancia relativa de cada categoría de NDVI en el área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

En el año 1975 las Clases 1 y 2 presentan un comportamiento equivalente al mostrado a nivel de microcuenca, condicionado por la existencia de un gran polígono de 981 ha, por lo que no serán tenidas en consideración.

Las áreas Clase 1, es decir, con poca o nula cobertura vegetal han disminuido entre 1989 y 2009, siendo mayor este efecto entre 2002 y 2009. En tanto, las zonas de Clase 2 tuvieron, entre 1989 y 2002 una disminución importante que se revirtió entre 2002 y 2009. Por su parte, las zonas Clase 3 se incrementan entre 1975 y 2009, con una baja en 1989 y un alza en 2002. Finalmente, las zonas Clase 4 disminuyen paulatinamente desde 1975 y 2002. Dado que en el año 1975 habrían existido campos agrícolas en el área actualmente urbana, es esperable que se encontraran altos niveles de NDVI, en especial en las zonas planas.

En el área urbanizada de la microcuenca aumenta la fragmentación, reduciéndose 150 hectáreas de unidades de menos de una hectárea, entre 1989 y 2009. En comparación a 1989, la representación de cada categoría de NDVI en el año 2009 muestra, en términos globales, que: (1) las áreas con poca o sin vegetación (Clase 1) se reducen en un 33%, cambiando 206 hectáreas a otra(s) categoría(s) de NDVI, (2) las áreas con alto NDVI (Clase 3; áreas altamente vegetadas) aumentan en un 54%, representando un total de 155 hectáreas, (3) las áreas de máxima productividad vegetal (Clase 4) se reducen en un 26%, equivalentes 64 hectáreas y (4) las áreas con poca y media cobertura vegetal (Clase 2) han disminuido en apenas un 10%, correspondiente a 35 de sus hectáreas (Figura 168). Un análisis específico sobre este periodo (1989-2009) se presenta en la Figura 168, que a su vez presenta la superficie de cada Clase de NDVI.

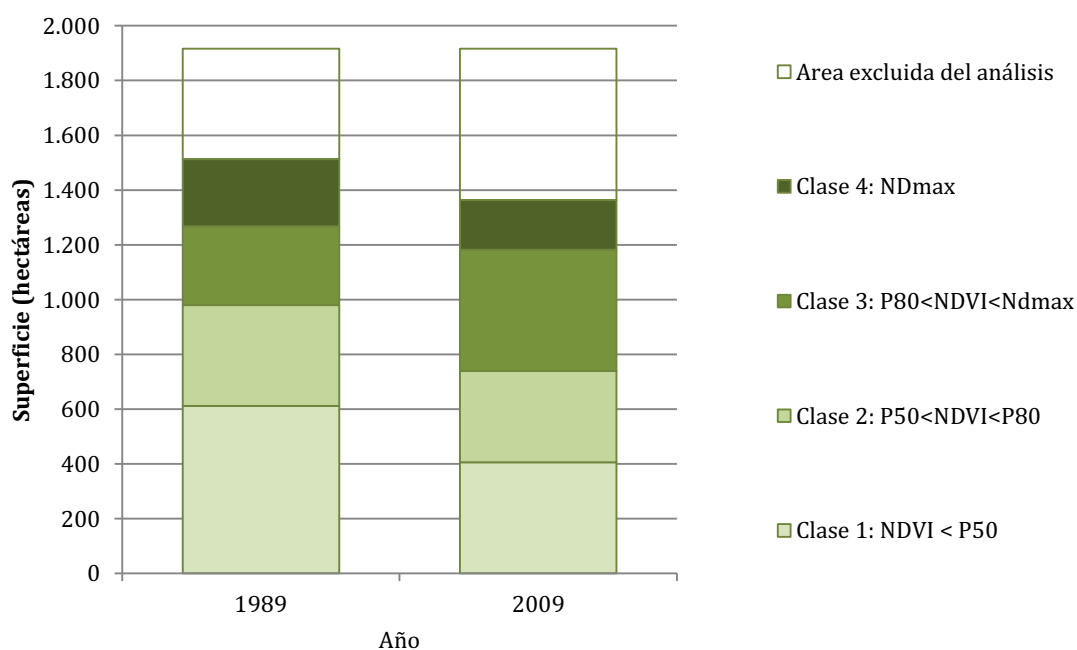


Figura 168. **Abundancia (superficie) cada categoría de NDVI en el área urbanizada al 2010.** Fuente: elaboración propia

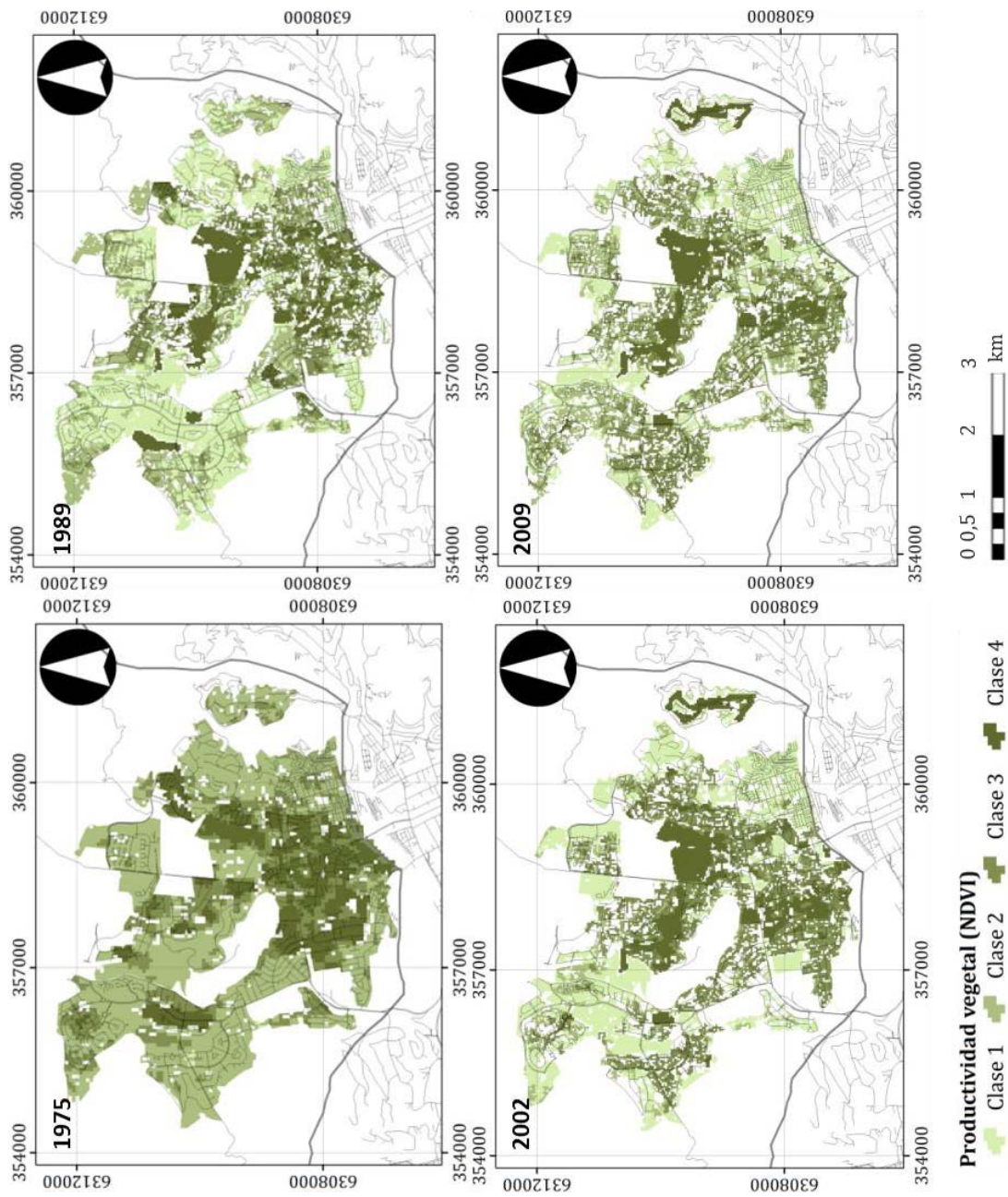


Figura 169. Unidades homogéneas de NDVI categorizado en el área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

Comparando los resultados del área urbana con los resultados a la escala de microcuenca: la Clase 1 disminuye en vez de aumentar, la Clase 2 tiende a conservarse en vez de disminuir. En ambos casos, los cambios anuales más fuertes se experimentan entre 2002 y 2009 en vez de entre 1989 y 2002. En el área urbana la Clase 3, al igual que en la microcuenca, aumenta entre 1975 y 2002, y en 2009 enfrenta también una disminución en relación a 2002. La Clase 4 también decrece en todos los periodos. En términos porcentuales, las Clases 1 y 2 son menos dominantes en el área urbana que en la microcuenca, mientras la Clase 3 (especialmente entre 2002 y 2009) y la Clase 4, son comparativamente, mucho más dominantes en el área urbana que en la microcuenca (Tabla 39).

Tabla 39. Comparación de la abundancia de cada categoría (clase) de NDVI en la microcuenca (M) y en el área urbanizada (AU) al 2010. Fuente: Elaboración propia.

Categorías NDVI	1975		1989		2002		2009	
	M	AU	M	AU	M	AU	M	AU
Clase 1: NDVI < P ₅₀	9%	0%	47%	41%	53%	39%	54%	30%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	73%	56%	35%	24%	28%	10%	28%	24%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{max}	15%	23%	16%	19%	16%	35%	16%	33%
Clase 4: ND _{max}	3%	21%	3%	16%	3%	16%	2%	13%
Total	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%	100%

COMPARACIÓN DE NDVI CON CATEGORÍAS DE USOS DEL SUELO

Microcuenca

Comparando las Clases de NDVI más recientes (2009) con las categorías de uso del suelo más recientes a nivel de microcuenca (2009), se obtiene la Tabla 43.

Tabla 40. Clases de NDVI versus categorías de usos del suelo. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de usos del suelo evaluadas sobre imagen del año 2009							
	Edificación		Vegetación		Superficies vacías		Agua	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	448,3	32%	5.873,0	56%	135,8	76%	15,8	100%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	339,9	24%	2.999,4	29%	26,4	15%	0,0	0%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	446,7	32%	1.455,0	14%	13,0	7%	0,0	0%
Clase 4: ND _{MAX}	167,1	12%	130,5	1%	4,4	2%	0,0	0%
Área total	1.401,9	100%	10.457,9	100%	179,5	100%	15,8	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	513,6	-	1.222,0	-	37,8	-	0,4	-

La vegetación es la categoría dominante abarcando más de un 80% de la superficie total. Le sigue, proporcionalmente, la zona urbanizada que representa casi un 15% de la microcuenca.

En las superficies urbanizadas (edificadas) el NDVI se distribuye en forma homogéneamente entre las tres primeras clases y en forma importante en el área excluida, representada por polígonos pequeños (<1ha). Existe un gran total de

superficies excluidas de vegetación y edificaciones. La primera se debe a los polígonos de fondos de quebradas, mientras la segunda, a la alta heterogeneidad espacial de la urbanización. La vegetación se concentra en las Clases 1 y 2, evidenciando la baja densidad de la vegetación. El 56% de áreas con vegetación asociado a la Clase 1 pueden significar áreas sin edificaciones y con vegetación en baja cobertura. Las superficies vacías, sin vegetación, se expresan principalmente en la Clase 1, con un 76%.

Al comparar las Clases de NDVI más recientes (2009) con las categorías de grado de urbanización más recientes (2009), se obtiene la Tabla 44.

Tabla 41. Clases de NDVI versus categorías de grado de urbanización. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de grado de urbanización evaluadas sobre imagen del año 2009							
	Clase 0: Ausente + n/e		Clase 1: Pte - 10%		Clase 2: 11 - 35%		Clase 3: 36 - 75%	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	5.753,3	56%	247,3	56%	239,1	46%	233,2	26%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	2.913,9	29%	109,3	25%	178,9	35%	163,5	18%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	1.428,7	14%	42,3	10%	88,8	17%	354,9	40%
Clase 4: ND _{MAX}	111,9	1%	41,4	9%	9,8	2%	138,8	16%
Área total	10.207,9	100%	440,3	100%	516,7	100%	890,4	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	1.171,8	-	117,0	-	177,9	-	307,1	-

La Clase 4 no se manifiesta por la resolución del análisis a este nivel jerárquico. Como era previsible, domina la ausencia o escasez de urbanización, no obstante, esto no significa que esas áreas estén ampliamente vegetadas, destacando el bajo NDVI de las zonas sin urbanización. Paralelamente, al ser dominante la Clase 1 de NDVI, ésta aparece como mayoritaria en todos los grados de urbanización. Por otra parte, se observa que el NDVI se incrementa a medida que aumenta el grado de urbanización.

Finalmente, se contrastaron los valores de cobertura vegetal con las clases de NDVI (Tabla 42).

Tabla 42. Clases de NDVI versus categorías de cobertura vegetal. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de cobertura vegetal evaluadas sobre imagen del año 2009									
	Clase 0: Ausente + n/e		Clase 1: Pte - 10%		Clase 2: 11 - 35%		Clase 3: 36 - 75%		Clase 4: Mayor a 75%	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	15,8	100%	577,3	84%	3.605,1	76%	2.073,8	38%	201,0	17%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	0,0	0%	76,0	11%	906,7	19%	1.885,3	35%	497,7	41%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	0,0	0%	27,8	4%	186,0	4%	1.241,7	23%	459,1	38%
Clase 4: ND _{MAX}	0,0	0%	6,0	1%	33,9	1%	207,1	4%	54,9	5%
Área total	15,8	100%	687,1	100%	4.731,7	100%	5.407,9	100%	1.212,7	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	0,4	-	87,5	-	487,7	-	986,9	-	211,3	-

Se observa que las clases de baja cobertura vegetal Clase 0 y 1 (menores a 10%), y en menor medida la Clase 2 (11-35%), se asocian principalmente con valores de NDVI bajos (principalmente la Clase 1 de NDVI). Luego, las Clases 3 y 4 de cobertura vegetal (mayores a 36%) se corresponden con las Clases 2 y 3 de NDVI. Esto refleja que a mayor cobertura vegetal, mayor es el NDVI.

Otro análisis muestra que los mayores valores de ND (de NDVI) se registraron a bajas pendientes, mientras que en pendientes superiores a 60% se registran principalmente valores de NDVI bajos.

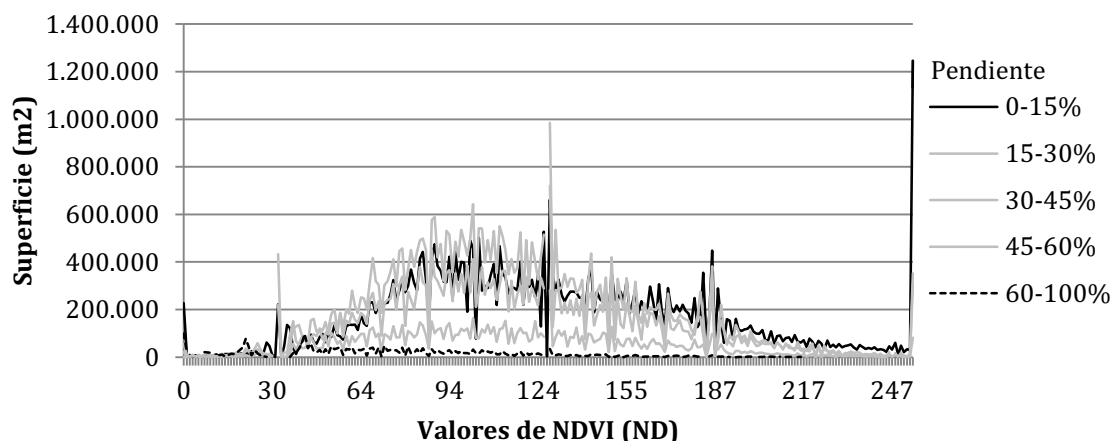


Figura 170. Distribución de valores de NDVI en función de la pendiente. Fuente: Elaboración propia.

Tras comparar los valores de NDVI sin categorizar se observa una asociación de las Clases 1 y 2 de cobertura vegetal (Clase 0 fue excluida por limitaciones metodológicas) con valores bajos de NDVI, y de las Clases 3 y 4 de cobertura vegetal con valores altos de NDVI. Se aprecia un desplazamiento de las curvas de cada clase de cobertura vegetal, siendo mayor el NDVI a mayor cobertura vegetal

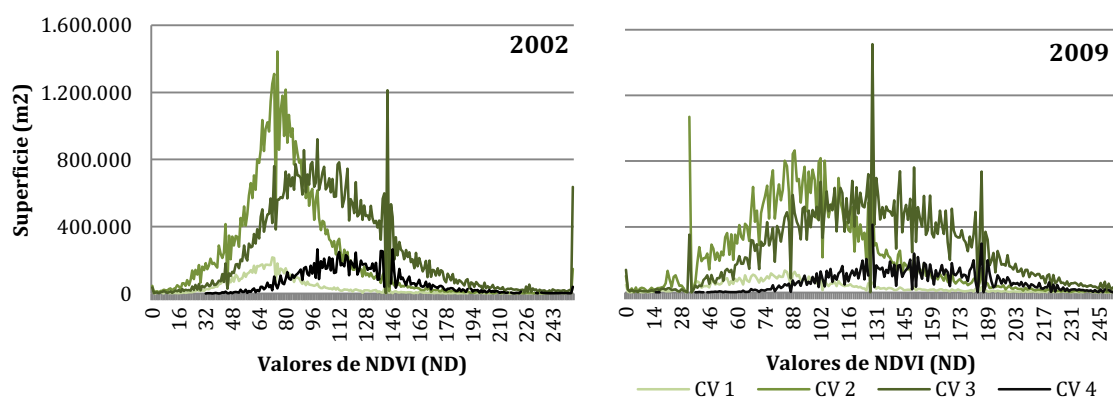


Figura 171. Asociación entre valores de NDVI (expresados como ND) y las categorías de cobertura vegetal. Clases de Cobertura Vegetacional (CV); CV 1: Presente - 10%, CV 2: 11 - 35%, CV 3: 36 - 75%, CV 4: Mayor a 75%. El valor de NDVI se expresa en ND (valor de pixel). Fuente: Elaboración propia.

Área urbana

Comparando las Clases de NDVI más recientes (2009) con las categorías de uso del suelo más recientes a nivel del área urbana (2010), se obtiene la Tabla 43.

Tabla 43. Clases de NDVI versus categorías de usos del suelo. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de usos del suelo evaluadas sobre imagen del año 2010							
	Edificación		Vegetación		Superficies vacías		Agua + n/e	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	338,5	32%	22,0	9%	45,1	82%	0,7	19%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	312,8	29%	16,6	7%	3,3	6%	0,2	5%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	386,8	36%	50,6	21%	4,6	8%	1,1	30%
Clase 4: ND _{MAX}	27,9	3%	149,8	63%	2,2	4%	1,7	47%
Área total	1.066,1	100%	239,0	100%	55,3	100%	3,5	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	454,3	-	77,2	-	18,3	-	2,9	-

De los datos se deduce que las superficies urbanizadas (edificadas) son altamente heterogéneas en su productividad vegetal, esto se expresa en su distribución equivalente entre las Clases 1, 2 y 3, y mayormente en el área excluida, representada por polígonos pequeños (< 1 ha), al igual que a nivel de microcuenca. Esta situación indica que la cantidad de vegetación de las áreas residenciales es altamente variable. Asimismo, la gran superficie excluida del análisis de NDVI correspondiente a edificaciones es representativa de la alta heterogeneidad espacial de la urbanización. Un 84% de la vegetación se concentra en las Clases 3 y 4, mayoritariamente en esta última, a diferencia de lo que se observa a nivel de microcuenca, donde la Clase 4 representa apenas un 1% y las Clases dominantes son 1 y 2. El 9% de áreas con vegetación asociado a la Clase 1 pueden significar áreas sin edificaciones y con vegetación natural en baja cobertura. En tanto, el 82% de las superficies vacías se expresan en la Clase 1 de NDVI, lo cual es un resultado esperable por el método empleado, ya que representan áreas sin vegetación.

Por otra parte, comparando las Clases de NDVI más recientes (2009) con las categorías de grado de urbanización más recientes (2010), se obtiene la Tabla 44.

Tabla 44. Clases de NDVI versus categorías de grado de urbanización. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de grado de urbanización evaluadas sobre imagen del año 2010									
	Clase 0: Ausente + n/e		Clase 1: Pte - 10%		Clase 2: 11 - 35%		Clase 3: 36 - 75%		Clase 4: Mayor a 75%	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	24,1	17%	45,4	32%	55,0	62%	240,1	25%	41,8	98%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	11,3	8%	5,6	4%	10,9	12%	304,6	32%	0,5	1%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	18,5	13%	27,4	19%	21,6	24%	375,4	40%	0,3	1%
Clase 4: ND _{MAX}	90,0	63%	63,3	45%	1,2	1%	27,1	3%	0,0	0%
Área total	143,9	100%	141,7	100%	88,7	100%	947,1	100%	42,5	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	39,5	-	49,2	-	39,4	-	421,1	-	3,5	-

Teóricamente, a mayor urbanización es menor la productividad vegetal (NDVI), ya que las áreas vegetadas son reemplazadas por áreas construidas (Alberti & Marzluff 2004, Farina 2007). Esto se cumple al observar que las zonas con bajos grados de urbanización (Clases 0 y 1) muestran una predominancia de NDVI muy altos (Clase 4). Mientras, las zonas con altos grados de urbanización (Clase 4) se asocian a NDVI bajos (Clase 1). No obstante, ocurre un fenómeno que quiebra esta tendencia, las zonas con una urbanización media-baja (Clase 2) tienden a asociarse con una baja productividad vegetal (Clase 1 de NDVI) y las zonas con urbanización media-baja (Clase 3), con media-alta productividad vegetal (Clase 3 de NDVI).

La baja productividad vegetal (Clase 1 de NDVI) de áreas con 11-35% de urbanización podría explicarse con la conversión de superficies vacías en residenciales. Entre 2004 y 2010 se registra una disminución importante de superficies vacías. Considerando sólo los polígonos de Clase 1 de NDVI de 2009, las superficies vacías disminuyeron entre 2004 y 2010 de 42% a 3%, mientras las superficies edificadas aumentaron, en el mismo periodo de 51% a 89%.

En tanto, los polígonos de Clase 2 y 3 de NDVI están en prácticamente en su totalidad edificadas (99% y 98%, respectivamente) el 2010. Desde el año 2004 el incremento de estas áreas fue leve (desde 90% y 96%, respectivamente), por lo que se deduce que la productividad vegetal, es decir la vegetación sana, de las urbanizaciones ha aumentado.

Así, la combinación entre: (1) zonas edificadas (con viviendas), (2) altos grados de urbanización y (3) baja productividad vegetal (Clase 1 de NDVI), se expresa en dos condiciones de urbanización. La primera corresponde a zonas de expansión urbana, reflejadas en la Figura 172 como áreas edificadas el año 2010 (expresadas en el mapa) que estaban fuera del área urbanizada al año 2004, es decir son edificaciones recientes. La segunda corresponde al sector sur oriente, el que se encuentra urbanizado desde al menos 30 años (un sector ya lo estaba en 1955).

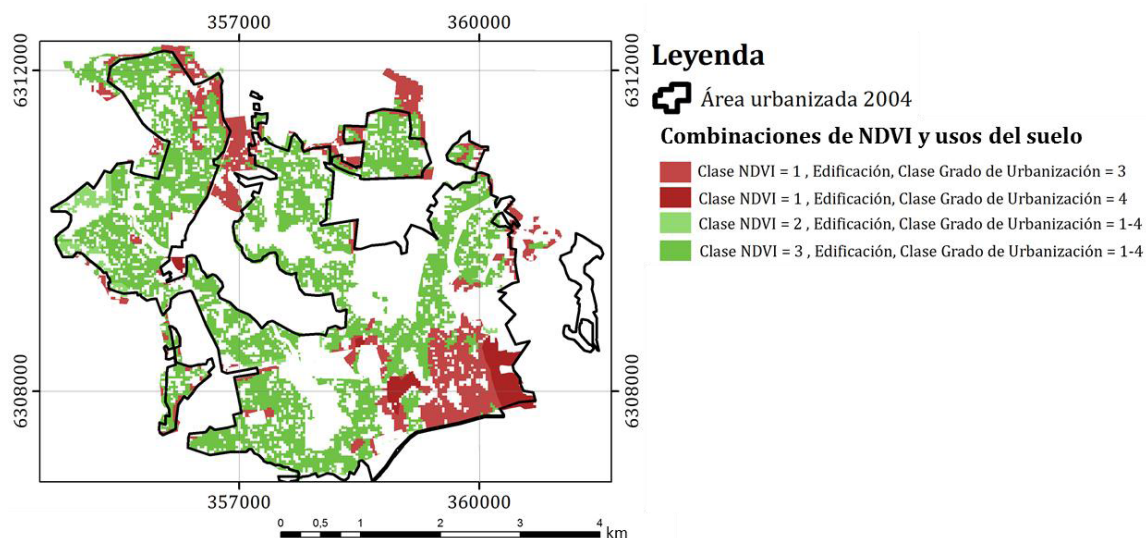


Figura 172. **Relación entre categorías de NDVI y grados de urbanización característicos.** Los polígonos en rojo representan zonas recientemente urbanizadas en el sector norte y antiguas urbanizaciones del sector sur. En verde se representan urbanizaciones con vegetación. Fuente: Elaboración propia.

Así, se puede derivar que las zonas recientemente urbanizadas, por lo general lo hacen sobre superficies vacías, por lo que en sus primeros años presentan una baja productividad vegetal, la que se incrementa con el paso de los años, al crecer la vegetación de sus calzadas, patios y jardines. Este fenómeno también se observó al reemplazar las clases de NDVI por grados de cobertura vegetal (Figura 173).

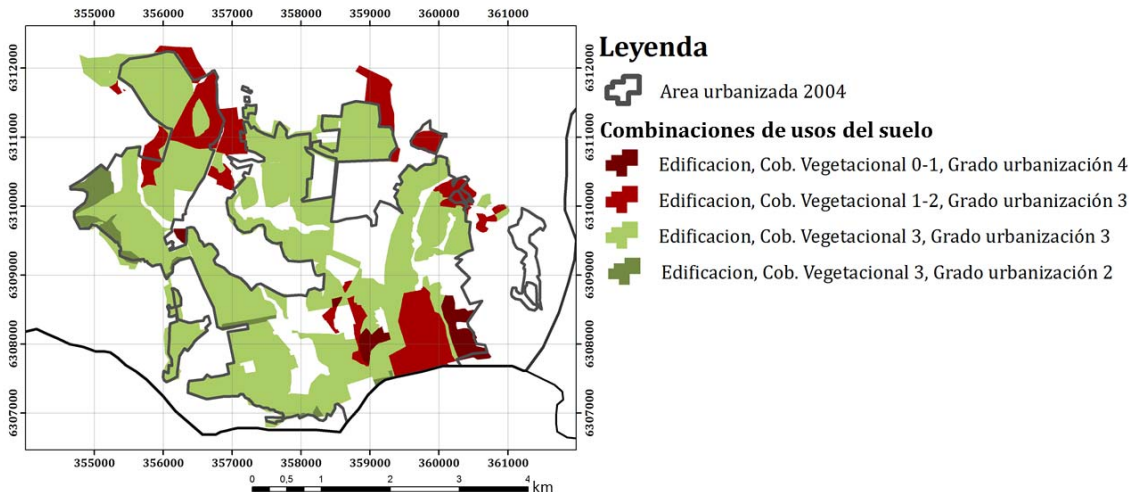


Figura 173. **Relación entre categorías de cobertura vegetal y grados de urbanización característicos.** Los polígonos en rojo representan zonas recientemente urbanizadas en el sector norte y antiguas urbanizaciones del sector sur. En verde se representan urbanizaciones con vegetación. Fuente: Elaboración propia.

No obstante, esto no se cumple en el sector sur oriente del área urbana, donde a iguales grados de urbanización, la vegetación (o su productividad) es muy baja. Los factores que podrían explicar estos bajos valores son la densidad de construcción que deja pocos espacios disponibles para la vegetación y/o la tipología socioeconómica de dicho sector, eminentemente baja. La Figura 174 muestra un *zoom* sobre ambos sectores.

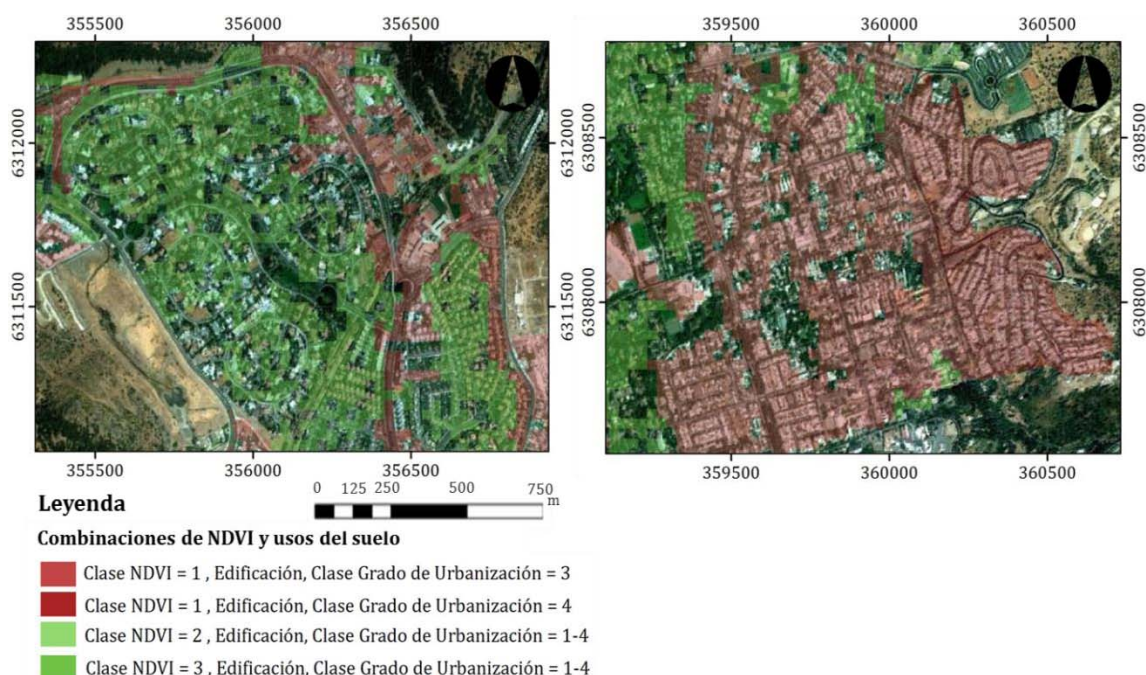


Figura 174. **Interacción entre Clases de NDVI, uso de suelo y grado de urbanización.** Izquierda: sector norponiente del área urbana, en proceso de urbanización desde 1990. Derecha, sector suroriente, en proceso de urbanización desde 1980. Fuente: Elaboración propia.

Por otra parte, las clases de baja cobertura vegetal (Clase 0 y 1: menores a 10%) se asocian mayormente con NDVI bajos (principalmente la Clase 1 de NDVI). En el otro extremo, las altas coberturas de vegetación (Clase 4: mayor a 75%) se asocian a altos valores de NDVI, siendo mayores en vegetación fina (herbácea) y mixta que en la vegetación gruesa (arbustiva/arbórea). La Clases 2 y 3 de cobertura vegetal completan la tendencia de que a mayor cobertura vegetal es mayor el NDVI (Tabla 44).

Tabla 45. **Clases de NDVI versus categorías de cobertura vegetal.** Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI sobre imagen del año 2009	Categorías de cobertura vegetal evaluadas sobre imagen del año 2010									
	Clase 0: Ausente + n/e		Clase 1: Pte - 10%		Clase 2: 11 - 35%		Clase 3: 36 - 75%		Clase 4: Mayor a 75%	
	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P ₅₀	8,8	71%	83,8	92%	191,4	72%	115,7	14%	6,5	4%
Clase 2: P ₅₀ <NDVI<P ₈₀	0,8	6%	4,3	5%	55,9	21%	265,8	33%	6,2	4%
Clase 3: P ₈₀ <NDVI<ND _{MAX}	1,3	10%	1,3	1%	12,3	5%	404,6	49%	23,7	14%
Clase 4: ND _{MAX}	1,7	13%	2,1	2%	8,0	3%	31,4	4%	138,4	79%
Área total	12,5	100%	91,5	100%	267,6	100%	817,5	100%	174,8	100%
Área excluida (polígonos < 1ha)	3,8	-	19,4	-	95,7	-	392,3	-	41,6	-

Tras comparar los valores de NDVI sin categorizar se observa una asociación de las Clases 1 y 2 de cobertura vegetal (Clase 0 fue excluida por limitaciones metodológicas) con valores bajos de NDVI, y de las Clases 3 y 4 de cobertura vegetal con valores altos de NDVI. Este patrón es menos evidente en el área

urbana que en la microcuenca completa, aunque la representación de la Clase 4 de cobertura vegetal es ampliamente mayor en el área urbana. Se aprecia un desplazamiento de las curvas de cada clase de cobertura vegetal, siendo mayor el NDVI mayor cobertura vegetal

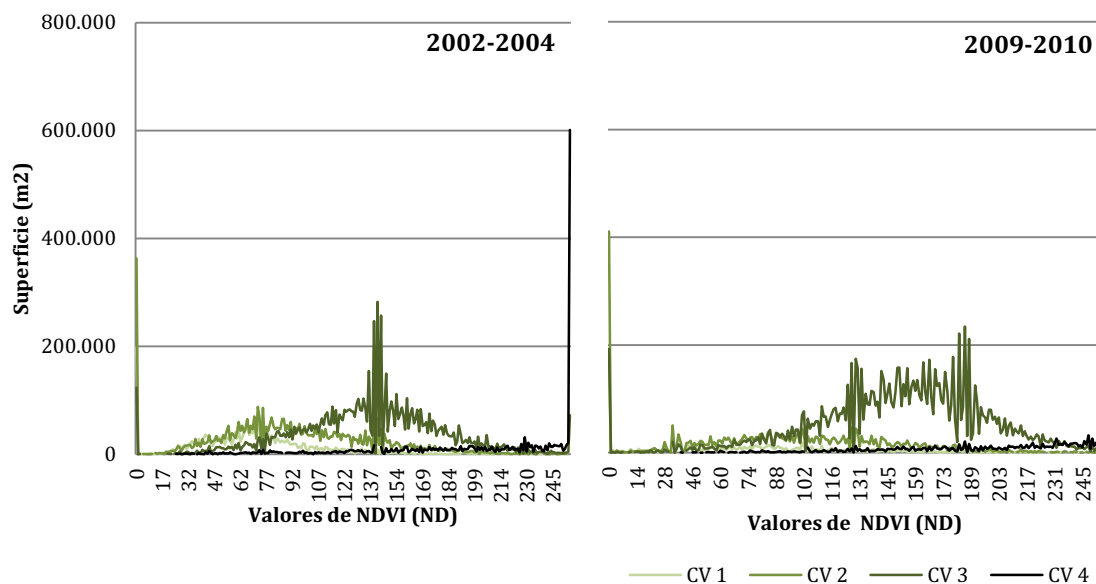


Figura 175. **Asociación entre valores de NDVI (expresados como ND) y las categorías de cobertura vegetal.** Clases de Cobertura Vegetacional (CV); CV 1: Pte - 10%, CV 2: 11 - 35%, CV 3: 36 - 75%, CV 4: Mayor a 75%. El valor de NDVI se expresa en ND (valor de pixel en bits). Fuente: Elaboración propia.

Para evaluar el grado de asociación entre el valor de NDVI y el grado de cobertura vegetal, se calculó el promedio de todos los valores de NDVI de cada categoría de cobertura vegetal (CV) y de cada categoría de tipo de vegetación dominante (TV). Así, se observa que el comportamiento en ambos periodos es equivalente: al aumentar la cobertura vegetal, aumenta el NDVI. Por otra parte, el NDVI es mayor ante vegetación herbácea o mixta, que en vegetación arbórea-arbustiva.

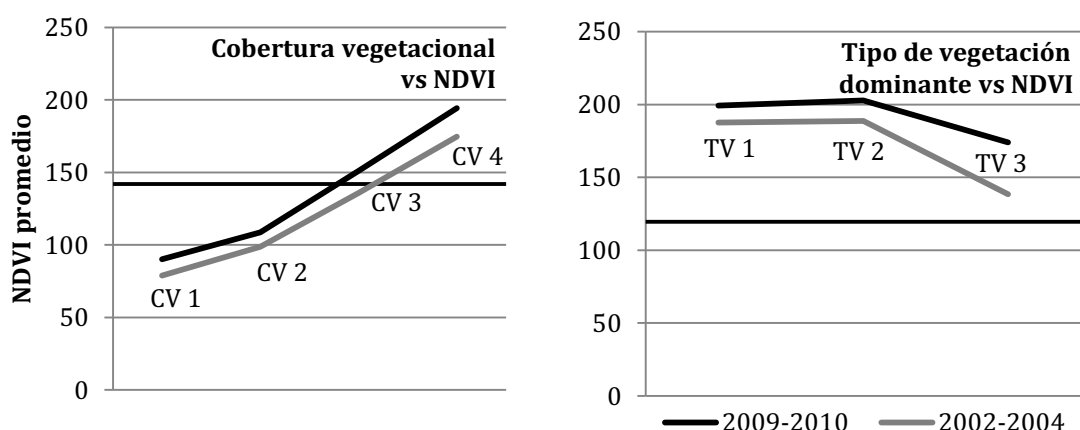


Figura 176. **Asociación entre los valores de NDVI y los grados de cobertura vegetal y de tipos de vegetación dominante en el área urbana.** Clases de Cobertura Vegetacional (CV); CV 1: Presente - 10%, CV 2: 11 - 35%, CV 3: 36 - 75%, CV 4: Mayor a 75%. Tipos de Vegetación (TV); TV 1: > 75% de cobertura de vegetación fina (herbácea), TV 2: ~50% de cobertura de vegetación fina y ~50% vegetación gruesa (leñosa o arbórea-arbustiva), y TV 3: >75% de cobertura de vegetación gruesa. El valor de NDVI se expresa en ND (valor de pixel en bits). Fuente: Elaboración propia.

MODELO DE ÁREAS CUBIERTAS POR VEGETACIÓN Y/O URBANIZACIÓN

Tras integrar los datos de cada categoría del grado de urbanización y de la cobertura vegetal, a través de la función multi-factorial indicada en la metodología, se obtuvieron los siguientes resultados para la escala de microcuenca y del área urbana

Microcuenca

La superficie de cada categoría a nivel de microcuenca se presenta en la Tabla 46 y su espacialización en la Figura 177.

Tabla 46. Superficie cubierta, total y relativa, por la modelación de la cubierta vegetal y urbanización en la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

Modelación de coberturas	2002		2009	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Áreas con vegetación	5.891,0	42,5%	6.008,2	43,4%
Áreas con urbanización	759,9	5,5%	847,5	6,1%
Otras áreas (agrícolas, cuerpos de agua artificiales y superficies vacías)	7.203,7	52,0%	6.998,9	50,5%

La función multi-factorial muestra leves aumentos de las áreas con vegetación y con urbanización, mientras las otras áreas experimentan una disminución. El aumento de áreas con vegetación se concentra en el área urbana, al igual que las áreas con urbanización.

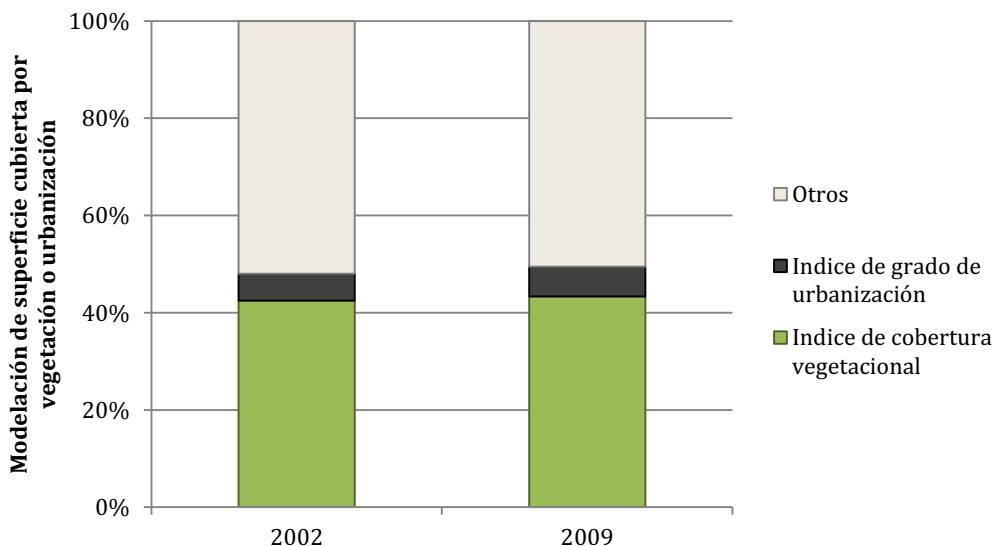


Figura 177. Modelo simple de área cubierta por vegetación o urbanización de los años 2002 y 2009 para la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

Área urbana

La superficie de cada categoría a nivel del área urbana se presenta en la Tabla 47 y su espacialización en la Figura 178.

Tabla 47. Superficie cubierta, total y relativa, por la modelación de la cubierta vegetal y urbanización, en el área urbanizada al año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Modelación de coberturas	1955		2004		2010	
	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%	Superficie (hectáreas)	%
Áreas con vegetación	189,2	9,9%	800,7	41,8%	943,8	49,2%
Áreas con urbanización	26,5	1,4%	700,0	36,5%	831,8	43,4%
Otras áreas (agrícolas, cuerpos de agua artificiales y superficies vacías)	1.700,9	88,7%	415,9	21,7%	141,0	7,4%

Este modelo muestra el incremento de la vegetación y de la urbanización, en tasas y magnitudes similares. Al mismo tiempo, otros usos van disminuyendo. Esto es, que en los últimos 50 años, junto con aumentar la urbanización, también aumenta la cobertura vegetal.

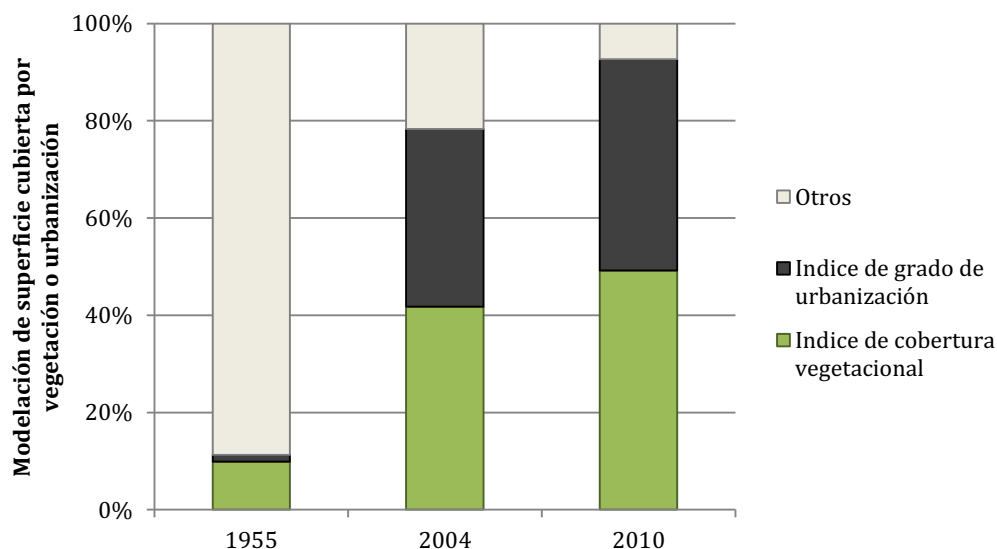


Figura 178. Modelo simple de área cubierta por vegetación o urbanización de los años 1955, 2004 y 2010 para el área urbanizada al 2010. Fuente: Elaboración propia.

8.2.6 PAISAJE FUTURO

El paisaje se proyecta hacia el año 2016, dado que replica el espaciamiento temporal entre los años 2002 y 2009, evaluados en el segundo y tercer nivel jerárquico, y entre los años 2004 y 2010, evaluados en el cuarto nivel jerárquico.

En el caso del NDVI se evalúan tres escenarios, a partir de las imágenes disponibles anteriores *versus* la más reciente (Tabla 48). De éstos, el Escenario 2 representa una proyección más confiable para los próximos análisis, dado que representa una ventana temporal adecuada (20 años) que dobla el tiempo proyectado. Además las imágenes de los años 1989 y 2009 fueron capturadas por el mismo sensor (Landsat TM), haciendo sus datos más comparables. No obstante, las tasas de urbanización se ven influenciadas por los grandes cambios en la década de 1990,

ocultando las bajas tasas de la última década, que podrían manifestarse en los siguientes siete años. Al parecer, las bajas tasas de urbanización no se corresponden con las tasas de cambio del NDVI.

Con esta proyección, las áreas con poca vegetación tienden a ser reemplazadas por zonas Clase 2 o 3, que tienden a ser urbanizaciones con vegetación. Las zonas altamente vegetadas (con nula o poca urbanización) tienden a disminuir levemente. Aumentan las zonas altamente heterogéneas (con polígonos inferiores a 1 ha, que hipotéticamente pueden -en pocos casos- pasar a conformar polígonos de más de 1 ha). Espacialmente, este último fenómeno debería ser más marcado en el sector norte y/o donde ocurra expansión urbana, donde también deberían aumentar los polígonos Clase 3.

Tabla 48. **Proyección al año 2016 de las categorías de NDVI al interior del área urbanizada al año 2010.** *Datos no confiables por limitaciones metodológicas. Fuente: Elaboración propia.

Categorías de NDVI	Escenario 1 :1975-2009			Escenario 2: 1989-2009			Escenario 3: 2002-2009		
	Ha de cambio anual	Sup. (ha)	%	Ha de cambio anual	Sup. (ha)	%	Ha de cambio anual	Sup. (ha)	%
Clase 1: NDVI < P50	11,8*	489,1*	38%*	-10,3	334,2	25%	-19,8	267,4	20%
Clase 2: P50<NDVI<P80	-19,9*	193,8*	15%*	-1,7	320,7	24%	27,2	523,3	39%
Clase 3: P80<NDVI<NDmax	1,1	450,6	35%	7,8	497,5	38%	-6,0	401,4	30%
Clase 4: NDmax	-5,5	142,8	11%	-3,2	159,2	12%	-6,8	134,2	10%
Total	-	1.276,4	100%	-	1.311,6	100%	-	1.326,3	100%
Área excluida proyectada	12,5	639,6	-	7,5	604,3	-	5,3	589,5	-

En relación con la distribución actual de las categorías de NDVI, la Clase 1 tendería a disminuir de acuerdo a los escenarios 2 y 3, la Clase 2 a aumentar (escenario 3) o a conservarse (escenario 2), la Clase 3 a aumentar (escenarios 1 y 2) o disminuir (escenario 3) y, la Clase 4 a disminuir.

En tanto, la proyección a partir de los datos de los modelos de áreas cubiertas por vegetación y/o urbanización (Tabla 49), indica que la vegetación y la urbanización continuarán aumentando en el área actualmente urbana, reemplazando áreas con otros usos (p. ej. superficies vacías). No obstante, la expansión puede desarrollarse hacia fuera de los límites del área urbanizada al año 2010, dado que existen, al menos, 872 ha urbanizables, de acuerdo al “modelo bajo cota mil” (modelo de urbanización por geomorfología, ver 8.1.2 ÁREA URBANA), el que se corresponde con la área urbanizables según el Plan Regulador Metropolitano de Santiago.

Tabla 49. **Proyección al año 2016 de la cobertura de áreas con vegetación y con urbanización.** El área total del escenario 2 no incorpora lo indicado entre paréntesis. Fuente: Elaboración propia.

Modelación de coberturas	Escenario 1 :1955-2010			Escenario 2: 2004-2010		
	Ha de cambio anual	Sup. (ha)	%	Ha de cambio anual	Sup. (ha)	%
Áreas con vegetación	11,1	1.010,5	53%	23,9	1.086,9	53%
Áreas con urbanización	12,2	905,3	47%	22,0	963,6	47%
Otras áreas (agrícolas, cuerpos de agua artificiales y superficies vacías)	-23,4	0,8	0%	-45,8	(-133,9)	-
Total	-	1.916,6	100%	-	2.050,5	100%

En términos de la distribución por ecosistemas, siguiendo la tendencia del Escenario 2, al replicar el aumento o disminución de superficie de cada ecosistema por el mismo periodo [superficie 2010 + (superficie 2010 – superficie 2004)] se obtiene una estimación de la superficie de cada ecosistema al año 2006. Algunos de ellos llegan a cero (“0,0”; “1,0”; “1,2”; “1,3”; “2,0” y “2,2”)

Tabla 50. **Superficie de los ecosistemas en el área urbana estimada para el año 2016.** Fuente: Elaboración propia.

CV	GU	TV	Superficie (hectáreas)		
			2004	2010	2016
0	1	2	0	6,9	13,8
0	3	2		1,6	3,2
0	4	2	0,3	1	1,7
1	1	2	38,8	32	25,2
1	4	2	38,9	45	51,1
2	1	2	21,7	39,8	57,9
2	3	2	336,2	261,9	187,6
3	0	2	38,7	30	21,3
3	1	2	17,1	17,6	18,1
3	2	2	53,6	61,2	68,8
3	3	2	744,6	1.100,8	1.457,0
4	0	1 y 2	115,7	117,5	119,3
4	1	1 y 2	66,2	66,2	66,2
4	1	3	28,4	28,4	28,4
n/e o cuerpo de agua			4,8	4,8	4,8
Total			1.916,6	1.916,6	2.124,4

8.2.7 PROBLEMÁTICA DEL DESARROLLO METODOLÓGICO

El método concreto, detallado en el capítulo anterior, corresponde a una versión adecuada a la disponibilidad de datos y sus características, así como también de las capacidades disponibles de análisis, tanto tecnológicas como del propio autor.

Si fuera posible, ejecutar un método sin dificultades de falta de información, tecnológicas o de formación personal, este iniciaría con una serie de imágenes multi-espectrales de igual resolución alta (tipo Hycon o QuickBird), de captura periódica y larga data, que cubrieran la totalidad de la microcuenca. Esto es, una serie iniciada en 1955, con capturas cada 5 años, todas ellas en la misma época del año, ya sea marzo-abril o agosto-septiembre.

Esto no fue posible, y sólo se contó con imágenes multiespectrales de diferentes resoluciones y distintas fuentes (Figura 179). Así, para el análisis de NDVI se usaron de baja resolución (30 m), provenientes de distintos satélites, dificultando su homogenización radiométrica, tanto por limitaciones tecnológicas como individuales. Estas imágenes fueron complementadas con otras, no-multiespectrales de mejor resolución (15 m) para hacer fotointerpretación a nivel de la microcuenca y otras de resolución submétrica a nivel del área urbana.

Así hubiera sido posible asociar, de modo más exacto, las distintas categorías del paisaje. Los datos de NDVI hubieran sido confiables como valor físico, no sólo como categoría comparativa. Asimismo, dado que la firma espectral hubiera sido comparable (como consecuencia de una corrección más precisa), se podría identificar los usos del suelo (y consecuentes categorías finas) a través de clasificaciones automatizadas, usando las bandas visibles, infrarrojas y térmicas de las imágenes. Del mismo modo, no habría sido necesario contar con imágenes específicas para el área urbana, dado que la misma imagen hubiera simplificado el análisis y lo habría hecho más comparable.

Cabe señalar que los resultados de NDVI obtenidos tras las correcciones atmosféricas y topográficas son altamente similares a los obtenidos tras una corrección simplificada con el método de Guyot & Gu (1994). Por otra parte, los valores de pixel de corte entre los percentiles son diferentes para cada imagen. Esto, dado que luego de comparar diferentes métodos de corrección de las imágenes no se logró una homogenización total y áreas claramente similares conservaban valores diferentes de pixel. Pese a ello, los valores obtenidos de NDVI son similares, tal como Vogelmann *et al.* (2001) afirman para los sensores Landsat TM y ETM+.

El grado de urbanización y la cobertura vegetacional son categorías finas desde el punto de vista metodológico, sin embargo, no dejan de representar una categorización tosca. Las categorías utilizadas corresponden a un método propuesto y usado en uno de los mayores proyectos de ecología urbana (*Baltimore Ecosystem Study*) y demostrando su utilidad y pertinencia. No obstante esto, en futuras evaluaciones, el uso de un método complementario podría ser útil para revisar el impacto de seleccionar un método en desmedro de otros.

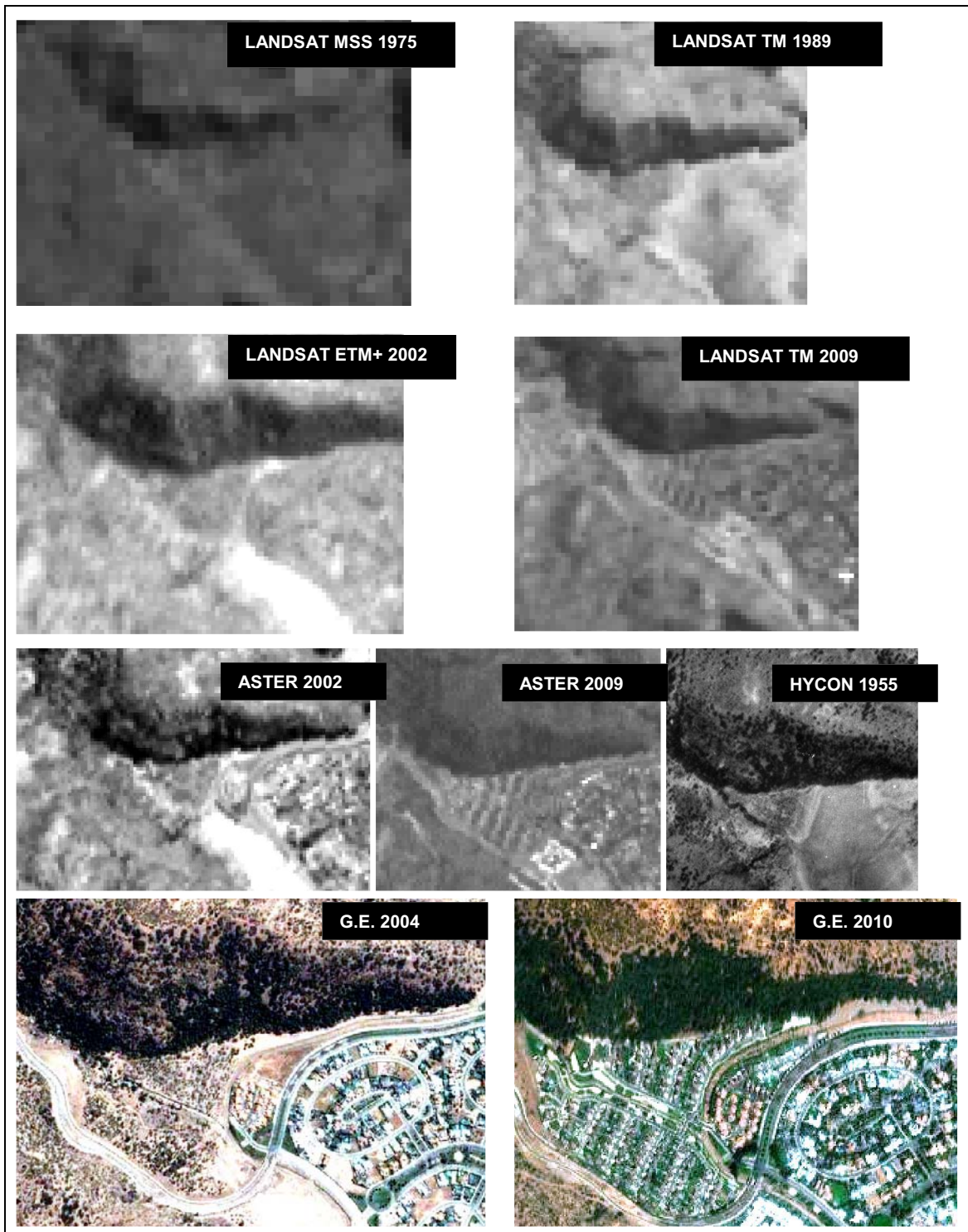


Figura 179. Resolución gráfica de las imágenes utilizadas. Fuente: Elaboración propia.

8.3 ETAPA II: PRODUCCIÓN POTENCIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS DEL PAISAJE

8.3.1 PONDERACIÓN DE LA CONTRIBUCIÓN DE VARIABLES ESTRUCTURALES EN LA PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Las tres tablas modelos fueron integradas en una donde se contienen todas las combinaciones posibles de categorías finas de los usos del suelo. La superficie y distribución de cada una de estos ecosistemas, se presentó anteriormente. La Tabla 51 contiene el factor que indica la capacidad de cada uno de los tres servicios ecosistémicos y la interacción entre dichos factores y las superficies de cada uno de los ecosistemas, representando la superficie total con capacidad de producción de servicios ecosistémicos ponderada por sus atributos estructurales. Al final de esta tabla se presenta la capacidad relativa de producción de servicios ecosistémicos del área urbana estandarizada con su superficie total. Esto permite evaluar si la capacidad ha disminuido o ha incrementado conforme a los cambios estructurales del paisaje.

Los resultados muestran grandes cambios entre 1955 y 2004, destacando la disminución de los ecosistemas “2,0” y “3,0”, y el aumento de los ecosistemas “2,2”, “2,3” y “3,3”. Es decir, que en los últimos 55 años se perdieron parches vegetales naturales (sin urbanizar) y aumentaron los parches urbanizados con vegetación, aun considerando que la cobertura vegetal está sub-evaluada (por no incluir los usos agrícolas como cobertura vegetal).

En tanto, los mayores cambios estructurales entre 2004 y 2010 fueron la disminución de los ecosistemas “1,0”, “1,2”, “2,2” y “2,3”, y el aumento de los ecosistemas “2,1” y “3,3”, este último amplio dominador del paisaje actual (57% del total del área urbana, Figura 180). Los cambios en este último ecosistema (cobertura vegetal y grado de urbanización entre 36 y 75%), explican el gran medida, el cambio en la producción de servicios ecosistémicos (expresado como factor), correspondiendo aproximadamente la mitad de la superficie con capacidad de producción de servicios ecosistémicos. Al año 2010 solo tres ecosistemas tienen más de 100 ha (“4,0”; “3,3” y “2,3”) y 13 más de 10 ha.

Tabla 51. Capacidad de producción de servicios ecosistémicos (Factor SSEE), superficie total con capacidad de producción de servicios ecosistémicos y capacidad relativa del área urbana de producción de servicios ecosistémicos. CV: cobertura vegetal, GU: grado de urbanización, TV: tipo de vegetación, RH: servicios ecosistémicos de regulación hídrica, RC: servicios ecosistémicos de regulación del clima, MCA: servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire. Fuente: Elaboración propia.

CV	GU	TV	Factor de SSEE			Regulación hídrica (RH) Superficie (ha)			Regulación del clima (RC) Superficie (ha)			Mejoramiento de la calidad del aire (MCA) Superficie (ha)		
			RH	RC	MCA	1955	2004	2010	1955	2004	2010	1955	2004	2010
0	0	2	0,67	0	0	863,0	19,7	1,3	-	-	-	-	-	-
0	1	2	0,67	0	0	-	< 0,1	4,6	-	-	-	-	-	-
0	2	2	0,45	0,04	0	-	-	-	-	-	-	-	-	-
0	3	2	0,3	0,04	0	-	-	0,5	-	-	0,1	-	-	-
0	4	2	0,14	0,04	0	-	< 0,1	0,1	-	< 0,1	0,04	-	-	-
1	0	2	0,68	0,34	0,2	95,4	87,0	14,9	47,7	43,5	7,5	28,1	25,6	4,4
1	1	2	0,68	0,34	0,2	2,7	26,4	21,8	1,4	13,2	10,9	0,8	7,8	6,4
1	2	2	0,47	0,24	0,2	4,8	20,4	3,8	2,4	10,4	1,9	2,0	8,7	1,6
1	3	2	0,31	0,24	0,2	-	6,6	1,2	-	5,1	0,9	-	4,2	0,8
1	4	2	0,16	0,14	0,2	-	6,2	7,2	-	5,4	6,3	-	7,8	9,0
2	0	2	0,74	0,34	0,4	177,8	39,4	2,0	81,7	18,1	0,9	96,1	21,3	1,1
2	1	2	0,74	0,34	0,4	3,9	16,1	29,4	1,8	7,4	13,5	2,1	8,7	15,9
2	2	2	0,53	0,24	0,4	5,2	66,2	31,2	2,4	30,0	14,1	3,9	49,9	23,5
2	3	2	0,37	0,24	0,4	-	124,4	96,9	-	80,7	62,9	-	134,5	104,8
2	4	2	0,22	0,14	0,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
3	0	2	0,73	0,73	0,6	116,0	28,2	21,9	116,0	28,2	21,9	95,4	23,2	18,0
3	1	2	0,73	0,73	0,6	-	12,5	13,0	-	12,5	13,0	-	10,2	10,6
3	2	2	0,6	0,4	0,6	-	32,2	36,7	-	21,4	24,5	-	32,2	36,7
3	3	2	0,45	0,4	0,6	17,5	335,1	495,4	15,5	297,8	440,3	23,3	446,8	660,5
3	4	2												
4	0	1-2	0,79	0,89	0,8	-	91,4	92,8	-	102,9	104,6	-	92,5	94,0
4	1	1-2	0,79	0,89	0,8	-	52,3	52,3	-	58,9	58,9	-	52,9	52,9
4	2	1-2	0,66	0,89	0,8	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	3	1-2												
4	4	1-2												
4	0	3	0,79	1	1	12,6	9,3	3,5	15,9	11,8	4,4	15,9	11,8	4,4
4	1	3	0,79	1	1	-	22,4	22,4	-	28,4	28,4	-	28,3	28,4
4	2	3	0,66	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
4	3	3												
4	4	3												
Superficie total del área urbana con capacidad de producción de SSEE (ha)						129,9	995,6	952,9	284,9	775,7	814,9	267,8	966,4	1.073,0
Capacidad relativa de producción de SSEE del área urbana						0,68	0,52	0,50	0,15	0,40	0,43	0,14	0,50	0,56

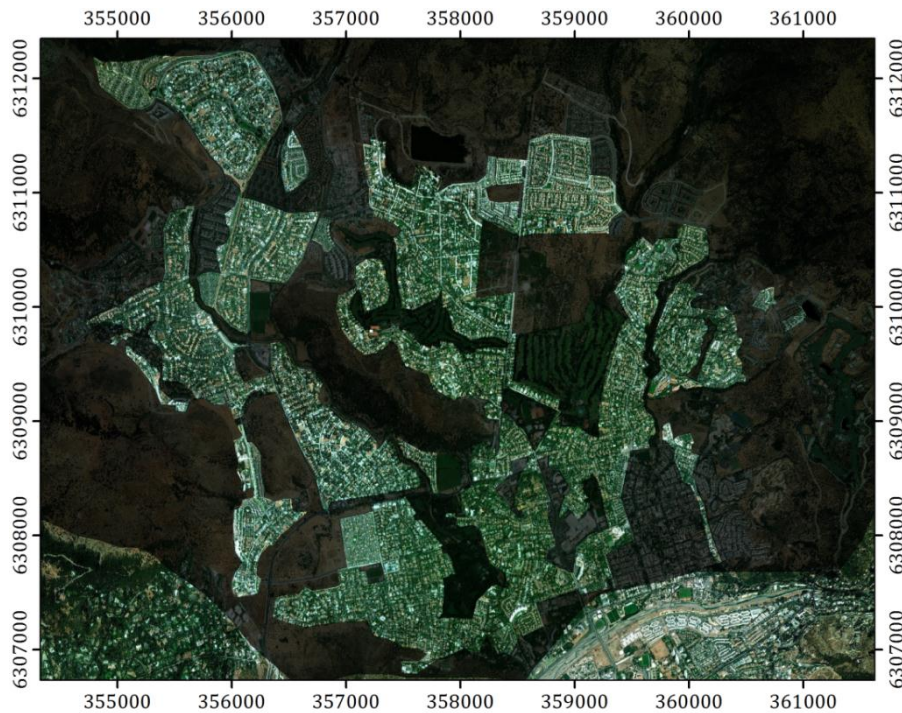


Figura 180. **Distribución del ecosistema “3,3”, es decir, áreas urbanas con 36-75% de cobertura vegetal y 36-75% de grado de urbanización.** Las áreas que no presentan esta condición y están al interior de la microcuenca se muestran sombreadas. Fuente: Elaboración propia.

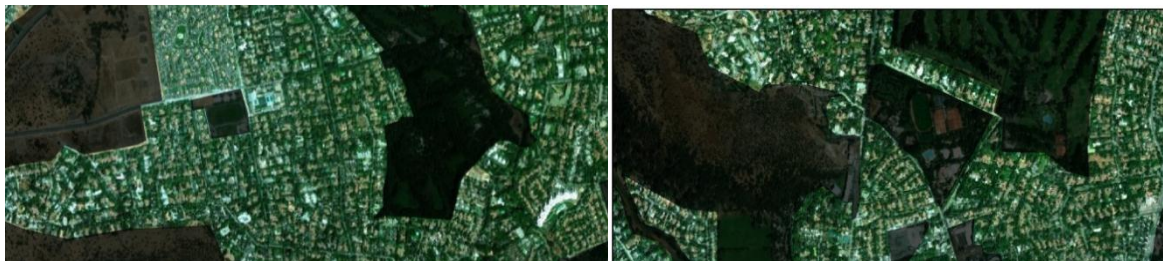


Figura 181. **Zoom sobre ecosistemas “3,3”.** Fuente: Elaboración propia.

8.3.2 CAPACIDAD ESTIMADA DE PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Como se puede distinguir en la Tabla 51, la superficie total del área urbana con capacidad de producción de servicios ecosistémicos (SSEE), y en consecuencia, la capacidad relativa de producción de SSEE del área urbana, presentan, una disminución en el caso de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica y un aumento en los servicios de regulación del clima y de mejoramiento de calidad del aire. Estos valores se presentan en forma de gráficos en la Figura 182.

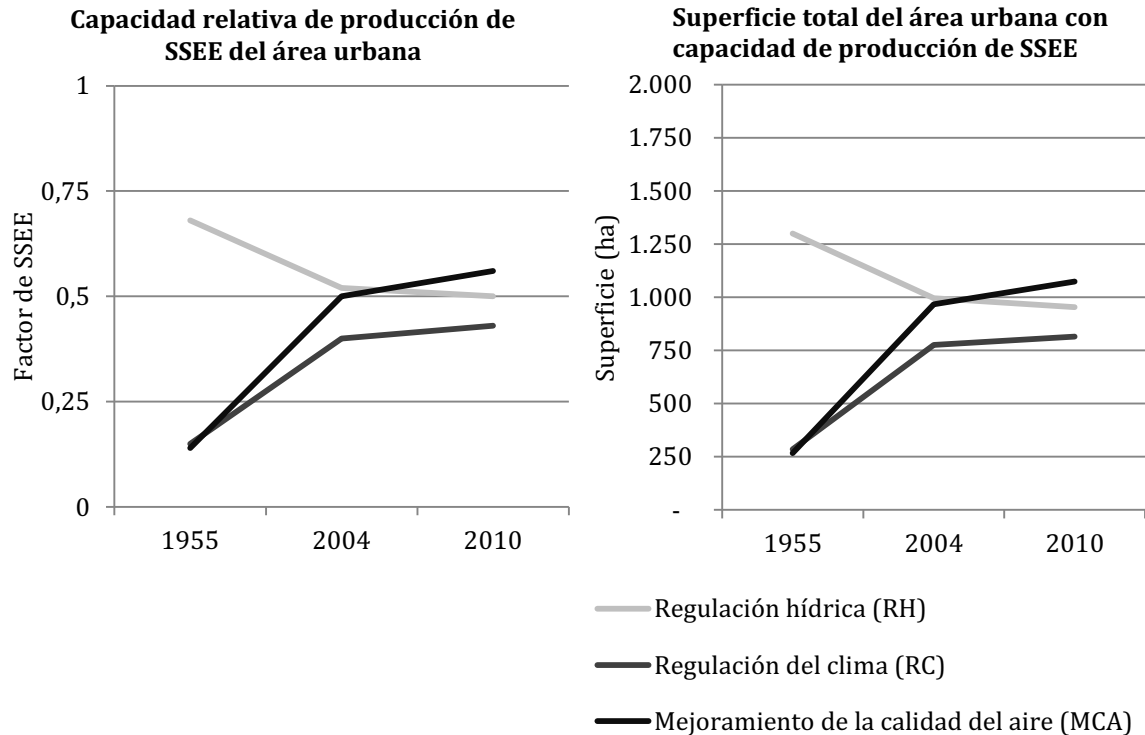


Figura 182. **Dinámica de la producción de servicios ecosistémicos del área urbana**, expresada en capacidad relativa, donde 1 sería si toda el área tuviera capacidad para producir el máximo de servicios ecosistémicos, y la superficie con capacidad de producción de servicios ecosistémicos ponderada por sus atributos estructurales (cobertura vegetal, grado de urbanización y tipo de vegetación). Fuente: Elaboración propia.

Esto significa que, en el año 2010 por cada metro cúbico de aguas lluvias recibidas, un 50% (“Factor de SSEE” de regulación hídrica) puede llegar a ser regulada ecosistémicamente por el paisaje urbano. Asimismo, el paisaje urbano tiene un 43% de capacidad natural para atenuar la oscilación térmica (mitigando las islas de calor) y un 58% de capacidad para mejorar la calidad del aire a través de sus procesos ecosistémicos. El porcentaje restante, en cada caso, es suplido por “servicios humanos” (*sensu* Alberti & Marzluff 2004) o bien, sencillamente no tratado, viéndose afectada la calidad ambiental del paisaje y, consecuentemente, la calidad de vida de sus habitantes.

Como ya explicó, cada polígono tiene atributos estructurales específicos que determinan una capacidad de producción específica (Factor de SSEE). La Figura 183 muestra la distribución de los polígonos de acuerdo a estos factores para los años 2004 y 2010.

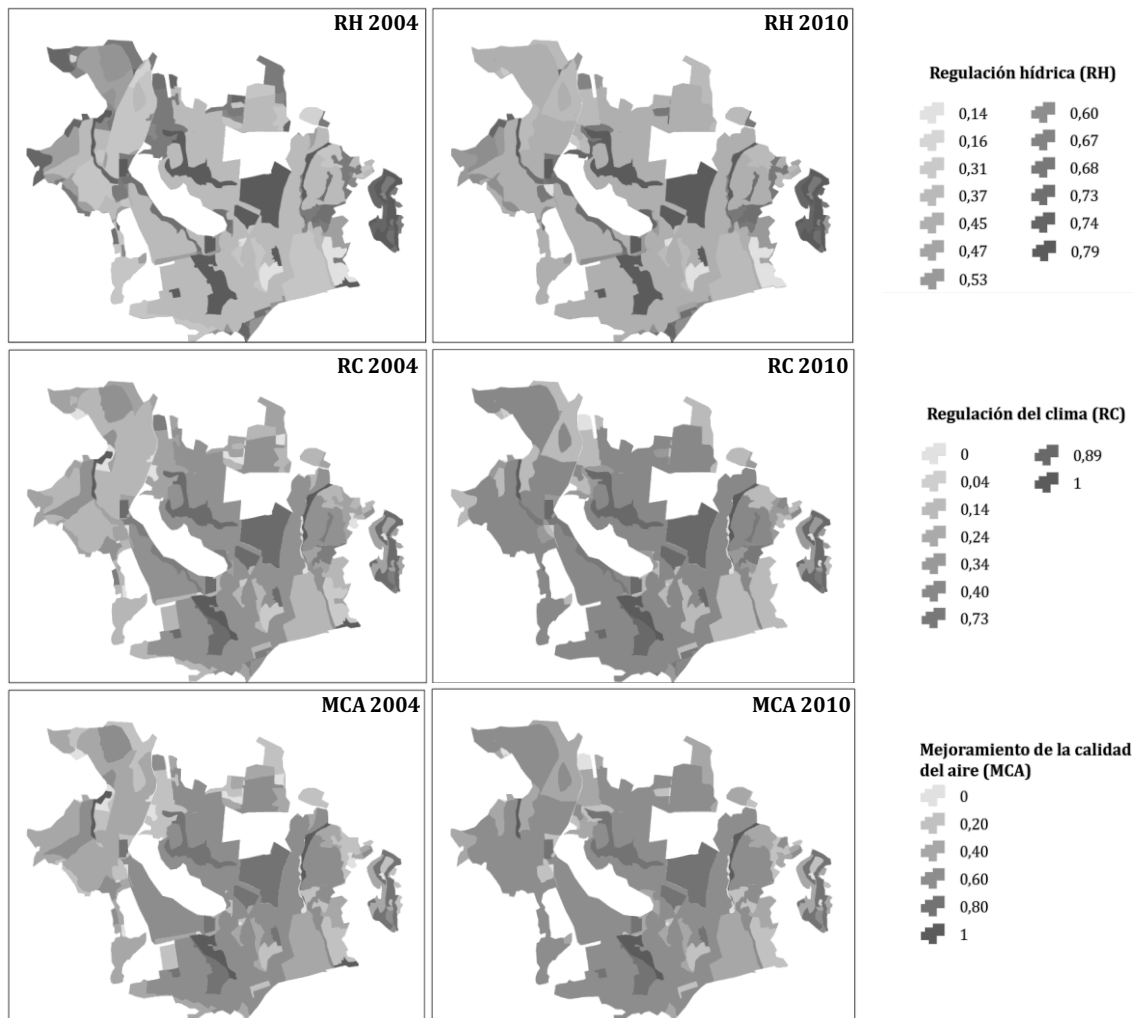


Figura 183. Distribución de la capacidad de producción de servicios ecosistémicos del área urbana. Fuente: Elaboración propia.

En relación a la asociación entre los valores de NDVI y cada uno de los factores de producción de servicios ecosistémicos, la regresión lineal aplicada sobre ellos arrojó las siguientes funciones (Tabla 52).

Tabla 52. Asociación entre NDVI y factores de capacidad de producción de servicios ecosistémicos. RH: servicios ecosistémicos de regulación hídrica, RC: servicios ecosistémicos de regulación del clima, MCA: servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire. Fuente: Elaboración propia.

NDVI 2002, Factores de SSEE 2004		NDVI 2009, Factores de SSEE 2010	
$RH = 0,1065NDVI + 0,4781$	$R^2 = 0,0216$	$RH = 0,1854NDVI + 0,0794$	$R^2 = 0,0794$
$RC = 0,435NDVI + 0,1739$	$R^2 = 0,1686$	$RC = 0,3848NDVI + 0,1827$	$R^2 = 0,1591$
$MCA = 0,4918NDVI + 0,239$	$R^2 = 0,2120$	$MCA = 0,358NDVI + 0,1527$	$R^2 = 0,1527$

Es decir, que el NDVI explica entre un 15 y un 21% la producción de servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire (MCA), aproximadamente un 16% de la producción de servicios de regulación del clima (RC) y apenas entre un 2 a un 8% de la producción de servicios ecosistémicos de regulación hídrica.

8.3.3 PRODUCCIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE FUTURO

Finalmente, a partir de las tasas anuales de cambio, entre 2004 y 2010, de las categorías finas de los usos del suelo, convertidas en combinaciones (ecosistemas), se proyecta un escenario de producción de servicios ecosistémicos por parte del paisaje futuro (año 2016).

Tabla 53. **Capacidad futura (año 2016) relativa y expresada en superficie del área urbana de producción de servicios ecosistémicos.** Fuente: Elaboración propia.

Variables de producción de servicios ecosistémicos	Regulación hídrica	Regulación del clima	Mejoramiento de la calidad del aire
Superficie total del área urbana con capacidad de producción de SSEE (hectáreas)	1.043	913	1.230
Capacidad relativa de producción de SSEE del área urbana (Factor de SSEE)	0,54	0,48	0,64

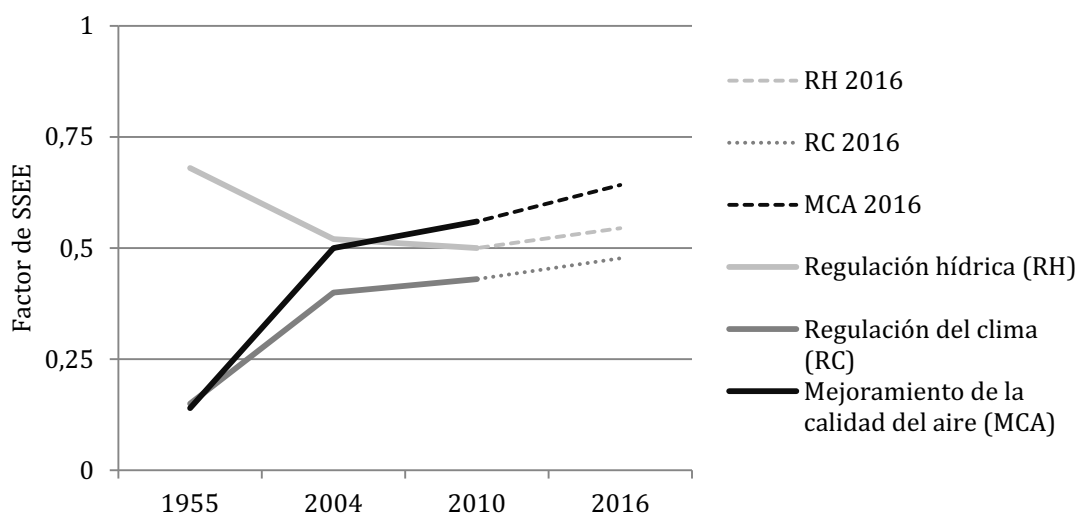


Figura 184. **Proyección de la capacidad de producción de servicios ecosistémicos del paisaje futuro.** RH 2016, RC 2016 y MCA 2016, representan los escenarios de futuro (2016) de producción de servicios ecosistémicos de regulación hídrica, regulación del clima y mejoramiento de calidad del aire, respectivamente. Fuente: Elaboración propia.

Bajo este escenario habrá un aumento en la producción de servicios ecosistémicos que se explica por la disminución en superficie de ecosistemas con niveles bajos de producción, y un aumento de ecosistemas con mayores niveles de producción.

8.3.4 PROBLEMÁTICA DEL DESARROLLO METODOLÓGICO

Los ecosistemas representan la integración de variables de usos de suelo, siendo determinante la superficie cubierta por infraestructura urbana y cubierta por vegetación. Las categorías de cada variable corresponden a una clasificación estándar (HERCULES). Tras observar la amplia superficie de uno de los ecosistemas, asoma como sugerencia el subdividir la categoría de 36-75% de cobertura (urbanización y vegetación) para obtener más diferencias.

La determinación de los ecosistemas en base a la información disponible y a su interpretación tiene como consecuencia un grado de error alto. Por lo mismo, la interpretación de los resultados se basa en describir tendencias y grandes diferencias. En caso de requerirse mayores detalles, el método tiene que ser ajustado a categorías más finas y que sean específicas para cada tipo de servicio ecosistémico. Esto, no obstante, aumenta la complejidad de la integración de los resultados, demandando insumos técnicos de mayor detalle (espacial y temporal), una mayor destinación de tiempo y habilidades técnico-profesionales avanzadas.

En relación a los “Factores de SSEE”, la información obtenida de la revisión bibliográfica es de carácter referencial, por lo que solo sirve para indicar la evolución de la producción de servicios ecosistémicos, no la magnitud específica. Haber evaluado la magnitud habría implicado contar con información de mucho detalle, que es inexistente, como lo es cuánta agua (m^3) infiltra cada ecosistema, requiriendo información de estudios *in situ*, altamente específicos.

El cálculo de la “superficie total del área urbana con capacidad de producción de servicios ecosistémicos” obedece a la necesidad de contar con un indicador de cuánto del paisaje está en condiciones de proveer servicios ecosistémicos. Se trata de una metáfora que debe ser entendida y explicada como tal, ya que es una limitación del desarrollo metodológico.

8.4 ETAPA III: CONSUMO POTENCIAL DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL PAISAJE URBANO

8.4.1 VARIABLES (*INPUTS*) QUE INTERACTÚAN CON LOS SERVICIOS ECOSISTÉMICOS Y DETERMINAN EL GRADO DE CONSUMO

Los valores disponibles de las variables (*inputs*) físico-químicas (*i.e.* variables de estado) seleccionadas para estimar la potencialidad de consumo de los servicios ecosistémicos producidos se presentan en la Tabla 54.

Tabla 54. Valores de *inputs* físico-químicos considerados para evaluar el consumo de servicios ecosistémicos. Fuente: Elaboración propia.

Servicios ecosistémicos	Input físico-químico	Valor	Fuente
Regulación hídrica: infiltración, control de la escorrentía y disminución de la potencia erosiva y de la producción de sedimentos.	Agua caída (precipitaciones totales)	Abril-2003 a Marzo-2004: 238,4 mm Abril 2009 a Marzo-2010: 275,3 mm	Dirección Meteorológica de Chile (Anuarios)
Regulación del clima: mitigación de la oscilación térmica y disminución de vientos fuertes.	Diferencial térmico de temperatura con respecto a la temperatura de emisión mínima.	Temperatura de emisión mínima: 29,82 +/- 2,82°C	Peña (2008)
Mejoramiento de la calidad del aire: atrapamiento de material particulado, asimilación de gases, provisión de buenas condiciones de ventilación y de capacidad depuradora y liberación de oxígeno molecular.	Emisión y concentración de contaminantes (MP, O ₃ , SO ₂ , NO ₂ , CO)	Emisión de PM10: 3.295 ton/año PM2,5: 2.689 ton/año CO: 226.710 ton/año NOx: 48.316 ton/año SOx: 472 ton/año	DICTUC (2007)

8.4.2 CONSUMO ESTIMADO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

REGULACIÓN HÍDRICA

Trabajos previos (Romero & Vásquez 2005) muestran que la microcuenca tiene, en general bajos porcentajes de escorrentía (< 41%); sectores muy concentrados de 41-51%, y sectores escasos sobre 51%, todos ellos en los límites del área urbana (Figura 185). El porcentaje de escorrentía es equivalente, en términos generales, a la cantidad de agua que no es regulada ecosistémicamente.

En términos de las magnitudes de agua involucradas en el flujo hídrico, Villarroel (2003) obtuvo valores de descarga máxima ($m^3 s^{-1}$) en una microcuenca natural ubicada en el piedemonte andino de Santiago de Chile. La mayor descarga se presenta en las clases de suelo sin vegetación, producto de incendios forestales ($1,17 m^3 s^{-1}$) y suelos desnudos ($1,13 m^3 s^{-1}$). En tanto, las menores descargas (escorrentía) ocurrieron en áreas con cobertura vegetal reducida ($0,67 m^3 s^{-1}$) y en áreas con cobertura vegetal completa ($0,60 m^3 s^{-1}$).

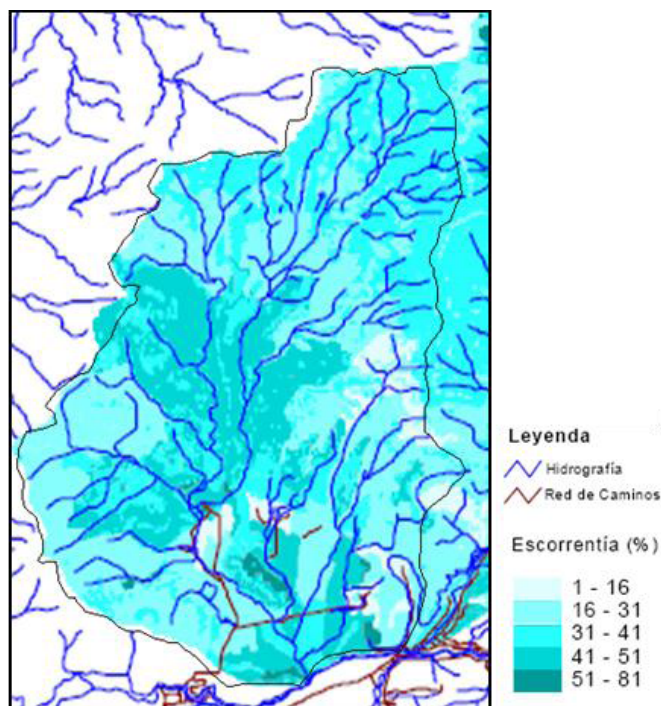


Figura 185. **Coefficiente de escorrentía del área de estudio según Romero & Vásquez (2005).** La figura está adaptada al área de estudio. Fuente: Modificado a partir de Romero & Vásquez (2005) y Romero *et al.* (2003)

La depuración de los valores de entrada (*inputs*) seleccionados en la metodología (agua caída anual), con sus consiguientes conversiones se presenta en la Tabla 55. Usando estos valores se calculó la representación teórica de cantidad de agua caída, en el área urbana (volumen de agua que se requiere regular) y en cada ecosistema del área urbana y luego, usando los factores de producción (Factor de SSEE), se estimó la distribución de este volumen entre el agua que podría ser regulada ecosistémicamente y el agua que no podría ser regulada ecosistémicamente (Tabla 56).

Tabla 55. **Inputs de volumen de agua caída a nivel de Santiago (Quinta Normal) y su adecuación para el área de estudio.** Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Dirección Meteorológica de Chile.

Agua caída	2004	2010
Por unidad de área y año ($\text{mm m}^{-2} \text{año}^{-1}$) en estación meteorológica de Quinta Normal	238,4	275,8
Por unidad de área y año ($\text{mm ha}^{-1} \text{año}^{-1}$) en estación meteorológica de Quinta Normal	2.384.000	2.758.000
Por año en ($\text{m}^3 \text{año}^{-1}$) en el área urbana = Volumen de agua que se requiere regular.	4.557.970	5.273.020

Dado que las precipitaciones aumentaron entre los años 2004 y 2010, el volumen de agua que se requiere regular es menor en el año 2004 ($4,5 \times 10^6 \text{ m}^3$), que en el año 2010 ($5,2 \times 10^6 \text{ m}^3$).

Tabla 56. Valores de *inputs* físico-químicos de regulación hídrica en cada ecosistema. Fuente: Elaboración propia. RH: Regulación hídrica

Combinaciones de categorías finas de uso del suelo (ecosistemas)			Superficie del ecosistema (ha)		Factor de SSEE de RH	Agua caída en el ecosistema (m ³ /año)		Agua caída regulada ecosistémicamente (Factor SSEE * Agua caída en el ecosistema) (m ³ /año)		Agua caída no regulada ecosistémicamente ((1 – Factor SSEE) * agua caída en el ecosistema) (m ³ /año)	
C V	G U	TV	2004	2010		2004	2010	2004	2010	2004	2010
0	0	2	29,3	1,9	0,67	69.851	5.240	46.800	3.511	23.051	1.729
0	1	2	< 0,1	6,9	0,67		19.030	-	12.750	-	6.280
0	3	2		1,6	0,3	-	4.413	-	1.324	-	3.089
0	4	2	0,3	1	0,14	715	2.758	100	386	615	2.372
1	0	2	128	21,9	0,68	305.152	60.400	207.503	41.072	97.649	19.328
1	1	2	38,8	32	0,68	92.499	88.256	62.899	60.014	29.600	28.242
1	2	2	43,4	8,1	0,47	103.466	22.340	48.629	10.500	54.837	11.840
1	3	2	21,2	3,8	0,31	50.541	10.480	15.668	3.249	34.873	7.231
1	4	2	38,9	45	0,16	92.738	124.110	14.838	19.858	77.900	104.252
2	0	2	53,2	2,7	0,74	126.829	7.447	93.853	5.510	32.975	1.936
2	1	2	21,7	39,8	0,74	51.733	109.768	38.282	81.229	13.451	28.540
2	2	2	124,8	58,8	0,53	297.523	162.170	157.687	85.950	139.836	76.220
2	3	2	336,2	261,9	0,37	801.501	722.320	296.555	267.258	504.946	455.062
3	0	2	38,7	30	0,73	92.261	82.740	67.350	60.400	24.910	22.340
3	1	2	17,1	17,6	0,73	40.766	48.541	29.759	35.435	11.007	13.106
3	2	2	53,6	61,2	0,6	127.782	168.790	76.669	101.274	51.113	67.516
3	3	2	744,6	1.100,8	0,45	1.775.126	3.036.006	798.807	1.366.203	976.320	1.669.804
4	0	1-2	115,7	117,5	0,79	275.829	324.065	217.905	256.011	57.924	68.054
4	1	1-2	66,2	66,2	0,79	157.821	182.580	124.678	144.238	33.142	38.342
4	0	3	11,8	4,4	0,79	28.131	12.135	22.224	9.587	5.908	2.548
4	1	3	28,4	28,4	0,79	67.706	78.327	53.487	61.878	14.218	16.449
TOTALES (m³)						4.557.970	5.271.917	2.373.696	2.627.638	2.184.273	2.644.279
(%)						100%	100%	52%	50%	48%	50%

Destaca que el paisaje urbano pasa de regular un 52% del agua caída en el año 2004 a un 50% en el año 2010, es decir, pierde capacidad de producción del servicio ecosistémico de regulación hídrica como consecuencia del cambio de los ecosistemas.

En relación a la demanda de consumo, ésta no aumenta como consecuencia de un incremento de las variables que interactúan con la oferta de servicios ecosistémicos, salvo la variabilidad natural de las precipitaciones. No obstante, sí existe una mayor demanda por el aumento de la población residente, en términos de que, en ausencia de presencia humana, las inundaciones o anegamientos no eran relevantes, dado que no habían afectados directos. Con el avance de la urbanización, se requiere que el agua se infiltre lo antes posible, o en su defecto, escurra hacia los sistemas de drenaje o conducción de aguas lluvias (alcantarillado) en breves trayectos. Estos últimos son parte de los “servicios humanos” (*sensu* Alberti & Marzluff 2004) que compiten y reemplazan a los servicios ecosistémicos.

Asimismo, el control de la escorrentía y la disminución de la potencia erosiva y de la producción de sedimentos se hacen valiosos, por cuanto, una capacidad reducida de regulación de estos aspectos, implica pérdidas económicas para los ciudadanos. Al respecto, es especialmente importante la conservación de la capacidad de producción

de servicios ecosistémicos en las zonas urbanizadas, dado que ahí su necesidad de consumo es mayor.

En términos de volumen de agua ecosistémicamente regulada *versus* no regulada, la diferencia mayor se detecta en el ecosistema “3,3”, que regula menos de lo que recibe (por tener un factor menor a 0,5), al igual que otros ecosistemas, no obstante por la gran superficie que cubre en ambos instantes temporales, su efecto es mayor.

El ecosistema “3,3” aumentó 356 ha entre 2004 y 2010; en este año último cubría 1.101 ha. Usando este ecosistema como referencia por su alta dominancia y gran crecimiento, es posible notar que los ecosistemas que tienen una menor capacidad de regulación hídrica disminuyeron 84 ha en el mismo periodo (de 397 a 313 has), mientras que el conjunto de ecosistema que tienen una mayor capacidad de regulación hídrica disminuyeron 277 ha entre 2004 y 2010 (de 774 a 497 has).

Cabe mencionar, que tras aplicar el método de Gravelius (ver 8.1 ETAPA 0: DELIMITACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO), se sabe que la microcuenca tiene respuesta rápida a las precipitaciones, siendo más de tipo alargada (asimétrica) que circular, por lo que la infiltración es un servicio clave para el bienestar de la población asentada en la parte baja de la microcuenca, por lo tanto es clave considerar que en episodios de precipitaciones intensas el agua no regulada ecosistémicamente fluirá con rapidez por la superficie.

El agua caída no regulada ecosistémicamente (aproximadamente $2,6 \times 10^6 \text{ m}^3$ en 2010) escurre con velocidad hacia otro ecosistema. No obstante, sólo una porción de ese volumen saldrá de la microcuenca, ya que parte de él se infiltrará en los ecosistemas vecinos ubicados a menor altura. Ante ello, la dirección del flujo del agua, orientado por la geomorfología, es determinante.

REGULACIÓN DEL CLIMA

Un estudio de Peña (2008) muestra que en la parte urbana de la microcuenca las temperaturas de emisión superficial (TeS), un mediodía de febrero (año 2003), fluctúan principalmente por debajo de 30°C, seguido de sectores entre 30-34°C y sólo algunos espacios superan los 34°C. Los sectores de menores temperaturas corresponden a zonas mixtas (urbanizadas con vegetación) y a zonas vegetadas, mientras las zonas con temperaturas entre 30-34°C se asocian a todas las categorías de usos de suelo, las temperaturas entre 34-39°C se localizan hacia el límite del área urbanizada en superficies vacías y otros usos de suelo. Las temperaturas mayores a 39°C se dan en superficies vacías (sin urbanización ni cobertura vegetal, Figura 186). En tanto, Romero & Vásquez (2005) describen que en la cuenca que contiene a la microcuenca estudiada, las temperaturas superficiales aumentaron entre los años 1989 y 1998, y luego disminuyeron entre los años 1998 y 2003.

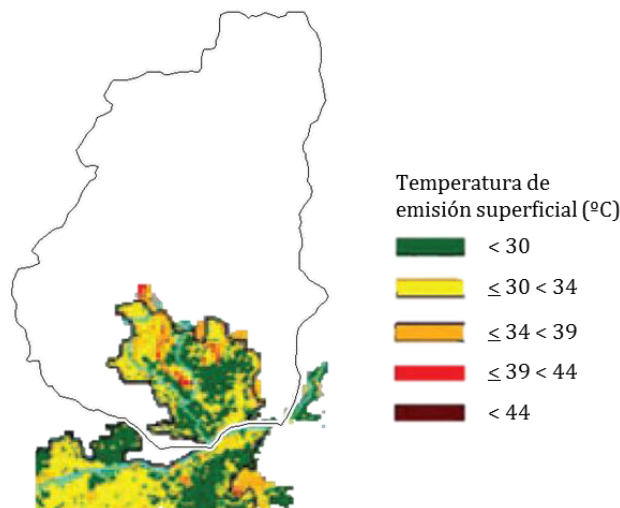


Figura 186. **Temperatura de emisión superficial del área de estudio** según Peña (2008). La figura está adaptada al área de estudio. Fuente: Modificado a partir de Peña (2008)

Los valores de entrada (*inputs*) usados fueron los presentados en Peña (2008) y se presentan en la Tabla 57. Dado que los valores se encuentran categorizados en otras coberturas de suelo, se incorporó una columna que muestra su equivalente en términos de categorías finas de usos del suelo. Luego, restando se calculó la diferencia térmica (en °C) de la temperatura de emisión superficial obtenida en cada ecosistema y aquel que presentó la menor temperatura (ecosistemas vegetados), ya que fue considerado como lo más similar a la situación natural original, en el área urbanizada y disponible. Esto fue usado como “calor a regular”

Tabla 57. **Temperatura de emisión superficial de los ecosistemas equivalentes.** El cálculo se realizó sobre una imagen Landsat ETM+ de un 4 de febrero del año 2003. Fuente: Modificado a partir de Peña (2008).

Tipo de área	Categoría de cobertura de suelo	Temperatura de emisión superficial (°C)		Cobertura vegetal (fracción)		Categorías finas de usos del suelo equivalentes (ecosistemas)		Calor a regular (TeS del ecosistema – TeS mínima) (°C)
		Mean	SD	Mean	SD	CV	GU	
Urbana	Superficies vacías	40,22	3,79	0,05	0,06	0-1	0-1	10,4
	Urbanización densa	37,23	1,73	0,03	0,07	0-1	4	7,41
	Urbanización moderada	35,31	2,03	0,06	0,08	0-1-2	2-3	5,49
	Mixto (urbanización y vegetación)	31,78	1,73	0,24	0,09	2-3	2-3	1,96
	Vegetación (sin urbanización)	29,82	2,82	0,58	0,18	2-3-4	0-1	0

Posteriormente, usando los factores de producción, se estimó cuántos de estos grados Celsius (calor a regular) podrían ser regulados ecosistémicamente (Tabla 58). Se usaron los valores de temperatura de emisión superficial del año 2003, para las estimaciones en los años 2004 y 2010, considerando su valor por ecosistema.

El “calor a regular en el ecosistema” (que se requiere regular) se definió siguiendo los criterios de la Tabla 57. El “calor (ya) regulado ecosistémicamente” se define como la diferencia entre la temperatura que pudo tener el ecosistema si hubiese estado

baldío (superficie vacía) y el “calor a regular”, más el calor que pudo ser regulado por las características estructurales del ecosistema, integradas en el “Factor de SSEE” de regulación del clima. Finalmente, el “Calor no regulado ecosistémicamente” corresponde a una ponderación entre el calor a regular en el ecosistema y el complemento del Factor de SSEE de regulación del clima (ver ecuaciones siguientes).

$$\begin{aligned} \text{Calor regulado ecosistémicamente} &= (\text{TeS máxima} - \text{Calor a regular en el ecosistema}) \\ &\quad + \text{Factor SSEE} \times \text{Calor a regular en el ecosistema} \\ \text{Calor no regulado ecosistémicamente} &= (1 - \text{Factor SSEE}) \times \text{Calor a regular en el ecosistema} \end{aligned}$$

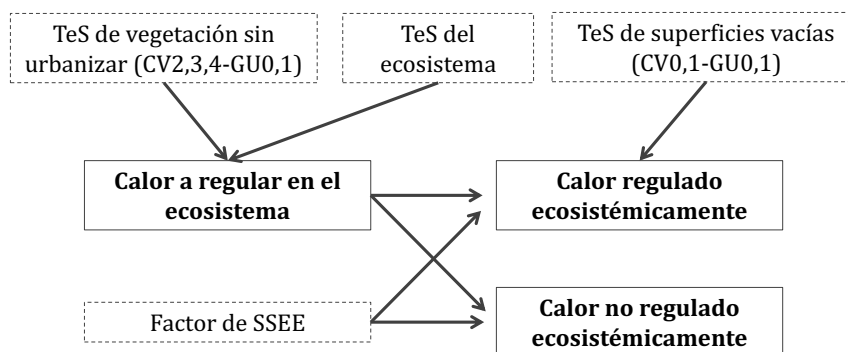


Figura 187. **Relación de conceptos usados para calcular los servicios ecosistémicos de regulación del clima.** Fuente: Elaboración propia.

Como ya se señaló anteriormente, el paisaje urbano pasó de regular un 40% del calor emitido en el año 2004 a un 43% en el año 2010, es decir, ganó capacidad de producción del servicio ecosistémico de regulación del clima.

A partir de los datos de la Tabla 58 es posible calcular: en cuánta superficie se necesita más regulación de la temperatura, y en cuánta superficie hay regulación ecosistémica y en qué grado. En la Tabla 59 se observa que los ecosistemas que tuvieron los cambios más relevantes son aquellos que requieren regular muy poco (2°C, “3,2-3”) dado que tiene una regulación alta de 9°C, seguido de los ecosistemas que requieren regular 5,5°C (“1-2,2-3”), habiendo ya regulado 5°C, y de los ecosistemas que requieren regular 10°C (“1,0-1”) y logran regular 3,5°C. Es decir, al aumentar la CV en ecosistemas con grados de urbanización “2” y “3” y disminuir las urbanizaciones incipientes sin vegetación, se regula más la temperatura de emisión superficial.

Tabla 58. Valores de *inputs* físico-químicos de regulación del clima en cada ecosistema. Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas			Superficie (ha)		Factor de SSEE de regulación del clima	Calor a regular en el ecosistema (°C)	Calor regulado ecosistémicamente (°C)	Calor no regulado ecosistémicamente (°C)
CV	GU	TV	2004	2010				
0	0	2	29,3	1,9	0	10,4	0,00	10,40
0	1	2	< 0,1	6,9	0	10,4	0,00	10,40
0	3	2		1,6	0,04	5,49	5,13	5,27
0	4	2	0,3	1,0	0,04	7,41	3,29	7,11
1	0	2	128,0	21,9	0,34	10,4	3,54	6,86
1	1	2	38,8	32,0	0,34	10,4	3,54	6,86
1	2	2	43,4	8,1	0,24	5,49	6,23	4,17
1	3	2	21,2	3,9	0,24	5,49	6,23	4,17
1	4	2	38,9	45,0	0,14	7,41	4,03	6,37
2	0	2	53,2	2,7	0,34	0	10,40	0,00
2	1	2	21,7	39,8	0,34	0	10,40	0,00
2	2	2	124,8	58,8	0,24	5,49	6,23	4,17
2	3	2	336,2	261,9	0,24	5,49	6,23	4,17
3	0	2	38,7	30,0	0,73	0	10,40	0,00
3	1	2	17,1	17,8	0,73	0	10,40	0,00
3	2	2	53,6	61,2	0,4	1,96	9,22	1,18
3	3	2	744,6	1.100,8	0,4	1,96	9,22	1,18
4	0	1 y 2	115,7	117,5	0,89	0	10,40	0,00
4	1	1 y 2	66,2	66,2	0,89	0	10,40	0,00
4	0	3	11,8	4,4	1	0	10,40	0,00
4	1	3	28,4	28,4	1	0	10,40	0,00

Tabla 59. Superficie de cada categoría de cantidad de calor que se necesita regular ecosistémicamente. Fuente: Elaboración propia

Calor a regular en el ecosistema (°C)	Calor regulado ecosistémicamente(°C)	Superficie en que se requiere regular cada temperatura de emisión superficial (ha)		Cambio 2004-2010 (ha)
		2004	2010	
10,4	0	29,3	8,8	-20,5
10,4	3,54	166,7	53,9	-112,8
7,41	3,29	0,3	1,0	0,8
7,41	4,03	38,9	45,0	6,1
5,49	5,13	0,0	1,6	1,6
5,49	6,23	525,6	332,7	-192,9
1,96	9,12	798,2	1.162,0	363,8
0	10,4	352,7	306,7	-46,0

En relación a la demanda de consumo, esta debería aumentar como consecuencia de la urbanización, al dotarse de elementos con mayor emisión de temperatura y al usar energía (para el transporte y la climatización domiciliaria) que libera calor. No obstante, en base a los antecedentes, se supone que la cobertura vegetal que incorporan las urbanizaciones logra mitigar este efecto.

El calor no regulado afecta el *confort* término de las poblaciones que habitan en el paisaje. Si este *confort* no es satisfecho adecuadamente, la población recurrirá a sistemas de climatización artificiales (p. ej. aire acondicionado). Estos corresponden a “servicios humanos” (*sensu* Alberti & Marzluff 2004) que compiten y, en principio, hacen menos imprescindibles a los servicios ecosistémicos.

MEJORAMIENTO DE LA CALIDAD DEL AIRE

Los valores de entrada (*inputs*) se presentan en la Tabla 60. Estos representan las emisiones totales de fuentes estacionarias y móviles de Santiago estandarizadas por unidad de área (723,48 km², www.observatoriourbano.cl –área urbana al 2003), tanto en kilómetros cuadrados como en hectáreas. Luego se presenta el equivalente para el área urbana (área de estudio).

Tabla 60. *Inputs* de la cantidad de emisiones totales (estacionarias y móviles) de contaminantes atmosféricos en Santiago (superficie urbana regional) y su adecuación para el área de estudio. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de DICTUC (2007).

Contaminante	Emisiones totales por unidad de área y año (t año ⁻¹ km ⁻²)	Emisiones totales por unidad de área y año (t año ⁻¹ ha ⁻¹)	Emisiones totales por año en (t año ⁻¹) en el área urbana ó Cantidad de contaminantes que se requiere regular.
PM ₁₀	4,6	0,046	87,1
PM _{2,5}	3,7	0,037	71,0
CO	313,4	3,134	5.990,2
NO _x	66,8	0,668	1.276,6
COV	128,7	1,287	2.459,7
SO _x	0,7	0,007	12,5
NH ₃	33,8	0,338	645,6

Usando estos valores se calculó la representación teórica de la cantidad de contaminantes emitidos en el área urbana que requiere ser regulada en cada ecosistema (contaminantes a regular) del área de estudio, usando la superficie de los ecosistemas al año 2010 y las emisiones estimadas por el DICTUC al año 2007 (Tabla 61).

Tabla 61. **Contaminantes (emisiones totales) a regular en cada ecosistema de acuerdo a su superficie.** La superficie de los ecosistemas corresponde al año 2010 y los datos de emisiones al 2007. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de DICTUC (2007).

Ecosistemas			Superficie (ha)	Emisiones totales a regular por ecosistema (t año ⁻¹) 2010						
CV	GU	TV	2010	PM ₁₀	PM _{2,5}	CO	NO _x	COV	SO _x	NH ₃
0	0	2	1,9	0	0	6	1	2	0	1
0	1	2	6,9	0	0	22	5	9	0	2
0	2	2		-	-	-	-	-	-	-
0	3	2	1,6	0	0	5	1	2	0	1
0	4	2	1	0	0	3	1	1	0	0
1	0	2	21,9	1	1	69	15	28	0	7
1	1	2	32	1	1	100	21	41	0	11
1	2	2	8,1	0	0	25	5	10	0	3
1	3	2	3,8	0	0	12	3	5	0	1
1	4	2	45	2	2	141	30	58	0	15
2	0	2	2,7	0	0	8	2	3	0	1
2	1	2	39,8	2	1	125	27	51	0	13
2	2	2	58,8	3	2	184	39	76	0	20
2	3	2	261,9	12	10	821	175	337	2	88
2	4	2		-	-	-	-	-	-	-
3	0	2	30	1	1	94	20	39	0	10
3	1	2	17,6	1	1	55	12	23	0	6
3	2	2	61,2	3	2	192	41	79	0	21
3	3	2	1.100,8	50	41	3.449	735	1.416	7	372
3	4	2		-	-	-	-	-	-	-
4	0	1y2	117,5	5	4	368	78	151	1	40
4	1	1y2	66,2	3	2	207	44	85	0	22
4	2	1y2		-	-	-	-	-	-	-
4	3	1y2		-	-	-	-	-	-	-
4	4	1y2		-	-	-	-	-	-	-
4	0	3	4,4	0	0	14	3	6	0	1
4	1	3	28,4	1	1	89	19	37	0	10
4	2	3		-	-	-	-	-	-	-
4	3	3		-	-	-	-	-	-	-
4	4	3		-	-	-	-	-	-	-
Totales			1.911,5	87	71	5.990	1.277	2.460	12	646

Obtenido el carbono extraído o “secuestrado” de acuerdo a la fórmula de Rowntree & Nowak (1991) se extrapoló a partir de datos de Hernández (2007, 2008) la tasa de remoción de material particulado (MP), monóxido de carbono (CO), dióxido de nitrógeno (NO₂) y dióxido de azufre (SO₂). Para este cálculo se usó como equivalente al factor “% cobertura arbórea” al producto matemático del “Factor de SSEE” y la superficie del ecosistema.

Tabla 62. **Contaminantes (emisiones totales) regulados en cada ecosistema de acuerdo a su superficie, año 2010.** La superficie de los ecosistemas corresponde al año 2010 y los datos de emisiones al 2007. Fuente: Elaboración propia a partir de datos de DICTUC (2007).

Ecosistemas			Factor SSEE	Superficie (ha) 2010	Emisiones totales reguladas por ecosistema (t año-1) 2010				
CV	GU	TV	MCA		C (PM ₁₀ +PM _{2,5})	MP	CO	NO ₂	SO ₂
0	0	2	0	1,9	-	-	-	-	-
0	1	2	0	6,9	-	-	-	-	-
0	2	2	0						
0	3	2	0	1,6	-	-	-	-	-
0	4	2	0	1	-	-	-	-	-
1	0	2	0,2	21,9	3,6	0,2	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1	1	2	0,2	32	5,3	0,3	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1	2	2	0,2	8,1	1,3	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1	3	2	0,2	3,8	0,6	0,0	< 0,1	< 0,1	< 0,1
1	4	2	0,2	45	7,5	0,4	< 0,1	0,1	0,1
2	0	2	0,4	2,7	0,9	0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
2	1	2	0,4	39,8	13,2	0,8	< 0,1	0,1	0,1
2	2	2	0,4	58,8	19,5	1,2	0,1	0,1	0,1
2	3	2	0,4	261,9	86,8	5,1	0,3	0,6	0,6
2	4	2	0,4		-	-	-	-	-
3	0	2	0,6	30	14,9	0,9	< 0,1	0,1	0,1
3	1	2	0,6	17,6	8,8	0,5	< 0,1	0,1	0,1
3	2	2	0,6	61,2	30,4	1,8	0,1	0,2	0,2
3	3	2	0,6	1.100,8	547,5	32,3	1,6	3,8	3,8
3	4	2			-	-	-	-	-
4	0	1 y 2	0,8	117,5	77,9	4,6	0,2	0,5	0,5
4	1	1 y 2	0,8	66,2	43,9	2,6	0,1	0,3	0,3
4	2	1 y 2	0,8		-	-	-	-	-
4	3	1 y 2			-	-	-	-	-
4	4	1 y 2			-	-	-	-	-
4	0	3	1	4,4	3,6	0,2	< 0,1	< 0,1	0,0
4	1	3	1	28,4	23,5	1,4	0,1	0,2	0,2
4	2	3	1		-	-	-	-	-
4	3	3			-	-	-	-	-
4	4	3			-	-	-	-	-
Totales				1.911,5	889,5	52,5	2,7	0,2	0,0

Una vez se tiene la capacidad de captura de contaminantes, corresponde hacer la comparación con la masa de contaminantes emitidos (Tabla 63), observándose que aproximadamente un tercio del material particulado es removido y que la contribución a la remoción u absorción de otros contaminantes (CO, NO₂ y SO₂) es marginal.

Tabla 63. Contaminantes (emisiones totales) a regular y regulados en el área urbana, año 2010. s/i: sin información. Fuente: Elaboración propia

Contaminantes (emisiones totales)	MP t/año	CO t/año	NO ₂ t/año	SO ₂ t/año	COV t/año	NH ₃ t/año
A regular	158,1	5.989,9	1.276,5	12,5	2.459,6	645,5
Regulados	52,5	2,7	0,2	< 0,1	s/i	s/i

No obstante, este efecto de la vegetación se suma a los otros factores de la naturaleza que contribuyen a mejorar la calidad del aire, ya sea por depositación húmeda (precipitaciones) o por ventilación que disminuye la concentración en el aire de los contaminantes.

8.4.3 CONSUMO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN EL FUTURO

Se cuenta con una estimación de la superficie de los ecosistemas en el futuro, pero no de su distribución, ni un pronóstico de cuánta agua caerá en el futuro, por lo que no es posible hacer una proyección del consumo de servicios de regulación hídrica. Asimismo, al no contar con un pronóstico de las emisiones totales de contaminantes, para la escala de Santiago, ni de su expansión urbana, no es posible hacer estimaciones del consumo futuro de servicios de mejoramiento de la calidad del aire. En cambio, sí se puede hacer una estimación de consumo de servicios de regulación del clima, ya que cada ecosistema tiene un comportamiento térmico característico, que puede ser evaluado en función de la superficie de cada uno en el futuro. Esto, en términos de cuantificar si habrá más o menos superficie cuyo calor emitido sea regulado ecosistémicamente.

Dado que la Tabla 59 ya incorpora el cálculo de la superficie que aumentó o disminuyó cada conjunto de ecosistemas según su capacidad de regulación de temperatura, se puede estimar que en el futuro habrá un aumento de aproximadamente 360 hectáreas de ecosistemas que ya regulan aproximadamente 9°C, restándole solo 2°C por regular. Al mismo tiempo, aquellos ecosistemas que requieren regular más y, a la vez, regulan menos, disminuyen en superficie, por lo que el flujo de calor y su consecuente mitigación se hace más probable.

8.4.4 PROBLEMÁTICA DEL DESARROLLO METODOLÓGICO

Las limitaciones de esta metodología están en los datos de entrada y en su extrapolación para el territorio completo. Se usaron los mejores datos disponibles y se hicieron interpretaciones a sabiendas de esas limitaciones, en búsqueda de tendencias y no de exactitudes.

El dato de precipitaciones corresponde a lo registrado en la estación meteorológica de Quinta Normal, ubicada a 18km de la microcuenca y que cuenta con una serie de datos desde 1950. Con estos datos se identificaron los años excepcionales en cuanto a temperatura y precipitaciones, no siendo el caso de los años evaluados (2004 y 2010), pese a que sí están bajo el promedio, sin ser significativa la diferencia. Cabe notar que el promedio de precipitaciones anuales tiene una gran variabilidad interanual. Dicha estación también fue usada para la selección de las imágenes satelitales Landsat, por lo que se optó por continuar usándola. El ideal hubiera sido contar con datos del interior de la microcuenca y un registro de precipitaciones en

cada ecosistema. Esto puede planificarse para futuros estudios más específicos, usando la identificación de la estructura del paisaje realizada.

En relación al calor como variable *input* para evaluar el consumo de servicios de regulación del clima, la información corresponde al año 2003, pero como se usó el valor de temperatura promedio de cada tipo de ecosistema, los valores son razonablemente adecuados para su aplicación en una estructura del paisaje diferente (2010). Para evaluar consumo, es decir, cuánto del calor es efectivamente regulado, hubiese sido ideal el contar con datos de la temperatura medida en la columna de aire, para así compararla con la temperatura emitida por las superficies; esto que habría informado sobre la disipación horizontal de ese calor como efecto de la acción de vientos.

Finalmente, las emisiones corresponden al año 2007 y para su estandarización se utilizó una superficie de Santiago del año 2003, por lo que la emisión por unidad de superficie puede estar sobreestimada. No obstante los valores son tan altos en relación a la capacidad de abatimiento por parte de las estructuras naturales de los ecosistemas, que esa diferencia no es relevante para el análisis general. Por otra parte esa sobreestimación podría mitigar el hecho de que el parque automotriz ha seguido creciendo lo que incorpora nuevas fuentes de emisiones, especialmente NO_x . Lógicamente, la situación ideal consiste en contar con datos de emisiones propios para la microcuenca, más aun considerando la naturaleza de las actividades causantes de emisiones que ahí ocurren, que es diferente a lo que ocurre en el resto de Santiago. Algunas de estas diferencias pudieron ser incorporadas ajustando las fuentes de emisión, no obstante, un diseño específico proporcionaría mejores datos.

8.5 ETAPA IV: MODELOS DE FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE LOS ECOSISTEMAS

8.5.1 SALDOS ENTRE VARIABLES DE ESTADO REGULADAS Y NO REGULADAS ECOSISTÉMICAMENTE

La manifestación de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica, de regulación del clima y de mejoramiento de la calidad del aire, expresados en la diferencia o saldo entre la cantidad de agua, calor o contaminantes regulados y no regulados, informa sobre qué ecosistemas podrían participar en la regulación de estas variables de estado (materia o energía) que no son regulados en ecosistemas contiguos. Para ello se convirtieron los saldos a una escala estándar de menos 1 a 1, los que son presentados en las tablas siguientes.

Tabla 64. **Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación hídrica producidos y consumidos.** Se indica la diferencia en términos de la cantidad de agua caída y en una escala de -1 a 1, donde -1 significa nula regulación ecosistémica y 1 total regulación ecosistémica. Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas			Saldo en volumen de agua (m ³ año ⁻¹)		Saldo en escala de -1 a 1	
CV	GU	TV	2004	2010	2004	2010
0	0	2	23.749	1.782	0,3	0,3
0	1	2	-	6.470	-	0,3
0	3	2	-	- 1.765	-	- 0,4
0	4	2	- 515	- 1.986	- 0,7	- 0,7
1	0	2	109.855	21.744	0,4	0,4
1	1	2	33.300	31.772	0,4	0,4
1	2	2	- 6.208	- 1.340	- 0,1	- 0,1
1	3	2	- 19.206	- 3.983	- 0,4	- 0,4
1	4	2	- 63.062	- 84.395	- 0,7	- 0,7
2	0	2	60.878	3.574	0,5	0,5
2	1	2	24.832	52.689	0,5	0,5
2	2	2	17.851	9.730	0,1	0,1
2	3	2	- 208.390	- 187.803	- 0,3	- 0,3
3	0	2	42.440	38.060	0,5	0,5
3	1	2	18.753	22.329	0,5	0,5
3	2	2	25.556	33.758	0,2	0,2
3	3	2	- 177.513	- 303.601	- 0,1	- 0,1
4	0	1y2	159.981	187.958	0,6	0,6
4	1	1y2	91.536	105.896	0,6	0,6
4	0	3	16.316	7.038	0,6	0,6
4	1	3	39.269	45.430	0,6	0,6

Tabla 65. **Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación del clima producidos y consumidos.** Se indica la diferencia en términos de la cantidad de calor y en una escala de -1 a 1, donde -1 significa nula regulación ecosistémica y 1 total regulación ecosistémica. Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas			Saldo en calor (°C)	Saldo en escala de -1 a 1
CV	GU	TV		
0	0	2	-10,4	-1,0
0	1	2	-10,4	-1,0
0	3	2	-0,1	0,0
0	4	2	-3,8	-0,4
1	0	2	-3,3	-0,3
1	1	2	-3,3	-0,3
1	2	2	2,1	0,2
1	3	2	2,1	0,2
1	4	2	-2,3	-0,2
2	0	2	10,4	1,0
2	1	2	10,4	1,0
2	2	2	2,1	0,2
2	3	2	2,1	0,2
3	0	2	10,4	1,0
3	1	2	10,4	1,0
3	2	2	8,0	0,8
3	3	2	8,0	0,8
4	0	1 y 2	10,4	1,0
4	1	1 y 2	10,4	1,0
4	0	3	10,4	1,0
4	1	3	10,4	1,0

Tabla 66. **Saldo entre servicios ecosistémicos de regulación del clima producidos y consumidos.** Se indica la diferencia en términos de la cantidad de contaminantes capturados y en una escala de -1 a 1, donde -1 significa nula regulación ecosistémica y 1 total regulación ecosistémica. Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas			Saldo en emisiones (t año-1)				Saldo -1 a 1			
CV	GU	TV	MP (PM10 + PM 2,5)	CO	NO2	SO2	MP (PM10 + PM 2,5)	CO	NO2	SO2
0	0	2	-0,2	-6,0	-1,3	-0,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
0	1	2	-0,6	-21,6	-4,6	-0,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
0	3	2	-0,1	-5,0	-1,1	-0,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
0	4	2	-0,1	-3,1	-0,7	-0,0	-1,0	-1,0	-1,0	-1,0
1	0	2	-1,4	-68,6	-14,6	-0,1	-0,8	-1,0	-1,0	-0,6
1	1	2	-2,0	-100,2	-21,3	-0,1	-0,8	-1,0	-1,0	-0,6
1	2	2	-0,5	-25,4	-5,4	-0,0	-0,8	-1,0	-1,0	-0,6
1	3	2	-0,2	-11,9	-2,5	-0,0	-0,8	-1,0	-1,0	-0,6
1	4	2	-2,8	-141,0	-29,9	-0,2	-0,8	-1,0	-1,0	-0,6
2	0	2	-0,1	-8,5	-1,8	-0,0	-0,5	-1,0	-1,0	-0,3
2	1	2	-1,7	-124,6	-26,4	-0,1	-0,5	-1,0	-1,0	-0,3
2	2	2	-2,6	-184,1	-39,0	-0,1	-0,5	-1,0	-1,0	-0,3
2	3	2	-11,4	-820,2	-173,7	-0,5	-0,5	-1,0	-1,0	-0,3
3	0	2	-0,7	-93,9	-19,8	0,0	-0,3	-1,0	-1,0	0,1
3	1	2	-0,4	-55,1	-11,6	0,0	-0,3	-1,0	-1,0	0,1
3	2	2	-1,5	-191,6	-40,4	0,0	-0,3	-1,0	-1,0	0,1
3	3	2	-26,4	-3.446,2	-727,5	0,5	-0,3	-1,0	-1,0	0,1
4	0	1 y 2	-0,5	-367,7	-77,4	0,3	-0,1	-1,0	-1,0	0,4
4	1	1 y 2	-0,3	-207,2	-43,6	0,2	-0,1	-1,0	-1,0	0,4
4	0	3	0,1	-13,8	-2,9	0,0	0,2	-1,0	-1,0	0,8
4	1	3	0,4	-88,9	-18,6	0,1	0,2	-1,0	-1,0	0,8

8.5.2 FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE ECOSISTEMAS

ESPACIALIZACIÓN DE ECOSISTEMAS Y DIRECCIONES DE FLUJO

A escala del área urbana son relevantes los ecosistemas de mayor superficie. Al respecto, para el año 2010 y la proyección al 2016, sólo tres ecosistemas tienen una superficie mayor a 100 hectáreas (Figura 188). En el 2004 dos ecosistemas adicionales ostentaban esa condición, mientras que en 1955 solo destacaron ecosistemas sin urbanización (Tabla 67).

Tabla 67. **Superficie de mayores ecosistemas del área urbana en 1955, 2004, 2010 y 2016 (proyección).** Fuente: Elaboración propia

Año	Superficie	%	Ecosistemas
1955	1.827,6	95%	"0,0" "1,0" "2,0" "3,0"
2004	1.449,3	76%	"1,0" "2,0" "2,3" "3,3" "4,0"
2010	1.480,2	77%	"2,3" "3,3" "4,0"
2016	1.763,9	83%	"2,3" "3,3" "4,0"

Los tres ecosistemas que tienen una superficie al año 2010 superior a 100 hectáreas son "4,0", "3,3" y "2,3". Estos son los ecosistemas que tienen las siguientes combinaciones de cobertura vegetal (CV) y grado de urbanización (GU): CV >75% (4) y ausente (0); 36-75% para ambas variables (3,3) y; 11-35% (2), 36-75% (3, Figura 188). Sobre éstos se trazaron los flujos estimados a partir de las variables determinantes del flujo de cada servicio ecosistémico. Sus saldos específicos de servicios ecosistémicos no destacan por corresponder al decil superior o inferior de cada conjunto de valores, a excepción del ecosistema "4,0" que tiene valores muy elevados para servicios de regulación hídrica y de regulación del clima. Los otros ecosistemas realizan una contribución escasa, regulando aproximadamente igual a los que no regulan (saldo cercano a cero), siendo relevante que no cargan excesivamente al sistema como lo harían si regularan demasiado poco (saldos << 0).

Tabla 68. **Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados en los principales ecosistemas del área urbana del año 2010.** Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas	Regulación hídrica (RH)	Regulación del clima (RC)	Mejoramiento de la calidad del aire (MP)
"2,3"	-0,3	0,2	-0,5
"3,3"	-0,1	0,8	-0,3
"4,0"	0,6	1,0	0,2

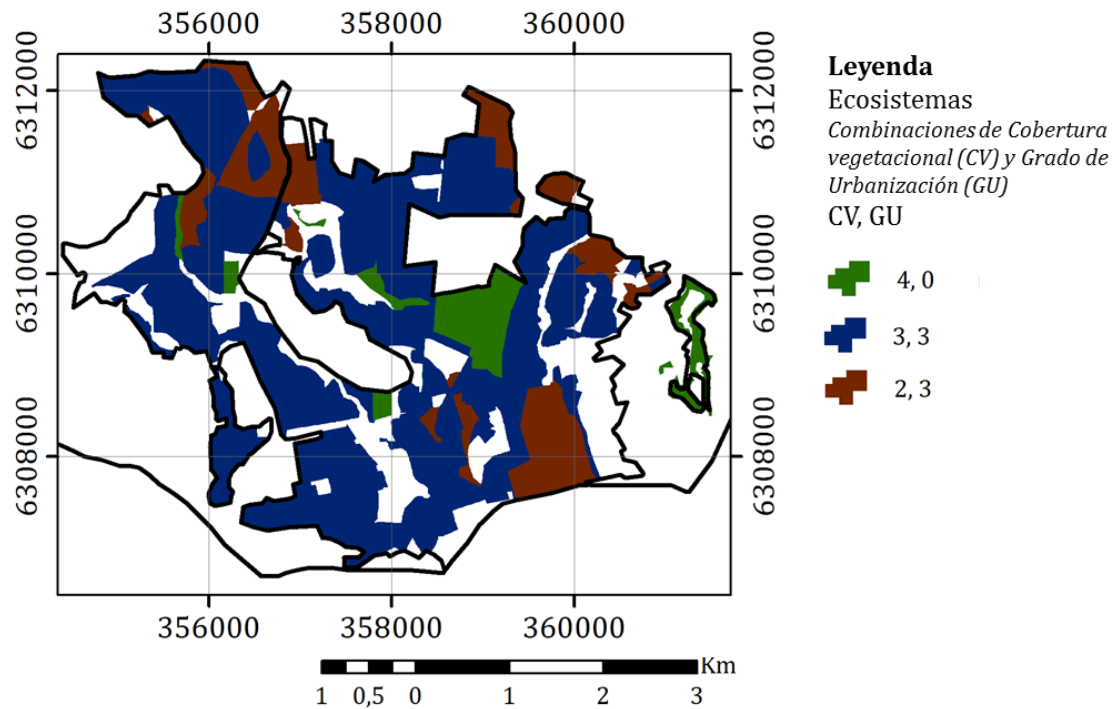


Figura 188. Ecosistemas dominantes del paisaje (área urbana) en el año 2010. Fuente: Elaboración propia.

La dirección del flujo hídrico está determinada por la pendiente, para lo cual se observó el DEM construido y los modelos de pendientes y orientaciones (ver 8.1.1 UNIDADES GEOMORFOLÓGICAS). Por su parte, la dirección del flujo de aire, determinante para conocer el flujo de calor y contaminantes, se derivó a partir de geomorfología (DEM), un modelo general de Romero *et al.* (1999) y el conocimiento específico del área por parte del autor.

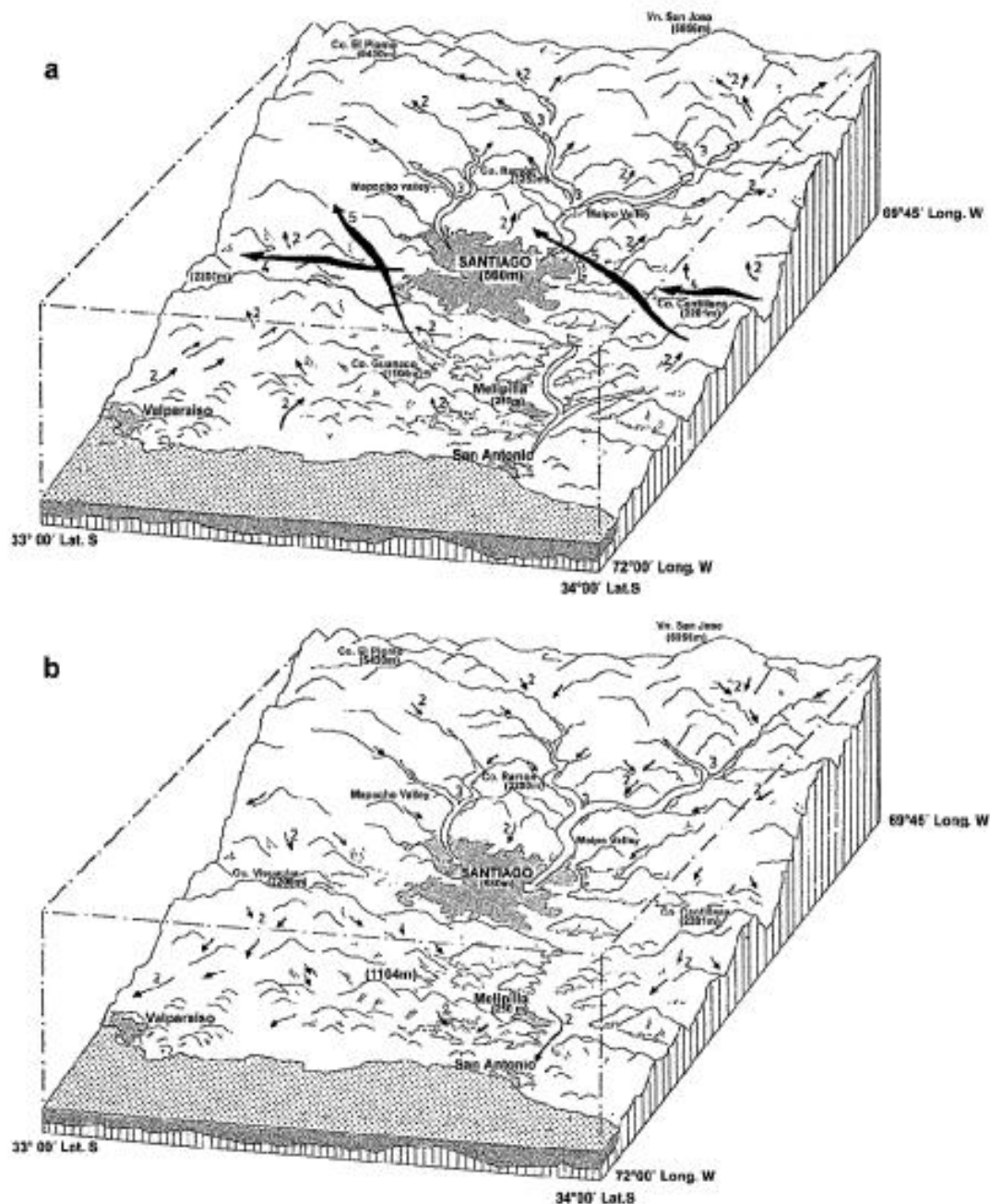


Figura 189. **Modelo general de dirección del viento, en el día (a) y en la noche (b), y de su naturaleza:** 1. briza marina, 2. viento de pendientes, 3 vientos del valle, 4. vientos regionales y 5. vientos superiores. Fuente: Romero *et al.*, 1999.

La Figura 190 muestra la dirección del flujo hídrico y de las masas de aire (diurno y nocturno) para el área urbana.

Luego, la dirección de los flujos ya señalados aumenta en complejidad con los valores del saldo entre producción y consumo, destacando aquellos flujos que se ven afectados por la falta de regulación en los ecosistemas vecinos y que incrementan la demanda de consumo de los ecosistemas a quienes hace fluir agua, calor o contaminantes (flujos sin regulación). Los otros flujos corresponden a flujos ya regulados por el ecosistema desde el que fluyen, por tener una mayor capacidad comparativa de producción de servicios ecosistémicos (flujos con regulación).

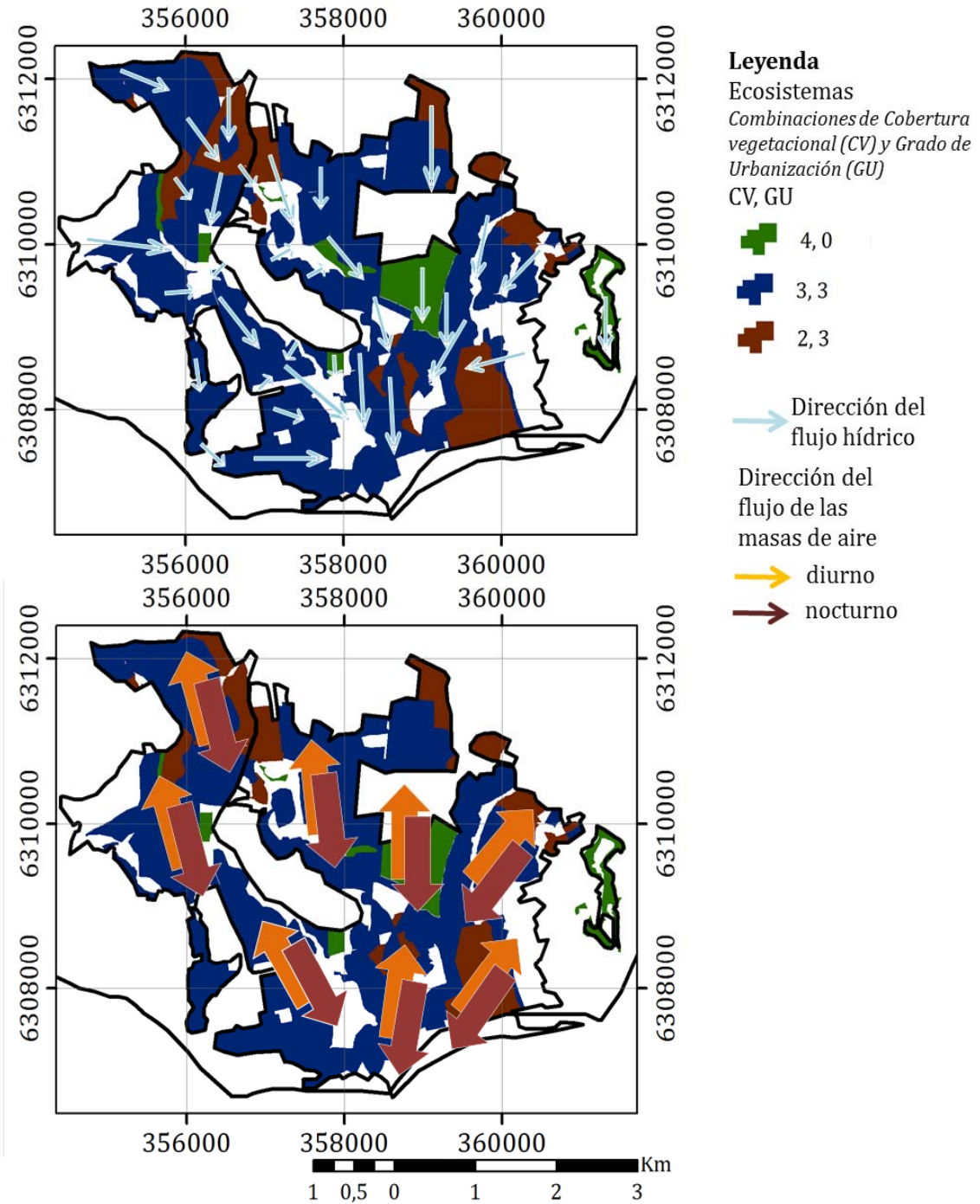


Figura 190. Dirección de flujos hídricos y de las masas de aire en el área urbana. Se muestran los ecosistemas dominantes del año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Regulación hídrica

La Figura 191 representa esquemáticamente los principales flujos sin y con regulación asociados al servicio ecosistémico de regulación hídrica, mientras la Figura 192 muestra un modelo de las principales relaciones entre ecosistemas.

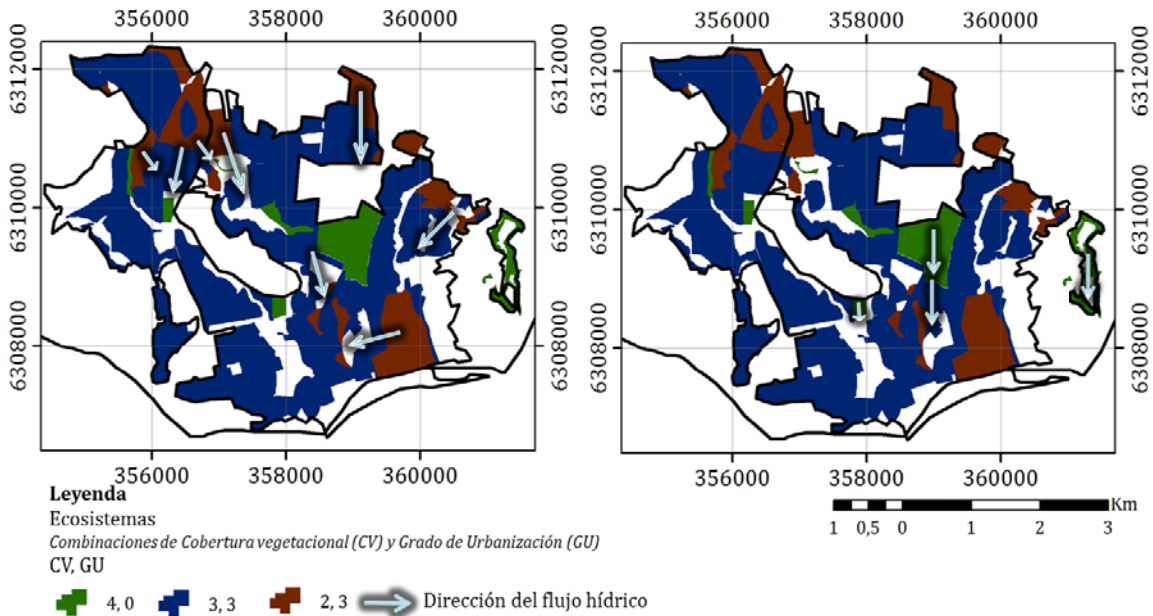


Figura 191. **Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de regulación hídrica sobre el paisaje urbano.** Se muestran los ecosistemas dominantes del año 2010. Izquierda: flujos sin regulación. Derecha: flujos con regulación. Fuente: Elaboración propia.

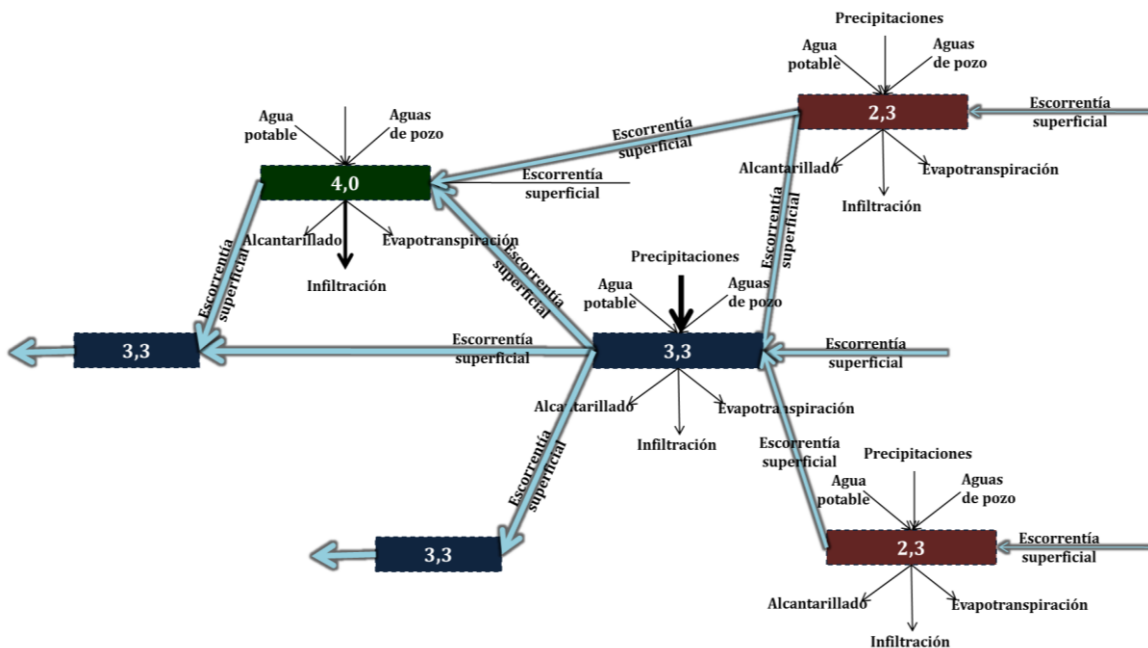


Figura 192. **Modelo conceptual simplificado del flujo de agua entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010.** Fuente: Elaboración propia.

Se destacan en los flujos sin regulación aquellos que van desde un ecosistema “2,3” a ecosistemas “3,3” o “4,0”. Del mismo modo, los flujos con regulación destacados son aquellos que van desde ecosistemas “4,0” ecosistemas “2,3” o “3,3”. Cabe mencionar que hay muchos flujos entre ecosistemas “3,3” los cuales, sin embargo, como ya se señaló, no cargan excesivamente al sistema regulando demasiado poco por tener un saldo cercano a cero.

Regulación del clima

La Figura 191 señala esquemáticamente los principales flujos sin y con regulación asociados al servicio ecosistémico de regulación del clima durante el día, dado que los datos usados para estimar el consumo son datos de medio día. En tanto, la Figura 192 muestra un modelo de las principales relaciones entre ecosistemas.

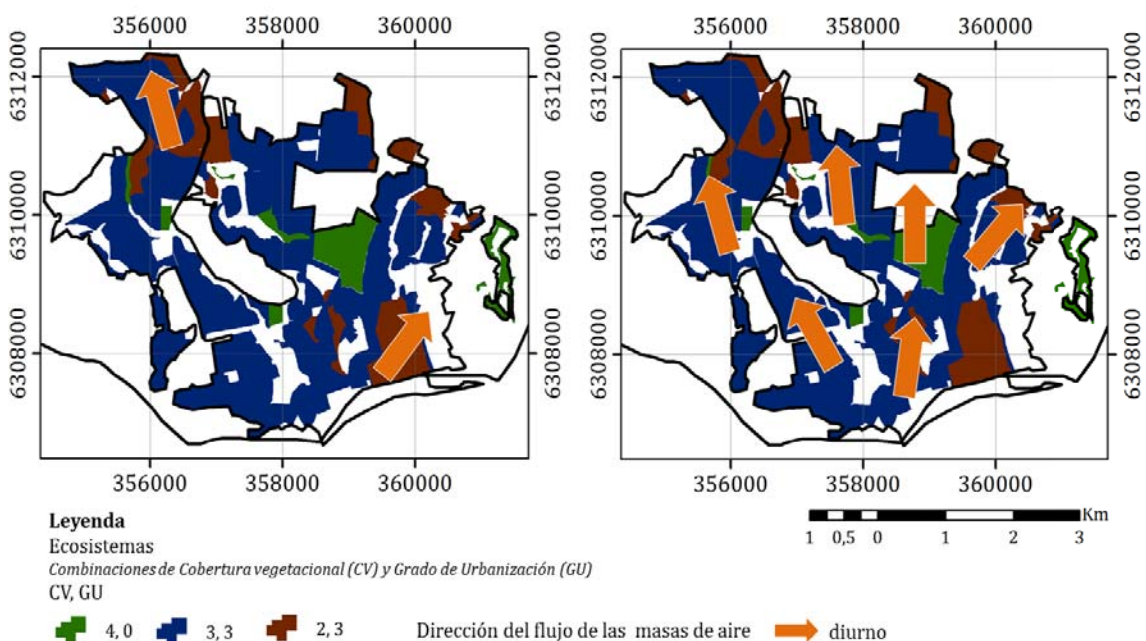


Figura 193. **Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de regulación del clima sobre el paisaje urbano.** Se muestran los ecosistemas dominantes del año 2010. Izquierda: flujos sin regulación. Derecha: flujos con regulación. Fuente: Elaboración propia.

Se destacan en los flujos sin regulación aquellos que van desde un ecosistema “2,3” a ecosistemas “3,3” o “4,0”. Del mismo modo, los flujos con regulación destacados son aquellos que van desde ecosistemas “4,0” ecosistemas “2,3” o “3,3” y de ecosistemas “3,3” a ecosistemas “2,3” y otros “3,3”.

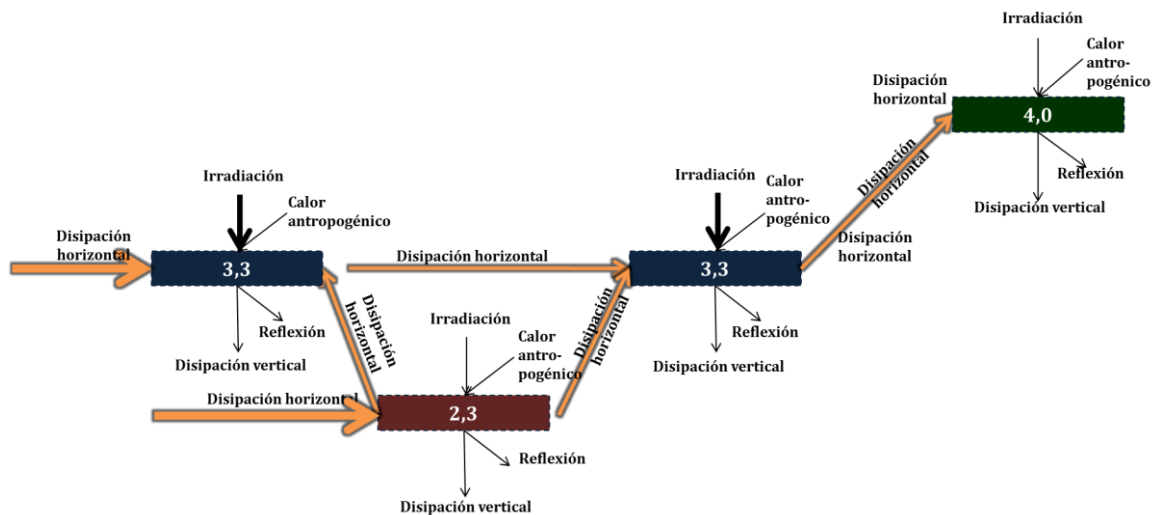


Figura 194. Modelo conceptual simplificado del flujo diario de masas de aire con calor entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010. Fuente: Elaboración propia.

Mejoramiento de la calidad del aire

La Figura 191 señala esquemáticamente los principales flujos sin y con regulación asociados al servicio ecosistémico de regulación del clima durante la noche (8pm-8am), dado que es el periodo cuando se produce la mayor purificación del aire. Cabe señalar que sólo un tercio del material particulado es removido. En tanto, la Figura 192 muestra un modelo de las principales relaciones entre ecosistemas.

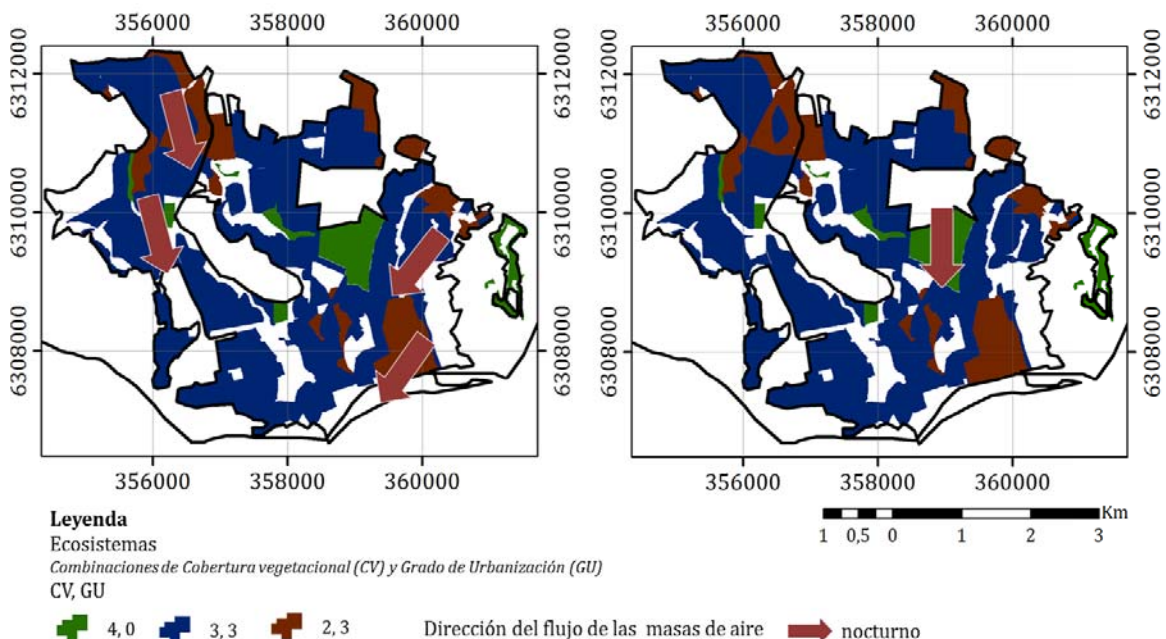


Figura 195. Modelo de los flujos asociados a los servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire sobre el paisaje urbano. Se muestran los ecosistemas dominantes del año 2010. Izquierda: flujos sin regulación. Derecha: flujos con regulación. Fuente: Elaboración propia.

Se destacan en los flujos sin regulación aquellos que van desde un ecosistema "2,3" a ecosistemas "3,3" o "4,0". Del mismo modo, los flujos con regulación destacados son aquellos que van desde ecosistemas "4,0" ecosistemas "2,3" o "3,3".

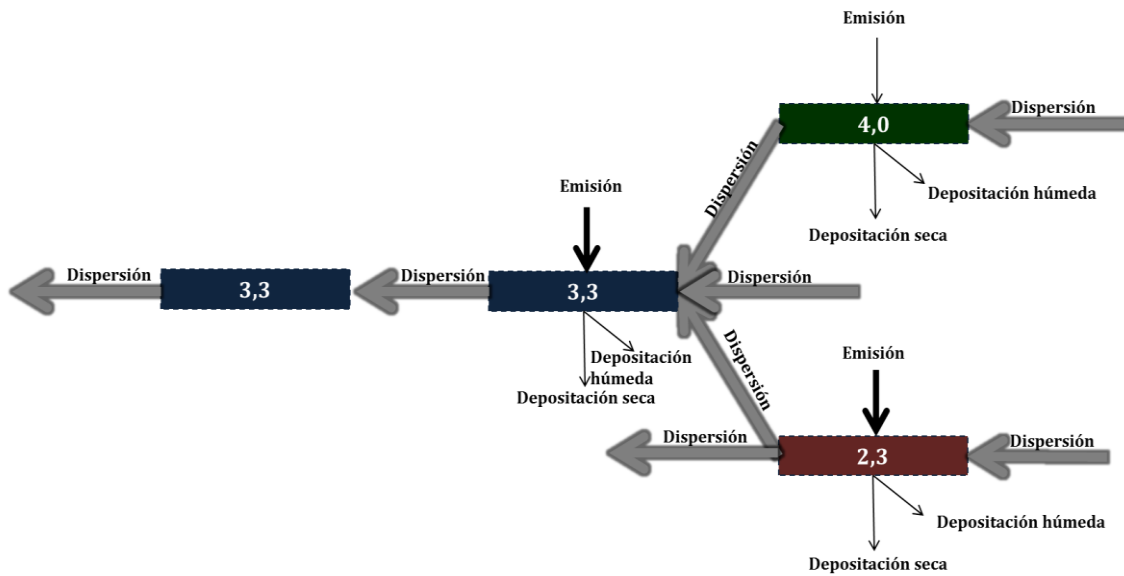


Figura 196. **Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas dominantes del paisaje urbano del año 2010.** Fuente: Elaboración propia.

TRANSECTO EN GRADIENTE DE URBANIZACIÓN

Los ecosistemas presentes en los puntos de los transectos trazados desde la salida de agua hasta los límites del área urbana, como indicadora del gradiente de urbanización se presentan en la Figura 197. En tanto, los valores y promedios de saldo de cada servicio ecosistémico, se representan en la Tabla 69 y sus promedios en la Figura 198.

Se observa una disminución de los saldos de regulación hídrica a mayor distancia a la salida de agua de la microcuenca, una disminución leve de los saldos de regulación del clima y un aumento en los servicios de mejoramiento de la calidad del aire.

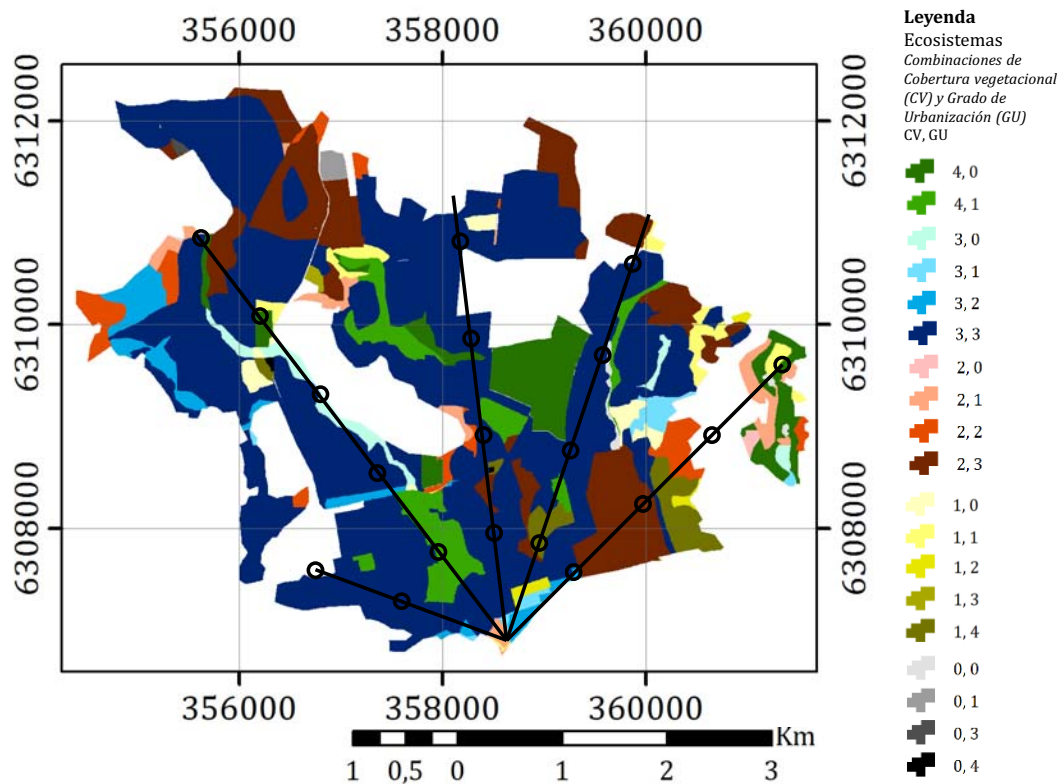


Figura 197. Ecosistemas presentes en cada uno de los puntos de los transectos indicadores del gradiente de urbanización. Fuente: Elaboración propia.

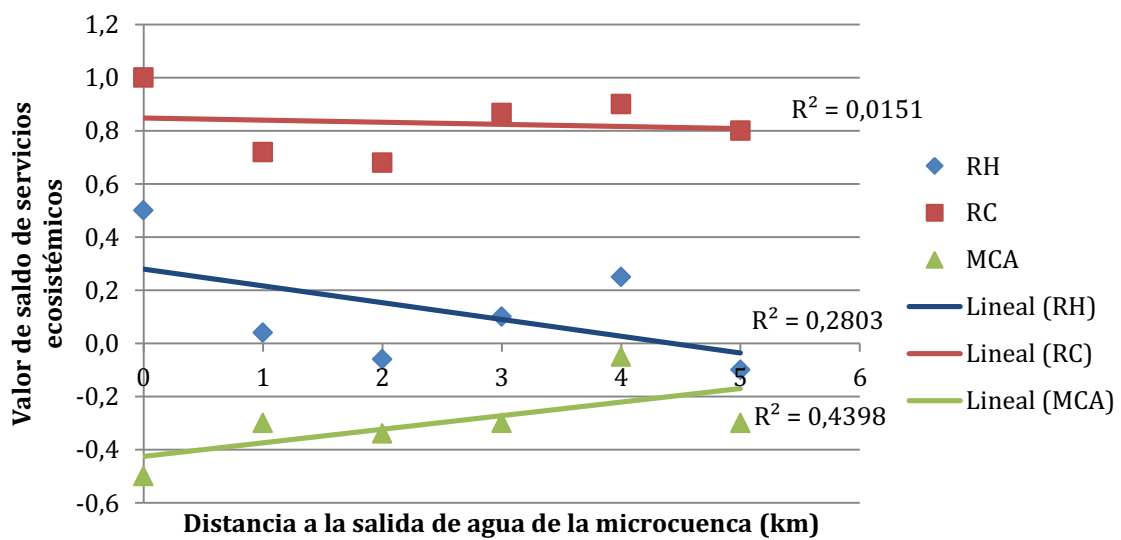


Figura 198. Saldo promedio de cada uno de los servicios ecosistémicos en respuesta a la distancia a la salida de agua de la microcuenca como indicadora del gradiente de urbanización. Fuente: Elaboración propia

Tabla 69. Valores de saldo en cada uno de los ecosistemas identificados en los transectos. S: punto único de "salida de agua". Fuente: Elaboración propia.

Transecto	Punto	Distancia (km)	Ecosistema (CV, GU)	Saldo RH	Saldo RC	Saldo MCA
1	1	0	2,1	0,5	1,0	-0,5
	2	1	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	3	2	3,3*	-0,1	0,8	-0,3
	4	3	-	-	-	-
	5	4	-	-	-	-
	6	5	-	-	-	-
2	1	0	S	-	-	-
	2	1	4,1	0,6	1,0	0,2
	3	2	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	4	3	3,0	0,5	1,0	-0,3
	5	4	4,0	0,6	1,0	0,2
	6	5	3,3	-0,1	0,8	-0,3
3	1	0	S	-	-	-
	2	1	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	3	2	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	4	3	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	5	4	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	6	5	-	-	-	-
4	1	0	S	-	-	-
	2	1	1,3	-0,4	0,2	-0,8
	3	2	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	4	3	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	5	4	3,3	-0,1	0,8	-0,3
	6	5	-	-	-	-
5	1	0	S	-	-	-
	2	1	3,2	0,2	0,8	-0,3
	3	2	2,3	0,1	0,2	-0,5
	4	3	-	-	-	-
	5	4	4,1	0,6	1,0	0,2
	6	5	-	-	-	-
Promedio	1 (n=1)	0	-	0,5	1,0	-0,5
	2 (n=5)	1	-	0,0	0,7	-0,3
	3 (n=5)	2	-	-0,1	0,7	-0,3
	4 (n=3)	3	-	0,1	0,9	-0,3
	5 (n=4)	4	-	0,3	0,9	-0,1
	6 (n=1)	5	-	-0,1	0,8	-0,3

8.5.3 PROBLEMÁTICA DEL DESARROLLO METODOLÓGICO

La evaluación de los flujos al interior del área urbana simula una lógica de sistema cerrado, donde los flujos laterales son descritos en mayor detalle que aquellos que entran o salen del sistema. Esta situación lógicamente no busca representar de manera fidedigna la realidad, sino solo esquematizarla. En esta lógica, cabe indicar que, sin lugar a dudas, existen flujos con la microcuenca, dado que los límites más determinantes del sistema (paisaje) para el flujo de estos elementos están dados por atributos geomorfológicos. Ante esto, ya se describió que existe un área significativamente conspicua bajo los 1.000 m.s.n.m., y que es más amplia que el área urbanizada. Asimismo, las laderas que dan hacia esa área se encuentran fuertemente vinculadas de manera funcional. Finalmente, el área urbana, el área no-urbana bajo la cota mil y el área no-urbana sobre la cota mil, pertenecen a la misma microcuenca, por lo que tiene conexiones funcionales fuertes, que facilitan el flujo del agua y de masas de aire. Estos flujos son tratados en la sección siguiente.

La variabilidad de las precipitaciones interanuales fue superada al implementar la lógica de saldos, siendo más relevante la relación entre lo regulado y lo no regulado que la cantidad de agua caída como *input*. Esto es así ya porque el método no modula la respuesta diferencial en función de la intensidad y cantidad de precipitaciones, sino que sólo su respuesta estándar. Esta es una limitación, que requiere ser superada si se planean estudios con mayor nivel de detalle.

El calor emitido usado como variable *input* corresponde a un instante. Es un indicador, general y sencillo. Su representatividad no es evaluable, aunque representa una condición no-extrema, es decir, puede usarse como normal. Las emisiones corresponden a una aplicación de un dato regional en una escala local acotada, por lo cual tiene limitaciones que se repiten en los saldos, de este modo pequeñas diferencias no deben ser consideradas como determinantes, centrando el análisis en grandes diferencias.

El ejercicio de evaluar los saldos en cinco transectos generó resultados con comportamientos diferentes en los tres servicios ecosistémicos, aumentando o disminuyendo en el gradiente de urbanización desde el sitio urbanizado durante la década de 1980 hasta los sectores más recientemente urbanizados. Esto se explica por la escasa variabilidad de ecosistemas, determinada por la amplia dominancia del ecosistema "3,3". La aplicación de más transectos o de más puntos en cada uno no resuelve la dificultad. El efecto puede ser más notorio si se subdivide la categoría "3" de urbanización y cobertura vegetal.

8.6 ETAPA V: MODELOS DE FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS EN LA MICROCUENCA Y HACIA LA CIUDAD

8.6.1 FLUJOS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON EL ÁREA NO URBANIZADA DE LA MICROCUENCA

Los principales tipos de ecosistemas de la parte no urbanizada de la microcuenca en el año 2009 son: “2,0”, “3,0” y “4,0”, más un pequeño parche “1,2” de 3 hectáreas (Figura 199). Los principales flujos de agua y de masas de aire están dados por los mismos atributos descritos anteriormente.

Tabla 70. **Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados en los principales ecosistemas del área no urbanizada de la microcuenca del año 2009.** Fuente: Elaboración propia.

Ecosistemas	Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados		
	Regulación hídrica (RH)	Regulación del clima (RC)	Mejoramiento de la calidad del aire (MP)
“2,0”	0,5	1,0	-0,5
“3,0”	0,5	1,0	-0,3
“4,0”	0,6	1,0	0,2
“1,2”	-0,1	0,2	-0,8

Los saldos de regulación hídrica y de regulación del clima en los tres ecosistemas principales (exceptuando “1,2”) son similares y tienen valores elevados, es decir, contribuyen a la regulación del flujo de agua desde la microcuenca al área urbanizada. Por lo mismo, no se pueden hacer diferencias de magnitudes de flujo entre ellos. La Figura 199 muestra una esquematización de los flujos de agua para esquematizar los servicios de regulación hídrica, destacando el único flujo que es negativo, es decir que entrega agua sin haberla regulado (escurre más hacia el ecosistema vecino aguas abajo). Por otra parte los saldos de mejoramiento de la calidad del aire son negativos, a excepción de uno que es cercano a cero. No obstante, las masas de aire no recorren toda la microcuenca, sino que tienen un movimiento restringido por la pendiente y otros aspectos meteorológicos más complejos. Esto es relevante para entender los flujos diarios entre el área urbanizada y el resto de la microcuenca; sólo los flujos próximos al área urbanizada tendrían un efecto significativo sobre el aire del área urbanizada. La Figura 201 muestra una esquematización de los flujos principales de toda la microcuenca.

En relación a los modelos de flujo (Figuras 200, 202 y 2003) sus esquemas muestran los principales tipos de vínculos entre los ecosistemas dominantes con el área urbana vista como una “caja negra” que tiene flujos de entrada y de salida tanto hacia la microcuenca como hacia el resto de la ciudad de Santiago contenida en la microcuenca vecina aguas abajo, imitando un sistema abierto.

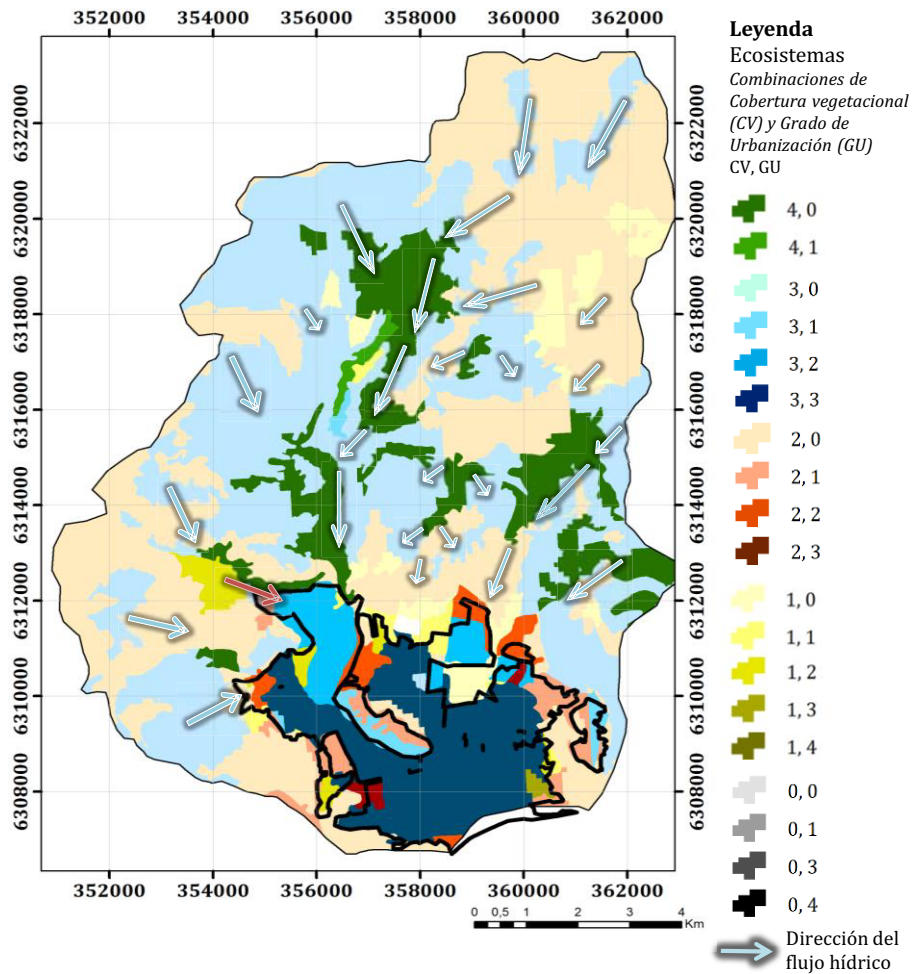


Figura 199. Flujo hídrico entre los ecosistemas del paisaje no urbano en la microcuenca el año 2009 y del área urbanizada del 2010. Fuente: Elaboración propia.

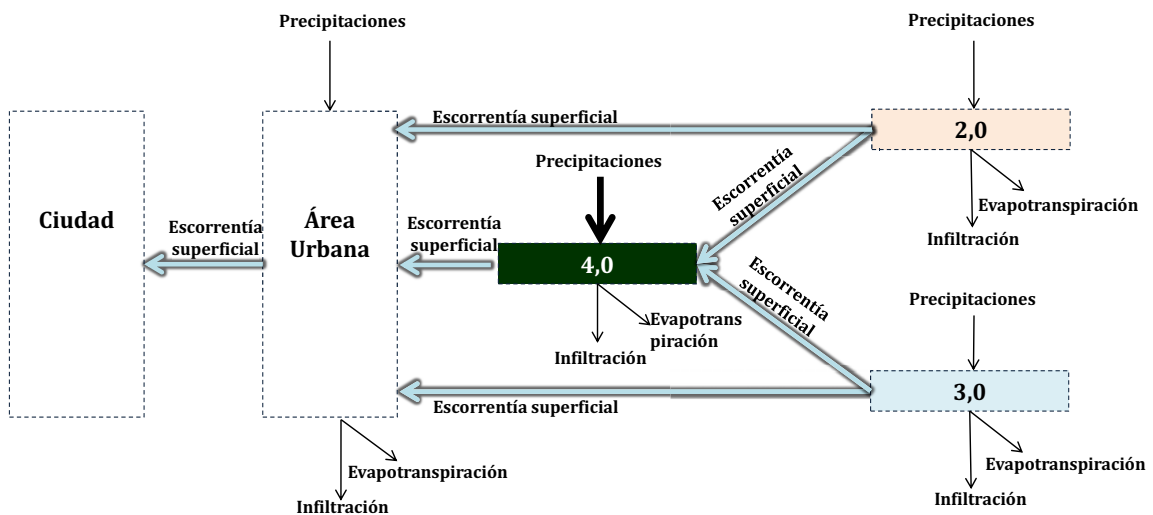


Figura 200. Modelo conceptual simplificado del flujo de agua entre los ecosistemas dominantes de la microcuenca no urbanizada al año 2009. Se incluye el flujo hacia la ciudad. Fuente: Elaboración propia.

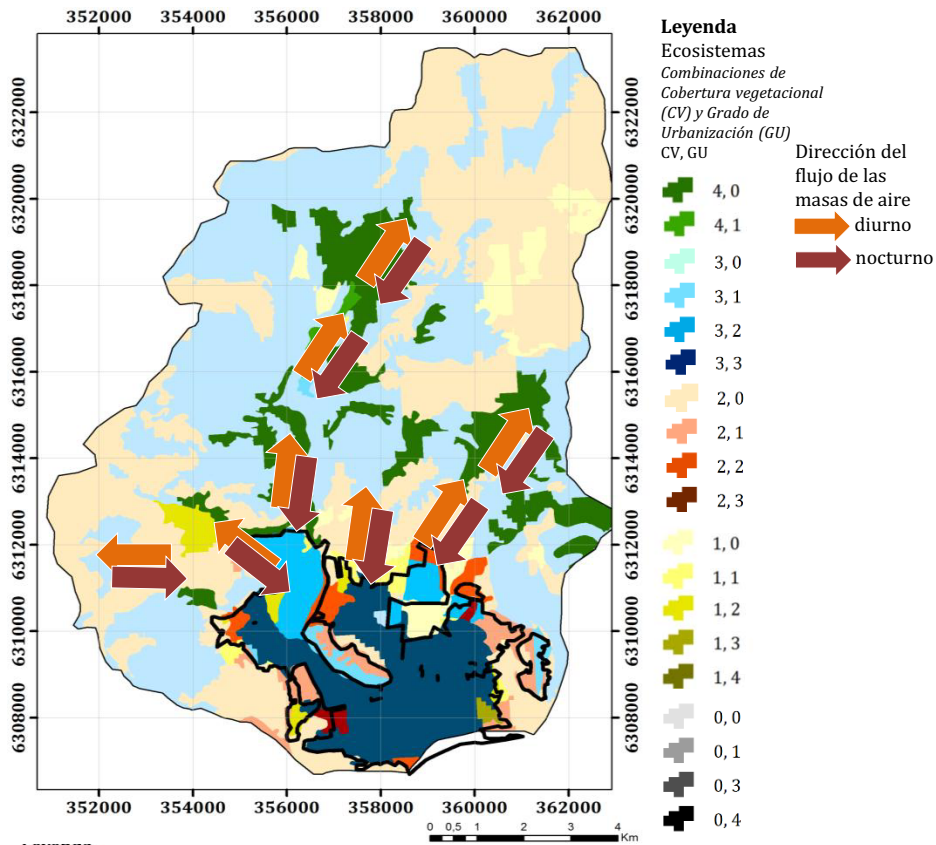


Figura 201. Flujo de las masas de aire diurnas y nocturnas entre los ecosistemas del paisaje en la microcuenca el año 2009 y del área urbanizada del 2010. Fuente: Elaboración propia.

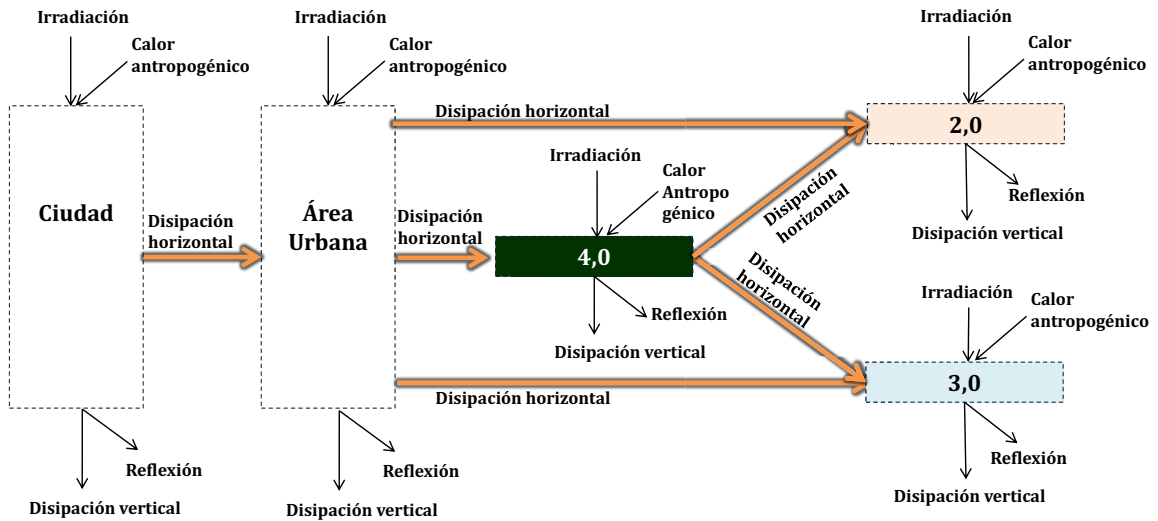


Figura 202. Modelo conceptual simplificado del flujo diurno de masas de aire con calor entre los ecosistemas dominantes del paisaje no urbano del año 2009. Se incluye el flujo hacia la ciudad. Fuente: Elaboración propia.

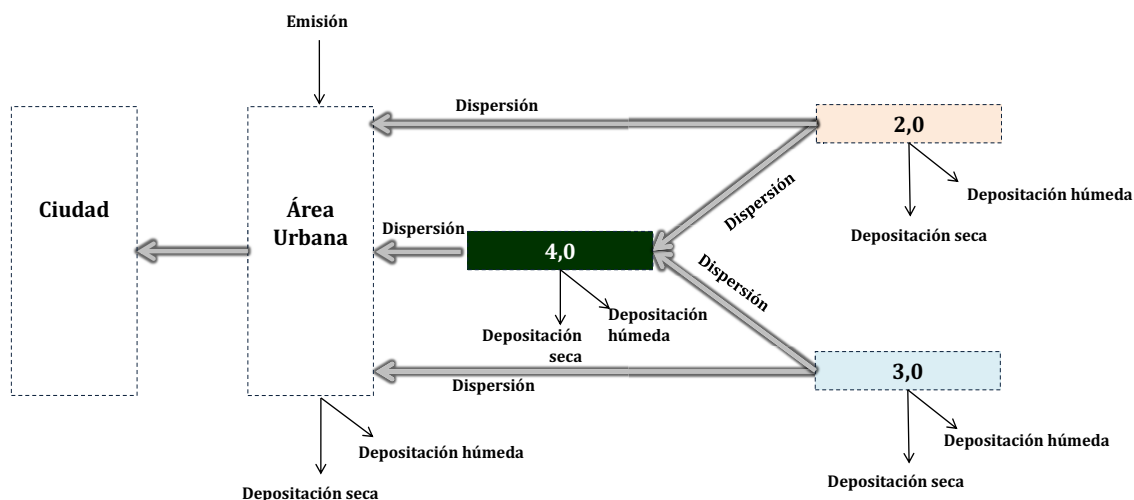


Figura 203. Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas dominantes del paisaje no urbano del año 2009. Se incluye el flujo hacia la ciudad. Fuente: Elaboración propia

8.6.2 FLUJOS DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS CON LA CIUDAD CONTIGUA

Los principales tipos de ecosistemas de la parte de la ciudad cercana a la salida de agua de la microcuenca estudiada son “2,3” y “3,3”, más dos pequeños parches “1,2” y “4,1” (Figura 204). La dominancia de cada ecosistema en cada uno de los cinco anillos concéntricos se presenta en la Tabla 71, en la cual se presenta también el saldo ponderado entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados, de acuerdo al grado de dominancia de cada ecosistema y su saldo específico al interior de la microcuenca.

Tabla 71. Ecosistemas dominantes de la parte de la ciudad contigua en 5 km a la microcuenca y sus respectivos saldos entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados. Fuente: Elaboración propia.

Anillo	Distancia (radio) a la salida de agua de la microcuenca (km)	Ecosistemas dominantes (% representación)				Saldo entre servicios ecosistémicos regulados y no regulados		
		1,2	2,3	3,3	4,1	Regulación hídrica (RH)	Regulación del clima (RC)	Mejoramiento de la calidad del aire (MCA)
1	1		50	50		-0,2	0,5	-0,4
2	2		20	80		-0,1	0,7	-0,3
3	3		65	35		-0,2	0,4	-0,4
4	4	10	45	40	5	-0,2	0,5	-0,4
5	5	5	65	25	5	-0,2	0,4	-0,4

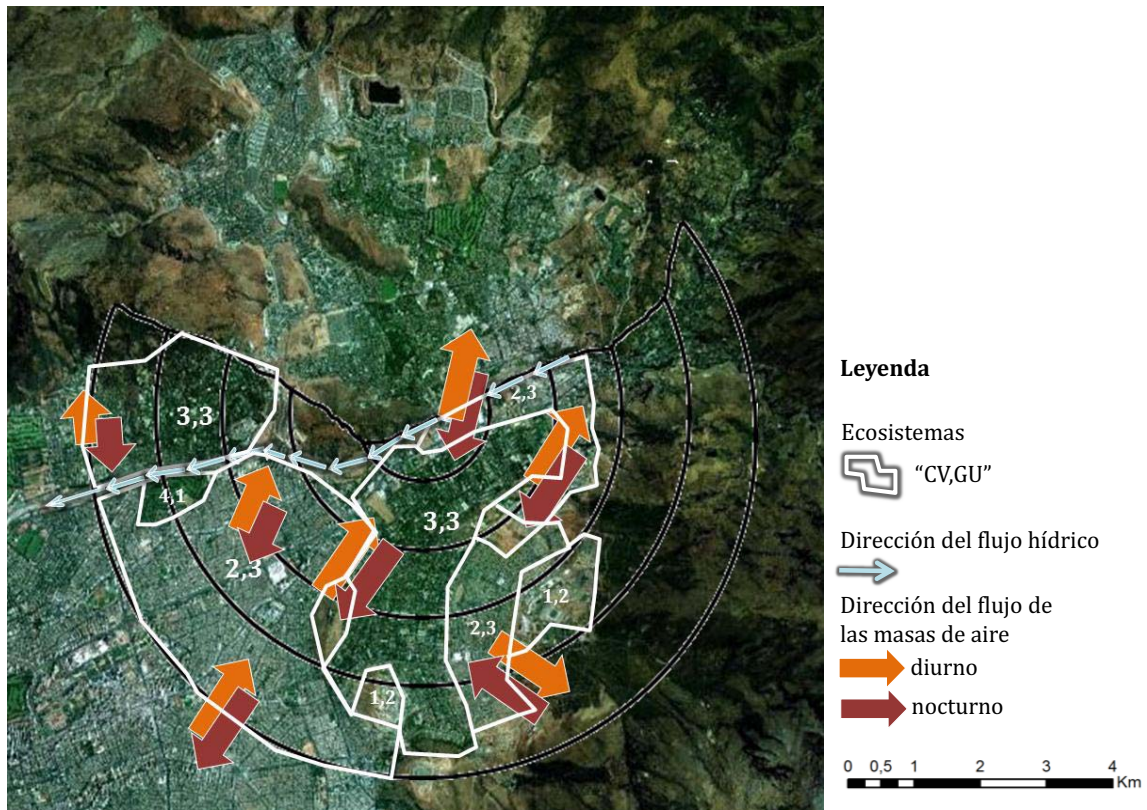


Figura 204. Ecosistemas dominantes en los cinco anillos concéntricos (radio de 1km) del sector de la ciudad contigua a la microcuenca estudiada y principales flujos de agua (a través del río Mapocho) y de masas de aire. Fuente: Elaboración propia sobre imagen de Google Earth Pro.

En relación a los modelos de flujo, la existencia del río Mapocho encausa el agua que sale de la microcuenca, evitando que fluya superficialmente hacia los ecosistemas contiguos de la ciudad, a excepción de eventos de grandes crecidas por precipitaciones con consecuente desborde del río. El flujo de masas de aire sigue la orientación hacia el nororiente de día y hacia el surponiente de noche, ya sea cargado de calor como de material particulado, como se ha indicado anteriormente. Los saldos de regulación del clima muestran valores mayores a cero, por lo que no requeriría de muchos servicios por parte de la microcuenca, aunque tanto en su parte urbana como no urbana los saldos son mayores, por lo que la microcuenca colabora en la regulación del clima de los sectores urbanizados contiguos a ella. La contribución al mejoramiento de la calidad del aire es escasa, aunque existe, ya que tiene saldos comparativamente mayores.

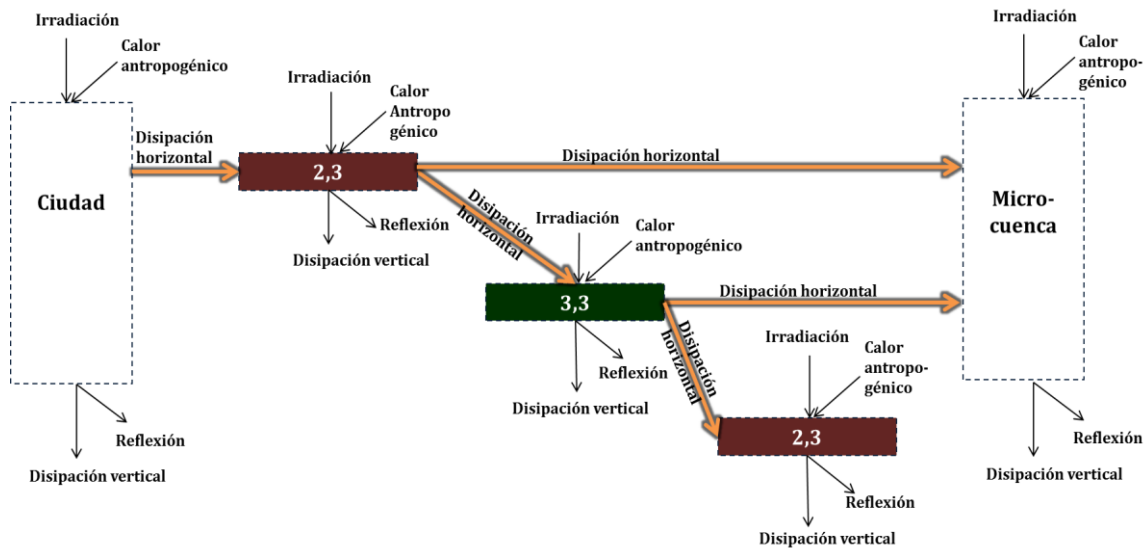


Figura 205. Modelo conceptual simplificado del flujo diurno de masas de aire con calor entre la ciudad entre los ecosistemas contiguos a la microcuenca y la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

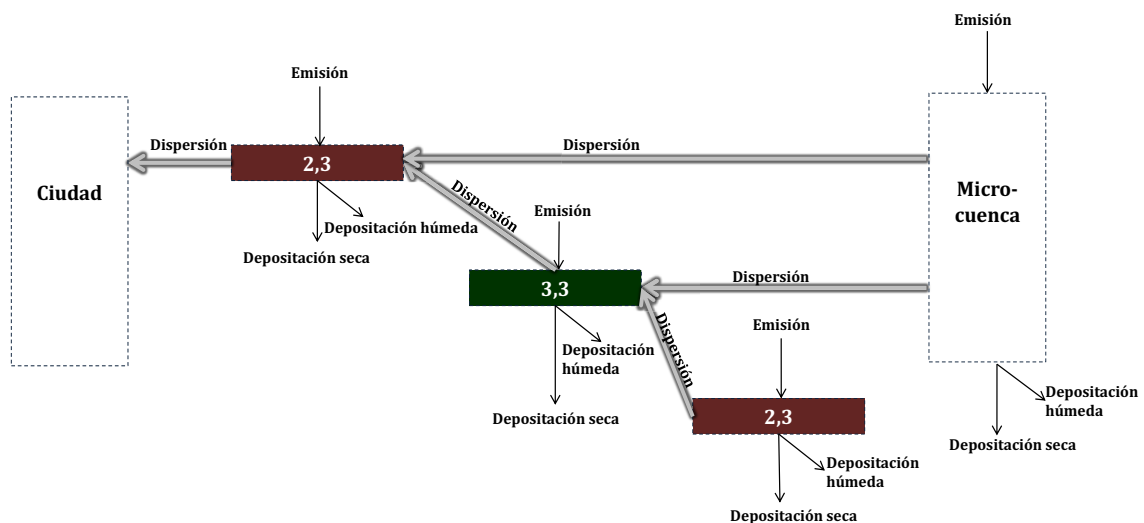


Figura 206. Modelo conceptual simplificado del flujo nocturno de masas de aire con material particulado entre los ecosistemas contiguos a la microcuenca y la microcuenca. Fuente: Elaboración propia.

8.6.3 PROBLEMÁTICA DEL DESARROLLO METODOLÓGICO

Los ecosistemas que componen el paisaje de la microcuenca tienen relaciones funcionales (masas de aire y agua) más fuertes entre sí que con ecosistemas que están fuera de la microcuenca. Esto se debe principalmente a las barreras geomorfológicas. Desde una perspectiva sistémica, la microcuenca puede ser considerada como un sistema que tiene relaciones internas fuertes que se distinguen de las relaciones que existen entre componentes que están fuera de este ecosistema, las que son más débiles. Estas relaciones se expresan en flujos de masas de aire con diferencias de temperatura y de carga de contaminantes y moléculas. Es decir, flujos que significan servicios ecosistémicos.

En la microcuenca no urbanizada dominan ecosistemas con saldos similares, salvo para material particulado, por lo que aquellos ecosistemas más cercanos a la microcuenca que tienen mayores saldos (regulan más) ofrecen valiosos servicios ecosistémicos. En esta lógica se usa al área urbana como caja negra, sólo por simplicidad. En esta zona destaca particularmente la localización de los ecosistemas "4,0"; dado que tiene una producción elevada de servicios ecosistémicos, y concentra el flujo de masas de aire y agua por la microcuenca. Los futuros estudios deberían enfocarse a este tipo de ecosistemas en dichas zonas.

Entre los ecosistemas dominantes de la ciudad contigua a la microcuenca, destacan los ecosistemas "2,3" y "3,3". La dominancia del primero de estos hace una diferencia entre la estructura de la microcuenca y el área contigua a ella, que además es mayor a mayor distancia a la microcuenca. La diferencia en saldos es leve, sin embargo, permite advertir que la microcuenca tiene mejores condiciones ecosistémicas y por lo tanto puede prestar servicios a la ciudad. Finalmente, se pretendía estimar el área servida por la microcuenca; para ello se necesitaba información que no se pudo conseguir y que fue suplida por valores comparativos.

8.7 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

ADIMARK (2004). Mapa socioeconómico de Chile. Nivel socioeconómico de los hogares del país basado en datos del Censo 2002. Disponible en http://www.adimark.cl/medios/estudios/Mapa_Socioeconomico_de_Chile.pdf.

Alberti, M. & Marzluff, J. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems* (7), 241-265.

Cadenasso, M., Pickett, S. & Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment* (5), 80-88.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) (1999). Catastros de usos del suelo y vegetación. Región Metropolitana de Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) (2002). Catastros de usos del suelo y vegetación. Región Metropolitana de Santiago, Chile. Actualización.

DICTUC (2007). Informe técnico "Actualización del Inventario de Emisiones de Contaminantes Atmosféricos en la Región Metropolitana". Pontificia Universidad Católica de Chile - Comisión Nacional del Medio Ambiente Región Metropolitana. Santiago, Chile. 281pp.

Ducci, M. (2002). Área urbana de Santiago 1991-2000: Expansión de la industria y la vivienda. *EURE* 28 (85).

Farina, A. (2007). *Principles and methods in landscape ecology*. Springer. Netherlands.

Fuentes, E., Espinoza, G. & Fuenzalida, I. (1984). Cambios vegetacionales recientes y percepción ambiental: El caso de Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* (11), 45-53.

Guyot, G. & Gu, X. (1994). Effect of radiometric corrections on NDVI determined from SPOT HRV and Landsat TM data. *Remote Sensing of Environment* (49), 169-180.

Heinrichs, D., Henning, N. & Rodriguez, C. (2009). Dispersión urbana y nuevos desafíos para la gobernanza (metropolitana) en América Latina: el caso de Santiago de Chile. *EURE* (Santiago) 104(35): 29-46. Disponible en: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0250-71612009000100002&lng=en&nrm=iso.

Holmgren, M. (2002). Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* (4), 25-33.

INE 2010. Compendio estadístico. Estadísticas demográficas. Disponible en http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/compendio_estadistico/pdf/2010/1.2est_demograficas.pdf.

Looser, G. (1962). La importancia del algarrobo (*Prosopis chilensis*) en la vegetación de la provincia de Santiago, Chile. *Revista Universitaria* (47), 104-116. Disponible en <http://www.chlorischile.cl/algarrobo/looser/LA%20IMPORTANCIA%20DEL%20ALGARROBO.htm>

Lubert, F. Pliscoff, P. (2006). Sinopsis bioclimática y vegetal de Chile. Editorial Universitaria. 316 pp. Cartografía digital disponible en http://territorial.sinia.cl/ficha/ficha.php?accion=descarga&o_id=2097.

Ministerio de Vivienda y Urbanismo (2008a). Presentación Ministra de Vivienda y Urbanismo ante el Consejo Regional Metropolitano de Santiago, sobre el proceso de actualización del PRMS. Abril de 2008. Disponible en http://www.seremi13minvu.cl/incjs/download.aspx?qlb_cod_nodo=20080729111003&hdd_nom_archivo=Presentaci%C3%B3n CORE Abril 2008.pdf.

Pavez, E., Lobos, G. & Jaksic, F. (2010) Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensamblajes de micromamíferos y rapaces en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* (83), 99-111

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-18.

Romero, H., Ihl, M., Rivera, A., Zalazar, P. & Azócar, P. (1999). Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment* (33), 4039-4047.

Romero, H., Ordenes, F., Apablaza, V., Rocha, V., Reyes, C. & Vásquez, A. (2003). Planificación Ecológica y Gestión Ambiental de Cuencas Urbanas del Piedemonte de Santiago. Informe del estudio realizado para el Gobierno Regional de la Región Metropolitana de Santiago, Programa de financiamiento de tesis y estudios de Interés regional.

Torres-Mura, J., Castro, S. & Oliva, D. (2008). Conservación de la biodiversidad. En: CONAMA. Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos, Ocho Libros Editores. Santiago de Chile. 640 pp.

Vidal, R. (2002). Reconfiguración de la periferia del Gran Santiago: Previsión de las nuevas tendencias observadas. *Revista de Geografía Norte Grande* (29), 39-55.

CAPÍTULO IX

ANÁLISIS DE LOS RESULTADOS

Se presenta en primer lugar un análisis de resultados en términos de cumplimiento de objetivos específicos y luego los principales hallazgos encontrados tras la aplicación del modelo metodológico.

9.1 CUMPLIMIENTO DE OBJETIVOS

Los resultados de la tesis son más que aquellos presentados en el CAPÍTULO VIII denominado “RESULTADOS”. El resultado de la tesis podría considerarse que es la tesis misma, en la cual cada capítulo resume contenidos asimilados y revisados, que a su vez, son una porción menor de lo escrito, leído y reflexionado. Ya desde la concepción de la idea de tesis aparecen resultados que, por ejemplo, hemos representado como objetivos. De esta manera, el análisis de resultados se puede articular a partir de la revisión del cumplimiento de los objetivos específicos. Al respecto hay un primer grupo de objetivos que se asocian a la comprensión, tanto del fenómeno, como del campo teórico bajo el cual se analizará dicho fenómeno, y luego, un conjunto de objetivos de consecución metodológica.

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Evaluar los campos teóricos y metodologías con los cuales la ecología puede contribuir al estudio de las ciudades, sus teorías asociadas y condiciones, y decidir explícitamente cuáles se seguirán en esta investigación.</i></p>	<p>Se decidió estudiar los procesos ecosistémicos de la ciudad, traducidos en servicios ecosistémicos, basándose en la estructura biofísica del paisaje, constituido por ecosistemas y con flujos de materia y energía entre ellos. Esto se describe en la Introducción.</p>

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Evaluar la forma general de producción de conocimiento y de hacer ciencia, su contexto, alcances y relación con la sociedad para generar conocimiento avanzado que sirva de base para un posterior diseño experimental transdisciplinario, que cuantifique procesos y genere conocimiento socialmente robusto y políticamente relevante.</i></p>	<p>Ante la naturaleza del fenómeno estudiado, se escogió seguir la aproximación de la ciencia post-normal por resultar más adecuada. Se conceptualizó a la tesis como un “diagnóstico científico inicial”, que necesariamente requiere de una segunda etapa donde se diagnostique con la sociedad, para recién lograr incidir robustamente en el diseño de políticas públicas. Esta evaluación y reflexión se contiene en el Capítulo I.</p>
<p><i>Aumentar el conocimiento sistémico sobre cómo funcionan, en forma general, los ecosistemas urbanos mediterráneos.</i></p>	<p>Para lograr este objetivo se optó por evaluar aspectos generales, integrables, amplios y exploratorios, centrados en las interacciones para comprender sistémicamente a uno de los ecosistemas urbanos mediterráneos. Se decidió hacer uso de información de fácil acceso que permitiese brindar elementos de comprensión del fenómeno de urbanización en este tipo de ecosistemas. Su discusión se presenta en el Capítulo I.</p>
<p><i>Describir, a nivel teórico, la relación entre la estructura y el funcionamiento del paisaje con el desarrollo sustentable y el bienestar humano.</i></p>	<p>Los servicios ecosistémicos representan un punto de unión entre el funcionamiento de la naturaleza y el bienestar humano. Esta relación teórica fue descrita, analizada y explorada a través del vínculo entre los usos del suelo o variables biofísicas y los servicios ecosistémicos de regulación. Esto se encuentra en el Capítulo II.</p>

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Describir el estado de desarrollo general de la ecología urbana, como disciplina científica en que se enmarca la investigación.</i></p>	<p>Tras años de poco desarrollo, los estudios de ecología urbana se han documentado y publicado a altas tasas en la última década, predominando los análisis estructurales por sobre los funcionales. Este desarrollo fue reconocido e incorporado en el Capítulo III, optándose por seguir una visión sistémica denominada “ecología de la ciudad”.</p>
<p><i>Proponer un esquema conceptual que integre el fenómeno de la expansión urbana con el efecto recíproco (cibernético) sobre la estructura y el funcionamiento del paisaje.</i></p>	<p>En el Capítulo III se presenta un esquema que vincula los siguientes elementos cibernéticos: 1- estructura y funcionamiento del paisaje, 2- preferencias sociales, y 3- distribución espacial de la población; esta última con expresión como expansión urbana. Cada uno de estos elementos tiene factores ecológicos, sociales y económicos que los afectan.</p>
<p><i>Revisar el estado del arte de la ecología urbana aplicada al estudio de las ciudades desde una perspectiva de la ecología de ecosistemas y de paisajes.</i></p>	<p>Se revisaron una serie de casos donde se evaluó la estructura y/o el funcionamiento de paisajes urbanos, los cuales sirvieron posteriormente para detallar la metodología de descripción de la estructura del sistema y como referencias para la estimación de producción de servicios ecosistémicos. Esta propuesta se contiene en el Capítulo V.</p>
<p><i>Describir la evolución del paisaje de Santiago de Chile y reconocer etapas temporales según criterios socio-ambientales.</i></p>	<p>A partir de relatos históricos, artículos científicos específicos y modelos propuestos se describió, en el Capítulo VI, la evolución del paisaje de Santiago desde las primeras ocupaciones por parte de indígenas (siglo X) hasta la actualidad, en tres grandes etapas más una cuarta etapa sobre el “paisaje futuro”. El grado de detalle de la información es creciente, en virtud de la información disponible.</p>

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Contribuir a la comprensión de cómo se estructura y funciona un paisaje urbano de Santiago de Chile, para mejorar el proceso de toma de decisiones y el diseño de soluciones para problemas urbanos ambientales y sociales.</i></p>	<p>Los cambios en el paisaje han tenido como consecuencia común, en los periodos estudiados, la pérdida de vegetación, en especial nativa, y la alteración de los sistemas naturales en general. La estructuración física y biológica del paisaje ha tenido consecuencias en la forma de hacer ciudad, originando una serie de problemas ambientales y sociales. Históricamente, hay problemas que permanecen y otros que se acentúan. Esta contribución se desarrolla en el Capítulo VI.</p>
<p><i>Desarrollar una propuesta metodológica para el fenómeno.</i></p>	<p>A partir de lo aprendido en los capítulos anteriores se pudo desarrollar una propuesta metodológica que luego fue detallada, a partir de la información disponible y otras limitaciones propias del desarrollo metodológico, describiendo cada uno de los pasos metodológicos ejecutados en el Capítulo VII.</p>
<p><i>Aplicar de modo funcional la metodología propuesta en una microcuenca del sector nor-oriental de Santiago de Chile.</i></p>	<p>La metodología práctica fue aplicada en la microcuenca escogida como área de estudio, presentándose sus resultados en el Capítulo VIII.</p>
<p><i>Evaluar cuantitativamente los cambios en la estructura del paisaje a través de variables biofísicas y usos del suelo.</i></p>	<p>Fueron descritos cuantitativamente, en el Capítulo VIII, los cambios en el NDVI, la temperatura de emisión superficial (variables biofísicas) y los usos del suelo (HERCULES), a través de un análisis jerarquizado en diferentes momentos del periodo entre 1955 y 2010. A esto se suma la descripción cualitativa del paisaje en un periodo anterior al señalado.</p>

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Evaluar cuantitativamente la producción potencial máxima de servicios ecosistémicos a partir de la estructura del paisaje en diferentes etapas temporales.</i></p>	<p>Dado que se contó con mejores datos a escala del área urbana, se estimó la capacidad de producción de servicios ecosistémicos a esta escala en diferentes etapas temporales, para luego extrapolarla a nivel de la microcuenca. Esta evaluación se presenta en el Capítulo VIII.</p>
<p><i>Evaluar el uso o consumo potencial de servicios ecosistémicos en cada uno de los ecosistemas identificados.</i></p>	<p>El consumo potencial fue estimado a partir de variables referenciales y en cada uno de los ecosistemas en el área urbana, y en aquellos dominantes para la microcuenca no-urbanizada. Esto se dispone en el Capítulo VIII.</p>
<p><i>Modelar el flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas en diferentes etapas temporales.</i></p>	<p>Solo en la etapa temporal más reciente, se modeló el flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas, usando el flujo de masas de aire diurna y nocturna y el flujo hídrico superficial. Se hizo primero al interior del área urbana y luego entre ésta y los ecosistemas dominantes del sector no urbanizado de la microcuenca. Los resultados están en el Capítulo VIII.</p>
<p><i>Modelar el flujo de servicios ecosistémicos hacia otro paisaje (la ciudad) en diferentes etapas temporales.</i></p>	<p>Se elaboraron modelos de flujo sobre el paisaje y de forma conceptual. Se optó por hacerlo solo sobre una etapa temporal, dado que los principales ecosistemas (<i>i.e.</i> elementos del sistema) se repiten en los últimos diez años, periodo para el que se cuenta con una identificación de ecosistemas con categorías de cobertura de vegetación y grado de urbanización características. Estos modelos se presentan en el Capítulo VIII.</p>

Objetivo específico (Capítulo IV)	Descripción del cumplimiento
<p><i>Analizar las implicancias ambientales del cambio en la producción y consumo de servicios ecosistémicos, de los beneficiarios de tal producción y de las alternativas usadas y/o disponibles para mitigar, compensar y/o reparar los efectos de diferentes tipos de urbanizaciones (desarrollo inmobiliario) sobre los servicios ecosistémicos a escala local.</i></p>	<p>En el Capítulo X esto se presenta de un modo amplio, dado que allí se trata de la discusión de los resultados.</p>

9.2 HALLAZGOS RELEVANTES

9.2.1 CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA ESTUDIADA

La microcuenca (13.856 hectáreas) tiene una respuesta rápida a las precipitaciones, por su configuración geométrica.

Geomorfológicamente pueden distinguirse dos grandes sectores en la microcuenca, uno situado bajo los 1.000 m.s.n.m., con pendiente menor a 15% y exposición solar plana, que representa el 19% de la microcuenca que alberga el 90% de la superficie urbanizada); el otro sector representa el 81% restante de la microcuenca.

El área urbana contiene 1.916 hectáreas (14% de la microcuenca) en el año 2010.

9.2.2 PRINCIPALES CAMBIOS ESTRUCTURALES REPORTADOS EN LA BIBLIOGRAFÍA

Desde el siglo XVI el afán por “culturizar la tierra”, provocó incendios y desmonte para habilitar tierras para el pastoreo y la agricultura (De Ramón, 1992). Como fruto del desmonte y el carboneo, la deforestación de la cuenca llegó a ser severa a fines del siglo XVIII. Ya en ese entonces, los bosques de algarrobo desaparecieron (Looser, 1962), las formaciones esclerófilas disminuyeron y el espino aumentó su distribución, gracias a su capacidad de responder positivamente a las alteraciones, aumentando su tasa de germinación ante incendios y ante la herbivoría tras el paso por el tracto digestivo del ganado (Holmgren, 2002; Torres-Mura *et al.*, 2008).

La condición de aridez del paisaje aumentó, el espinal reemplazó al matorral esclerófilo en las zonas planas de la cuenca y se generó un paisaje nuevo (Holmgren, 2002).

En la segunda mitad del siglo XX, la expansión de la ciudad hizo avanzar el espinal progresivamente, en desmedro de formaciones de otras especies, como quillay y litre (Fuentes *et al.*, 1984).

Considerando sólo los últimos 30 años, en la zona oriente de Santiago se ha producido una disminución de las tierras agrícolas en favor de la urbanización, disminuyendo también la superficie de matorrales densos y los espacios destinados a actividad agrícolas (Pavez *et al.*, 2010).

El crecimiento de la superficie urbana ha agotado, progresivamente, las zonas planas de la ciudad sin urbanizar y ha aumentado la presión sobre las zonas de pendiente como el piedemonte andino, las áreas verdes existentes y los remanentes agrícolas.

En resumen, y especialmente en las zonas de baja pendiente, la vegetación natural xerofítica y esclerófila densa fue destruida hace más de un siglo y dio lugar a paisajes agrícolas, que tras el abandono pasaron a ser dominadas por el matorral xerofítico abierto con presencia progresiva del espinillo y hierbas y herbívoros exóticos, estableciendo un nuevo estado ecosistémico estable (Holmgren, 2002). Así, mientras se redujo la superficie con matorral esclerófilo denso (Romero, 2007), aumentó la urbanización de modo exponencial, paralelo al crecimiento de la población (Vidal, 2002).

9.2.3 EVOLUCIÓN DE LAS VARIABLES BIOFÍSICAS

Tras analizar el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) se observó, entre los años 1989 y 2009, un aumento tanto en el área urbana como en el área urbana de la microcuenca, siendo mayor en el área urbana, no obstante la diferencia ha disminuido. En 1975 el NDVI era mayor, por la presencia de áreas cultivadas. A escala de microcuenca, los sectores planos se caracterizaron por tener bajos valores de NDVI, mientras las superficies con pendiente tuvieron valores de NDVI mayores. Los máximos valores de NDVI se concentraron en el área urbana.

El NDVI en el área urbana muestra que las áreas con poca o nula vegetación se reducen en un tercio, las áreas con medianamente vegetadas disminuyen en una décima parte, las áreas altamente vegetadas aumentan un 50% y las áreas de máxima productividad vegetal se reducen en un cuarto. Asimismo, aumenta la cantidad de polígonos categorizados de menos de 1 hectárea. Comparativamente, las categorías de menor vegetación son menos dominantes en el área urbana que en la microcuenca, mientras que las categorías con más vegetación pasan a ser mucho más dominantes en el área urbana.

En relación a la temperatura de emisión superficial, el promedio absoluto aumentó levemente en la microcuenca, mientras en el área urbana disminuye en una mayor proporción. Las menores temperaturas se registraron en las laderas de exposición sur y en la parte alta de la microcuenca, seguidas de las partes urbanas, mientras que las temperaturas altas se registraron en las laderas de exposición norte. Con los datos diurnos no se evidenció la isla de calor urbana. En el área urbana se observan temperaturas más cálidas hacia la periferia y más frías hacia el centro.

9.2.4 EVOLUCIÓN DE LOS USOS DEL SUELO

Los usos del suelo en la microcuenca de los años 2002 y 2009 están dominados por la presencia de áreas con vegetación (~85%), seguida de áreas edificadas (~14%) y superficies vacías (~2%). Las transformaciones se presentan en el límite del área urbana, siendo poco conspicuas a esta escala.

A nivel del área urbana, destaca el aumento del área urbanizada entre 1955 y 2010 desde un 4% a un 79%. La totalidad del área agrícola desapareció, y entre 2004 y 2010 la disminución de las superficies cubiertas con vegetación es muy leve en comparación con la pérdida de superficies vacías.

Las combinaciones de categorías de cobertura vegetal (CV) y grados de urbanización (GU) dominantes a nivel de microcuenca (definidos como ecosistemas) son: "2,0" (11-35% de CV y ausencia de GU), "3,0" (36-75% de CV y ausencia de GU), "3,3" (36-75% de CV y GU) y "4,0" (>75% de CV y ausencia de GU). En tanto, el ecosistema o combinación de CV y GU dominante a nivel del área urbana es "3,3", observándose una disminución de los ecosistemas que no están urbanizados.

9.2.5 INTEGRACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DEL PAISAJE SEGÚN EL ANÁLISIS BIBLIOMÉTRICO, LAS VARIABLES BIOFÍSICAS Y LOS USOS DEL SUELO

Al comparar los antecedentes bibliográficos con los resultados obtenidos tras los análisis de las imágenes satelitales, se puede afirmar que en la década de 1990 la expansión tuvo tasas anuales superiores a aquellas de la década siguiente. La expansión durante la década de 1980 se desconoce, dado que las fuentes son confusas, algunas de ellas señalan, incluso, que en 1990 no existían superficies urbanizadas, lo que tras observar imágenes satelitales resulta inverosímil.

Tanto a nivel de microcuenca como del área urbana, las superficies urbanizadas son altamente heterogéneas en su productividad vegetal. Luego, en el área urbana destaca la relación de las áreas donde predomina la vegetación con valores máximos de productividad vegetal, lo que no ocurre en la microcuenca, por la menor cobertura de vegetación en las áreas con vegetación. En tanto, la relación entre NDVI y cobertura vegetal registró una interacción positiva tanto en el área urbana como en la microcuenca.

Por otra parte, las zonas con bajos grados de urbanización muestran valores altos de NDVI y viceversa. No obstante, las zonas con urbanización entre 11 y 35% tienen valores de NDVI menores que las zonas con urbanización entre 36 y 75%.

Un hallazgo destacado es que las zonas urbanizadas muestran, en sus primeros años, bajos valores de NDVI y una baja cobertura vegetal, incrementándose ambos con el paso de los años, al crecer la vegetación que tienen asociada. Esta condición se cumple en toda el área urbana, con la excepción de una zona donde la densidad de construcción es mayor en comparación con los alrededores, y la vegetación (y su productividad) muy baja. Este sector coincide con un barrio de condición socioeconómica eminentemente baja.

La aplicación del modelo de áreas cubiertas por vegetación y/o urbanización arrojó un aumento de ambas variables al mismo tiempo en desmedro de otras áreas (agrícolas, cuerpos de agua y superficies vacías). El aumento es muy leve en la microcuenca y muy fuerte en el área urbana, especialmente entre 1955 y 2010, siendo todavía importante entre 2004 y 2010.

Los escenarios del paisaje futuro más confiables indican que, las áreas con poca vegetación del área urbana serán reemplazadas por zonas urbanizadas con más vegetación, y aumentarán las zonas pequeñas (< 1 hectárea), altamente heterogéneas. Las zonas urbanizadas y con vegetación, aumentarán y superarán los límites del área actualmente urbanizada, ocupando una porción del área disponible bajo la “cota mil”, que además, tiene una exposición solar plana y una pendiente inferior a 15%. El ecosistema más abundante seguirá siendo aquel dominante de los años 2004 y 2010, aumentando su superficie; este es “3,3” de 36-75% de cobertura vegetal y grado de urbanización.

9.2.6 PRODUCCIÓN Y CONSUMO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

El cambio de ecosistemas dominantes sin urbanización, o con bajos grados, al ecosistema “3,3” (cobertura vegetal y grado de urbanización entre 36-75% cada uno), generó una situación de disminución relativa de los servicios ecosistémicos de regulación hídrica, y de aumento en servicios de regulación del clima y de mejoramiento de la calidad del aire. Esta situación tiende a un aumento en los tres servicios ecosistémicos en 2016, por aumentar los ecosistemas “3,3” y disminuir aquellos con menor cobertura vegetal.

Representamos el consumo, cuantitativamente, en las variables de estado de cada servicio ecosistémico, como una manera de estimar el volumen general y por ecosistema de la regulación ecosistémica. Estos valores son referenciales y estimaciones, no obstante sirven para mejorar la comprensión del fenómeno. La magnitud de la regulación ecosistémica, expresada en captación de contaminantes, es notoriamente menor que en los otros servicios. El ecosistema “3,3” tiene, lógicamente, el desempeño más relevante, al ser dominante en el paisaje.

9.2.7 MODELOS DE FLUJO ENTRE LOS ECOSISTEMAS DEL ÁREA URBANA, DEL ÁREA NO-URBANA Y DE ECOSISTEMAS URBANOS ALEDAÑOS A LA MICROCUENCA

Tras conocer la dirección de los vientos y del flujo hídrico, se convirtieron los valores de las variables de estado desde magnitudes de m³ de agua, °C de calor y toneladas anuales de material particulado (MP), a valores de saldo en escala -1 a 1. Así, se identificaron los ecosistemas que regulan más y aquellos que regulan menos y, por lo tanto, desde qué ecosistemas fluye más materia o energía a otros, modulado por las direcciones de flujo.

En cuanto a la regulación hídrica, el ecosistema “3,3” (dominante en superficie) recibe grandes volúmenes de agua, tanto por precipitaciones, como por el flujo desde ecosistemas urbanos “2,3” vecinos; mientras que desde la parte no urbanizada de la microcuenca recibe volúmenes que vienen regulados desde ecosistemas “4,0” y “2,0”, ambos de alta capacidad de regulación hídrica. Luego, los ecosistemas “3,3” escurren superficialmente menores volúmenes hacia otros ecosistemas “3,3”, localizados aguas

abajo, y a ecosistemas "4,0"; además de exportar agua hacia fuera de la microcuenca, que es recibida por el río Mapocho, que las encausa superficialmente a través de su lecho.

La regulación del clima también es dominada en el área urbana por el ecosistema "3,3", que tiene una alta capacidad de mitigación del calor recibido por irradiación, disipándolo verticalmente. Este ecosistema recibe, por disipación horizontal, el calor no regulado desde otros ecosistemas "3,3" y "2,3" (de menor regulación), del área urbana de la microcuenca y del área urbana contigua que está fuera de la microcuenca. A su vez, durante el día, este calor es disipado hacia sectores no urbanizados de la microcuenca dominados por ecosistemas "4,0" y "2,0", ambos de alta capacidad de regulación de las temperaturas superficiales.

Finalmente, el servicio ecosistémico de mejoramiento de la calidad del aire se expresa, de noche, con flujos de masas cargadas de contaminantes hacia ecosistemas "3,3" del área urbana, provenientes desde ecosistemas "2,3", "3,3" y "4,0", mediante dispersión. A su vez, desde la parte no urbanizada, fluyen masas de aires con muy baja carga de contaminantes, que favorecen la dispersión de los ecosistemas que reciben esas masas de aire. Hacia el área urbana contigua fluye, durante la noche, aire aun con contaminantes hacia ecosistemas "2,3" y "3,3", principalmente.

9.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

De Ramón, A. (1992). Santiago de Chile (1541-1991) Historia de una sociedad urbana. Editorial MAPFRE, Madrid. 342 pp.

Fuentes, E., Espinoza, G. & Fuenzalida, I. (1984). Cambios vegetacionales recientes y percepción ambiental: El caso de Santiago de Chile. Revista de Geografía Norte Grande (11), 45-53.

Holmgren, M. (2002). Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. Biological Invasions (4), 25-33.

Looser, G. (1962). La importancia del algarrobo (*Prosopis chilensis*) en la vegetación de la provincia de Santiago, Chile. Revista Universitaria (47), 104-116. Disponible en <http://www.chlorischile.cl/algarrobo-looser/LA%20IMPORTANCIA%20DEL%20ALGARROBO.htm>.

Pavez, E., Lobos, G. & Jaksic, F. (2010). Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensamblajes de micromamíferos y rapaces en Chile central. Revista Chilena de Historia Natural (83), 99-111

Romero, H. (2007). Cambio climático y crecimiento urbano de las metrópolis chilenas. Mesa redonda sobre aspectos urbanos. III Conferencia regional sobre cambios globales en América del Sur, Sao Paulo, 06 de Noviembre de 2007.

Torres-Mura, J., Castro, S. & Oliva, D. (2008). Conservación de la biodiversidad. En: CONAMA. Biodiversidad de Chile, patrimonio y desafíos, Ocho Libros Editores. Santiago de Chile. 640 pp.

Vidal, R. (2002). Reconfiguración de la periferia del Gran Santiago: Previsión de las nuevas tendencias observadas. *Revista de Geografía Norte Grande* (29), 39-55.

CAPÍTULO X
DISCUSIÓN, CONCLUSIONES
Y TESIS FINAL

10.1 ASPECTOS TEÓRICOS

La ecología urbana, como sub-disciplina en desarrollo, tiene diversos vacíos, por lo que requiere del desarrollo de esquemas conceptuales y modelos, que sean específicos para determinados fenómenos (Pickett *et al.*, 2009), que permitan ordenar la investigación en ecología urbana. Si bien esta tesis trata de una investigación específica, también consideró el desarrollo y aplicación de un esquema conceptual (*framework*), para contribuir en el desarrollo de la disciplina y orientar futuros estudios que se orienten al fenómeno de la dinámica del paisaje y su relación con los servicios ecosistémicos de escala local. Este esquema conceptual demostró ser útil para los objetivos de la tesis, ya que ofrece una organización del área de investigación asociada a ella, pero que es más amplia; permite usar una estructura jerárquica de análisis con escalas diferentes; facilita la integración de conocimientos e información, y ofrece un mecanismo de divulgación de un mecanismo complejo. Este esquema se integra con otros modelos y esquemas desarrollados en los primeros capítulos de la tesis. Los modelos que se utilizaron para representar las partes y relaciones del sistema se basaron en dicho esquema conceptual, especificando los límites y la escala espacio-temporal del sistema, en cada caso. Adicionalmente, se presume que el esquema es útil para otras investigaciones relacionadas.

La tesis se pensó, diseñó y desarrolló sobre la base de la disciplina ecológica. No obstante, y tras la experiencia adquirida, resulta necesario señalar que la tesis tiene un aporte altamente significativo de la geografía y de la historia. Esta última resultó fundamental para conocer la evolución del fenómeno en un periodo mayor al abarcable por la geografía y la ecología, aportando descripciones de tipo ecológicas y geográficas, a través de relatos y reconstrucciones realizadas por historiadores. La información de tipo histórica fue determinante para la interpretación de los resultados, pues permitió acceder a conclusiones que no habrían sido posibles de obtener, si no se hubiera conocido la historia natural del área de estudio. Ante eso, y a modo de ejemplo, fue fundamental conocer sobre la introducción pre-colombina del espinillo y sobre el uso que se le daba al territorio en La Dehesa durante la Colonia. Por otra

parte, la modelación ecológica se sustenta en la dinámica estructural del paisaje, que llega a constituir el centro de la investigación. La dinámica fue ampliamente estudiada y corresponde a la sección mejor fundada metodológicamente y es netamente propia de la disciplina geográfica.

Desde la ecología del paisaje, estos elementos mayores de la geografía y la historia son incorporados, sin representar un motivo de sorpresa por sí mismo. Sí lo es, si se considera que la ciencia del paisaje, correspondiente a la geografía, alude precisamente a lo mismo, siendo incorporados elementos mayores de la ecología; esto a veces justifica la denominación transversal o mixta de “geoecología”. Es más, si bien los servicios ecosistémicos pueden aparecer como más propios de la ecología de ecosistemas, en la geografía existe el concepto de geosistema, y si bien no existe un desarrollo amplio en un concepto equivalente a servicios ecosistémicos, éste es uno de los nuevos temas de la geografía física (conferencia de Nicholas John Clifford en UGI 2011), junto con el desarrollo sustentable, entre otros temas. Así, es posible plantear que, tanto la ecología del paisaje, como la ciencia del paisaje (de la geografía), representan una convergencia en el desarrollo de, al menos, la disciplina de la ecología y de la geografía, pudiendo plantearse que elementos de ambos, además de la historia, están fuertemente vinculados y son necesarios para el estudio científico del paisaje.

10.2 ASPECTOS METODOLÓGICOS

El método práctico se adaptó a los datos disponibles y factibles de obtener, siguiendo el propósito de mejorar la comprensión del sistema a partir de lo conocido y conocible en un corto plazo. Recogiendo elementos esenciales de lo descrito en el Capítulo I como ciencia post-normal, el propósito fue la búsqueda de patrones claramente distinguibles a partir de la integración de datos de distinto origen. Este tipo de diseño implica el resolver dificultades propias de la integración de datos de distinta naturaleza, resolución y extensión. La integración de la información requirió de una metodología compleja desde el punto de vista de la cantidad de procesos, pero sencilla desde el punto de vista de la dificultad para realizar cada proceso. La organización de estos procesos, a partir de una lógica jerárquica, facilitó la generación de un diagnóstico, completo e integral, basado en partes aparentemente aisladas. El diagnóstico que se genera de esta manera requiere ser profundizado con la sociedad, en aquellos aspectos que sean de mayor interés para la sociedad y que, tras estos resultados, aparecen como de mayor relevancia.

Las imágenes satelitales fueron corregidas atmosférica y topográficamente, no obstante, por la diversidad de alturas y pendientes, la corrección resulta parcial, sobreestimando la radianza de algunos sectores que pueden quedar sobre-corregidos, p. ej. las laderas de exposición sur. Cabe constatar que las imágenes pueden corregirse de mejor modo, sobre todo atmosféricamente, si se conocen los datos específicos del satélite (metadata) y de las condiciones atmosféricas del momento en que se capturó la imagen. Aun así, habiendo realizado esta corrección más detallada, ésta habría presentado conflictos, por lo que es importante reconocer la incertidumbre de los datos y operar con ellos con conciencia de sus limitaciones. El contar con imágenes multiespectrales, de alta resolución, con la extensión de toda la microcuenca y para distintos años (serie de 30 años), hubiese facilitado y mejorado enormemente los

resultados y el diagnóstico, no obstante, igualmente hubiese requerido la realización de un análisis jerarquizado.

En el área urbana se encontraron valores de NDVI comparativamente mayores a los registrados en el área no urbana de la microcuenca, aun existiendo, en esta última, sectores posiblemente sobre-corregidos; de este modo, el antecedente de que la productividad vegetal y la vegetación es mayor en el área urbana, que en el área no urbana, es un resultado robusto. Es más, se constató que las precipitaciones y las temperaturas no explican la variabilidad interanual del NDVI, ni tampoco de la temperatura de emisión superficial, así, hay otro fenómeno que lo explica, en este caso la urbanización.

El método de categorización del NDVI permite reconocer cambios en el área urbana, usando a la microcuenca completa como referencia. Detrás de esto está el supuesto de que los cambios en el área urbana son más violentos que en la microcuenca completa, dado que su parte no-urbana suaviza los cambios de su parte urbana. La incorporación de la parte urbana es necesaria para generar categorías que puedan ser también representativas de la estructura urbana.

La fotointerpretación basada en imágenes obtenidas de Google Earth tiene una alta resolución, por lo que permite discriminar adecuadamente aquellas zonas con viviendas. La resolución de la imagen y, en consecuencia, la escala con la que se puede realizar la fotointerpretación, afecta los resultados, especialmente en términos de la superficie descrita como urbanizada. Esto es relevante considerando que, para el nivel de microcuenca, se usó una imagen Aster que tiene una resolución de 15 metros. Esto no obstante, no afectó mayormente la diferencia entre áreas edificadas, vegetación, superficies vacías y otros usos entre el tercer y el cuarto nivel de análisis jerárquico de la estructura del paisaje, observándose tendencias muy similares y concordantes con los antecedentes teóricos.

Las categorías usadas para determinar los grados de urbanización y de cobertura vegetal siguieron la propuesta "HERCULES" (Cadenasso *et al.*, 2007), que ha sido usada con éxito en otros estudios de ecología urbana. No obstante, sobre la experiencia de los datos obtenidos, la categoría "3" (36-75%) de cobertura resultó ser muy amplia, y el paisaje pasó a ser prácticamente homogéneo para esta categoría, existiendo diferencias no explicadas. Para futuros estudios parece conveniente subdividir dicha categoría en dos grados (36-50% y 51-76%), o bien, usar un método complementario para definirlo. El artículo donde se contiene esta categorización (Cadenasso *et al.*, 2007), propone otras categorías adicionales que no fueron incorporados en esta evaluación y que pueden resultar de gran utilidad si se quiere profundizar este análisis.

La cantidad de pasos o procesos metodológicos y técnicos que conforman la metodología, y su concatenación o integración creciente, hacen que el error asociado a los datos y a su procesamiento inicial, se incremente paso a paso, por lo que en los niveles de integración superiores sólo se deben considerar las grandes diferencias como significativas, no teniendo mayor sentido enfocarse en diferencias menores. La metodología de estimación de la producción de servicios ecosistémicos se basó en referencias bibliográficas para discriminar el potencial de producción de cada tipo de

ecosistema. Al respecto, estas referencias resultan lógicas y confiables como criterios, pese a que la condición específica de cada ecosistema, por las otras condiciones no consideradas para discriminarlos, puede alterar esas magnitudes de producción en algunos de estos ecosistemas. Este error es inherente a la identificación de ecosistemas como áreas homogéneas, cuando en efecto no lo son, asumiéndose el error en beneficio de aumentar la comprensión del sistema.

Las referencias utilizadas para estimar la producción de servicios ecosistémicos están basadas en ecosistemas urbanos con climas un tanto diferentes al clima del continuo urbano de Santiago de Chile (Tabla 72), no obstante, estas diferencias fueron asumidas como no mayormente relevantes al considerar, que los elementos teóricos, que respaldan los valores tomados como referencias, son suficientemente robustos para ser aplicados en el caso de Santiago. Los climas tienen asociada una vegetación característica, sin embargo, en las ciudades esta relación se ve disminuida por el predominio de vegetación alóctona, que es común entre las grandes ciudades.

A diferencia de la producción, el consumo de servicios ecosistémicos presenta un mayor error en la estimación, dado que los datos que se usan como *inputs* para esta evaluación específica son menos representativos de las condiciones del área en términos de agua caída por metro cuadrado (difícilmente homogénea en un área tan geomorfológicamente diversa), calor emitido superficialmente y cantidad de contaminantes emitidos (con un comportamiento diferente al resto de la ciudad). Al respecto, la falta de una estación meteorológica con datos de larga data, en el área de estudio, dificulta una mejor calidad en los datos; y de haber existido, aun así los datos hubiesen sido poco representativos, necesitándose una cobertura mayor de estaciones pluviométricas en los distintos ecosistemas del paisaje, para así captar la heterogeneidad de las precipitaciones. No obstante ello, los órdenes de magnitud, en el área urbana, no debiesen distar en demasía de la condición generada con los datos de la estación de Quinta Normal. En cambio, el calor emitido tiene una mayor robustez, por haber sido evaluado en el mismo sitio; esto, aun cuando con más mediciones aumentaría la calidad de la estimación. Por otra parte, a nivel de la ciudad, son de mayor interés las temperaturas nocturnas, dado que en Santiago las mayores islas de calor se registran por la noche, pero estas no ocurren en el área de estudio, donde la temperatura baja por la noche (Romero *et al.*, 2010).

Finalmente, los contaminantes emitidos en el área de estudio son diferentes, en composición y en distribución, a los emitidos en el resto de Santiago, habiéndose realizado un ajuste, a través de la eliminación de fuentes ausentes en el área. Los óxidos de nitrógeno (NO_x) podrían ser mayores a los usados como *inputs* por las características del parque automotriz; mientras otros contaminantes, como los óxidos de azufre (SO_x), podrían ser menores. Y en términos de contaminación, el ozono troposférico es el contaminante de mayor interés para el área estudiada (Seguel *et al.*, 2012), no obstante no se emite directamente (es un contaminante secundario) y tiene una química muy compleja.

Tabla 72. **Referencias utilizadas para la estimación de la producción potencial de servicios ecosistémicos.** Se indican las ciudades en la que se basa cada referencia y el clima de dichas ciudades, así como el método o elementos teóricos que aborda cada referencia y los servicios ecosistémicos asociados directa o indirectamente a esos métodos o referencias. Fuente: Elaboración propia en base a las fuentes referidas.

Cita	Ciudad	Clima	Métodos o elementos teóricos.	Servicios ecosistémicos asociados
Nowak & Crane (2000)	5 ciudades de Estados Unidos de América (Atlanta, Baltimore, Boston, New York y Philadelphia)	Subtropical húmedo	Uso de ecuaciones alométricas para estimar biomasa, acumulación y secuestro de carbono y cálculo de depositación seca	Mejoramiento de la calidad del aire
Arnold & Gibbons (1996)	Para ciudades de Estados Unidos de América	Varios	Teoría y argumentación de la importancia de la impermeabilidad como factor ambiental	Regulación hídrica
Pauleit & Duhme (2000)	Múnich (Alemania)	Continental	Aplicación de indicadores de desempeño ambiental de tipos de coberturas del suelo	Regulación hídrica, regulación del clima y mejoramiento de la calidad del aire
Peña (2008)	Santiago (Chile)	Templado cálido o mediterráneo continentalizado	Medición de temperaturas de emisión superficial	Regulación del clima
Tyrväinen <i>et al.</i> (2005)	Para ciudades europeas	Varios	Teoría y argumentación de los beneficios de los árboles y bosques urbanos	Regulación hídrica, regulación del clima y mejoramiento de la calidad del aire
Romero & Vásquez (2005a)	Santiago (Chile)	Templado cálido o mediterráneo continentalizado	Relación entre impermeabilización, biomasa y productividad vegetal con la urbanización.	Regulación hídrica
Whitford <i>et al.</i> (2001)	4 ciudades de Merseyside (Inglaterra)	Templado marítimo	Aplicación de indicadores de desempeño ecológico para cuantificar los efectos de la urbanización en las temperaturas, la hidrología y acumulación y secuestro de carbono	Regulación hídrica, regulación del clima y mejoramiento de la calidad del aire
Sarricolea <i>et al.</i> (2008)	Rancagua (Chile)	Templado cálido (mediterráneo)	Medición de temperaturas del aire	Regulación del clima
Moreno (1994, 1999)	Barcelona (España)	Mediterráneo de matiz subhúmedo y septentrional	Medición de temperaturas del aire	Regulación del clima

Los flujos, en tanto, representan la integración y extrapolación máxima de contenidos y valores, en especial cuando se usa el saldo entre servicios producidos y consumidos de los ecosistemas del área urbana, en los ecosistemas del área no-urbana (donde no hay emisiones) y del área urbana contigua. Por esta misma razón, en esta etapa metodológica, los análisis presentados son más bien generales y sólo de orden conceptual.

10.3 HALLAZGOS Y CONSECUENCIAS

Ya se mencionaron las dificultades de la integración de información de distinto origen, resolución y naturaleza, así como de la estrategia con que se abordó esta problemática. Un hallazgo fue que se constató que, para lograr una aproximación adecuada al fenómeno, se requiere transitar entre los niveles jerárquicos, desde niveles generales a específicos y viceversa, iterativamente. Los niveles generales ayudan a la comprensión global del fenómeno, mientras los niveles de mayor detalle permiten trabajar con precisión, para luego interpretar e incluso predecir, nuevamente sobre niveles menos específicos.

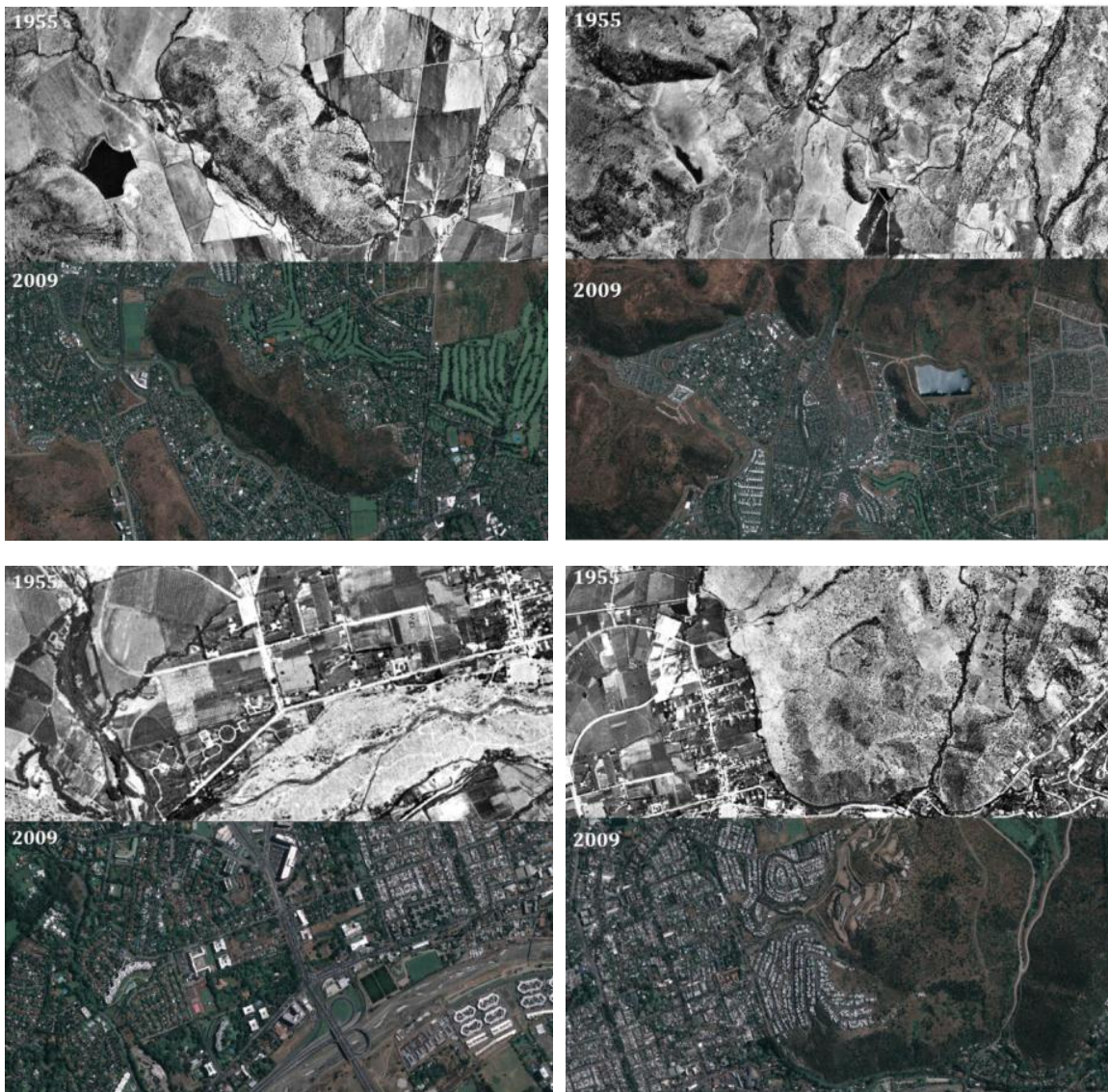
Con la integración de datos se encontró una asociación fuerte y directa entre la cobertura vegetal, obtenida mediante fotointerpretación, y los valores de NDVI, obtenidos tras el análisis de imágenes satelitales. Esta relación fue más fuerte en el área urbana, donde la cobertura vegetal fue evaluada sobre una imagen satelital de mejor resolución que en el resto de la microcuenca, de esta forma, el error asociado a la fotointerpretación disminuye. Esto sugiere que la asociación podría ser aún mejor si se cuenta con mejores insumos.

En los análisis de temperaturas de emisión superficial no se observa el fenómeno de la isla de calor de forma precisa, lo que es coincidente con lo planteado por diferentes autores (Peña, 2008) y con lo registrado como resultados de la estimación de producción de servicios ecosistémicos, donde se registra una alta capacidad de producción de servicios de regulación del clima. Esto se asocia con la presencia creciente de ecosistemas con mayores grados de cobertura vegetal, que tienen un efecto directo en la reducción de las temperaturas durante el día.

Un fenómeno destacable es que las zonas menos urbanamente desarrolladas tienen temperaturas de emisión superficial más altas y también menos vegetación, tanto en cobertura vegetal fotointerpretada, como en productividad vegetal medida mediante el NDVI. Esta situación de alta temperatura, baja cobertura vegetal (y bajo NDVI) se observó, además de los sectores en pleno proceso de construcción, en un sector urbanizado hace más de 20 años y que tiene una alta densidad de edificaciones. El sector se caracteriza porque los hogares son de una condición socioeconómica baja. De esta manera, esta situación tipificaría como lo que algunos autores (p. ej. Romero & Vásquez, 2005b) han denominado como “injusticia ambiental”, con la salvedad que se da como si fuese una isla en un sector de la ciudad donde se concentran los beneficios ambientales.

Con la urbanización, la condición del paisaje aumentó en homogeneidad a nivel de estructura, ya que la combinación de cobertura vegetal “3” y grados de urbanización “3” (36-75% de cobertura en ambos casos) resultó ser dominante. Entre los años 2004 y 2010 la cobertura de este ecosistema ascendió desde un 39% a un 58%. La posibilidad de error en la identificación de esta categoría es baja, dado que se constituye de un rango amplio de cobertura. En caso de error este sería a la baja, es decir, considerando un ecosistema “2,3” (con menor cobertura vegetal), o “3,2” (con menor grado de urbanización); en el caso del primero, los valores de producción de servicios ecosistémicos serían menores para los tres servicios, mientras que en el segundo caso, serían mayores sólo para la regulación hídrica.

Los datos muestran que la productividad vegetal como tal, y la superficie de las áreas de alta productividad, han aumentado en el área urbana, al igual que el área urbanizada en desmedro de áreas naturales. Esto se debe, por una parte, a que la vegetación de las áreas naturales (rural o no urbanizada) está representada, especialmente en los sectores planos, por un matorral de baja densidad de *Acacia caven* (espino) y otras especies pioneras indicadoras de desmonte con fines agrícolas, sin o con poco pastoreo posterior (Fuentes *et al.*, 1984). Por otra parte, el tipo de urbanización que se desarrolla en el área de estudio, incorpora una gran cantidad de vegetación, que contrasta con la situación anterior del paisaje (ver fotografías siguientes).



De esta manera, tras evaluar la dinámica del paisaje en periodos de veinte y de seis años, se observa que el cambio de uso de suelos desde un área natural a una urbanizada favorece la producción de algunos servicios ecosistémicos de regulación, siendo más evidente el cambio en los escenarios del paisaje futuro, si se proyecta una mantención de la dinámica de cambio anual hasta el año 2016.

La superficie edificada se incrementó un 16% (35 has/año), de 1.316 hectáreas en el año 2004 a 1.520 hectáreas en el año 2010. Asimismo, Ducci (2002) y CONAF (1999, 2002) relatan una tasa cercana a 100 has/año entre los años 1991 y 2000, y entre los años 1995 y 2001, respectivamente; evidenciando que la expansión urbana fue mayor en la década de los noventa que en los últimos 10 años. Es decir, la velocidad de transformación de paisaje disminuye.

Todos los análisis muestran que en los últimos 55, 10 o 6 años, la urbanización ha aumentado de manera significativa, y también lo ha hecho la vegetación. Es decir, a medida que ha aumentado la urbanización, ha aumentado también la vegetación. Esta vegetación es incorporada de manera directa por los agentes inmobiliarios y es mantenida en el tiempo. Con el proceso de urbanización se superaron las limitantes hídricas y ecológicas que impedían el desarrollo de especies de alta biomasa. Así, es relevante la incorporación de agua permanente a un sistema eminentemente árido (o semi-árido) y el desplazamiento del otro factor crítico que limitaba el desarrollo de la vegetación: los herbívoros exóticos.

Las investigaciones en ecología urbana describen ampliamente, en diferentes casos, cómo la vegetación natural se pierde con el desarrollo de la urbanización, pero poco informan de la vegetación agregada por la urbanización. Se ha construido el imaginario que la ciudad es un polígono gris y toda el área natural un polígono verde (sin tonos cafés), tanto así que en los inventarios de vegetación no se incluye la vegetación urbana (Hutyra *et al.*, 2011). Desde la ecología urbana debe superarse la visión tan propia de la ecología centrada en ecosistemas naturales y orientarse a cómo hacer más natural a la vegetación urbana. Hutyra *et al.* (2011) señalan que, en las regiones áridas, la urbanización aumenta la vegetación del área previamente no urbanizada, ya que realizan plantaciones de individuos adultos e incorporan grandes cantidades de agua que sostienen su desarrollo.

Por lo general, los procesos de expansión urbana generan patrones complejos de áreas construidas de baja y alta densidad con una fragmentación del paisaje natural. En el área de estudio esto no ocurre de este modo, dado que predominan áreas de baja densidad habitacional y la expansión sigue un patrón que no fragmenta el paisaje natural de los alrededores. De esta manera, el principal impacto de la urbanización sobre los procesos ecológicos no está dado por la fragmentación de hábitat, sino por el cambio de los atributos biofísicos del paisaje, generando una gran variedad de impactos locales y globales interrelacionados (Hutyra *et al.*, 2011).

Vinculado con lo anterior, en teoría, las nuevas urbanizaciones generan estructuras disipativas del calor, por lo que consumirían los servicios ecosistémicos del área. No obstante, al ser zonas áridas (o semi-áridas como el área de estudio), las nuevas urbanizaciones reemplazan zonas con poca vegetación, aumentando la producción de servicios ecosistémicos, a la vez que aumentan sus necesidades de consumo.

Por otra parte, debe tenerse en cuenta que la condición de aridez del paisaje no es totalmente natural, dado que la introducción del espinillo en el área de estudio, sumado al pastoreo, generó un cambio irreversible en el paisaje. Este nuevo paisaje resulta poco atractivo para las personas y los agentes inmobiliarios lo transforman en un paisaje nuevo, para venderlo, incorporando el elemento "natural" a través de una

introducción de árboles y arbustos principalmente alóctonos y con requerimientos hídricos superiores a lo que se dispone naturalmente. Desde el punto de vista de los servicios ecosistémicos, y en particular de aquellos de regulación, la composición de la vegetación no tiene mayor relevancia específica, siendo más determinante su biomasa y otros atributos de la biología de las especies, como sus requerimientos de agua, o su carácter deciduo o siempreverde. Junto con esta condicionante vinculada a la vegetación, la condición y transformación del suelo tienen un efecto crítico sobre la producción de servicios ecosistémicos. Y la urbanización tiene un efecto directo sobre el suelo, mas no directamente sobre la vegetación, ya que el suelo requiere ser transformado para localizar viviendas, servicios y vías de comunicación, en cambio, la vegetación puede ser manejada a nivel de composición, abundancia, cobertura y distribución, pudiendo conservarse remanentes nativos.

Cabe también cuestionarse si acaso es realmente valioso proteger, por ejemplo, la composición en ambientes históricamente alterados. En algunos casos, como el del área de estudio, pudiese ser conveniente recuperar un paisaje actualmente escasísimo, con una vegetación esclerófila en vez de espinosa. Esto ha de tenerse en consideración en las medidas de exigibles a los proyectos inmobiliarios, para lo cual las líneas de base deben incorporar no sólo la situación actual del paisaje, sino también la mejor situación posible en términos ambientales, la situación sin perturbación o, dicho de otro modo, la mejor situación potencial.

Entonces, si bien el aumento de la urbanización ha tenido un efecto en impermeabilizar el suelo, es de tal importancia el aumento de la vegetación, ya urbana, que ha ocurrido un aumento en los servicios ecosistémicos de regulación producidos (aquellos seleccionados). Esto genera bienestar a las personas en algunos sentidos, no obstante igualmente tiene otros efectos ecológicos negativos, como la disminución (no necesariamente fragmentación) del hábitat de muchas especies nativas, en especial fauna. De modo que, como señalan Whitford *et al.* (2001), es necesario mitigar los efectos negativos y potenciar aquellos positivos, a través de un mejor diseño urbano, siendo el primer paso cuantificar los efectos, que es lo que se ha hecho en esta investigación para los servicios ecosistémicos de regulación.

Profundizando, aquellos servicios ecosistémicos que dependen de la existencia de biomasa arbórea y arbustiva (evaporación, humedad del aire, mantenimiento de la oscilación térmica, captación de gases y partículas contaminantes) se ven favorecidos en esta nueva situación del paisaje urbanizado. En los sectores urbanizados de alta cobertura vegetal se almacena poco calor, dado que el pasto (césped) disipa el calor con facilidad y el arbolado genera sombra sobre las zonas claras. No obstante, dado que aumenta la rugosidad vertical del paisaje, la velocidad del viento disminuye. Así, en el lugar no se registran islas de calor diurnas (Peña 2008). Asimismo, de acuerdo a Romero *et al.* (1999), en la zona oriente la calidad del aire (a excepción del ozono troposférico) es buena por su mayor dinámica.

En tanto, aquellos servicios ecosistémicos que se afectan negativamente con un aumento de la impermeabilización (infiltración de las aguas, control de la potencia erosiva y control de la producción de sedimentos) se ven disminuidos, aunque no en forma dramática en aquellas zonas en que la densidad de urbanización es baja. En la

proyección del paisaje futuro, incluso este servicio aumenta su producción, básicamente por la disminución de áreas con muy poca infiltración.

Cabe señalar que la vegetación incorporada por la urbanización está compuesta por: arbolado viario, áreas verdes públicas de distintos tamaños, jardines (y patios) y grandes áreas verdes privadas (p. ej. campos deportivos). Ya dependiendo de cuál sea su composición puede tener efectos positivos sobre otros servicios ecosistémicos, siendo relevante la oportunidad de brindar refugio para especies nativas, en especial aves, que luego pueden ser apreciadas por los habitantes del área. Esta oportunidad puede ser aprovechada si se incorporan árboles nativos y se generan zonas de muy bajos niveles de ruidos antrópicos.

Otros servicios ecosistémicos, como la provisión de bienes (aprovisionamiento) pueden ser menos relevantes por las necesidades de la población que habita dichos ecosistemas. No obstante, aquellos servicios denominados “culturales”, que se expresan en la observación de los ecosistemas en su estado natural, o su uso para actividades recreativas o educacionales, son de gran valor. Estos no fueron evaluados. En caso de continuarse la investigación en esa dirección, sería necesario conocer al menos dos aspectos esenciales: la disposición, necesidad o conocimiento por parte de la población y, la oferta por parte de los ecosistemas, para lo que se requiere conocer la composición de especies e identificar áreas de interés paisajístico o de otro tipo (por ejemplo histórico).

El NDVI logró explicar entre un 15 y un 21% de la producción de los servicios ecosistémicos de mejoramiento de la calidad del aire, un 16% de la producción de servicios de regulación del clima y entre 2 y 8% de la regulación hídrica. Considerando una relación lineal entre la capacidad relativa de producción de servicios ecosistémicos del área urbana y los valores de NDVI, se tiene que el año 1989 el porcentaje de pixeles con valores de NDVI medios a altos (en relación a la microcuenca) es menor que en los años 2002 y 2009, por lo que la producción de servicios ecosistémicos en el año 1989 habría sido menor que en los años siguientes. El tratamiento del año 1975 tiene alterado los valores de las categorías bajas de NDVI, por lo que sólo puede compararse el porcentaje de pixeles altos, los que son menores que en 1989, 2002 y 2009, es decir, la producción de los tres servicios ecosistémicos descritos también habría sido menor. En resumen, si consideráramos válida esta suposición (de débil asociación), la producción de servicios ecosistémicos estaría en aumento desde 1975 a la actualidad.

En relación a la evolución del paisaje a futuro, los nuevos desarrollos urbanos de las comunas del sector norte de Santiago (en especial Colina) y el aumento de edificios en las otras comunas del denominado “cono nor-oriental” de la ciudad (Providencia, Vitacura y Las Condes) han frenado la tasa de expansión en los últimos 10 años, en comparación a la expansión en las décadas anteriores. Asimismo, las obras de infraestructura indican que hay condiciones para que las familias de condición socioeconómica alta, y que tradicionalmente han ocupado sectores segregados de la ciudad (p. ej. sector nor-oriental), puedan migrar hacia el sector norte. No obstante, hasta la fecha, los flujos migratorios se concentran a las comunas del mismo sector nor-oriental (especialmente hacia edificios) y no destacadamente hacia el sector norte (comunicación personal Jorge Ortiz). Este flujo podría

incrementarse en el futuro, pero en base a estos antecedentes podría no ser tan importante como se infirió en un principio.

10.4 REFLEXIONES DERIVADAS

El imaginario colectivo identifica a la ciudad como una mancha gris que crece sobre una prístina mancha verde de vegetación. Esta situación se aleja de la realidad si el entorno no-urbano se encuentra impactado. Además, las ciudades pueden incorporar mucho “verde” en su interior y, con ello, producir bienestar a través de servicios ecosistémicos, e incluso dar protección a especies con problemas de conservación. En esta tesis se encontró que, ante determinadas condiciones socio-económicas, y ante una particular historia de perturbaciones (común a muchas otras ciudades semi-áridas), la urbanización puede aumentar la cantidad de vegetación en relación a lo existente en un estadio anterior. Es decir, la ciudad puede ser, además de gris, verde. Esto no es lo mismo que contener “áreas verdes”, pues muchas “áreas verdes” no son necesariamente, ni completamente, verdes; ya que en muchos casos éstas representan áreas de esparcimiento donde abundan canchas (campos) de fútbol pavimentadas o con pasto sintético, áreas con maicillo, arena o cemento, o grandes extensiones de pasto sin vegetación arbustiva o arbórea. Evidentemente, estas áreas son extremadamente importantes para aumentar el verde en la ciudad. La sentencia de que la ciudad puede ser gris y verde, a la vez, es un reconocimiento a su heterogeneidad y se relaciona intensamente con lo que señalan Hutyra *et al.* (2011) y Niemelä *et al.* (2010), en relación a que la vegetación urbana y los servicios ecosistémicos de las ciudades han sido muy poco considerados y estudiados.

La sustentabilidad consiste en conjugar adecuadamente aspectos sociales (p. ej. igualdad de oportunidades, justicia social, acceso a relaciones, desarrollo personal y social), aspectos económicos (p. ej. acceso a bienes, crecimiento económico, precios justos) y aspectos naturales (p. ej. conservación de la naturaleza, acceso a la paisajes). Vinculando pares de aspectos se tiene que, desde lo social, la relación con la naturaleza debe permitir un ambiente soportable, en términos de no alterarlo en demasía y de que la naturaleza brinde un ambiente agradable para la sociedad. En tanto, la conservación de la condición natural debe ser viable desde una perspectiva económica, y al mismo tiempo permitir el desarrollo económico en forma permanente. Finalmente, entre lo social y lo económico la meta es que el desarrollo sea equitativo, generando condiciones favorables para todos los sectores de la población, sin mermar la capacidad de mayor desarrollo económico (Figura 207).

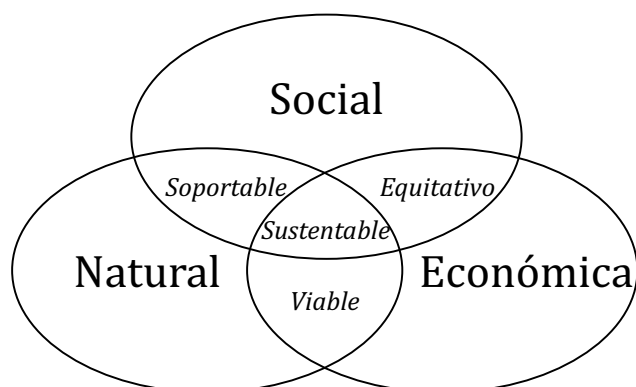


Figura 207. Esquema clásico de dimensiones (o esferas) del desarrollo sustentable y sus interacciones. Fuente: Elaboración propia.

Los servicios ecosistémicos son una forma de representar el vínculo real entre lo social y lo natural. Se trata de personas, que buscan bienestar, y de la naturaleza, que busca su perpetuación dinámica. Ambos tienen una estructura espacial y un funcionamiento, del cual pueden obtener beneficios recíprocamente. Dado que la atención de la gestión ambiental está en lo que pueden hacer las personas para obtener beneficio del funcionamiento de la naturaleza, sin destruirla en el uso, es que los servicios ecosistémicos son un buen concepto. Y más allá de enfocarse en lo soportable, el concepto de *Millenium Ecosystem Assessment* se centra en la capacidad de la naturaleza para producir bienestar. De esta manera, la sustentabilidad es más que la producción de servicios ecosistémicos, ya que otros procesos provenientes de lo social, o desde lo económico, pueden afectar “lo natural”, o bien, a otra de las esferas. Asimismo, pueden existir condiciones adversas en algunas de ellas. La sustentabilidad no se alcanza maximizando la producción de servicios ecosistémicos por sí sola, no obstante, si la producción y consumo de servicios ecosistémicos alcanza una condición óptima, es altamente probable que la sustentabilidad del sistema sea alta.

Al existir un aumento en la producción de servicios ecosistémicos se puede afirmar que hay una mejora en un aspecto de la sustentabilidad, pero no de la sustentabilidad del área estudiada, ya que los demás aspectos no fueron evaluados. Algunos de los otros aspectos, netamente ambientales, pueden ser: consumo (y eficiencia) de agua potable, de energía y/o de combustibles; estado de la biota urbana y no-urbana; calidad (contaminación) del aire, de las aguas superficiales, de las aguas subterráneas y del suelo; acceso a áreas verdes y espacios de esparcimiento públicos; entre otros.

La naturaleza genera bienestar a los seres humanos (la sociedad) a través de la prestación de servicios ecosistémicos. Pero, ¿quiénes son esos humanos? Puede hacerse una primera distinción en función de su impacto o influencia, siendo de carácter global, aquellos que tienen como beneficiarios más directos a la población mundial, y de carácter local, aquellos que benefician a los habitantes cercanos a las áreas prestadoras de servicios ecosistémicos. Asimismo, puede hacerse una segunda distinción considerando a la sociedad actual o a las generaciones futuras. Ambos criterios de distinción están vinculados con cada tipo de servicio ecosistémico, dónde a partir de una serie de condiciones biofísicas pueda reconocerse un área “servida” en un tiempo dado. Al respecto, serían los sistemas naturales, que conservando “mejores” funciones ecosistémicas, proveen servicios ecosistémicos a los sistemas antrópicos. No obstante, el grado de naturalidad que conservan los sistemas antrópicos en su interior, y dependiendo de su estructura biofísica, puede también generar servicios ecosistémicos (Figura 208). En este caso, la estructura podría tener una influencia en la extensión del área servida por las funciones ecosistémicas de los sistemas naturales, potenciándolos o restringiéndolos.

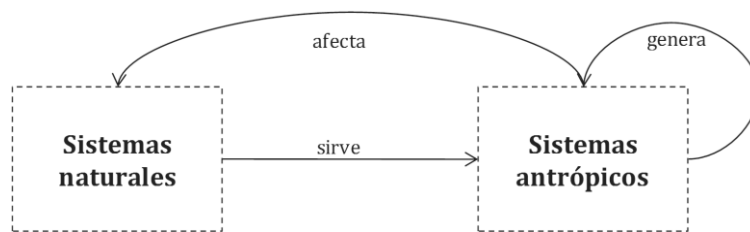


Figura 208. **Modelo simple de prestación de servicios de sistemas naturales para sistema antrópicos.** Fuente: elaboración propia.

En esta tesis se ha descrito el cambio del paisaje de una microcuenca, desde una condición no urbanizada con ecosistemas naturales que habían sido anteriormente intervenidos y en un estado ecosistémicamente estable, hacia la dominancia mayoritaria de una tipología específica de urbanización. Con la urbanización, la estructura biofísica cambió rotundamente, afectando, esta vez positivamente la estructura del sistema natural (visto exclusivamente desde la perspectiva de la cantidad o biomasa de vegetación). Este cambio favorece a los nuevos habitantes de esa zona, dado que la transformación tiene justamente por propósito localizar habitantes en ella. Así, las áreas naturales reemplazadas por áreas antrópicas (urbanizadas) ganaron en funcionalidad ecosistémica, que beneficia a los habitantes en su *confort* diario, lo que no significa que haya beneficiado a las áreas naturales por sí mismas, en términos de la búsqueda de su perpetuación dinámica.

La urbanización desarrollada en el área de estudio no protegió a las áreas naturales transformadas. Hay que destacar que existen razones para proteger las áreas remanentes, entre ellas dos figuran con mayor frecuencia: 1- para conservar la biodiversidad y 2- porque beneficia (de algún modo) al hombre. Las principales razones de la primera son de tipo ético o valóricos (p. ej. porque es bueno, *sensu* Soulé (1985)) y porque podemos ahora o en el futuro beneficiarnos de ello, vinculándose necesariamente con la segunda. En este caso de análisis las razones fueron superadas, consciente o inconscientemente, y se encontró un nuevo camino, que no conserva al paisaje en su estado natural-actual, pero que mejora los beneficios que otorga al hombre, al menos, en los servicios ecosistémicos evaluados.

Concentrando el análisis en la razón de que la protección de las áreas naturales beneficia a las personas, obliga a retomar la pregunta de quiénes son esos beneficiarios, pero también de quiénes debieran responsabilizarse de su conservación. Si bien, la condición natural inmediatamente anterior a la urbanización se trataba de una condición conservable (incluso legalmente), lo cierto es que esa condición era propia de una historia de perturbaciones y, con los cambios estructurales provocados por la urbanización (incorporación de agua y exclusión de herbívoros exóticos), se hace más factible recuperar la biodiversidad nativa en algunos de sus elementos (especialmente aves y plantas), tanto en zonas netamente urbanas, como en zonas aledañas, especialmente fondos de quebradas y pendientes.

Estas distinciones, son importantes para la gestión ambiental de ciudades, por cuanto las instituciones que podrían estar más interesadas, o bien, tener una mayor responsabilidad en la conservación de la prestación de servicios ecosistémicos globales, debieran ser aquellas de carácter nacional o internacional, más que aquellas

de carácter local. En cambio, los servicios de impacto o influencia local, es decir, que benefician más directamente a la población que vive más próxima a los ecosistemas y paisajes, cuyas funciones representan elementos para el bienestar, podrían ser más objeto de administración de instituciones locales y/o por parte de privados, ya sean personas naturales (familias) o empresas (p. ej. inmobiliarias).

Siguiendo en el nivel local, la naturaleza no distingue el nivel socioeconómico de las poblaciones servidas por sus servicios ecosistémicos, sin embargo, tiene distintas repercusiones en poblaciones con mayores ingresos económicos (ricos) y en sectores más desposeídos (pobres). Esto, ya que los pobres dependen en mayor medida de la prestación de servicios ecosistémicos por no poder suplirlos por tecnología, como hacen las poblaciones ricas. Estas últimas suplen las condiciones ambientalmente desfavorables con mejores materiales de construcción, adaptaciones urbanísticas y sistemas de climatización o de purificación de aguas o del aire, entre otros. La implementación de “servicios humanos”, en sustitución de servicios ecosistémicos (deteriorados), puede provocar un sostenido y mayor impacto ambiental (una mayor “huella ecológica”). En los pobres, en cambio, esta carencia en la calidad o cuantía de los servicios ecosistémicos redundaría directamente en su calidad de vida. Esta situación es de especial interés en el área de estudio, ya que si bien, la mayor parte de hogares son de condiciones socioeconómicas altas o al menos medio-altas, existe un sector donde se concentra la condición de pobreza, con la cual se esperaría o desearía una relación de responsabilidad de parte de la institución pública de gobierno local (en este caso la I. Municipalidad de Lo Barnechea), o bien directamente de parte de las inmobiliarias que construyen en sus cercanías.

De este modo, las instituciones que podrían, con mayor propiedad, hacerse cargo de la maximización de la prestación de los servicios ecosistémicos para las poblaciones más pobres son las instituciones del Estado en su rol subsidiario, ya que las personas de estos sectores tienen pocos recursos para hacerse cargo; mientras que, para las poblaciones más ricas, parecen ser más adecuadas aquellas empresas privadas que diseñan y/o construyen los conjuntos inmobiliarios, complementadas con las instituciones del Estado en su rol regulador. A esto se suma la acción de las compañías inmobiliarias (privados) en los sectores de menores recursos, actuando con la denominada “responsabilidad social empresarial” en las áreas públicas que pueden generar beneficios (en la forma de servicios ecosistémicos) para los habitantes de las zonas aledañas de menos recursos.

Además de proteger o crear zonas y/o elementos de alta producción de servicios ecosistémicos, es necesario gestionar el flujo de servicios ecosistémicos. Es necesario instaurar una cultura institucional a nivel local de gestión de los servicios ecosistémicos, identificando niveles de producción, la distribución de los ecosistemas y sus capacidades de producción, direcciones de flujo y zonas críticas, y también elementos puntuales o lineales que favorezcan el flujo de servicios ecosistémicos o beneficios desde sectores con altos niveles de producción a ecosistemas con menores niveles.

Los servicios ecosistémicos son un concepto antropocéntrico y pragmático. Representa una alternativa viable y que integra el interés en conservar la naturaleza, aprovecharla y obtener bienestar de ella. De acuerdo con lo expresado por Juan

Carlos Castilla, en la conferencia de entrega del Premio Ramón Margalef (Generalitat de Catalunya), los servicios ecosistémicos representan una alternativa intermedia entre, la planificación y gestión orientada a la conservación de especies, y una planificación y gestión orientada a paisajes o ecosistemas, y resulta, a su parecer, la mejor alternativa de futuro, tanto en ecosistemas costeros (su especialidad) como en otros tipos de ecosistemas o paisajes.

10.5 TESIS FINAL

Una vez vistos y analizados los diversos aspectos discutidos y concluyentes de la investigación, podemos plantear como tesis final que se cumplió el **objetivo general** de la misma ya que con los resultados obtenidos se logró: *“mejorar el conocimiento sistémico de cómo funciona, desde una perspectiva ecológica, una microcuenca urbana de Santiago sometida durante los últimos 20 años a una fuerte dinámica de urbanización (...)”*. Asimismo, fueron desarrollados *“(...) esquemas conceptuales y modelos de producción, consumo y flujo de servicios ecosistémicos de impacto tangible y local, relacionándolos con la estructura biofísica, que cambia de natural a urbano, progresivamente en el tiempo”*.

También podemos fundamentar como tesis final las conclusiones obtenidas a partir de las exigencias de los **objetivos específicos**, planteándose que:

La estructura biofísica del paisaje y su producción de servicios ecosistémicos, se constituyeron como una integración de teorías y metodologías específicas, rescatadas desde la ecología, para contribuir al estudio de las ciudades. Por otra parte, la producción de conocimientos para este ámbito, al modo de la ciencia post-normal, sirvió de base y representó un diagnóstico científico inicial, que requiere de una segunda etapa donde se diagnostique de manera conjunta con la sociedad, para así generar conocimientos socialmente robustos y políticamente relevantes. Solo de esa manera, el diagnóstico puede contribuir con eficacia en el diseño de políticas públicas. Este diagnóstico inicial, ya concluido, se inició con un esfuerzo por evaluar aspectos generales, integrables y exploratorios, los que permitieron aumentar el conocimiento sistémico de cómo funcionan los ecosistemas urbanos mediterráneos, a través de información de fácil acceso. El conocimiento generado fue ordenado a través de la relación, primero teórica, entre la estructura y el funcionamiento del paisaje, con el desarrollo sustentable y el bienestar humano. Para esto se utilizó el concepto de servicios ecosistémicos como punto de unión.

El desarrollo de la tesis en general, y estos aspectos en particular, fueron sustentados tras la descripción del, cada vez más avanzado, estado de desarrollo de la ecología urbana como disciplina científica, en especial en la última década, en términos de análisis estructurales por sobre los funcionales. Así, uno de los logros de la investigación fue la propuesta de un esquema conceptual, que integra el fenómeno de la expansión urbana (distribución espacial de la población), con el efecto cibernético sobre la estructura y el funcionamiento del paisaje, con influencia determinante de las preferencias sociales. Sobre la base de este esquema conceptual, se revisó el estado del arte (una serie de casos) de la ecología urbana, donde se evaluó la estructura y/o el funcionamiento de paisajes urbanos. Esta revisión fue determinante para el diseño detallado de la metodología.

Luego, se hizo una descripción específica de la evolución del paisaje de Santiago de Chile a partir de relatos históricos, artículos científicos y modelos propuestos, reconociendo así cuatro etapas temporales según criterios socio-ambientales, desde las primeras ocupaciones por parte de indígenas en el siglo X hasta un paisaje futuro (a mediano plazo). Con esta descripción se describieron los cambios en el paisaje, protagonizados por la continua pérdida de vegetación nativa y la alteración de los sistemas naturales en general. Estos cambios en la estructuración física y biológica del paisaje han tenido consecuencias sobre la forma de hacer ciudad, originando problemas ambientales y sociales. Así, se contribuyó a la comprensión de cómo se estructura el paisaje urbano de Santiago y, en especial, el paisaje asociado al área de estudio (piedemonte andino nororiente de la ciudad). Por si misma, esta comprensión histórica sirve para mejorar el proceso de toma de decisiones y el diseño de soluciones para problemas urbanos ambientales.

Ya con estos conocimientos, se pudo desarrollar una propuesta metodológica para el fenómeno de investigación. Esta metodología tuvo como característica el basarse en la información disponible. La metodología fue aplicada de modo funcional en una microcuenca del sector nor-oriente de Santiago de Chile (el área de estudio), permitiendo evaluar cuantitativamente los cambios en la estructura del paisaje, a través de las variables biofísicas (NDVI y temperatura de emisión superficial) entre 1975 y 2009, y los usos del suelo entre 1955 y 2010 mediante un análisis jerarquizado. Esta evaluación se complementa con la descripción cualitativa de los cambios del paisaje a partir del siglo X. Tras esto, en cada uno de los ecosistemas del área urbana y en los ecosistemas dominantes de la microcuenca no urbanizada, se estimó el consumo potencial de servicios ecosistémicos a partir de variables referenciales obtenidas de casos de estudio similares. Posteriormente, se modeló el flujo de servicios ecosistémicos entre los ecosistemas (sólo en la etapa temporal más reciente), usando el flujo de masas de aire, diurna y nocturna, y el flujo hídrico superficial; primero al interior del área urbana y luego entre ésta y los ecosistemas dominantes del sector no urbanizado de la microcuenca. Finalmente, como aplicación del modelo metodológico, se elaboraron modelos de flujo de servicios ecosistémicos hacia el paisaje de la microcuenca vecina, ubicada aguas-abajo (el resto de la ciudad de Santiago). Estos modelos se elaboraron sobre el paisaje, en forma conceptual y sobre la etapa temporal más reciente. Como término del documento de tesis se presenta un análisis de las implicancias ambientales del cambio en la producción y consumo de servicios ecosistémicos, de los beneficiarios de tal producción y de las alternativas usadas y/ disponibles para mitigar, compensar y/o reparar los efectos de diferentes tipos de urbanizaciones (desarrollo inmobiliario) sobre los servicios ecosistémicos a escala local.

Finalmente, en términos de contestar la hipótesis, podemos plantear que ésta se cumple, tal como se planteó:

“(…) No obstante (el postulado de que la urbanización a costa de áreas naturales genera un menoscabo en la producción de servicios ecosistémicos), por el estado de aridez de la condición inmediatamente anterior a la urbanización y por la naturaleza de la vegetación acompañante de estas urbanizaciones de alto valor económico, caracterizada por una gran cobertura vegetal, una alta productividad vegetal debido al manejo que se hace de ella a través de riego y poda, y la masiva presencia de superficies cubiertas por césped (herbáceas), podría observarse (y tras los resultados se constata que existe) un aumento de la capacidad de producción/prestación de servicios ecosistémicos (o al menos de algunos de ellos) en esta área urbanizada”

10.6 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

Arnold, C. & Gibbons, J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* (62), 243-258.

Cadenasso, M., Pickett, S. & Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment* (5), 80–88.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) (1999). Catastros de usos del suelo y vegetación. Región Metropolitana de Santiago, Chile.

Corporación Nacional Forestal (CONAF) (2002). Catastros de usos del suelo y vegetación. Región Metropolitana de Santiago, Chile. Actualización.

Ducci, M. (2002). Área urbana de Santiago 1991-2000: Expansión de la industria y la vivienda. *EURE*, 28 (85).

Fuentes, E., Espinoza, G. & Fuenzalida, I. (1984). Cambios vegetacionales recientes y percepción ambiental: El caso de Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* (11), 45-53.

Hutyra, L., Yoon, B., Hepinstall-Cymerman, J. & Alberti, M. (2011). Carbon consequences of land cover change and expansion of urban lands: A case study in the Seattle Metropolitan Region. *Landscape and Urban Planning* (103), 83–93.

Moreno, M. (1994). Intensity and form of the urban heat island in Barcelona. *International Journal of Climatology* (14), 705-710.

Moreno, M. (1999). *Climatología urbana*. Edicions de la Universitat de Barcelona.

Niemela, J., Sanna-Riikka, S., Tarja, S., Kopperoinen, L., Vesa, Y., Seija, V. & Kotze J. (2010). Using the ecosystems approach for better planning and conservation of urban green space: A Finland case study. *Biodiversity and conservation* (19), 3225-3243.

Nowak, D. & Crane, D. (2000). The urban forest effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions. En: Hansen, M. & Burk, T. (Eds.). Proceedings: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century. IUFRO Conference, 16–20 August 1998, Boise, ID. General Technical Report NC-212. US Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, St. Paul, MN, pp. 714–720.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Peña, M. (2008). Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing* (29), 4385–4404.

Pickett, S., Cadenasso, M., McDonnell, J & Burch, W. (2009). Frameworks for urban ecosystem studies: gradients, patch dynamics and the human ecosystem in the New York Metropolitan Area and Baltimore, USA. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

Romero, H., Ihl, M., Rivera, A., Zalazar, P. & Azócar, P. (1999). Rapid urban growth, land-use changes and air pollution in Santiago, Chile. *Atmospheric Environment* (33), 4039-4047.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005a). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-18.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005b). La comodificación de los territorios urbanizables y la degradación ambiental en Santiago de Chile. *Scripta Nova* (194). Disponible en <<http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-194-68.htm>>.

Romero, H., Salgado, M. & Smith, P. (2010). Cambios climáticos y climas urbanos: Relaciones entre zonas termales y condiciones socioeconómicas de la población de Santiago de Chile. *Revista INVI* (70), 151-179.

Sarricolea, P., Aliste, E., Castro, P & Escobedo, C. (2008). Análisis de la máxima intensidad de la isla de calor urbana nocturna de la ciudad de Rancagua (Chile) y sus factores explicativos. *Revista de Climatología* (8), 71-84.

Seguel, R., Morales, R. & Leiva, M. (2012). Ozone weekend effect in Santiago, Chile. *Environmental Pollution* (162), 72-79.

Soulé, M. (1985). What is Conservation Biology?. *Bioscience* (35), 727-734.

Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. & de Vries, S., 2005. Benefits and uses of urban forests and trees. En: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J. (Eds.). *Urban forests and trees*. Springer, Berlin etc., pp. 81-114

Whitford, V., Ennos, A. & Handley, J. (2001). "City form and natural process" - Indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* (57), 91-103.

CAPÍTULO XI
APLICACIONES PRÁCTICAS

Si bien es cierto que la tesis se acaba, desde el punto de vista formal, en el capítulo anterior, por lo planteado en el Capítulo I en relación al rol de la ciencia en sus modos y fines, en el Capítulo III sobre las necesidades de una disciplina en desarrollo y sus características intrínsecamente relacionadas con el resolver demandas de la sociedad, y por el compromiso general universidad-sociedad, es que este capítulo contiene aplicaciones prácticas relacionadas con la investigación en ecología urbana y con los agentes del territorio.

11.1 APORTES Y DESAFÍOS DE LA ECOLOGÍA URBANA

11.1.1 DIAGNÓSTICO INTEGRAL CON LA SOCIEDAD

La generación de resultados que permiten conocer el comportamiento general del sistema desde una perspectiva académica, posibilita el desarrollo de una segunda etapa de investigación, escasamente aplicada, y que consiste en producir conocimientos en conjunto con la sociedad para resolver inquietudes o problemas de alta especificidad. La utilidad de este diagnóstico inicial no es sentar verdades, sino revelar algunas propiedades de un sistema complejo y orientar con mejores datos (no necesariamente “duros”) la formulación de nuevas preguntas de mayor complejidad.

Para iniciar un diagnóstico con la sociedad (el círculo ampliado de pares *sensu* Quétier *et al.* (2008)), estos resultados deben ser conocidos por ella, de manera de posibilitar la generación de demandas de nuevos conocimientos a partir de este conocimiento, y que tendrá un origen en sus propios intereses, problemas o inquietudes. La sociedad en este caso está representada principalmente por la institución de gobierno local (I. Municipalidad de Lo Barnechea), las organizaciones comunitarias (p. ej. juntas de vecinos y clubes sociales y/o deportivos) y los agentes inmobiliarios.

Centrándose en un aspecto específico, con esta investigación se logró comprender la expresión de algunas funciones ecosistémicas, que permiten desarrollar un nuevo diseño experimental que cuantifique procesos. Este diseño tendría que realizarse con

la institucionalidad encargada de velar por la adecuada distribución de los beneficios que ofrece la naturaleza. Como ya se describió ampliamente, los beneficios asociados a las funciones evaluadas se producen por la naturaleza incorporada artificialmente por los agentes inmobiliarios, por lo que éstos podrían reclamar como propios estos beneficios y no sentir ninguna obligación ni responsabilidad de contribuir a maximizar el disfrute de estos beneficios por parte de habitantes que residen fuera de los límites del conjunto inmobiliario donde se producen estos servicios ecosistémicos. Ante esto una acción de tipo política es necesaria, por lo que este nuevo diseño experimental que cuantifique los procesos ecosistémicos generados al interior de un conjunto inmobiliario y su transferencia hacia otros sectores aledaños, tendría que ser realizado en conjunto con la I. Municipalidad de Lo Barnechea (institución de gobierno local). Alternativamente es posible que esta cuantificación se realice en coordinación, entre la mencionada municipalidad y una compañía inmobiliaria para un proyecto de desarrollo urbano específico, como parte de la evaluación de impacto ambiental y con el propósito de cuantificar las externalidades ambientales positivas de su proyecto, y así cuantificarla a través de medidas de gestión. Esto último puede resultar más factible e incluso exigible por parte de la I. Municipalidad.

Así, la calidad de un segundo (y los sucesivos) proceso(s) de investigación de la cuantificación de procesos ecosistémicos que generan bienestar a los ciudadanos, ya sea en el conjunto del área urbana, o bien en un proyecto inmobiliario específico, estará dado por la participación de los miembros de la sociedad en el diseño metodológico y la interpretación de sus resultados, participando así, directa o indirectamente, en los procesos de toma de decisiones (Funtowicz & De Marchi, 1999). Esto teniendo en consideración, que se persigue incrementar la calidad de los conocimientos generados (socialmente robustos) más que su exactitud o acercamiento a la “verdad” (Funtowicz *et al.*, 2008).

11.1.2 SOBRE LAS OPORTUNIDADES DE INVESTIGACIÓN EN LA ECOLOGÍA URBANA EN EL ÁREA DE ESTUDIO

En la investigación se evaluó a nivel de paisaje la estructura, la composición y la función; profundizando en la composición y la función a nivel de ecosistemas-comunidades y, en menor medida, en su estructura (*sensu* Noss (1990); Figura 209).

Complementariamente, los elementos estructurales y composicionales a nivel de poblaciones que alguna vez han sido evaluados y reportados científicamente para la ciudad de Santiago de Chile son: vegetación y biomasa del arbolado (De la Maza *et al.*, 2002; Escobedo *et al.*, 2006; Hernández, 2007) y aves (Urquiza & Mella, 2002; Díaz & Armesto, 2003; Mella & Loutit, 2007). Otro aspecto que ha sido ampliamente reportado y que se encuentra en investigación el fenómeno de las islas de calor (Romero & Vásquez, 2005; Peña, 2008; Romero *et al.*, 2010) que se asocia a procesos ecosistémicos (aspecto funcional). Asimismo, existe una línea de investigación en áreas verdes urbanas (Reyes-Paecke & Figueroa, 2010), específicamente en su estructura a nivel de paisaje y ecosistemas, no obstante, tras revisar los catastros de áreas verdes institucionales se detectaron grandes falencias para estudiar la dinámica en este aspecto (Reyes-Paecke & De la Barrera, datos sin publicar).

Existe así una oportunidad específica, para profundizar estudios en estos aspectos de la naturaleza o biodiversidad (Figura 209) que se expresa en la ciudad, así como también para iniciar investigaciones en otros aspectos, como la estructura a nivel de ecosistemas-comunidades (estructura de hábitat); o la composición de especies (poblaciones), especialmente de aquellas nativas y más sensibles. Esto es de interés especialmente para la vegetación, luego de haberse constatado el aumento de ésta junto con la urbanización, restando saber cuánta de esa vegetación es nativa y cuál es su composición, a través del estudio de la composición de especies, especialmente arbóreas.

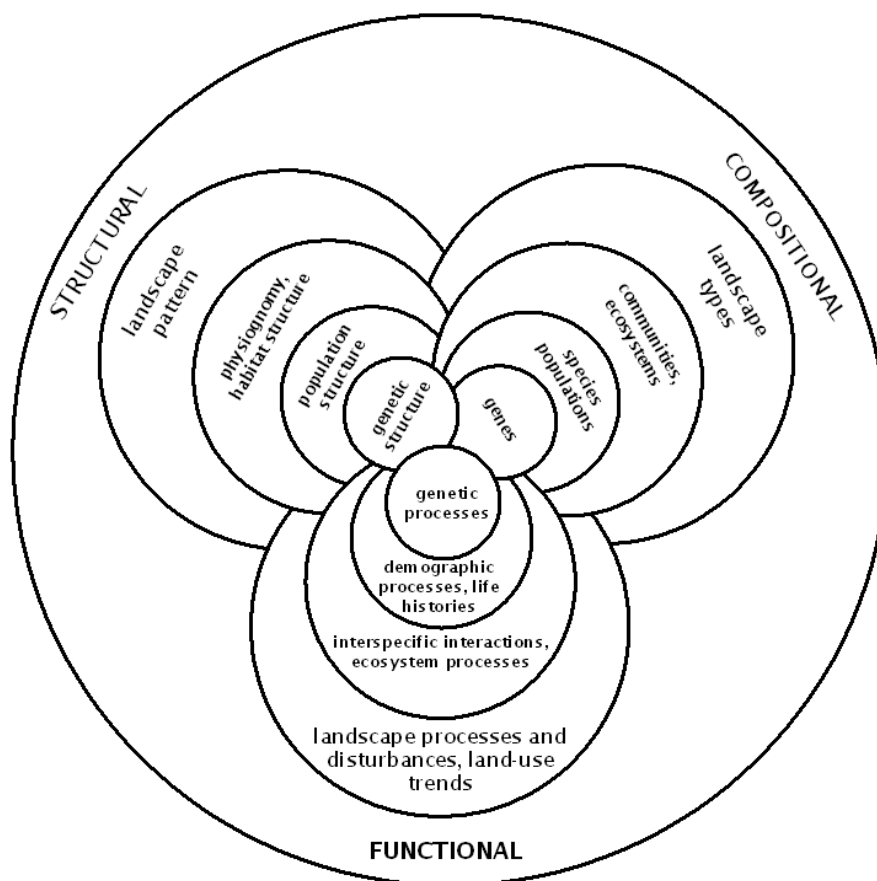


Figura 209. Esquema conceptual elaborado por Noss (1990) para representar los aspectos de la biodiversidad (la naturaleza) que debiesen considerarse en programas de evaluación y monitoreo ambiental. Fuente: Noss (1990)

Conocer la composición permitirá generar conocimientos adicionales para la gestión ambiental urbana, como saber cuál es el requerimiento hídrico de una comunidad, de un ecosistema o de un paisaje, y modelar qué cambios en esa composición pueden ser favorables para el desarrollo sustentable.

Desde el punto de vista funcional, si bien la tesis realizó análisis asociados al metabolismo urbano (funciones ecosistémicas), estos fueron cualitativos y con fines esquemáticos. Es poco lo que se ha investigado, tanto en Santiago como en otras ciudades del mundo, sobre el intercambio y transformación de materia y energía (Pauleit & Duhme, 2000), por ejemplo. Un indicador frecuentemente usado con propósito descriptivo es la huella ecológica de todo un sistema urbano, para investigar

los *stocks* y flujos de hogares individuales. La experiencia del autor, derivada del desarrollo de la tesis, es que para estos propósitos es elemental contar con una descripción estructural robusta. Al existir un análisis estructural se pueden realizar otros estudios orientados a aspectos funcionales del paisaje.

Tal como se describió en el Capítulo III, el estudio ecológico de los efectos de la urbanización puede centrarse en toda el área metropolitana (el área urbana de interés), o bien, en las áreas naturales (o verdes) que están dentro de ellas. Esta investigación se centró en un área urbana, no obstante puede ser refinada usando solo las áreas verdes y/o los elementos que concentran más vegetación, evaluando la dinámica de este tipo particular de áreas y relacionarlas con factores socioeconómicos en un grado mayor de resolución.

Asimismo, estos autores señalan que uno de los aspectos de interés en la ecología urbana es el cambio en las variables en el gradiente rural-urbano, tales como: regímenes de perturbación, atributos ecológicos de la biota, estructura del paisaje, estrés fisiológico (contaminación) y, factores culturales, económicos y políticos. Esto, dado que representa un nivel de manipulación experimental difícil de producir a voluntad. Este aspecto se exploró someramente en un apartado de la tesis (ver 8.5 ETAPA IV: MODELO DE FLUJO DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS ENTRE LOS ECOSISTEMAS), pero que podría ser ampliado para el conjunto de la ciudad y/o en zonas específicas.

11.2 RECOMENDACIONES PARA LOS AGENTES DEL TERRITORIO

11.2.1 GESTIÓN DE SERVICIOS ECOSISTÉMICOS

Siguiendo a Niemelä *et al.* (2009), tras avanzar en comprender de cómo funcionan los ecosistemas urbanos, en entender los efectos de la urbanización sobre el funcionamiento de éstos y en hacer investigación comparada entre ciudades, mejora la apreciación de la ecología urbana entre los ciudadanos y los científicos, y se puede influenciar mejor en los procesos de planificación urbana, para así contar con ambientes más saludables y placenteros para sus habitantes, así como también para conservar la biodiversidad. Y como la ecología urbana tiene la cualidad integradora de la visión ecológica (sistémica), es que puede llegar a convertirse en una herramienta protagónica para la planificación urbana (Camargo, 2005).

En términos prácticos, más allá de discutir la cantidad de cada uso del suelo por sí mismo, un aporte específico de la ecología urbana y particularmente de esta investigación, es hacer una estimación de la expresión de las funciones ecosistémicas (producción de servicios ecosistémicos), no sólo describiendo como los usos del suelo influyen sobre los procesos y patrones ecológicos (Niemelä *et al.*, 2009), sino que esquematizando cuáles son los procesos ecológicos de los usos del suelo.

De esta manera, la finalidad del aporte a la planificación urbana se traduce en conocimientos de cómo un determinado cambio de uso de suelo y/o distribución de usos del suelo implica un cambio en la producción de servicios ecosistémicos y en el flujo de beneficios ecológicos entre las unidades de uso de suelo; pudiéndose definirse usos del suelo ecológicamente complementarios (*sensu* Colding (2007)), que maximicen el bienestar humano a partir de servicios ecosistémicos y, a la vez, aumenten la resiliencia de los ecosistemas.

En otras palabras, la innovación es centrar la demanda y oferta de conocimientos en la gestión de la producción y los flujos de servicios ecosistémicos, diseñando una distribución de usos del suelo que aumente los flujos de beneficios desde ecosistemas con gran producción hacia los sectores con habitantes. Estos ecosistemas deben localizarse estratégicamente (p. ej. en nodos de concentración de flujo o en áreas sensibles) y deben conservarse.

Desde esta perspectiva, la sustentabilidad del sistema está determinada por conservación de las estructuras más determinantes en la producción y en el flujo de servicios ecosistémicos. Éstas son aquellas responsables de la cobertura vegetal (árboles y arbustos principalmente) y de la cobertura de los suelos que infiltran y no producen demasiado calor. En ambos casos, la disponibilidad de agua es el recurso crítico, por lo que la sustentabilidad del área está determinada, finalmente, por el suministro de agua. El otro factor que fue determinante en el pasado para la vegetación, pero que en la actualidad es casi ausente, es la actividad de los herbívoros exóticos, los que fueron removidos por la presencia humana y por sus mascotas. Un tercer factor elemental es que no aumente, desmedidamente, el sellamiento de los suelos, especialmente por la pavimentación; lo cual es prácticamente inevitable en la construcción de calles, pero no así en patios y jardines de viviendas.

Si bien la investigación se enfocó en tres servicios ecosistémicos de regulación, hay más servicios ecosistémicos que se expresan en el área y que se pueden conservar y maximizar. Uno de ellos es el servicio ecosistémico de contemplar la fauna, especialmente aves. La gestión de servicios ecosistémicos, en este caso, consiste en generar hábitats de paso o incluso permanencia para algunas especies, en especial aves nativas (por su mayor docilidad y capacidad de adaptación); estos hábitat, si cuentan con adecuados corredores biológicos, pueden atraer las especies que suelen refugiarse en las quebradas de la microcuenca. Asimismo, aprovechando los menores requerimientos de espacio, pueden recuperarse o crearse hábitats apropiados para anfibios y reptiles, los cuales requieren altas calidades ambientales (especialmente los primeros).

11.2.2 GESTIÓN AMBIENTAL INMOBILIARIA Y MUNICIPAL

RECOMENDACIONES ESPECÍFICAS DE GESTIÓN Y/O POLÍTICA PÚBLICA

Así como se pueden hacer cuantificaciones mejor basadas ecológicamente y socialmente, se pueden elaborar mejores políticas públicas, que generen programas y medidas de gestión, aplicables y/o exigibles. Ante esto, la eficiencia en el gasto del agua, la selección de especies vegetales, la distribución de las calles y el manejo de la canalización de las aguas lluvias, son aspectos que podrán regularse de mejor modo si se profundiza en la comprensión de su funcionamiento. Estas recomendaciones surgen directamente del diagnóstico inicial y pueden ser mejoradas; con un conocimiento más socialmente robusto (validado e impulsado por la sociedad) y más políticamente relevante; teniendo en cuenta los valores acordados (negociados y discutidos) y tranzados por la sociedad que fue parte de dicho proceso; y asimilando y reconociendo la incertidumbre del sistema en cuestión, explicado tanto por la

naturaleza misma del sistema (complejidad), como por la falta de mejores datos y la dificultad de interpretarlos (Gibbons, 1999; Stevens *et al.*, 2007).

CONSUMO Y GESTIÓN DEL AGUA

Por la cantidad de vegetación que se ha incorporado con la urbanización y el carácter natural semiárido del paisaje, el consumo de agua potable para riego ha de ser muy alto. Además, el costo económico de ese consumo es alto, lo que no parece ser una dificultad para la mayoría de sus habitantes por su condición socioeconómica (alta), pese a que tenga el precio más alto de Chile (\$664 en un condominio, \$647 en otros sectores de la misma comuna y \$197 en otras partes de Santiago (Chicureo; Diario La Segunda <http://www.lasegunda.com/Noticias/Economia/2012/02/720075/diferencias-de-mas-de230-registran-precios-del-agua-potable-en-santiago>). Esto, sin embargo, debe acarrear implicancias doblemente nefastas para el sector del “Cerro 18” (de condición socioeconómica baja), ya que al hecho de no contar con recursos para incrementar la vegetación por su costo inicial, se suma el alto costo del agua para su mantención, haciendo prácticamente imposible la presencia de una cobertura vegetal mayor a 10%. Por lo anterior, asoma como imprescindible hacer una gestión específica para rebajar o subsidiar los costos del agua, y así lograr aumentar la cobertura vegetal en ese sector y, como consecuencia de esto, aumentar la producción de servicios ecosistémicos (y así el bienestar). Paralelamente, se hace imperativo mejorar al máximo posible la eficiencia en el consumo de agua, ya que ante escenarios de escasez de agua y/o aumentos dramáticos en su precio, la vegetación urbana podría verse afectada y la producción de servicios ecosistémicos reducida. En la misma línea, se hace imperativo minimizar los requerimientos de agua por parte de las especies a través de la selección de árboles con menores requerimientos hídricos.

Gestión del flujo hídrico

Junto con el manejo del consumo del agua, surgen la oportunidad de gestionar el flujo del agua por el área urbana, especialmente de las aguas lluvias. Éstas deben ser preferentemente manejadas de modo superficial, no a través del alcantarillado, dirigiéndola hacia sectores con mayor capacidad de retención (contención por un periodo corto) y de infiltración, o bien, hacia los esteros existentes. Así aumentará y se facilitará la infiltración profunda, se alimentará a las napas subterráneas y se evitará colapsar los sistemas de encausamiento de aguas lluvias de la ciudad de Santiago ubicados “aguas abajo”. Paralelamente, la conservación de las quebradas ubicadas en la parte no urbana de la microcuenca, tiene importancia estratégica para este propósito, permitiendo la acumulación de agua para riego, la mantención de niveles de humedad y la prevención de aluviones de lodo y piedras. Además estas quebradas, bien conservadas, ofrecen refugio y vías de tránsito para especies (especialmente mamíferos y herpetozoos), y mejoran la calidad del aire cargado de contaminantes que por las noches asciende desde la ciudad, entre otras funciones ecosistémicas que realiza.

Selección de especies vegetales

A la ya mencionada necesidad de seleccionar especies de menor requerimiento hídrico (especialmente árboles), se pueden agregar acciones concretas en los sectores con grandes extensiones de césped, como clubes de golf, a los cuales debiesen exigirse el máximo de medidas para reducir el consumo, como mecanismos para reducir la pérdida de agua por infiltración (y así reducir las demandas de riego), o bien, fiscalizar el adecuado horario para su riego, reduciendo las pérdidas por evaporación. Finalmente, una adecuada selección de especies vegetales, favorecerá a aquellas esclerófilas nativas, que además de tener menores requerimientos hídricos, permitirán el establecimiento (con nidificación inclusive) de otras especies nativas que los requieran como elementos de su hábitat, siendo algunas de ellas mayormente carismáticas y valorables con fines de esparcimiento (visualización), por parte de los habitantes en su día a día, e incluso algunas de ellas relevantes para otros procesos ecológicos menos visibles, como la polinización o el control de plagas.

Orientación de las calles

El diseño de la orientación es relevante, por cuanto pueden facilitar el flujo de las masas de aire, y así llevar las masas de aire contaminado y caliente hacia lugares con mayor producción de servicios ecosistémico y que, a la vez, tienen bajas emisiones de contaminantes y calor antropogénico, por lo que, en el flujo descendente (de regreso) devuelven la misma masa de aire con una mejor calidad del aire y una temperatura más agradable (con menos calor). Si el flujo es favorecido por corredores de viento, el efecto positivo de los servicios ecosistémicos generados en un sitio es maximizado, al ser trasladado hacia un área más distante. En este sentido, las calles tendrían que tener una orientación que permita que el viento fluya por la ciudad, para lo cual las mayores calles deben orientarse en la dirección del flujo de aire (diurno y nocturno), evitando la introducción de elementos que incrementen la rugosidad (Figura 210).

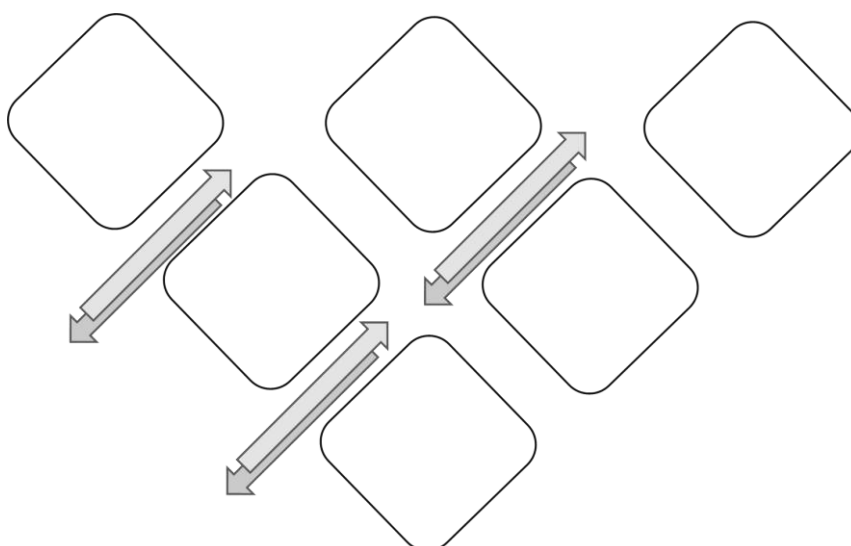


Figura 210. Esquema que representa el flujo de masas de aire diurno y nocturno a través de las calles de la ciudad. Fuente: Elaboración propia.

Caracterización de las viviendas

Sectorialmente, se puede señalar que las comunas de Las Condes, Vitacura y Lo Barnechea representan un clúster socioeconómico, compartiendo algunas características con las comunas de Providencia y La Reina. Las Condes es una comuna de la cual surgió Vitacura y Lo Barnechea, por lo que tiene un mayor desarrollo comercial que las otras dos. Estas comunas coinciden en tener urbanizaciones con las siguientes características:

- Contienen un gran número de construcciones cerradas o condominios con una población rica en bienes suntuarios y nivel educacional (Hidalgo *et al.*, 2007).
- Contienen casas con una superficie construida mayor a 200m², una superficie de lote mayor a 500m², son siempre aisladas (no pareadas), están en condominios bien delimitados o bien son viviendas individuales y, tienen áreas verdes extensas, parques, bandejones con vegetación y pastos. Lo Barnechea contiene un 62% de hogares con estas condiciones, seguida de lejos por Las Condes (16%) y Peñalolén (15%) (Ducci, 2002).
- Tienen una relación entre superficie de jardines y superficie construida de aproximadamente un 35% (Vitacura – Las Condes) *versus* un 26% de promedio de toda el área urbana de Santiago, siendo superado sólo por las comunas de Puente Alto y La Reina, con un 50% aproximadamente (Reyes-Paecke & Meza, 2011). En general, las áreas de jardines son amplias y cuentan con piscinas y una mayor diversidad de estratos vegetacionales.
- Poseen un alto porcentaje de hogares del nivel socioeconómico más alto: las comunas de Vitacura, Las Condes, Lo Barnechea y La Reina son las únicas en que el porcentaje de hogares de nivel socioeconómico ABC1 es mayor a todos los restantes niveles con un 59%, 49% y 43% de los hogares en este nivel, respectivamente (Adimark, 2004)
- Contienen una cobertura arbórea elevada: las comunas de Vitacura, La Reina, Las Condes, Lo Barnechea y Providencia tienen la mayor cobertura arbórea de Santiago, superando el 30% (Hernández, 2008).

Para esquematizar aún más la condición de estas viviendas, se presentan en la Tabla 73 algunas de las características de los proyectos en venta en el mes de Noviembre de 2009, a partir de la información disponible en el sitio web “Portal Inmobiliario” (<http://www.portalinmobiliario.com>). Puede notarse el tipo de viviendas en cuestión: de 4 a 5 dormitorios, alrededor de 230m² construidos en promedio y con valores desde 5.000UF (145.000€ aproximadamente) hasta al menos 18.300UF (525.000€ aproximadamente), cifra que puede ser ampliamente superada, en especial en los proyectos “Parque Los Nogales” y “El Parque”.

Tabla 73. **Proyectos inmobiliarios en venta en Noviembre de 2009.** Se indican datos de metros construidos y precios a modo de rangos (mínimos y máximos informados). 1 UF = \$21.070 = 25,6€. s/i = sin información. Fuente: <http://www.portalinmobiliario.com> consultada en Noviembre de 2009.

ID	Nombre proyecto	Número de dormitorios	m ² construidos desde	m ² construidos hasta	Precios desde (UF)	Precios hasta (UF)
1	Barrio Alpino - Valle La Dehesa	5	139,6	139,6	5.099	6.124
2	Valle La Dehesa	s/i	139,9	193,09	7.143	s/i
3	Parque Los Quillayes de La Dehesa	3	140	s/i	6.080	7.743
4	Condominio Vista El Golf	4	140	s/i	7.750	8.950
5	Los Bravos - Valle Los Trapenses	4	189	310	9.190	14.350
6	Plaza Los Nogales	4	207	234	12.290	s/i
7	Casa Mirador	5	247	302	12.500	14.500
8	Los Frailes	4	212	270	13.150	17.690
9	Parque Los Nogales	5	248	372	15.599	s/i
10	El Parque	5	313	350	18.300	s/i



Figura 211. **Localización (en amarillo) de los proyectos inmobiliarios en venta en Noviembre de 2009 listados en la Tabla 73.** Fuente: Modificado a partir de <http://www.portalinmobiliario.com>.

Estos proyectos inmobiliarios en venta (casas nuevas) se localizan preferentemente hacia el norte de la microcuenca, en el Valle Los Trapenses (Figura 211), en torno a la Avenida Paseo Pie Andino o Avenida Camino Los Trapenses,

seguido por Av. La Dehesa (3 proyectos) y por dos otras localizaciones aisladas. Para el año 2012 (mes de febrero) la distribución sigue el mismo patrón.

Otra manera de explicar el desarrollo característico de la zona oriente, y también de otras comunas periféricas, es a través de los factores de repulsión desde la metrópolis (es decir las razones para no querer vivir en el centro de la ciudad) y a través de los factores de atracción desde la periferia (es decir las razones para querer vivir en la periferia; Tabla 74).

Tabla 74. **Factores que explican la migración hacia la periferia.** Se listan los factores de atracción desde la periferia y repulsión desde la metrópoli, haciendo referencia a la privatópolis generada en algunas zonas periféricas, relacionándose con el aumento de los límites espaciales en la promoción y construcción de espacios residenciales cerrados y marcados por barreras de protección y seguridad, en los cuales se comienza a vivir una progresiva auto segregación no solo del habitar sino que también de los servicios necesarios que apoyan dicha función. Fuente: Adaptado de Hidalgo *et al.* (2008)

Repulsión desde la metrópoli	Atracción desde la periferia
Factores ambientales: contaminación del aire, ruido, congestión vehicular.	Factores ambientales: aire limpio, silencio, espacios de ocio abiertos e inmersos en la “naturaleza” y “vida campestre” (por ejemplo: canchas de Golf, clubes ecuestre, lagunas para deportes acuáticos, entre otros)
Factores laborales: modificación de la fuente laboral o acogimiento a jubilación.	Oferta inmobiliaria: acceso a viviendas de mayor tamaño predial y construido a un costo menor en relación a la mercado intra-metropolitano.
Factores personales: renuncia a la vida en la ciudad y migración al campo para vivir en él y de él; búsqueda de un espacio diferente y ajeno a los “males de la ciudad” para el “crecimiento de los hijos”.	Vigilancia y mayor seguridad.
	Posibilidades de diseñar “la propia vivienda” en relación a la construcción estandarizada del interior del Área Metropolitana de Santiago.
	Posibilidades de ejercer una nueva actividad que no involucre movilidad a la fuente de trabajo.
	Factores personales: mayor tiempo para la familia; mejoras de la salud corporal.

Las ideas (palabras) asociadas a las descripciones de los proyectos inmobiliarios en venta (Tabla 73) giran en torno al lujo y tipo de diseño (p. ej. terminaciones, estilo, diseño, arquitecto, nombres de arquitectos, amplias), al equipamiento (p. ej. infantiles, colegios, acceso, conectividad) y al ambiente en que se ubican (p. ej. natural, mediterráneo, entorno). Este último atributo no se destaca de buen modo si se considera la riqueza de sus características naturales. En la Figura 212 se destacan las palabras más frecuentes de esas descripciones, en un mayor tamaño y un tono más oscuro.

De esta manera, sorprende lo poco que se destacan las condiciones de verdor y la calidad ambiental de las viviendas, de los conjuntos inmobiliarios y del entorno en que se insertan, probablemente por no significar un valor agregado, en comparación a otras viviendas del mismo sector. Una mejor gestión de esa naturaleza urbana, expresada en especies o servicios ecosistémicos, sumada a una explicación simple y directa, podría contribuir a elevar el valor de mercado de las viviendas, financiando así ésta mejor gestión ambiental.

Lo esperable, y así ha sido descrito por algunos investigadores como Jorge Ortiz, es que las migraciones internas sean al interior de las mismas comunas, densificándolas, especialmente en aquellos sectores donde se construyen edificios de alto *confort*. No obstante, es de interés inferir hacia donde será el próximo gran movimiento de las familias de altos ingresos económicos, dado que a donde sea que migren replicarán estas condiciones de alta cobertura vegetal y baja densidad de ocupación, permitiendo una mayor producción de servicios ecosistémicos. Hacer esta inferencia permitirá incidir en recomendaciones específicas sobre cómo estructurar ese sistema para maximizar la producción de servicios ecosistémicos y así el bienestar humano.

Existen elementos de infraestructura (carreteras nuevas que cruzan cordones montañosos), recientemente construidos con fondos privados y públicos que permiten aventurar (como se señaló en el Capítulo VIII de Resultados) que esta migración será hacia el norte de la ciudad, al sector denominado “Chicureo” (4), ubicado en la comuna de Colina. Este sector destaca por ofrecer condiciones iniciales similares a las que ofrecía Lo Barnechea en la década de 1980 y 1990, y menores precios de suelo que Lo Barnechea y el resto del piedemonte andino del sector nor-oriental sin urbanizar. La estructura del paisaje de esta zona es vegetacionalmente similar (espinal abierto) y se caracteriza por tener la napa subterránea a baja profundidad. De esta manera, el modelo esquemático de localizaciones y fuerzas de cambio se presenta en la Figura 213 y su mapa en conjunto con la expansión de la ciudad, en la Figura 214.

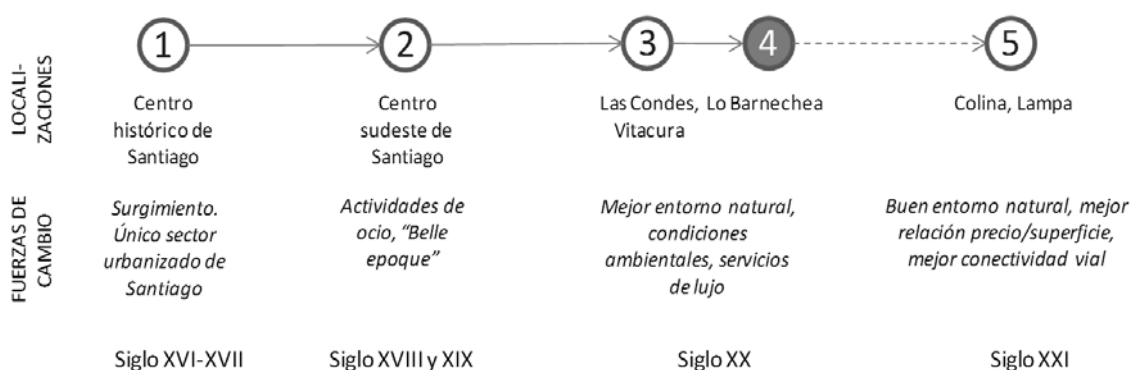


Figura 213. **Evolución de las localizaciones geográficas de la clase alta y media-alta en Santiago y fuerzas de cambio.** Los números indicados en círculos sirven para relacionar estos procesos con la figura siguiente y lo indicado en el texto. Fuente: Elaboración propia.

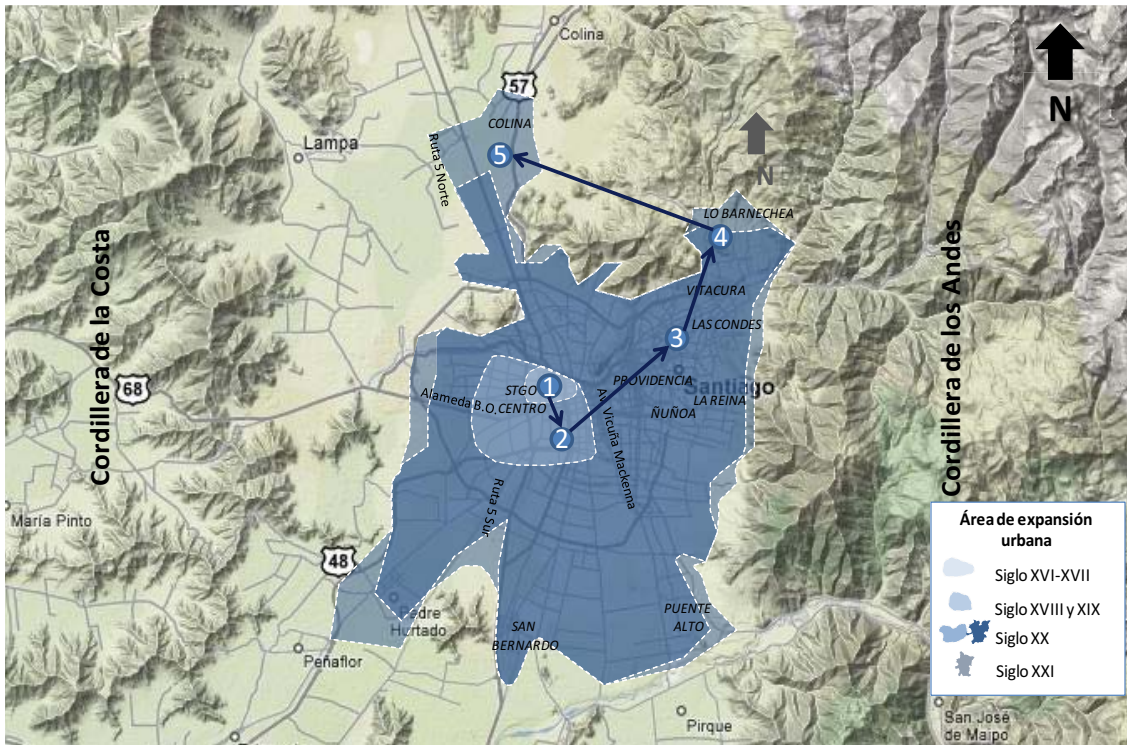


Figura 214. **Modelo general de micro-migración de la clase alta y media-alta de Santiago.** Se muestra esquemáticamente la expansión del área urbana en distintas épocas. Fuente: Elaboración propia sobre mapa base de Google Maps.

La excepción del “Cerro 18”

Tal como se señaló en el Capítulo VIII de resultados, la homogeneidad de la cobertura vegetal alta, con una urbanización característica, de baja o media densidad habitacional, se quiebra en el sector denominado “Cerro 18”, donde destaca la baja cobertura vegetal en comparación a la situación del resto de la microcuenca urbanizada (Figura 215). Este sector fue construido en 1988 y consta de viviendas básicas (1.900 en su origen). Su ubicación es en zona de pendiente, al igual que una porción del resto de la microcuenca, pero no dispone de vegetación que disipe el efecto de las precipitaciones intensas, otorgándole una condición de vulnerabilidad ambiental adicional (Larraín, 1992).

Esta situación se generó por una política de vivienda social, a diferencia de la política que ha impulsado la urbanización del resto de la microcuenca, motivada por el mercado. De esta manera, los agentes territoriales que velan por la adecuada gestión ambiental y urbana de ambos sectores son de distinta naturaleza. En el sector urbanizado con viviendas de alta plusvalía (con mucha vegetación y baja densidad de habitantes), la condición misma de las viviendas, sumada a los recursos económicos para el diario vivir de sus habitantes, asegura una condición de bienestar e incluso resiliencia ante eventos catastróficos, por lo que sus ciudadanos tienen una relación de mayor demanda hacia los agentes inmobiliarios, con quienes se hace el negocio de compra del inmueble. En tanto, en el sector con viviendas de baja plusvalía (la excepción en términos territoriales), el agente territorial con quien los ciudadanos tienen la relación de mayor demanda es el gobierno local, en primer término, y eventualmente con la institución que otorgó la vivienda social (Secretaría Regional

Ministerial de Vivienda y Urbanismo), dependiente del Ejecutivo (Gobierno Nacional), quien delega dicho poder regional.

Continuando con lo señalado en el capítulo anterior, la responsabilidad de aumentar el bienestar humano de los ciudadanos de los sectores con menor producción de servicios ecosistémicos, como ocurre en el sector del Cerro 18, recae en el gobierno local, quien suma de esta manera una responsabilidad adicional para con los vecinos de este sector, esta vez orientada a aumentar la producción de servicios ecosistémicos, principalmente a través del aumento de la cobertura vegetal, teniendo en consideración que otras medidas preventivas también son requeridas, en especial en términos de aluviones y desplazamientos en masa.

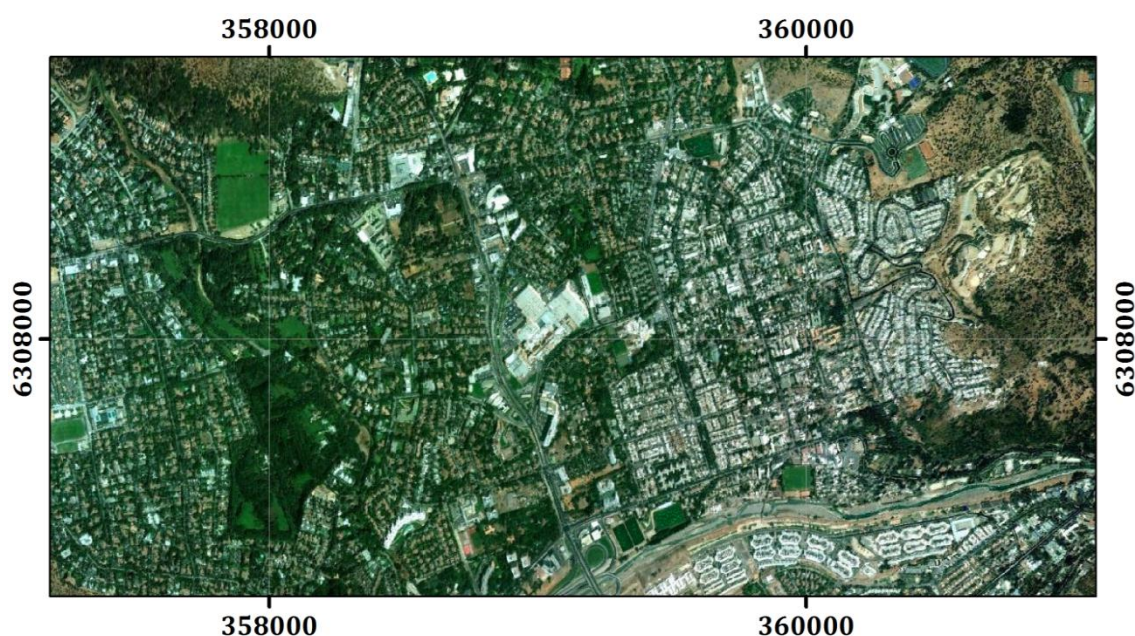


Figura 215. **Gradiente poniente-oriente (de izquierda a derecha) de la parte baja de la microcuenca.** El poniente destaca por su verdor (mayor cobertura vegetal) mientras hacia el poniente se ven tonos claros, propios de calles pavimentadas y casas, con una muy baja cobertura vegetal. Fuente: elaboración propia.

11.3 BIBLIOGRAFÍA ESPECÍFICA

ADIMARK (2004). Mapa socioeconómico de Chile. Nivel socioeconómico de los hogares del país basado en datos del Censo 2002. Disponible en [http://www.adimark.cl/medios/estudios/Mapa Socioeconomico de Chile.pdf](http://www.adimark.cl/medios/estudios/Mapa_Socioeconomico_de_Chile.pdf).

Camargo, G. (2005). Ciudad Ecosistema, Introducción a la ecología urbana. Universidad Piloto de Colombia - Alcaldía Mayor de Bogotá, D.C. Dama, Bogotá, D.C.

Colding, J. (2007). 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* (81), 46-55.

De la Maza, C., Hernández, J., Bown, H., Rodríguez, M. & Escobedo F. (2002). Vegetation diversity in the Santiago de Chile urban ecosystem. *Arboricultural Journal* (26), 347-357.

Díaz, I. & Armesto, J. (2003). La conservación de las aves silvestres en ambientes urbanos de Santiago. *Revista Ambiente y Desarrollo CIPMA* (19), 31-38.

Ducci, M. (2002). Área urbana de Santiago 1991-2000: Expansión de la industria y la vivienda. *EURE*, 28 (85).

Escobedo, F., Nowak, D., Wagner, J., De La Maza, C. Rodríguez, M., Crane, D. & Hernández, J. (2006). The socioeconomics and management of Santiago de Chile's public urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening* (4), 105-114.

Funtowicz, S. & De Marchi, B. (1999). Aprender a aprender la complejidad ambiental. Seminario "Aprender a aprender: la complejidad ambiental". 15-17 de febrero de 1999, Ciudad Universitaria, México, D.F.

Funtowicz, S., Ravetz, J., International Society for Ecological Economics, Costanza, R. (2008). Post-Normal Science. En: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland. Disponible en <http://www.eoearth.org/article/Post-Normal_Science>

Gibbons, M. (1999). Science's new social contract with society. *Nature* (402), 11-18.

Hernández, J. (2007) La situación del arbolado urbano en Santiago. *Ambiente Forestal* (3), 14-16.

Hernández, J. (2008). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Revista de Urbanismo*, 18, junio 2008. Santiago de Chile, publicación electrónica I.S.S.N. 0717-5051. Disponible en <http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D734%2526IDG%253D2%2526ACT%253D1%2526PRT%253D21177,00.html>

Hidalgo, R., Borsdorf, A. & Sánchez, R. (2007). La expansión residencial amurallada en la reconfiguración metropolitana en Santiago de Chile. Taller Nacional sobre "Migración interna y desarrollo en Chile: diagnóstico, perspectivas y políticas", 10 de Abril de 2007.

Hidalgo, R., Borsdorf, A., Zunino, H. & Alvarez, L. (2008). Tipologías de expansión metropolitana en Santiago de Chile: Precariópolis estatal y privatópolis inmobiliaria. En *X Coloquio Internacional de Geocrítica*. Barcelona: Universidad de Barcelona.

Larraín, P. (1992). El sistema natural en la planificación urbana chilena. *Revista de Geografía Norte Grande* (19), 59-68. Mella, J. & Loutit, A. (2007) Ecología comunitaria y reproductiva de aves en cerros islas y parques de Santiago. *Boletín Chileno de Ornitología* (13), 13-27.

Niemelä, J., Kotze, J & Yli-Pelkonen, V. (2009). Comparative urban ecology: Challenges and possibilities. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

Noss, R. (1990). Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. *Conservation Biology* (4), 355-364.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Peña, M. (2008). Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing* (29), 4385–4404.

Quétier, F., Stewart, J., Cruz, G. Hamel, C., Morales-Grosskopf, H. & Tapella E. (2008). Making ecological knowledge relevant for land-use decision makers. En: Tiessen, H., Stewart, J. (eds.). *Applying Ecological knowledge to Landuse Decisions*. SCOPE series. Disponible en <<http://www.icsu-scope.org/Latest%20News/LandUseDecisionsWEB.pdf>>

Reyes-Paecke, S. & Figueroa, I., 2010. Distribución, superficie y accesibilidad de las áreas verdes en Santiago de Chile. *EURE* (Santiago) (109), 89-110.

Reyes-Paecke, S. & Meza, L. (2011). Jardines residenciales en Santiago de Chile: Extensión, distribución y cobertura vegetal. *Revista Chilena de Historia Natural* (84), 581-592.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-18.

Romero, H., Salgado, M. & Smith, P. (2010). Cambios climáticos y climas urbanos: Relaciones entre zonas termales y condiciones socioeconómicas de la población de Santiago de Chile. *Revista INVI* (70), 151-179.

Stevens, C., Fraser, I., Mitchley, J. & Thomas, M. (2007). Making ecological science policy-relevant: issues of scale and disciplinary integration. *Landscape Ecology* (22), 799–809.

Urquiza, A. & Mella, J. (2002) Riqueza y diversidad de aves en parques de Santiago durante el periodo estival. *Boletín Chileno de Ornitología* (9), 12-21.

BIBLIOGRAFÍA GENERAL

Como bibliografía general se presenta una selección de las referencias más importantes de cada capítulo. Además se incorporan las referencias del apartado de Introducción. Cabe señalar que cada capítulo contiene una sección de bibliografía específica, donde se contienen todas las referencias citadas en el capítulo.

Alberti, M. & Marzluff, J. (2004). Ecological resilience in urban ecosystems: Linking urban patterns to human and ecological functions. *Urban Ecosystems* (7), 241-265.

Arnold, C. & Gibbons, J. (1996). Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator. *Journal of the American Planning Association* (62), 243-258.

Barracó, H., Parés, M., Prat, A. & Terradas, J. (1999). Barcelona 1985-1999. Ecologia d'una ciutat. Ajuntament de Barcelona. Barcelona, España.

Burel, F. & J. Baudry. (2002). Ecología del Paisaje. Conceptos, métodos y aplicaciones. Editoriales Mundi-Prensa. 353pp.

Cadenasso, M., Pickett, S. & Schwarz, K. (2007). Spatial heterogeneity in urban ecosystems: Reconceptualizing land cover and a framework for classification. *Frontiers in Ecology and the Environment* (5), 80-88.

Chuvieco, E. (2002). Teledetección ambiental: La observación de la Tierra desde el Espacio. Editorial Ariel S.A. 586 pp

Colding, J. (2007). 'Ecological land-use complementation' for building resilience in urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning* (81), 46-55.

De Bolós, M., Bovet, M., Estruch, X., Pena, R., Ribas, J & Soler, J. (1992). Manual de ciencia del paisaje. Teoría, métodos y aplicaciones. Editorial Masson S.A. 274pp.

De Groot, R., Matthew, W. & Boumans, R. (2002). A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics* (41), 393-408.

De Ramón, A. (1992). *Santiago de Chile (1541-1991) Historia de una sociedad urbana*. Editorial MAPFRE, Madrid. 342 pp.

Di Pace, M. & Caride, H. (2004). *Ecología de la Ciudad*. Prometeo-UNGS. Buenos Aires.

Ducci, M. (1998). Santiago ¿una mancha de aceite sin fin? ¿Qué pasa con la población cuando la ciudad crece indiscriminadamente. *EURE* (Santiago) 24 (72).

Ducci, M. (2002). Área urbana de Santiago 1991-2000: Expansión de la industria y la vivienda. *EURE* 28 (85).

Farina, A. (2007). *Principles and methods in landscape ecology*. Springer. Netherlands.

Forman, R. & Godron, M. (1986). *Landscape ecology*. New York: John Wiley and Sons.

Fuentes, E., Espinoza, G. & Fuenzalida, I. (1984). Cambios vegetacionales recientes y percepción ambiental: El caso de Santiago de Chile. *Revista de Geografía Norte Grande* (11), 45-53.

Funtowicz, S. & Ravetz, J. (1993). Science for the postnormal age. *Futures* (25), 735-755.

Funtowicz, S., Martínez-Alier, J., Munda, G. & Ravetz, J. (1999). *Information tools for environmental policy under conditions of complexity*. Luxembourg: European Communities.

Funtowicz, S., Ravetz, J., International Society for Ecological Economics, Costanza, R. (2008). Post-Normal Science. En: *Encyclopedia of Earth*. Eds. Cutler J. Cleveland. Disponible en <http://www.eoearth.org/article/Post-Normal_Science>

Gallopin, G., Funtowicz, S., O'Connor, M. & Ravetz, J. (2001). Science for the twenty-first century: from social contract to the scientific core. *International Journal Social Science* (168), 219-229.

Gibbons, M. (1999). Science's new social contract with society. *Nature* (402), 11-18.

Gibbons, M., Limoges, C., Nowotny, H., Schwartzman, S., Scott, P. & Trow, M. (1994). *The New Production of Knowledge: the dynamics of science and research in contemporary societies*. Sage Publications, London, UK.

Grimm, N., Grove, J., Pickett, S. & Redman, C. (2000). Integrated approaches to long-term studies of urban ecological systems. *BioScience* (50), 571-584.

Gustafson, E. (1998). Quantifying landscape spatial pattern: What is the state of the art? *Ecosystems* (1), 143–156.

Hernández, J. (2008). La situación del arbolado urbano en Santiago. *Revista de Urbanismo*, 18, junio 2008. Santiago de Chile, publicación electrónica I.S.S.N. 0717-5051. Disponible en http://revistaurbanismo.uchile.cl/CDA/urb_completa/0,1313,ISID%253D734%2526IDG%253D2%2526ACT%253D1%2526PRT%253D21177,00.html

Holmgren, M. (2002). Exotic herbivores as drivers of plant invasion and switch to ecosystem alternative states. *Biological Invasions* (4), 25-33.

Hutyra, L., Yoon, B., Hepinstall-Cymerman, J. & Alberti, M. (2011). Carbon consequences of land cover change and expansion of urban lands: A case study in the Seattle Metropolitan Region. *Landscape and Urban Planning* (103), 83–93

Kremen, C. (2005). Managing ecosystem services: What do we need to know about their ecology? *Ecology Letters* (8), 468–479.

Likens, G. (1992). *The ecosystem approach: Its use and abuse*. Excellence in Ecology, Vol. 3. Ecology Institute, Oldendorf/Luhe, Germany. 167 pp.

Looser, G. (1962). La importancia del algarrobo (*Prosopis chilensis*) en la vegetación de la provincia de Santiago, Chile. *Revista Universitaria* (47), 104-116. Disponible en <http://www.chlorischile.cl/algarrobo-looser/LA%20IMPORTANCIA%20DEL%20ALGARROBO.htm>

Lovett, G., Jones, C., Turner, M. & Weathers, K. (eds.) (2005). *Ecosystem function in heterogeneous landscapes*. New York: Springer-Verlag.

Marcucci, D. (2000). Landscape history as a planning tool. *Landscape and Urban Planning* (49), 67-81.

Marzluff, J.M., Shulenberger, E., Endlicher, W., Alberti, M., Bradley, G., Ryan, C., ZumBrunnen, C. & Simon, U. (eds.) (2008). *Urban Ecology: An international perspective on the interaction between humans and nature*. Springer, New York, USA.

McDonnell, M. & Pickett, S. (eds.) (1993). *Human as components of ecosystems: The ecology of subtle human effects and populated areas*. Springer-Verlag. New York.

McPherson, E., Nowak, D., Heisler, G., Grimmond, S., Souch, C., Grant, R. & Rowntree, R. (1997). Quantifying urban forest structure, function, and value: The Chicago Urban Forest Climate Project. *Urban Ecosystems* (1), 49-61.

Müller, F. (1997). State-of-the-art in ecosystem theory. *Ecological Modelling* (100), 135-161.

Naveh, Z. (1987). Biocybernetic and thermodynamic perspectives of landscape functions and land use patterns. *Landscape Ecology* (1), 75-83.

Newcombe, K., Kalma, J. & Aston, A. (1978). The metabolism of a city: The case of Hong Kong. *Ambio* (7), 3-15.

Niemelä, J. (1999). Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems* (3), 57-65.

Niemela, J., Sanna-Riikka, S., Tarja, S., Kopperoinen, L., Vesa, Y., Seija, V. & Kotze J. (2010). Using the ecosystems approach for better planning and conservation of urban green space: A Finland case study. *Biodiversity and Conservation* (19), 3225-3243.

Nowak, D. & Crane, D. (2000). The urban forest effects (UFORE) model: quantifying urban forest structure and functions. En: Hansen, M. & Burk, T. (Eds.). *Proceedings: Integrated Tools for Natural Resources Inventories in the 21st Century*. IUFRO Conference, 16–20 August 1998, Boise, ID. General Technical Report NC-212. US Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station, St. Paul, MN, pp. 714–720.

Ostroumov, S. (2002). New definitions of the concepts and terms ecosystem and biogeocenosis. *Doklady Biological Sciences* 383 (4), 141-143.

Pauleit, S. & Duhme, F. (2000). Assessing the environmental performance of land cover types for urban planning. *Landscape and Urban Planning* (52), 1-20.

Pavez, E., Lobos, G. & Jaksic, F. (2010) Cambios de largo plazo en el paisaje y los ensambles de micromamíferos y rapaces en Chile central. *Revista Chilena de Historia Natural* (83), 99-111

Peña, M. (2008). Relationships between remotely sensed surface parameters associated with the urban heat sink formation in Santiago, Chile. *International Journal of Remote Sensing* (29), 4385–4404.

Pickett, S., Cadenaso, M., Grove, J., Nilon, C., Pouyat, R., Zipperer, W. & Costanza, R. (2001). Urban ecological systems: Linking terrestrial ecological, physical and socioeconomic components of metropolitan areas. *Annual Review of Ecology and Systematics* (32), 127-157.

Pickett, S., Cadenasso, M, McDonnell, J & Burch, W. (2009). Frameworks for urban ecosystem studies: gradients, patch dynamics and the human ecosystem in the New York Metropolitan Area and Baltimore, USA. En: McDonnell, M., Hahs, A & Breuste, J. (eds.). *Ecology of cities and towns: A comparative approach*. Cambridge University Press.

Romero, H. & Vásquez, A. (2005). Evaluación ambiental del proceso de urbanización de las cuencas del piedemonte andino de Santiago de Chile. *Revista EURE* (94), 97-18.

Rubio, P. (1995). Sistematización de los estudios de paisaje. Tesis doctoral, Departamento de Geografía Física y Análisis Geográfico Regional, Universitat de Barcelona. 300 pp.

Rueda, S. (1995). *Ecología urbana: Barcelona i la seva regió metropolitana com a referents*. Beta Editorial. Barcelona, España

Schteingart, M. & Torres, H. (1973). Estructura interna y centralidad en metrópolis latinoamericanas. Estudio de casos. En: Castells, M. Imperialismo y urbanización en América Latina. Editorial Gustavo Gili S.A. Barcelona. 464 pp.

Terradas, J. (2001) Ecología urbana. Editorial Rubes. Madrid, España. 127 pp.

Troy, A. & Wilson, M. (2006). Mapping ecosystem services: Practical challenges and opportunities in linking GIS and value transfer. *Ecological Economics* (60), 435-439.

Turner, M. (2005). Landscape ecology: What Is the state of the science? *Annual Review of Ecology and Systematics* (36), 319–44.

Tyrväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K. & de Vries, S., 2005. Benefits and uses of urban forests and trees. En: Konijnendijk, C.C., Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J. (Eds.). *Urban forests and trees*. Springer, Berlin etc., pp. 81-114.

Von Bertalanffy, L. (1976). Teoría general de los sistemas. Editorial Fondo de Cultura Económica. México.

Whitford, V., Ennos, A. & Handley, J. (2001). "City form and natural process" - Indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK. *Landscape and Urban Planning* (57), 91-103.

Young, R. & Wolf, S. (2006). Goal attainment in urban ecology research: A bibliometric review 1975 - 2004. *Urban Ecosystems* (9), 179-193.