

Ciudad, espacio libre y funcionalidad ecológica

Una aproximación territorial al estudio del medio ambiente en el área metropolitana de Sevilla

Jesús Santiago Ramos

Sevilla, mayo de 2010

Ciudad, espacio libre y funcionalidad ecológica. Una aproximación territorial al estudio del medio ambiente en el área metropolitana de Sevilla

UNIVERSIDAD PABLO DE OLAVIDE SEVILLA

Tesis Doctoral presentada por D. Jesús Santiago Ramos para aspirar al título de Doctor en Geografía por la Universidad Pablo de Olavide

Esta Tesis Doctoral ha sido realizada bajo la dirección de
Prof. Dr. D. José María Feria Toribio,
Catedrático de Geografía de la Universidad Pablo de Olavide

D. José María Feria Toribio
Director de la Tesis Doctoral

D. Jesús Santiago Ramos
Candidato al título de Doctor



Esta Tesis Doctoral ha sido realizada en el marco del disfrute de una Beca de Formación de Personal Docente e Investigador de la Consejería de Innovación, Ciencia y Empresa de la Junta de Andalucía, correspondiente a la convocatoria de 2004.

La Tesis Doctoral que se presenta ha sido desarrollada en el Departamento de Geografía, Historia y Filosofía de la Universidad Pablo de Olavide.

Finalmente, D. Jesús Santiago Ramos opta con este trabajo de investigación a la mención de *Doctor Europeo*.

A José María Feria, por su inestimable apoyo y su valioso asesoramiento, sin los cuales este trabajo no habría llegado a buen puerto.

A Martita, por haber compartido codo con codo las alegrías y los sinsabores de esta gran aventura académica.

A mi familia, por su paciencia, por su comprensión y por todas las horas que no he podido compartir con ellos durante los últimos tiempos.

ÍNDICE GENERAL

CAPÍTULO 1. INTRODUCCIÓN 13
1.1 Objetivos e hipótesis 15
1.2 Interés y justificación del tema de investigación 16
1.3 Estructura y contenidos del trabajo 17

CAPÍTULO 2. APROXIMACIÓN AL ESTUDIO DEL MEDIO AMBIENTE URBANO Y METROPOLITANO 19
2.1 El reto de la sostenibilidad en un mundo urbanizado 21
2.2 Introducción a la ecología urbana 25
2.2.1 Perspectivas de análisis ecológico de la ciudad 25
2.2.2 La ciudad como sistema metabólico 27
2.2.3 La ciudad como mosaico de hábitats 30
2.3 El espacio libre y su papel en la ciudad sostenible 33
2.4 La ecología del paisaje aplicada a ámbitos urbanizados 39
2.4.1 Introducción al análisis ecológico del paisaje 39
2.4.2 Principios y conceptos básicos para el análisis ecológico del paisaje 41
2.4.3 La aplicación de la ecología del paisaje a territorios urbanizados 45

CAPÍTULO 3. LA MATRIZ TERRITORIAL METROPOLITANA COMO FUENTE DE SERVICIOS ECOLÓGICOS 47
3.1 Introducción al concepto de servicio ecológico 49
3.1.1 Origen y definición del concepto 49
3.1.2 Servicios ecológicos en ecosistemas controlados por el hombre 53
3.1.3 La aproximación paisajística o territorial a los servicios ecológicos 56
3.2 Servicios ecológicos aportados por la matriz territorial en ámbitos metropolitanos 58
3.2.1 Servicios vinculados a la regulación del ciclo hidrológico 59
3.2.2 Servicios ecológicos relacionados con la calidad del aire 65
3.2.3 Servicios ecológicos vinculados a la regulación del microclima urbano 69
3.2.4 Servicios ecológicos ligados al mantenimiento de la biodiversidad 73
3.2.5 Servicios ecológicos vinculados con el uso público 80
3.3 Estrategias para el fomento de los servicios ecológicos 83

CAPÍTULO 4. EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA: APROXIMACIÓN GENERAL AL ÁMBITO DE ESTUDIO 87
4.1 Introducción 89
4.2 El área metropolitana de Sevilla como territorio complejo y diverso 90
4.3 Población, sistema urbano e infraestructuras 93
4.4 Principales usos y coberturas de suelo en el ámbito metropolitano 100

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y LA FUNCIONALIDAD ECOLÓGICA DEL PAISAJE DEL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA 105
5.1 Introducción al análisis cuantitativo de la estructura del paisaje 107
5.1.1 Métricas de paisaje: concepto y aplicación 107
5.1.2 Aspectos metodológicos vinculados a la aplicación de métricas de paisaje 109
5.1.2.1 Limitaciones del análisis basado en mapas categóricos 110
5.1.2.2 Significado ecológico e Interpretación de las métricas de paisaje 111
5.1.2.3 Efectos de la resolución espacial y temática sobre las métricas 114
5.1.2.4 Problemática ligada a la selección de métricas de paisaje 117
5.2. Metodología 121
5.2.1 Unidades paisajísticas 122
5.2.2 Cartografía 125
5.2.3 Métricas de paisaje 136
5.2.4 Software 138
5.3 Análisis de la Unidad 1: la Sierra Norte de Sevilla 143
5.3.1 Caracterización básica de la unidad 143
5.3.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 146
5.3.3 Discusión de resultados 148
Tablas 151
Cartografía 164
5.4 Análisis de la Unidad 2: Aljarafe, campiña norte y cuenca del Guadiamar 173
5.4.1 Caracterización básica de la unidad 173
5.4.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 176
5.4.3 Discusión de resultados 179
Tablas 183

Cartografía 196
5.5 Análisis de la Unidad 3: la marisma y su entorno 205
5.5.1 Caracterización básica de la unidad 205
5.5.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 208
5.5.3 Discusión de resultados 210
Tablas 212
Cartografía 224
5.6 Análisis de la Unidad 4: vega y terrazas del Guadalquivir 233
5.6.1 Caracterización básica de la unidad 233
5.6.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 236
5.6.3 Discusión de resultados 238
Tablas 241
Cartografía 254
5.7 Análisis de la Unidad 5: los Alcores 263
5.7.1 Caracterización básica de la unidad 263
5.7.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 266
5.7.3 Discusión de resultados 268
Tablas 271
Cartografía 283
5.8 Análisis de la Unidad 6: campiña oriental 291
5.8.1 Caracterización básica de la unidad 291
5.8.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 293
5.8.3 Discusión de resultados 295
Tablas 297
Cartografía 309
5.9 Análisis de la Unidad 7: campiña sureste y estribaciones de la Sierra Sur 317
5.9.1 Caracterización básica de la unidad 317
5.9.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad 319
5.9.3 Discusión de resultados 321
Tablas 323
Cartografía 335

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE LA FUNCIONALIDAD AMBIENTAL DEL ESPACIO LIBRE URBANO Y PERIURBANO 343
6.1 Introducción 345
6.2 Ámbito de estudio 345
6.2.1 El espacio urbano y periurbano: aproximaciones metodológicas a su delimitación 346
6.2.2 Delimitación de los ámbitos de estudio para el caso del área metropolitana de Sevilla 348
6.3 Metodología de análisis 351
6.3.1 Introducción a la estimación del índice de área foliar 351
6.3.2 Introducción a la estimación de la absorción de C atmosférico por parte de la vegetación urbana 353
6.3.3 Metodología adoptada para la estimación del índice de área foliar y de la absorción potencial de C por parte de la vegetación arbórea 356
6.3.4 Análisis estructural básico del espacio libre urbano y periurbano 359
6.4 Resultados 360
6.4.1 Análisis estructural del paisaje 360
6.4.1.1 Caracterización básica 360
6.4.1.2 Evolución de los parámetros estructurales 362
6.4.1.3 Discusión de resultados 365
6.4.2 Índice de área foliar 367
6.4.3 Absorción de C atmosférico por parte de la vegetación arbórea 368
Tablas 371
Cartografía 380

CAPÍTULO 7. ANÁLISIS DE PROCESOS HIDROLÓGICOS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA 397
7.1 Introducción 399
7.2 Bases del análisis de procesos hidrológicos en cuencas urbanizadas 401
7.2.1 Análisis del grado de impermeabilización de una cuenca 401
7.2.2 Estimación de la escorrentía superficial a través del método del número de curva 403
7.2.3 Evaluación de la producción de contaminación difusa 406

7.2.4 Limitaciones asociadas a las metodologías de análisis de la producción de escorrentía y contaminación difusa 409
7.3 Metodología aplicada al análisis hidrológico del área metropolitana de Sevilla 411
7.3.1 Definición de los subámbitos de análisis 411
7.3.2 Clasificación del grupo hidrológico del suelo 414
7.3.3 Clasificación de usos de suelo y asignación de números de curva 415
7.3.4 Datos de precipitación 419
7.3.5 Datos para la estimación de la contaminación difusa: EMC 420
7.3.6 Software 420
7.3.7 Síntesis del proceso metodológico: aplicación del modelo LTHIA-NPS modificado 421
7.4 Análisis de la Subcuenca 1: Guadiamar 424
7.4.1 Descripción básica del ámbito de análisis 424
7.4.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 426
7.4.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 427
7.4.4 Resultados del análisis 429
Cartografía 431
7.5 Análisis de la Subcuenca 2: Rivera de Huelva 441
7.5.1 Descripción básica del ámbito de análisis 441
7.5.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 443
7.5.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 444
7.5.4 Resultados del análisis 446
Cartografía 449
7.6 Análisis de la Subcuenca 3: Aljarafe 459
7.6.1 Descripción básica del ámbito de análisis 459
7.6.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 461
7.6.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 462
7.6.4 Resultados del análisis 463
Cartografía 466
7.7 Análisis de la Subcuenca 4: vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores 477
7.7.1 Descripción básica del ámbito de análisis 477
7.7.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 479
7.7.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 480
7.7.4 Resultados del análisis 481
Cartografía 484
7.8 Análisis de la Subcuenca 5: Corbones 495
7.8.1 Descripción básica del ámbito de análisis 495
7.8.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 496
7.8.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 497
7.8.4 Resultados del análisis 498
Cartografía 500
7.9 Análisis de la Subcuenca 6: Guadaíra 511
7.9.1 Descripción básica del ámbito de análisis 511
7.9.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 512
7.9.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 513
7.9.4 Resultados del análisis 515
Cartografía 517
7.10 Análisis de la Subcuenca 7: Guadalquivir sur 527
7.10.1 Descripción básica del ámbito de análisis 527
7.10.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 528
7.10.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 529
7.10.4 Resultados del análisis 531
Cartografía 533
7.11 Análisis de la Subcuenca 8: Salado de Morón 543
7.11.1 Descripción básica del ámbito de análisis 543
7.11.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo 544

7.11.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales 545
7.11.4 Resultados del análisis 546
Cartografía 548

CAPÍTULO 8. CONCLUSIONES 559
8.1 Introducción 561
8.2 Conclusiones relativas a la metodología de análisis 561
8.2.1 Análisis de la estructura y funcionalidad ecológica del paisaje 561
8.2.2 Análisis de la funcionalidad ambiental del espacio urbano y periurbano 564
8.2.3 Análisis de procesos hidrológicos en el área metropolitana 566
8.3 Conclusiones relativas a los resultados de la investigación 567
8.3.1 Análisis de la estructura y funcionalidad ecológica del paisaje 567
8.3.2 Análisis de la funcionalidad ambiental del espacio urbano y periurbano 570
8.3.3 Análisis de procesos hidrológicos en el área metropolitana 571
8.4 Reflexiones globales 573

CHAPTER 8. CONCLUSIONS 577
8.1 Introduction 579
8.2 Conclusions regarding the analytical methodology 579
8.2.1 Analysis of landscape structure and environmental functionality 579
8.2.2 Analysis of the environmental functionality of urban and urban fringe space 582
8.2.3 Analysis of hydrological processes in the metropolitan area 583
8.3 Conclusions regarding the research findings 584
8.3.1 Analysis of landscape structure and environmental functionality 584
8.3.2 Analysis of the environmental functionality of urban and urban fringe space 587
8.3.3 Analysis of hydrological processes in the metropolitan area 588
8.4 Broad reflections 589

BIBLIOGRAFÍA 593

ÍNDICE DE CARTOGRAFÍA 609

ÍNDICE DE FIGURAS 613

ÍNDICE DE TABLAS 615

Capítulo 1

Introducción

1.1 Objetivos e hipótesis

La hipótesis central sobre la que se asienta el presente trabajo de investigación se puede resumir de la siguiente forma: el territorio metropolitano actúa, a través de la matriz de espacios libres, como fuente de un conjunto diverso de servicios ecológicos, que pueden suponer un factor importante para la mejora de la calidad ambiental del medio urbanizado y su entorno.

El objetivo central del trabajo es analizar la funcionalidad ambiental del territorio metropolitano para el caso particular del ámbito de estudio considerado, la aglomeración urbana de Sevilla. La especial adecuación de este ámbito a la naturaleza de la investigación se desprende de las propias características intrínsecas del mismo: se trata de una aglomeración urbana de carácter dinámico, sometida a intensos procesos de cambio en décadas recientes, lo cual permite evaluar a través de un análisis diacrónico en qué medida la evolución del paisaje incide en la funcionalidad ambiental del territorio. El ámbito es, además, lo suficientemente amplio y diverso como para englobar en su seno zonas con muy diferentes problemáticas, potencialidades y ritmos de cambio, así como un importante número de recursos territoriales y paisajísticos, lo cual sin duda contribuye a enriquecer el proceso de análisis y de reflexión.

Para alcanzar el objetivo principal de la investigación, se ha planteado un desarrollo metodológico articulado en tres fases de análisis independientes, cada una de ellas centrada en una dimensión concreta de la multifuncionalidad potencial asociada al espacio libre metropolitano. Los objetivos específicos de cada una de estas fases del proceso metodológico son:

- Evaluar, desde la óptica del análisis paisajístico, la capacidad global del espacio libre metropolitano para ofrecer unas condiciones adecuadas para la preservación de los hábitats naturales, la conservación de la biodiversidad y el mantenimiento de espacios con un cierto carácter de naturalidad que resulten de interés para los habitantes de la aglomeración urbana.

- Analizar la funcionalidad ambiental del ámbito central de la aglomeración urbana de Sevilla, a través tanto del análisis estructural del paisaje urbano y periurbano, como de la valoración de su potencial para sostener determinados servicios ecológicos directamente vinculados con la presencia de vegetación en este entorno (absorción de contaminantes atmosféricos, captación de carbono, moderación de la temperatura).

- Caracterizar la incidencia de los cambios en el paisaje, y en especial los vinculados al crecimiento de los usos artificiales, sobre determinados procesos hidrológicos de interés ambiental, como son la producción de escorrentía superficial y la génesis de contaminación difusa.

La diferente naturaleza de los distintos aspectos considerados determina que las aproximaciones metodológicas adoptadas en cada caso tengan un carácter independiente, si bien marcadamente compatible en cuanto a sus resultados. Para garantizar una coherencia básica a lo largo del proceso de investigación, se parte de un planteamiento común a los tres procedimientos metodológicos propuestos: la aplicación de una perspectiva de análisis de carácter territorial, espacialmente explícita, que permita vincular directamente los cambios en

la funcionalidad ambiental del espacio metropolitano con la evolución temporal del mosaico de usos de suelo. La adopción de este enfoque responde a un doble criterio: por un lado, se pretende facilitar una lectura comparada y transversal de los resultados obtenidos; y por otro, se persigue enmarcar la reflexión sobre los mismos en el contexto de las estrategias de ordenación del territorio metropolitano. En última instancia, el presente trabajo de investigación pretende resultar de interés tanto para el caso concreto de estudio, a través de los resultados directos de la aplicación metodológica, como a un nivel más general para la mejora del conocimiento sobre la dimensión ambiental del hecho metropolitano.

1.2 Interés y justificación del tema de investigación

La enorme influencia del paradigma sostenibilista en la sociedad actual parece fuera de toda duda, siendo observable su incidencia a muy distintos niveles (político e institucional, científico y académico, social). Sin embargo, es necesario reconocer que en muchos casos existe aún una cierta distancia entre la aceptación generalizada del discurso del desarrollo sostenible y la adopción de medidas y estrategias verdaderamente efectivas para alcanzar los objetivos perseguidos. En el plano de la sostenibilidad urbana, este distanciamiento entre discurso y práctica resulta con frecuencia especialmente patente, aún cuando las ciudades juegan un papel decisivo en la problemática ambiental a escala mundial. Si se toma en consideración que, como se recuerda habitualmente, aproximadamente la mitad de la población mundial reside en la actualidad en ciudades, y que este porcentaje continuará elevándose en las próximas décadas, parece claro que es urgente plantear estrategias que mejoren nuestro conocimiento de la problemática ambiental ligada a las áreas urbanizadas.

A medida que los procesos de urbanización adquieren una escala progresivamente metropolitana, los vínculos estructurales y funcionales entre el espacio construido y el espacio libre presentan un nivel creciente de complejidad. Una mayor comprensión de estos vínculos puede ayudar a mejorar el diseño de estrategias para un crecimiento urbano más sostenible, capaz de respetar los procesos ecológicos preexistentes en el territorio y, al mismo tiempo, aprovechar los recursos disponibles para incrementar la calidad ambiental del entorno urbanizado. En este contexto, el análisis de la funcionalidad ambiental del espacio libre, instrumentalizada a través del concepto de servicio ecológico, adquiere un indudable interés, en la medida en que puede dotar de un contenido positivo al papel que juega la matriz territorial dentro del difícil proceso de articulación entre la ciudad y el espacio rural y natural circundante.

Bajo el paraguas general de la ecología urbana, el estudio del comportamiento ecológico del medio urbanizado ha sido abordado desde múltiples perspectivas, deudoras de diferentes ramas del conocimiento científico como la zoología, la botánica, la climatología, la hidrología o la química ambiental. En gran medida, cada uno de estos enfoques se ha preocupado de forma específica por aquella dimensión del ecosistema urbano más cercana a su campo de conocimiento concreto (por ejemplo, la composición y distribución de la flora y la fauna urbana o periubana, las características climáticas del medio urbano, la incidencia de la urbanización en los procesos hidrológicos naturales o la circulación de contaminantes en la atmósfera urbana); de tal forma, es posible encontrar a día de hoy una amplia variedad de aproximaciones diferentes y fragmentarias al estudio del medio ambiente urbano. A pesar del

innegable interés de las aportaciones derivadas de cada una de estas aproximaciones parciales, es necesario reconocer la necesidad de otro tipo de enfoques que, con un carácter transversal, permitan abordar de forma más global las diferentes implicaciones ambientales del fenómeno urbano. La integración de diferentes puntos de vista disciplinares parece ser por tanto la tendencia a seguir en el estudio del medio ambiente urbano, sobre todo de cara al establecimiento de políticas y estrategias de actuación más eficaces. En este sentido, la perspectiva de estudio asumida por el presente trabajo de investigación se integra claramente dentro de esta tendencia.

1.3 Estructura y contenidos del trabajo

La estructura general del trabajo de investigación responde a la siguiente secuencia: en primer lugar, se realiza la exposición de las bases y fundamentos teóricos en los que se apoya la investigación; acto seguido, se continúa con la descripción general del ámbito de estudio; posteriormente, se presenta el desarrollo de la aplicación metodológica; y, finalmente, se ofrecen las conclusiones finales de la investigación. Dada la notable extensión que presentan tanto el bloque teórico como el metodológico, se ha considerado adecuado distribuir su contenido en diferentes capítulos independientes para facilitar su lectura. Se describe a continuación, de forma muy sintética, el contenido específico de cada capítulo.

Los capítulos 2 y 3 abarcan la exposición del marco teórico de la investigación. El capítulo 2 se centra en el desarrollo de una introducción general al estudio del medio ambiente urbano y metropolitano, poniendo el énfasis en la aportación de dos disciplinas de especial interés en este campo como son la ecología urbana y la ecología del paisaje, y ofreciendo, asimismo, una revisión del concepto de espacio libre, central en el proceso de investigación. El capítulo 3 se ocupa de la noción de servicio ecológico, no sólo como un instrumento conceptual clave para reinterpretar la compleja relación entre ciudad y naturaleza, sino también como base potencial para el establecimiento de estrategias de estudio y de intervención sobre el espacio metropolitano.

En el capítulo 4 se ofrece una presentación general del ámbito de estudio, a través de la caracterización, necesariamente sintética, de algunos de sus rasgos territoriales más relevantes. El objetivo de esta introducción al área metropolitana de Sevilla es aportar una perspectiva global del ámbito, un marco general de referencia que facilite la comprensión del análisis de carácter más sectorial y específico que se ofrece en los capítulos posteriores.

Los capítulos 5, 6 y 7 constituyen el núcleo central del desarrollo metodológico del trabajo. La estructura general de estos capítulos es similar: en primer lugar, se presenta una discusión básica de los fundamentos metodológicos del análisis; posteriormente, se describe de forma pormenorizada el procedimiento de análisis adoptado; y, finalmente, se exponen tanto los resultados obtenidos como su discusión. La presentación de los resultados se realiza de forma específica para cada uno de los subámbitos de análisis considerados en las diferentes aproximaciones metodológicas adoptadas.

El capítulo 5 se centra en el análisis estructural y funcional del paisaje en el área metropolitana de Sevilla. Partiendo de los fundamentos de la ecología del paisaje, esta fase de la investigación profundiza en el estudio de las relaciones entre la estructura espacial, la

funcionalidad ambiental y la evolución del mosaico de usos que compone el ámbito metropolitano. El objetivo último de la aplicación metodológica es el reconocimiento de la potencialidad del paisaje para proporcionar servicios vinculados con la conservación de la componente natural del territorio metropolitano. La evaluación de esta funcionalidad se realiza de forma contrastada con el análisis de los cambios de uso del suelo y, en especial, con la caracterización de los procesos de crecimiento urbano y su impacto sobre la matriz biofísica del territorio. En esta fase de la investigación, el ámbito de la aglomeración urbana se ha dividido en diferentes unidades de paisaje, cada una de las cuales es analizada de forma independiente.

El capítulo 6 se ocupa del análisis de la funcionalidad ambiental del espacio urbano y periurbano. En este caso, la aproximación metodológica se centra específicamente en el núcleo central del área metropolitana de Sevilla, es decir, el corazón de la trama urbana metropolitana y su entorno de transición hacia el medio rural. El análisis estructural del paisaje se acompaña aquí de la aplicación de una serie de indicadores funcionales de carácter sintético (valor medio del índice de área foliar, porcentaje de cobertura arbórea y absorción de carbono atmosférico) que permiten evaluar la incidencia potencial de diversos servicios ecológicos.

En el capítulo 7 se aborda el análisis de diversos procesos hidrológicos en el área metropolitana de Sevilla. La evaluación del equilibrio existente entre espacio libre y espacio construido (a través del grado de impermeabilización del suelo), así como la valoración de la incidencia de la composición del paisaje sobre parámetros hidrológicos como la producción de escorrentía superficial y la contaminación difusa, se desarrolla de forma específica para las diferentes subcuencas en que se ha subdividido el ámbito metropolitano.

Finalmente, el capítulo 8 está dedicado a la exposición de las conclusiones finales obtenidas a partir del desarrollo de la investigación. El alcance de la reflexión aquí ofrecida va más allá de la discusión de resultados y de las reflexiones específicas aportadas en los anteriores capítulos, tratándose de aportar una visión global de los frutos de la investigación en contraposición con las ideas expuestas en el marco teórico.

Capítulo 2

Aproximación al estudio del medio ambiente urbano y metropolitano

2.1 El reto de la sostenibilidad en un mundo urbanizado

Diversos autores sostienen que la ciudad es, por su propia naturaleza, una entidad intrínsecamente insostenible en términos ecológicos. De forma inevitable, el sistema urbano requiere para su funcionamiento del consumo de energía y recursos naturales externos a la propia ciudad, que tras su utilización son devueltos al entorno en forma de contaminación y residuos. Es por ello que el término "sostenibilidad urbana" constituye, en opinión de algunos especialistas (como Margalef o Greenbie), poco menos que un oxímoron (Platt, 1994a). A pesar de todo, o quizá precisamente por la propia insostenibilidad del hecho urbano, nadie niega el papel trascendental de la ciudad en el actual debate sobre el desarrollo sostenible global. Es imposible obviar la fuerte influencia de los procesos urbanos en las principales problemáticas ambientales a las que debe hacer frente la humanidad. La corrección de ciertas tendencias que podrían conducirnos hacia un posible colapso ecológico pasa inevitablemente por introducir cambios en nuestra forma de entender, de construir y de vivir la ciudad. Tal y como se afirmó en la Cumbre de Río, "la batalla de la sostenibilidad se decidirá en las ciudades"[1].

La problemática ambiental asociada a la ciudad es compleja y se manifiesta a muy distintas escalas. Los flujos de recursos (materiales, energía, alimentos) que entran en la ciudad para alimentar la actividad económica y vital que se concentra en su seno proceden no sólo del entorno circundante, como ocurría al menos hasta finales del siglo XIX, sino de regiones cada vez más distantes, por lo que el impacto de la actividad urbana se extiende, de forma inevitablemente pareja al fenómeno de la globalización, a escala planetaria. La ciudad actúa así de forma parasitaria, provocando el expolio de recursos naturales a menudo lejanos (Douglas, 1983). Igualmente, los flujos de residuos y desechos producidos por la actividad urbana tienen un alcance variable, en ocasiones global, como es el caso de los contaminantes atmosféricos generados por el tráfico y la actividad industrial.

A una escala de mayor detalle, regional o subregional, el crecimiento urbano afecta de forma determinante al territorio que sobre el que se asienta la ciudad. Los impactos a esta escala abarcan desde la fragmentación del paisaje y la pérdida de biodiversidad hasta la alteración de los procesos hidrológicos, la contaminación de suelos o la desaparición de masas forestales, efectos todos ellos potenciados por la dinámica de expansión difusa predominante en gran parte de las urbes actuales. Finalmente, a escala estrictamente local, la ciudad puede ser considerada no sólo foco sino también sumidero y punto de concentración de los efectos ambientales de la actividad humana, a causa de la concentración de personas y actividades productivas. El menoscabo de la calidad ambiental en el medio urbano (ruido, concentración de contaminantes) se ve frecuentemente agravado por los problemas de desigualdad económica e injusticia social asociados a las grandes aglomeraciones urbanas, una cuestión a la que el concepto de sostenibilidad urbana debe ser necesariamente sensible.

La creciente dimensión urbana del problema ecológico global es fácilmente perceptible a partir de las estadísticas relativas a la evolución de la población mundial (ver tabla 2.1). A día de hoy, aproximadamente un 50% de la población mundial habita en ciudades. Los datos

[1] Declaraciones de Maurice F. Strong, Secretario General de la Cumbre de Río.

señalan un incremento constante del porcentaje de población urbana a lo largo del último siglo: si en 1900 suponía un 14% de la población total, medio siglo después alcanzaba el 29% (Platt, 1994a). Según las proyecciones realizadas por Naciones Unidas (2008), este valor volverá a duplicarse para el año 2030, fecha en que la población urbana supondrá aproximadamente un 60% del total.

Tabla 2.1 Evolución de la población urbana global

Año	Población total (miles de personas)	Población urbana (miles de personas)	Porcentaje Urbano (%)
1950	2 535 093	736 796	29,1
1960	3 031 931	996 298	32,9
1970	3 698 676	1 331 783	36
1980	4 451 470	1 740 551	39,1
1990	5 294 879	2 274 554	43,0
2000	6 124 123	2 853 909	46,6
Previsiones			
2010	6 906 558	3 494 607	50,6
2020	7 667 090	4 209 669	54,9
2030	8 317 707	4 965 081	59,7
2040	8 823 546	5 708 869	64,7
2050	9 191 287	6 398 291	69,6

Fte.: *World Urbanization Prospects: The 2007 Revision (Population Database).* Naciones Unidas, U. N. Population Division, 2008.

Este incremento no se debe exclusivamente a la dinámica poblacional de los países más desarrollados, sino que responde a una tendencia de carácter global. De hecho, las regiones con un menor nivel de desarrollo han experimentado un mayor incremento relativo de su población urbana en el último medio siglo, y mantendrán esta tendencia en las décadas venideras (ver tabla 2.2), si bien no conseguirán alcanzar en términos globales el elevado porcentaje de población urbana del conjunto de los países más prósperos (79% en 2025).

Tabla 2.2 Evolución de la población urbana (%) por regiones

Año	África	Asia	Europa	Latinoamérica y Caribe	Norteamérica	Oceanía	Regiones más desarrolladas[1]	Regiones menos desarrolladas[2]
1950	14,5	16,8	51,2	41,4	63,9	62,0	52,5	18,.0
1975	25,7	24,0	65,7	61,1	73,8	71,5	67,0	27,0
2000	35,9	37,1	71,4	75,3	79,1	70,4	73,1	40,2
Previsiones								
2025	47,2	51,1	76,2	83,5	85,7	71,9	79,0	53,2

Fte.: *World Urbanization Prospects: The 2007 Revision (Population Database)*. Naciones Unidas, U. N. Population Division, 2008. (1): Europa, Norteamérica, Australia, Nueva Zelanda y Japón. (2): África, Asia (excepto Japón), Latinoamérica, Melanesia, Micronesia y Polinesia.

Es necesario prestar atención a la dinámica de crecimiento de las grandes aglomeraciones urbanas, donde la problemática ambiental y social se agudiza de forma sensible. En 1950, sólo ocho ciudades superaban los cinco millones de habitantes; de entre ellas, únicamente Nueva York y Tokio constituían lo que algunos han denominado megalópolis (ciudades de más de diez millones de habitantes). En el año 2000, se podían contabilizar ya dieciocho megalópolis y

cuarenta y dos ciudades con una población superior a cinco millones. Las proyecciones realizadas por Naciones Unidas sitúan en 22 el número de megalópolis y en 61 el número de ciudades mayores de cinco millones de habitantes para el año 2015. En contra de lo que podría parecer en un principio, la gran mayoría de las grandes aglomeraciones urbanas se localizan en países en desarrollo (de las 18 megalópolis actuales, sólo cinco están dentro de las regiones más desarrolladas), lo que sin duda supone un agravante para las problemáticas socio-ambientales urbanas (ver tabla 2.3 y figura 2.1). A pesar de todo, la gran mayoría de la población urbana mundial se concentra actualmente (y, a tenor de las previsiones, se seguirá concentrando en un futuro) en núcleos urbanos de medio o pequeño tamaño (Naciones Unidas, 2008).

Tabla 2.3 Evolución de las aglomeraciones urbanas de más de 10 millones de habitantes

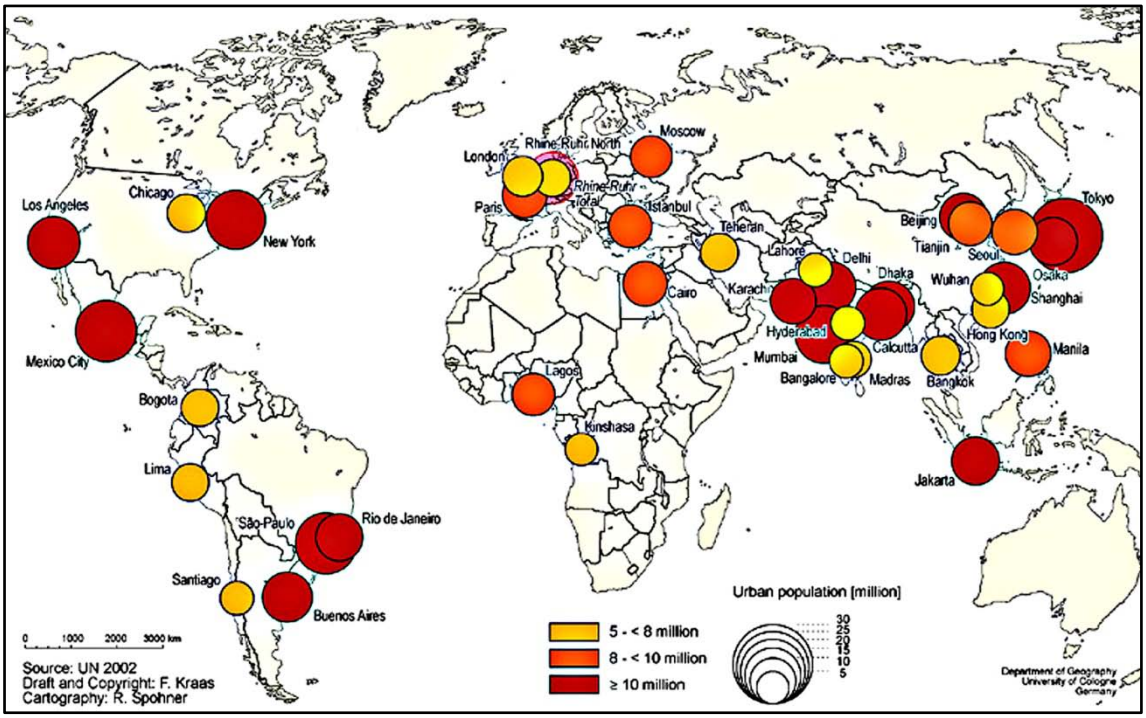
Datos para el año 1975		Datos para el año 2000		Previsiones para el año 2015	
Ciudad	**Población (miles de hab.)**	**Ciudad**	**Población (miles de hab.)**	**Ciudad**	**Población (miles de hab.)**
Tokio	26.615	Tokio	34.450	Tokio	36.214
Nueva York-Newark	15.880	*México*	*18.066*	*Bombay*	*22.645*
Shanghai	*11.443*	Nueva York-Newark	17.846	*Delhi*	*20.946*
México	*10.690*	*São Paulo*	*17.099*	*México*	*20.647*
		Bombay	*16.086*	*São Paulo*	*19.963*
		Calcuta	*13.058*	Nueva York-Newark	19.717
		Shanghai	*12.887*	*Dhaka*	*17.907*
		Buenos Aires	*12.583*	*Jakarta*	*17.498*
		Delhi	*12.441*	*Lagos*	*17.036*
		Los Ángeles 2	11.814	*Calcuta*	*16.798*
		Osaka-Kobe	11.165	*Karachi*	*16.155*
		Jakarta	*11.018*	*Buenos Aires*	*14.563*
		Pekín	*10.839*	*El Cairo*	*13.123*
		Río de Janeiro	*10.803*	Los Ángeles 2	12.904
		Cairo	*10.398*	*Shanghai*	*12.666*
		Dhaka	*10.159*	*Metro Manila*	*12.637*
		Moscú	10.103	*Río de Janeiro*	*12.364*
		Karachi	*10.032*	Osaka-Kobe	11.359
				Estambul	*11.302*
				Pekín	*11.060*
				Moscú	10.934
				París	10.008

Fte.: *World Urbanization Prospect: The 2003 Revision.* Naciones Unidas, U. N. Population Division, 2004. En cursiva las ciudades pertenecientes a regiones menos desarrolladas.

A la vista de los datos, queda claro que la actual preocupación por la problemática ambiental urbana está más que justificada. La reflexión y el debate sobre el medio ambiente urbano han obtenido un importante impulso a partir de la difusión global de los principios de la sostenibilidad. El documento de consenso de la Cumbre de Río, evento fundamental para la consolidación definitiva del paradigma del desarrollo sostenible, dedicó su capítulo 28 a los asentamientos humanos; según Platt (1994b), se puso un énfasis casi exclusivo en el impacto de las ciudades en la biosfera y en la componente tecnológica del hecho urbano, pasándose por alto la importante función de los sistemas naturales en el seno de las áreas urbanas, y

perdiéndose así una oportunidad de recuperar el legado de pioneros como Howard, Geddes o Mumford. En todo caso, Río constituyó la base para la celebración posterior de las seis Conferencias Europeas de Ciudades Sostenibles (Aalborg, 1994; Lisboa, 1996; Hannover, 2000; Aalborg, 2004; Sevilla, 2007; Dunkerque, 2010). Destaca especialmente la Primera Conferencia de Ciudades Sostenibles, cuyo documento de conclusión, la Carta de Aalborg, sentó las bases para la elaboración de los llamados "planes de acción local hacia la sostenibilidad" (más conocidos como Agendas 21 Locales) por parte de numerosos municipios europeos. Sin lugar a dudas, la Agenda 21 Local es en la actualidad la herramienta más conocida y ampliamente utilizada en el contexto europeo para dotar a las ciudades de un marco de gestión más sostenible. Otros hitos recientes, como la Segunda Conferencia Habitat sobre Asentamientos Humanos (Estambul, 1996) o la Conferencia Euro-Mediterránea de las Ciudades Sostenibles (Sevilla, 1999) han contribuido a reforzar la concienciación actual sobre la necesidad de mejorar los modelos actuales de desarrollo urbano.

Figura 2.1 Ciudades de más de 10 millones de habitantes en el año 2000



Fte.: Kraas, 2002. Proyecto Megacities Task Force, Universidad de Colonia, Alemania.

La materialización práctica de los principios de la sostenibilidad urbana requiere en cualquier caso de una profunda comprensión de la dimensión ecológica del fenómeno urbano. El conocimiento científico de los factores y procesos que determinan la incidencia de la ciudad en la biosfera, aún claramente insuficiente, debe constituirse en la base del avance hacia modelos urbanos más sostenibles. En este sentido, el marco teórico y conceptual aportado por la ecología urbana se muestra como un instrumento enormemente valioso a la hora de plantear cualquier aproximación al estudio del medio ambiente urbano. Merece la pena, por tanto, detenerse siquiera brevemente en la revisión de las bases fundamentales de esta disciplina.

2.2 Introducción a la ecología urbana

2.2.1 Perspectivas de análisis ecológico de la ciudad

De una forma sencilla, la ecología urbana puede ser entendida como "el estudio de los ecosistemas urbanos" (Terradas, 2001, p. 33) o bien, si se prefiere, como "la investigación ecológica desarrollada en asentamientos humanos" (Niemela, 1999, p. 58). Se trata, en cualquier caso, de una disciplina necesaria para implementar la noción de sostenibilidad a los procesos de planificación y gestión de las ciudades, ya que aporta a nuestro conocimiento del hecho urbano una perspectiva adicional, la ecológica, tan imprescindible para comprender la problemática ambiental de las ciudades como marginada o ignorada en la práctica urbanística habitual. En ocasiones, el concepto de ecología urbana es utilizado como sinónimo de desarrollo urbano sostenible (Sukopp, 2002), lo cual, a nuestro juicio, es un error. La sostenibilidad urbana constituye un reto de marcado carácter trasversal y multidisciplinar, en el que la componente ecológica es sólo uno de los factores a tener en cuenta. La ecología urbana no debe, por tanto, ser entendida como una disciplina de enfoque reduccionista, cuya pretensión es simplificar o constreñir el estudio de la ciudad a los límites de la ciencia ecológica; al contrario, el objetivo de la ecología urbana es aportar una nueva perspectiva de análisis, esencial para entender la dimensión ecológica de los procesos urbanos, y necesariamente complementaria y compatible con el resto de perspectivas que, desde ámbitos tan diversos como la geografía, la sociología, la economía o la arquitectura, se aplican normalmente al estudio de la ciudad.

Si se pretende definir de forma precisa el concepto de ecología urbana, es necesario remitirse en primer lugar a la propia definición de ecología. Según Margalef, la ecología es la "biología de los ecosistemas" (1991, p. 2), pudiendo definirse un ecosistema como "un sistema formado por individuos de muchas especies, en el seno de un ambiente de características definibles, e implicados en un proceso dinámico e incesante de interacción, ajuste y regulación, expresable bien como intercambio de materia y energía, bien como una secuencia de nacimientos y muertes, y uno de cuyos resultados es la evolución a nivel de las especies y la sucesión a nivel del sistema entero" (Margalef, *op. cit*., p. 2). La ecología urbana sería, entonces, la biología de los ecosistemas urbanos. Desde la óptica ecológica, se considera la ciudad como un sistema ecológico artificial, que puede ser definido en términos estructurales y funcionales, y que está constituido por componentes tanto bióticos como abióticos, así como por los ciclos y la transformación de materia y energía que se desarrollan en su seno. El ecosistema-ciudad tiene una organización espacial propia y unas pautas distintivas de cambio en el tiempo, las cuales resultan en patrones de comportamiento de las especies, de dinámica de poblaciones y de formación de comunidades que son específicos del medio ambiente urbano (Sukopp, 2002).

Asimilar la ciudad a un sistema ecológico supone, de nuevo, romper con la tradicional contraposición entre naturaleza y ciudad. Como se ha indicado, la ciudad ha sido siempre percibida como un producto de la tecnología, que representa como ningún otro artefacto humano la antítesis de lo natural. Hasta tal punto ha calado esta dicotomía ciudad – naturaleza en nuestra forma de entender el hecho urbano, que los urbanistas, los planificadores y los

gestores de nuestras ciudades apenas han prestado atención (salvo, claro está, notables excepciones) a la dimensión ecológica del desarrollo urbano. Por su parte, los ecólogos han asumido también este discurso, restringiendo tradicionalmente su ámbito de estudio al medio natural o rural, y considerando en general la ciudad como un *desierto ecológico.*

A día de hoy, el hecho de que la ciudad pueda ser considerada como una parte más de la biosfera y, como tal, ser analizada por la ecología es algo ampliamente aceptado en el mundo académico; sin embargo, esta idea fue objeto de una fuerte controversia en los años 70 (Sukopp y Werner, 1991), periodo en el que la ecología urbana fue definida formalmente como una disciplina independiente dentro del marco de la ciencia ecológica. Es a comienzos de esta década cuando empiezan a proliferar los estudios sistemáticos del clima, el suelo, el agua y los organismos en el medio urbano, fundamentalmente a partir del desarrollo del Proyecto 11 del Programa Man and the Biosphere de la UNESCO[2]. Los antecedentes de la ecología urbana se remontan, no obstante, siglos atrás, tal y como recuerda Sukopp, pudiendo afirmarse que los contenidos de esta ciencia ya existían mucho antes de su formalización terminológica y su aceptación en el ámbito académico e institucional (Sukopp, 2002).

Con el objeto de profundizar en nuestro estudio de los beneficios potenciales resultantes de incorporar la ecología urbana a la planificación y gestión de las ciudades, es posible distinguir dos grandes tendencias en el estudio ecológico de la ciudad: el análisis de los flujos de materia y energía necesarios para el funcionamiento del sistema urbano, y el estudio de las especies animales y vegetales presentes en el tejido urbano. En términos de Marzluff *et al*. (2008), estas dos aproximaciones se podrían denominar, respectivamente, "ecología *de* la ciudad" y "ecología *en* la ciudad".

El primero de estos enfoques pone el énfasis en los ciclos urbanos del agua, los materiales y la energía, preocupándose fundamentalmente por los impactos producidos en la biosfera tanto por la entrada de *inputs* al sistema ciudad (consumo de recursos) como por los *outputs* del sistema (emisión de contaminantes, generación de residuos). Se parte de la base de que la ciudad puede ser considerada desde un punto de vista trófico como un ecosistema artificial, de tal forma que es posible, según Wolman (1965), llevar a cabo un análisis del *metabolismo urbano* de forma similar a como se realiza un análisis de los flujos de materia y energía para un ecosistema natural (como puede ser un bosque o un lago).

La segunda aproximación se centra en el punto de vista de la ecología descriptiva y demográfica, a través del análisis de las poblaciones urbanas, la tipificación, clasificación y cartografía de las comunidades y el estudio tanto de la evolución en el tiempo como de la expresión espacial del ecosistema urbano. Citando a Bettini (1998a), este enfoque se caracterizaría por su percepción de la ciudad como *mosaico de hábitats*, es decir*,* como un

2 "El Proyecto 11 ("Aspectos ecológicos del uso de la energía en sistemas urbanos e industriales") se centró originalmente en el estudio del flujo de la energía, materiales, agua y desechos en las ciudades, con un enfoque de ecosistemas, y las interacciones entre las ciudades y sus regiones de influencia (hinterland). Los estudios derivados de este proyecto incluyeron no solo los aspectos ecológicos, sino también cuestiones de biología humana y variables socioculturales, psicosociales y económicas" (Jardel, 2001, p.2).

territorio con una estructura espacial compleja y heterogénea, en el que la presencia y la actividad humanas interactúan con la biodiversidad urbana e influyen en los procesos ecológicos existentes.

Sendas aproximaciones a la ecología urbana se pueden considerar, a grandes rasgos, paralelas a las dos principales líneas de actuación de las políticas e iniciativas orientadas a la sostenibilidad urbana (Platt, 1994a). Por un lado se encuentran las políticas preocupadas por el metabolismo urbano, es decir, por el impacto de los flujos de materia y energía del sistema urbano en la biosfera; son políticas que tendrían como objetivo, por ejemplo, la mejora de la gestión de ciclos urbanos de agua y residuos, la racionalización del consumo energético, la planificación sostenible del transporte o las medidas de control de las emisiones contaminantes. Por otro lado, la actuaciones vinculadas a lo que se ha venido a denominar en el ámbito anglosajón como *urban greening* ("reverdecimiento" de la ciudad) tendrían su principal foco de interés en la mejora de la calidad ambiental de la urbe a través del mantenimiento de un cierto grado de "naturalidad" (en el sentido de presencia de elementos naturales) en el seno de la ciudad, fundamentalmente a través del diseño y la gestión de los espacios verdes urbanos.

Ambos enfoques no son en absoluto independientes, sino que representan dos líneas de acción imprescindibles para el progreso hacia la sostenibilidad urbana. De hecho, la integración de ambas perspectivas parece ser la opción más razonable para lograr avances realmente significativos en nuestra comprensión de los sistemas urbanos. Desde esta posición integradora y global, Marzluff *et al.* (2008) proponen entender las ciudades como fenómenos emergentes, constituidos por el acoplamiento entre procesos antrópicos y procesos naturales, con implicaciones para la evolución y la supervivencia tanto de nuestra propia especie como de otras especies animales y vegetales. Ambas dimensiones, natural y antrópica, de la ciudad, deben ser percibidas como fuerzas que interactúan dando lugar a patrones estructurales y funcionales cuantificables. No obstante, a efectos de facilitar la comprensión de las bases de la ecología urbana, se llevará a cabo una breve revisión independiente de las dos dimensiones "tradicionales" de la ecología urbana: la que entiende la ciudad como sistema metabólico, y la que percibe el tejido urbano como un mosaico de hábitats.

2.2.2 La ciudad como sistema metabólico

En palabras de Jaume Terradas, "desde un punto de vista termodinámico, los ecosistemas, como los organismos, son sistemas alejados del equilibrio que se autoorganizan a costa de provocar incrementos en los niveles de desorden o entropía en el medio que los rodea" (Terradas, 2001, p. 35). Esto quiere decir que los ecosistemas obtienen energía del medio exterior, que es devuelta al mismo posteriormente en formas no aprovechables; por este motivo, se consideran estructuras disipativas. Sin este aporte continuo de energía, el ecosistema no puede mantener o aumentar u orden interno. Algo parecido ocurre con los materiales, extraídos del exterior del sistema y devueltos en forma de partículas no aprovechables. Es evidente que las ciudades y los sistemas socioeconómicos de escalas superiores son estructuras disipativas, al igual que los ecosistemas naturales. Desde el punto de vista de la sostenibilidad, resulta fundamental analizar este comportamiento de los

sistemas urbanos, dado que no es sino este metabolismo energético y de los materiales lo que determina el impacto de la ciudad en el medio natural. Partiendo de la asimilación entre ciudad y ecosistema artificial, es posible llevar a cabo un estudio del metabolismo urbano de la misma forma en que se realiza para un ecosistema natural.

Esta perspectiva ha sido desarrollada, entre otros autores, por E. P. Odum. En su obra Basic Ecology (1983), Odum define el ecosistema como "la unidad que incluye todos los organismos de un área determinada (la comunidad biótica) que interactúan con el medio físico de tal manera que un flujo de energía conduzca a una estructura trófica definida, a una diversidad biológica y a un ciclo de la materia (un intercambio de materia entre lo vivo y lo inerte) en el interior del sistema" (Bettini, 1998b, p. 79). Partiendo de esta definición, Odum asimila la ciudad a un "ecosistema heterótrofo", fuertemente dependiente de su medio externo para la consecución de alimento, energía y materiales, por contraposición a un ecosistema autótrofo como podría ser un bosque. El paralelismo tiene, no obstante, ciertas limitaciones; es necesario tener en cuenta las siguientes diferencias fundamentales entre el funcionamiento trófico del ecosistema -ciudad y el de un ecosistema natural:

- En primer lugar, la tasa metabólica del ecosistema ciudad es más intensa por unidad de área que la de un ecosistema natural. Esto determina la existencia de un mayor flujo de entrada de energía concentrada (en su mayor parte, combustibles fósiles) al sistema.

- Por otro lado, el ecosistema ciudad necesita, además, del ingreso de materiales especiales (como metales para uso industrial y comercial), y no sólo de aquellos verdaderamente imprescindibles para el sostenimiento de la vida, como en el caso de un ecosistema natural.

- El ecosistema ciudad origina una considerable emisión de productos de desecho, muchos de los cuales son productos químicos sintéticos más tóxicos que sus progenitores naturales. Como indica Nebbia (1998), a diferencia de los ecosistemas naturales, "el ecosistema ciudad utiliza, metaboliza y reelabora materiales que son sustancialmente extraños a la vida que se desenvuelve en el interior de la ciudad. Los residuos deben por lo tanto ser exportados o tratados con procesos técnicos y los desechos finales son completamente diferentes a los utilizados que habían entrado en la ciudad y a partir de los cuales se han formado. La producción de desechos "dentro" de un ecosistema ciudad está, pues, generalmente acompañada de efectos ambientales negativos, de un empeoramiento de la calidad del ambiente, de contaminación" (Nebbia, *op. cit*., p. 219).

- Finalmente, el metabolismo endosomático (que engloba los procesos de transformación de materiales y energía en el interior del cuerpo de los organismos integrados en el ecosistema) tiene en el ecosistema urbano una menor relevancia en términos cuantitativos que el metabolismo exosomático (que englobaría los flujos y procesos no vinculados a la actividad interna de los organismos), incrementándose esta diferencia cuanto más desarrollada tecnológicamente es una sociedad (Terradas, 2001).

Aun considerando a la ciudad como un ecosistema heterótrofo, hay que remarcar que los ambientes de entrada y salida de los flujos de energía y materiales no sólo son cuantitativamente más importantes en el sistema urbano que en un ecosistema natural autótrofo (Bettini, 1998b), sino que muestran también una mayor magnitud en la ciudad que en un ecosistema natural heterótrofo. El uso ineficiente de los recursos (energía, agua), en el seno del sistema urbano, así como otros rasgos funcionales, ha llevado a algunos autores a afirmar que la ciudad constituye un ecosistema inmaduro (Bolund y Hunhammar, 1999).

Según Nebbia (1998), existe una estrecha relación entre los flujos ecológicos y los flujos económicos en la ciudad. "En la ciudad, materia y energía son importadas bien del ambiente natural externo a la ciudad, bien de la actividad productiva, que también es externa a la ciudad. La materia y energía que entran en una ciudad alimentan tanto la actividad que se desarrolla en su interior (negocios, oficinas, empleos), como la actividad de consumo de las familias y servicios: transportes, calefacción, iluminación de edificios, etc. Tanto la actividad productiva como la de consumo que transforman la materia – es decir, bienes ambientales y económicos – en residuos y desechos – esto es, en bienes negativos - terminan más o menos rápidamente en el ambiente exterior. Una porción de los residuos y desechos puede alimentar alguna actividad de tratamiento y reciclaje, que puede considerarse también como actividad productiva, en el interior de la ciudad" (Nebbia, *op. cit*., p. 219).

Wolman, en su obra *The metabolism of cities* (1965), es pionero en introducir el concepto de metabolismo urbano para definir el análisis de los ciclos de materia y energía que se producen en la ciudad. Para Wolman, existe una gran variedad de flujos que atraviesan el ecosistema urbano, si bien en todas las ciudades dichos flujos tienen en común tres *inputs*: agua, alimentos y combustibles; y tres *outputs*: aguas residuales, residuos sólidos y contaminantes atmosféricos. El estudio del balance de estos componentes para una ciudad-modelo de un millón de habitantes permitió a Wolman describir de forma cuantitativa la importante presión que una ciudad ejerce sobre el medio natural y sobre sus propios habitantes, a través tanto de los requerimientos energéticos y materiales de los flujos de entrada como de los impactos provocados por las características nocivas de los flujos de salida. Douglas, en su obra *The Urban Environment* (1983), emplea esta misma aproximación metabólica al análisis de la ciudad, llegando a la conclusión de que la ciudad muestra un comportamiento de carácter parasitario con respecto al medio externo dada la presión que ejerce sobre los recursos naturales debido a sus necesidades energéticas y materiales.

El conocimiento de dichos flujos es importante para determinar los efectos de las actividades que se desarrollan en el interior del ecosistema urbano sobre la salud humana, el patrimonio o la biodiversidad urbana, y así mismo puede servir como instrumento para la solución de algunos de los problemas actuales de la planificación urbana, en la medida en que permita contrastar los beneficios ligados a una actividad (productiva, comercial, de transporte) con sus efectos negativos sobre los valores naturales, culturales y humanos. El conocimiento de estos flujos es, para el caso de la mayoría de las ciudades, claramente insuficiente, cuando no directamente inexistente. Con objeto de paliar esta carencia, se han venido desarrollando en los últimos años una serie de métodos de cuantificación del funcionamiento ecológico de las ciudades, a través fundamentalmente del uso de indicadores. Quizá el más conocido de

ellos sea la denominada "huella ecológica". Este indicador, o conjunto de indicadores, desarrollado por Rees en 1992, intenta cuantificar la superficie de tierra o agua necesaria para proveer de alimento, materiales y energía y albergar los desechos de una población determinada (Wackernagel y Rees, 1996). De esta forma, la huella ecológica representaría la medida inversa de la capacidad de carga de un territorio (Alberti y Bettini, 1998), esto es, el máximo de población que puede albergar un territorio indefinidamente (es decir, en condiciones de sostenibilidad). La complejidad del indicador en sí y de la metodología para su cálculo ha determinado su aplicación preferente a una escala nacional, aunque ha sido también aplicada a numerosas ciudades. Por ejemplo, los resultados del cálculo de la huella ecológica de la aglomeración urbana de Sevilla muestran que la superficie bioproductiva requerida por la metrópoli andaluza es de 3,26 ha por habitante, lo cual equivale a afirmar que es necesario un territorio 23,5 veces superior al espacio urbano para abastecer el funcionamiento de la ciudad (Calvo y Sancho, 2001).

Una conclusión fundamental obtenida del estudio de los flujos urbanos es que la ciudad no tiene una ecología separada del campo que la circunda (Bettini, 1998c). De esta afirmación se desprende la consideración de Odum de la ciudad como ecosistema incompleto, dado que, como afirma el autor, "una ciudad sólo puede ser considerada un ecosistema completo si se consideran incluidos en él los ambientes de entrada y de salida" (Bettini, 1998c, p. 67). Sin embargo, esta ruptura de la oposición de la dicotomía campo-ciudad es más compleja de lo que puede parecer a priori, si consideramos que, a diferencia de antaño, los ambientes de entrada y salida que completarían el ecosistema urbano no son necesariamente limítrofes al área urbanizada. Como se ha comentado, en una economía globalizada, la presión urbana sobre los recursos naturales adquiere cada vez más una escala planetaria, aparte, claro está, de la naturaleza intrínsecamente global de determinados impactos como la emisión urbana de gases de efecto invernadero y su contribución al cambio climático. De hecho, el fenómeno urbano en sí puede ser entendido como una única red interconectada de ecosistemas a escala global (Bolund y Hunhammar, 1999). Podemos decir entonces que los flujos de materia y energía ligados a esta red no corresponderían estrictamente con un espacio físico concreto como es la ciudad y su territorio circundante, y mucho menos con la ciudad entendida desde la óptica administrativa, por lo que la aplicación práctica del símil ciudad – organismo y del análisis del metabolismo urbano se hace progresivamente difícil (algo viable en la ciudad histórica amurallada, ya que poseía unos límites bien definidos y mantenía una relación intensa de dependencia con su entorno rural inmediato).

2.2.3 La ciudad como mosaico de hábitats

El debate sobre si la ciudad en su conjunto puede ser considerada un ecosistema, o si sólo pueden tener tal consideración las áreas que presenten un cierto grado de naturalidad (zonas verdes, jardines, riberas fluviales, etc.), ha estado presente desde los comienzos de la ecología urbana en la década de los 70. Los partidarios de este segundo enfoque considerarían la ciudad como un mosaico de hábitats, un paisaje ecológico extraordinariamente fragmentado en el que las manchas o teselas de hábitat natural (o seminatural) estarían intercaladas en una matriz edificada, de escaso interés ecológico si no es como fuente de presiones y perturbaciones para los procesos ecológicos que subsisten en el medio urbanizado. Muchos

estudios de ecología urbana se sitúan en esta línea, poniendo el énfasis no en el funcionamiento trófico de la ciudad como un sistema unitario, sino en la diversidad de hábitats y comunidades bióticas que es posible encontrar en la ciudad. Es necesario aclarar que el término ecosistema urbano hace referencia en este contexto a los ecosistemas integrados en la matriz urbana, y no al conjunto del sistema ciudad.

Al igual que sucede con el análisis de los flujos de materia y energía, el estudio de los ecosistemas urbanos permite identificar una serie de características que los diferencian de sus equivalentes naturales. Algunos autores opinan que la única diferencia esencial entre los ecosistemas urbanos y los naturales se limita al grado de influencia de la actividad humana (Niemela, 1999). En este sentido, la incidencia antrópica se materializa, por un lado, en una serie de peculiaridades estructurales, funcionales y evolutivas que resultan específicas de los ecosistemas urbanos, y por otro, en el predominio de unos procesos ecológicos frente a otros, en proporción diferente a la observada para los sistemas naturales.

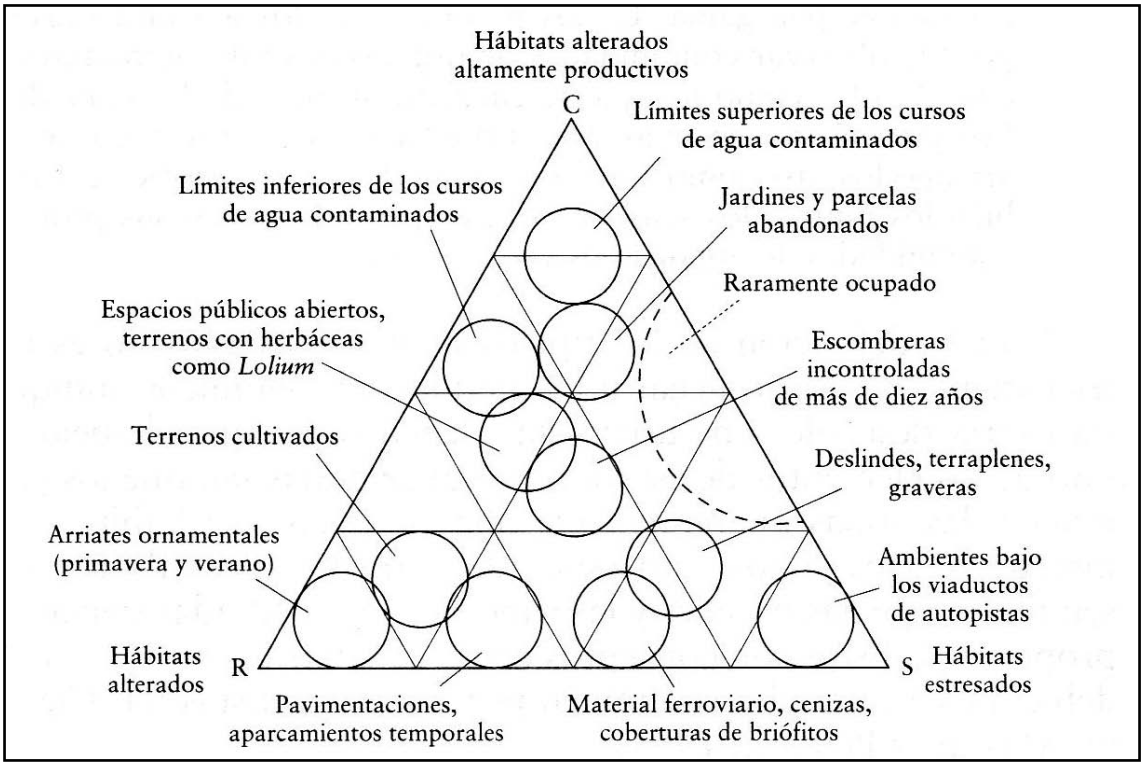
El rasgo más fácilmente perceptible de los ecosistemas urbanos es que en conjunto forman un mosaico heterogéneo y escasamente interconectado, debido a la barrera casi infranqueable que supone la matriz edificada. El aislamiento de las manchas de hábitat urbano dificulta la dispersión, por lo que factores como el tamaño o la existencia de corredores entre espacios adquieren una gran importancia de cara al mantenimiento de las poblaciones de flora y fauna. Debido al carácter fragmentario y a la influencia de la matriz urbanizada, el proceso de sucesión de los ecosistemas urbanos presenta una gran diversidad entre unos espacios y otros. En palabras de Sukopp (2002), se trata de sistemas no equilibrados, en los que los procesos estocásticos tienen una mayor relevancia que los deterministas. La sucesión en ecosistemas urbanos está sujeta a una intensa influencia humana, extremadamente variable y fuertemente vinculada a la historia de cada espacio concreto. Esto determina que las comunidades urbanas no experimenten un proceso de sucesión de carácter direccional, sino dominado por el azar y eventos impredecibles; por este motivo, no existen condiciones de clímax en el medio urbano (Sukopp, *op. cit*.). Debido a estos fenómenos azarosos, es posible por ejemplo encontrar dos manchas de hábitat adyacentes que se encuentren en muy distintos estadios sucesionales (Niemela, 1999).

Una de las principales razones de la naturaleza azarosa de la sucesión en ecosistemas urbanos es la alta frecuencia con que se produce la introducción o invasión de nuevas especies. El transporte o el cultivo de especies exóticas, junto con el carácter intensamente alterado de muchos de los espacios verdes urbanos, facilita el proceso de invasión (Niemela, *op. cit*.). Aparte de esto, los cambios en los hábitats producidos por el hombre favorecen los procesos de extinción, ya sea de forma fulminante o progresiva. Por ello, los ecosistemas urbanos suponen ejemplos extremos de comunidades producidas por sucesivas invasiones, y no por un desarrollo co-evolucionario (Sukopp, 2002).

La estructura heterogénea del paisaje urbano, las perturbaciones antropogénicas y la invasión de especies no autóctonas determinan que la flora y la fauna en la ciudad sea en muchos casos más diversificada que en el campo circundante (Bettini, 1998a). A escala de manchas de hábitat, la diversidad es elevada, debido a que muchas especies inmigrantes

encuentran condiciones favorables en los biotopos urbanos alterados por el hombre; a escala de paisaje, la diversidad entre las distintas manchas es con frecuencia alta, debido a la heterogeneidad intrínseca de las mismas, pudiendo encontrarse desde áreas seminaturales a espacios fuertemente modificados por la acción antrópica. En cualquier caso, muchos ecosistemas urbanos parecen confirmar la "hipótesis de la perturbación intermedia" (*intermediate disturbance hypothesis*), que predice que la diversidad es mayor en espacios moderadamente alterados (como podrían ser muchos espacios abiertos urbanos) que en los altamente modificados por la acción humana (como el centro urbano) y los carentes de perturbación (como un bosque) (Niemela, 1999).

Figura 2.2 Modelo C-S-R para habitats urbanos



Fte.: Gilbert, 1989; citado por Bettini, 1998a, p. 143

Si se parte del supuesto de que la diferencia fundamental entre los ecosistemas urbanos y los naturales es el grado de intervención humana, parece razonable afirmar que no es necesario elaborar una teoría ecológica específica para el medio urbano (Niemela, 1999). Las teorías y metodologías de estudio serán por tanto aquellas que, dentro de la ciencia ecológica, se adapten mejor a las peculiaridades del paisaje urbano. Atendiendo al grado de aislamiento de las manchas de hábitat, resultan de especial interés aproximaciones como la biogeografía de islas o la teoría de las metapoblaciones. Un ejemplo de modelo ecológico convencional adaptado al contexto urbano es, por ejemplo, la modificación que realizó Gilbert (1989) del modelo C-S-R de Grime (1979) para comprender la diversidad de hábitats urbanos (ver figura 2.2). Se representa en un triángulo equilátero, cuyos lados indican el aspecto más importante del ciclo de vida de la especie que se desea clasificar. Las tres coordenadas a tener en cuenta son: la competencia interespecífica (C), el efecto relativo de la presión ambiental o estrés (S), y el carácter ruderal (R) de las plantas (es decir, su capacidad para absorber los recursos liberados por la perturbación). Los tres aspectos son ponderados de forma que la suma de

ellos sea igual a uno. La versión de Gilbert muestra el espectro de la vegetación potencial en los hábitats urbanos en función de estas tres variables. Como se observa en la figura, los hábitats urbanos comprenden desde los parques y jardines convencionales hasta los espacios baldíos, los descampados o las zonas de aparcamiento, ocupados por vegetación espontánea (Bettini, 1998a).

En general, se puede afirmar que la presencia de hábitats en el tejido urbano está estrechamente vinculada al conjunto de espacios libres de una ciudad. La toma en consideración de la dimensión ecológica del espacio libre (es decir, el reconocimiento de su valor como hábitat natural) por parte de las iniciativas de planificación del medio urbano se muestra desde este punto de vista como un factor clave para la mejora de la sostenibilidad de nuestras ciudades. Por ello, resulta fundamental prestar atención al sentido y el alcance que adquiere este concepto desde la óptica del urbanismo y la ordenación territorial.

2.3 El espacio libre y su papel en la ciudad sostenible

Existe actualmente un amplio abanico terminológico que es posible utilizar para hacer referencia al espacio libre o a los diferentes elementos que lo conforman. Así, encontramos en la literatura académica y en la práctica urbanística conceptos relativamente amplios, complementarios al de espacio libre, como son los de espacio verde, zona verde, trama verde, verde urbano o espacio abierto; y también términos más específicos, como parque o jardín, cuyo significado se ve acotado por el empleo de calificativos que hacen referencia a su régimen de propiedad o de accesibilidad *(privado o público)*, a su posición dentro de la jerarquía del sistema de espacios *(de barrio, municipal o metropolitano)*, o a su funcionalidad particular *(infantil, botánico, educativo, deportivo)*. A menudo estos términos son utilizados como sinónimos, sin atender a los rasgos diferenciadores; en otros casos, una misma expresión puede servir para denominar realidades distintas, en función del contexto o del autor. Esta diversidad terminológica puede mover en ocasiones a una cierta confusión; por ello, parece necesario aclarar, para el marco específico de una investigación, el significado concreto que adoptan los términos utilizados. A tal efecto, resulta práctico mostrar varios ejemplos de definiciones en uso de los conceptos de espacio libre y verde urbano, por supuesto sin pretensión alguna de exhaustividad; el objetivo de esta revisión es trazar un breve marco de referencia conceptual, que ayude a la adopción de una definición ajustada a la naturaleza del presente trabajo de investigación.

El concepto de espacio verde o verde urbano es, en sí, bastante intuitivo, en la medida en que el adjetivo verde está asociado implícitamente a la presencia de la vegetación. Una definición específica para este concepto es la que aporta Rodríguez-Avial (1982): espacio verde es “cualquier espacio libre en el que predominen las áreas plantadas de vegetación, correspondiendo, en general a lo que se reconoce como parques y jardines”, entendiéndose como sistema de espacios libres el “conjunto de espacios urbanos al aire libre, destinados bajo todo tipo de conceptos al peatón, para el descanso, el paseo, la práctica del deporte y, en general, el recreo y el entretenimiento de sus horas de ocio” (Rodríguez-Avial, *op. cit*., p. 13). El espacio verde es por tanto una parte del espacio libre, cuyo elemento característico es la presencia de la vegetación. Se excluye así cualquier ámbito no construido, como determinadas

plazas o paseos, donde las plantas estén ausentes o jueguen un papel secundario en la configuración del espacio. De esta definición se desprende también una vinculación esencial, tanto del verde urbano como del espacio libre en general, a las actividades de ocio y esparcimiento de la población. En esta misma línea se encuentra la definición de verde urbano que propone Michel Saillard: "espacio público o privado que ofrece con toda seguridad a los usuarios óptimas condiciones, tanto en lo que se refiere a la práctica de los deportes o juegos como a paseos, momentos de esparcimiento y reposo, y en el que el elemento fundamental de la composición es la vegetación" (citado por Rodríguez-Avial, *op. cit*., p. 57). Hasta el momento actual, este tipo de aproximación al concepto de verde urbano parece ser el más firmemente asentado en la práctica habitual del urbanismo.

A pesar de que en muchos casos se ambos términos son utilizados de forma intercambiable, la noción de espacio libre es en sí más amplia que la de espacio verde, no estando ligada necesariamente a la presencia de vegetación. Por otro lado, desde el punto de vista estrictamente funcional el concepto de espacio libre debería tener en cuenta otro tipo de funciones aparte de las asociadas al uso público, como son las relacionadas con la calidad ambiental de la ciudad o con la ordenación del territorio urbano. La definición que aportan Acosta y Burraco en su "Glosario básico de la ordenación urbanística y territorial" (1998) refleja una triple dimensión del espacio libre: "los espacios libres son espacios abiertos, de carácter público, que juegan un papel básico en la satisfacción de las necesidades ciudadanas de ocio y esparcimiento y en la mejora de la calidad ambiental de la ciudad, además de representar un instrumento imprescindible en la ordenación, para la articulación de zonas o la reducción de la densidad, por ejemplo" (Acosta y Burraco, *op. cit*., p. 42). En este caso se excluye explícitamente el espacio privado, pero por otra parte se expande el alcance del concepto para englobar aquellos espacios abiertos que, aún no teniendo una funcionalidad recreativa, son importantes desde un punto de vista ambiental o urbanístico. Esta aproximación es cada vez más frecuente en el medio académico y en la práctica urbanística, ya que recoge de forma explícita la función ecológica de las zonas verdes, ubicándose así en las coordenadas del discurso del desarrollo urbano sostenible.

La clasificación propuesta por Acosta y Burraco para los diferentes tipos de espacio que componen el sistema de espacios libres resulta sin embargo algo más restrictiva que la definición que acabamos de exponer. Cada una de las cuatro categorías descritas por estos autores (áreas de juego, recreo y estancia; jardines; parques urbanos; parques periurbanos y rurales) corresponde a un tipo de uso público de mayor o menor intensidad, pero no se recoge la existencia de espacios de funcionalidad exclusivamente ambiental o territorial, como podría derivarse de la definición aportada por estos autores. Es necesario indicar en este punto que, a pesar de que el valor ecológico y territorial del espacio libre tiene cada vez un mayor peso en el discurso actual del urbanismo, la práctica de la planificación urbana parece no haber conseguido superar del todo la inercia de una conceptualización más restrictiva y tradicional.

La Asociación Española de Parques y Jardines Públicos recoge una clasificación exhaustiva de todos los espacios libres y verdes que es posible encontrar en un término municipal. Esta aproximación es singularmente amplia en cuanto a su enfoque, en la medida en abarca tanto espacios verdes de titularidad pública como privada y engloba todo tipo de áreas donde la

vegetación se encuentra presente, incluyendo, por ejemplo, el arbolado viario, las espacios ligados al tráfico o las fachadas vegetales (ver tabla 2.4). Es interesante también el cambio de escala de que se dota aquí al concepto con respecto a los ejemplos anteriormente citados: la noción de espacio libre traspasa los límites de la ciudad, abarcando espacios periurbanos e, incluso, el espacio agrario que rodea al tejido urbano. Se trata, por su amplitud y exhaustividad, de una perspectiva muy interesante de cara a analizar la potencial funcionalidad ambiental de la vegetación urbana, y también para estudiar el papel que juega el espacio libre periférico en la articulación entre el tejido urbano y el territorio circundante.

Tabla 2.4 Tipología de espacios libres y verdes en un término municipal.
(Asociación Española de Parques y Jardines Públicos, 1995)

Espacios verdes públicos	**Espacios verdes privados**
Espacios periurbanos Naturales Protegidos No protegidos Bosques Parques metropolitanos Parques periurbanos Pantallas vegetales Cinturones verdes Espacios agrarios Espacios de interrelación Corredores Sendas Paseos Vías fluviales Espacios urbanos Parques Jardines Plazas Paseos Patios y espacios ligados a la edificación Espacios ligados al tráfico Medianas Franjas de protección y ornamento Rotondas Nudos e isletas Espacios singulares Históricos y/o culturales Ligados a monumentos o edificios históricos Arbolado viario Urbano Periurbano Espacios en equipamientos Centros docentes Centros socioculturales Instalaciones deportivas Cementerios	Espacios en suelo residencial Vivienda unifamiliar Aislada (jardín) Adosada (jardín posterior) (jardín de puerta) Edificación en bloque Abierta (jardín de puerta) (jardín comunitario) Manzana cerrada. Patios Fachadas verdes y jardinería de terraza Zonas de servicios Deportivas Centros socioculturales Comercial Espacios en suelo industrial Pequeña y mediana industria Gran industria Centros de servicios Centros de almacenamiento y distribución Equipamiento social Espacios libres y deportivos Sistema general verde Espacios en suelo terciario (equipamientos y servicios) Social y sanitario Social Jardines de infancia Centros de la tercera edad Centros de discapacitados Sanitario Centros médicos Centros hospitalarios Áreas comerciales Áreas de ocio y recreativas (golf, piscinas, camping, clubes privados, hípica, etc.) Áreas deportivas Centros socioculturales Centros docentes Hoteles Transporte (ferrocarril, autobuses, aeropuertos,etc.)
	Espacios verdes privados de uso público
	Bosques Parques Viveros Terrenos abiertos de uso privado necesitados de protección Espacios agrícolas

Fte.: AEPJP, 1995; citado por Salvador Palomo, 2003, p. 229

De cara a facilitar precisamente el análisis de esta última cuestión, se puede ampliar aún más la escala para adoptar una perspectiva que podríamos denominar territorial o paisajística, capaz de abarcar el conjunto del espacio metropolitano. En esta línea, resulta clarificadora la definición de espacio libre recogida por Ramón Folch en el glosario de terminología territorial que acompaña el volumen "El territorio como sistema", editado por el mismo autor (Folch, ed.; 2003). El espacio libre sería en este caso el "suelo no dedicado a usos urbanos o paraurbanos, es decir, espacio mayoritariamente exento de construcciones, sea de uso forestal, pastoral, agrícola o plenamente silvestre, con independencia del estatuto jurídico o del régimen de propiedad a que esté sometido" (Folch, ed.; *op. cit*., p. 281). Evidentemente, esta definición está asociada a un aumento de escala en el análisis del fenómeno urbano, que nos obliga a desplazarnos desde una óptica meramente urbana a otra de carácter territorial, en la cual la ciudad no puede ser entendida sino como parte de un sistema que engloba también el entorno natural o rural en que se inserta la urbe. Por ello, Folch hace referencia al concepto de territorio urbano o metropolitano, del cual el espacio libre es un componente esencial, complementario al espacio construido.

Es destacable el hecho de que, en esta acepción, desaparece cualquier mención al uso público del espacio libre. Por otra parte, cabría objetar que dicho concepto se define en términos negativos, como opuesto al suelo urbano o paraurbano. Parecería por tanto que el espacio libre se vacía de significado. Sin embargo, si se atiende a la descripción de las diferentes tipologías de espacio libre recogidas en el citado glosario, se puede entender que esta perspectiva otorga un valor intrínseco al espacio libre. Así, sería posible distinguir entre espacio libre agrícola, espacio libre forestal y espacio libre fluvial; cada una de estas categorías correspondiente a un tipo de uso determinado y poseedora de una serie de funciones propias, ya sean de carácter productivo, ecológico o territorial. Esta concepción del espacio libre evita por tanto la simplificación de considerar los espacios rurales o naturales como meros reservorios para el crecimiento urbano; una interpretación aún demasiado extendida en la práctica urbanística, y que conduce a una degradación progresiva del entorno periurbano.

Folch lleva más allá la implicación ambiental de esta aproximación conceptual, al afirmar que es precisamente a través de espacio libre donde la *matriz biofísica* del territorio logra aflorar en el seno de un espacio intensamente antropizado como es el metropolitano. Por matriz biofísica entendemos el "conjunto de vectores abióticos y bióticos (substrato, clima, geomorfología, suelo, flora, fauna) que subyace en todo territorio y que condiciona permanentemente las transformaciones antrópicas" (Folch, ed.; *op cit*., p. 284). De ello se deriva el papel del espacio libre como garante del mantenimiento de los procesos ecológicos ligados a este substrato biofísico, procesos necesarios para la provisión de una serie de funciones ambientales que influirán notablemente en las condiciones de vida en la ciudad. La óptica territorial enlaza con uno de los planteamientos básicos de la ciudad sostenible expuestos anteriormente: es necesario superar el binomio campo-ciudad y asumir una perspectiva integral de gestión y ordenación del territorio urbano o metropolitano como una entidad unitaria. La adopción de este enfoque determina que lo urbano y lo rural se deban abordar, no sólo como sistemas interrelacionados, sino como componentes de un único "todo espacial" (Llop, 2003, p. 167).

La perspectiva aportada por Folch, con su consideración explícita del espacio rural y natural como elementos básicos del espacio libre, no tiene por qué ser percibida necesariamente como excluyente con respecto a las otras aproximaciones que se centran en los espacios de carácter netamente urbano (y, como se ha visto, con especial atención a los ligados al uso público). De hecho la integración de estas dos perspectivas parece ser la opción de un cierto número de planes de ordenación urbana aparecidos a partir de la década de los noventa, en los que el sistema de espacios libres se percibe como un conjunto interconectado de parques, jardines y avenidas, articulados a su vez con parques periurbanos, espacios rurales y naturales del ámbito municipal, y con otros elementos básicos del territorio como la red hidrológica o el viario rural (Joaquím Sabaté, 2003; Feria y Santiago, 2009). Se plantea así la configuración de una verdadera malla verde en el territorio urbanizado, que abarca desde el espacio rural al mismo corazón de la ciudad. Probablemente sea esta perspectiva, de naturaleza sistémica y con una clara vinculación con los presupuestos de la ecología del paisaje, la que mejor se adapte a los presupuestos del paradigma sostenibilista.

Un ejemplo de este enfoque global e integrador es la propuesta de sistematización de la trama de espacios verdes desarrollada por Michael Hough en su obra “Naturaleza y Ciudad. Planificación urbana y procesos ecológicos” (1998; ver figura 2.3). En ella, el autor analiza la variación simultánea de una serie de valores o características del espacio (grado de sensibilidad ambiental, valor ambiental, intensidad de uso) a través de un gradiente de localización que se extiende desde el centro de la ciudad hasta la periferia. Cada tipo de espacio libre puede encontrar su lugar dentro de este gradiente. Como se puede observar en la figura, se trata de una modelización muy simplificada de la realidad, ya que asume que todos los parámetros considerados varían siempre de forma simultánea al desplazarnos del centro a la periferia, y parece corresponder a un modelo de ciudad de tipo concéntrico, que en ningún caso puede considerarse universalmente válido. A pesar de estos inconvenientes, esta aproximación presenta rasgos interesantes, como son, por un lado, el reconocimiento implícito de una variación continua y gradual de las características, funciones y tipos de uso de los espacios libres, que se adapta mejor a la realidad que la tradicional clasificación en grupos funcionales estancos; por otro, la asunción de una perspectiva que, en última instancia, busca una transición gradual y armónica entre lo urbano y lo natural; y, por último, la consideración explícita de la componente ambiental y su relación íntima con el resto de aspectos funcionales del espacio libre.

La funcionalidad que se otorga al espacio libre en la actualidad por parte de diferentes autores dependerá en gran medida de la definición previamente asumida para este concepto. Está claro que las definiciones más restrictivas y, si se quiere, tradicionales, de espacio libre o de espacio verde están ligadas fundamentalmente al uso público. No obstante, al menos en el plano teórico, existe un progresivo reconocimiento de nuevas funciones ligadas sobre todo a la presencia de vegetación en la ciudad. La tabla 2.5 muestra un claro ejemplo de ello, para el caso de la administración medioambiental andaluza. Así, se habla ahora del papel beneficioso de la vegetación en relación con la mejora de la calidad del aire, a través de la absorción de contaminantes atmosféricos, o de la regulación del clima urbano mediante la disminución del fenómeno conocido como “isla de calor urbano”.

Figura 2.3 Clasificación del espacio libre en función de la intensidad de uso y la sensibilidad ecológica



Fte.: Santiago, 2008; elaborado a partir de Hough, 1998, p. 111

Tabla 2.5 Funciones de los espacios libres y zonas verdes (CMA, Junta de Andalucía, 2007)

Mejora de la calidad ambiental	Ordenación del territorio	Prestaciones sociales directas
En general	En general	- Paseo, estancia y relaciones personales - Esparcimiento y ocio - Prácticas deportivas - Educación ambiental - Actividades alternativas en el medio urbano (huertas familiares) - Ubicación de equipamientos compatibles (escuelas, etc.)
- Protección frente a contaminación atmosférica y acústica - Disminución del efecto “isla de calor” del clima urbano - Disminución del efecto de “albedo” - Refugio de la flora y fauna silvestre - Favorecimiento del equilibrio ecológico de los ciclos naturales del agua y del suelo - Efecto positivo sobre la salud humana	- Reserva de suelo para usos no urbanos - Movilidad para el tráfico no rodado - Mejora y configuración del paisaje	
En sectores urbanos	En sectores urbanos	
- Pulmón verde de áreas urbanas densas - Mantenimiento y mejora de espacios naturales o forestales existentes dentro de las ciudades - Reducción del impacto ambiental de determinadas infraestructuras y usos del suelo (carreteras, etc.)	- Efecto colchón para aminorar impactos urbanos sobre espacios naturales o paisajes agrícolas singulares próximos - Separación de usos de suelo incompatibles - Revitalización de bordes urbanos degradados - Obstaculización de procesos no deseables de crecimiento urbano	

Fte.: *El Medio Ambiente Urbano en Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. 1997

La adopción de una definición de carácter territorial permite identificar nuevas funciones para el espacio libre, no ya dentro del contexto estrictamente urbano, sino del ámbito metropolitano. El espacio no construido aparece desde esta óptica como soporte de la biodiversidad y pieza clave para el mantenimiento de los procesos hidrológicos y edafológicos naturales en el territorio urbanizado, adquiriendo en definitiva una especial relevancia como garante de los equilibrios ecológicos entre el campo y la ciudad. Dentro de este nuevo grupo de funciones se encajarían, por ejemplo, aquellas relacionadas con la provisión de un sistema viario alternativo para el peatón o con la mejora de la calidad paisajística del medio urbano y de su entorno. Otra función muy valiosa es la relacionada con la planificación del crecimiento urbano: en este sentido, una adecuada ordenación del espacio libre puede servir como freno para el desarrollo urbano en determinados ámbitos ambientalmente sensibles, o bien actuar como zona tampón para proteger ámbitos de alta calidad de los impactos derivados de los usos urbanos.

En el momento actual, esta última aproximación conceptual al espacio libre (más amplia, más integradora) parece ser la que mejor se adapta a los requisitos de un proyecto urbano sostenible. El espacio libre se convierte desde esta perspectiva en un factor clave en la búsqueda de un desarrollo urbano más armónico y equilibrado con el entorno natural. En palabras de Ramón Folch, “si una parte del modelo territorial sostenible es la ciudad mixta, es decir, compacta y diversa, la otra parte es un espacio libre complejo y maduro, con unos sistemas naturales entreverados de cultivos y pastos, conformadores de un mosaico paisajístico diversificado” (Folch, 2003, p. 38). Es esta aproximación al espacio libre la que se asumirá como base conceptual para el desarrollo del presente trabajo de investigación. Se trata, además, de un punto de vista estrechamente relacionado con el enfoque de estudio de la ecología del paisaje, una disciplina que se muestra especialmente útil para el análisis de la relación entre la ciudad y su entorno territorial, y cuyas bases se exponen de forma sintética en el siguiente apartado.

2.4 La ecología del paisaje aplicada a ámbitos urbanizados

2.4.1 Introducción al análisis ecológico del paisaje

La ecología del paisaje puede definirse como el estudio de las interacciones entre patrones paisajísticos y procesos ecológicos, o lo que es lo mismo, el análisis de la influencia de dichos patrones en los flujos de agua, energía, nutrientes y biota (Turner, 1989). En términos generales, se puede afirmar que se trata de un enfoque científico con un marcado carácter transdisciplinario, que tiene como componentes fundamentales las aportaciones de la geografía y la ecología (Vila *et al.*, 2006). La confluencia de ambas disciplinas permite la aplicación de principios y conceptos propios de la ecología al análisis del paisaje, desde una perspectiva geográfica que pone énfasis en la variabilidad espacial, escalar y temporal asociada a este objeto de estudio.

La componente geográfica está presente en el mismo origen de la ecología del paisaje. Es precisamente un geógrafo, Carl Troll, quien a finales de los años 30 del siglo XX utiliza por primera vez el término. Troll define la ecología del paisaje como el estudio de toda la

complejidad de relaciones causa-efecto que existen entre las comunidades de seres vivos y sus condiciones ambientales en una sección específica de paisaje (Troll, 1939; citado por Vila *et al.*, *op. cit.*). El término paisaje se refiere en esta expresión a la definición que plantea la ciencia geográfica a principios del siglo XX, y que está relacionada con los aspectos morfológicos que adopta un determinado espacio; es decir, la acepción de paisaje se centra en las cualidades objetivas del medio, y no en los aspectos perceptivos y subjetivos habitualmente asociados a este concepto (Español, 2006). Así, se puede afirmar que la propuesta de Troll viene a complementar la definición de paisaje utilizada por Humboldt en el siglo XIX, como "conjunto de características de una región de la tierra" (Naveh y Lieberman, 1994; citados por Vila *et al.*, 2006). La influencia de la noción de ecosistema, concepto formulado por Tansley en 1935, es también patente en el nacimiento de esta disciplina. La visión sistémica aportada por Troll, así como su temprano interés por la potencialidad de la fotografía aérea para el análisis ecológico del territorio, lo convierten no sólo en pionero de la disciplina, sino también en precursor de las perspectivas de estudio vigentes en la actualidad (Terradas, 2003).

Troll profundiza en su visión integral del paisaje a partir de la Segunda Guerra Mundial; a lo largo de la década de los sesenta, la disciplina comienza a consolidarse en Europa, en un proceso que se extenderá hasta comienzos de la década de los 80 (Forman, 1995). Durante este periodo, la asociación entre paisaje y procesos ecológicos recibe aportaciones no sólo de la ecología y la geografía, sino también de otros ámbitos de conocimiento como la arquitectura del paisaje, la sociología, la economía o la historia, así como de sectores aplicados como el de la gestión y la ordenación del territorio (Vila *et al.*, 2006). En España, se pueden citar como precursores en este campo a Pedro Monserrat y a Fernando González Bernáldez, que publica su obra "Ecología y Paisaje" en 1981 (Terradas, 2003).

En los años 80 se produce la consagración definitiva de la disciplina. La publicación de un trabajo de Naveh en inglés en el año 1982 actúa como catalizador para el interés de los investigadores norteamericanos por la ecología del paisaje. El centro de los progresos en este campo de conocimiento se desplaza en esta década a los Estados Unidos, donde se aportan avances en los planteamientos sistémicos y en la incorporación de nuevas técnicas (Terradas, *op. cit*.). Aparece un amplio número de publicaciones sobre la materia (Naveh y Lieberman, 1984; Forman y Godron, 1986; Zonneveld, 1989; Turner, 1989), y se progresa en el tratamiento de aspectos como la fragmentación de hábitats, la conectividad y el papel de los corredores ecológicos, así como en el desarrollo de métodos cuantitativos para el análisis de la estructura del paisaje (Forman, 1995). Dentro del conjunto de autores norteamericanos, habría que destacar el trabajo de Richard Forman en el establecimiento de las bases doctrinales de la ecología del paisaje, sobre todo por su amplia difusión (Terradas, *op. cit*.).

De forma muy simplificada, es posible entender la ecología del paisaje como el estudio ecológico de los paisajes, entendiendo por ecología el estudio de la interacción entre los seres vivos y el medio, y por paisaje un amplio mosaico de dimensiones kilométricas sobre el que concurren determinados ecosistemas y usos de suelo (Dramstad *et al*., 2005). Cabe reincidir, como señala Ignacio Español, en que esta acepción de paisaje está alejada del uso coloquial de la palabra en el contexto hispanohablante, así como del componente artístico, emocional o subjetivo que le adjudican diferentes ámbitos científicos o académicos como la sociología, la

historia del arte, la arquitectura o el diseño (Español, 2006). Por ello, este mismo autor sostiene que la traducción más fiel de la expresión "*Landscape Ecology"* en nuestro contexto sería la de "Ecología Territorial" o "Ecología del Territorio", entendiendo que esta disciplina propone, en esencia, "una lectura científica de los esquemas territoriales y funciones ambientales que se muestran en un paisaje de ecosistemas diversos y próximos" (Español, *op. cit*.).

El enfoque territorial o espacial permite establecer una diferenciación básica entre la idea de paisaje y la de ecosistema. Este último término se puede entender como una entidad homogénea, dotada de una cierta uniformidad fisionómica sobre el territorio, y cuya funcionalidad y dinámica sistémica puede ser analizada mediante la abstracción de su dimensión espacial. El análisis antes reseñado del ecosistema-ciudad como sistema metabólico es un ejemplo de esta aproximación no espacial. En contraste, la ecología del paisaje, a través de la adopción de una perspectiva geográfica, pone énfasis precisamente en la componente espacial de los procesos, y sitúa su foco de atención en ámbitos caracterizados por la diversidad y la heterogeneidad espacial (Rodá, 2003). El carácter heterogéneo es de hecho un rasgo consustancial a la propia idea de paisaje dentro de esta disciplina (Forman y Godron, 1986): la heterogeneidad no sólo es un aspecto esencial de la estructura del paisaje, sino que tiene una gran influencia sobre su funcionamiento y, por ende, sobre los tipos y cantidades de bienes y servicios ecológicos que un territorio es capaz de generar (Rodá, *op. cit*.).

2.4.2 Principios y conceptos básicos para el análisis ecológico del paisaje

La ecología del paisaje presta especial atención a tres aspectos fundamentales en el paisaje: la estructura, la funcionalidad y el cambio (Forman y Godron, 1986). Es decir, se atiende a las características estructurales y morfológicas de un territorio, al cambio de estas características con el tiempo y a la influencia de los patrones estructurales y su evolución en la propia dimensión funcional del territorio. El paisaje es, ante todo, un sistema funcional integrado por partes que interactúan (Rodá, 2003). Las propiedades espaciales de estos componentes (por ejemplo: tipo, extensión, forma, configuración, disposición espacial) determinan la estructura del paisaje, mientras que los cambios en la estructura definen la dinámica del paisaje. La funcionalidad del paisaje se compone del conjunto de flujos que, como resultado de la propia dinámica natural o de la actividad antrópica, se establecen dentro y entre los elementos que componen el paisaje. Estos flujos pueden ser de energía, de materiales, de organismos vivos (incluyendo al ser humano) y de información (incluyendo la información genética transmitida por el flujo de genes entre y dentro de poblaciones de organismos) (Rodá, *op. cit*.). Los procesos que subyacen a estos flujos pueden ser de diferente naturaleza: físicos, geomorfológicos, biológicos, antrópicos, etc.

El núcleo central de la ecología del paisaje se sitúa precisamente en el estudio de la interacción entre los flujos funcionales y la estructura del territorio. Uno de los objetivos básicos de la disciplina es entender de qué forma las pautas estructurales condicionan los procesos o flujos que se dan dentro o entre los elementos del paisaje (o entre diferentes paisajes) y, al mismo tiempo, en qué manera el funcionamiento del paisaje da origen o mantiene determinadas estructuras (Rodá, *op. cit*.).

Como marco conceptual para el análisis de la estructura del paisaje y sus implicaciones en el plano funcional, uno de los sistemas más ampliamente aceptados es el modelo tesela-corredor-matriz, propuesto por Forman y Godron (1986) y posteriormente actualizado y completado por el propio Forman (1995). Desde esta perspectiva, el paisaje se entiende como un mosaico conformado por diferentes tipos de elementos: los fragmentos, manchas o teselas (*patches*), los corredores (*corridors*) y la matriz (*matrix*). Estas tres categorías de elementos deben su origen, a su vez, a tres mecanismos básicos: las diferencias en el sustrato, la dinámica natural (y sus perturbaciones) y, por último, la actividad antrópica (Vila *et al.*, 2006).

Las manchas pueden ser definidas como superficies de carácter no lineal que se diferencian en apariencia de su entorno (Forman y Godron, 1986). Varían en cuanto a tamaño, forma, tipo, grado de heterogeneidad y configuración de sus límites, pero mantienen una cierta homogeneidad interna que permite diferenciarlas del territorio circundante. Habitualmente, las manchas están constituidas por comunidades de animales y plantas; no obstante, pueden existir manchas caracterizadas por la presencia de rocas, suelo desnudo o usos de tipo antrópico (Forman y Godron, *op. cit*.). El origen de las manchas es diverso: pueden generarse a partir de perturbaciones puntuales o crónicas, constituir fragmentos remanentes de un uso anterior más extenso, tener un origen antrópico (usos agrícolas o urbanos), etc.

Los corredores pueden ser descritos como manchas de carácter lineal (Rodá, 2003), o lo que es lo mismo, franjas estrechas de territorio que difieren de la matriz del paisaje a ambos lados (Forman y Godron, 1986). Pueden presentarse aisladas en el paisaje, pero habitualmente están conectadas a manchas con una composición vegetal parecida. Por su carácter lineal, funcionan como conductores para determinados flujos a través del paisaje, al tiempo que pueden constituir barreras o filtros para otros flujos.

Finalmente, la matriz puede ser definida como el componente más extenso y más interconectado del paisaje, constituyendo por ello el elemento dominante en la dinámica del paisaje (Forman y Godron, *op. cit*.). En muchos casos es identificable a simple vista por su claro predominio en el territorio, sirviendo incluso para denominar al conjunto del paisaje (por ejemplo, paisaje agrícola o paisaje forestal). No obstante, en paisajes con un carácter más complejo o con un cierto grado de fragmentación, la identificación de la matriz puede ser algo más difícil. Para definir la matriz, el primer criterio es la extensión: si un tipo de elemento representa más del 50% de la superficie del ámbito analizado, constituirá probablemente la matriz del paisaje (Forman y Godron, *op. cit*.). Si no existe un predominio claro, se puede considerar como matriz el elemento con un mayor grado de interconexión. Por último, si este criterio es también insuficiente, se puede identificar como matriz el elemento que presenta una mayor influencia en la dinámica del paisaje.

Cualquier paisaje puede ser caracterizado desde el punto de vista estructural tomando como base estos tres tipos de elementos. La configuración de dichos elementos permite extraer información acerca del funcionamiento ecológico del paisaje y del comportamiento de determinados flujos a través del mismo. La relación entre estructura y función ha sido estudiada sobre todo para aquellos aspectos vinculados con la diversidad de especies de flora y fauna. Si se pretende llevar a cabo un análisis ecológico en detalle, los vínculos entre las

pautas estructurales y determinados procesos ecológicos de interés deben considerarse de forma particular para cada especie; no obstante, la literatura científica aporta algunas consideraciones generales en cuanto a las implicaciones funcionales de la configuración espacial del paisaje, que pueden ser tomadas como una referencia global.

En lo que respecta a las manchas, la superficie de un fragmento muestra una clara correlación con la diversidad de especies que es capaz de albergar (Vila *et al.*, 2006). La teoría de la biogeografía de islas (McArthur y Wilson, 1963, 1967) apunta que la reducción de tamaño de los fragmentos conlleva una reducción tanto de la diversidad biológica como del tamaño de las poblaciones de las diferentes especies presentes. Asimismo, de forma inversa, el incremento de tamaño de una mancha se traduce en un aumento de la capacidad de la misma para albergar un mayor número de especies, hasta llegar a un valor asintótico (*mínimum area point*) (Vila *et al.*, *op. cit*.). La superficie de un fragmento es, dada su incidencia en la diversidad, un indicador de su autonomía y su capacidad de supervivencia (Español, 2006). Los conjuntos de pequeñas manchas pueden actuar como sustitutos de los fragmentos de mayor tamaño; aunque proporcionan una menor capacidad ecológica, facilitan el desplazamiento de especies, favorecen la diversidad y pueden actuar como barreras para contener determinados cambios y perturbaciones. Por ello, pueden ejercer como zonas de buffer para las áreas mayores con un interés superior de conservación (Español, 2006).

La forma de las manchas tiene una incidencia importante en el funcionamiento del paisaje: una forma compacta facilita en general la conservación de los valores naturales dentro de un fragmento, mientras que una configuración irregular favorece los intercambios con el entorno. Las configuración espaciales en red facilitan la conducción o el transporte a través del paisaje (Forman, 1995). La actividad humana influye en la forma de las manchas, favoreciendo la proliferación de formas rectilíneas en el paisaje; en contraste, el predominio de las condiciones y procesos naturales promueve las configuraciones de carácter irregular y los bordes curvilíneos (Vila *et al.*, 2006).

Por último, el tamaño y la forma de las manchas condicionan la incidencia del denominado efecto borde, en la medida en que determinan la proporción entre hábitat de interior y hábitat de borde en un mismo fragmento, siendo esta una cuestión fundamental para la conservación de determinadas especies. Existe todo un abanico de posibilidades, que incluyen desde la forma isodiamétrica (círculo perfecto, con una mínima proporción de borde) o la forma elongada (si es extrema, puede que sólo tenga hábitat de borde y no de interior), hasta toda una gama de configuraciones más o menos convolucionadas, que implican diferentes proporciones entre el área y el perímetro de las manchas (Forman y Godron, 1986; Vila *et al*., 2006).

Por su parte, los corredores muestran una funcionalidad variada, altamente dependiente de sus características físicas y biológicas (anchura, continuidad espacial, composición interna, etc.) y de su relación con el entorno. En primer lugar, pueden ofrecer una función de hábitat, si tienen una dimensión suficiente como para contener hábitat de interior, y no sólo de borde. En segundo lugar, facilitan por su carácter lineal el desplazamiento de elementos a través del paisaje (animales y plantas, nutrientes, agua, semillas, seres humanos, etc.). Adicionalmente,

actúan como filtro, al ejercer simultáneamente como barrera para algunos de estos elementos mientras se favorece o se permite el transporte de otros. En cuarto lugar, pueden funcionar como fuente de distribución de especies hacia la matriz. Por último, también pueden desarrollar el papel opuesto, como sumidero que absorbe o acoge elementos procedentes de la matriz paisajística (Forman, 1995; Vila *et al.*, 2006).

La funcionalidad más comúnmente abordada con respecto a los corredores es el favorecimiento de la conectividad en el paisaje. La conectividad permite paliar el efecto distancia, que determina la presencia de un menos número de especies en los fragmentos más aislados (Wilson, 1992). Como es lógico, el interés y el alcance de esta función dependerá de la casuística concreta de cada paisaje y de las características particulares de las especies sometidas a estudio. No obstante, se considera que en términos generales un modelo territorial sostenible debe perseguir la interconexión de las manchas de hábitat de mayor interés mediante la configuración de corredores eficaces y continuos, evitando la fragmentación y la creación de barreras, y favoreciendo en definitiva el transporte entre las principales manchas de hábitat (Español, 2006). Dentro de estos planteamientos globales, no obstante, hay que tener en cuenta los posibles perjuicios asociados a la propia figura de corredor, sobre todo en cuanto al favorecimiento de la expansión de enfermedades, especies no deseadas o perturbaciones abióticas como el fuego (Bennett, 2003; citado por Vila *et al.*, 2006). Por otro lado, habitualmente se hace referencia a la conectividad desde un enfoque centrado exclusivamente en la movilidad de especies; sin embargo, como indican Pino, Rodá y Guirado (2006), es necesario abordar no sólo la conectividad biológica (relativa a la flora y la fauna) sino la conectividad ecológica, un concepto más amplio que abarca también el mantenimiento de los flujos abióticos que atraviesan el territorio (energía, agua, aire, nutrientes, contaminantes, sedimentos, etc.).

En lo que respecta a la matriz, su importancia en la preservación del entorno ha venido siendo reconocida desde hace tiempo, ya sea de forma directa o indirecta, por diversos documentos y estrategias de conservación; sin embargo, la implementación de actuaciones sobre este elemento ha sido escasa hasta la fecha (Mayor, 2006). En este sentido, se puede afirmar que las estrategias de conservación han puesto tradicionalmente el foco de interés en la protección de las manchas de hábitat de mayor valor, con un carácter más emblemático o vulnerable. Posteriormente, sobre todo a partir de la década de los 90, se ha puesto un especial énfasis en los corredores, por su función de conectividad biológica entre las manchas de hábitat. No obstante, recientemente ha comenzado a hacerse cada vez más patente la necesidad de contemplar el papel de la matriz del paisaje sobre todo en entornos progresivamente artificializados, donde los hábitats naturales presentan un carácter más aislado y residual. En estos casos, la matriz no sólo representa la mayor parte del territorio, sino que por este motivo es capaz de albergar un gran número de hábitats y especies, y constituye el soporte de buena parte de los procesos ecológicos en el paisaje. Por todo ello, se constituye como elemento clave para la provisión de bienes y servicios ecológicos (Pino, Rodá y Guirado, 2006).

2.4.3 La aplicación de la ecología del paisaje a territorios urbanizados

Desde su origen, la ecología del paisaje se ha venido aplicando fundamentalmente a los ámbitos naturales y rurales, mostrándose especialmente útil para el diseño de estrategias de mejora de la conectividad biológica y la creación de redes de conservación. Sin embargo, su aplicación al contexto urbano, tanto para el diseño de sistemas verdes metropolitanos como para la conservación de funciones ecológicas en un territorio sometido a las presiones derivadas del crecimiento urbano, es perfectamente viable (Sukopp, 2002). En este sentido, se ha señalado que los principios de la ecología del paisaje son, en esencia, aplicables a cualquier mosaico del territorio, desde áreas naturales a espacios intensamente antropizados (Dramstad *et al.*, 2005). Según exponen Burel y Baudry (2002), la aplicación actual de la ecología del paisaje se caracteriza por los siguientes factores: considerar el espacio de forma explícita, reconocer al hombre como parte integrante del sistema ecológico, y reconocer la heterogeneidad espacial y temporal de los medios estudiados. Estos tres elementos no sólo son compatibles con el estudio de un medio ecológico complejo, fragmentado y heterogéneo como es el territorio metropolitano, sino que se muestran especialmente útiles en cuanto a las posibilidades prácticas de su aplicación en planes y políticas ambientales y territoriales.

Una cuarta característica que contribuye a hacer el enfoque de la ecología del paisaje adecuado para ámbitos urbanos y metropolitanos es la escala de estudio (Forman, 2008). La dimensión territorial o regional, que es la habitualmente asumida para el análisis estructural del paisaje, resulta especialmente interesante para abordar la compleja hibridación entre ecología y sociedad que se produce en el seno espacio urbanizado (Dramstad *et al.*, 2005). Para esta escala territorial, la ecología del paisaje permite, en primer lugar, establecer relaciones entre la estructura territorial y los procesos ecológicos relevantes por constituir bienes y servicios ambientales, y en segundo lugar proporciona un marco jerárquico para interpretar la estructura, función, cambio y estabilidad (Castro Nogueira, 2002). El lenguaje espacial de la ecología del paisaje facilita además la comunicación entre los responsables de los procesos de toma de decisiones y los técnicos y expertos que trabajan en diferentes disciplinas con implicación territorial (Forman, 2008).

Como apuntan Forman y Godron, la ecología del paisaje "estudia tanto los principios relativos a la estructura, la función y el cambio, como su aplicación, es decir, el uso de estos principios en la formulación y la resolución de problemas" (Forman y Godron, 1986, p. 11). Esta orientación de la disciplina hacia el plano práctico encuentra su campo natural de aplicación en la planificación urbana y territorial, al aportar un marco conceptual adecuado para minimizar los efectos negativos de la urbanización en la planificación de los cambios de usos de suelo (Botequilha Leitão y Ahern, 2002; Weng, 2007). Las metodologías diseñadas para el análisis cuantitativo del paisaje son singularmente apropiadas para evaluar y comparar los efectos derivados de diferentes alternativas de planificación, aportando información valiosa para la toma de decisiones y facilitando una optimización de la distribución de usos en el territorio. Igualmente, se ha señalado su utilidad para el estudio y el diseño de los sistemas de espacios libres en contextos urbanizados, en la medida en que se permite un análisis integrado tanto de los espacios verdes de origen antrópico como de espacios naturales remanentes (Kong y Nakagoshi, 2006).

La aplicación de principios de ecología del paisaje a los ámbitos urbanizados no es un hallazgo reciente. No obstante, sí se puede constatar un progresivo interés por la adopción de este enfoque en el ámbito de la ordenación territorial de ámbitos metropolitanos, en particular en lo que respecta al sistema de espacios libres y al papel que juega la matriz territorial en estos entornos (Sabaté, 2003; Pino, Rodá y Guirado, 2006; Feria y Santiago, 2009). La aportación de Forman (2004) al análisis territorial del área metropolitana de Barcelona marca en cierto modo un hito en nuestro país para la reflexión del espacio metropolitano en clave ecológica, mostrando la utilidad potencial de la aplicación del modelo tesela-corredor-matriz. Para este autor, la clave de un modelo territorial exitoso para los ámbitos urbanizados estriba en la combinación estratégica de la componente humana y natural de estos espacios, que deben ser tratados como un todo, un sistema unitario.

En lo que respecta a la conservación de recursos naturales, la aproximación ecológica al paisaje metropolitano propuesta por Forman se centraría en los grandes patrones de uso, adoptando un enfoque multiespecífico. Es decir, no se pone el énfasis en los recursos, lugares o especies consideradas individualmente, sino que se adopta preferentemente un enfoque integral, que pretende optimizar las estrategias de intervención a escala global (Forman, 2008). Por otro lado, más allá de la perspectiva conservacionista, la consideración de los sistemas naturales presentes en el territorio metropolitano puede proporcionar beneficios de diferente naturaleza, con una clara dimensión económica. El mantenimiento de la actividad agrícola en zonas con mayor potencial agrícola, la apuesta por modelos de urbanización que primen la concentración sobre la dispersión y reduzcan la necesidad de infraestructuras, la ordenación adecuada de las zonas inundables con vistas a la reducción de costes derivados de los episodios de inundación, o la creación de humedales para la depuración de aguas, son algunos elementos clave que pueden ser optimizados mediante la inclusión de la perspectiva ecológica en los procesos de ordenación del entorno metropolitano (Forman, *op. cit*.). Esta visión pragmática del papel que juegan los sistemas naturales dentro de un contexto fuertemente antropizado está íntimamente relacionada con la propia noción de servicio ecológico, la cual será abordada en profundidad en el siguiente capítulo.

Capítulo 3

La matriz territorial metropolitana como fuente de servicios ecológicos

3.1 Introducción al concepto de servicio ecológico

A día de hoy, existe un consenso generalizado en reconocer la importancia de los numerosos y variados beneficios que la sociedad obtiene de los sistemas naturales. Este amplio espectro de "servicios", tal y como se denomina en la literatura científica a dichos beneficios, no sólo se deriva de aquellos ámbitos donde la naturaleza permanece en un estado más o menos virgen, sino que también procede de ecosistemas con un grado significativo de alteración por parte del ser humano, como pueden ser las zonas forestales sometidas a algún tipo de aprovechamiento económico, las tierras cultivadas o, incluso, espacios intensamente antropizados como las zonas verdes urbanas. La noción de servicio ecológico abarca desde fenómenos de escala global como la regulación del clima o el mantenimiento de la composición química de la atmósfera, a procesos regionales y locales como la regulación hídrica en cuencas fluviales o el soporte de la biodiversidad local. Asimismo, aquellos beneficios de índole sociocultural ligados a los ecosistemas, como pueden ser el valor estético del paisaje o la funcionalidad recreativa y educativa asociada a determinados espacios naturales y rurales, también deben ser incluidos dentro de este concepto.

En los últimos años, la progresiva valoración de la funcionalidad social de la naturaleza ha redundado en la aparición de un cierto número de términos que, vinculados tanto al medio académico como al ámbito de las políticas públicas, hacen referencia a esta misma idea. Conceptos como bienes y servicios ecosistémicos o ecológicos (*ecosystem goods and services*), servicios paisajísticos o territoriales (*landscape services*), servicios ambientales (*environmental services*) o servicios "verdes" (*green services*) son empleados cada vez con mayor frecuencia por investigadores, técnicos y políticos en todo el mundo. Si bien estos términos son a menudo utilizados como sinónimos, en parte debido al carácter intuitivo y hasta cierto punto flexible de su significado, también es cierto que existen matices significativos en cuanto a su uso, sobre todo en lo relativo a su alcance y a su implementación en el plano práctico. Es por ello que, de forma previa al desarrollo de una metodología de análisis inspirada en esta base teórica, se hace necesario trazar un marco conceptual preciso, capaz de establecer una definición clara y operativa de lo que se entiende por servicio ecológico en el contexto específico de la investigación.

3.1.1 Origen y definición del concepto

Desde la antigüedad, el ser humano ha sido capaz de reconocer, si bien en un plano más intuitivo que estrictamente científico, la importancia del funcionamiento de los sistemas naturales para la supervivencia de nuestra especie. Por ejemplo, ya en el siglo IV antes de Cristo, el filósofo griego Platón advirtió cómo el proceso de de deforestación conducía a la erosión del suelo y a la desaparición de manantiales (Mooney y Erlich, 1997). No obstante, está claro que ese nivel de conciencia se ha incrementado a medida que las sociedades humanas han ido aumentando progresivamente su capacidad para transformar y aprovechar en su propio beneficio el medio natural: con el avance de la tecnología, los efectos negativos de la utilización de los recursos naturales se han ido haciendo cada vez más evidentes, hasta el punto de que el reconocimiento del valor funcional o, si se quiere, "utilitario", de la propia naturaleza se ha convertido en una cuestión clave para la sostenibilidad del desarrollo humano.

Se puede afirmar que los primeros signos de concienciación sobre el problema ambiental, en términos similares a los actuales, datan del siglo XIX, como respuesta al proceso de industrialización. George Perkins Marsh es citado habitualmente como el padre del ambientalismo moderno, al reconocer que el desarrollo implica el deterioro de procesos ecológicos cuyo mantenimiento resulta vital para la supervivencia de las sociedades humanas. En el marco de esta reflexión, que puede ser considerada un antecedente directo de la noción de servicio ecológico, Marsh identifica diferentes funciones de la naturaleza, como el rol de las masas forestales en el mantenimiento del clima, el papel de los ecosistemas en el proceso de eliminación de los residuos antrópicos y los beneficios aportados por los microorganismos a la sociedad (Mooney y Erlich, *op. cit*.). La concienciación medioambiental continúa expandiéndose a lo largo del siglo XX, a medida que la problemática ambiental se va convirtiendo en un motivo de preocupación, no sólo para la comunidad científica, sino también para el conjunto de la sociedad. A mediados de siglo, el reconocido conservacionista y ecólogo estadounidense Aldo Leopold reconoce implícitamente la trascendencia de los servicios ecológicos (aunque sin utilizar directamente este término) al afirmar que a las sociedades humanas les resultaría imposible sustituir satisfactoriamente las funciones aportadas por la naturaleza mediante la tecnología (Mooney y Erlich, *op. cit*.).

No es hasta la década de los 70 cuando aparece la primera descripción explícita de los servicios generados por los sistemas naturales. Un informe vinculado al proyecto "Study of Critical Environmental Problems", patrocinado por el Instituto Tecnológico de Massachussets (MIT) y de carácter marcadamente interdisciplinar, recoge en 1970 una lista de "servicios ambientales" básicos cuya provisión se vería afectada si se alterara el funcionamiento de los ecosistemas que les dan soporte. Los servicios tomados en consideración en dicho informe son: control de plagas, polinización por insectos, regulación climática, conservación del suelo, control de inundaciones, formación de suelo, mantenimiento del ciclo de la materia y mantenimiento de la composición de la atmósfera. En 1974, Holdred y Erlich expanden este listado incluyendo dos nuevos servicios: mantenimiento de la fertilidad del suelo y mantenimiento de una "biblioteca genética"; estos autores se refieren a los servicios como "funciones de servicio público del medio ambiente global" (*public-service functions of the global environment*). El concepto continua evolucionando en los años siguientes: primero a "servicios públicos de los ecosistemas globales" (*public services of the global ecosystems*) y a "servicios de la naturaleza" (*nature's services*), y finalmente a "servicios ecológicos" o "ecosistémicos" (*ecosystem services*) (Mooney y Erlich, *op. cit*.).

El término servicio ecológico[1] (*ecosystem service*) es probablemente el más ampliamente utilizado en la actualidad para referirse a este conjunto de funciones de los ecosistemas (Termorshuizen y Opdam, 2009). Dentro del abanico terminológico existente, se puede considerar como la expresión con un carácter más genérico, pudiendo afirmarse que el resto de términos disponibles actúan como sinónimos (*environmental services*); derivan del mismo al añadir algún matiz a la definición (*landscape services*); o se refieren a estrategias o iniciativas

[1] En el contexto del presente trabajo de investigación se utilizará esta expresión como traducción del término *ecosystem service*. Si bien la traducción literal sería "servicio ecosistémico" o "servicio de los ecosistemas", se ha considerado que la expresión "servicio ecológico" mantiene la esencia del significado a la vez que resulta más natural en nuestro idioma.

específicas vinculadas a esta misma idea (*payment for environmental services*, *green-blue services*) (Westerink, Buizer y Santiago, 2008).

Una de las definiciones más citadas del término servicio ecológico es la propuesta por Daily en su influyente obra "Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems" (1997), que figura como referencia clave en el proceso de consolidación y difusión de este concepto. En palabras de Daily, "los servicios de los ecosistemas son condiciones y procesos a través de los cuales los ecosistemas naturales y las especies que los integran, sostienen y satisfacen las necesidades de la vida humana" (Daily, *op cit*.). Newcome *et al.* (2005) amplia y aclaran esta concisa definición mediante una exposición general de las diferentes funciones que la naturaleza ofrece a la sociedad: "los servicios de los ecosistemas hacen posible la vida a través de la regulación de procesos esenciales como la purificación del aire y del agua, la polinización de cultivos, el ciclado de nutrientes, la descomposición de residuos y la generación y renovación de suelos, así como la moderación de las condiciones ambientales mediante la estabilización del clima, la reducción del riesgo de fenómenos meteorológicos extremos, la mitigación de sequías e inundaciones y la protección del suelo frente a la erosión". En adición a la provisión de las condiciones materiales básicas para el desarrollo de las sociedades humanas, es necesario remarcar que los ecosistemas también aportan "numerosos beneficios intangibles de orden estético y cultural" (Daily, *op. cit*.).

Más allá de la influyente aproximación de Daily, el concepto de servicio ecológico ha sido revisado en múltiples ocasiones, lo cual ha dado lugar a un número considerable de definiciones diferentes. Esta situación impide una estandarización del significado de este término, de sus límites y de sus posibilidades de cuantificación (Egoh *et al.*, 2007; Boyd y Banzhaf, 2007). Existe además una cierta confusión en lo que respecta a la diferenciación entre términos estrechamente interrelacionados, como "servicios" (*services*), "bienes" (*goods*) y "funciones" (*functions*) ecológicas. Se suele hacer referencia al término función para describir los procesos ecológicos que constituyen la base de la provisión de bienes (productos naturales derivados de los ecosistemas) y de servicios (beneficios indirectos) por parte de los ecosistemas; en muchos casos, no obstante, es prácticamente imposible diferenciar entre el servicio ecológico en sí del proceso ecológico que lo genera (por ejemplo, en el caso de la regulación climática). En el plano práctico, esta problemática conceptual complica la comunicación entre los expertos y puede inducir a una cierta confusión a la hora de desarrollar herramientas de análisis o comparar resultados de diferentes estudios.

Ante este panorama, el proyecto de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio (*Millennium Ecosystem Assessment*), auspiciado por Naciones Unidas, intentó sentar unas bases comunes de consenso. Como fruto del debate entre los numerosos expertos reunidos en el marco del proyecto, se propuso definir el concepto de servicio ecológico simplemente como "el beneficio que las personas obtienen de los ecosistemas" (Hassan *et al*., 2005). Asimismo, se llegó al acuerdo de considerar que el término servicio incluye de forma implícita las nociones de "bien" y de "función". Se trata de una solución puramente pragmática que, si bien viene a poner un cierto orden ante la actual dispersión conceptual, por su extrema simplicidad quedaría abierta a diferentes interpretaciones y, por tanto, en opinión de muchos expertos no agotaría el debate sobre esta materia. De hecho, ciertos autores sostienen que, a tenor de la complejidad de las relaciones entre el hombre y la naturaleza, y dada la existencia de múltiples

perspectivas de estudio para esta cuestión, no será nunca posible alcanzar una definición universal de consenso para los servicios ecológicos (De Groot y Hein, 2007).

El debate conceptual se hace extensible, en términos muy similares a los hasta ahora comentados, a la problemática derivada de la clasificación de los servicios ecológicos. De Groot y Hein, *op. cit*.) sostienen que es imposible establecer una única clasificación satisfactoria de los bienes, servicios y funciones ecológicas, debido a la naturaleza intrínsecamente compleja de los sistemas ecológicos. Una simple revisión de la literatura científica existente sobre la materia permite encontrar un amplio número de sistemas de clasificación, que difieren, por ejemplo, en cuanto al número de servicios contemplados, al grado de precisión adoptado para su descripción o a los criterios de categorización utilizados. La forma en que se clasifican los servicios tiene importantes repercusiones en el plano práctico. Por ejemplo, muchas clasificaciones incluyen por separado los servicios en sí y los procesos ecológicos subyacentes, con lo que en algunos casos se corre el riesgo de duplicar la cuantificación de un mismo fenómeno (Wallace, 2007). Como muestra de la diversidad de aproximaciones existente en la actualidad, la tabla 3.1 ofrece distintos ejemplos recientes de clasificación.

Tabla 3.1 Ejemplos de clasificación de servicios ecológicos

Newcome *et al.*, 2005	Millennium Ecosystem Assessment, 2005	De Groot y Hein, 2007	Wallace, 2007
Categorías de servicios: - Servicios	*Tipos de servicio:* - Servicios	*Funciones ecológicas:* - Bienes y servicios	*Categorías de valores humanos* - Servicios experimentados a nivel de individuo
Purificación y detoxificación: - Filtrado, purificación y detoxificación de aire, agua y suelo *Procesos cíclicos:* - Ciclo de nutrientes - Fijación de nitrógeno - Secuestro de carbono - Formación de suelos *Regulación y estabilización:* - Control de plagas y enfermedades - Regulación climática - Mitigación de precipitaciones extremos e inundaciones - Control de la erosión - Regulación de la precipitación y la disponibilidad de agua *Provisión de hábitat:* - Refugio para plantas y animales - Almacenamiento de información genética *Regeneración y producción:* - Producción de biomasa - Producción de materias primas y alimentos - Polinización - Dispersión de semillas *Información / bienestar:* - Papel estético, recreativo y cultural - investigación	*Soporte*: - Ciclo de nutrientes - Formación de suelo - Producción primaria… *Aprovisionamiento*: - Comida - Agua potable - Madera y fibras - Combustible… *Regulación*: - Regulación del clima - Control de inundaciones - Control de enfermedades - Purificación de agua… *Cultural*: - Estética - Espiritualidad - Educación - Aspectos recreativos…	*Hábitat*: - Refugio para la vida silvestre - Función de "vivero" (para especies comerciales) *Aprovisionamiento*: - Agua potable - Alimentos - Materias primas… *Regulación*: - Regulación del clima - Mantenimiento de la fertilidad del suelo - Tratamiento de residuos (e.g. purificación de agua) - Mantenimiento de la calidad del aire - Regulación hídrica (e.g. control de la escorrentía) - Prevención de la erosión - Protección frente a precipitaciones y prevención de inundaciones - Control biológico (de plagas y enfermedades) - Polinización… *Cultura y bienestar:* - Disfrute del paisaje - Ecoturismo y recreo - Valor patrimonial / paisajes culturales - Lugares religiosos o espirituales - Expresiones culturales (uso del paisaje en libros, películas, publicidad, etc.) - Investigación y educación	*Recursos adecuados:* - Alimento (aporte energético y estructural para los organismos, reacciones químicas clave) - Oxígeno - Agua potable - Energía (e.g., para cocinar o calentarse bajo un ambiente físico-químico determinado) - Ayuda a la dispersión (transporte) *Protección frente a depredadores y parásitos:* - Protección frente a depredadores - Protección frente a enfermedades y parásitos *Ambiente físico-químico benigno; condiciones ambientales adecuadas:* - Temperatura (energía, incluye el uso del fuego para calentarse) - Humedad - Luz (e.g., para el establecimiento de ritmos circadianos) - Química *Bienestar sociocultural (acceso a recursos para):* - Satisfacción espiritual y filosófica - Un grupo social adecuado - Recreo, ocio - Ocupación satisfactoria - Estética - Valores de oportunidad, capacidad para la evolución cultural y biológica (conocimiento, recursos educativos, recursos genéticos)

Fuentes: Newcome *et al.*, 2005; Hassan *et al*., 2005; De Groot y Hein, 2007; Wallace, 2007.

3.1.2 Servicios ecológicos en ecosistemas controlados por el hombre

Ciertos autores consideran que la provisión de servicios ecológicos está vinculada fundamentalmente a los ecosistemas naturales, mientras que otros sostienen que los ecosistemas modificados o creados por el ser humano también proporcionan un importante conjunto de beneficios ambientales (Egoh *et al.*, 2007). Daily (1997) se enmarcaría dentro del primero de estos grupos ya que, aunque reconoce la progresiva disolución de los límites entre los ecosistemas naturales y los dominados por el hombre, justifica la adopción de un enfoque restringido a los primeros en base a tres argumentos: primero, el hecho de que los ecosistemas naturales son infravalorados por la sociedad e ignorados por las dinámicas de mercado; segundo, la irreversibilidad de muchos de los impactos antropogénicos causados sobre los ecosistemas naturales; y tercero, la necesidad urgente de revertir las tendencias actuales de disrupción y alteración de los ecosistemas naturales (Daily, *op. cit*.). En esencia, los argumentos anteriores apuntan más a una necesidad de priorizar los esfuerzos en materia de conservación (cuyos destinatarios principales deberían ser según Daily los sistemas naturales), que a la refutación de la idea de que los ecosistemas "artificiales" pueden proporcionar servicios ecológicos.

En cualquier caso, y a pesar de que nadie ignora el papel primordial que juegan los sistemas naturales en la provisión de las condiciones básicas para la subsistencia y el bienestar las sociedades humanas, la tendencia actual en el ámbito académico es a reconocer también los beneficios ligados a diferentes sistemas ecológicos con mayor o menor grado de intervención antrópica (ver, por ejemplo, Bjorklund *et al*., 1999; Bolund y Hunhammar, 1999; Swift *et al*., 2004; Hassan *et al*., 2005; Newcome *et al.*, 2005; Zhang *et al*., 2007; Tratalos, 2007; Santiago, 2008; James *et al.*, 2009; Jim y Chen, 2009). Más aún, en determinados casos, cuando la degradación de los sistemas naturales llega a un extremo que se hace imposible su recuperación, la creación artificial de nuevos ecosistemas es contemplada como la única salida para recuperar los servicios prestados por dichos ecosistemas (Martínez y López-Barrera, 2008). Los sistemas artificiales pueden no llegar a replicar completamente la funcionalidad de los ecosistemas naturales, como han demostrado Desrochers *et al.* (2008) en el caso de la avifauna en los humedales artificiales; pero, sin embargo, su aportación puede ser eficaz para determinados procesos directamente beneficiosos para el ser humano, como es el caso de la retención de arena por parte de las dunas artificiales (Moreno-Casarola *et al.*, 2008). Este tipo de beneficios es, por ejemplo, explícito en el caso de los ecosistemas de origen antrópico ubicados en el seno de las ciudades, como parques o jardines.

El concepto de ecosistema urbano está muy ligado en este contexto al de espacio libre o espacio abierto, que en un sentido amplio cubre desde parques y jardines a cementerios, huertas urbanas y espacios agrícolas, zonas forestales, pastizales o humedales localizados dentro de los límites de la ciudad. Estos ámbitos comprenden tanto ecosistemas creados y manejados directamente por el hombre, como ecosistemas naturales y seminaturales, sin una gestión antrópica directa, pero altamente influenciados por la actividad humana. En cualquier caso, se trata de espacios capaces de dar soporte a procesos ecológicos que redundan en beneficios específicos para el habitante de la ciudad (James *et al.*, 2009).

Bolund y Hunhammar (1999) llevan a cabo una selección de los servicios ecológicos que tienen una especial trascendencia en las ciudades y que son a su vez proporcionados por ecosistemas urbanos. Tomando como referencia el caso de Estocolmo, estos autores seleccionan nueve servicios ecológicos relevantes para esta ciudad y que, en términos generales, pueden ser extrapolables a cualquier ámbito urbano y metropolitano (ver tabla 3.2). Como se observa, algunos de los ecosistemas considerados como fuente de servicios ecológicos urbanos son componentes básicos del tejido urbano, como parques y jardines o incluso el arbolado de la ciudad. Otros ecosistemas, como las tierras de cultivo o las zonas forestales, si bien pueden estar integrados en el seno de la trama urbana, formarán parte más habitualmente del espacio periurbano, constituyéndose de hecho en muchos casos como componentes principales del paisaje a escala metropolitana.

Tabla 3.2 Servicios ecológicos urbanos

Función	Arbolado urbano	Parques y zonas de césped	Bosques urbanos	Terrenos de cultivo	Zonas húmedas	Cauces fluviales	Lagos / mar
Filtrado del aire	x	x	x	x	x		
Regulación microclimática	x	x	x	x	x	x	x
Reducción del ruido	x	x	x	x	x		
Drenaje de la precipitación		x	x	x	x		
Tratamiento de aguas residuales					x		
Valores recreativos y culturales	x	x	x	x	x	x	x

Fte.: Bolund y Hunhammar, 1999

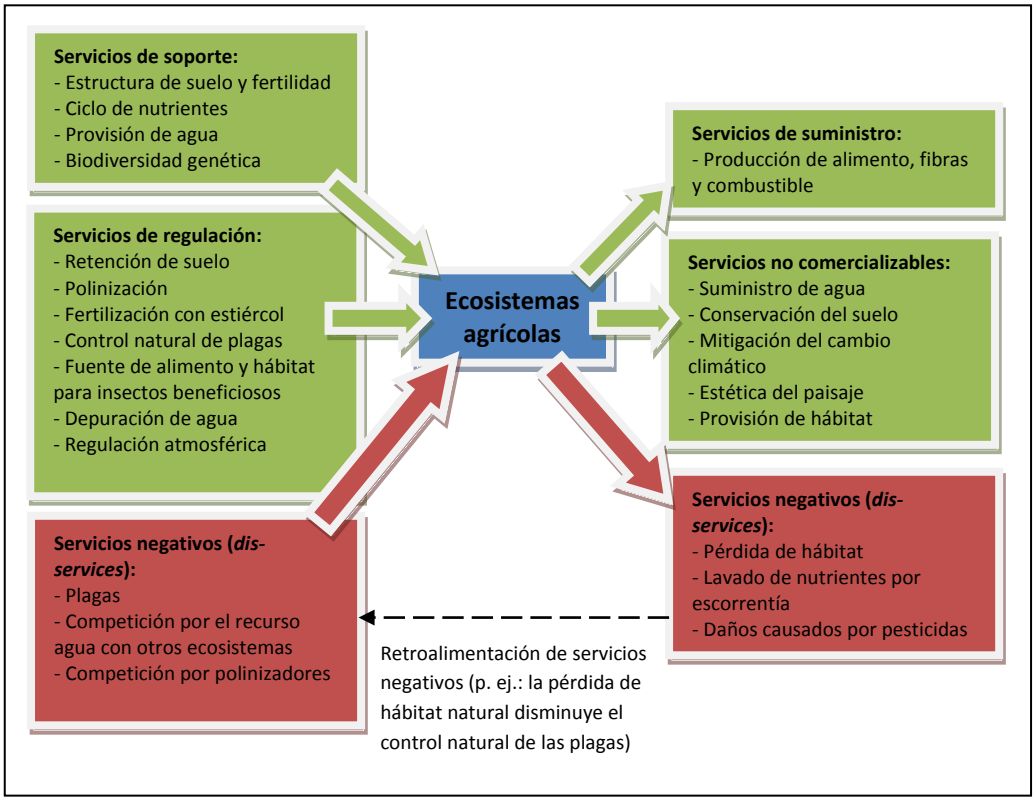
Asimismo, como se ve en la tabla, los servicios ecológicos pueden ser prestados de forma simultánea por diferentes tipos de ecosistemas, o lo que es lo mismo, por espacios libres de diversa naturaleza. Aunque la contribución específica de un espacio concreto a la magnitud total del servicio sea en ocasiones mínima, el valor agregado de la contribución de los distintos ecosistemas urbanos y metropolitanos puede ser notable; es necesario por tanto adoptar una perspectiva más amplia, que abarque el conjunto del sistema urbano, para evaluar en su conjunto la funcionalidad ecológica del espacio libre.

En todo caso, es necesario señalar que el impacto cuantitativo de los servicios tiene un carácter relativo. Por ejemplo, en su influyente estudio sobre la valoración económica de los servicios ecológicos a escala global, Constanza *et al.* (1997), consideran despreciables en términos monetarios los servicios asociados a los ecosistemas urbanos. Este posicionamiento puede responder más a la escala del análisis desarrollado por los autores que al valor intrínseco de los servicios urbanos. Así, mientras que a una escala planetaria los servicios proporcionados por ecosistemas naturales representan un valor neto muy superior para el conjunto de la humanidad que los aportados por ecosistemas artificiales, a una escala local y en un contexto intensamente antropizado como es la ciudad, los servicios ofrecidos por los ecosistemas urbanos puede jugar un papel clave para la mejora de la calidad ambiental de las ciudades (James *et al.*, 2009). Si se asume una escala territorial o paisajística, la suma de las

aportaciones individuales de los espacios de carácter seminatural puede ser muy relevante en su conjunto (Lovell y Johnson, 2009).

Las tierras de cultivo también pueden ser definidas como ecosistemas artificiales o controlados por el hombre (Antle y Capalbo, 2002). El intenso control humano de los procesos relacionados con la actividad agrícola, unido a la función primordial de la agricultura como proveedor de bienes de mercado y no como provisor de servicios ambientales, hace que el análisis de los agro-ecosistemas sea una tarea en cierto modo más compleja que el análisis de los sistemas naturales. Bjorklund *et al.* (1999) identifican ocho servicios aportados por la agricultura: capacidad fotosintética neta, fertilidad del suelo, mantenimiento de la provisión de agua (calidad y cantidad), aporte de nutrientes, capacidad de carga ecológica, mantenimiento de información biológica y genética, regulación biótica y emisión de gases invernadero. Algunos de estos procesos son servicios en sentido estricto, por su carácter beneficioso para el hombre, pero otros pueden ser considerados como "servicios negativos" (*disservices*).

Figura 3.1 Servicios ecológicos vinculados a los ecosistemas agrícolas



Fte.: Zhang *et al.*, 2007

Zhang *et al.* (2007) analizan esta relación entre servicios agrícolas positivos y negativos (ver figura 3.1). Para estos autores, el ser humano gestiona el ecosistema agrícola para optimizar la producción de alimento, fibras y combustible; esta capacidad productiva del sistema, que puede identificarse como un servicio de "suministro" (en la terminología del *Millennium Ecosystem Assessment*), depende a su vez de una serie de servicios ecológicos "de soporte" o "de regulación", que actúan como *input* en el proceso de producción (p. ej., la polinización o el mantenimiento de la fertilidad del suelo). Por otro lado, la agricultura es destinataria de servicios ecológicos negativos que reducen la productividad o aumentan los

costes de producción (p. ej., la presencia de especies herbívoras o la competencia de los cultivos con especies vegetales no deseadas). En suma, la agricultura se articula como un complejo sistema de flujos de servicios positivos y negativos, cuyo balance neto dependerá tanto de la forma de gestión de cada explotación, como de la diversidad, composición y funcionamiento de los ecosistemas naturales presentes en el ámbito (Zhang *et al.*, *op. cit*.).

Esta reflexión sobre la provisión simultánea de servicios positivos y negativos por parte de un mismo sistema agrícola, así como del doble papel de un ecosistema como receptor y proveedor de servicios ecológicos, son perfectamente extrapolables a los ecosistemas urbanos. En el caso del espacio libre en contextos urbanizados, los beneficios han sido estudiados con mucha mayor intensidad que los perjuicios que de ellos se puedan derivar, si bien algunos de estos impactos negativos sobre el bienestar de los ciudadanos (como la sensación de inseguridad o la emisión de polen) pueden ser condicionantes importantes a la hora de diseñar o planificar dichos espacios (Lyytimäki *et al.*, 2008; Lyytimäki y Sipila, 2008).

3.1.3 La aproximación paisajística o territorial a los servicios ecológicos

Cuando se habla de ecosistemas intervenidos por el hombre, aspectos como la escala de análisis, la dimensión espacial de los procesos ecológicos implicados o la consideración del contexto geográfico en el que se ubica el sistema se constituyen como factores determinantes para entender la mecánica de la provisión de servicios ecológicos. En estos casos, la adopción de una aproximación paisajística[2] o territorial (*landscape perspective*), espacialmente explícita y asociada a una escala amplia de trabajo, parece la más adecuada para estudiar los efectos (positivos y negativos) de los cambios de uso de suelo sobre la provisión de servicios.

Habitualmente, las decisiones relativas a la conservación de los recursos naturales se toman partiendo del valor *local* que ofrece un espacio determinado (Zhang *et al.*, 2007). Sin embargo, si el objetivo es maximizar la provisión de servicios ecológicos, se debe superar esa aproximación estrictamente local, con objeto de tener en cuenta los flujos de servicios que se producen entre diferentes espacios a escala territorial. A través de la aproximación paisajística, se toma en consideración la localización explícita de los sistemas provisores y receptores de los servicios, pudiendo analizarse el intercambio de servicios entre unos y otros. Desde esta perspectiva, los paisajes son considerados como sistemas espaciales socio-ecológicos (Termorshuizen y Opdam, 2009).

La integración de las diferentes facetas funcionales de un mismo sistema paisajístico o territorial es la base del concepto o paradigma de la multifuncionalidad del paisaje (*landscape multifunctionality*) (OECD, 2001; Lehmann *et al.*, 2005; Mander *et al.*, 2007). Las funciones ligadas a un mismo sistema menudo aparecen solapadas desde el punto de vista espacial. El incremento de la funcionalidad de un territorio o paisaje en relación a ciertos servicios puede suponer un descenso en la efectividad de otros servicios, por lo cual es necesario asumir una visión de conjunto para la totalidad de los procesos en juego (ver, por ejemplo, Kreuter *et al.*,

[2] En el ámbito español, el término *landscape* (en el marco de la ecología del paisaje y disciplinas relacionadas) debería traducirse como “territorio” antes que como “paisaje”, dado que este último término suele estar vinculado en el entorno hispanohablante a cuestiones perceptivas o estéticas, ajenas al sesgo estrictamente territorial y ecológico del concepto en este contexto (Español, 2006). En todo caso, en este apartado se utilizará paisaje en un sentido similar a territorio, al entenderse como un sistema socio-ecológico complejo espacialmente explícito.

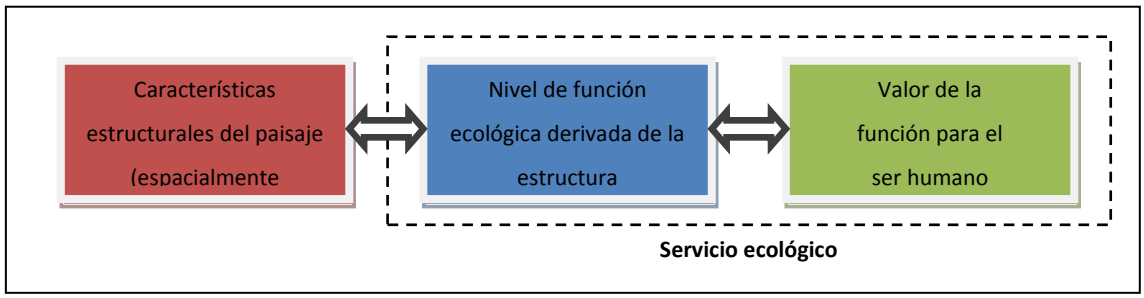
2001; Grau *et al.*, 2008). La escala de análisis se muestra en este sentido como un factor determinante, en un doble sentido: se hace necesario atender tanto a la escala de los procesos que contribuyen a generar cada servicio como a la escala de los sistemas socioeconómicos que se benefician del mismo.

En lo que respecta a la importancia del contexto geográfico en la provisión de servicios ecológicos, resulta evidente que un mismo proceso ecológico puede implicar un beneficio o un perjuicio para las actividades humanas en función del lugar en concreto donde se desarrollen. Por citar un ejemplo, la presencia de árboles en un paisaje puede suponer un servicio positivo en el sudoeste de Australia al mejorar la infiltración del agua en el suelo, mientras que en Sudáfrica puede implicar una pérdida neta en el balance hídrico local al aumentar las pérdidas por transpiración y reducir la recarga de acuíferos (Zhang *et al.*, 2007). Una aproximación paisajística debe poner énfasis en los condicionantes locales que inciden en los efectos específicos de un proceso dentro de un contexto determinado.

Por todo lo anterior, se puede afirmar que la perspectiva territorial, al tener en cuenta tanto la escala de los sistemas como la dimensión espacial de los procesos y el contexto geográfico en el que se desarrollan, proporciona un marco de referencia útil para el análisis de las relaciones entre la estructura y la funcionalidad de los ecosistemas, y entre los servicios ecológicos y sus beneficiarios potenciales. Se trata, por otro lado, de un enfoque que entronca conceptual y metodológicamente con la ecología del paisaje, lo cual permite aplicar el conjunto de herramientas conceptuales y metodológicas de esta disciplina al estudio de los servicios ecológicos. En esencia, la ecología del paisaje analiza las relaciones entre la estructura del paisaje y su funcionamiento ecológico. Desde la óptica de los servicios ecológicos, las funciones ecológicas dan lugar a servicios cuando el ser humano pone un valor en ellas. De ahí que se pueda hablar de las relaciones entre estructura, función y valor como eje central de la aproximación paisajística al estudio de los servicios ecológicos (Termorshuizen y Opdam, 2009). La figura 3.2 muestra de forma esquemática esta relación.

En este contexto, algunos autores utilizan el término de "servicio paisajístico" (*landscape service*) como sinónimo de servicio ecológico (De Groot y Hein, 2006), si bien añadiendo algunos matices que resultan importantes para la aplicación del concepto en el marco de los presupuestos teóricos y metodológicos de la ecología del paisaje. El término paisaje pone el énfasis sobre la dimensión espacial de los procesos (*horizontal*) frente al carácter marcadamente funcional (*vertical*) del análisis ecosistémico. Asimismo, el término paisaje además se suele vincular en mayor medida a la interacción entre hombre y naturaleza, frente al sesgo todavía común del término ecosistema hacia lo estrictamente natural (Termorshuizen y Opdam, 2009). Por último, el concepto de paisaje, sobre todo entendido en nuestro contexto como territorio, facilita el vínculo entre la ecología del paisaje, la planificación territorial (*landscape planning*) y el concepto de servicio ecológico, facilitando la implementación práctica de esta idea y su aplicación a través de los instrumentos de ordenación. Por motivos prácticos, en el marco del presente estudio se utilizará el concepto de servicio ecológico, que como se ha indicado es el más extendido hoy en día, pero se tomarán en consideración todos los condicionantes especificados para el concepto de servicio paisajístico, dado que la aproximación metodológica aquí asumida enlaza directamente con los fundamentos de la ecología del paisaje.

Figura 3.2 La relación entre estructura, función y valor como eje de los servicios ecológicos en el paisaje



Fte.: Elaboración propia a partir de Termorshuizen y Opdam, 2009

3.2 Servicios ecológicos aportados por la matriz territorial en ámbitos metropolitanos

El proceso de urbanización conlleva una alteración profunda y a menudo irreversible del medio físico, necesaria para adaptar el entorno a las condiciones óptimas para el desarrollo de las actividades humanas. Sin embargo, aun en el seno de un espacio tan fuertemente antropizado como el urbano, la matriz biofísica subyacente es capaz de emerger de forma más o menos inalterada a través del sistema de espacios libres (Folch, 2003a). Como se ha apuntado anteriormente, no sólo contribuyen a ello los espacios naturales originarios que puedan subsistir en el contexto urbano o en su periferia, como las masas forestales o la vegetación riparia en las márgenes fluviales, sino también aquellos espacios naturales o seminaturales creados o transformados en mayor o menor grado por la mano del hombre, como es el caso de parques y jardines, huertas urbanas y terrenos cultivados, solares ocupados por vegetación espontánea, etc. Al permitir la emergencia de la matriz biofísica en un contexto netamente artificial, estos espacios garantizan la provisión de una serie de servicios ambientales fundamentales de cara a la consecución de los objetivos de la sostenibilidad urbana (Santiago, 2008).

Es obvio que las ciudades dependen de la provisión de determinados servicios que no tienen su origen en el propio ámbito urbano o metropolitano. Muchos de los procesos ecológicos que generan un servicio con incidencia en la ciudad tienen una dimensión eminentemente global, como la captura de CO_2 atmosférico, o bien son transferidos desde sus lugares de origen hasta el medio urbano, ya sea de forma natural, como el transporte atmosférico de gases, o artificial, como el transporte antrópico de productos naturales (Bolund y Hunhammar, 1999). Sin embargo, algunos procesos, como el efecto de regulación microclimática por parte de la vegetación, proporcionan un beneficio directo en el mismo ámbito donde se desarrollan, y por tanto dan lugar a servicios ecológicos de escala local, perfectamente aplicables al medio urbano. En muchos casos, estos servicios locales no se generan exclusivamente en el seno del tejido urbano, sino que se vinculan a procesos radicados principalmente en el territorio circundante a la ciudad; tal es el caso, por ejemplo, del control de la escorrentía superficial por parte de la presencia de masas forestales, o el mantenimiento de la biodiversidad en espacios naturales periurbanos. Por este motivo, en la mayoría de los casos resulta aconsejable adoptar una escala metropolitana de análisis, que permita abordar el conjunto del espacio libre urbano y periurbano como un sistema unitario, garante de una funcionalidad ambiental diversa y compleja. La definición del espacio libre

como expresión de la matriz biofísica del territorio metropolitano adquiere un sentido pleno precisamente a esta escala, dado que los procesos y los servicios suelen trascender los límites físicos o administrativos de la ciudad. La escala metropolitana es además la más adecuada de cara a adoptar una perspectiva paisajística en el análisis de los servicios ecológicos con incidencia en el medio urbano.

En los siguientes apartados se lleva a cabo una revisión de algunas de las principales funciones que cumple el espacio libre en relación a la mejora ambiental de la ciudad y su entorno metropolitano. Por motivos prácticos, la clasificación de los servicios ecológicos que hemos desarrollado tiene un carácter más sintético que las citadas en apartados anteriores, e incluso que la propuesta por Bolund y Hunhammar (*op. cit*.). Por ejemplo, el tratamiento de aguas residuales y las funciones de drenaje se han unificado aquí en un único bloque relativo a las funciones hidrológicas de los ecosistemas urbanos, y el secuestro de carbono y la eliminación de contaminantes atmosféricos se han unificado en otra categoría vinculada a las funciones de mejora de la calidad del aire por la vegetación. Por otro lado, se ha realizado una adición importante con respecto a los servicios citados por Bolund y Hunhammar (*op. cit*.): la consideración de funciones relacionadas con el mantenimiento de la biodiversidad. La biodiversidad urbana es relevante como factor básico en la generación de muchos de los servicios ecológicos urbanos indicados, pero también posee un valor intrínseco. Aunque la flora y la fauna urbanas suponen una mínima proporción de la biodiversidad a escala global, su presencia no deja de ser interesante sobre todo desde un punto de vista cualitativo, especialmente si se atiende a una perspectiva regional y local. En muchos casos, dentro de los límites de un área metropolitana se incluyen ámbitos de elevado valor natural, que albergan especies de interés, y que a menudo están conectados física y funcionalmente con los sectores más densamente urbanizados (a través, por ejemplo, de otros espacios puente). De cara a la articulación de un crecimiento urbano sostenible, resulta fundamental entender, por un lado, los impactos positivos que pueda tener la presencia de la biodiversidad en el seno del territorio metropolitano, y por otro, los impactos negativos que el proceso de urbanización pueda conllevar sobre los hábitats naturales de mayor valor.

Por último, hay que remarcar que las distintas funciones abordadas presentan un elevado grado de interdependencia (p. ej. las funciones relacionadas con la calidad del aire o la regulación climática dependen de la composición, abundancia y estructura de la flora urbana, que a su vez se encuentra interrelacionada con el mantenimiento de la biodiversidad, con el microclima y con los procesos hidrológicos urbanos), por lo que su clasificación responde más a la necesidad de facilitar la compresión de los distintos servicios ambientales que a la verdadera naturaleza compleja de los procesos ecológicos urbanos.

3.2.1 Servicios vinculados a la regulación del ciclo hidrológico

A pesar de que el agua es un componente esencial e imprescindible del sistema urbano, la fuerte relación de interdependencia entre la actividad urbana y el ciclo hidrológico natural es algo que a menudo pasa desapercibido para el ciudadano. En parte, esto es debido al carácter prácticamente “invisible” que en el medio urbano adquieren tanto los flujos hídricos como los impactos que provoca la actividad humana sobre el ciclo del agua. La modificación de los componentes del ciclo hidrológico para garantizar el suministro de agua o para controlar el

trasporte del recurso en el medio urbano tiene consecuencias ambientales que exceden ampliamente los límites del sistema ciudad y que por tanto no son percibidos habitualmente por el habitante de la urbe.

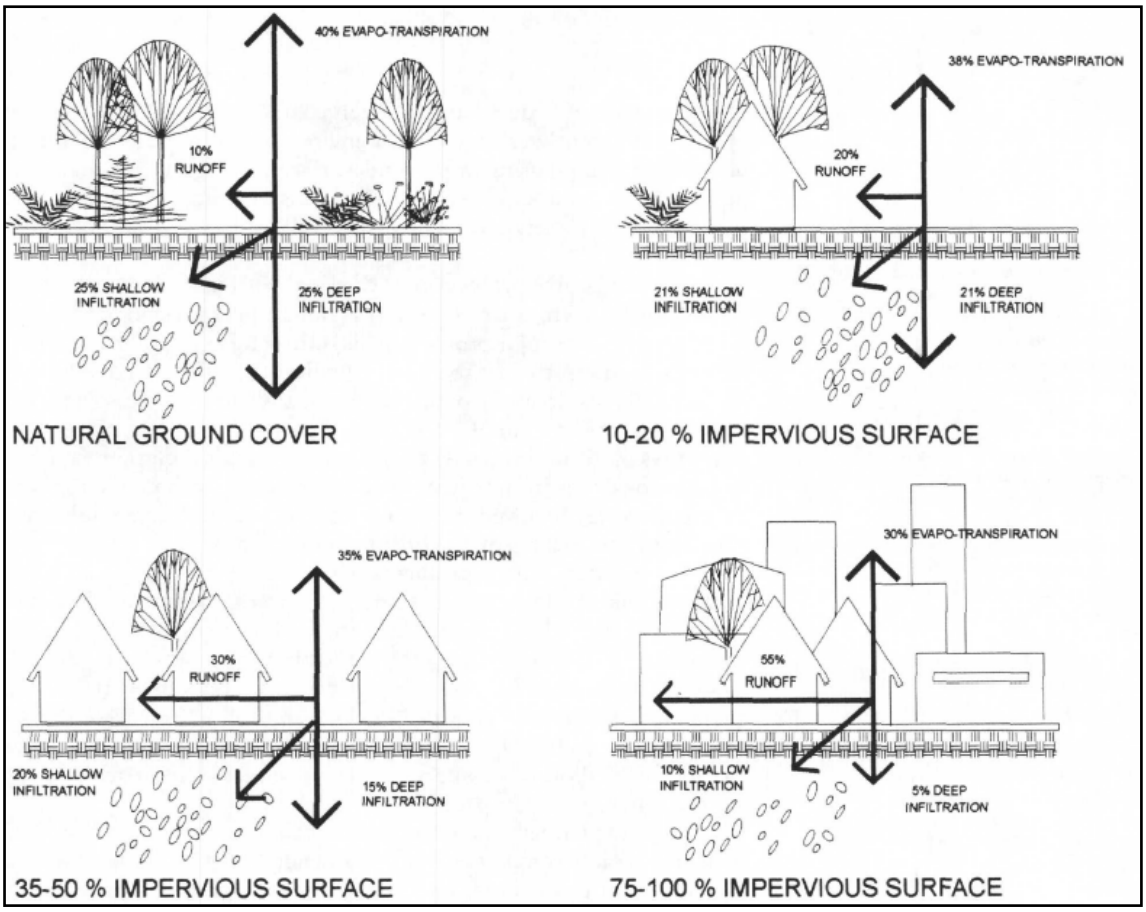
Podemos definir tres factores básicos que determinan la influencia de la actividad humana en la hidrología de un territorio. El primero es la necesidad de un abastecimiento adecuado en cuanto a cantidad y calidad; ello implica una serie de intervenciones en el medio destinadas a la extracción del recurso, su almacenamiento y su canalización. El segundo factor lo constituye la necesidad de eliminar el recurso sobrante del medio antrópico tras su utilización; el impacto en este caso está ligado a la disminución de la calidad del recurso que es devuelto al medio natural. El último de los factores sería el cambio de uso de suelo y, más concretamente, la impermeabilización del territorio asociada proceso de urbanización (Wessolek, 2008). Éste último constituye el principal vector de alteración del ciclo natural del agua en el medio urbano, hasta el punto de que se pueda hablar de la creación de un "nuevo medio ambiente hidrológico" en la ciudad (Hough, 1998, p. 39). Se trata, además, de un factor que puede ser controlado de forma efectiva mediante una adecuada ordenación de los usos de suelo, con una especial atención al equilibrio entre espacio libre y espacio construido.

Para analizar la funcionalidad hidrológica que aporta el espacio libre, es necesaria una comprensión previa de las características hidrológicas particulares del medio urbano. La sustitución de la cobertura natural por superficies y estructuras de carácter impermeable propias de la ciudad produce una alteración profunda en la circulación del agua de lluvia durante y después de la precipitación, fundamentalmente como consecuencia de dos factores: en primer lugar, la pérdida de cobertura vegetal conlleva una disminución tanto del grado de intercepción de la precipitación por parte de la vegetación como del volumen de agua evacuado del sistema urbano por evapotranspiración; en segundo lugar, la capacidad de infiltración de suelo se ve también reducida como consecuencia de la reducción de la superficie permeable. Como resultado de la conjunción de ambos factores, se produce un aumento notable del volumen y la velocidad del agua transportada por escorrentía superficial, que acaba drenando en el alcantarillado y otros sistemas de canalización (Wessolek, 2008). La figura 3.3 muestra de forma gráfica la evolución de los distintos componentes de la circulación del agua en función del grado de impermeabilización del suelo.

Los vectores de impacto asociados al medio hidrológico urbano son múltiples. La canalización del agua produce un aumento en el pico de caudal de los ríos, incrementándose el riesgo de desbordamiento e inundación y potenciándose los procesos de erosión en los cauces (Faulkner, 2004). El aumento del volumen de flujo y del volumen de sedimentos, junto con el carácter fuertemente puntual de estas descargas, propicia cambios en la estructura geomorfológica de los cauces, tales como un incremento de la anchura y del carácter lineal de los mismos (Arnold y Gibbons, 1996). La reducción del proceso de infiltración por el sellado de los suelos determina una menor recarga del acuífero, disminuyendo el nivel freático y el aporte del agua subterránea a los cauces fluviales. No menos importante es el efecto de la impermeabilización en la calidad del agua, a través de la llamada *contaminación difusa* (*non point source pollution*). A diferencia de los focos de vertido de carácter puntual, el fenómeno de la contaminación difusa no tiene un origen determinado, sino que es generada por el arrastre de contaminantes de diversa naturaleza por el agua de escorrentía y su posterior

canalización a través de los sistemas de drenaje. Algunos de los principales componentes de este tipo de contaminación son los organismos patógenos, los nutrientes (nitrógeno y fósforo), elementos y compuestos tóxicos (metales, pesticidas), sedimentos (originados por la erosión del suelo) y materiales de diversa naturaleza (plásticos y otros residuos) (Arnold y Gibbons, 1996).

Figura 3.3 Componentes del ciclo urbano del agua en función del grado de impermeabilización



Fte.: Arnold y Gibbons, 1996, p. 244. *Natural ground cover*: cobertura natural; *impervious surface*: supercicie impermeable; *runoff*: escorrentía superficial; *evapo-transpiration*: evapotranspiración; *shallow infiltration*: infiltración superficial; *deep infiltration*: infiltración profunda.

Los anteriores vectores de impacto actúan de forma combinada para dar lugar a una intensa alteración de las condiciones ecológicas de los cauces receptores. Los efectos químicos sobre las aguas receptoras son más variables que los de tipo hidrológico o geomorfológico, al depender del grado y tipología de urbanización de la cuenca, de la existencia de sistemas de tratamientos de aguas residuales y del sistema de drenaje. No obstante, de forma general se puede hablar de un incremento global de todos los constituyentes químicos, y de un aumento particularmente elevado de la demanda de oxígeno, la conductividad, los sólidos en suspensión, el amonio, los hidrocarburos y los metales (Paul y Meyer, 2001). Una parte importante de estos impactos se vinculan al arrastre de sustancias contaminantes por la escorrentía superficial urbana (Pitt, 1995). El carácter ubicuo de la contaminación difusa en las cuencas urbanizadas ha llevado a algunos autores a sugerir que puede ser la principal causa de degradación biológica en cuencas urbanas (Paul y Meyer, *op. cit*.); más aún, este fenómeno ha

llegado a ser reconocido como la principal amenaza para la calidad del agua en EE.UU. (EPA, 1994; citado por Arnold y Gibbons, 1996).

Aunque con un grado variable de conocimiento, se tiene constancia de impactos significativos de la urbanización sobre microorganismos, algas, macrófitos, invertebrados y peces en las aguas receptoras (Paul y Meyer, 2001). El aumento de la contaminación parece ser una de las principales causas de impacto en la composición de la biota acuática de los cauces urbanos, creando una condiciones ambientales que favorecen a las especies con mayor tolerancia a la contaminación y reduce de forma visible la diversidad (Pitt, 1995). No obstante, otros procesos ligados a la urbanización como el aumento de los valores medios anuales de descarga, el incremento de escorrentía en el periodo seco debido al agua de riego, el aumento de la magnitud de las inundaciones y los cambios en la morfología de los cauces, contribuyen también a la sustitución de especies vegetales y animales nativas por otras mejor adaptadas a las nuevas condiciones hidrológicas (White y Creer, 2006). En aquello lugares donde se cuente con sistemas de tratamiento eficaces, son precisamente estos condicionantes los que pueden actuar como factores determinantes para la composición de la fauna acuática (Wolter, 2008).

Diversos estudios apuntan también a la modificación de procesos ecológicos ligados a los ecosistemas riparios urbanos, como pueden ser la descomposición de materia orgánica, la productividad primaria o el ciclo de nutrientes (Paul y Meyer, 2001). Los efluentes de las plantas de tratamiento y las descargas de los sistemas combinados de alcantarillado pueden suponer un incremento importante de la concentración de carbono orgánico, disuelto o en partículas, sobre todo durante las tormentas; ello conduce a una mayor demanda biológica y química de oxígeno, especialmente durante y después de las tormentas, que redunda en un déficit de oxígeno en las aguas de los cauces urbanos (Paul y Meyer, *op. cit*.). Otra variable afectada por el medio urbano es la temperatura del agua, factor relevante para la configuración de los procesos ecológicos y a su vez condicionante para la vida acuática. Se ha observado que las aguas urbanas presentan un incremento significativo de la temperatura del agua en época estival con respecto a cauces de cuencas no urbanizadas; la oscilación térmica diaria es más pronunciada, observándose además importantes incrementos puntuales de temperatura tras los episodios de precipitación en el periodo estival, debido al calor transmitido por las superficies impermeables al agua de escorrentía (Paul y Meyer, *op. cit*.).

El porcentaje de impermeabilización de una cuenca es utilizado habitualmente como un indicador fiable de impacto sobre las aguas receptoras (Pitt, 1995). Diversos estudios establecen un umbral de impacto situado en el rango del 10-20% de superficie impermeabilizada, tanto para procesos de tipo hidrológico y geomorfológico, como biológico (Paul y Meyer, *op. cit*.). No obstante, también se han observado efectos negativos con porcentajes inferiores al 10% o incluso por debajo del 5% (Pitt, *op. cit*.; Paul y Meyer, *op. cit*.). La relación entre porcentaje de impermeabilización y escorrentía superficial es directa: un grado de impermeabilización de la superficie de una cuenca hasta el 10-20% supone doblar la producción de escorrentía con respecto a una cuenca de carácter forestal; un porcentaje de 30-50% implica triplicar la producción de escorrentía; y un porcentaje de 75-100% quintuplica la magnitud de este fenómeno (Arnold y Gibbons, 1996).

A menudo, el análisis del impacto urbano sobre la hidrología se realiza a través de modelos basados en el corto plazo y la escala local, diseñados para abordar fenómenos puntuales como las tormentas de alta intensidad y su influencia en la calidad del agua y los picos de descarga. Sin embargo, la verdadera magnitud de la problemática asociada a la urbanización se pone de manifiesto a través de la aplicación de modelos basados en el largo plazo y con una escala espacial más amplia. Por ejemplo, el análisis de los efectos derivados del proceso de urbanización en una cuenca hidrográfica en el estado de Indiana, EE.UU., para un periodo comprendido entre 1973 y 1991, arroja unos resultados contundentes: un incremento del 18% de las áreas urbanizadas y otras superficies impermeabilizadas en este periodo ha conducido a un aumento de un 80% en el valor medio del volumen de escorrentía, y más de un 50% en el aporte anual de plomo, cobre y zinc. La carga de nutrientes (nitrógeno y fósforo) disminuyó sin embargo en un 15%, debido fundamentalmente a la pérdida de suelo agrícola (Bhaduri *et al.*, 2000).

Con frecuencia las medidas tomadas para solucionar la problemática originada por las inundaciones y desbordamientos suelen consistir en intervenciones río abajo, es decir, en el lugar en el que se manifiesta el impacto y no en el origen del mismo. Las medidas suelen incluir la protección de las llanuras de inundación urbanizadas y la estabilización artificial de las orillas del cauce; a menudo se trata de intervenciones muy duras con un gran impacto en la dinámica natural de los cauces. Lejos de proporcionar una solución eficiente a los problemas anteriormente comentados, este tipo de actuación genera además nuevos impactos sobre la vegetación y la fauna asociadas al ecosistema ripario (Hough, 1998).

De todo lo anterior se desprende que el principal servicio hidrológico que ofrece el espacio libre es la provisión de superficie permeable, favoreciendo el proceso de infiltración frente a la escorrentía superficial y moderando la velocidad del flujo de agua. Esta funcionalidad se asocia tanto a espacios verdes públicos y jardines privados localizados en el seno del tejido urbano, como a las tierras de cultivo o zonas naturales o semi-naturales que forman parte del territorio metropolitano, y que en conjunto van a conformar la superficie no impermeabilizada de una cuenca urbana. Dentro del contexto estrictamente urbano, el tipo y grado de cobertura vegetal de los espacios abiertos resulta determinante para el control de la circulación del agua, influyendo en la intercepción de la precipitación y en el volumen de agua eliminada del sistema urbano por evapotranspiración. La inversión en espacios abiertos para la eliminación del agua de lluvia puede compensar los costes asociados a la canalización tradicional, si se tiene en cuenta el gasto adicional para corregir los impactos derivados de este sistema (Hough, *op. cit*.).

Aparte de favorecer la filtración natural en el suelo, otra funcionalidad potencial que ofrece el espacio libre es el establecimiento de estanques de almacenamiento para el control del flujo hídrico. La retención de agua en reservorios y su lenta reincorporación al sistema contribuye a evitar los problemas asociados al elevado volumen y la rapidez de las descargas en un medio altamente impermeabilizado. Las opciones viables para la creación de este tipo de infraestructuras variarán en función de las características de cada lugar. Los estanques de carácter permanente, modelados de forma natural, tendrán un mayor grado de adecuación donde se disponga de un abastecimiento continuo, y donde las afluencias y pérdidas permitan

unas condiciones estables. Presentan además la ventaja de ofrecer una serie de funciones complementarias, como la creación de hábitat para flora y fauna acuáticas o la provisión de un espacio para el ocio y el desarrollo de actividades recreativas (pesca, paseo en barca). La conservación de lagunas o pantanos de origen natural y su defensa frente a las presiones antrópicas mediante su incorporación al sistema de espacios libres metropolitanos puede proporcionar esta misma funcionalidad hidrológica, ambiental y recreativa.

El espacio libre puede contribuir asimismo a la mejora de la calidad de las aguas y a contrarrestar el efecto de la contaminación difusa. La existencia de masas de agua y zonas húmedas en el sistema de espacios libres potencia esta funcionalidad. Las plantas acuáticas juegan un papel relevante en este proceso de filtración de los contaminantes. Según Hough, "el carácter altamente productivo de la ecología de los pantanos promueve la absorción de nitratos y fosfatos por las plantas acuáticas. Las investigaciones llevadas a cabo en el Mississippi han mostrado que, anualmente, 0,4 hectáreas de jacintos de agua absorben 1.600 kg de nitrógeno, 360 kg de fósforo, 12.300 kg de fenoles y 43 g de oligoelementos altamente tóxicos" (Hough, *op. cit*., p. 73). En general, las zonas húmedas son potenciales proveedoras de este servicio ecológico si se promueve su conservación en los ámbitos urbanizados. Las condiciones anaerobias asociadas a las zonas húmedas permiten la conversión microbiana de nitrato (NO_3^-) a N_2 o N_2O, eliminando el NO_3^- del sistema de forma efectiva. El fósforo y los metales, habitualmente unidos a partículas en suspensión, son retenidos a través de los procesos de sedimentación. Las funciones biogeoquímicas de las áreas húmedas se prolongan a nivel de cuenca más allá de los límites del humedal, estableciéndose nexos funcionales con ecosistemas del entorno.

Tal y como se ha demostrado en un experimento llevado a cabo por investigadores de la Penn State University las áreas forestales y agrícolas pueden actuar como filtros orgánicos para la purificación y reciclaje del las aguas residuales urbanas, mediante un riego controlado (Sopper, 1990). Esto sustituiría al vertido a cauces naturales de los efluentes del proceso de tratamiento del agua, evitando efectos de degradación de los cauces; al mismo tiempo, se permite la recuperación de agua potable a partir de dichos efluentes. El estudio demuestra además que, bajo unas determinadas condiciones experimentales y de control, no existe riesgo para la salud humana o para el medio por la incorporación de compuestos tóxicos y metales pesados al sistema (Sopper, *op. cit*.). En una línea de trabajo paralela a la anterior, se ha sugerido la posibilidad de utilizar los lodos resultantes del proceso de depuración de las aguas residuales como base para la creación de humedales artificiales (Sawhill y Ferguson, 1998).

Todas las funciones anteriores (favorecimiento de la infiltración natural, moderación de los picos de caudal y la erosión, mejora de la calidad del agua) contribuyen a atenuar el impacto de la urbanización en el estado de los hábitats asociados a la red hidrológica. La protección directa de estos ámbitos, mediante el establecimiento de zonas de protección y zonas de amortiguación (buffer) integradas en el sistema de espacios libres es también un mecanismo directo de protección del medio hidrológico. Diversos estudios han demostrado que, incluso en cuencas intensamente urbanizadas, es posible mantener un elevado valor de integridad biológica en los cauces receptores gracias al mantenimiento más o menos virgen del entorno ripario y la llanura de inundación (Paul y Meyer, 2001; Miltner *et al.*, 2004).

Combinando la potenciación de la funcionalidad hidrológica del espacio libre con el establecimiento de medidas de protección de las zonas riparias, se puede contribuir de forma significativa tanto a la mejora del funcionamiento hidrológico interno de la ciudad como a la minimización del impacto de la urbe en los sistemas hidrológicos externos.

3.2.2 Servicios ecológicos relacionados con la calidad del aire

La contaminación atmosférica representa uno de los principales problemas ambientales urbanos, con serias implicaciones para la salud y la calidad de vida de los ciudadanos. La relación entre calidad del aire y mortalidad ha sido demostrada por diversos estudios, partiendo de diferentes metodologías de análisis (Bell *et al.*, 2004). Un estudio reciente realizado en la ciudad de Pekín ha demostrado que el aumento observado del *índice de contaminación del aire* (AQI) en un 10% ha ido parejo a un incremento del número diario de fallecimientos por enfermedad respiratoria de un 3,52% (Yang *et al.,* 2005). Ezzati *et al.* (2002) han estimado que anualmente se producen en el mundo 800.000 muertes a causa de la polución urbana. Los efectos de la baja calidad del aire sobre la salud han sido observados incluso para bajos niveles de concentración de contaminantes (Bell *et al.*, *op. cit.*).

Asimismo, las actividades y procesos urbanos que producen emisiones de contaminantes a la atmósfera de forma directa (tráfico, industria) o indirecta (consumo de energía en hogares y empresas) tienen influencia más allá de los límites de la ciudad, contribuyendo a problemáticas de escala regional o global como la lluvia ácida o el cambio climático[3]. De forma inversa, el proceso de calentamiento global también afecta a las ciudades, agudizando los efectos de la *isla de calor urbano*, aunque con consecuencias variables en función de la latitud y el contexto geográfico (Alcoforado, 2008). En general, el aumento de temperatura urbana asociado al cambo climático afecta tanto a las emisiones y flujos de contaminantes como a las reacciones químicas en la atmósfera; como consecuencia de ello, en combinación con el incremento de óxidos de nitrógeno y dióxido de carbono, el calentamiento global conducirá a un aumento de las concentraciones de ozono y de los episodios del denominado smog fotoquímico (Kuttler, 2008).

El espacio libre urbano o periurbano, en especial en aquellos lugares donde exista vegetación arbórea, puede jugar un papel relevante en la reducción de gases invernadero (especialmente de CO_2) a la vez que contribuyen a la mejora de la calidad del aire urbano mediante la filtración de otros contaminantes. El papel de la vegetación urbana o periurbana como garante de un mejor ambiente atmosférico ha sido analizado por numerosos estudios, que demuestran los beneficios que tanto una adecuada planificación y mantenimiento del arbolado como la conservación de masas forestales en el contexto urbano o metropolitano pueden aportar para la mejora local de la calidad del aire.

La vegetación contribuye a la reducción de la contaminación atmosférica a través de dos vías principales (Yang *et al.*, 2005): de forma directa, mediante la captación de compuestos

[3] El incremento de la concentración atmosférica de dióxido de carbono (CO_2) y de otros gases invernadero [metano (CH_4), clorofluorocarbonos (CFC's), óxido nitroso (N_2O) y ozono troposférico (O_3) es señalado como causa posible del aumento de las temperaturas en la atmósfera, al atrapar estos gases radiación de ciertas longitudes de onda. Entre ellos, el CO_2 es el más significativo, siendo responsable de alrededor del 50% de la magnitud del efecto invernadero (Jo, 2002). El incremento de la concentración de CO_2 en la atmósfera es atribuible principalmente al empleo de combustibles fósiles (entre el 80 y el 85%) y a la deforestación (Nowak *et al*., 2002).

presentes en el aire (CO_2, NO_2, SO_2, O_3, partículas, etc.), y de forma indirecta, moderando la temperatura urbana a través de la provisión de sombra y la evapotranspiración, lo cual contribuye a una disminución notable del consumo energético para refrigeración en los edificios, y con ello a una reducción de las emisiones ligadas a este proceso. En lo que respecta específicamente a la absorción de CO_2, los ecosistemas urbanos actúan a través de tres vías principales (Jo, 2002). La primera de ellas es la captación directa y acumulación de carbono atmosférico en el propio proceso de crecimiento vegetal mediante la fotosíntesis. En segundo lugar, el suelo almacena carbono orgánico a través de la acumulación de hojarasca en el suelo, para luego ser devuelto a la atmósfera por descomposición. Por último, como se ha mencionado, el efecto moderador del verde urbano sobre el microclima produce de forma indirecta una disminución de las emisiones de carbono (C) al reducir el consumo de energía (combustibles fósiles) para refrigeración. Esta última función será analizada con más profundidad en el apartado dedicado a la regulación del microclima urbano.

A pesar de la magnitud que puede alcanzar el proceso de captación de C por la vegetación, los ecosistemas urbanos o metropolitanos no deben ser considerados sin embargo como un sumidero permanente del carbono atmosférico. El carbono almacenado por un árbol retornará a la atmósfera tras la eliminación del mismo y su eventual descomposición. Según Nowak *et al.* (2002), la máxima cantidad de C almacenado por la vegetación arbórea equivale, para un espacio ocupado por un único pie arbóreo, al C almacenado por un solo árbol al alcanzar la madurez; esto es debido a que, tras la eliminación de este individuo maduro y su sustitución por uno nuevo, el carbono que este nuevo ejemplar almacenará a lo largo de su desarrollo será compensado por las emisiones de C originadas por la descomposición del árbol precedente. Si a estas emisiones sumamos el carbono emitido por los equipos de mantenimiento dependientes del consumo de combustibles fósiles, el carbono total liberado (descomposición más mantenimiento) puede ser superior al carbono almacenado por la vegetación. Para obtener un balance neto positivo con respecto a la absorción de CO_2 es necesaria una adecuada elección tanto de las especies arbóreas como de las técnicas de mantenimiento de la vegetación. Al papel de la vegetación arbórea habría que añadir además el del suelo, que como se ha dicho también actúa como un importante sumidero de CO_2. Diversos estudios indican que la capacidad de almacenamiento del suelo equivale a más del 50% del C total almacenado por los ecosistemas forestales urbanos o naturales (Birdsey, 1990; citado por Jo, 2002). El periodo de retorno del C almacenado en el suelo ha sido estimado en 41 años para las áreas residenciales de Chicago, lo cual es sensiblemente superior al periodo de retorno asociado a la vegetación leñosa (Jo & McPherson, 1995).

La magnitud de estos procesos queda patente mediante el análisis de casos concretos. Por ejemplo, los bosques urbanos de Estados Unidos almacenan aproximadamente 700 millones de toneladas métricas de carbono (Nowak *et al.*, 2002). El total de carbono almacenado en los espacios verdes (suelo y vegetación leñosa) de la ciudad coreana de Chucheon ha sido estimado en aproximadamente 139 kt, equivalentes a 56,5% de las emisiones de C derivadas del uso de combustibles fósiles en la misma ciudad (Jo, 2002). El bosque urbano[4] de Pekín almacena en forma de biomasa 224.000 toneladas de C (Yang *et al.*, 2005), y presenta una tasa

[4] En la literatura científica, este concepto engloba el conjunto de la vegetación arbórea urbana, no sólo las masas forestales integradas en el tejido urbano.

de absorción de 11.373 toneladas de C / año (en CO_2, 41.701 t/año); por su parte, la emisión de C evitada por el efecto regulador del vegetación de Pekín sobre el microclima urbano se estima en un 44% del total anual absorbido. Según un amplio estudio desarrollado por McPherson *et al.* (1997) para la ciudad de Chicago, el papel de la absorción de C por parte del arbolado urbano en la urbe estadounidense es modesto comparado con las emisiones, pero puede alcanzar cifras significativas si se añaden los beneficios obtenidos a través de la regulación microclimática (McPherson *et al.*, *op. cit*). El bosque de Kerwa, situado en las proximidades de la ciudad india de Bophal y afectado por los procesos de crecimiento urbano, almacena alrededor de 19.500 toneladas de C, con lo cual actúa como un sumidero crítico de C debido al elevado nivel de emisiones de la urbe (Dwivedi *et al.*, 2009).

Aunque la contribución de la vegetación urbana a la reducción del efecto invernadero a escala global sea minoritaria con respecto a las masas arbóreas no urbanas[5], una adecuada planificación del verde urbano puede constituir una estrategia eficiente en cuanto a coste y ahorro de tiempo para decelerar el proceso de cambio climático (Jo, 2002). Sumando el efecto de ahorro energético por moderación microclimática, los árboles urbanos llegarían a alcanzar una efectividad por árbol superior a la de los árboles no urbanos en el proceso de reducción de CO_2 atmosférico (Nowak *et al.*, 2002).

La vegetación urbana también contribuye a la mejora de la calidad del aire absorbiendo otros contaminantes gaseosos como el SO_2, NO_2 y O_3, disolviendo contaminantes hidrosolubles en la superficie húmeda de hojas, o interceptando partículas. Volviendo al ejemplo de Pekín, se ha estimado la tasa de absorción anual para diversos contaminantes como sigue: 772,0 toneladas PM_{10}/año; 256,4 t O_3/año; 132,3 t NO_2/año; y 100,7 t SO_2/año (Yang *et al.*, 2005); la tasa estandarizada de absorción calculada para la metrópoli china (27,5 g/año·m^2 de cobertura arbórea) supera en más del doble las estimadas para ciudades como Nueva York (13,7 g/año·m^2), Baltimore (12,2 g/año·m^2), Atlanta (10,6 g/año·m^2) o Sacramento (9,4 g/año·m^2) (Yang *et al.*, 2005), aunque esto puede ser consecuencia de la mayor concentración de contaminantes registrada en Pekín. Otra ciudad china que sometida recientemente a estudio ha sido Guangzhou (Cantón), en la cual el arbolado urbano contribuyó en el año 2000 una absorción de 30,25 t de SO_2, 47,98 t de NO_2 y 28,79 t de partículas en suspensión (Jim y Chen , 2008). Adicionalmente, el efecto moderador de temperatura de la vegetación también puede tener un efecto sobre el nivel de otros contaminantes aparte del CO_2, en la medida en que el descenso de la temperatura disminuye la actividad de las reacciones químicas; a causa de esto, se reduciría la producción de contaminantes secundarios (Yang *et al.*, 2005).

Tal y como sucede con muchos de los servicios proporcionados por los ecosistemas, la mejora de la calidad del aire por la vegetación no es tenida en cuenta por el mercado. No obstante, se trata de uno de los servicios que ha sido sometido a metodologías de valoración económica con mayor frecuencia, con objeto de obtener una cuantificación directa de su valor para la sociedad (Jim y Chen, 2009). Por ejemplo, Nowak *et al.* (2005) han estimado que la contribución de los bosques urbanos de Estados Unidos a la mejora de la calidad del aire a

[5] En EEUU el arbolado urbano almacena un 4,4% del total captado por bosque no urbanos (Nowak *et al.*, 2002).

través de la eliminación de cinco contaminantes (O_3, PM_{10}, NO_2, SO_2, CO) puede ser valorada en 3.800 millones de dólares.

Otro servicio potencial vinculado a la vegetación urbana es la utilización de determinadas especies como bioindicadores para la contaminación urbana, ya sea como indicadores de reacción o como indicadores de acumulación para observaciones a largo plazo. Por citar algunos ejemplos, se ha utilizado con este fin el ray–grass italiano (*Lolium muultiflorum*), sensible a metales pesados y halogenuros; también el tabaco (*Nicotianan tabacum*) y la judía verde (*Phaseolus vulgaris*), como indicadores activos de fotoxidantes (O_3); y líquenes (*Hypogimnia physodes*) como indicadores de SO_2 (Salvador Palomo, 2003).

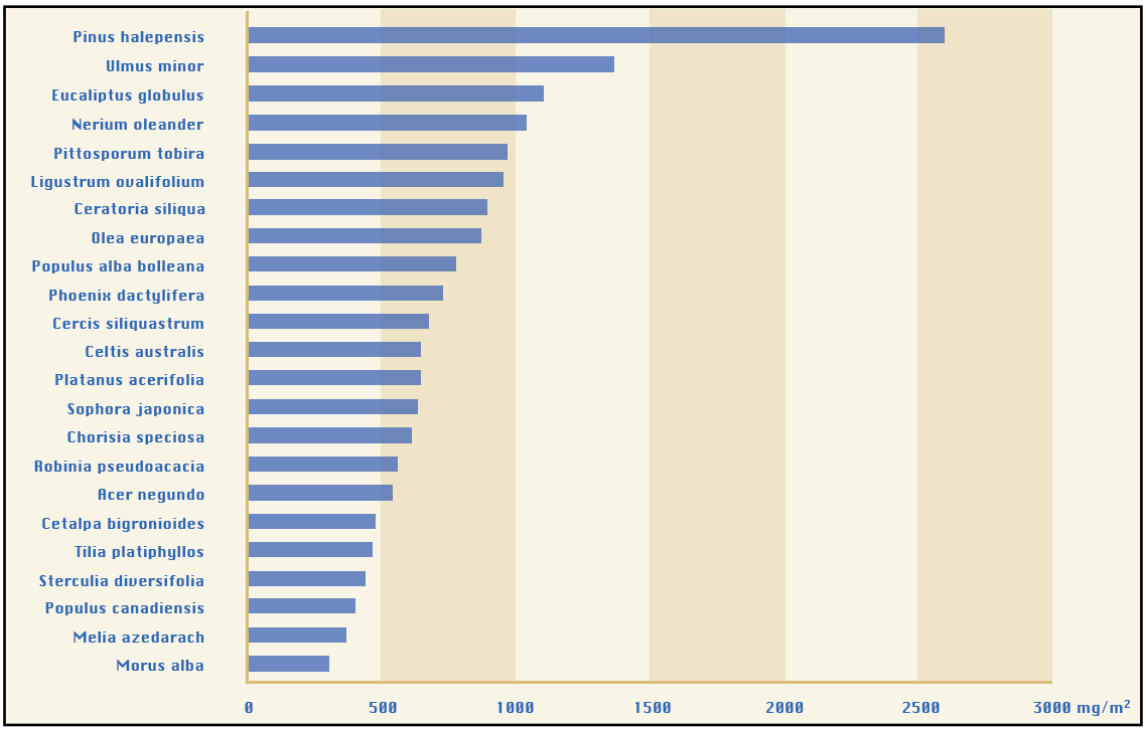
Como contrapartida de los beneficios expuestos, la vegetación urbana también puede actuar como emisora de sustancias perjudiciales a la atmósfera. Los árboles pueden ser una fuente de BVOC, compuestos orgánicos volátiles de origen biogénico (Yang *et al.*, 2005). Estos compuestos pueden reaccionar con NO_x (óxidos de nitrógeno) para formar O_3 y aerosoles. Otro problema no menos relevante lo constituye la emisión de polen, que puede generar problemas de salud en un importante sector de la población. En ambos casos, el proceso de selección de las especies arbóreas a implantar en los espacios verdes urbanos resulta fundamental para minimizar estos efectos negativos (Yang *et al.*, *op. cit*.).

Es posible extraer de la literatura científica algunas recomendaciones generales para optimizar la absorción de contaminantes por parte del verde urbano. En primer lugar, es conveniente aumentar la presencia de zonas verdes en el ámbito urbano, promoviendo la creación de parques y jardines, estableciendo unos estándares mínimos de vegetación para las áreas residenciales, y evitando la proliferación de espacios abiertos dominados por superficies duras y carentes de vegetación. Asimismo, resulta positivo Potenciar una estructura más natural de la vegetación en los espacios libres, ya que la combinación de especies herbáceas, arbustivas y arbóreas en un mismo espacio aumenta el índica de área foliar (IAF) y mejora el rendimiento de la vegetación en cuanto a la absorción de contaminantes; adicionalmente, la presencia de árboles de distinta edad asegura una absorción continuada a largo plazo de C atmosférico. Por último, es esencial la protección de áreas naturales periurbanas mediante su incorporación al sistema de espacios libres de la ciudad. De esta forma, se evita la pérdida de espacios muy valiosos que, debido a su mayor naturalidad, presentan una mayor efectividad en la absorción de contaminantes. En el caso contrario, la destrucción de estas áreas naturales para la urbanización del terreno conllevaría la emisión del C acumulado en la vegetación y el suelo.

La selección de especies a implantar en el medio urbano juega también un papel relevante en cuanto a la efectividad de las estrategias para la mejora de la calidad del aire. En este sentido, conviene seleccionar preferentemente especies arbóreas longevas, con objeto de postergar en el tiempo el denominado Last Positive Point (LPP), o punto a partir del cual las emisiones acumuladas de C (asociadas al mantenimiento y a la descomposición de los ejemplares arbóreos) superan la cantidad de carbono almacenado. Igualmente, es positivo seleccionar especies de gran porte en la madurez, para aumentar el IAF y con ello la capacidad de absorción de contaminantes, así como especies con una tasa de crecimiento superior, ya que esto garantiza una mayor absorción de C si el árbol es eliminado prematuramente.

Las diferentes especies vegetales presentan además muy diversos índices de absorción de contaminantes (Salvador Palomo, 2003). Esta capacidad específica debe ser tenida en cuenta sobre todo si se persigue potenciar la absorción de un contaminante concreto. La figura 3.4 muestra como ejemplo la capacidad de absorción de partículas y material sedimentable aportada por diferentes especies.

Figura 3.4 Clasificación de las especies por su acumulación de materia sedimentable total (MST)



Fte.: Santiago, 2008; elaborado a partir de Salvador Palomo, 2003, p. 129

Finalmente, el mantenimiento de los espacios verdes puede constituir un factor decisivo para que la absorción de C por la vegetación urbana o periurbana sea realmente eficiente. Los árboles grandes y sanos contribuyen a eliminar entre 60 y 70 veces más contaminación que los pequeños por la diferencia en el IAF, por lo que es necesario asegurar la salud y longevidad de los árboles y evitar la sustitución innecesaria de ejemplares adultos por otros jóvenes. Asimismo, se debería basar el mantenimiento de la vegetación en prácticas que minimicen el consumo de combustibles fósiles, ya que el C liberado por los equipos de mantenimiento puede llegar a superar el C absorbido por la vegetación. En este sentido, se debería favorecer un carácter más natural en los espacios verdes, ya que requieren un menor grado de mantenimiento que los espacios basados en la jardinería tradicional.

3.2.3 Servicios ecológicos vinculados a la regulación del microclima urbano

El clima de un territorio está determinado de forma natural por factores como la latitud, la topografía, la existencia de masas de agua o la cubierta vegetal. El proceso de urbanización conlleva una modificación del clima local, dando como resultado un microclima urbano condicionado fundamentalmente por el sellado del suelo por superficies artificiales, la geometría urbana (con una fuerte estructura tridimensional que multiplica la superficie efectiva de intercambio de calor), las propiedades térmicas de los materiales de construcción, el calor y los contaminantes atmosféricos emitidos por la actividad humana, y la distribución y

abundancia de la vegetación (Bolund y Hunhammar, 1999; Kuttler, 2008). Aunque sujetas a las variaciones propias del contexto local y regional, las condiciones climáticas de los sistemas urbanos en todo el mundo son generalmente comparables (Kuttler, *op. cit*.). Para Estados Unidos, las diferencias entre el clima urbano y el del campo circundante han sido cuantificadas como sigue: la diferencia de temperatura es 0,7ºC mayor (sobre la media anual) en la ciudad, la radiación solar es hasta un 20% menor, y la velocidad del viento se ve reducida entre un 10 y un 30% (Bolund y Hunhammar, 1999). Según Tyson *et al*. (1973, citado por McPherson, 1994), los efectos térmicos locales asociados a la urbanización pueden llegar a extenderse más allá de los límites de los sistemas urbanos, como consecuencia de la influencia de las grandes metrópolis en los flujos de aire y el clima incluso a nivel regional.

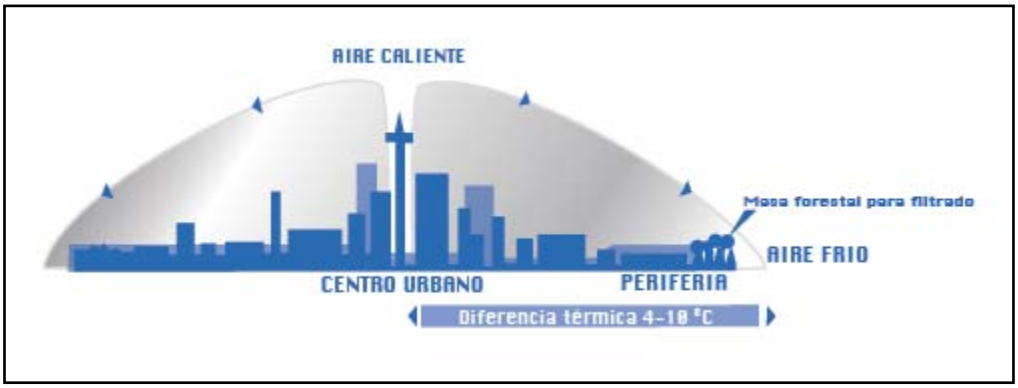
La tendencia actual de aceleración de los procesos de urbanización no hace sino incrementar la magnitud de las diferencias entre la ciudad y su entorno. Volviendo al ejemplo estadounidense, se ha observado un incremento constante de la temperatura urbana de entre 0,1 y 1,1ºC por década a lo largo de la segunda mitad del siglo XX, tendencia que podría incluso duplicar su magnitud si se cumplen las previsiones con respecto al cambio climático (McPherson, *op cit*.). El calentamiento global afectará de forma diferente a los ámbitos urbanos en función de la latitud, pudiendo salir beneficiadas en este proceso las ciudades de climas fríos, a la vez que se incrementan los problemas de confort urbano y de contaminación en las urbes de latitudes medias y bajas (Alcoforado, 2008). Según los modelos actuales de simulación del cambio climático, episodios considerados como extremos en la actualidad, como la ola de calor registrada en las ciudades centroeuropeas en el verano de 2003, pueden llegar a convertirse en fenómenos habituales a finales de siglo XXI (Endlicher *et al.*, 2006).

El fenómeno específico de distribución de la temperatura en la ciudad es conocido como *isla de calor urbano* (*urban heat island*). La estructura de la isla de calor origina una situación de inversión térmica, quedando una capa de aire caliente en forma de cúpula por debajo de una capa de aire más frío (Salvador Palomo, 2003). De esta forma, la ciudad acumula el calor generado por la estructura urbana y por las actividades humanas que se producen en su seno (ver figura 3.5). Las condiciones térmicas de un sistema urbano dependen básicamente de los usos de suelo, la estructura de las edificaciones y el tamaño de la ciudad (Kuttler, 2008). Algunos autores han propuesto fórmulas que establecen una relación directa entre la intensidad de la isla de calor y la población de la ciudad (Oke, 1973), o bien una relación inversa entre la temperatura y la distancia al centro urbano (Kim, 1989; citado por Salvador Palomo, *op. cit*). La estructura de la isla urbana presenta variaciones temporales y espaciales, siendo sus efectos especialmente sensibles en el periodo estival y en condiciones de calma. Las mayores diferencias se dan entre tres y cinco horas después de la puesta de sol, y son debidas a la variación entre las tasas de enfriamiento de los ámbitos urbano y rural; diferencias de 3-5ºC entre campo y ciudad son típicas en este periodo (McPherson, 1994).

Debido a que los distintos elementos estructurales de la ciudad (superficies asfaltadas, edificios, etc.) constituyen las interfaces térmicas entre la atmósfera y la superficie del suelo, la distribución de estos elementos en el espacio determina la existencia de distintas zonas microclimáticas dentro de la propia ciudad, cuyo efecto agregado conforma la isla de calor urbano (McPherson, 1994). El efecto de la ciudad sobre el clima, por tanto, se puede detectar a distintas escalas, desde la microescala de un parque o un entorno edificado a la mesoescala

de una región urbana. Por este motivo, existe lo que podemos denominar como "islas frescas" (*cool islands*) dentro de la ciudad, espacios que reflejan los efectos locales de determinadas densidades de urbanización o usos del suelo sobre la temperatura (Kuttler, 2008). Por ejemplo, la temperatura en el interior de un parque (para una ciudad tipo en una latitud media) puede ser de 1 a 3 grados menor que en el exterior, y su influencia se puede extender a varias centenas de metros más allá de sus límites (McPherson, *op. cit*.).

Figura 3.5 Isla de calor urbano



Fte.: Santiago, 2008; elaborado a partir de Salvador Palomo, 2003, p. 115

Los efectos de la isla de calor urbano son, principalmente (a) un aumento del consumo energético debido a la mayor demanda de electricidad para refrigeración y aire acondicionado; (b) la contribución indirecta al aumento de los niveles de contaminación atmosférica y al calentamiento global, asociados al mayor consumo de energía; (c) el aumento de la concentración de ozono en la atmósfera urbana (*smog*) debido al incremento de temperatura; y (d) una disminución de la calidad de vida de los ciudadanos, debida a la reducción del grado de confort urbano y al incremento de los problemas de salud asociados al aumento de la temperatura.

Los ecosistemas urbanos, a través de la vegetación o la presencia de láminas de agua, pueden ayudar a reducir las diferencias de temperatura entre campo y ciudad (Bolund y Hunhammar, 1999; Kuttler, 2008). El papel de la vegetación en la moderación de la temperatura urbana se manifiesta básicamente a través de dos vías: la evapotranspiración, por un lado, y el efecto de la sombra sobre las superficies y estructuras urbanas que absorben calor, por otro. La evapotranspiración del agua por las plantas ayuda a controlar el nivel de humedad y la temperatura: en un día de verano, 0,4 ha de césped pueden perder por este proceso hasta 10.800 litros de agua (Federer, 1970; citado por Hough, 1998); por su parte, un árbol puede llegar a transpirar 450 litros de agua al día, lo que equivaldría a 230.000 kilocalorías de energía de evaporación, energía que de esta forma no estaría disponible para el aumento de la temperatura del aire[6] (Federer, 1970). El efecto de un único árbol es limitado en lo que respecta a la modificación del microclima local, pero el efecto agregado que supone la existencia de amplias zonas verdes puede llegar a ser muy significativo a escala local, afectando a otras áreas urbanas mediante procesos de advección (McPherson, 1994). Los

[6] Federer asimila el efecto de la transpiración de 400 litros diarios al funcionamiento de cinco aparatos de aire acondicionado, cada uno a 2.500 Kcal/h, funcionando durante 19 horas al día. La ventaja del árbol es que no conlleva el consumo de energía eléctrica, y no genera calor en el proceso, tal y como ocurre con los acondicionadores (Federer, 1970).

estudios de Kim (1989; citado por Salvador Palomo, 2003) para la ciudad de Seúl ponen de manifiesto el papel de los espacios verdes en la reducción de la temperatura urbana; para este autor, la fuerte correlación negativa entre temperatura y superficie verde queda recogida en la siguiente expresión:

Media anual temp. = -2,64486 x Log (proporción de espacios verdes[7]) + 10,75701

Por otro lado, mediante un adecuado diseño de plantación y selección de especies arbóreas, el efecto de sombra sobre edificios y superficies urbanas puede tener una notable incidencia sobre la temperatura urbana. La plantación de árboles se puede diseñar para optimizar la provisión de sombra y el consecuente descenso de temperatura durante el periodo en que se producen los picos de consumo energético para refrigeración; para ello, las plantas deben ser ubicadas de forma que proporcionen sombra sobre los edificios durante varias horas antes de que se experimente el pico de consumo. Huang *et al.* (1987) estimaron una reducción del consumo energético anual para refrigeración de un 16% y de un 11% en el pico de consumo, como consecuencia del efecto de sombra de la vegetación en un barrio residencial en Sacramento, EEUU. Según McPherson *et al*. (1995), un adecuado tratamiento del paisaje urbano, especialmente cuidadoso en lo que respecta a la plantación del arbolado alrededor de edificios, podría proporcionar un ahorro de entre un 5 y un 15% en calefacción (mediante la reducción de la velocidad del viento) y entre un 10 y un 50% en refrigeración por aire acondicionado.

Se ha calculado que en Estados Unidos la demanda de electricidad en las ciudades aumenta un 3-4% por cada incremento de la temperatura en un grado Celsius, y que entre el 3 y el 8% de la demanda eléctrica actual sería utilizada para compensar los efectos de la isla de calor urbana (Akbari *et al.*, 1990). La estimación del papel potencial de la vegetación para todo el ámbito estadounidense indica que 100 millones de árboles urbanos maduros (tres árboles por cada hogar unifamiliar) pueden contribuir a reducir el uso de energía para frío y calor en 30 billones de kW/hora y reducir las emisiones de CO_2 en 8 millones de toneladas por año (Akbari *et al.*, 1988). Otros beneficios, como el aumento del confort urbano o los beneficios sobre la salud son quizá más difíciles de evaluar desde un punto de vista cuantitativo o monetario, aunque no por ello son despreciables. En todo caso, parece necesario profundizar en el diseño de modelos y métodos de análisis que permitan evaluar de forma más precisa el conjunto de beneficios asociados a la vegetación con respecto a la regulación microclimática.

La efectividad del servicio de regulación térmica aportado por la vegetación variará en función del contexto y de las condiciones climáticas específicas de cada lugar, por lo que la magnitud de esta función dependerá en buena medida de que las estrategias de planificación y diseño del espacio urbano sean sensibles a la casuística concreta de cada urbe. En determinados casos, la sombra proyectada sobre un edificio puede incrementar los costes de calefacción e iluminación en invierno por encima del ahorro energético en verano. Asimismo, en algunos ámbitos los problemas de escasez de recursos hídricos puedan constituir una limitación para la eficiencia del control de la temperatura por la vegetación urbana, pudiendo ser superiores los costes (económicos y ambientales) de plantación y mantenimiento de la vegetación que los beneficios derivados de la misma. Estos y otros efectos adversos

[7] *Proporción de espacios verdes*: cociente entre la superficie de espacios verdes y la superficie total de la ciudad.

potenciales (como el hecho de que la vegetación pueda dificultar la circulación de aire frío por advección), hacen que sea fundamental introducir criterios específicos para la distribución del arbolado urbano, la ordenación (extensión, estructura y localización) de las zonas verdes, y la selección de especies adaptadas a cada caso, con el objetivo de materializar las potencialidades de ahorro expuestas anteriormente y evitar efectos indeseados e incluso contrapuestos a los perseguidos (McPherson *et al.*, 1995).

Como recomendaciones genéricas, para un clima frío las iniciativas de plantación urbana estarán orientadas a proteger los edificios de los vientos fríos sin impedir el acceso de la radiación solar. En estos casos, la vegetación en áreas residenciales deberá ser densa, predominando las especies de hoja caduca en el ala oeste de los edificios así como en calles, acerados y aparcamientos, mientras que la cara sur deberá estar despejada de vegetación. En ámbitos cálidos, la vegetación en general será más abierta, permitiendo la ventilación natural bajo las copas de los árboles, y predominando especies de hoja perenne que emitan sombra preferentemente en las caras este y oeste de los edificios. En áreas templadas la planificación debe combinar de forma racional los criterios utilizados en los casos anteriores, en función de que se considere prioritario potenciar el ahorro energético en verano o invierno (McPherson *et al*., *op. cit*.).

3.2.4 Servicios ecológicos ligados al mantenimiento de la biodiversidad

El paisaje urbano es un paisaje optimizado desde el punto de vista económico, diseñado para funcionar de forma efectiva en cada uno de sus componentes (las diferentes formas de uso de suelo) pero no de una forma integral, como unidad (Breuste, 2004). Esto hace que el proceso de urbanización suponga una importante alteración de la estructura y la dinámica ecológica del territorio sobre el que se asienta, con una consecuente modificación de la biocenosis asociada al mismo. Los dos factores fundamentales de este proceso son la fragmentación del paisaje, que es transformado en un complejo mosaico de usos de suelo de naturaleza heterogénea, y el desarrollo de múltiples vectores de perturbación que afectan a la flora y la fauna. Entre ellos, podemos citar: la modificación del clima local; la presencia de contaminantes químicos en aire, agua y suelo; la alteración y compactación del sustrato edáfico y el predominio de las superficies artificiales; y numerosos impactos de carácter puntual como la concentración de sales antihielo, los focos puntuales de calor (respiraderos, equipos de aire acondicionado), los efectos directos de la presencia humana (pisoteo de la vegetación y otros daños asociados al uso público o el mantenimiento de los espacios verdes) o de determinadas actividades económicas (construcción, industria), etc.

La combinación de estos factores convierten a la ciudad en un nuevo medio ecológico, con una composición de especies y un abanico de hábitats particular y específico. Un medio que, al contrario de lo que podría parecer, alberga un considerable nivel de biodiversidad, como ha quedado demostrado a raíz de numerosos estudios. Por citar algunos ejemplos, según Sukopp y Werner (1991) los mapas de vegetación realizados por el sistema de gradientes en Cambridgeshire y la Baja Sajonia del Sur han demostrado que existe una mayor cantidad de especies distintas en el espacio urbano, especialmente en sus límites, que en un espacio de igual dimensión situado en el medio natural. En el área del Gran Londres se ha llegado a localizar un 61% de las especies catalogadas en Gran Bretaña, y más específicamente

un 62% de los mamíferos terrestres (Sukopp y Werner, 1991). Las especies de plantas superiores registradas en la ciudad rusa de Astrakán suponen el 48% de las especies presentes en todo el Delta del Volga (S'alnikov y Pilipenko, 2005). El número de especies animales que han sido identificadas en Varsovia es de 4.100, lo cual representa un 12% del total de las registradas para el conjunto de Polonia; se estima que el número real de especies para la capital polaca puede situarse entre las 6.000 y las 7.000, incluyendo unas 320 especies de vertebrados lo cual encaja dentro del rango habitual estimado para las grandes ciudades europeas, que oscilaría entre las 5.000 y 10.000 especies animales, incluyendo entre 300 y 400 especies de vertebrados (Luniak, 2008).

Berlín es una de las ciudades cuya biodiversidad urbana ha sido sometida a un estudio más profundo. Zerbe *et al.* (2003) señalan que la elevada diversidad de especies vegetales encontrada en la capital alemana estaría relacionada con los siguientes factores: el papel de las plantas nativas como *pool* de especies para la región geográfica considerada; la heterogeneidad de las aglomeraciones urbanas, debido a la variedad y diversidad de asentamientos humanos y patrones de uso del suelo, la antigüedad de los asentamientos; el alto porcentaje de especies no nativas; y la evolución de nuevos taxones, que tiene lugar especialmente en lugares de origen antropogénico. Según diversos autores (Duhme y Pauleit, 1998; Stadler *et al*., 2000), la variedad de hábitats que ofrece la ciudad (parques y jardines, cementerios, áreas de recreo, espacios remanentes de vegetación natural como masas forestales o restos de vegetación riparia, solares abandonados y espacios para la construcción con suelo desnudo) es la causa principal del alto grado de biodiversidad existente (Deutschewitz *et al*., 2003). La diversidad de condiciones en el medio urbano resulta más favorable para el desarrollo de un mayor número de especies animales y vegetales que otros espacios del entorno, como las áreas agrícolas de uso intensivo y de carácter monótono, o incluso las áreas forestales donde determinados factores como la luminosidad actúan como limitantes (Deutschewitz *et al*., *op. cit*.).

A tenor de los resultados de diversos estudios, un nivel moderado de perturbación, como el que experimentan muchos de los espacios urbanos anteriormente mencionados, favorece una mayor riqueza de especies, como demuestran Blair (1996, 2001) o Marzluff (2005) para el caso de la avifauna urbana, Blair y Laurner (1997; citado por Shochat *et al.*, 2004) para el caso de las mariposas, y Shochat *et al.* (2004) para las arañas. Estos resultados encajan con la denominada hipótesis de la perturbación media (Grime, 1979). En consonancia con dicha hipótesis, mientras que en las áreas con un mayor grado de naturalidad dominan las especies nativas y en las áreas más intensamente urbanizadas predominan las exóticas, en las zonas con un grado medio de urbanización es posible encontrar una mayor diversidad, compuesta simultáneamente por ambos tipos de especies (Marzluff, 2005). Faggi *et al.* (2006) confirman esta misma hipótesis para el área metropolitana de Buenos Aires, remarcando además que las áreas con un moderado grado de urbanización representan un menor impacto en la biodiversidad que, por ejemplo, las zonas periféricas sometidas a una agricultura intensiva.

En todo caso, la validez de la hipótesis de perturbación media no tiene un carácter universal. A través de la revisión de la literatura científica, McKinney (2008) encuentra diferencias significativas para diversos grupos: para el caso de las plantas, la mayoría de los estudios consultados (sobre el 65%) muestra un incremento de especies en zonas de

moderado desarrollo, mientras que sólo lo hace una parte pequeña (sobre el 30%) en el caso de los invertebrados y una pequeña minoría (sobre el 12%) en el caso de mamíferos, anfibios y reptiles. En todos los estudios consultados por el autor, no obstante, la riqueza de especie alcanza sus valores mínimos en las zonas con un máximo grado de urbanización.

Es importante, como sugiere Blair (1996, 2001), no limitar el análisis de la biodiversidad urbana al número de especies existente en la ciudad, debiéndose prestar también atención a aspectos cualitativos de la flora y la fauna tales como la proporción entre especies nativas y exóticas, o la conservación de especies amenazadas o de interés. En la mayoría de los casos, la composición de la flora y la fauna urbanas difieren de la correspondiente al contexto biogeográfico de la ciudad. Según diversos autores (Kowarik, 1995; Pysek *et al.*, 1998; Stadler *et al*., 2000; McKinney, 2002; Deutschewitz *et al*., 2003), ciertas características de los ecosistemas urbanos como son la alta disponibilidad de nutrientes, la existencia de un clima más cálido, la elevada luminosidad, las alteraciones en la estructura del suelo o la introducción de especies ornamentales exóticas, contribuyen a la presencia en la ciudad de una enorme riqueza de especies vegetales no nativas. En una ciudad media centroeuropea hay un 40,3% de especies exóticas, entre arqueófitas (15,2%) y neófitas (25,2%), frente a un 59,7% de especies nativas. Son datos que contrastan con los valores globales estimados para la flora de centroeuropa, que muestran un 6,8% de arqueófitas, un 19,7% de neófitas y un 73,5% de especies nativas (Pysek, *op. cit*.). Las especies neófitas aumentan su número y su proporción con respecto a las especies nativas conforme aumenta el tamaño de la ciudad, lo que hace pensar que son el grupo más estrechamente vinculado a la actividad urbana. Las arqueófitas, en cambio, aumentan su presencia en poblaciones por debajo de un cierto umbral de tamaño, por encima del cual su incidencia se ve reducida significativamente; esto se debe a que su presencia está notablemente relacionada con la existencia de hábitats propios de los asentamientos rurales tales como tierras de cultivo, campos abandonados, etc. (Pysek, *op. cit.*).

La alta proporción de especies exóticas en el ecosistema urbano se relaciona con el fenómeno de homogeneización biológica asociado a la ciudad (McKinney, 2005). Con independencia del contexto geográfico en que se ubican, las ciudades presentan una estructura ecológica y unas condiciones ambientales similares, que favorecen el desarrollo de una flora y una fauna parecidas. Blair (2001) confirma el efecto de estos condicionantes en el proceso de homogeneización, mostrando mediante el estudio de dos ecorregiones en EEUU la existencia de unos patrones similares que permiten predecir la composición de la avifauna urbana en función de la intensidad de la urbanización. La potenciación de los procesos de dispersión asociada a la intensificación del transporte a escala global o la utilización de especies similares de vegetación ornamental en parques y jardines son factores que facilitan el fenómeno de la homogeneización. Algunas especies animales sinantrópicas, perfectamente adaptadas a las condiciones particulares de los centros urbanos, tienen una distribución cosmopolita; entre ellas se pueden citar el ratón común (*Mus musculus*), la paloma bravía (*Columba livia*), el estornino (*Sturnus vulgaris*), o el gorrión (*Passer domesticus*) (McKinney, 2005). En el caso de la vegetación, el medio urbano favorece especialmente la presencia de especies pioneras (con alta tasa de reproducción, corto ciclo vital y gran amplitud ecológica) y ruderales (adaptadas a un cierto grado de perturbación antrópica), así como especies xerotérmicas, adaptadas a las temperaturas elevadas y la escasez de humedad (Sukopp y

Werner, 1991); por este motivo, las especies no nativas de las ciudades centroeuropeas tienen su origen principalmente en regiones más cálidas (Pysek, 1998).

Sin embargo, un estudio desarrollado sobre la flora urbana en Italia hace plantear serias dudas sobre el carácter universal del proceso de homogeneización (Celesti Grapow y Blasi, 1998). La cobertura vegetal de las ciudades italianas estudiadas refleja las características específicas de la región fitoclimática correspondiente (corología, formas de vida, biodiversidad), mientras que el grado de similitud entre la flora de las distintas ciudades es relativamente bajo. El porcentaje de especies no nativas se sitúa en todos estas urbes por debajo del 20%, con excepción del caso de Milán, que se acerca a los valores de las ciudades centroeuropeas. Los autores indican varias causas posibles para este hecho. Por un lado, las especies de la cuenca mediterránea muestran un carácter de pre-adaptación a las perturbaciones de tipo antropogénico; de hecho, algunas de estas especies tienen un gran potencial invasivo, actuando como invasoras en otros contextos geográficos. Por otro lado, muchas especies mediterráneas están bien adaptadas a condiciones de estrés ambiental características del medio urbano, como la limitación de agua, las altas temperaturas y la alta luminosidad; por ello, la isla de calor urbano no parece constituir aquí un factor tan determinante de la biodiversidad urbana como en regiones más septentrionales. Por último, la estructura del mosaico urbano presenta en muchos casos buenas conexiones entre las distintas áreas verdes urbanas, así como entre éstas y las áreas naturales y rurales de la periferia, lo que significa un menor aislamiento del medio urbano con respecto a espacios externos que actuarían como fuente de especies locales. El estudio de la vegetación urbana de la ciudad de México también muestra un bajo porcentaje de especies no nativas (20%) que igualmente contrasta con los datos que apuntan a la homogenización biótica urbana (Pysek, 1998).

En cualquier caso, parece que es necesario desarrollar estrategias para la potenciación de la flora y la fauna nativas en el contexto urbano y defender la biodiversidad local o regional frente a los impactos asociados al crecimiento urbano. Esto estaría vinculado con el objetivo de conservar el valor como “lugar”, como espacio único, de la ciudad, frente a la progresiva uniformidad de los desarrollos urbanos, y de conseguir este fin a través no sólo de la arquitectura y de la protección del patrimonio cultural, sino también del mantenimiento de una biodiversidad urbana acorde con el contexto biogeográfico de cada ciudad. La naturaleza urbanizada puede adquirir así un valor patrimonial, al representar las características naturales particulares de un territorio y, al mismo tiempo, como reflejo de la evolución histórica del paisaje urbano (Maurer *et al.*, 2000).

Es evidente que el espacio libre juega un papel básico en el mantenimiento de la biodiversidad en el contexto urbano y metropolitano. A pesar de la existencia de especies de flora y fauna asociadas a edificios, muros y otras estructuras antrópicas, el mayor interés desde un punto botánico y zoológico lo ofrecen los espacios abiertos que permiten el desarrollo de biotopos de carácter más o menos natural. En este sentido, Sukopp y Werner (1991) destacan el papel de las zonas verdes tradicionales, como parques y jardines, pero también el de las zonas baldías y solares abandonados, en las que, debido a una total ausencia de mantenimiento, los procesos espontáneos de colonización y sucesión en unión con otros factores (el estado del suelo, las condiciones atmosféricas o la calidad del aire) determinan la

configuración de una típica biocenosis ruderal urbana. Los estudios de tipo comparativo demuestran que estos espacios ofrecen una mayor diversidad de especies que los parques y zonas sometidas a mantenimiento, y apuntan a que el grado de utilización, control y mantenimiento de un espacio tiene una mayor relevancia para la configuración de la flora y la fauna que otros factores como la localización, la edad o el tamaño. Por último, Sukopp y Werner (*op. cit.*) resaltan también el interés especial que presentan los espacios ubicados en las zonas de transición entre campo y ciudad, debido a su menor nivel de tensión ambiental con respecto al centro urbano, así como a la conjunción de especies propias del medio rural con aquellas adaptadas al medio urbano y a los espacios de transición.

Aparte del tipo y la intensidad de uso y de mantenimiento, se puede hablar de tres elementos clave que contribuyen a explicar la riqueza y composición de las especies de un espacio determinado: la localización, sobre todo en relación al gradiente urbano-rural; la configuración del espacio, especialmente con respecto al efecto borde; y el tamaño, sobre todo en función de la problemática SLOSS[8]. Estos factores deben ser tenidos en cuenta también a la hora de diseñar la planificación del espacio libre, si se pretende incluir dentro de los objetivos de ordenación la conservación y el fomento de la biodiversidad urbana y metropolitana.

Dentro del territorio metropolitano, existe una gran variabilidad con respecto a las condiciones ambientales y las presiones antropogénicas a las que deben hacer frente la flora y la fauna. En términos generales, se puede establecer una clasificación zonal del medio urbano en función de la capacidad de cada ámbito para mantener un cierto grado de diversidad. La clasificación de Sukopp y Werner (1991) es extremadamente simple (y probablemente no universalizable), pero refleja de forma bastante intuitiva la existencia de un gradiente de intensidades de uso del suelo entre la periferia y el centro urbano; estos autores dividen la ciudad en: (a) centro urbano, (b) zona de urbanizaciones, salpicada de jardines y pequeñas áreas verdes, (c) zona de edificación dispersa, con predominancia de viviendas aisladas y (d) zona industrial. El análisis de las comunidades bióticas a través de un gradiente es un enfoque común en ecología, y ha sido aplicado en diversos estudios al análisis de los factores complejos que confluyen en el medio urbano y determinan la existencia de una biocenosis urbana (McDonnel *et al*., 1997; Luck y Wu, 2002; Zhang *et al*., 2004; Wania *et al*., 2006). En relación a la vegetación espontánea, se observa una mayor diversidad en los espacios comprendidos en la transición entre el centro y la periferia urbana, donde el mosaico de usos de suelo es más heterogéneo y donde se registran frecuencias e intensidades más moderadas de perturbación sobre los biotopos urbanos. En lo que respecta a la fauna, al menos en el caso de las aves, se encuentran resultados parecidos, con una mayor abundancia de aves y riqueza de especies en los espacios sometidos a un grado moderado de perturbación y con una mayor heterogeneidad espacial y de usos, dado que ofrecen una mayor abundancia y una más amplia gama de recursos disponibles (ver figuras 3.6 y 3.7). El gradiente urbano-rural afecta no sólo a la riqueza de especies sino que también modifica la proporción entre especies nativas y exóticas: conforme se avanza hacia el centro de la ciudad y a medida que aumenta la intensidad de los usos urbanos, se produce un descenso progresivo de las especies nativas en

[8] SLOSS: "Single Large or Several Small". Hace referencia al debate establecido sobre la conveniencia de centrar los esfuerzos para la conservación de la biodiversidad en la protección de un único espacio de gran tamaño o de varios espacios de menor tamaño.

beneficio de las no nativas, mejor adaptadas a las condiciones ambientales de este entorno (ver tabla 3.3).

Tabla 3.3 Atributos de la flora vascular urbana en diversas zonas del antiguo Berlín Occidental

Parámetros florísticos	Zonas			
	Desarrollo de alta densidad	Desarrollo de baja densidad	*Margen* interior	*Margen* exterior
Especies por km^2	380	424	415	357
Número de especies raras por km^2	17	23	35	58
Especies no nativas (%)	49,8	46,9	43,4	28,5
Especies nativas (%)	50,2	53,1	56,6	71,5
Anuales (%)	33,6	30,6	33,4	18,9
Cobertura vegetal total (%)	32	55	75	95

Fte.: Kunik, 1974; tomado de Zerbe *et al*., 2003, p. 144.

Figura 3.6 Número de aves (individuos) por ha en función del uso de suelo

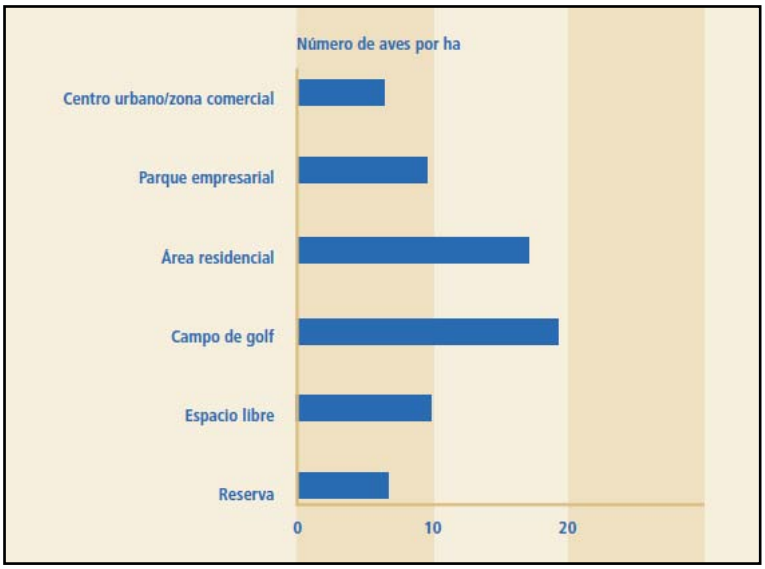
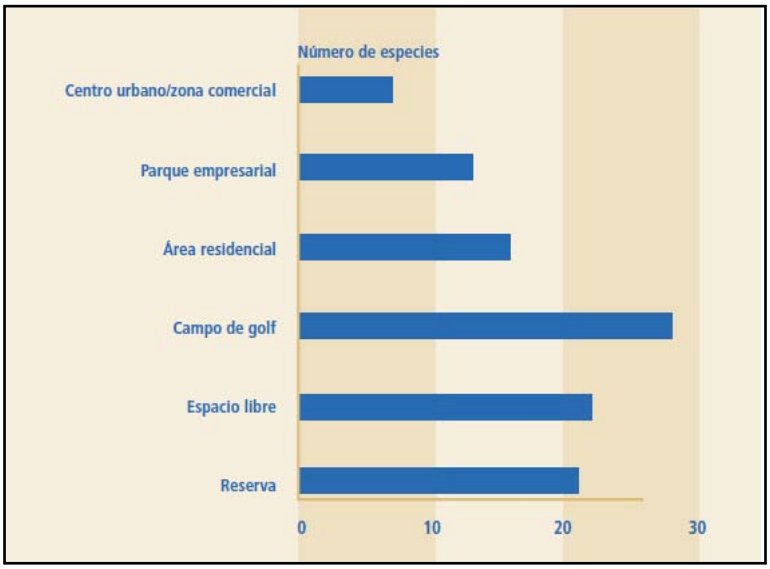


Figura 3.7 Número de especies de aves por ha en función del uso de suelo



Fte.: Santiago, 2008; elaborado a partir de Blair, 1996, p. 515. Resultados obtenidos a partir del censo de poblaciones estivales a través de un gradiente urbano en Santa Clara County, California, EEUU.

En el caso de masas forestales o espacios de carácter natural o seminatural ubicados en un contexto urbano o metropolitano, es posible observar un gradiente ecológico desde el núcleo del espacio hasta el entorno circundante. A la largo de la zona de transición entre ambos medios se produce una variación gradual de diversos factores, como pueden ser las características microclimáticas, el grado de luminosidad, el impacto de la contaminación, o el impacto directo producido por la presencia humana, así como de efectos acumulativos fruto de la combinación de los anteriores. Todos estos factores contribuyen a crear una serie de condiciones que favorecen el establecimiento de especies distintas a las del hábitat interior. Tal y como establece la hipótesis del *efecto borde* (*edge effect*), en los ecotonos la biodiversidad es mayor que en los medios adyacentes (Godefroid y Koedam, 2003a). Así, el efecto borde en un bosque periurbano puede contribuir a la coexistencia de especies vegetales mediante la provisión de gradientes microambientales y de perturbación complejos, a lo largo de los cuales se ubican diferentes grupos funcionales y especies particulares, incluso especies con un alto valor de conservación (Godefroid y Koedam, *op. cit*.). Sin embargo, hay que tener en cuenta que el efecto borde potencia a su vez la penetración de especies invasoras, por lo que es necesario limitar su alcance en los espacios naturales o seminaturales de cara al mantenimiento de un hábitat interior de calidad. Esto es especialmente importante en aquellos espacios sometidos a algún régimen de uso público, dado que la fragmentación del entorno a través de senderos o caminos contribuye a potenciar dicho efecto.

Es necesario tener en cuenta también el efecto borde en relación a la configuración espacial y la dimensión de los espacios libres. Un espacio de pequeña extensión tendrá comparativamente más superficie sometida a este efecto que un espacio de gran tamaño, que podrá mantener una mayor proporción de hábitat de interior. El papel del área (tamaño, forma y posibilidad de subdivisión) en la conservación es un tema ampliamente abordado y sujeto a debate. Algunos estudios desarrollados en este campo coinciden en que las grandes extensiones son mejores para la conservación de la flora, si bien la mayoría de los autores que han abordado esta cuestión consideran más beneficioso la provisión de un conjunto de áreas de menor tamaño (Godefroid y Koedam, 2003b). Una serie de pequeños espacios forestales distribuidos en un entorno urbanizado puede albergar en conjunto una mayor diversidad de especies que una extensión similar de una o varias masas forestales de gran tamaño; proporcionan, además, otras ventajas, como puede ser su función como espacios de interconexión entre manchas de mayor tamaño, o una mejor distribución de los beneficios ligados a estas áreas para los ciudadanos. Sin embargo, Godefroid y Koedam (2003b) encuentran que en el caso de los ecosistemas forestales la provisión de refugios de grandes dimensiones es esencial para minimizar las tasas de extinción y proporcionar a determinadas especies posibilidades significativas de supervivencia.

Está claro que en las estrategias de conservación no se debe considerar como único parámetro a potenciar la diversidad global de especies, sino que hay que analizar de forma concreta los requerimientos ecológicos de las especies que presenten un mayor interés para su conservación. De esta forma, no sería posible establecer a priori si es mejor un modelo basado en pocas áreas de carácter natural pero de gran tamaño, o un mayor número de áreas

de menor tamaño, sino que habría que adaptarse a las peculiaridades de cada caso. Como sucede con los servicios ecológicos abordados en apartados anteriores, las estrategias de planificación del espacio libre orientadas al fomento de la biodiversidad exigen un reconocimiento previo de la realidad particular del territorio a abordar, a fin de desarrollar objetivos y criterios específicos de ordenación en función de los condicionantes y las potencialidades particulares del medio.

3.2.5 Servicios ecológicos vinculados con el uso público

La funcionalidad social del espacio libre en la ciudad es ampliamente reconocida y ha sido abordada con mayor frecuencia (Balram y Dragicevic, 2005) que la funcionalidad ambiental que hemos ido exponiendo en los apartados anteriores. Las zonas verdes, sean de origen natural o artificial, proporcionan al ciudadano notables beneficios al actuar como fuente de relajación y bienestar psicológico, como entorno idóneo para las actividades de ocio y deporte, o como espacio para la integración social y la creación de un sentimiento de comunidad (Balram y Dragicevic, *op. cit*.). Es claro que los ciudadanos valoran más los espacios verdes por toda esta gama de servicios de naturaleza inmaterial que por los beneficios de carácter productivo que se puedan derivar de los mismos (Chiesura, 2004; Vejre *et al.*, en prensa), inclusive en el caso de espacios sometidos a explotación económica, como sucede con numerosas masas forestales urbanas o periurbanas (Tarrant y Cordell, 2002; Tyrväinen, 2001).

Una parte de esta funcionalidad pública está estrechamente ligada a la presencia de la vegetación o, de forma más exacta, al carácter *natural* del espacio libre, una relación que tiene que ver fundamentalmente con los vínculos psicológicos y culturales que el hombre mantiene con la naturaleza. La necesidad de contacto con lo *natural* que, en opinión de Kaplan y Kaplan (1989, citado por Chiesura, 2004), experimenta el ser humano, se ve suplida en el medio urbano por la presencia parques, jardines y demás zonas verdes; en estos espacios, el ciudadano encuentra valores tradicionalmente ligados a la noción de naturaleza como son la belleza, la tranquilidad o la sensación de libertad y evasión del estrés propio de la ciudad. Estos beneficios de tipo psicológico y *espiritual* derivados del verde urbano contribuyen de forma significativa a mejorar la calidad de vida de los ciudadanos, la cual en esencia es una pieza clave de la sostenibilidad urbana (Chiesura, *op. cit*.).

El valor que los habitantes de la urbe otorgan a la presencia de espacios y elementos de carácter más o menos natural en la ciudad ha quedado patente a través de numerosos estudios basados en la realización de encuestas, que constituye el método de análisis más frecuente en esta materia. Sin embargo, esta realidad también es puesta de relieve a través de investigaciones de índole económica. Por ejemplo, diversos estudios basados en el cálculo del denominado "valor hedónico"[9] de los espacios verdes y del paisaje urbano demuestran que ambos factores tienen una incidencia significativa en el precio final de una vivienda (ver, por ejemplo, Geoghegan *et al*., 1997; Geoghegan, 2002; Bengochea, 2003). El incremento de precio viene a reflejar de forma indirecta la preferencia de los ciudadanos por habitar en un lugar donde la naturaleza esté presente, ya sea en forma de parques y jardines o como componente del entorno periurbano. En este sentido, es significativo el hecho de que a

[9] El cálculo del valor hedónico (*hedonic value*) es una estimación indirecta del valor ambiental de un entorno a través del cálculo de la influencia del medio en el valor de mercado de un bien (Bengochea, 2003, p. 36).

menudo las estrategias de promoción de urbanizaciones de viviendas con jardín, generalmente localizadas en los ámbitos de transición entre los medios urbano y rural, hagan hincapié en los beneficios de disfrutar de un entorno más natural, como factor esencial para una mejor calidad de vida.

Es importante tener en cuenta qué tipo de naturaleza (y en qué grado) desean los ciudadanos para su entorno vital. La percepción y la actitud hacia los espacios naturales en la ciudad dependen en gran medida del contexto geográfico y cultural, e incluso presenta variaciones entre diferentes grupos de edad (Jorgensen y Anthopoulou, 2007; Mäkinen y Tyrväinen, 2008), por lo que es arriesgado hacer generalizaciones. Sin embargo, se puede aventurar la hipótesis de que los habitantes de las urbes occidentales dan cada vez un valor mayor a la naturaleza *per se*, con independencia de su utilidad "práctica" para el ser humano. Esta tendencia emergente, vinculada a los conceptos de *biocentrismo* o *nueva biofilia*, parece poner de manifiesto un cambio en la mentalidad de los ciudadanos asociado al advenimiento de la denominada sociedad post-industrial (Tarrant y Cordell, 2002); una nueva etapa en la evolución histórica de la relación hombre – naturaleza, que contrasta con las fases anteriores basadas en la *conquista* y el *dominio* del medio natural. Parece lógico que esta evolución de la actitud hacia la naturaleza vaya acompañada de un cambio paralelo en la percepción de la naturaleza urbana, que exija nuevas formas de diseño y planificación del espacio libre y nuevas posibilidades de interacción con el entorno alejadas de los planteamientos del tradicional enfoque ornamental (fuertemente ligado a la idea de "dominio sobre la naturaleza").

Esta realidad queda constatada en un amplio número de estudios, si bien es claro el predominio de las investigaciones realizadas en países nórdicos (muestra, quizá, de una singular preocupación cultural por esta cuestión). De Groot y Van der Born (2003) señalan que en los países occidentales en general, y en los altamente urbanizados en particular, se percibe actualmente un elevado nivel de *aprecio* por la naturaleza (*nature-friendliness*) entre la ciudadanía. En Suecia y Noruega, alrededor del 80% de los encuestados reconoce el valor intrínseco de la naturaleza, esto es, el derecho de la naturaleza a existir independientemente de los bienes y servicios que proporciona a la humanidad; en Holanda, este porcentaje asciende generalmente al 90% o incluso lo supera (De Groot y Van den Born, *op. cit*.). Tarrant y Cordell llegan a conclusiones similares a través de un estudio de la valoración ciudadana de un conjunto de masas forestales en EE.UU. (Tarrant y Cordell, 2002). Estos estudios apuntan a que los sentimientos de protección y de deseo respecto a la naturaleza se experimentan de forma particularmente significativa en contextos sometidos a procesos de rápida urbanización. El sentimiento de protección se plasmaría por ejemplo, en la voluntad o disposición al pago de la ciudadanía por la conservación de espacios naturales frente al desarrollo urbanístico: por ejemplo, un estudio realizado por Tyrväinen en dos áreas urbanas de Finlandia muestra que la mitad de la población estaría dispuesta a pagar por la conservación de los bosques urbanos frente al crecimiento urbanístico, porcentaje que asciende por encima de las dos terceras partes de la población si se permitiera el uso recreativo de estas áreas (Tyrväinen, 2001). El deseo de naturaleza es, según recoge un estudio realizado por Chiesura (2004) en Holanda, uno de los principales motivos que llevan a los ciudadanos a acudir a un parque público. También en Holanda, De Groot y Van der Born (*op. cit.*) indican que el tipo de naturaleza preferido en la actualidad por los ciudadanos se acerca más a la categoría de "naturaleza en estado salvaje" que a la naturaleza domesticada o al paisaje asociado a la jardinería

tradicional; al mismo tiempo, el tipo de relación con el entorno más valorado por la ciudadanía correspondería con la categoría de "participación e interacción" con el medio natural, por encima de otras categorías relacionadas con la explotación, el dominio o la contemplación. Como indican estos autores, estas preferencias se circunscriben en última instancia a un plano ideal, imposible de trasladar al entorno cotidiano de los ciudadanos, pero en cualquier caso constituyen un indicador valioso de una nueva actitud frente a la naturaleza. La creciente frecuencia con que los ciudadanos se desplazan fuera del entorno urbano para disfrutar de un contacto directo con la naturaleza es probablemente la más clara manifestación de esta percepción.

La provisión de espacios urbanos o periurbanos con un mayor grado de naturalidad no sólo satisface en mayor medida la necesidad de contacto con la naturaleza: también supone una excelente oportunidad para el desarrollo de nuevas funciones asociadas al uso público, como la educación ambiental y el conocimiento por parte de los ciudadanos de los valores naturales propios del contexto geográfico en que se ubica la ciudad. La posibilidad de realizar actividades didácticas en un entorno natural, la experiencia directa de los ciclos naturaleza, el reconocimiento de especies autóctonas de flora y fauna, etc., son recursos de gran valor para la formación de una conciencia medioambiental, especialmente en el caso de las nuevas generaciones. La introducción de criterios ecológicos en el diseño de los espacios verdes de nueva creación, así como la conservación de los espacios naturales existentes y su correcta integración con los nuevos desarrollos urbanos, permiten el mantenimiento o la reproducción de una vegetación natural o seminatural específica de cada ámbito geográfico. Como se ha mencionado anteriormente, este factor contribuye a dotar a la ciudad de una mayor personalidad propia frente al proceso de homogenización global del paisaje urbano, a la vez que proporciona al ciudadano una mayor sensación de lugar, potenciándose el sentimiento de identificación del habitante de la ciudad con su propio entorno vital.

Existen, no obstante, ciertos factores que pueden contrarrestar los beneficios del uso público ligado a la naturalidad de los espacios libres. La sociedad urbana está siempre en evolución, por lo que es necesario asumir los retos impuestos por los cambios en el estilo de vida de la población, las nuevas tendencias emergentes en el uso del tiempo libre o la reestructuración de las comunidades urbanas. También son factores a tener en cuenta la disponibilidad de fondos suficientes para el mantenimiento en buen estado de los espacios y las instalaciones, los daños producidos por el vandalismo, y la sensación de inseguridad asociada a la percepción de algunas zonas verdes, especialmente en los casos en que éstas presentan un carácter más natural (Jorgensen y Anthopoulou, 2007; Lyytimäki *et al.*, 2008). Estos retos pueden ser afrontados a través de un buen diseño y ordenación de los espacios y una adecuada gestión, adaptada a las necesidades y preferencias específicas de los ciudadanos. No hay que subestimar tampoco el papel que puede jugar en este sentido la introducción de enfoques innovadores y creativos. Existen ejemplos exitosos de revitalización de espacios libres basados en la promoción de actividades de agricultura urbana[10] (Hough, 1998); en el fomento de la participación directa de los usuarios en la gestión y mantenimiento de las zonas verdes, cada vez más demandada por los ciudadanos (Balram y Dragicevic, 2005;

[10] Como ejemplo de huertas urbanas con finalidad social y ambiental, cabe citar diversos proyectos existentes en el ámbito de Sevilla, como son los huertos de Miraflores, San Jerónimo, Torreblanca, Tamarguillo y la Huerta del Rey Moro.

Colding *et al.*, 2006; Ernstson *et al.*, 2008; Stephan *et al.*, en prensa), o en el desarrollo de estrategias que permitan un reforzamiento de la comunidad local a través del espacio público. De otra forma, lo que con unos planteamientos adecuados podrían llegar a ser espacios vivos con una importante funcionalidad social y ambiental, pueden convertirse finalmente en verdaderos *vacíos urbanos*, lo que habitualmente conduce a su progresivo deterioro.

3.3 Estrategias para el fomento de los servicios ecológicos

Con demasiada frecuencia, la importancia de los servicios ecológicos no es totalmente reconocida hasta que no se han perdido, principalmente a causa del deterioro de los sistemas que los proveen. Por norma general, el capital natural y los servicios ecológicos que de él se desprenden suelen estar infravalorados (por parte tanto de los actores públicos como privados), y en muchos casos son directamente ignorados en los procesos de toma de decisiones. La infravaloración de los servicios puede identificarse por ello como un factor determinante en el proceso de degradación de los ecosistemas a escala global. El origen de este problema estaría vinculado para muchos autores con el aislamiento que presentan las funciones ecosistémicas con respecto a los mecanismos tradicionales de mercado, pero también tiene mucho que ver la dificultad asociada a cualquier intento de cuantificar de forma precisa su contribución específica al bienestar humano. Según Daily *et al.* (2009), aún no se han desarrollado de forma suficiente ni la base científica ni los mecanismos políticos y de financiación necesarios para incorporar los servicios de la naturaleza a las estrategias de intervención pública, en lo que respecta tanto a la regulación de los usos del suelo como a la conservación de los recursos naturales a gran escala.

En todo caso, sí es posible detectar avances en este tema en años recientes. Por ejemplo, el proyecto de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio ha supuesto un impulso para el desarrollo de estrategias orientadas a materializar el marco teórico de los servicios ecológicos a través de políticas efectivas (Hassan *et al.*, 2005). Más aún, la revisión de casos prácticas recogidos en la literatura científica permite identificar un amplio abanico de iniciativas disponibles para la actuación pública. En un plano tradicional, se puede recurrir a políticas de tipo "vertical" (*top-down*), como la declaración de reservas naturales, el establecimiento de normas restrictivas para la conservación de zonas o procesos de alto valor, o el diseño de medidas económicas de corte clásico, como las derivadas del principio "quien contamina paga"). En este caso, se trata de estrategias orientadas a proteger a los principales sistemas proveedores de servicios, partiendo de los presupuestos tradicionales de la conservación de la naturaleza. Por otro lado, existe toda una gama de políticas de carácter "horizontal" como, por ejemplo, el establecimiento de nuevos mercados que den cabida a los servicios ecológicos, o como el diseño de mecanismos de financiación para promover la potenciación de los procesos ecológicos en espacios de titularidad privada. Son estrategias con un enfoque menos restrictivo, que tratan de incorporar el concepto de servicio ecológico en la dinámica habitual de los sistemas socioeconómicos y en el ámbito de las decisiones de los agentes privados. Como muestra de toda esta variedad de iniciativas, la tabla 3.4 presenta algunos ejemplos de políticas y medidas aplicadas actualmente, ordenadas en función del carácter más o menos directo de los mecanismos económicos implicados.

Algunos estudios han profundizado en el análisis de la implementación del concepto de servicio ecológico en diversos campos de intervención de los poderes públicos. Egoh *et al.*

(2007), por ejemplo, se han centrado en el ámbito de las iniciativas de conservación de la naturaleza, fundamentalmente ligadas a iniciativas de planificación en áreas de alto valor natural. A través de un análisis de los artículos publicados sobre esta materia a partir de 1998 (un año después de la aparición del trabajo seminal de Daily, considerado por los autores como fecha de referencia), Egoh *et al.* (*op. cit.*) detectan un importante distanciamiento global entre la teoría y la práctica. De los 88 casos analizados por estos autores, 20 hacen referencia al concepto de servicio ecológico, y de éstos, sólo 7 llegan a implementarlo en el plano aplicado. La falta de materialización práctica de los presupuestos teóricos puede deberse, al menos en parte, a la falta de datos y herramientas metodológicas eficaces para la cartografía de servicios ecológicos; disponer de instrumentos eficaces en este sentido ayudaría a localizar las fuentes de los servicios, los destinatarios y las amenazas reales y potenciales para los procesos en juego (Balvanera *et al.*, 2001). Por este motivo, las llamadas a la necesidad de desarrollar metodologías para incorporar esta perspectiva en las estrategias de conservación son relativamente abundantes (Balvanera *et al.*, *op. cit.*; Singh, 2002; Egoh *et al*., *op. cit.*).

Tabla 3.4. Incentivos para el fomento de servicios ecológicos

Tipo de incentivo económico	Estrategias	Ejemplos
Nulo / menos directo ↓ Más directo	Exclusión de usos / fomento de proyectos alternativos de generación de beneficios	Establecimiento de áreas protegidas y zonas-buffer de protección con limitación de usos; subsidio de actividades agrícolas, agroforestales e industriales en localizaciones alternativas
	Uso y comercialización de los productos biológicos extraídos del ecosistema	Explotación de productos forestales (con excepción de la madera)
	Uso y comercialización de la biodiversidad en ecosistemas relativamente intactos	Ecoturismo, bioprospección, apicultura, caza
	Compensación de las pérdidas derivadas de la reducción del impacto en el uso de la tierra y de los recursos naturales	Subsidios directos, subsidios en precios
	Pago directo por el mantenimiento de servicios ecológicos	Pago por protección de cuencas hidrológicas, pago por absorción de carbono por la vegetación
	Adquisición de tierra y de derechos de uso de la biodiversidad	Servidumbre, concesión de uso no impactante (tala de árboles, etc.)
	Pago directo por resultados de conservación	Pago por éxitos reales – p. ej. número de individuos nacidos

Fte.: modificado a partir de Newcome *et al.*, 2005; a su vez modificado de Ferraro y Kiss, 2002.

Termorshuizen y Opdam (2009), por su parte, analizan el conjunto de artículos publicados entre 2007 y 2008 en relación a los servicios ecológicos. De los 614 artículos identificados, sólo 75 contienen alguna referencia a la planificación como mecanismo de implementación práctica de este concepto. Un análisis más detallado permite comprobar que la mitad de estos artículos se limitan a nombrar el concepto de servicio ecológico dentro del marco referencial, pero sin ninguna vinculación metodológica o práctica. De los restantes la mitad asume escalas de análisis demasiado amplias para que sus resultados sean incorporados a la planificación local.

A pesar de todo lo anterior, la ordenación del territorio y el planeamiento urbano pueden ser un instrumento efectivo para el fomento de los servicios ecológicos y la conservación de los

sistemas que los proveen, sin necesidad de que se haga referencia explícita a estos conceptos. Cathcart *et al.* (2007) lo demuestran para el estado de Oregón, argumentando que la conservación de zonas forestales y agrícolas y la limitación del crecimiento urbano promovido por el sistema estatal de planificación han permitido desde 1973 conservar amplias zonas que actúan como importantes sumideros de C; la tasa de captación anual de los ecosistemas así conservados equivaldría a una reducción de 1,7 millones de toneladas de CO_2 en las emisiones anuales en todo el sector occidental del estado (Cathcart *et al.*, *op. cit.*). Precisamente, en entornos metropolitanos, la protección de los recursos naturales recae en muchos casos sobre los instrumentos convencionales de ordenación territorial, dado que los instrumentos de protección de la naturaleza suelen quedar restringidos a espacios de elevado valor natural, alejados de los grandes centros urbanos. Por ello, la incorporación de criterios ecológicos en el proceso de planificación y, sobre todo, un adecuado tratamiento del espacio libre, son factores básicos para que los instrumentos de planificación actúen como herramientas de potenciación de los servicios ecológicos (Feria y Santiago, 2009). Como se ha indicado en apartados anteriores, la aplicación de una perspectiva paisajística o territorial para el análisis de los servicios resulta especialmente adecuada para facilitar su implementación efectiva en planes de ordenación (Termorshuizen y Opdam, 2009).

En cualquier caso, las iniciativas relativas a la valoración económica de servicios ecológicos concretos y al diseño de mecanismos de pago por la provisión de dichos servicios son actualmente más abundantes que los ejemplos relativos a la planificación (Termorshuizen y Opdam, *op. cit.*). Este tipo de estrategias se centra sobre todo en ecosistemas gestionados por el hombre, sobre todo explotaciones agrícolas y forestales. Dado que se trata de sistemas orientados básicamente a un aprovechamiento económico, la intervención pública consiste fundamentalmente en el desarrollo de instrumentos económicos que persiguen establecer un equilibrio entre los bienes producidos por el sistema (p. ej., alimentos, madera, fibras, etc.) y los beneficios indirectos que se derivan del mismo (p. ej., los servicios ecológicos de regulación proporcionados por estos espacios). Desde una óptica tradicional, estos beneficios ambientales eran considerados como externalidades del proceso de producción, de tal forma que quedaban excluidos de las dinámicas de mercado. Por ello, las estrategias de desarrollo rural se han venido orientado, hasta tiempos recientes, a la intensificación de la productividad de las explotaciones, normalmente a costa de reducir las externalidades positivas (servicios ecológicos) y aumentar los impactos negativos sobre el medio.

En contraste, algunas estrategias actuales de desarrollo rural parten del reconocimiento de esta situación, y del convencimiento de que la aplicación de incentivos monetarios es la vía más directa para fomentar la provisión de servicios ecológicos en los ecosistemas sometidos a un aprovechamiento económico. De esta forma, se han desarrollado programas que garantizan un pago a los agricultores por la producción de servicios específicos, de forma que éstos dejan de ser considerados meras externalidades y se constituyen como factores a tener en cuenta dentro del proceso de toma de decisiones (por ejemplo, en lo que respecta a la elección de técnicas de cultivo o a la posibilidad de mantener fragmentos de hábitat natural en el seno de una explotación). Este tipo de incentivos pueden ser de carácter público, como los programas de medidas agroambientales desarrollados por la administración europea (Comisión Europea, 2003; Comisión Europea, 2005; Herzog, 2005; Laschewski *et al*., 2005), o bien pueden ser financiados por parte de los beneficiarios directos de los servicios,

frecuentemente a través del establecimiento de un contrato entre las partes. Este es el caso de los programas conocidos como Pago por Servicios Ambientales, o *Payment for Environmental Services,* que constituye uno de los campos más activos en la actualidad en lo que respecta a la aplicación práctica de la noción de servicio ecológico (Mayrand y Paquin, 2004; Kosoy *et al.*, 2005; Wunder, 2005; Pagiola, 2008).

En todo caso, las estrategias de corte económico y las iniciativas de planificación, si bien presentan importantes matices diferenciadores en cuanto a su forma de abordar la preservación o potenciación de los servicios ecológicos, no deben ser entendidas como herramientas excluyentes o incompatibles. Por ejemplo, según apuntan Bendor y Doyle (2010), la experiencia de los mercados de recursos hidrológicos en Carolina del Norte se ve perjudicada precisamente por su descoordinación con las iniciativas de planificación regional y local, que afectan de forma importante a los sistemas provisores de los servicios. El peso que obtengan uno u otro tipo de estrategias debe ajustarse a la casuística concreta de cada servicio y del ámbito que lo proporciona. La aceptación pública de las medidas puede ser, asimismo, un factor importante a tener en cuenta, en la medida en que el apoyo de la población a los diferentes sistemas de intervención puede ser variable en función del contexto y de los diferentes sectores sociales implicados (Schulz y Schläpfer, 2009). Numerosos autores recomiendan la implicación de los ciudadanos en las estrategias de promoción de los servicios, sobre todo en ámbitos urbanos, donde tanto los pequeños propietarios (de jardines, parcelas cultivadas, etc.) como los colectivos y asociaciones pueden jugar un papel importante en el mantenimiento de espacios potencialmente provisores de servicios (Colding *et al.*, 2006; Ernstson *et al.*, 2008; Stephan *et al.*, en prensa).

Capítulo 4

El área metropolitana de Sevilla: aproximación general al ámbito de estudio

4.1 Introducción

Desde un punto de vista socioeconómico, un área metropolitana puede definirse como un área urbana polinuclear que conforma un mercado unitario de residencia y trabajo (Feria, 2000). De forma más genérica, se entiende que una realidad urbana asume una escala metropolitana cuando los procesos urbanos adquieren una dimensión tal que superan de forma clara la ciudad tradicional y los límites administrativos municipales, abarcando un territorio cada vez más amplio y englobando a un número creciente de asentamientos de población. El redimensionamiento de los procesos urbanos viene dado tanto por un aumento de escala de lo que los sociólogos denominan el "espacio de vida" colectivo, como por las estrategias espaciales de los agentes económicos presentes en el sistema urbano (Susino, 2003); en ambos casos, el desarrollo de los medios de transporte, sobre todo en lo que respecta a la movilidad individual, constituye un factor básico para explicar la expansión espacial de dichos procesos.

La consolidación de una nueva unidad funcional en el plano socioeconómico es indisociable de la conformación de una nueva entidad territorial en términos ecológicos y paisajísticos. La expansión de los procesos urbanos incide en una modificación profunda de la estructura espacial del territorio metropolitano y en una reordenación de los flujos bióticos y abióticos que tienen lugar en el mismo. El cambio de escala del fenómeno urbano y su reestructuración en un sistema de carácter polinuclear implican cambios en la relación entre la ciudad y su entorno rural y natural; una relación que genera nuevas presiones sobre el medio ecológico, pero que también permite la emergencia de nuevas funciones para el espacio no construido (Feria y Santiago, 2009).

Esta breve conceptualización del fenómeno metropolitano aporta un contexto general para entender la realidad específica de la aglomeración urbana de Sevilla. El territorio del área metropolitana se extiende sobre una superficie de aproximadamente 4.900 km^2, abarcando 46 municipios y una población total cercana a los 1.500.000 habitantes en el año 2009 (según datos del Padrón, Instituto de Estadística de Andalucía). Desde un punto de vista funcional, el área metropolitana constituye el centro regional de mayor nivel jerárquico dentro del contexto andaluz, tanto por su peso demográfico, la concentración de actividad económica, su dinámica urbana y su papel decisivo para la integración exterior de Andalucía (Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía, 2006). Su núcleo central es la ciudad de Sevilla, que ejerce a su vez un doble papel como capital provincial y regional. Alrededor de la ciudad central se dibuja un imaginario anillo metropolitano, de unos 40 km de radio, que traza de forma simbólica el límite de la influencia de los procesos metropolitanos (Plan de Ordenación del Territorio de la Aglomeración Urbana de Sevilla, 2009); dentro de este anillo se enmarca un sistema urbano diverso y dinámico, así como un territorio complejo y no exento de notables valores naturales y paisajísticos.

La delimitación del área metropolitana, definida en los términos anteriormente expuestos por el Plan de Ordenación del Territorio de la Aglomeración Urbana de Sevilla (POTAUS, 2009), responde a la consideración de los movimientos residencia-trabajo como indicador básico para la detección de un mercado unificado de trabajo, suelo y vivienda. Se trata de una delimitación de carácter administrativo, que no obstante se adapta razonablemente bien a los objetivos del

presente trabajo de investigación, fundamentalmente por dos motivos. En primer lugar, los límites establecidos dibujan un ámbito lo suficientemente amplio como para englobar tanto al núcleo central de los procesos urbanos como a un extenso territorio rural circundante, con lo cual se facilita el estudio de las relaciones ecológicas, paisajísticas y territoriales que se producen entre la metrópoli y su entorno. En segundo lugar, la delimitación define un ámbito unitario de intervención pública en el territorio, por lo que las conclusiones obtenidas a partir de los análisis desarrollados se corresponderán con un ámbito real de ordenación.

Cabe indicar que, a pesar del carácter eminentemente supramunicipal de los procesos de índole metropolitana observados en el entorno de la capital andaluza, no existe a día de hoy un órgano administrativo unitario para la aglomeración urbana de Sevilla. Las iniciativas llevadas a cabo hasta la fecha en este sentido no han permitido ni siquiera la consolidación de un ámbito voluntario de cooperación entre municipios, más allá de una entidad de clara vocación sectorial como es el Consorcio Metropolitano de Transportes (Feria, 2000). En el ámbito de la planificación, el citado POTAUS, aprobado en el año 2009, ha venido a paliar la carencia existente hasta ese momento de un instrumento único de ordenación para el conjunto del ámbito. Por este motivo, se puede afirmar que el área metropolitana actual es el fruto de la conjunción o superposición de múltiples iniciativas urbanísticas de escala municipal, desarrolladas a lo largo de las últimas décadas sin un marco general de referencia de orden supramunicipal.

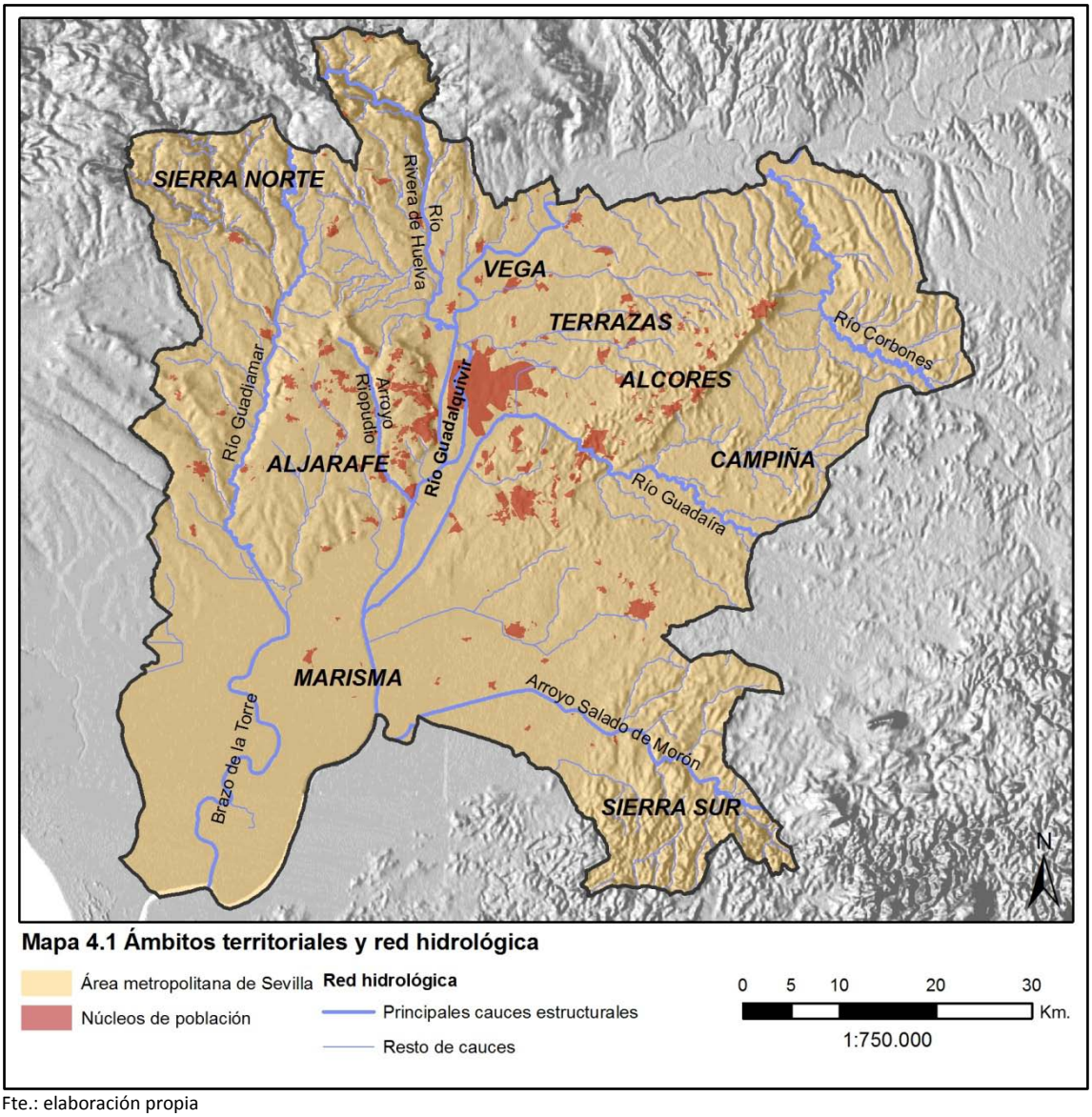
Los apartados siguientes se centran en el desarrollo de algunos aspectos básicos para la comprensión del ámbito metropolitano de Sevilla: en primer lugar, la caracterización del territorio sobre el que se asienta la aglomeración urbana; posteriormente, la descripción de su dinámica poblacional y de la configuración del sistema urbano; y, por último, la distribución de los principales usos de suelo y la identificación de los espacios naturales más reseñables. Se trata, en cualquier caso, de una contextualización intencionadamente sintética del ámbito de estudio. En capítulos posteriores, se profundizará en la descripción de aquellos rasgos o dimensiones del territorio metropolitano vinculados directamente con las diferentes metodologías de análisis aplicadas.

4.2 El área metropolitana de Sevilla como territorio complejo y diverso

Uno de los rasgos esenciales que caracterizan al área metropolitana de Sevilla es la diversidad y complejidad del territorio sobre el que se asienta (Santiago, 2008). La aglomeración urbana se sitúa en la Depresión del Guadalquivir, una llanura de inundación reciente dentro de la cual se pueden identificar una serie de ámbitos territoriales bien diferenciados (Sevilla Global, 2003). La riqueza y la personalidad propia de cada uno de estos ámbitos no sólo es un factor esencial para explicar la articulación de los procesos urbanos sobre el territorio y la distribución espacial del crecimiento de los usos artificiales, sino que representa además un importante recurso potencial de cara a la construcción de un espacio metropolitano equilibrado y sostenible desde el punto de vista ambiental.

Los procesos de índole metropolitana se concentran fundamentalmente en los tres ámbitos territoriales de carácter más céntrico en el territorio de la aglomeración: la vega del Guadalquivir, que acoge a la ciudad central; las terrazas fluviales y la elevación de los Alcores, al este de la ciudad central; y el Aljarafe, al oeste. El ámbito de la vega engloba la llanura de

inundación del Guadalquivir y los primeros niveles de terrazas. A su paso por el área metropolitana, el curso del Guadalquivir presenta una disposición predominantemente Norte-Sur, constituyendo el principal eje local de vertebración del territorio. La vega es un espacio de topografía esencialmente llana, con un carácter inundable en una parte importante de su extensión y una fuerte potencialidad para la agricultura, debido a la gran fertilidad de los suelos limosos aluviales (Feria, 1998). Estos rasgos han permitido la persistencia de un paisaje agrario de regadío, de notable solidez y complejidad, en un entorno fuertemente urbanizado. De hecho, la potencia de la actividad agrícola en la zona condiciona la orientación funcional de los núcleos de población ribereños, y explica que sus niveles de incorporación a los procesos metropolitanos sean inferiores a los de asentamientos situados en otros ámbitos igual o más alejados de la ciudad central (Feria, 2000).



Fte.: elaboración propia

Las terrazas fluviales se extienden en dirección Este-Sureste a partir de la margen izquierda del Guadalquivir, conformando un relieve ondulado que va ascendiendo progresivamente hasta las elevaciones de los Alcores. En este punto, la topografía dibuja un pronunciado escarpe sobre la campiña oriental, constituyendo un límite en este sector para los procesos de urbanización ligados a la aglomeración urbana. Las terrazas presentan un

potencial agrícola menos marcado que la vega (Feria, 1998); esto, unido a las mejores condiciones microclimáticas y a la posibilidad de explotación de acuíferos, convierte a este ámbito en un espacio idóneo para desarrollos urbanísticos de diferente naturaleza. La ausencia de una trama de asentamientos tradicional en todo el sector medio de las terrazas ha propiciado la expansión de procesos desordenados de urbanización de baja densidad, aprovechando sobre todo la proximidad a los principales ejes de comunicación. En contraste con las terrazas, la franja de Los Alcores presenta una trama urbana de morfología lineal, desde Carmona hasta Dos Hermanas, con una disposición paralela a la cornisa, que incluye cinco grandes núcleos de población. Este conjunto de asentamientos presenta diferentes grados de integración en el sistema metropolitano, pero su importancia territorial es destacable al constituir el principal referente de orden territorial en todo este sector.

Por su parte, el Aljarafe se constituye como una unidad perfectamente singularizada en el contexto metropolitano, con unos rasgos muy definidos. Desde el punto de vista físico, el Aljarafe es una plataforma tabular ubicada entre los valles de los ríos Guadalquivir y Guadiamar. El contacto de la elevación con dichos valles, así como con la campiña de Gerena al norte, se produce a través de un marcado escarpe. El relieve interno del Aljarafe presenta una topografía alomada, definida por la red fluvial local. El elemento central de dicha red es el arroyo Riopudio, que constituye el eje central de la unidad en sentido Norte-Sur, y representa un límite simbólico para los procesos más intensos de urbanización ligados a la cercanía a la ciudad central (Santiago, 2008).

El paisaje rural del Aljarafe se caracteriza por el predominio del olivar y la presencia de importantes extensiones de viñedo, actualmente en retroceso; estos usos se combinan con plantaciones de cítricos, áreas de huerta y zonas con vegetación forestal, más abundantes al sur de la plataforma. El sistema de asentamientos tradicional es muy diferente del asociado a la vega del Guadalquivir, donde los núcleos son relativamente extensos y se encuentran situados a una considerable distancia entre sí. En contraste con esto, la trama urbana del Aljarafe se ha caracterizado tradicionalmente por la presencia de un conjunto amplio de núcleos de pequeño tamaño, próximos entre sí y cohesionados por una densa estructura de comunicación viaria conformada tanto por carreteras como por el viario rural. La fuerte incidencia reciente de los procesos de urbanización ha transformado profundamente este orden territorial, sobre todo a través de dos vectores de expansión (Feria, 2000): el primero de ellos de carácter superficial, creando coronas concéntricas de influencia metropolitana con una intensidad decreciente a partir del extremo oriental del Aljarafe (en contacto con la ciudad central); y la segunda de carácter lineal, a partir sobre todo de la mejora de la movilidad proporcionada por el desarrollo de la autovía A-49.

Más allá de los ámbitos de la vega, los Alcores y el Aljarafe, las diversas tierras de campiña presentes en el ámbito metropolitano (campiña de Gerena, campo de Tejada, campiñas y vegas al sur de los Alcores) conforman un cinturón discontinuo alrededor del núcleo central de la aglomeración urbana. Los dos rasgos esenciales que definen a estos territorios son, por un lado, la estabilidad de un paisaje agrario centrado en la mediana y gran propiedad y dedicado principalmente al cultivo herbáceo y el olivar; y, por otro, la presencia de un sistema de asentamientos constituido por núcleos de población de un tamaño considerable. Estas

características, unido a la distancia que los separa de la ciudad central, han condicionado una menor incidencia de los procesos metropolitanos en estos sectores.

Finalmente, hay que destacar la presencia de los ámbitos territoriales de carácter más periférico, como son las estribaciones de la Sierra Norte y la Sierra Sur y el entorno de la marisma. Se trata de ámbitos alejados de las zonas de mayor influencia de los procesos de expansión urbana, pero que no obstante juegan un importante papel en el contexto metropolitano desde el punto de vista ambiental. Albergan en su seno algunos de los espacios de mayor valor ecológico y paisajístico de toda el área, y su consideración como elementos de transición hacia zonas de alta relevancia ecológica resulta fundamental para lograr una articulación armónica entre la aglomeración urbana y su entorno natural. En este mismo sentido, la cuenca del río Guadiamar, que define el límite occidental del área metropolitana y, en consecuencia, se encuentra relativamente aislada de los procesos más intensos de urbanización, constituye un espacio rural y natural de gran interés, al funcionar el conjunto del valle como un importante conector territorial entre los ámbitos de Doñana y Sierra Morena (Santiago, 2008).

4.3 Población, sistema urbano e infraestructuras

Como se ha indicado anteriormente, el área metropolitana de Sevilla engloba en la actualidad un total de 46 municipios, en función de la delimitación establecida por el POTAUS. No obstante, las dimensiones de lo que se entiende como área metropolitana han variado con el tiempo, no sólo a causa de la expansión natural de los procesos metropolitanos, sino también como consecuencia de la adopción de diferentes criterios de delimitación. Así, en 1984, la formulación de las Directrices de Planeamiento Urbanístico para el área metropolitana contemplaba un total de 18 municipios, mientras que la formulación del POTAUS (1994) aumentaba esta cifra a 22 municipios. Por su parte, el Plan de Transporte Metropolitano (2006) engloba dentro de su ámbito de actuación a 30 municipios, incluidos dentro del citado Consorcio de Transportes de Sevilla.

La delimitación actual puede dividirse en dos ámbitos o coronas metropolitanas, en función del grado de integración de los municipios en la dinámica de los procesos metropolitanos (POTAUS, 2009). Así, se distinguiría una primera corona conformada por los 22 municipios más íntimamente ligados al funcionamiento central de la aglomeración urbana, y una segunda corona integrada por otros 24 municipios que, si bien muestran una menor influencia de los procesos metropolitanos, se ven afectados en mayor o menor grado por ellos.

La población de la ciudad central representa actualmente algo menos de la mitad del volumen total de habitantes de la aglomeración urbana, distribuyéndose el resto entre las dos coronas metropolitanas (ver tablas 4.1 y 4.2). No obstante, las estadísticas muestran claramente cómo el peso poblacional de Sevilla capital se ha ido reduciendo progresivamente en comparación con el mayor avance de la periferia metropolitana. El conjunto de los municipios de la primera corona ofrece una tasa crecimiento mayor que la ciudad central desde los años 60, mientras que la segunda corona hace lo propio a partir de la década de los 80, siendo además palpable el incremento del dinamismo de este segundo ámbito en la última década (ver tabla 4.2).

Tabla 4.1 Población por ámbitos en el área metropolitana de Sevilla (nº de habitantes)

ÁMBITO	2009	2001	1991	1981	1970	1960
TOTAL	1.493.399	1.344.830	1.243.866	1.117.053	938.235	787.416
Sevilla	703.206	684.633	683.028	645.817	545.692	441.869
1ª corona	501.150	412.753	338.818	273.583	210.303	165.325
1ª corona + Sevilla	1.204.356	1.097.386	1.021.846	919.400	755.995	607.194
2ª corona	289.043	247.444	222.020	197.653	182.240	180.222

Fte.: elaboración propia a partir de los datos obtenidos del Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía (SIMA), Instituto de Estadística de Andalucía.

Tabla 4.2 Población por ámbitos en el área metropolitana de Sevilla (porcentaje del total y crecimiento relativo)

	2009		2001		1991		1981		1970		1960
ÁMBITO	% pob. total	% crec. - 2001	% pob. total	% crec. - 1991	% pob. total	% crec. - 1981	% pob. total	% crec. - 1970	% pob. total	% crec. - 1960	% pob. total
TOTAL	100,00	11,05	100,00	8,12	100,00	11,35	100,00	19,06	100,00	19,15	100,00
Sevilla	47,09	2,71	50,91	0,23	54,91	5,76	57,81	18,35	58,16	23,50	56,12
1ª corona	33,56	21,42	30,69	21,82	27,24	23,84	24,49	30,09	22,41	27,21	21,00
1ª corona + Sevilla	80,65	9,75	81,60	7,39	82,15	11,14	82,31	21,61	80,58	24,51	77,11
2ª corona	19,35	16,81	18,40	11,45	17,85	12,33	17,69	8,46	19,42	1,12	22,89

% pob. total: porcentaje con respecto a la población total del área metropolitana para cada año considerado
% crec.: porcentaje de crecimiento de cada ámbito con respecto al anterior año considerado.
Fte.: elaboración propia a partir de los datos obtenidos del Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía (SIMA), Instituto de Estadística de Andalucía. Los datos de población utilizados corresponden al Censo, con excepción de 2009 (Padrón).

Observando las cifras de población, se percibe cómo el incremento poblacional de las décadas recientes se ha concentrado fundamentalmente en la primera corona. Dentro de este sector, el POTAUS identifica los ámbitos con un mayor aumento de población: son, por este orden, el área central del Aljarafe (con un incremento de población cercano al 100% entre 1980 y 2006), el ámbito de Dos Hermanas – Alcalá de Guadaíra (con un aumento del 70% para este periodo) y, por último, el sector norte (con un incremento cercano al 50%).

Si se atiende a las tasas de crecimiento a nivel municipal (ver tabla 4.3), se puede observar cómo las diferencias entre municipios son notables, incluso para municipios próximos entre sí. En el ámbito del Aljarafe, resultan llamativas las enormes tasas de crecimiento relativo de algunos municipios, fruto de los intensos procesos urbanísticos experimentados por esta área en relación sobre todo con el sector residencial. Los índices de crecimiento relativo más intensos se dan a partir de la década de los 90, siendo abundantes los municipios del Aljarafe que en sólo una década ven incrementada su población en más de un 50% o, incluso, del 100% (caso de Espartinas en las dos últimas décadas, de Bormujos entre 1991 y 2001, o de Castilleja de Guzmán, que ve multiplicado por cinco su población en esa misma década). Las tasas de crecimiento negativo se han concentrado tradicionalmente en los núcleos de la segunda corona; no obstante, se observa cómo en la última década ningún municipio del área metropolitana presenta un descenso de población en términos absolutos.

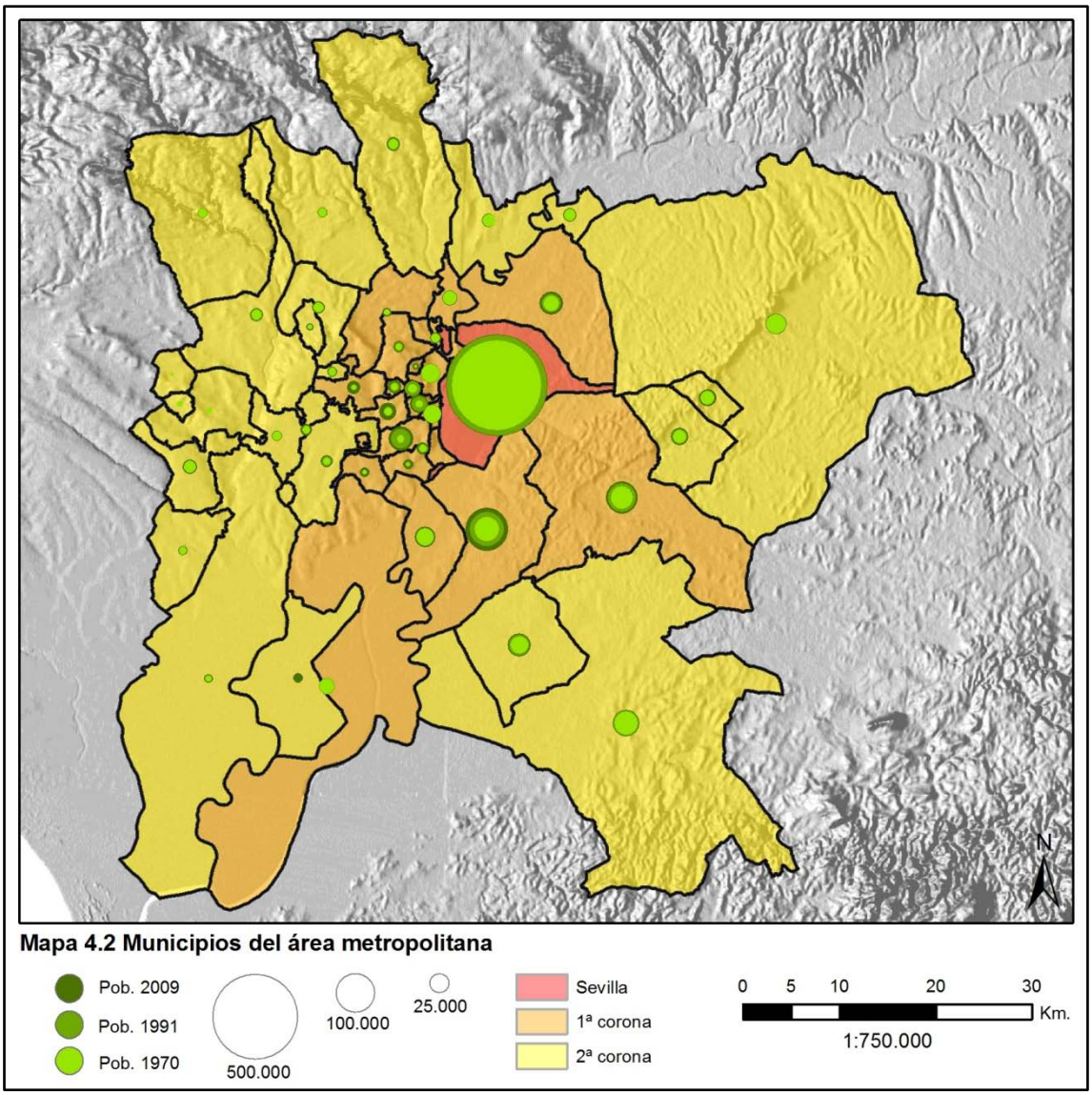
En el caso de Sevilla capital, los datos de población permiten observar cómo la ciudad ha ido disminuyendo su tasa de crecimiento desde los años 70, hasta llegar a una situación prácticamente estacionaria para la década 1991-2001. En la última década, no obstante, se percibe una cierta recuperación en cuanto al dinamismo poblacional del municipio. En todo

Tabla 4.3 Población del área metropolitana de Sevilla entre 1960 y 2009 (I)												
		2009		2001		1991		1981		1970		1960
CODIGO INE	MUNICIPIO	Población total (Padrón)	% crec, 2001	Población total (Censos)	% crec, 1991	Población total (Censos)	% crec, 1981	Población total (Censos)	% crec, 1970	Población total (Censos)	% crec, 1960	Población total (Censos)
41003	Albaida del Aljarafe	2881	47,29	1956	17,13	1670	4,51	1598	18,02	1354	8,84	1244
41004	Alcalá de Guadaíra	70155	22,17	57426	9,89	52257	14,66	45577	35,67	33593	8,87	30856
41005	Alcalá del Río	10869	20,21	9042	0,03	9039	0,83	8965	-2,58	9202	4,52	8804
41007	Algaba (La)	14942	14,89	13005	5,78	12294	6,56	11537	6,97	10785	28,68	8381
41010	Almensilla	5598	66,21	3368	86,39	1807	16,58	1550	5,95	1463	9,26	1339
41012	Aznalcázar	4064	17,02	3473	8,67	3196	11,24	2873	3,01	2789	-7,71	3022
41013	Aznalcóllar	6185	6,47	5809	4,27	5571	7,57	5179	12,00	4624	-8,11	5032
41015	Benacazón	6431	24,87	5150	8,35	4753	10,53	4300	5,94	4059	5,48	3848
41016	Bollullos de la Mitación	8849	69,39	5224	-13,38	6031	49,06	4046	15,24	3511	6,72	3290
41017	Bormujos	18590	55,46	11958	126,61	5277	13,58	4646	20,74	3848	24,49	3091
41018	Brenes	12460	15,42	10795	4,66	10314	15,60	8922	18,53	7527	5,17	7157
41021	Camas	26015	4,20	24966	-2,10	25501	-0,29	25574	14,76	22285	36,47	16329
41024	Carmona	28344	9,89	25794	9,22	23617	3,19	22887	-6,96	24599	-14,01	28607
41025	Carrión de los Céspedes	2487	7,20	2320	-2,23	2373	-5,50	2511	-5,78	2665	-8,54	2914
41028	Castilleja de Guzmán	2744	46,74	1870	419,44	360	73,08	208	-22,10	267	-5,65	283
41029	Castilleja de la Cuesta	17150	5,57	16245	7,62	15095	25,80	11999	138,64	5028	15,35	4359
41030	Castilleja del Campo	636	4,95	606	-4,72	636	2,75	619	-16,46	741	-1,98	756
41034	Coria del Río	28100	16,89	24040	9,63	21928	9,89	19954	3,93	19199	27,45	15064
41038	Dos Hermanas	122943	20,55	101988	30,71	78025	35,58	57548	45,04	39677	44,25	27505
41040	Espartinas	12648	118,14	5798	105,68	2819	48,37	1900	7,83	1762	8,50	1624
41044	Gelves	9083	34,22	6767	65,82	4081	16,07	3516	5,33	3338	2,93	3243
41045	Gerena	6503	15,92	5610	8,41	5175	7,03	4835	5,71	4574	-12,59	5233
41047	Gines	12934	18,46	10918	71,91	6351	54,26	4117	41,87	2902	36,37	2128

Fte.: elaboración propia a partir de datos del Instituto de Estadística de Andalucía. % crec.: porcentaje de crecimiento con respecto al anterior periodo indicado. En color, los municipios de la 1ª corona metropolitana.

Tabla 4.3 Población del área metropolitana de Sevilla entre 1960 y 2009 (II)												
		2009		2001		1991		1981		1970		1960
CODIGO INE	MUNICIPIO	Población total (Padrón)	% crec, 2001	Población total (Censos)	% crec, 1991	Población total (Censos)	% crec, 1981	Población total (Censos)	% crec, 1970	Población total (Censos)	% crec, 1960	Población total (Censos)
41049	Guillena	11109	31,81	8428	9,31	7710	9,05	7070	4,02	6797	6,89	6359
41051	Huévar del Aljarafe	2575	14,09	2257	6,41	2121	5,21	2016	5,94	1903	-4,03	1983
41058	Mairena del Alcor	20510	21,93	16821	13,41	14832	17,28	12647	21,09	10444	18,98	8778
41059	Mairena del Aljarafe	40700	13,58	35833	45,92	24556	93,78	12672	237,65	3753	75,54	2138
41067	Olivares	9420	16,22	8105	21,93	6647	11,02	5987	6,02	5647	8,37	5211
41069	Palacios y Villafranca (Los)	36824	11,44	33045	11,93	29522	21,25	24349	31,65	18495	43,11	12924
41070	Palomares del Río	6811	82,01	3742	50,04	2494	106,63	1207	14,52	1054	5,19	1002
41075	Pilas	13386	19,67	11186	6,38	10515	7,22	9807	6,11	9242	6,52	8676
41079	Puebla del Río (La)	12143	15,66	10499	-35,89	16377	19,17	13742	4,35	13169	3,38	12739
41081	Rinconada (La)	35928	22,70	29282	37,35	21320	16,67	18274	21,65	15022	9,13	13765
41085	Salteras	5009	49,79	3344	30,93	2554	12,12	2278	2,24	2228	-0,71	2244
41086	San Juan de Aznalfarache	20779	7,44	19340	-11,24	21790	-3,00	22465	11,21	20201	89,34	10669
41087	Sanlúcar la Mayor	12749	17,42	10858	15,09	9434	21,60	7758	17,37	6610	7,50	6149
41089	Santiponce	8135	14,59	7099	12,61	6304	8,28	5822	31,75	4419	28,38	3442
41091	Sevilla	703206	2,71	684633	0,23	683028	5,76	645817	18,35	545692	23,50	441869
41093	Tomares	22772	24,34	18315	38,56	13218	128,49	5785	51,84	3810	32,15	2883
41094	Umbrete	7698	52,80	5038	67,15	3014	-18,98	3720	14,08	3261	7,73	3027
41095	Utrera	50665	12,15	45175	4,52	43220	13,45	38097	4,77	36364	-11,14	40924
41096	Valencina de la Concepción	7971	14,69	6950	57,60	4410	37,30	3212	28,48	2500	11,56	2241
41097	Villamanrique de la Condesa	4129	14,47	3607	3,20	3495	7,44	3253	-1,81	3313	-3,27	3425
41098	Villanueva del Ariscal	6045	21,97	4956	22,31	4052	17,38	3452	7,01	3226	12,40	2870
41102	Viso del Alcor (El)	18351	12,36	16333	8,29	15083	18,19	12762	13,01	11293	13,05	9989
41902	Isla Mayor	5873	0,29	5856	-	-	-	-	-	-	-	-

caso, más allá del incremento neto de población experimentado tanto por el conjunto del área metropolitana como por la mayor parte de los municipios de la aglomeración, la cuestión de la movilidad interna adquiere un gran interés como factor explicativo de la evolución estructural y funcional del área metropolitana. En este sentido, cabe destacar el importante volumen de población emigrada desde la ciudad central a los municipios del entorno metropolitano. Según recoge el POTAUS, en la primera mitad de la última década la capital pierde más de 30.000 habitantes por este motivo.



Mapa 4.2 Municipios del área metropolitana

Fte.: elaboración propia a partir de los datos obtenidos del Sistema de Información Multiterritorial de Andalucía (SIMA), Instituto de Estadística de Andalucía.

Vistas en su conjunto, las cifras expuestas en los párrafos anteriores apuntan a un claro proceso de descentralización para el área metropolitana de Sevilla. Los indicadores básicos que apoyan esta interpretación de la dinámica metropolitana son el mantenimiento de un crecimiento global para el conjunto del área, la pérdida de peso relativo de la ciudad central y la extensión del crecimiento cada vez más lejos del núcleo central del área. Se trata de un proceso similar al experimentado por la gran mayoría de aglomeraciones europeas y españolas, pero al cual la metrópoli sevillana parece haberse incorporado con un cierto retraso (Feria, 2000).

Desde el punto de vista de la organización espacial o, si se prefiere, física del sistema urbano, la ciudad de Sevilla sigue manteniendo en todo caso su papel de núcleo central de la aglomeración. El resto de elementos del sistema presenta una configuración diversa, con rasgos muy diferenciados para cada uno de los ámbitos territoriales presentados en el apartado anterior. Los procesos de integración metropolitana se expresan con singular intensidad en dos sectores concretos de la primera corona metropolitana, dando lugar a la conformación de sendas tramas urbanas continuas que sobrepasan los límites municipales y conectan físicamente núcleos de población originalmente independientes entre sí. En ambas zonas, la elevada densidad de urbanización y la complejidad del patrón de usos de suelo suponen un alto grado de modificación de las características territoriales y paisajísticas preexistentes.

La primera de estas áreas conurbadas corresponde al triángulo dibujado por los núcleos de Sevilla, Alcalá de Guadaíra y Dos Hermanas, y que abarca un amplio sector situado al sur y al sureste de la ciudad central. Es en este ámbito donde, en los años 60, se producen los primeros signos visibles del proceso de conformación del área metropolitana (Feria, *op. cit*.). En 1963, con la declaración del Polo de Desarrollo, se da comienzo a la promoción de zonas industriales en las franjas adyacentes a los ejes viarios que conectan la capital con los núcleos de Alcalá y Dos Hermanas. Con el tiempo esta área se ha consolidado como el principal corredor industrial del área metropolitana (Sevilla Global, 2003); un espacio con una clara orientación hacia los usos productivos, pero donde no obstante se localizan otros elementos de gran potencia que contribuyen a conformar un intrincado mosaico territorial. Como muestra de ello, en la actualidad se puede localizar en este ámbito un recurso natural de primer orden como es el cauce del río Guadaíra, un conjunto de equipamientos de escala metropolitana entre los que destaca el campus de la universidad Pablo de Olavide, la ciudad dormitorio más extensa de todo el ámbito regional (Montequinto) y un amplio conjunto de infraestructuras de comunicación. En las proximidades del triángulo formado por los núcleos citados, se localiza también el polígono industrial La Isla, otra de las piezas fundamentales del tejido productivo metropolitano.

La segunda de las áreas conurbadas presentes en el territorio metropolitano corresponde al sector centro-oriental del Aljarafe. En este caso, el motor fundamental del desarrollo urbano ha sido fundamentalmente la expansión residencial (Sevilla Global, *op. cit*.), con la particularidad de que se ha producido sobre un territorio valioso pero a la vez más frágil, es decir, con menos recursos acoger este rápido crecimiento tanto desde el punto de vista del sistema de asentamientos tradicional como de las infraestructuras preexistentes. Ello ha condicionado que el proceso de conurbación haya generado aquí un amplio conjunto de problemas de índole tanto ambiental y paisajística como estrictamente urbanística, con una notable pérdida de identidad, una configuración espacial desarticulada y falta de cohesión, y claros problemas de funcionalidad (POTAUS, 2009). No obstante, con carácter más reciente se percibe una cierta diversificación de funciones más allá del sector residencial. Destaca la implantación de grandes superficies comerciales y espacios de ocio de vocación metropolitana (el ámbito concentra 8 de los 17 grandes centros del área metropolitana), pero también es clara la proliferación de instalaciones y equipamientos de diversa naturaleza con rango jerárquico metropolitano, como el Polígono Industrial y de Servicios del Aljarafe (PISA), las

instalaciones de RTVA, el complejo sanitario-educativo de Bormujos o el parque periurbano de Hacienda Porzuna.

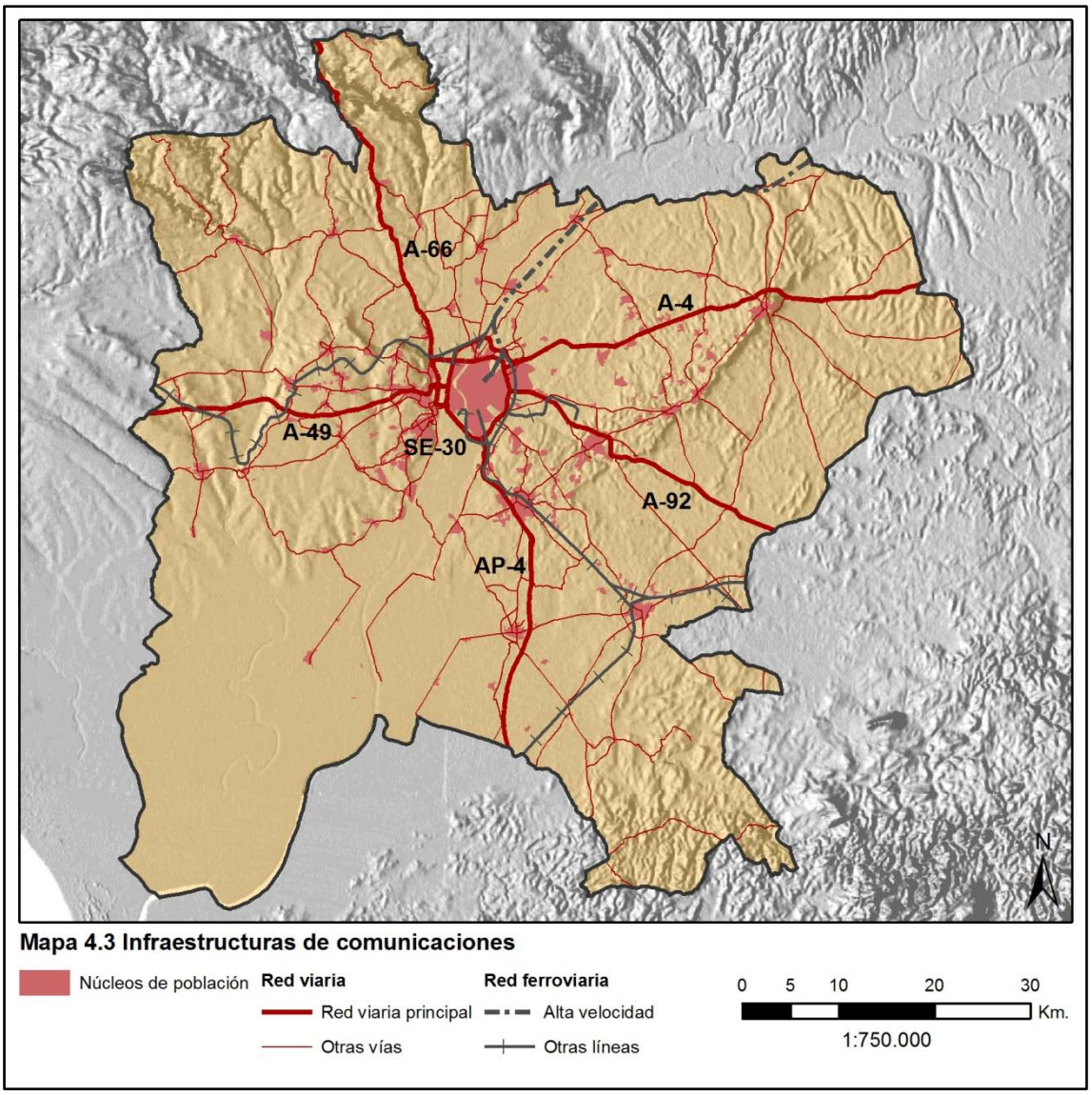
Más allá de estos dos sectores, el sistema urbano presenta un grado de integración variable desde el punto de vista de los procesos metropolitanos. Hacia el norte de la ciudad central, el sistema urbano de la vega y las tierras de campiña presentan una influencia metropolitana inferior a los ámbitos anteriormente descritos, debido a la ya mencionada estabilidad y potencia de la actividad agrícola en estos espacios (Feria, 2000). No obstante, existen excepciones a esta regla, como el caso de La Rinconada, con una potente presencia de la actividad industrial (POTAUS, 2009).

En el sector oriental se localiza la línea de asentamientos de Los Alcores, que se extiende desde Carmona en su extremo norte hasta los citados núcleos de Alcalá de Guadaíra y Dos Hermanas al sur. El grado de integración de estos núcleos en cuanto a la influencia de los procesos metropolitanos es decreciente en un sentido Sur-Norte. Este rosario de núcleos de población define como se ha indicado un límite para los procesos de difusión de la urbanización en el sector oriental de la aglomeración urbana. Por su parte, en el sector suroriental del territorio metropolitano destacan los núcleos de Utrera y Los Palacios, que por su propia potencial funcional consiguen superar esta frontera para los procesos de orden metropolitano. Junto con Carmona, ambos núcleos representan, a pesar de su menor integración en las dinámicas metropolitanas, un importante recurso para un reequilibrio funcional y territorial del sistema urbano metropolitano.

El sistema urbano se encuentra articulado internamente por medio de la red viaria, que actúa como sistema vertebrador del espacio metropolitano a diferentes niveles. En un nivel superior se encuentran las grandes arterias de comunicación, cuya distribución espacial adquiere un patrón radial a partir de la ciudad central, y que actúa como vector principal de propagación de los procesos urbanos sobre el territorio. En un nivel inferior se sitúa el resto de la red viaria, cuya trama conecta el conjunto de municipios metropolitanos entre sí y con los ejes principales de comunicación. Finalmente, la extensa red de caminos rurales y vías pecuarias que recorren el territorio metropolitano juega también un papel reseñable en cuanto a su capacidad de vertebración del espacio rural, mostrando además un potencial importante de cara a la ordenación territorial y ambiental y a la configuración de una red de movilidad alternativa, para medios de transporte no motorizados.

En relación a los ejes principales del sistema viario, hacia el norte se localiza la A-66 o Autovía de la Plata, que parte de la ciudad central atravesando parte de los ámbitos de la vega, la campiña de Gerena y la Sierra Norte. Hacia el oeste se extiende la A-49, que atraviesa todo el sector del Aljarafe en su ecuador (favoreciendo el proceso de conurbación en este ámbito) y actúa como divisoria central del valle del Guadiamar. Hacia el oeste se localiza la A-4 o Autovía del Sur, que atraviesa el ámbito de las terrazas y supone un vector de expansión de los desarrollos urbanos en este ámbito. También hacia el oeste se extiende la A-92, que conecta los núcleos de Sevilla y Alcalá de Guadaíra, y en cuyos márgenes se ha consolidado un continuo urbano centrado en los usos industriales y comerciales. Hacia el sur, la A-4 encuentra su prolongación en la AP-4, autovía de pago, y la N-IV. Por último, hay que mencionar la ronda de

circunvalación SE-30 alrededor de la ciudad central, principal cinturón de comunicaciones que conecta entre sí las anteriores vías.



Fte.: elaboración propia

De la ciudad central parten también diferentes líneas ferroviarias, entre las que destaca la línea de alta velocidad (AVE) en dirección Córdoba y Madrid, cuyo trazado recorre el ámbito de las primeras terrazas fluviales en dirección noreste. También existen líneas de conexión con Huelva (que, con un trazado sinuoso, recorre el sector norte del Aljarafe) y con Cádiz y Málaga (en este caso, la línea parte en dirección sureste hasta Utrera, donde se bifurca hacia ambos destinos).

4.4 Principales usos y coberturas de suelo en el ámbito metropolitano

Si se atiende a las cifras globales de uso del suelo (ver tabla 4.4), el territorio del área metropolitana muestra un carácter mayoritariamente agrícola, representando la superficie dedicada al cultivo más de un 70% de la extensión total del ámbito según datos relativos al año 2003 (Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Suelo de Andalucía, Consejería de Medio Ambiente, 2007). La cobertura natural representa menos de un 15% del territorio, mientras

que los usos artificiales suponen algo más del 6%, siendo en conjunto la categoría con menor superficie. La presencia de humedales y masas de agua es importante, superando en extensión al conjunto de la superficie artificial; su importancia está vinculada sobre todo a la gran extensión de marismas naturales existente en el entorno de Doñana.

Tabla 4.4 Usos y coberturas de suelo (clasificación agregada)

Uso / cobertura	Superficie total (Km^2)	Porcentaje del total (%)
Artificial	299,12	6,09
Agua - humedal	325,90	6,63
Agrícola	3567,48	72,62
Natural	720,14	14,66

Fte.: elaboración propia a partir del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Suelo de Andalucía (Junta de Andalucía, CMA, 2007)

El predominio neto de la superficie cultivada se debe en parte a la inclusión dentro del ámbito de la aglomeración urbana de los municipios de la segunda corona, donde la incidencia de los procesos de expansión de usos artificiales es comparativamente escasa en relación al núcleo central del área metropolitana. Otro factor básico para explicar este fenómeno es el gran tamaño de algunos municipios del ámbito metropolitano, cuyos términos municipales se extienden mucho más allá del alcance real de los procesos urbanos (p. ej., Aznalcázar, La Puebla del Río, Utrera o Carmona).

La distribución de usos a un mayor nivel de desagregación aporta algunos matices a los rasgos globales presentados anteriormente (ver tabla 4.5). Los cultivos de secano constituyen el uso agrícola mayoritario, con un porcentaje de ocupación de casi el 45% del suelo metropolitano. No obstante, la distribución del secano es más bien periférica en el conjunto del área, ocupando las zonas de regadío toda la franja central del territorio metropolitano, tanto al norte como al sur de la ciudad central (vega del Guadalquivir y zonas transformadas del entorno marismeño).

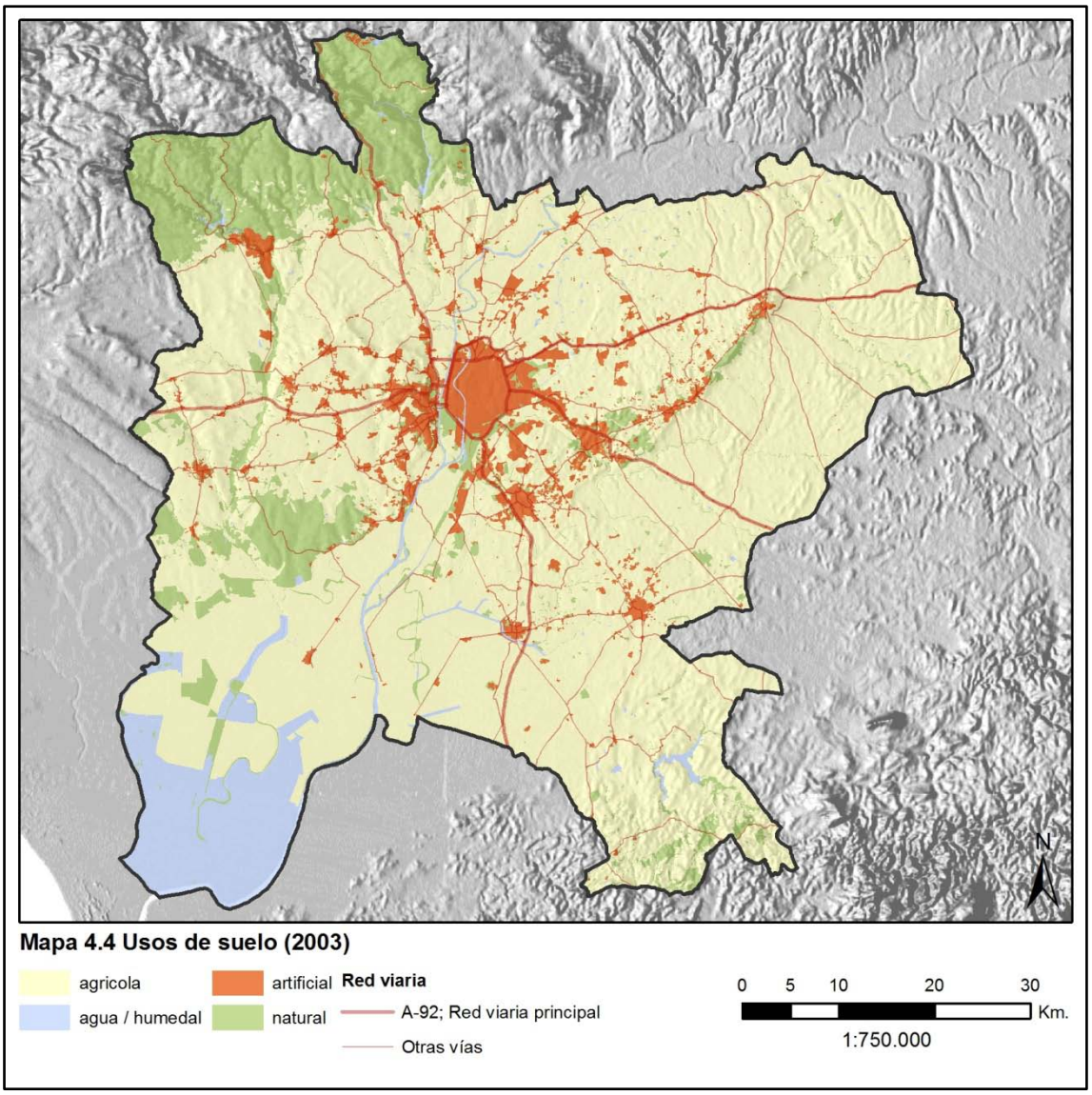
Tabla 4.5 Usos y coberturas de suelo (clasificación desagregada)

Uso / cobertura	Superficie total (km^2)	Porcentaje del total (%)
Tejido urbano continuo	116,96	2,38
Urbanizaciones residenciales	57,04	1,16
Otros usos artificiales	121,20	2,47
Zonas verdes	3,92	0,08
Agua - humedal	325,90	6,63
Agrícola secano	2206,72	44,92
Agrícola regadío	1267,35	25,80
Agrícola mixto	93,41	1,90
Natural arbolado	439,24	8,94
Natural no arbolado	259,19	5,28
Plantaciones forestales	13,03	0,27
Sin vegetación	8,69	0,18

Fte.: elaboración propia a partir del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Suelo de Andalucía (Junta de Andalucía, CMA, 2007)

El tejido urbano continuo representa a esta escala de análisis un discreto 2,38% de la superficie total, mientras que las urbanizaciones residenciales suponen aproximadamente la mitad de este porcentaje. El resto de usos artificiales ronda en conjunto el 2,5% del territorio metropolitano, e incluye tanto las zonas industriales y comerciales como las infraestructuras técnicas y de comunicación. La concentración de los usos artificiales en la ciudad central y su entorno inmediato hacen que estos porcentajes, reducidos en el contexto global de la

aglomeración urbana, se vean fuertemente incrementados cuando se analizan de forma independiente los sectores centrales del área.

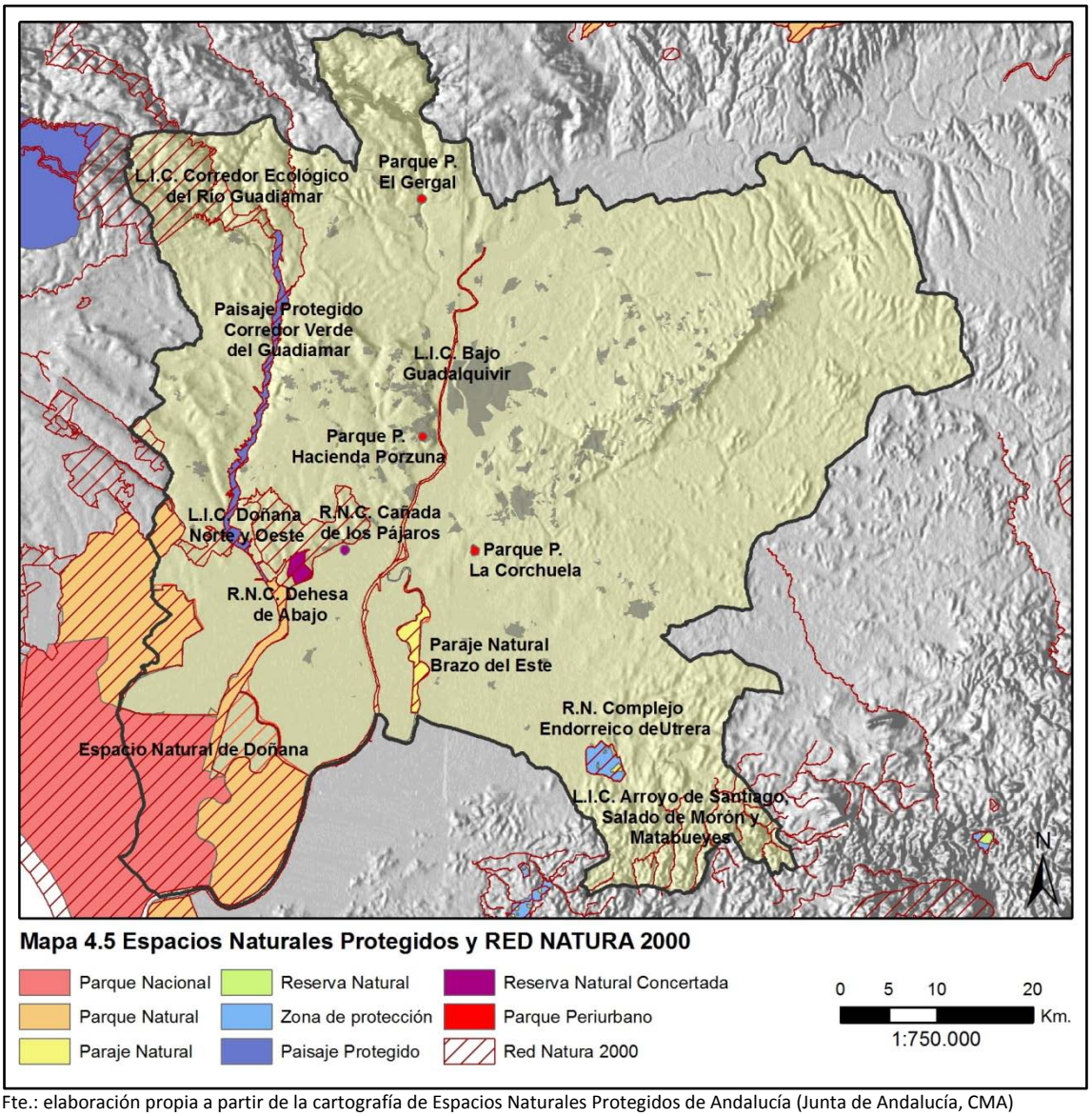


Fte.: elaboración propia a partir del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Suelo de Andalucía (Junta de Andalucía, CMA, 2007)

La cobertura natural se localiza sobre todo en la franja occidental del ámbito metropolitano, siendo destacable en este sentido la presencia de importantes áreas forestales tanto en las estribaciones de la Sierra Norte como al sur del Aljarafe. A esta superficie natural habría que sumar las ya mencionadas zonas de marisma de Doñana, incluidas en la categoría de agua/humedal.

A este respecto, cabe destacar que dentro de los límites del área metropolitana se localiza un importante conjunto de espacios naturales de valor sobresaliente, sometidos a diferentes figuras de protección, si bien con una disposición predominantemente periférica en relación al núcleo central de la aglomeración urbana. El más destacado de estos enclaves es sin lugar a dudas el denominado Espacio Natural de Doñana, que engloba los Parques Nacional y Natural del mismo nombre, y cuyo ámbito alcanza el territorio de cinco municipios de la aglomeración urbana. El entorno periférico de Doñana está vinculado con otros espacios naturales también de gran interés dentro de la aglomeración urbana, como son el Brazo del Este, declarado

Paraje Natural, o el denominado L.I.C. de Doñana Norte y Oeste, que integra algunos de los espacios forestales más relevantes de todo el ámbito metropolitano. Dentro del entorno marismeño se localizan además dos Reservas Naturales Concertadas, Dehesa de Abajo y Cañada de los Pájaros.



Fte.: elaboración propia a partir de la cartografía de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (Junta de Andalucía, CMA)

Hacia el norte, el Corredor Verde del Guadiamar se configura como el eje de conexión natural de Doñana con el ámbito de Sierra Morena, función por la cual ha sido declarado como Paisaje Protegido en parte de su recorrido, así como Lugar de Interés Comunitario hasta su conexión con el Paisaje Protegido de Río Tinto y con el Parque Natural de la Sierra de Aracena y Picos de Aroche. Con una situación geográfica paralela al Guadiamar, el corredor fluvial del Guadalquivir también cuenta con la consideración de L.I.C. en su tramo bajo, a partir de Alcalá del Río, lo cual es un reflejo de la enorme potencia ambiental, en cierto modo complementaria, de ambos elementos de la red hidrológica metropolitana.

Todos los espacios citados en los párrafos anteriores se localizan en la mitad occidental del ámbito metropolitano, siendo el sector oriental visiblemente más pobre en cuanto a la presencia de zonas de alto valor ambiental. No obstante, la excepción a esta norma viene dada

por la presencia de varios espacios de interés ubicados en las estribaciones de la Sierra Sur, en el extremo suroriental del territorio de la aglomeración urbana. En este entorno se encuentran la Reserva Natural del Complejo Endorreico de Utrera y su Zona de Protección, así como el LIC del Arroyo de Santiago, Salado de Morón y Matabueyes. Estos espacios marcan una zona de transición hacia un ámbito rico en lugares de interés ambiental como es la Sierra Sur.

Asimismo, cabe citar la presencia de tres Parques Periurbanos en el área metropolitana, ámbitos de pequeño tamaño y limitado valor natural, pero con una importante funcionalidad de uso público para la población de la aglomeración urbana: La Corchuela, El Gergal y Hacienda Porzuna.

Finalmente, si el sistema de comunicaciones constituye el principal agente vertebrador del territorio en el plano socioeconómico, cabe afirmar que en lo que respecta al plano ecológico y paisajístico este papel le corresponde a la red hidrológica. El sistema de cauces fluviales actúa al igual que el viario a diferentes niveles, con una serie de ejes fundamentales cuya incidencia es fundamental para entender tanto la configuración actual del medio físico como la distribución de los usos antrópicos sobre el territorio metropolitano, y con una red secundaria que juega un importante rol de articulación ambiental y territorial a una escala más reducida. Los principales elementos de la red fluvial son el Guadalquivir (como componente central del sistema), el Guadiamar, el Guadaíra y el Rivera de Huelva. También cabe citar el arroyo Riopudio (más por su papel estructural en el entorno del Aljarafe que por su propia entidad como cauce fluvial), así como el río Corbones y el arroyo Salado de Morón, que si bien tienen una localización periférica en el contexto metropolitano, constituyen importantes ejes territoriales de carácter local.

Capítulo 5

Análisis de la estructura y la funcionalidad ecológica del paisaje del área metropolitana de Sevilla

5.3 Análisis de la Unidad 1: la Sierra Norte de Sevilla

5.3.1 Caracterización básica de la unidad

La unidad se extiende entre el extremo septentrional de la campiña de Gerena y el límite noroccidental del área metropolitana de Sevilla, abarcando la fracción del territorio de la Sierra Norte que queda dentro de los límites administrativos de la aglomeración urbana. Como ámbito de contacto de la serranía con la depresión del Guadalquivir, esta unidad presenta un conjunto de valores naturales que destacan no sólo por su interés intrínseco, sino también por el hecho de suponer un fuerte contraste con la composición y la dinámica ecológica del paisaje en el resto del área metropolitana. Se trata asimismo de un territorio "puente", a través del cual se articula la conexión de los principales ejes ecológico-territoriales del ámbito metropolitano con el espacio menos antropizado de la sierra, y en particular con el entorno del Parque Natural de la Sierra Norte.

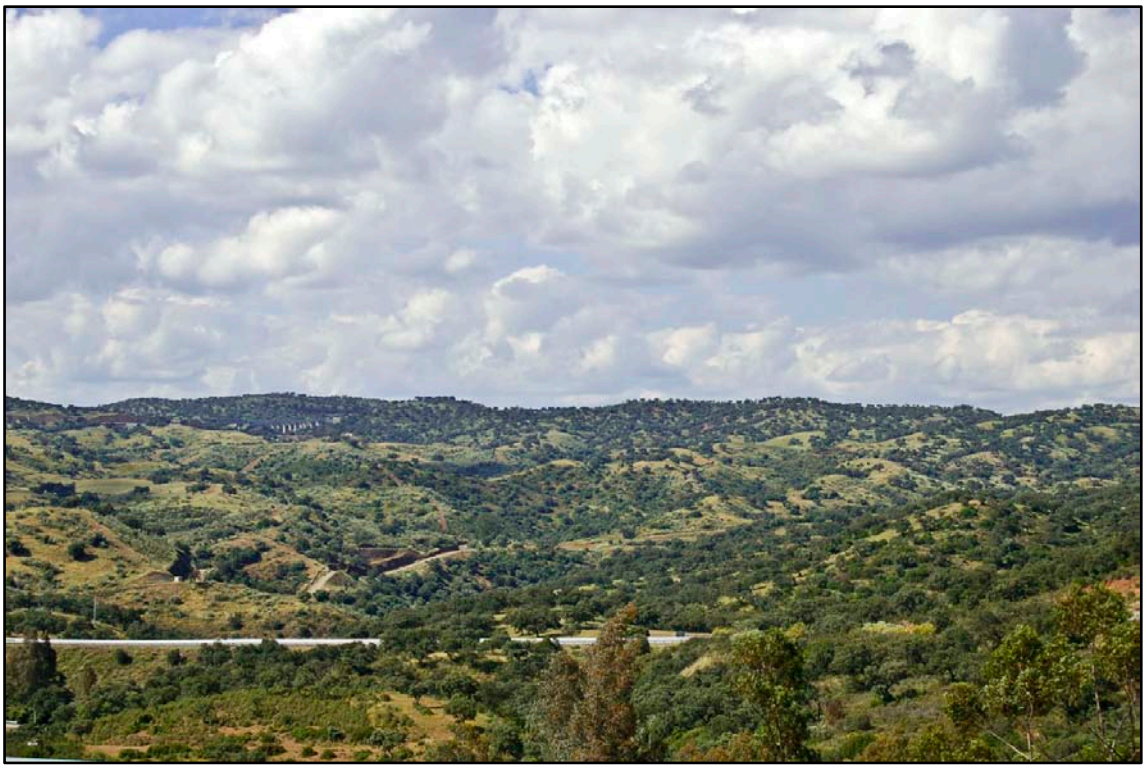
Figura 5.3 Vista de la Sierra Norte de Sevilla



De entre los rasgos que permiten diferenciar esta unidad del resto del territorio metropolitano, el más básico es el que se refiere al medio físico. Con alturas comprendidas entre los 100 y los 400 metros, y una progresiva elevación conforme se avanza hacia el norte, la unidad constituye el entorno de mayor altitud de todo el ámbito de estudio. El relieve es ondulado, con una pendiente media superior al 9% y máxima por encima del 50%, valores ambos muy superiores a los habituales en el resto del área metropolitana. En lo que respecta al sustrato litológico, los rasgos distintivos son también muy notables. La unidad se enmarca dentro del contexto serrano, caracterizado por el predominio de pizarras y granitos, un sustrato que contrasta con el carácter sedimentario de la litología del resto del territorio metropolitano. De forma más específica, el ámbito se caracteriza por la presencia de dos

unidades litológicas principales: una dominante en el sector más occidental, constituida por pizarras, cuarcitas, cuarzovacas, jaspes y rocas volcánicas; y otra limitada al sector oriental, definida por la presencia de rocas plutónicas (gabros, dioritas, tonalitas, etc.). Sobre esta base se han desarrollado suelos ácidos, con una amplia representación de cambisoles y regosoles eútricos y de luvisoles órticos y crómicos.

Figura 5.4 Vista de la Sierra Norte de Sevilla



La unidad presenta un claro dominio de los usos y coberturas de tipo natural, lo cual constituye también un rasgo diferencial con respecto a las seis unidades restantes del ámbito metropolitano. Dentro de las formaciones vegetales más notables, destaca la abundante presencia del encinar y las dehesas de encina, que ocupan amplias extensiones de territorio en el sector central y oriental de la unidad. Tienen también una presencia muy significativa las manchas de eucaliptos y de coníferas (sobre todo *Pinus pinea*), localizadas principalmente en el sector occidental. Con respecto a las formaciones de matorral, se observa un predominio claro del jaral y, en menor medida, del aulagar y el lentiscar. Los pastizales tienen también una importante representación, con una distribución más o menos homogénea por toda la unidad, de carácter fragmentario. Por su parte, la vegetación de ribera muestra una escasa entidad, estando formada principalmente por formaciones de adelfar, y siendo escasos los tramos donde existe bosque de galería.

La presencia de importantes masas de agua es otro de los componentes más destacados del paisaje. Dentro de los límites de la unidad se localizan diversos embalses, destacando los del Agrio, el Gergal y el Cala. El primero de ellos, ubicado en el sector occidental del ámbito, data de 1977 y se crea para suplir los requerimientos de la cercana explotación minera de Aznalcóllar. Se alimenta de los aportes del río Crispinejo y los arroyos que confluyen en el río Agrio (arroyos Saladillo, Cañaveroso y de la Sebastiana); presenta en su entorno vegetación

natural (encinar, pinar, eucaliptar y matorral), y acoge algunas especies de fauna como el hurón o la nutria. El embalse del Gergal se localiza en el sector oriental del ámbito; tiene su origen en 1979, y su función básica es el abastecimiento urbano. Regula las aguas del Rivera de Huelva, recibiendo también aportaciones del Rivera del Cala. Este último río también está regulado por el tercero de los embalses mencionados, denominado embalse del Cala, localizado en el extremo noroccidental de la unidad; data de 1927, y está dedicado principalmente al abastecimiento, con un uso puntual de producción de energía eléctrica. Tanto el embalse del Gergal como el del Cala presentan formaciones vegetales autóctonas y fauna de interés en su entorno. Por último, cabe mencionar que el curso del Rivera de Huelva presenta otra presa, aguas arriba de la cola del embalse del Gergal, que da lugar al denominado contraembalse de Guillena, de menor entidad que los anteriores.

La presencia de formaciones vegetales de interés y la existencia de una red hidrológica conformada por abundantes arroyos y cauces son dos claros indicadores de la riqueza ambiental de este espacio, cuyos valores naturales han sido reconocidos bajo diversas figuras de protección. Destaca en primer lugar el Corredor Ecológico del Guadiamar, designado como Lugar de Interés Comunitario (LIC) y considerado un elemento clave de conectividad en el contexto de la red de espacios protegidos de Andalucía. El corredor ecológico presenta dos áreas diferenciadas dentro de la unidad. La primera de ellas tiene un fuerte carácter lineal, englobando el cauce del Guadiamar (que recorre la unidad en su eje central en dirección norte-sur) y su entorno más inmediato. La segunda es una amplia zona que se extiende al noroeste del embalse del Agrio, abarcando en su conjunto la cuenca de los diferentes arroyos que desembocan en dicho embalse; este ámbito conecta en su extremo occidental (ya fuera de los límites de la unidad) con el Paisaje Protegido del Río Tinto. Las dos áreas que conforman el LIC confluyen al sur de la explotación minera de Aznalcóllar, ya en el entorno de la campiña (Unidad 2), y se prolongan en dirección a la marisma a través del Paisaje Protegido del Guadiamar.

Por su parte, el Catálogo de Espacios y Bienes Protegidos del Plan Especial de Protección del Medio Físico (PEPMF) de la provincia de Sevilla incluye dos zonas localizadas dentro de los límites de la unidad: el Coto Nacional de la Pata del Caballo y Madroñales, y el conjunto de las cuencas del Rivera de Huelva y el Rivera del Cala. El primero de estos espacios es una amplia zona forestal que se enmarca dentro del citado LIC del corredor ecológico del Guadiamar. A pesar de que la mayor parte de la vegetación autóctona ha sido sustituida por eucaliptal y pinar, este enclave alberga fauna de interés (zorro, tejón, gato montés, cernícalo, milano negro y real, mochuelo) y mantiene una considerable calidad visual. El segundo de los espacios citados, el entorno de los ríos Rivera de Huelva y Rivera del Cala, en el sector oriental, presenta como principales valores ecológicos los restos de vegetación de ribera asociados a los cauces y, sobre todo, la fauna de ribera (entre la que destaca particularmente la nutria). Finalmente, cabe mencionar que en el extremo suroriental de la unidad se localiza el Parque Periurbano del Gergal, espacio vinculado básicamente al uso público, como corresponde a esta figura de protección.

Los usos agrícolas y artificiales tienen una presencia limitada en la unidad. En lo que respecta a los cultivos, estos se localizan principalmente cerca del límite sur del ámbito, en contacto con las zonas de campiña y vega; se trata, sobre todo, de manchas de olivar. Los usos

artificiales también se concentran en esta zona de transición, como es el caso de los núcleos urbanos Aznalcóllar y Gerena y de la explotación minera de Aznalcóllar. En el resto de la unidad, destaca la presencia de desarrollos residenciales en áreas muy localizadas, como son las urbanizaciones de Las Pajanosas, Las Nieves y Entremontes, ubicadas en las proximidades de la autovía A-66, y la urbanización Lagos del Serrano, en el entorno del embalse del Cala. Éste último enclave está rodeado de una amplia zona en construcción, indicativa de la tendencia expansiva de los usos residenciales en el área. Finalmente, cabe destacar la propia autovía A-66 como principal elemento estructural de origen artificial en la unidad; su presencia no es muy amplia en términos superficiales debido a la configuración de los límites del ámbito, pero actúa en todo caso como una importante barrera para los procesos ecológicos.

5.3.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

El ámbito de la Sierra Norte es la única unidad del área metropolitana donde la dominancia del paisaje corresponde a la cobertura natural. Las métricas aplicadas a una baja resolución temática (4 clases) muestran el claro predominio de la matriz natural durante todo el periodo de estudio, si bien se observa un cierto retroceso de la misma, de carácter muy moderado pero constante, a lo largo del tiempo (94,64% de la superficie total en 1956, 92,72% en 1999 y 92,07% en 2003; ver tabla 5.1.5). La pérdida de superficie natural se debe en casi igual proporción al avance de los usos artificiales y agrícolas y de las masas de agua (ver tabla 5.1.12). No obstante, las pérdidas originadas por la puesta en cultivo de áreas naturales se ven compensadas en el cómputo global por el proceso inverso de conversión de tierras agrícolas en hábitat natural.

Como resultado de estos cambios de distinto signo, y a pesar del balance global ligeramente negativo, la matriz presenta un notable grado de estabilidad en cuanto a su extensión. Sin embargo, las métricas arrojan luz sobre otros procesos estructurales que pueden tener un mayor impacto real sobre la dinámica del paisaje: en concreto, se observan signos claros de un proceso de fragmentación de la matriz natural, articulado en un aumento del número de manchas de hábitat y una visible disminución del tamaño medio de las mismas (ver tabla 5.1.5). Asimismo, se percibe un aumento de la densidad de borde, lo que es indicativo de una intensificación del efecto borde y del consecuente menoscabo del hábitat de interior. Por último, el índice de conectividad muestra un descenso significativo, lo cual es un síntoma adicional del proceso de fragmentación, aunque en este caso se debe principalmente al efecto divisor de la autovía sobre el paisaje.

La clase agrícola es el segundo componente más relevante del paisaje en términos cuantitativos, si bien su extensión no alcanza el 5% del territorio en ningún momento del periodo de estudio; de hecho, los cultivos sufren un retroceso moderado pero continuo entre 1956 y 2003 (ver tabla 5.1.5). Por su parte, tanto las masas de agua como los usos artificiales tienen una presencia escasa en términos de extensión (cercano al 2% de la superficie total en 2003), pero ambas clases muestran un comportamiento dinámico, con un balance neto positivo para el periodo de estudio. Este dinamismo es el principal responsable de que el paisaje tienda en el tiempo hacia una mayor complejidad estructural, plasmada en un descenso del índice de contagio (es decir, en un menor grado de agregación espacial de las clases) y un mayor equilibrio entre la extensión de los diferentes tipos de uso (ver tabla 5.1.6).

Esta conclusión, válida para un análisis realizado con una resolución temática baja, no se muestra totalmente exacta cuando se analiza la evolución del paisaje utilizando una clasificación con un mayor nivel de desagregación (12 clases). Un aumento de la resolución temática muestra que las dinámicas de cambio de usos y coberturas tienen un impacto menor en la configuración estructural del territorio (ver tabla 5.1.11). Desde este enfoque, la unidad presenta una visible estabilidad no sólo en cuanto a su composición sino también en términos estructurales, lo cual puede interpretarse como indicativo de un cierto grado de aislamiento frente a las presiones territoriales ligadas al área metropolitana. En cualquier caso, las métricas muestran también que existen tendencias significativas de cambio dentro de los grandes tipos de uso y que, aunque su impacto en los índices globales de paisaje sean moderados, pueden tener consecuencias importantes sobre el funcionamiento interno del territorio.

El análisis pormenorizado de la matriz natural muestra por ejemplo un visible contraste entre las situaciones inicial y final del periodo de estudio. Dentro de la cobertura natural, la clase más abundante corresponde al hábitat arbolado, que pasa de representar el 58% del territorio a cubrir más de un 70%. A pesar del avance significativo de este tipo de cobertura, entre 1999 y 2003 se observan signos de un cambio de tendencia, con una ligera pérdida de superficie e indicios de un incipiente proceso de fragmentación (que, como muestran las métricas, incide negativamente en la conectividad y aumenta la proporción de hábitat de borde) (ver tabla 5.1.10). El avance neto del hábitat arbolado se produce sobre todo en detrimento del hábitat no arbolado (ver tabla 5.1.15), que ve reducida su superficie a la mitad a lo largo del periodo de estudio, aunque muestra un cierto repunte entre 1999 y 2003. La fragmentación del hábitat no arbolado es además mucho más evidente que la que sufre el hábitat arbolado, mostrándose como un proceso continuado durante todo el periodo de análisis. La escasa compacidad de las manchas de hábitat no arbolado es consecuencia de la asociación de una parte importante de este tipo de cobertura con la red fluvial.

Por su parte, los espacios sin vegetación, a pesar de tener escasa relevancia en términos cuantitativos, muestran una presencia creciente en la unidad (ver tabla 5.1.10) y contribuyen de forma clara al proceso de fragmentación de la cobertura natural. Se trata casi en su totalidad de manchas de forma lineal (márgenes de la red viaria, caminos rurales y pistas forestales) que penetran en las grandes extensiones de hábitat arbolado y no arbolado. Por su parte, las plantaciones forestales, ausentes al comienzo del periodo de estudio, hacen su aparición entre 1956 y 1999 y consiguen alcanzar una presencia notable en el conjunto de la unidad, si bien su distribución tiene un carácter muy fragmentario. Su expansión se produce sobre todo en detrimento del hábitat no arbolado (ver tabla 5.1.15). Entre 1999 y 2003 las plantaciones muestran un cierto retroceso, que se traduce en la naturalización de algunas de estas áreas (es decir, su conversión a hábitat arbolado).

En lo que respecta a la composición de la clase agrícola, el secano es el tipo de cultivo más extendido, estando representado fundamentalmente por el olivar. Su presencia se concentra sobre todo al sur de la unidad, en las proximidades o en contacto directo con la campiña de Gerena. Este tipo de uso muestra un retroceso moderado para el periodo de estudio (de un 4,32% de la superficie total en 1956 a un 3,44% en 2003), sobre todo a causa de la naturalización de parte de su extensión (ver tabla 5.1.15). Los usos agrícolas clasificados como mixtos (en muchos casos olivares abandonados o mezclas de cultivos con vegetación natural)

aparecen asociados a las manchas de secano, si bien presentan una menor extensión total y un carácter mucho más puntual. El regadío, ausente de la unidad al comienzo del periodo de estudio, aparece fundamentalmente en las zonas de contacto con la vega del Guadalquivir.

Las masas de agua, como se ha indicado anteriormente, tienen una presencia muy significativa en la unidad, aunque a efectos cuantitativos representan una porción bastante reducida del paisaje. Su superficie total se ve incrementada de forma más que notable entre 1956 y 1999 (pasando de ocupar un 0,49% del territorio a un 1,71%), gracias fundamentalmente a la creación de los embalses del Agrio y el Gergal (ver tabla 5.1.8). No obstante, se observa un proceso adicional que también contribuye a la expansión de la clase: la proliferación de pequeñas balsas en el seno de la matriz forestal. Este fenómeno es constante para todo el periodo de estudio, y constituye de hecho el factor que explica el crecimiento observado para esta clase entre 1999 y 2003.

Finalmente, en lo que respecta a los diferentes tipos de usos artificiales, las métricas arrojan un balance neto positivo, a pesar de su escasa importancia global en términos cuantitativos (ver tabla 5.1.7). Las urbanizaciones residenciales, por ejemplo, presentan una marcada tendencia expansiva en términos relativos; su crecimiento se caracteriza por el desarrollo de un elevado número de núcleos compactos de pequeño tamaño, con una distribución muy localizada en determinadas zonas del paisaje. El tejido urbano continuo, en contraste, muestra una expansión mucho más moderada, restringida al entorno de los núcleos originales de población. El resto de usos artificiales crece de forma significativa, hecho que está asociado a diversos procesos: la expansión de la zona minera de Aznalcóllar en el periodo 1956-1999, la construcción de la autovía A-66 entre 1999 y 2003, y la aparición de zonas en construcción en el seno de la matriz agrícola. En este último caso, destaca la proliferación de esta tipología en la zona circundante a la urbanización de los Lagos del Serrano, lo cual indica la expansión en curso de dicho núcleo residencial.

5.3.3 Discusión de resultados

Las características básicas de la unidad y el análisis de su evolución estructural muestran que el sector serrano del área metropolitana es un ámbito relativamente estable, alejado de las dinámicas de crecimiento urbano y de los intensos procesos de transformación ligados al núcleo central de la aglomeración urbana. En contraste, este espacio representa la mayor extensión continua de cobertura natural de todo el territorio metropolitano, constituyéndose como el principal reservorio natural del ámbito junto con el entorno de Doñana. El valor ecológico de la unidad no viene dado sólo por la existencia de espacios de singular interés ambiental, sino por el papel que juega en su conjunto como puerta al ámbito de Sierra Morena. Por ello, la conectividad entre este entorno y el resto de elementos del sistema de espacio libre metropolitano ubicados en otras unidades se destaca como un factor estratégico de cara a mejorar la integridad ecológica del conjunto del área metropolitana.

En todo caso, el aislamiento con respecto a los procesos y tensiones de origen metropolitano no es ni mucho menos completo, existiendo ciertos elementos de cambio que están claramente ligados al crecimiento de la aglomeración urbana. En este sentido, se percibe sobre todo un incremento de los desarrollos residenciales en la unidad, principalmente en el término municipal de Guillena, en el sector oriental de ámbito. La autovía A-66 se destaca

como principal vector para la expansión de estos usos: esta vía de comunicación supone una mejora notable de la conexión de este entorno con el núcleo de la aglomeración urbana, lo cual potencia el atractivo del desarrollo de viviendas en un entorno con valores naturales inexistentes en otros lugares del territorio metropolitano. La concentración de estos núcleos residenciales en zonas muy concretas hace que su impacto local sea elevado, aun cuando las métricas muestran que su impacto sobre la composición global del paisaje es muy reducido. De cara a una posible intensificación de este fenómeno, parece necesario reflexionar sobre la conveniencia de este modelo de desarrollo residencial y sus consecuencias ambientales, tanto territoriales (menoscabo del hábitat natural, fragmentación del paisaje, interrupción de los ejes de conectividad, etc.) como sobre los recursos y ciclos naturales (consumo poco eficiente del recurso suelo, efectos sobre la hidrología local, incremento del uso del transporte privado, etc.).

Con independencia de esto, desde un punto de vista estrictamente estructural la unidad presenta unas buenas condiciones, especialmente en comparación con otras zonas del área metropolitana, por lo que el margen de actuación y mejora es aquí sensiblemente menor. Los espacios de mayor interés ambiental se encuentran catalogados por parte de la administración, como se ha descrito al comienzo del análisis; por ello, cabría esperar un cierto grado de conservación frente a presiones externas tanto actuales como futuras. En todo caso, se puede hacer hincapié en algunos aspectos que pueden ser de especial interés para la configuración de un sistema de integración ecológico-territorial a escala metropolitana.

Con respecto a la funcionalidad del Guadiamar (declarado LIC) como corredor ecológico, a partir del análisis desarrollado se desprende la necesidad de considerar el papel que juega en este sentido el conjunto de la matriz natural, y no limitarse estrictamente al entorno inmediato del cauce. Esta estrategia puede ser más eficiente si se considera que la confluencia más al sur de las dos áreas en que se divide el LIC, resulta dificultada por la presencia de una amplia mancha de superficie artificial asociada a la explotación minera de Aznalcóllar; un enfoque de carácter más extensivo parece idóneo para la mejora de la integridad del conector ecológico en este punto. Otro aspecto a considerar en todo este ámbito es la reintroducción de la vegetación autóctona, dado que el avance registrado por las métricas para el hábitat arbolado entre 1956 y 1999 corresponde sobre todo a la introducción de eucalipto y pino piñonero.

El sector oriental de la unidad, por su parte, muestra un interesante potencial ecológico y territorial gracias a la presencia de los ríos Rivera del Cala y Rivera de Huelva. Más allá de su valor ambiental intrínseco, desde una óptica territorial la relevancia de estos cursos fluviales está vinculada a su conexión con el río Guadalquivir, que se efectúa al sur de los límites de la unidad. El sistema resultante de la articulación de estos elementos conforma un nuevo eje territorial de escala metropolitana, que conecta el ámbito de la sierra con el corazón de la aglomeración urbana, y posteriormente se proyecta en dirección al entorno de Doñana. Con una disposición paralela al Guadiamar, este eje ofrece, al menos en un plano potencial, una funcionalidad complementaria a la del corredor verde en su conexión sierra-marisma: atraviesa un territorio mucho más antropizado, lo cual supone un menoscabo en cuanto a su valor como conector biológico, pero al mismo tiempo refuerza su papel ambiental como vector de integración de la ciudad con el medio natural, y potencia sus posibilidades para el uso público.

Por último, cabe mencionar que, aunque las vías pecuarias tienen una presencia muy reducida en la unidad (sobre todo en comparación con otras zonas del área metropolitana), los elementos existentes constituyen por su disposición un recurso potencial de gran interés para la articulación territorial y la potenciación del acceso público a este entorno natural. Destacan en este sentido el Cordel de la Cruz de la Mujer, de Guillena a El Ronquillo; el Cordel del Camino de los Arrieros, de Gerena a El Garrobo; y la Vereda de Guillena a Castilblanco. Estas vías pueden actuar como complemento a los senderos ya existentes en el área, entre los que destaca la denominada Ruta del Agua, que conecta los Lagos del Serrano con el embalse del Gergal y se prolonga en dirección sur hacia el Aljarafe.

Tabla 5.1.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	808,52	1,98	0,60	67	12,07	33,32	2,98	1,73	577,21	559,62
agua -humedal	759,29	1,86	0,58	81	9,37	35,75	4,78	1,91	875,21	1135,16
agrícola	1672,80	4,09	0,38	105	15,93	25,13	5,01	1,70	294,14	358,51
natural	37648,26	92,07	54,17	40	941,21	4162,65	11,8	1,67	105,50	6084,85
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	627,97	1,54	0,60	58	10,83	35,00	2,10	1,66	682,83	581,50
agua -humedal	699,85	1,71	0,58	63	11,11	38,28	4,56	2,08	1054,53	1178,10
agrícola	1648,86	4,03	0,39	104	15,85	25,40	4,90	1,68	235,19	361,30
natural	37912,19	92,72	92,53	37	1024,65	6135,12	10,75	1,60	102,20	10237,53
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	176,87	0,43	0,17	18	9,83	21,03	0,53	1,44	1688,40	332,02
agua -humedal	201,29	0,49	0,31	9	22,37	37,62	1,41	3,89	1183,41	800,35
agrícola	1812,03	4,43	0,28	144	12,58	21,47	5,81	1,61	351,87	339,69
natural	38698,68	94,64	94,52	23	1682,55	7881,48	7,22	1,79	116,91	10315,09

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.1.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	85,73	0,36	0,26
1999	86,76	0,33	0,24
1956	90,52	0,24	0,17

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.1.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	150,03	0,37	0,19	4	37,51	36,01	0,45	2,47	3849,65	388,94
urb. residenciales	175,83	0,43	0,07	32	5,49	8,81	1,07	1,62	917,81	200,35
otros usos artif.	482,66	1,18	0,43	44	10,97	27,46	1,74	1,71	694,22	465,36
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	759,29	1,86	0,58	81	9,37	35,75	4,78	1,91	875,21	1135,16
agrícola secano	1406,80	3,44	0,28	94	14,97	22,74	4,21	1,66	307,45	357,01
agrícola regadío	140,09	0,34	0,12	7	20,01	19,54	0,42	1,69	2904,52	280,43
agrícola mixto	125,91	0,31	0,04	27	4,66	3,71	0,88	1,67	1004,11	128,78
natural arbolado	29114,91	71,21	21,54	168	173,30	861,60	49,52	2,18	49,86	2895,78
natural no arbolado	7299,21	17,85	2,53	472	15,46	72,28	35,36	2,21	110,84	945,81
plant. forestales	792,20	1,94	0,15	60	13,20	15,35	4,48	2,21	418,22	285,77
sin vegetación	441,94	1,08	0,49	59	7,49	26,41	9,31	4,32	562,31	1610,41
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	150,03	0,37	0,19	4	37,51	36,01	0,45	2,47	3849,65	388,94
urb. residenciales	162,65	0,40	0,07	33	4,93	7,85	1,05	1,62	899,00	189,33
otros usos artif.	315,29	0,77	0,43	27	11,68	33,73	0,73	1,57	1344,73	472,30
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	699,85	1,71	0,58	63	11,11	38,28	4,56	2,08	1054,53	1178,10
agrícola secano	1394,91	3,41	0,28	92	15,16	23,06	4,19	1,68	266,43	361,53
agrícola regadío	131,91	0,32	0,12	7	18,84	19,93	0,38	1,58	2933,51	268,41
agrícola mixto	122,04	0,30	0,04	25	4,88	3,76	0,83	1,60	761,37	130,16
natural arbolado	29364,09	71,81	21,61	167	175,83	883,00	48,23	2,15	49,24	2944,07
natural no arbolado	7202,92	17,62	3,43	439	16,41	87,05	33,17	2,23	121,24	1027,67
plant. forestales	860,98	2,11	0,41	58	14,84	24,81	4,88	2,25	416,02	355,97
sin vegetación	484,20	1,18	0,49	65	7,45	25,21	10,11	4,38	400,52	1493,96
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	94,40	0,23	0,14	5	18,88	23,40	0,25	1,67	1391,46	304,23
urb. residenciales	7,11	0,02	0,00	10	0,71	0,38	0,10	1,27	1933,63	37,95
otros usos artif.	75,36	0,18	0,17	4	18,84	28,13	0,23	1,72	11311,78	361,54
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	201,29	0,49	0,31	9	22,37	37,62	1,41	3,89	1183,41	800,35
agrícola secano	1765,05	4,32	0,28	146	12,09	21,32	5,70	1,61	345,71	342,02
agrícola regadío	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agrícola mixto	46,98	0,11	0,03	9	5,22	3,68	0,31	1,64	3634,11	135,29
natural arbolado	23839,46	58,30	16,34	190	125,47	683,28	43,69	2,30	83,89	2845,48
natural no arbolado	14726,35	36,02	16,58	405	36,36	359,47	42,16	2,12	110,35	3019,09
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	132,87	0,33	0,09	54	2,46	5,66	2,46	2,64	702,09	702,81

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.1.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	76,07	1,00	0,42
1999	76,58	0,98	0,41
1956	76,75	0,90	0,41

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (I).	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales tienen una presencia reducida en la unidad, si bien experimentan un crecimiento constante a lo largo de todo el periodo de estudio (% LAN: 0,43 – 1,54 – 1,98; LPI: 0,17 – 0,60 – 0,60).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se articula en un marcado aumento del número de manchas, y un moderado incremento del tamaño medio de las mismas (NP: 18 – 58 – 67; AREA MN: 9,83 – 10,83 – 12,07). En general, la clase muestra un notable grado de fragmentación.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta al incrementarse el número de manchas y la superficie total de la clase (ED: 0,53 – 2.10 – 2,98), pero también está vinculada a la menor compacidad de los fragmentos, a lo que contribuyen tanto la aparición de la autovía entre 1999 y 2003, como la menor compacidad de las manchas de reciente creación (SHAPE MN: 1,44 – 1,66 – 1,73).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye entre 1999 y 2003 al ganar peso en el cómputo las manchas recientes de pequeño tamaño (RGYR AM: 332,02 – 581,50 – 559,62). El aislamiento espacial de los fragmentos se reduce progresivamente con la aparición de nuevos núcleos (ENN MN: 1688,40 – 682,83 – 577,21).
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las láminas de agua aumentan su presencia de forma significativa en la unidad, sobre todo por la creación de los embalses del Agrio y del Gergal, pero también gracias a la aparición de balsas (% LAN: 0,49 – 1,71 – 1,86; LPI: 0,31 – 0,58 – 0,58).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas aumenta de forma muy potente, a la par que se reduce el tamaño medio de los fragmentos (NP: 9 – 63 – 81; AREA MN: 22,37 – 11,11 – 9,37). Esto estaría vinculado a la proliferación de balsas de pequeño tamaño.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Como consecuencia del aumento de superficie de la clase y de la irregularidad y el número de manchas, la densidad de borde aumenta de forma considerable (ED: 1,41 – 4,56 – 4,78). La forma media de las manchas evoluciona contundentemente hacia una mayor regularidad, dado que las balsas de reciente creación tienen un carácter relativamente compacto (SHAPE MN: 3,89 – 2,08 – 1,91). El valor medio de esta variable se mantiene en todo caso elevado, lo cual refleja la irregularidad de las manchas ligadas a la red hídrica.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La expansión global de esta clase provoca un aumento neto de la distancia de correlación, principalmente entre 1956 y 1999 con la aparición de los embalses (RGYR AM: 800,35 – 1178,10 – 1135,16). De forma paralela, la distancia media entre manchas se reduce (ENN MN: 1183,41 – 1054,53 – 875,21).
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos agrícolas representan la segunda clase más extensa de la unidad, si bien se trata del ámbito metropolitano con menor presencia neta de superficie cultivada. A lo largo del periodo de estudio muestran un cierto retroceso, con un ligero repunte entre 1999 y 2003 (% LAN: 4,43 – 4,03 – 4,09; LPI: 0,28 – 0,39 – 0,38).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de fragmentos desciende de forma significativa entre 1956 y 1999, si bien el tamaño medio de los mismos aumenta de forma continuada para el conjunto del periodo de estudio (NP: 144 – 104 - 105; AREA MN: 12,58 – 15,85 – 15,93). En términos generales, se puede afirmar que esta clase presenta una estructura muy fragmentada.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde presenta una evolución similar a la descrita para la superficie total de la clase (ED: 5,81 – 4,90 – 5,01). La forma de los fragmentos tiende a una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,61 – 1,68 – 1,70).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación evoluciona de forma paralela a la superficie total de la clase (RGYR AM: 339,69 – 361,30 – 358,51). La distancia media entre manchas muestra una retroceso global para el periodo de estudio, pero con una cierta recuperación entre 1999 y 2003 (ENN MN: 351,87 – 235,19 – 294,14); en términos globales, las manchas no presentan un grado elevado de aislamiento debido a una distribución relativamente agregada.

Tabla 5.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (II).	
Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural presenta una dominancia absoluta del paisaje. Su superficie total muestra un ligero pero continuado retroceso a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 94,64 – 92,72 – 92,07). La evolución de LPI muestra el efecto divisor de la autovía A-66 sobre la matriz entre 1999 y 2003 (LPI: 94,52 – 92,53 – 54,17).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A pesar de su dominancia, la matriz natural muestra signos de fragmentación: aumento del número de fragmentos (NP: 23 – 37 – 40) y descenso del tamaño medio de los mismos (AREA MN: 1682,55 – 1024,65 – 941,21). En todo caso, la superficie de las manchas muestra un elevado grado de heterogeneidad (AREA SD: 7881,48 – 6135,12 – 4162,65).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento de la densidad de borde corrobora los signos que apuntan a un proceso de fragmentación (ED: 7,72 – 10,75 – 11,80). La forma de los fragmentos, por su parte, presenta una evolución de carácter oscilante (SHAPE MN: 1,79 – 1,60 – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La conectividad se ve reducida por el proceso de fragmentación, pero sobre todo por el efecto individual de la autovía, que divide en dos la mancha principal entre 1999 y 2003 (RGYR AM: 10315,09 – 10237,53 – 6084,85); el grado total de conectividad sigue siendo elevado, en todo caso. La distancia media entre manchas es reducida en términos generales, como corresponde a la matriz del paisaje; presenta una oscilación irregular a lo largo del periodo de estudio (ENN MN: 116,91 – 102,20 – 105,50).

Tabla 5.1.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje muestra un carácter agregado, debido a la dominancia de la cobertura natural. En todo caso, a lo largo del periodo de estudio, el avance de los otros usos sobre la matriz provoca un cierto descenso del grado de agregación y contagio de las clases (CONTAG: 90,52 – 86,76 – 85,73), así como un ligero aumento de la diversidad paisajística (SHDI: 0,24 – 0,33 – 0,34), vinculado a un mayor equilibrio entre la superficie de los diferentes tipos de uso (SHEI: 0,17 – 0,24 – 0,26).

Tabla 5.1.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES.	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El tejido urbano tiene una presencia escasa en la unidad, aunque experimenta una cierta expansión entre 1956 y 1999 (% LAN: 0,23 – 0,37 – 0,37; LPI: 0,14 – 0,19 – 0,19).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase produce la agregación de dos núcleos anteriormente aislados (NP: 5 – 4 – 4). El tamaño medio de los fragmentos aumenta (AREA MN: 18,88 – 37,51 – 37,51).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta (ED: 0,25 – 0,45 – 0,45), debido tanto al incremento de superficie como al notable aumento de la irregularidad de los fragmentos (SHAPE MN: 1,67 – 2,47 – 2,47).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación se ve incrementada de forma paralela al aumento de la superficie total de la clase (RGYR AM: 304,23 – 388,94 – 388,94). La distancia entre manchas aumenta de forma sensible entre 1956 y 1999, al agregarse dos manchas próximas entre sí (ENN MN: 1391,46 – 3849,65 – 3849,65).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las urbanizaciones residenciales tienen una presencia marginal al comienzo del periodo de estudio, experimentando posteriormente un fuerte avance en términos relativos (% LAN: 0,02 – 0,40 – 0,43; LPI: 0,00 – 0,07 – 0,07).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase está ligada a un aumento neto del número de fragmentos (NP: 10 – 33 – 32) y un incremento continuo del tamaño medio de los mismos (AREA MN: 0,71 – 4,93 – 5,49). En términos globales, esta clase muestra un carácter muy fragmentario.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde se ve incrementada debido al aumento de superficie (ED: 0,10 – 1,05 – 1,07), pero también a la mayor irregularidad de la forma de las manchas (SHAPE MN: 1,27 – 1,62 – 1,62).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta de forma progresiva, a consecuencia del incremento de superficie total experimentado por la clase (RGYR AM: 37,95 – 189,33 – 200,35). La distancia media entre manchas disminuye en términos globales, con un leve repunte entre 1999 y 2003 probablemente causado por el efecto de la agregación de dos manchas próximas entre sí. (ENN MN: 1933,93 – 899,00 – 917,81).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales constituye en su conjunto la clase con mayor presencia en la unidad dentro de esta tipología. A lo largo del periodo de estudio ha experimentado un avance significativo (% LAN: 0,18 – 0,77 – 1,18; LPI: 0,17 – 0,43 – 0,43).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de estos usos esta vinculado a un aumento progresivo del número de fragmentos (NP: 4 – 27 – 44), con un tamaño medio cada vez menor (AREA MN: 18,84 – 11,68 – 10,97).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La forma de las mancha presenta una variación oscilante (SHAPE MN: 1,72 – 1,57 – 1,71). La densidad de borde se ve incrementada progresivamente a causa del crecimiento global experimentado por este tipo de usos, viéndose también afectada por el aumento de la irregularidad de los fragmentos entre 1999 y 2003 (ED: 0,23 – 0,73 – 1,74).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta en términos netos para el periodo de estudio, aunque se observa un cambio de tendencia entre 1999 y 2003 ligado al menor tamaño de los fragmentos recientes (RGYR AM: 361,54 – 472,30 – 465,36). La distancia media entre manchas disminuye a consecuencia de la proliferación de áreas destinadas a este tipo de usos (ENN MN: 11311,78 – 1344,73 – 694,22).

Tabla 5.1.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las láminas de agua aumentan su presencia de forma significativa en la unidad, sobre todo por la creación de los embalses del Agrio y del Gergal, pero también gracias a la aparición de balsas (% LAN: 0,49 – 1,71 – 1,86; LPI: 0,31 – 0,58 – 0,58).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas aumenta de forma muy potente, a la par que el tamaño medio de los fragmentos de reduce (NP: 9 – 63 – 81; AREA MN: 22,37 – 11,11 – 9,37). Esto estaría vinculado a la proliferación de balsas de pequeño tamaño.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Como consecuencia del aumento de superficie de la clase y de la irregularidad y el número de manchas, la densidad de borde aumenta de forma considerable (ED: 1,41 – 4,56 – 4,78). La forma media de las manchas evoluciona contundentemente hacia una mayor regularidad, dado que las balsas de reciente creación tienen un carácter relativamente compacto (SHAPE MN: 3,89 – 2,08 – 1,91). El valor medio de esta variable se mantiene en todo caso elevado, lo cual refleja la irregularidad de las manchas ligadas a la red hídrica.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La expansión global de esta clase provoca un aumento neto de la distancia de correlación, principalmente entre 1956 y 1999 con la aparición de los embalses (RGYR AM: 800,35 – 1178,10 – 1135,16). De forma paralela, la distancia media entre manchas se reduce (ENN MN: 1183,41 – 1054,53 – 875,21).

Tabla 5.1.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (I).	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío no está presente en la unidad al comienzo del periodo de estudio; aparece con posterioridad, y sigue incrementando su superficie en la etapa más reciente, aunque el impacto a efectos cuantitativos es muy modesto (% LAN: x – 0,32 – 0,34; LPI: x – 0,12 – 0,12).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de fragmentos permanece estable, aunque la superficie media de los mismos muestra un ligero aumento (NP: x – 7 – 7; AREA MN: 18,84 – 20,01).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta al aumentar la superficie de la clase, pero también como consecuencia de la mayor irregularidad de los fragmentos (ED: x – 0,38 – 0,42; SHAPE MN: x – 1,58 – 1,69).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	De forma consecuente con la moderada expansión reciente de la clase, la distancia de correlación aumenta ligeramente (RGYR AM: x – 268,41 – 280,43) y la distancia media entre manchas se reduce (ENN MN: x – 2933,51 – 2904,52).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El secano es el tipo de cultivo más abundante en la unidad. Su presencia en el paisaje se ve reducida, en términos globales, a lo largo del periodo de estudio, si bien entre 1999 y 2003 se observa un ligero cambio de esta tendencia (% LAN: 4,32 – 3,41 – 3,44; LPI: 0,28 – 0,28 – 0,28).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El número de fragmentos sufre una evolución parecida a la descrita para la superficie (NP: 146 – 92 – 94). El tamaño medio de las manchas aumenta en un primer lugar, para luego descender de forma muy moderada (AREA MN: 12,09 – 15,16 – 14,97); esto estaría vinculado con el hecho de que las manchas que permanecen a lo largo de todo el periodo de estudio son de mayor tamaño que las que desaparecen entre 1956 y 1999 y que las que aparecen a partir de 1999.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde varía de forma pareja a la superficie global de la clase (ED: 5,70 – 4,19 – 4,21). La forma de las manchas presenta una evolución oscilante, aunque en términos generales tiende a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,61 – 1,68 – 1,66).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación varía también en consonancia con la superficie de la clase (RGYR AM: 342,02 – 361,53 – 357,01). La distancia entre fragmentos se reduce en un primer lugar, al desaparecer manchas alejadas del resto, y se incrementa en el periodo más reciente, al aparecer de nuevo fragmentos alejados (ENN MN: 345,71 – 266,43 – 307,45).

Tabla 5.1.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (II).	
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de tipo mixto tienen un carácter secundario en la matriz agrícola; a lo largo del periodo de estudio muestran un moderado aumento (% LAN: 0,11 – 0,30 – 0,31; LPI: 0,03 – 0,04 – 0,04).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El aumento de superficie global para esta clase se traduce en un incremento del número de manchas (NP: 9 – 25 – 27), si bien el tamaño medio de las mismas se ve progresivamente reducido (AREA MN: 5,22 – 4,88 – 4,66).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta como consecuencia del aumento global de superficie (ED:0,31 – 0,83 – 0,88). La forma de las manchas presenta una evolución variable (SHAPE MN: 1,64 – 1,60 – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El valor de la distancia de correlación se ve afectado por la disminución del tamaño de las manchas (RGYR AM: 135,29 – 130,16 – 128,78). La expansión de esta clase se traduce en términos generales en un descenso neto de la distancia media entre manchas (ENN: 3634,1 – 761,37 – 1004,11).

Tabla 5.1.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (I).	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura no arbolada es la segunda clase en extensión en el conjunto de la unidad, aunque a cierta distancia del hábitat arbolado. Este último rasgo se acentúa al experimentar la clase un fuerte retroceso en superficie para el conjunto del periodo de estudio (% LAN: 36,02 – 17,62 – 17,85; LPI: 16,58 – 3,43 – 2,53). No obstante, entre 1999 y 2003 aparecen leves signos de cambio en esta tendencia.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie va acompañada de un marcado proceso de fragmentación, plasmado en el incremento del número de manchas (NP: 405 – 439 – 472) y en el descenso del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 36,36 – 16,41 – 15,46). El tamaño de los fragmentos, aunque dispar en términos netos, muestra una tendencia progresiva hacia una mayor homogeneidad (AREA SD: 359,47 – 87,05 – 72,28).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye entre 1956 y 1999 a causa de la pérdida neta de superficie, si bien aumenta entre 1999 y 2003 a causa del efecto de la fragmentación (ED: 42,16 – 33,17 – 35,36). La forma de los fragmentos muestra una relativa irregularidad, rasgo que tiene a incrementarse para el conjunto del periodo de estudio (SHAPE MN: 2,12 – 2,23 – 2,21). Esto estaría vinculado a la visible asociación de parte de esta cobertura a la red fluvial.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La conectividad disminuye como consecuencia de la fragmentación y la pérdida de superficie total (RGYR AM: 3019,09 – 1027,67 – 945,81). La distancia media entre fragmentos es reducida, indicativa de una distribución más o menos homogénea por todo el ámbito (ENN MN: 110,35 – 121,24 – 110,84).
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat arbolado constituye la cobertura más abundante en el conjunto de la unidad, siendo posible identificarla como matriz del paisaje a este nivel de clasificación. A lo largo del periodo de estudio ha aumentado su dominancia de forma significativa, aunque esta evolución parece mostrar un cierto cambio de tendencia a partir de 1999 (% LAN: 58,30 – 71,81 – 71,21; LPI: 16,34 – 21,61 – 21,54).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999, la expansión de esta clase se traduce en una disminución del número de fragmentos (NP: 190 – 167 – 168), con un descenso del tamaño medio de los mismos (AREA MN: 125,47 – 175,83 – 173,30); esto indica un aumento de la cohesión interna de la matriz. A partir de 1999, no obstante, las métricas apuntan a un cambio de tendencia, que puede ser indicativo de un proceso incipiente de fragmentación.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento de la superficie entre 1956 y 1999 y la leve tendencia posterior a la fragmentación explican el aumento de la densidad de borde a lo largo de todo el periodo de estudio (ED: 42,16 – 48,23 – 49,52). La forma media de las manchas se mantiene más o menos constante en un nivel de escasa compacidad (SHAPE MN: 2,12 – 2,15 – 2,18).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La conectividad parte de un nivel elevado, incrementándose entre 1956 y 1999 de forma poco significativa en comparación con el aumento de superficie experimentado por la clase; entre 1999 y 2003 el valor de esta variable retorna prácticamente a su nivel inicial, a consecuencia del retroceso en superficie y la ligera fragmentación (RGYR AM: 2845,48 – 2944,07 – 2895,78). La distancia media entre manchas es muy reducida; a lo largo del periodo de estudio, disminuye en consonancia con el aumento de superficie y la agregación de manchas, a partir de 1999 se incrementa ligeramente (ENN MN: 83,89 – 49,24 – 49,86).

Tabla 5.1.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (II).	
Clase: plantaciones forestales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos forestales están ausentes al comienzo del periodo de estudio. Su evolución en la etapa 1999-2003 muestra un cierto retroceso (% LAN: x – 2,11 – 1,94; LPI: x – 0,45 – 0,15).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La clase presenta un leve aumento en el número de fragmentos (NP: x – 58 – 60), y un también moderado descenso en el tamaño medio de los mismos (AREA MN: x – 14,84 – 13,20), lo que es indicativo de una configuración más fragmentada.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde se reduce con la pérdida neta de superficie (ED: x – 4,88 – 4,48). La forma de los fragmentos muestra una escasa compacidad (SHAPE MN: x – 2,25 – 2,21).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	La distancia de correlación se reduce con la pérdida de superficie total y la fragmentación (RGYR AM: x – 355,97 – 285,77), mientras que la distancia entre manchas se mantiene relativamente constante (ENN MN: x – 416,02 – 418,22).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los espacios sin vegetación representan una parte minoritaria de la matriz natural. Han experimentado un cierto crecimiento neto a lo largo del periodo de estudio, con un retroceso moderado entre 1999 y 2003 (% LAN: 0,33 – 1,18 – 1,08; LPI: 0,09 – 0,49 – 0,49).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La clase presenta un avance neto en cuanto a su tamaño medio (AREA MN: 2,46 – 7,45 – 7,49), si bien el número de manchas que la conforman muestra una evolución oscilante (NP: 54 – 65 – 59).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Los espacios sin vegetación presentan una densidad de borde elevada en comparación con su superficie, debido al carácter lineal de los fragmentos; la evolución de esta variable es paralela a la de la extensión total de la clase (ED: 2,46 – 10,11 – 9,31). El índice de forma demuestra la absoluta falta de compacidad de estos espacios, en su mayoría elementos lineales (SHAPE MN: 2,64 – 4,38 – 4,32).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación es muy elevada en comparación a la superficie total de la clase, debido al carácter lineal de los fragmentos; se observa un avance continuo de este índice para todo el periodo de estudio (RGYR AM: 702,81 – 1493,96 – 1610,41). La distancia media entre manchas, en cambio, muestra una evolución variable (ENN MN: 702,09 – 400,52 – 562,31).

Tabla 5.1.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El análisis de la configuración estructural global del paisaje a este nivel de desagregación muestra de forma clara un menor dinamismo de las distintas variables. Tanto la evolución hacia un paisaje menos agregado y más diverso están presentes como rasgos básicos, pero las métricas muestran un margen de cambio muy reducido (CONTAG: 76,75 – 76,58 – 76,07; SHDI: 0,90 – 0,98 – 1,00; SHEI: 0,41 – 0,41 – 0,42). La variación más notable se produce con respecto a la diversidad, en la medida en que se ve afectada por la aparición, a partir de 1999, de la clase “plantaciones forestales”.

Tabla 5.1.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.

1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	175,05	0	0	1,44	176,49
agua - humedal	3,72	197,13	0	0,14	200,99
agrícola	67,47	19,99	1278,29	446,18	1811,93
natural	561,74	542,4	394,1	37200,77	38699,01
TOTAL 2003	807,98	759,51	1672,39	37648,53	40888,41

Tabla 5.1.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.

1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	175,05	0	0	1,44	176,49
agua - humedal	3,59	174,02	0	23,38	200,99
agrícola	55,45	19,99	1278,47	458,02	1811,93
natural	393,46	506,13	369,98	37429,43	38699,01
TOTAL 1999	627,56	700,14	1648,44	37912,28	40888,41

Tabla 5.1.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.

1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	620,19	0,33	0	7,03	627,56
agua - humedal	0	700,14	0	0	700,14
agrícola	0,14	2,31	1645,38	0,62	1648,44
natural	187,65	56,74	27,01	37640,88	37912,28
TOTAL 2003	807,98	759,51	1672,39	37648,53	40888,41

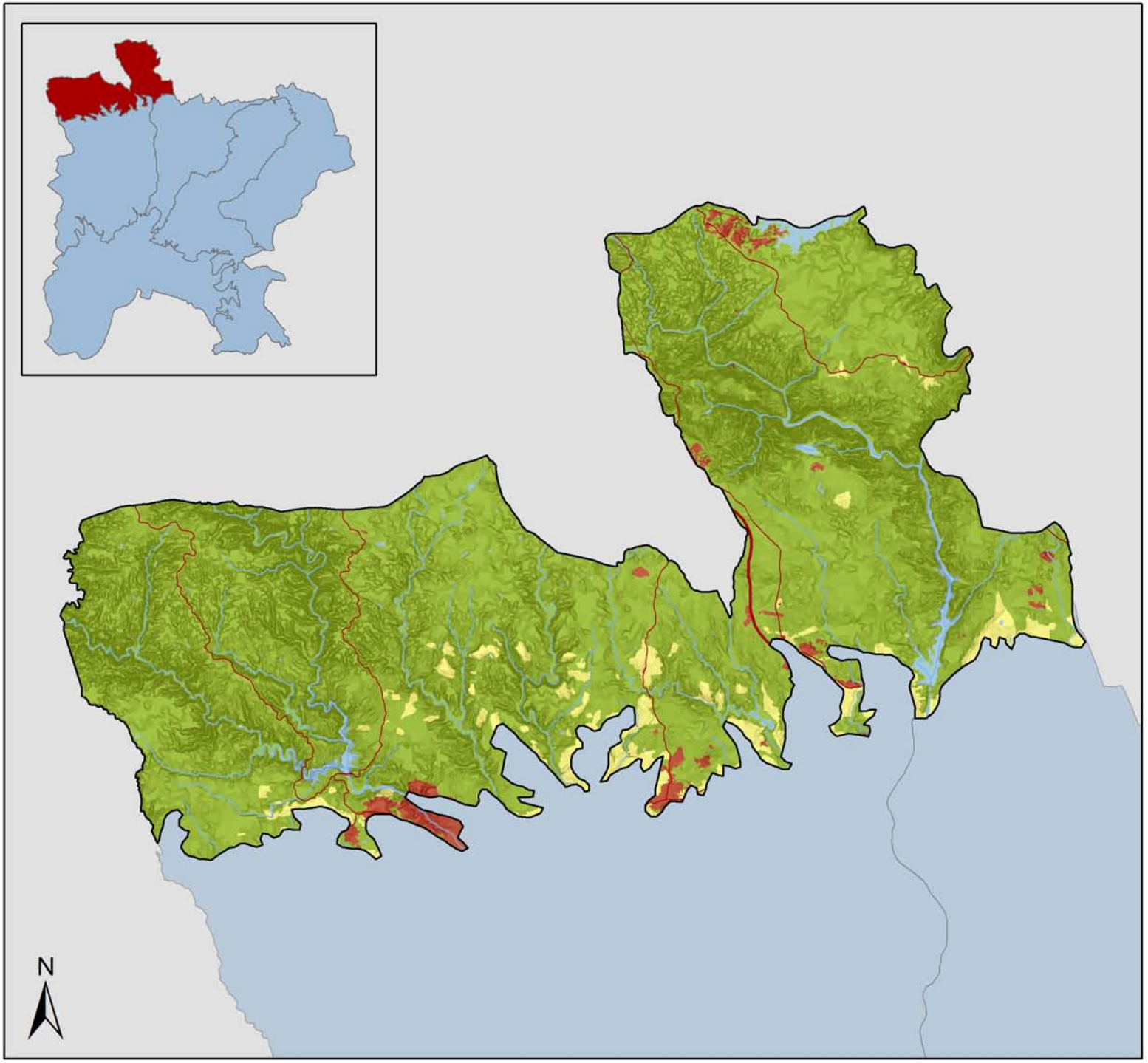
Tabla 5.1.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	94,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94,06
urb. residenciales	0	7,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,09
otros usos artif.	0	0	73,9	0	0	0	0	0	1,44	0	0	0	75,34
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	3,72	0	197,13	0	0	0	0	0	0	0,14	200,99
agrícola secano	22,21	9,63	35,63	0	19,99	1150,52	23,57	65,07	146,43	231,19	54,33	6,26	1764,84
agrícola regadío	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agrícola mixto	0	0	0	0	0	0,4	3,62	35,1	0,28	7,68	0	0	47,09
natural arbolado	1,79	117,19	93,5	0	190,01	187,4	108,13	23,79	21872,48	1049,74	95,9	98,73	23838,68
natural no arbolado	31,21	41,93	275,82	0	333,67	68,12	4,8	1,86	7086,97	6010,45	642,13	230,56	14727,52
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0,3	0	0	0	18,71	0	0	0	6,94	0,65	0	106,2	132,8
TOTAL 2003	149,57	175,84	482,57	0	759,51	1406,45	140,11	125,83	29114,54	7299,72	792,37	441,9	40888,41

Tabla 5.1.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	94,06	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	94,06
urb. residenciales	0	7,09	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	7,09
otros usos artif.	0	0	73,9	0	0	0	0	0	1,44	0	0	0	75,34
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	3,59	0	174,02	0	0	0	0,93	0,13	0	22,32	200,99
agrícola secano	22,21	9,63	23,61	0	19,99	1150,7	23,57	65,07	147,61	267,99	28,2	6,26	1764,84
agrícola regadío	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agrícola mixto	0	0	0	0	0	0,4	3,62	35,1	0,28	7,68	0	0	47,09
natural arbolado	1,79	106,67	53,65	0	182,33	197,82	99,36	19,96	21927,12	1060,09	90,66	99,22	23838,68
natural no arbolado	31,21	39,23	160,61	0	323,8	45,61	5,37	1,86	7279,23	5867,02	742,14	231,44	14727,52
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0,3	0	0	0	0	0	0	0	6,94	0,65	0	124,91	132,8
TOTAL 1999	149,57	162,62	315,37	0	700,14	1394,53	131,92	121,99	29363,55	7203,56	861,01	484,16	40888,41

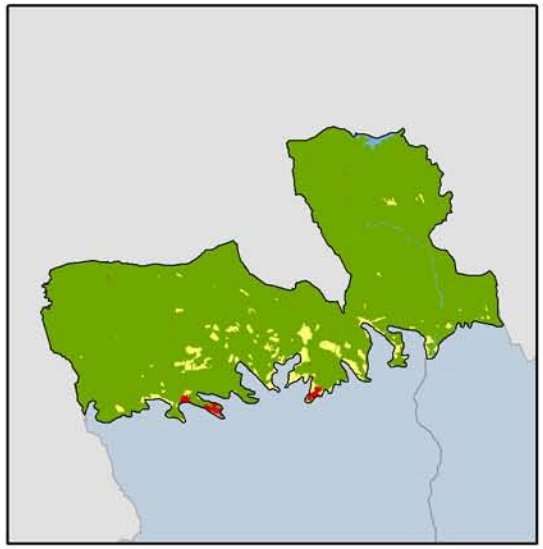
Tabla 5.1.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.

1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	149,57	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	149,57
urb. residenciales	0	162,62	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	162,62
otros usos artif.	0	0	308,01	0	0,33	0	0	0	0	7,03	0	0	315,37
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	700,14	0	0	0	0	0	0	0	700,14
agrícola secano	0	0	0,14	0	2,31	1383,28	8,77	0	0	0,04	0	0	1394,53
agrícola regadío	0	0	0	0	0	0	131,34	0	0	0,58	0	0	131,92
agrícola mixto	0	0	0	0	0	0	0	121,99	0	0	0	0	121,99
natural arbolado	0	13,22	98,49	0	11,42	0	0	3,84	28637,18	491,5	107,86	0,05	29363,55
natural no arbolado	0	0	75,94	0	3,78	23,17	0	0	311,23	6763,82	25,61	0	7203,56
plant. forestales	0	0	0	0	0,14	0	0	0	166,14	36,74	657,99	0	861,01
sin vegetación	0	0	0	0	41,4	0	0	0	0	0	0,91	441,85	484,16
TOTAL 2003	149,57	175,84	482,57	0	759,51	1406,45	140,11	125,83	29114,54	7299,72	792,37	441,9	40888,41

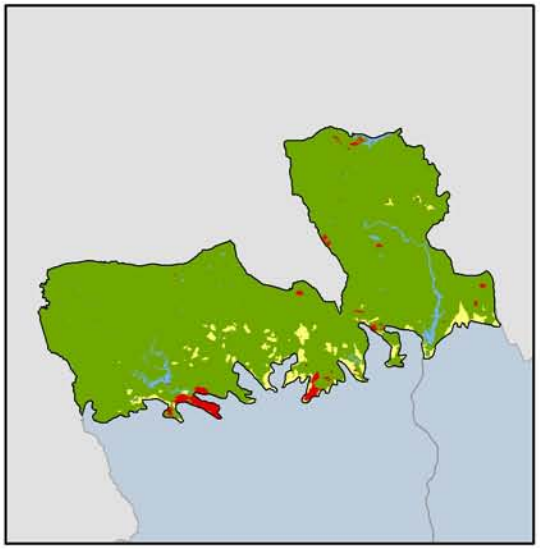
Mapa 5.1.1. Unidad 1 - Mapa de síntesis



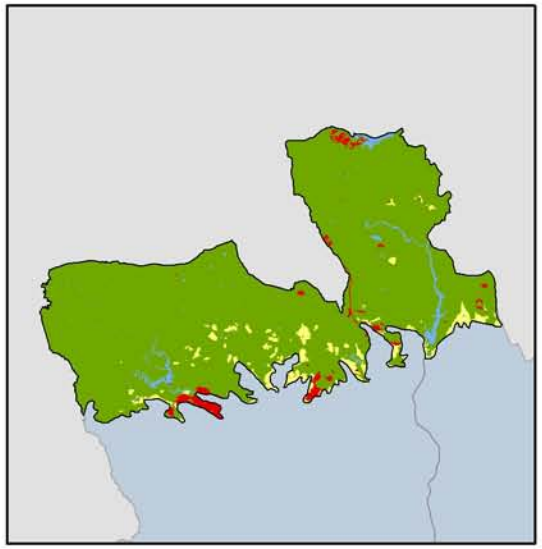
Mapa 5.1.2. Evolución del paisaje en la Unidad 1



1956



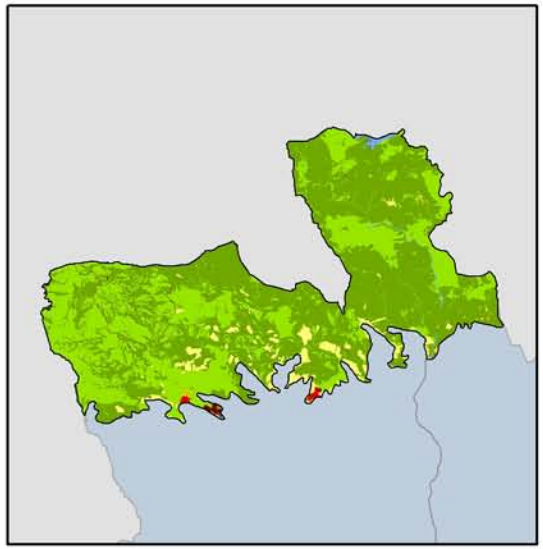
1999



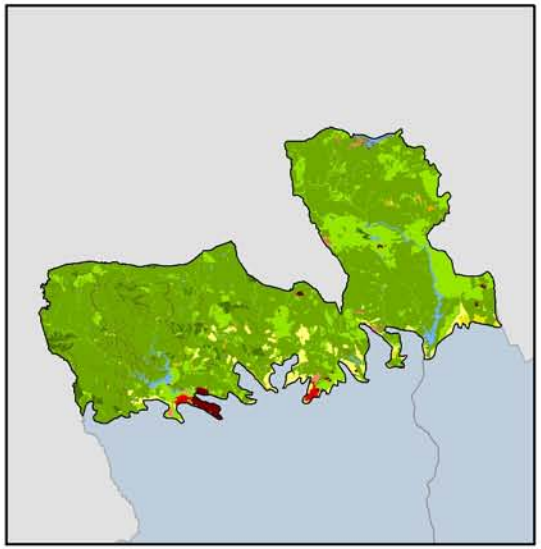
2003

Clasificación Nivel 1

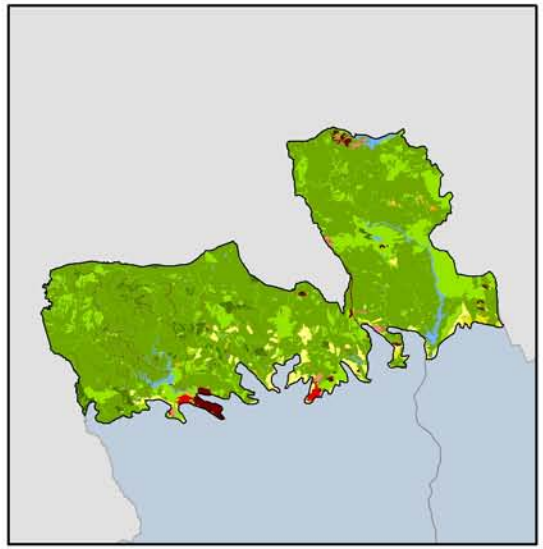
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

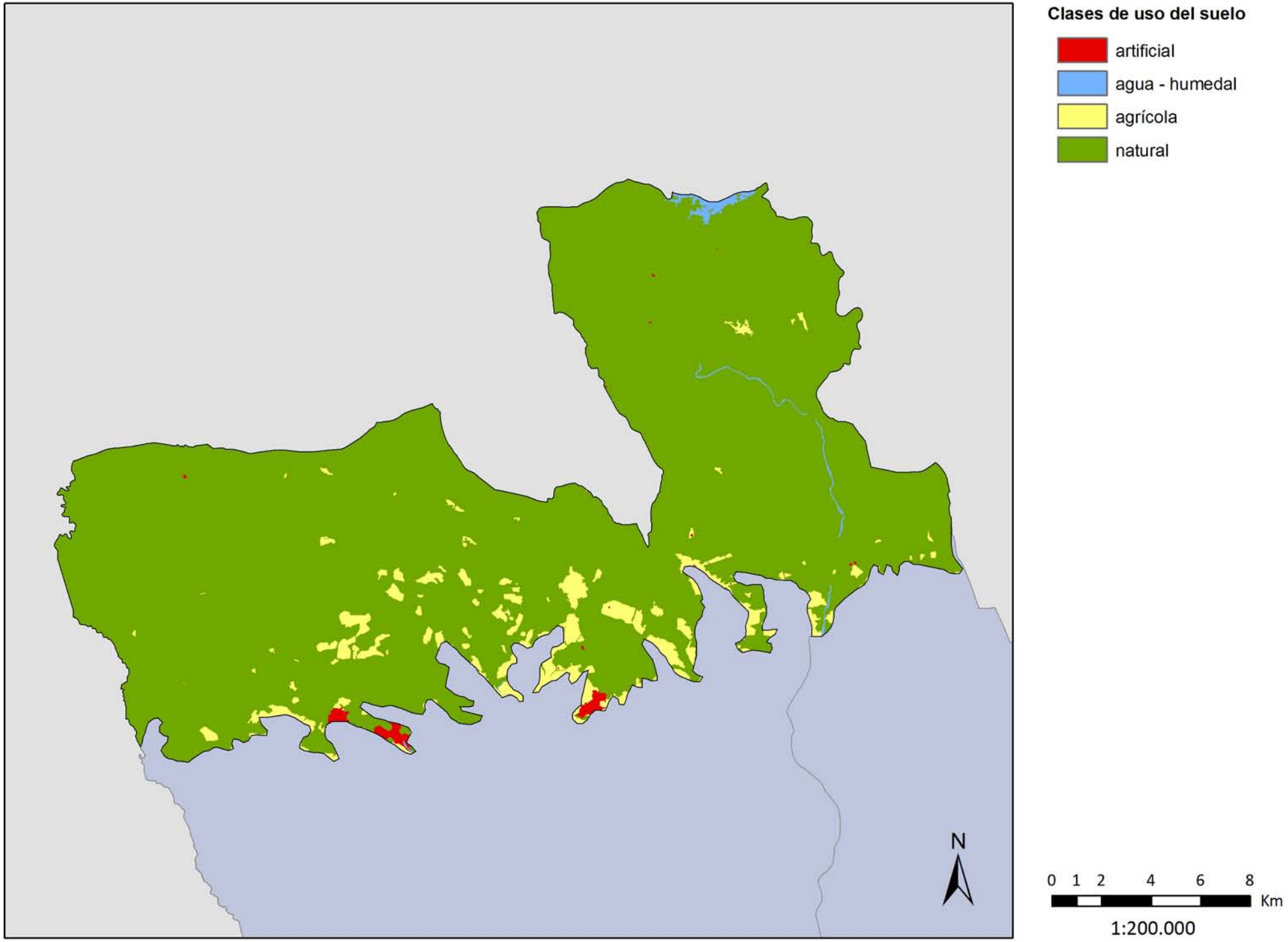
Clasificación Nivel 2

- tej.urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- plant. forestales
- sin vegetación

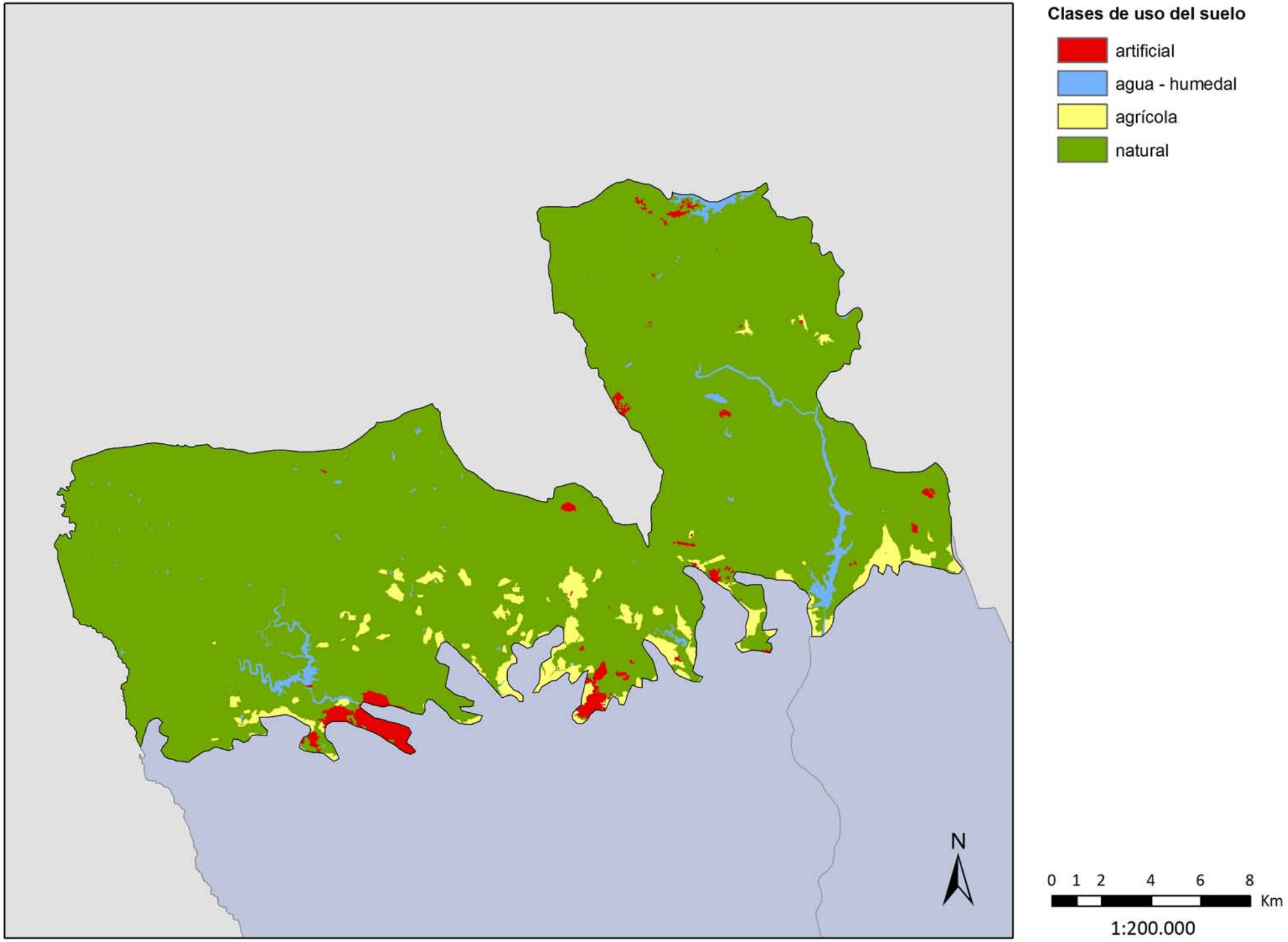
0 4 8 16 24 Km

1:600.000

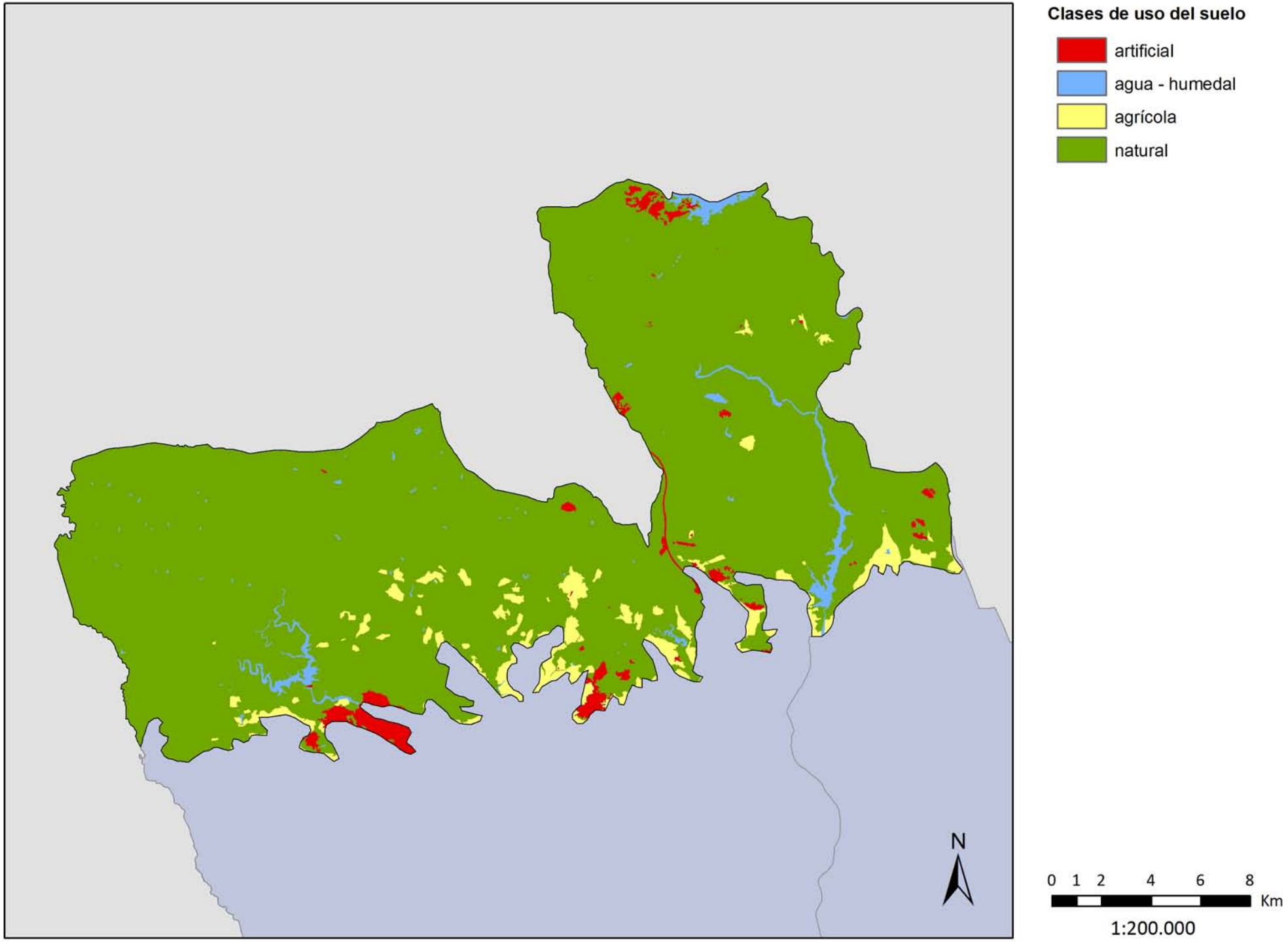
Mapa 5.1.3. Unidad 1 - Nivel 1 - 1956



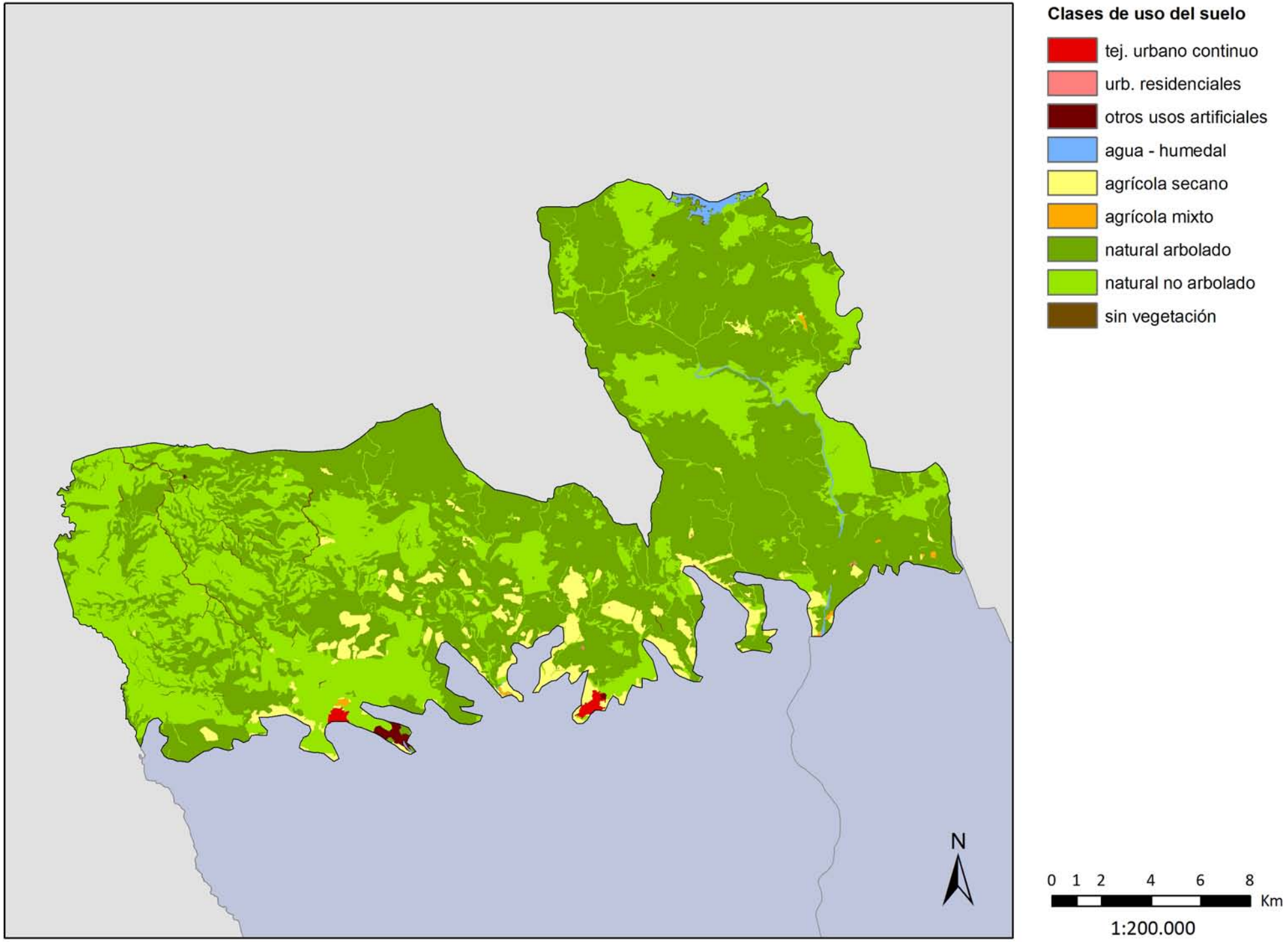
Mapa 5.1.4. Unidad 1 - Nivel 1 - 1999



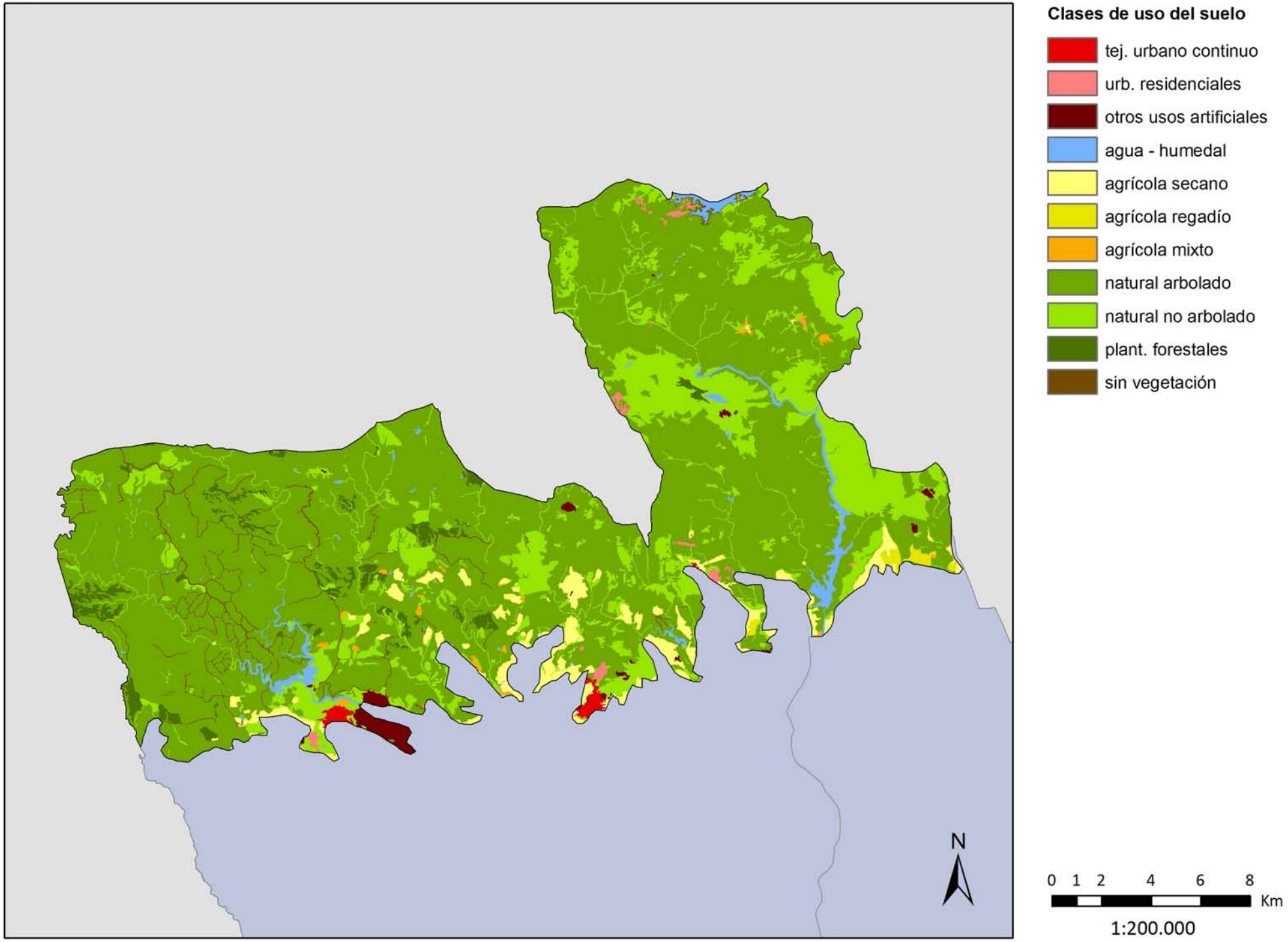
Mapa 5.1.5. Unidad 1 - Nivel 1 - 2003



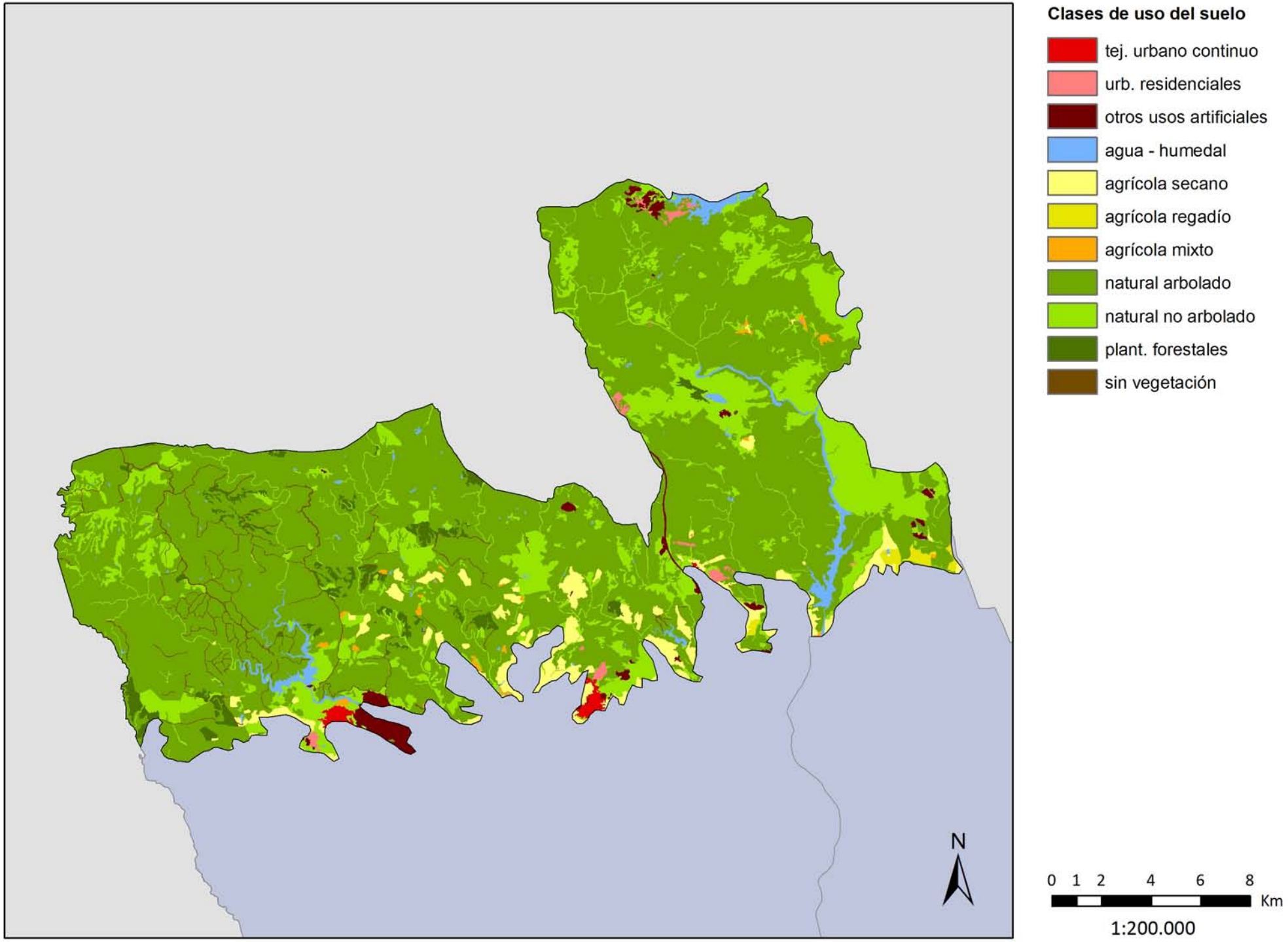
Mapa 5.1.6. Unidad 1 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.1.7. Unidad 1 - Nivel 2 - 1999



Mapa 5.1.8. Unidad 1 - Nivel 2 - 2003



5.4 Análisis de la Unidad 2: Aljarafe, campiña norte y cuenca del Guadiamar

5.4.1 Caracterización básica de la unidad

Los límites de la unidad abarcan un territorio heterogéneo, integrado por un conjunto de subámbitos claramente diferenciables entre sí, tanto por sus características físicas como el tipo de ocupación del suelo que presentan. Dichos subámbitos, que podrían ser considerados como unidades independientes en un análisis a escala más fina, presentan no obstante importantes vínculos funcionales entre sí, suficientes para justificar su estudio de forma unificada. En su conjunto, se puede definir la unidad como un espacio de transición entre la Sierra Norte y la marisma; un territorio de vocación mayoritariamente agraria, sometido en parte a fuertes presiones urbanísticas derivadas de su cercanía a la ciudad central, pero al mismo tiempo capaz de albergar áreas naturales de gran importancia a escala metropolitana. Se trata, por tanto, de un espacio complejo, donde se observa un equilibrio dinámico y, en ocasiones, problemático entre el rápido desarrollo de los procesos urbanísticos y el mantenimiento de dinámicas ecológicas esenciales.

Figura 5.5 Urbanizaciones residenciales en el Aljarafe



Desde un punto de vista estructural, es posible destacar dos ejes básicos en el paisaje, que ayudan a explicar la configuración espacial de este territorio. El primero de estos elementos es el río Guadiamar. Con una disposición norte-sur en el eje central de la unidad, el río y su entorno inmediato conforman una franja de vegetación natural que atraviesa el conjunto del paisaje, actuando como conector entre el ámbito serrano y la marisma. A ambos lados de este eje, la composición del paisaje muestra una estructura casi especular en lo que

respecta a la matriz agrícola: al norte predomina el cultivo herbáceo de secano, asociado a un paisaje de campiña caracterizado por su homogeneidad; conforme se va avanzando hacia el sur, el olivar desplaza a los cultivos herbáceos y asume un carácter dominante en la matriz; por último, en el extremo meridional de la unidad, los cultivos son relegados a un plano secundario ante el predominio de la cobertura natural.

Figura 5.6 Vista del Valle del Guadiamar, con la cornisa occidental del Aljarafe al fondo



El segundo eje fundamental del paisaje lo constituye la autovía A-49. Con una disposición este-oeste en el plano ecuatorial de la unidad, esta vía de comunicación actúa como principal vector de desarrollo de los usos artificiales en el ámbito. La distribución de las áreas urbanizadas se articula de forma clara en un gradiente a lo largo de este eje horizontal, siendo visible el aumento de la intensidad de los desarrollos artificiales conforme nos desplazamos hacia el este, es decir, a medida que nos aproximamos al núcleo central de la aglomeración urbana. De esta forma, en el extremo oriental de la unidad se observa un claro proceso de conurbación, por medio del cual los núcleos urbanos anteriormente independientes se ven agregados en una trama continua de usos artificiales.

Ambos ejes estructurales, el río Guadiamar y la autovía, constituyen un marco básico de referencia espacial para los procesos de ocupación del uso del suelo. No obstante, si se atiende estrictamente a la configuración física de la unidad, también es posible destacar otros componentes del paisaje que resultan especialmente significativos en la composición estructural del territorio. En este sentido, el elemento más destacado es sin duda la plataforma del Aljarafe. Ubicada entre los valles del Guadiamar y del Guadalquivir, se trata de una plataforma elevada de origen estructural-denudativo, con una cota máxima de 187 metros en su extremo septentrional, y una altura que disminuye gradualmente en sentido norte-sur. El relieve interno de este ámbito es alomado, debido a la actividad de la red hidrológica local

(activa en época de lluvias); no obstante, el rasgo más decisivo de su geomorfología los constituyen los pronunciados escarpes que dibujan los límites septentrional, oriental y occidental de la plataforma, y que se constituyen como los principales hitos paisajísticos de la unidad. Se observa una predominancia de regosoles, cambisoles y luvisoles, que proporcionan en general un buen drenaje y constituyen un sustrato adecuado para el desarrollo del mosaico agrícola (con predominio del olivar). El extremo sur de la plataforma presenta en cambio un sustrato edáfico muy pobre: se trata de suelos de tipo planosol, con un horizonte superficial pobre en materia orgánica y elementos fertilizantes, y un horizonte en profundidad compacto y de textura arenoarcillosa, que dificulta el drenaje. Esta área se encuentra ocupada por amplias extensiones de cobertura forestal.

Al norte de la plataforma del Aljarafe se ubica otra subunidad física de gran significancia territorial: el denominado Campo de Gerena, un paisaje de campiña de relieve acolinado, dominado en su totalidad por los cultivos herbáceos de secano, que se extiende hasta las estribaciones de la sierra. El fuerte contraste de este ámbito con las zonas de regadío de la cercana vega del Guadalquivir está determinado fundamentalmente por el carácter arcilloso del sustrato, en el que predominan los vertisoles (suelos de estructura grumosa en superficie y prismática irregular en profundidad, con mala permeabilidad debido a la presencia de arcillas); el riego se halla por tanto impedido a causa de las dificultades para el drenaje y el riesgo de acumulación de sales. Las características físicas del Campo de Gerena se reproducen, en términos globales, al oeste del Guadiamar, donde también predomina el paisaje de campiña.

Figura 5.7 Vista del Campo de Gerena con el núcleo urbano de Gerena al fondo



Si se atiende a los principales espacios de valor ecológico que alberga la unidad, destaca en primer lugar el denominado Corredor Verde del Guadiamar, cuya funcionalidad ambiental es indisociable de su citado papel como eje estructural del territorio. Declarado como Paisaje

Protegido tras el desastre del vertido minero de Aznalcóllar, y sometido con posterioridad a este incidente a intensas labores de restauración ambiental, el valor esencial de esta franja de vegetación natural reside, como se ha apuntado en el análisis de la unidad anterior, en su papel como conector ecológico entre los ámbitos serrano y marismeño. Mientras que en el territorio circundante al cauce se observa un predominio del pastizal no arbolado, la vegetación de ribera presenta una composición variable a lo largo del corredor, alternándose zonas con presencia de elementos arbóreos (alameda, fresneda, olmeda, eucaliptal) y áreas dominadas por especies arbustivas (zarzal, adelfar, tarajal). En el sector norte del corredor se localizan dos zonas de dehesa, identificadas en el Plan Especial de Protección del Medio Físico de la Provincia (PEPMF) como Palmares y La Herrería. La vegetación natural de estos ámbitos está compuesta principalmente por formaciones mixtas de encinas y acebuches y áreas asociadas de matorral y pastizal, que en conjunto destacan de forma visible en el homogéneo entorno agrícola. La fauna asociada a estos espacios incluye, según el Plan Especial, especies como el mochuelo, la jineta o el zorro.

En el sector sur de la unidad se localizan las áreas más extensas de vegetación natural de todo el ámbito. Al oeste del Guadiamar se encuentran varias manchas de dehesa que aparecen recogidas en el PEPMF: la Dehesa del Gobierno, la Dehesa Boyal y la Dehesa de Pinos Altos (integrada esta última dentro de los límites del Parque Natural de Doñana). La vegetación de estos enclaves está constituida por masas bien conservadas de pino piñonero (*Pinus pinea*), así como por formaciones mixtas de alcornoque, encina y eucalipto. Dentro de las especies de fauna descritas por el Plan Especial sobresalen las rapaces: águila calzada, águila culebrera, cernícalo, milano negro, gavilán, etc.

También en el sector meridional de la unidad, ocupando el extremo sur de la plataforma del Aljarafe, se localiza una amplia área forestal conocida como los Pinares de la Puebla y Aznalcázar; al igual que los casos anteriores, esta zona está asimismo incluida en el Plan Especial de la provincia. Se trata de una amplia masa de pinar de pino piñonero, asociado con otras especies arbóreas (encina, acebuche, alcornoque) y acompañado de áreas de pastos y matorral (coscoja, retama, palmitos, etc.). El Plan Especial destaca este enclave como el área con mayor variedad de rapaces en el ámbito nacional. Vinculados a esta zona natural se encuentran dos enclaves incluidos en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía: las Reservas Naturales Concertadas de Dehesa de Abajo (que presenta masas bien conservadas de acebuchal y da cobijo a una importante colonia de cigüeña blanca) y la Cañada de los Pájaros (en la cual se desarrollan labores de cría en cautividad de especies amenazadas de avifauna, principalmente anátidas y rálidos).

5.4.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

A un nivel bajo de resolución temática (nivel 1), las métricas muestran una clara dominancia de los usos agrícolas para todo el periodo de estudio, con un porcentaje siempre superior al 70% (ver tabla 5.2.5). Este dato es suficientemente rotundo como para considerar la superficie cultivada como matriz del paisaje. No obstante, es necesario indicar en este sentido que la continuidad espacial de la matriz presenta un carácter mucho más limitado que en otras unidades: los principales ejes estructurales del paisaje, el corredor verde del Guadiamar y la autovía A-49 (a partir del periodo 1956-1999), muestran un fuerte efecto divisor sobre el

espacio agrícola que queda reflejado en las métricas (sobre todo en el descenso del valor de LPI de 45,36% a 25,75% entre 1956 y 2003). Se puede afirmar que, a pesar de la dominancia absoluta en términos cuantitativos de los usos agrícolas, tanto los usos artificiales como la cobertura natural juegan un papel básico en la configuración global de la estructura paisajística.

La cobertura natural representa la segunda clase en cuanto a extensión superficial. Se observa un importante retroceso para esta clase a lo largo del periodo de estudio (del 25,89% de la superficie total en 1956 al 17,54% en 2003), como consecuencia principalmente de la transformación en cultivo de parte del hábitat natural originario (ver tabla 5.2.12). Entre 1956 y 1999, la construcción de la autovía supone un importante menoscabo de la conectividad para el hábitat natural, tal y como muestra el marcado descenso de la distancia de correlación (ver tabla 5.2.5). Adicionalmente, en el periodo 1999-2003 aparecen signos claros de fragmentación, con un visible aumento del número de fragmentos y un descenso del tamaño medio de las manchas. Los índices apuntan además a un aumento de la relación perímetro-área, de forma que se intensificaría de forma general el efecto borde, con el consiguiente impacto sobre la proporción de hábitat de interior.

Por su parte, la clase artificial tiene un menor peso en cuanto a extensión en el conjunto de la unidad, si bien muestra un potente avance a lo largo del periodo de estudio (pasando de representar un 0,81% del territorio a un 7,47%); esta expansión se manifiesta con singular intensidad en el extremo oriental del Aljarafe. El crecimiento de los usos artificiales se produce principalmente a costa del espacio agrícola, afectando también, pero en menor medida, a la cobertura natural (ver tabla 5.2.12). El resultado de este proceso expansivo es un fuerte incremento en el número de núcleos de esta clase, así como un aumento de su superficie media; este último rasgo va acompañado de un visible incremento de la disparidad en el tamaño de las manchas: frente a una relativa homogeneidad inicial, se tiende a la coexistencia simultánea de núcleos de tamaño reducido y áreas artificiales continuas de gran extensión. Esta característica es indicativa del proceso de conurbación producido en el área del Aljarafe, en el que la expansión de los nuevos desarrollos conlleva la agregación de núcleos originariamente aislados. Adicionalmente, la autovía A-49 proporciona a esta clase un gran aumento de la conectividad (ver tabla 5.2.5); asimismo, esta infraestructura aumenta significativamente el grado de agregación de manchas y se muestra como un importante vector de expansión para los desarrollos de tipo artificial.

En su conjunto, el paisaje muestra un considerable grado de agregación debido a la dominancia de la matriz agrícola. No obstante, este rasgo se reduce de forma moderada en el tiempo, evolucionando el territorio hacia una configuración algo más compleja, diversa y equilibrada (ver tabla 5.2.6). Esta tendencia se percibe con mucha más claridad cuando el análisis se realiza a una mayor resolución temática (ver tabla 5.2.11), lo cual es indicativo de que las subclases que componen los grandes tipos de uso presentan cambios suficientemente significativos como para tener un impacto notable en la configuración global del paisaje.

Por ejemplo, en el seno de la matriz agrícola se observa un retroceso moderado de los cultivos de secano (componente mayoritario de la matriz agrícola, siempre por encima del 60% de la superficie total de la unidad), acompañado de un avance del regadío (ver tabla 5.2.9). Las

zonas regadas aumentan su presencia en el conjunto de la unidad (campiña, Aljarafe, corredor del Guadiamar, extremo sur del ámbito), mostrando una distribución poco agregada y una configuración espacial de carácter fragmentario. Los cultivos mixtos (mezclas tanto de secano y regadío, como de leñoso y herbáceo) también experimentan un cierto crecimiento a costa del secano, si bien desde un punto de vista estructural se articulan en manchas de mayor tamaño y con una presencia más agregada en el paisaje; se localizan sobre todo en el Aljarafe (zonas oeste y sureste) y en el extremo suroeste de la unidad. En general, se puede afirmar que la matriz agrícola, caracterizada al comienzo del periodo de estudio por una fuerte homogeneidad, tiende hacia una mayor diversidad y heterogeneidad a lo largo del tiempo.

En lo que respecta a la composición interna del hábitat natural, el principal proceso de cambio es la desaparición de más de un 45% de la cobertura arbórea inicial (ver tabla 5.2.10). Las pérdidas se deben principalmente a la puesta en cultivo de áreas naturales, pero también se observa una incidencia significativa de la conversión de hábitat arbolado en hábitat no arbolado (ver tabla 5.2.15). De forma consecuente con la pérdida generalizada de superficie, se observan una serie de consecuencias estructurales con incidencia en la dinámica ecológica: contracción de las manchas de hábitat más extensas, intensificación del efecto borde, menoscabo del hábitat de interior, marcado descenso de la conectividad global, y aparición de signos de fragmentación en el periodo 1999 y 2003. En contraste, el hábitat no arbolado presenta un modesto crecimiento neto a lo largo del periodo de estudio (de un 5,94% a un 6,11% de la superficie total de la unidad), si bien la configuración estructural de esta clase muestra cambios relevantes más allá de la variación de superficie. En general, se trata de una cobertura mucho más fragmentaria que la arbolada, con una mayor irregularidad en cuanto a la forma de las manchas (muchas de ellas de carácter lineal al estar asociadas a la red fluvial) y, en definitiva, con menor proporción de hábitat de interior. Al igual que el hábitat arbolado, la cobertura no arbolada presenta signos de fragmentación en el periodo 1999-2003, pero en cambio muestra un aumento progresivo de la conectividad durante todo el periodo de estudio (vinculada sobre todo al eje fluvial del Guadiamar); esta característica estructural compensaría en parte las pérdidas de hábitat arbolado asociados al Guadiamar, manteniéndose intacta la continuidad del corredor verde en toda su extensión.

Las plantaciones forestales muestran un cierto incremento de su presencia a lo largo de todo el periodo de estudio, pero de forma especialmente intensa entre 1999 y 2003 (ver tabla 5.2.10). Su impacto en términos cuantitativos es escaso (ocupan menos de un 1% del territorio), aunque a efectos locales puede resultar significativo, afectando sobre todo a la configuración de las masas naturales al sur de la unidad. Lo mismo se puede decir acerca de los espacios sin vegetación, cuya incidencia en la configuración global del paisaje es aún menor, pero que a efectos locales pueden tener un impacto en los índices de fragmentación de las manchas de hábitat.

En lo que respecta a la composición de la clase usos artificiales, la tipología con una mayor presencia en la unidad es la del tejido urbano continuo (ver tabla 5.2.7). El crecimiento de las áreas urbanas es potente, pasando de ocupar un 0,68% del territorio en 1956 a un 3,52% en 2003, y se produce sobre todo a través de la expansión de los núcleos de población originales, principalmente en el sector oriental del Aljarafe. Como se ha indicado anteriormente, son fácilmente perceptibles en este ámbito las consecuencias de un claro proceso de conurbación.

El contraste con la situación inicial del periodo de estudio es muy marcado: el número de manchas apenas ha crecido, pero tanto el tamaño medio como la variabilidad de tamaño entre los fragmentos se han visto incrementados de forma significativa; de forma adicional, la estructura compacta de los núcleos originales ha dado paso a la conformación de un tejido urbano más continuo, con una configuración espacial más irregular.

Las urbanizaciones residenciales muestran también un fuerte avance en el periodo de estudio (de un 0,03% a un 1,35% de la unidad), si bien en este caso presentan unos rasgos estructurales muy distintos a los del tejido urbano continuo (ver tabla 5.2.7). La expansión de las áreas residenciales se produce de forma muy fragmentaria, con un gran número de núcleos de reducido tamaño medio y una compacidad superior a la del tejido urbano. Su distribución en la unidad es irregular: esta clase ha pasado de estar prácticamente ausente en 1956 a tener presencia en todo el ámbito del Aljarafe en 2003, ya sea en el seno de la matriz agrícola o de forma anexa a los desarrollos urbanos (integrándose en el proceso de conurbación); asimismo, las urbanizaciones residenciales se han expandido en las proximidades de espacios de valor natural, como sucede con los núcleos desarrollados en el entorno del Guadiamar (Ranchos del Guadiamar y Encinares de Sanlúcar). El resto de usos artificiales también muestra un notable avance en términos relativos; este proceso de crecimiento se produce de forma muy fragmentaria, mostrándose particularmente activo entre 1999 y 2003. La expansión afecta a zonas industriales y comerciales, pero también a los espacios en construcción para el desarrollo de nuevos usos artificiales; en este sentido, el incremento reciente de esta tipología mixta es indicativo de que la tendencia expansiva del tejido urbanizado se proyecta más allá del final del periodo de estudio.

Finalmente, cabe decir que las zonas verdes urbanas tienen un papel marginal en la configuración global del paisaje (representando un 0,02% del territorio en 2003). En todo caso, no deja de llamar la atención su escaso dinamismo en comparación con el fuerte crecimiento relativo del tejido urbano y las urbanizaciones residenciales. Este fenómeno puede ser considerado indicativo de la carencia de espacios verdes como rasgo característico del desarrollo urbano del área a lo largo del periodo de estudio. En el ámbito oriental del Aljarafe, no obstante, se observa un cierto auge de los espacios naturales no arbolados en la periferia de las áreas urbanas. Resulta difícil discernir a esta escala de análisis si estas áreas libres pueden llegar a compensar en parte la escasez de zonas verdes urbanas en sentido estricto, al menos en lo que respecta a funciones ambientales no directamente vinculadas al uso público.

5.4.3 Discusión de resultados

El análisis de las métricas refuerza la idea expuesta inicialmente de que la unidad posee, como uno de sus rasgos estructurales más básicos, un grado notable de complejidad, que se plasma en última instancia en la coexistencia de procesos de muy diferente (o incluso opuesta) naturaleza. Por ejemplo, la conservación de los procesos ecológicos de primera magnitud (conexión sierra-marisma) que tienen lugar en este ámbito se conjuga en el tiempo con el fuerte avance observado para los usos artificiales, que tienen en el sector oriental de la unidad uno de los principales focos de crecimiento de todo el área metropolitana. Por otro lado, el dinamismo de algunas zonas se opone al carácter esencialmente estable del paisaje en otras áreas de la unidad, como es el caso de la campiña norte. La toma en consideración de estos

elementos contrapuestos dentro de una visión integradora del conjunto de la unidad, puede ayudar a establecer criterios y estrategias globales de actuación que ayuden a conseguir una relación equilibrada entre los diferentes tipos de uso existentes, así como una necesaria compaginación de los procesos de orden antrópico y ecológico.

En lo que respecta al entorno del Guadiamar, en términos generales se observa cómo, a pesar de la pérdida de parte de la cobertura natural originaria, la franja del corredor verde conserva o incluso aumenta su carácter continuo, manteniéndose de esta forma intacta la conectividad teórica (en el sentido de conexión física) entre las áreas forestales de la sierra y el espacio natural ligado al ámbito marismeño y su periferia. No obstante, el retroceso de la cobertura arbórea, la pérdida evidente de hábitat de interior y la existencia de puntos donde el grado de continuidad de la franja natural se muestra muy limitado (por ejemplo, en el entorno minero de Aznalcóllar o el paso de la autovía A-49) hacen que la efectividad real del corredor pueda verse seriamente disminuida. A partir de los resultados del análisis estructural, se desprenden varias opciones para potenciar la funcionalidad de este ámbito. Por un lado, parece necesario recuperar en parte la cobertura arbórea presente en 1956, dado que el menoscabo de las áreas arboladas, perceptible tanto en el propio corredor fluvial como en amplias zonas anexas, determina que el ámbito pierda capacidad para actuar en sí mismo como hábitat, y vea limitada su configuración espacial a una estrecha franja de anchura métrica y longitud kilométrica. El desarrollo de zonas arboladas extensivas vinculadas al cauce y su entorno, distribuidas a modo de espacios de transición (*stepping stones*) y con capacidad para albergar una cierta proporción de hábitat de interior, puede suponer un factor esencial para potenciar la funcionalidad real de este ámbito como conector, marcada actualmente por un carácter excesivamente lineal.

Una opción complementaria a la anterior es la ampliación de cualquier iniciativa destinada a la mejora de la conectividad a todo el conjunto de la cuenca del Guadiamar, tal y como se apunta en el Programa de Investigación del Corredor Verde del Guadiamar (Junta de Andalucía, 2003). Esta estrategia implica actuar no sólo sobre el corredor fluvial en sí, sino sobre todo el ámbito de la matriz circundante, a través de medidas encaminadas a mejorar la permeabilidad ecológica del espacio agrícola. La creación de una trama verde de detalle (asociada a las lindes agrícolas, la red hidrológica secundaria y el viario rural) con carácter complementario al corredor fluvial, así como la creación de nodos de hábitat vinculados a esta red en el seno del espacio agrícola (mediante la adopción de medidas agroambientales), puede suponer un refuerzo fundamental de la funcionalidad básica del eje ecológico del Guadiamar. El papel de la ordenación territorial a escala de cuenca hidrológica se muestra esencial en este sentido, sobre todo de cara a regular y controlar los impactos ligados a la expansión de los desarrollos residenciales y a la ocupación indebida del dominio público. Otro factor que resulta de gran relevancia a la vista de los resultados analíticos es la mejora de la permeabilidad de la autovía en todo el ámbito de la cuenca, para reducir el efecto de embudo que se produce al quedar limitada la conexión entre los dos hemisferios de la unidad al punto de cruce de la A-49 con el Guadiamar. En cualquier caso, es necesario mencionar que el alcance temporal del presente análisis deja fuera parte de las mejoras que, con carácter más reciente, se habrían derivado de las labores de restauración y conservación del Paisaje Protegido. Por ello, y de cara a plantear estrategias de acción con carácter específico en este ámbito, sería necesario repetir el análisis para un periodo más actual.

Las masas forestales del sur de la unidad muestran una considerable resistencia a las presiones externas a lo largo del periodo de estudio, a pesar de la existencia de cambios que suponen un cierto menoscabo tanto de su extensión inicial como de su calidad ambiental (avance del regadío, fragmentación, introducción de talas forestales). En algunos aspectos, en cambio, su valor medioambiental se ve incrementado con respecto al punto de partida, por ejemplo mediante la creación de las ya citadas Reservas Naturales Concertadas, o con la inclusión de parte de estas áreas naturales dentro de los límites del Parque Natural de Doñana. No obstante, parece necesario garantizar la conservación efectiva de estas manchas de hábitat mediante estrategias de ordenación o de protección, con objeto de evitar futuros impactos tanto en su configuración estructural como en su funcionalidad ecológica. Dentro de un análisis global, estas zonas se destacan como un ámbito de interés a escala metropolitana, tanto por su valor intrínseco (calidad ambiental y extensión) como por su ubicación estratégica (espacio puente entre las áreas más antropizadas de la aglomeración urbana, el ámbito de la marisma, y el corredor ecológico del Guadiamar).

En otro sentido, el avance de los usos artificiales en la unidad muestra un crecimiento tan localizado (sector oriental del Aljarafe) como claramente desestructurado en lo que respecta a su configuración espacial; ambos rasgos determinan un elevado impacto local sobre las dinámicas ecológicas de esta parte del territorio, y parecen derivarse de la ausencia de un único marco regulador del crecimiento urbano en el área durante el periodo de estudio. Si bien los efectos observados sobre la configuración del paisaje tienen un carácter irreversible, parece absolutamente necesario establecer un control de los desarrollos urbanísticos futuros, con objeto de evitar una intensificación de los impactos ambientales ligados al modelo de crecimiento analizado. Entre dichos impactos se pueden destacar el consumo excesivo de suelo debido a los desarrollos de baja densidad; el menoscabo progresivo de la matriz agrícola (con la consecuente pérdida de funcionalidad ecológica, paisajística y productiva ligada al medio rural); la creación de barreras ecológicas a escala local y de un tejido urbanizado de escasa permeabilidad ecológica; o el aumento de la superficie impermeabilizada en un ámbito con problemas de erosión superficial. En todo caso, resultaría necesario también realizar un análisis a una escala más fina, con objeto de reconocer aquellos recursos potenciales que ofrece este sector del territorio y compensar, por medio de la configuración de una red verde local, las carencias ambientales que presenta actualmente el tejido urbanizado. La abundante red de vías pecuarias, junto con los espacios libres de relevancia a nivel metropolitano (como el Parque Periurbano de Hacienda Porzuna) o la presencia de elementos naturales de carácter estratégico como el arroyo Riopudio, son de entrada recursos básicos para lograr una mejor integración local entre la ciudad y el paisaje circundante; adicionalmente, su protección y potenciación pueden tener un efecto de contención sobre futuras iniciativas de desarrollo urbanístico.

Finalmente, es necesario dedicar una última reflexión al ámbito del Campo de Gerena. Desde un punto de vista estructural, las métricas y la cartografía muestran que se trata de un ámbito caracterizado por un escaso dinamismo y una fuerte homogeneidad espacial. El aislamiento con respecto a los procesos urbanísticos y territoriales dota a este espacio agrícola de un valor ambiental y paisajístico singular, que puede ser entendido como potencialidad de cara tanto al fomento del uso público como a la mejora de articulación ecológico-territorial. La existencia de rutas como la Vía Verde de Itálica o la Ruta del Agua, que conectan este entorno

con la sierra, confirma la primera de estas potencialidades. De forma complementaria a estos recorridos, la red de vías pecuarias existente en la zona se muestra como un recurso de gran interés para potenciar la accesibilidad a este espacio. En el plano territorial, la aplicación de medidas agroambientales sobre la matriz agrícola, así como el aprovechamiento de la red fluvial y de otros elementos potenciales que puedan ser detectados en un análisis a escala fina, pueden ser actuaciones a tener en cuenta para potenciar la campiña como un ámbito agro-ecológico de carácter complementario al corredor del Guadiamar, y con un interesante papel adicional como espacio de transición entre la sierra y el núcleo central de la aglomeración urbana.

Tabla 5.2.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	6877,72	7,47	2,52	213	32,29	169,69	7,63	1,69	282,23	1691,91
agua -humedal	146,38	0,16	0,05	43	3,40	6,97	0,38	1,42	1571,72	167,44
agrícola	68869,60	74,83	25,75	147	468,5	2645,46	17,87	1,73	131,45	5035,56
natural	16144,39	17,54	8,75	394	40,98	426,62	12,69	2,15	214,89	3168,89
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	5960,47	6,48	2,08	211	28,25	142,19	6,98	1,68	307,90	1475,64
agua -humedal	98,36	0,11	0,05	29	3,39	8,05	0,25	1,45	2206,96	191,09
agrícola	69697,20	75,73	28,18	153	455,54	2765,41	17,01	1,63	126,05	5399,45
natural	16282,06	17,69	7,91	374	43,53	402,49	12,62	2,21	212,6	2752,44
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	746,91	0,81	0,07	115	6,49	11,24	1,67	1,51	642,77	212,64
agua -humedal	83,30	0,09	0,04	8	10,41	15,92	0,08	1,63	2708,23	227,24
agrícola	67382,76	73,21	45,36	164	410,87	3466,89	15,36	1,64	172,96	6899,27
natural	23825,12	25,89	16,51	389	61,25	800,67	14,14	1,99	199,47	7233,25

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.2.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	71,72	0,73	0,52
1999	72,70	0,70	0,51
1956	75,85	0,62	0,45

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.2.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	3235,38	3,52	0,5	47	68,84	102,48	3,22	2,06	1069,57	714,50
urb. residenciales	1238,84	1,35	0,13	115	10,77	19,30	2,30	1,62	655,47	290,32
otros usos artif.	2384,33	2,59	0,80	189	12,62	61,18	4,40	1,62	395,49	1651,51
zonas verdes urb.	19,17	0,02	0,01	4	4,79	4,67	0,04	1,36	9427,24	122,69
agua - humedal	146,38	0,16	0,05	43	3,40	6,97	0,38	1,42	1571,72	167,44
agrícola secano	58740,65	63,82	22,64	146	402,33	2301,98	20,40	1,81	130,09	4841,02
agrícola regadío	6748,41	7,33	0,62	199	33,91	88,65	6,36	1,74	383,43	726,85
agrícola mixto	3380,54	3,67	1,04	79	42,79	122,29	4,13	2,05	504,72	787,25
natural arbolado	9904,28	10,76	4,50	287	34,51	253,13	9,27	1,89	214,79	1803,92
natural no arbolado	5623,61	6,11	0,84	436	12,90	54,26	12,93	2,26	246,89	979,88
plant. forestales	507,06	0,55	0,25	21	24,15	51,70	0,69	1,69	1140,78	519,74
sin vegetación	109,44	0,12	0,06	15	7,30	14,22	0,86	3,67	3750,48	1104,29
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	3066,69	3,33	0,45	45	68,15	97,54	3,08	2,07	1188,29	697,37
urb. residenciales	1152,80	1,25	0,13	111	10,39	18,77	2,19	1,63	742,20	285,83
otros usos artif.	1721,81	1,87	0,74	130	13,24	63,42	2,94	1,59	536,35	1533,18
zonas verdes urb.	19,17	0,02	0,01	4	4,79	4,67	0,04	1,36	9427,24	122,69
agua - humedal	98,36	0,11	0,05	29	3,39	8,05	0,25	1,45	2206,96	191,09
agrícola secano	60412,50	65,64	24,36	166	363,93	2281,21	19,56	1,71	123,10	5005,98
agrícola regadío	5435,06	5,91	0,60	169	32,16	82,15	5,36	1,70	472,88	677,44
agrícola mixto	3849,64	4,18	1,04	74	52,02	133,61	4,22	2,04	758,25	797,86
natural arbolado	10373,75	11,27	4,91	283	36,66	276,63	9,36	1,90	213,44	1829,01
natural no arbolado	5591,75	6,08	0,86	412	13,57	54,62	12,90	2,32	241,79	957,66
plant. forestales	88,58	0,10	0,06	5	17,72	20,69	0,12	1,44	3723,80	250,03
sin vegetación	227,98	0,25	0,13	15	15,20	30,99	0,92	3,59	3602,46	761,85
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano continuo	625,73	0,68	0,07	41	15,26	13,73	1,15	1,77	1534,78	225,66
urb. residenciales	26,39	0,03	0,01	17	1,55	1,08	0,12	1,35	3106,41	61,52
otros usos artif.	91,79	0,10	0,01	73	1,26	1,84	0,44	1,35	923,96	91,69
zonas verdes urb.	3,00	0,00	0,00	2	1,50	0,77	0,01	1,16	22966,19	51,67
agua - humedal	83,30	0,09	0,04	8	10,41	15,92	0,08	1,63	2708,23	227,24
agrícola secano	65936,47	71,64	44,07	171	385,59	3305,84	16,38	1,64	130,36	6831,32
agrícola regadío	465,38	0,51	0,08	69	6,74	11,70	1,05	1,59	853,08	242,04
agrícola mixto	980,91	1,07	0,28	81	12,11	32,31	1,82	1,66	1231,72	409,23
natural arbolado	18217,03	19,79	8,21	295	61,75	487,32	12,79	1,76	212,91	2753,15
natural no arbolado	5469,91	5,94	0,38	530	10,32	31,86	13,31	2,08	219,31	712,95
plant. forestales	60,87	0,07	0,05	11	5,53	12,18	0,13	1,41	1172,75	213,70
sin vegetación	77,31	0,08	0,06	9	8,59	16,88	0,69	4,79	1174,58	1276,63

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.2.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	71,17	1,33	0,53
1999	72,58	1,27	0,51
1956	81,17	0,86	0,35

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.2.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (I).	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales representan la tercera clase en extensión superficial en el conjunto de la unidad, si bien experimentan un fuerte aumento en términos relativos a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,81 – 6,48 – 7,47; LPI: 0,07 – 2,08 – 2,32).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Esta clase presenta un aumento tanto en el número de manchas (NP: 115 – 211 – 213) como en el tamaño medio de las mismas (AREA MN: 6,49 – 28,25 – 32,29), de forma acorde con el proceso de expansión descrito. Se observa asimismo un fuerte aumento de la variabilidad en el tamaño de las manchas (AREA SD: 11,24 – 142,19 – 169,69), que refleja el contraste entre las zonas de mayor expansión (donde se observa un proceso de agregación de manchas o conurbación) y las áreas donde aparecen o se mantienen fragmentos de reducido tamaño.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El importante crecimiento de la clase artificial está acompañado de un consecuente aumento de la densidad de borde (ED: 1,67 – 6,98 – 7,63) y de un ligero incremento de la irregularidad de las manchas (SHAPE: 1,51 – 1,68 – 1,69). La aparición de la A-49 (como elemento lineal), así como la unión de diversas áreas de usos artificiales en un misma mancha a través de la autovía, influyen sin duda en esta disminución de la compacidad.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Se observa una disminución de la distancia media entre manchas (ENN: 642,77 – 307,9 – 282,23) y un fuerte aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 212,64 – 1475,64 – 1691,91). Ambas tendencias están ligadas a la expansión general de la clase a lo largo del periodo de estudio, si bien el fuerte aumento del radio de giro entre 1956 y 1999 refleja de forma clara el efecto de la autovía A-49 sobre la conectividad.
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las láminas de agua y zonas húmedas tienen escasa relevancia en esta unidad en términos de extensión, si bien muestran una moderada evolución positiva a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,09 – 0,11 – 0,16; LPI: 0,04 – 0,05 – 0,05).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se traduce en un importante aumento del número de fragmentos (NP: 8 – 29 – 43), que va acompañado de un descenso de su tamaño medio (AREA MN: 10,41 – 3,39 – 3,40), debido a la reducida extensión de las manchas de reciente creación. La presencia de masas de agua tiene en todo caso un carácter muy fragmentario para todo el periodo de estudio, aunque este rasgo tiende a incrementarse en el tiempo.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento de superficie global y el carácter fragmentario del crecimiento de esta clase inciden en un aumento significativo de la densidad de borde (ED: 0,08 – 0,25 – 0,38). Las manchas tienden a mostrar una configuración más regular en cuanto a su forma (SHAPE MN: 1,63 – 1,45 – 1,42).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye como consecuencia de la fragmentación y la reducción del tamaño medio de las manchas (RGYR AM: 227,24 – 191,09 – 167,44). La distancia media entre manchas disminuye como consecuencia de la proliferación de fragmentos de esta clase, que inciden en una distribución más homogénea en el conjunto del paisaje (ENN MN: 2708,23 – 2206,96 – 1571,72).
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La matriz del paisaje es claramente agrícola, con un porcentaje de ocupación del superior al 70% para todo el periodo de estudio (% LAN: 73,21 – 75,73 – 74,83). El descenso de LPI (45,36 – 28,18 – 25,75) entre 1956 y 1999 se debe principalmente a la construcción de la A-49, que produce la división en dos de la matriz.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Se observa una disminución constante en el número de manchas (NP: 164 – 153 – 147) y un aumento progresivo de su tamaño medio (AREA MN: 410,87 – 455,54 – 468,5); esto es indicativo de que, con independencia del efecto divisor de la autovía, la matriz agrícola no presenta ningún proceso adicional de fragmentación, sino más bien al contrario: tiende hacia una mayor concentración. El alto grado de desviación en el valor medio del área (AREA SD: 3466,8928 – 2765,4057 – 2645,4629) indica un fuerte contraste en el tamaño de las manchas; lógicamente, el valor de este índice disminuye al producirse la división en dos de la mancha principal.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las manchas muestran una cierta tendencia hacia una menor compacidad (SHAPE MN: 1,64 – 1,63 – 1,73), lo cual parece incidir en un cierto aumento de la densidad de borde (ED: 15,36 – 17,01 – 17,87). En todo caso, el borde generado tanto por la autovía como por los límites irregulares de los desarrollos artificiales en el seno de la matriz contribuyen a explicar la evolución de ambas variables.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia media entre manchas (ENN MN: 172,96 – 126,05 – 131,45) y el valor del radio de giro (RGYR AM: 6899,27 – 5399,45 – 5035,56) disminuyen de forma global a lo largo del periodo de estudio. El fuerte descenso observado para ambos índices en la segunda etapa de estudio está influido por la división en dos de la matriz agrícola por la A-49. En la última etapa se observa un incremento de ENN y un descenso de RGYR AM, lo cual es indicativo de una cierta pérdida de conectividad dentro del ámbito agrícola.

Tabla 5.2.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (II).

Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los hábitats naturales representan la segunda clase en importancia en términos cuantitativos (% LAN: 25,89 – 17,69 – 17,54; LPI: 16,51 – 7,91 – 8,75). Se observa una notable pérdida de superficie de cobertura natural a lo largo del periodo de estudio. La disminución del valor de LPI estaría asociada tanto a la división del hábitat causada por la autovía, como a la notable pérdida de extensión de la cobertura natural.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas de cobertura natural muestra una evolución oscilante a lo largo del periodo de estudio (NP: 389 – 374 – 394), observándose en cambio una notable y continuada disminución del tamaño medio de los fragmentos (Area MN: 61,25 – 43,53 – 40,98). En general, se puede hablar de un proceso global de pérdida de hábitat, con signos de fragmentación entre 1999-2003.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La clase natural muestra una ligera pérdida de borde (ED: 14,14 – 12,62 – 12,69) como consecuencia lógica del proceso de pérdida de hábitat. Este proceso parece contribuir también a un aumento de la irregularidad de la forma de las manchas (SHAPE: 1,99 – 2,21 – 2,15), ya de por sí elevada debido a la fuerte linealidad de los numerosos fragmentos asociados a la red fluvial.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La pérdida de hábitat incide en un aumento de la distancia media entre manchas (ENN: 199,47 – 212,6 – 214,89), indicativo de un mayor aislamiento espacial. Mucho más notable es el efecto de este proceso sobre la distancia de correlación (RGYR AM: 7233,25 – 2752,44 – 3168,89). El importante descenso observado entre 1956 y 1999 parece ser consecuencia del efecto de la autovía A-49 como barrera ecológica. Se observa en todo caso un repunte de la conectividad entre 1999 y 2003, que puede responder a las labores de recuperación del corredor verde del Guadiamar.

Tabla 5.2.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	En términos generales, la estructura del paisaje presenta un alto grado de agregación, como consecuencia de la fuerte dominancia de la matriz agrícola; no obstante, la tendencia en el tiempo es hacia un paisaje algo más desagregado (CONTAG: 75,85 – 72,7 – 71,72). Se observa asimismo una evolución hacia una mayor diversidad estructural (SHDI: 0,62 – 0,70 – 0,73), debido a un mayor equilibrio entre la extensión de los distintos tipos de mancha (SHEI: 0,45 – 0,51 – 0,52).

Tabla 5.2.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES.	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Dentro de la clase artificial, el tejido urbano continuo representa el componente más importante en términos cuantitativos. Su expansión durante el periodo de estudio es muy notable (% LAN: 0,68 – 3,33 – 3,52; LPI: 0,07 – 0,45 – 0,50).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El tejido urbano muestran un ligero aumento en el número de manchas (NP: 41 – 45 – 47), que contrasta con un potente incremento en el tamaño medio de las mismas (AREA MN: 15,26 – 68,15 – 68,84); estos resultados son indicativos de que el crecimiento de esta clase se concentra principalmente alrededor de los núcleos urbanos originales.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La expansión de esta clase se traduce espacialmente en una pronunciada disminución de la compacidad de los núcleos originales (SHAPE MN: 1,77 – 2,07 – 2,06). Ambos procesos inciden, lógicamente, en un aumento de la densidad de borde (ED: 1,15 – 3,08 – 3,22).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El crecimiento del tejido urbano condiciona una disminución progresivo de la distancia media entre manchas y un aumento de la distancia de correlación (ENN: 1534,78 – 1188,29 – 1069,57; RGYR AM: 225,66 – 697,37 – 714,50).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	En términos relativos, el crecimiento de las urbanizaciones residenciales resulta muy significativo, siendo su presencia casi inexistente al comienzo del periodo de estudio (% LAN: 0,03 – 1,25 – 1,35; LPI: 0,01 – 0,13 – 0,13).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Los desarrollos residenciales presentan un carácter mucho más fragmentario que el tejido urbano continuo: la expansión experimentada por esta clase se articula mediante un potente incremento del número de manchas (NP: 17 – 111 – 115) con un reducido tamaño medio (AREA MN: 1,55 – 10,39 – 10,77).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las métricas muestran un aumento de la densidad de borde y una pérdida neta de regularidad en cuanto a la forma de los fragmentos (ED: 0,12 – 2,19 – 2,30; SHAPE MN: 1,35 – 1,63 – 1,62). En todo caso, los desarrollos residenciales mantienen un carácter más compacto que otros usos de carácter artificial.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La expansión de esta clase se traduce en una disminución de la distancia media entre manchas y un aumento de la distancia de correlación (ENN: 3106,41 – 742,20 – 655,47; RGYR AM: 61,52 – 285,83 – 290,32).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales presenta un fuerte crecimiento en términos relativos, que se produce con una mayor intensidad durante la etapa más reciente del periodo de estudio (% LAN: 0,10 – 1,87 – 2,59; LPI: 0,01 – 0,74 – 0,80).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El desarrollo de esta clase muestra un carácter muy fragmentario, articulado en un fuerte aumento del número de fragmentos, de un tamaño medio reducido (NP: 73 – 130 – 189; AREA MN: 1,26 – 13,24 – 12,62). La proliferación de núcleos de este tipo de usos es singularmente intensa entre 1999 y 2003.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La forma de las manchas muestra una mayor compacidad que en el caso del tejido urbano (SHAPE MN: 1,35 – 1,59 – 1,62). Destaca el fuerte incremento de la cantidad de borde (ED: 0,44 – 2,94 – 4,40). Esto es indicativo de que el crecimiento experimentado por esta clase se ha articulado a través de la proliferación de numerosos focos independientes, aunque también influye entre 1956 y 1999 la aparición de una estructura lineal como es la autovía.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Se observa una clara tendencia a la disminución de la distancia entre manchas y al aumento del radio de giro, como consecuencia de la expansión experimentada por esta clase (ENN: 923,96 – 536,35 – 395,49; RGYR AM: 91,69 – 1533,18 – 1651,51). Se percibe claramente la influencia de la A-49 en la evolución de estos parámetros, especialmente en el aumento de la conectividad.
Clase: zonas verdes urbanas	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las zonas verdes urbanas tienen un papel prácticamente marginal en el conjunto del paisaje, presentando un crecimiento muy moderado sobre todo en comparación con el tejido urbano (% LAN: 0,00 – 0,02 – 0,02; LPI: 0,00 – 0,01 – 0,01).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Las zonas verdes doblan su número a lo largo del periodo de estudio (NP: 2 – 4 – 4). Los nuevos espacios son más extensos, aunque el valor medio es lógicamente reducido (AREA MN: 1,50 – 4,79 – 4,79).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta de forma paralela al incremento de superficie (ED: 0,01 – 0,04 – 0,04). La forma de los espacios presenta un grado relativamente elevado de compacidad (SHAPE MN: 1,16 – 1,36 – 1,36).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La aparición de espacios de mayor tamaño incide en un aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 51,67 – 122,69 – 122,69) y un descenso de la distancia media entre las distintas zonas verdes (ENN MN: 22966,19 – 9427,24 – 9427,24).

Tabla 5.2.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las láminas de agua y zonas húmedas tienen escasa relevancia en esta unidad en términos de extensión, si bien muestran una moderada evolución positiva a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,09 – 0,11 – 0,16; LPI: 0,04 – 0,05 – 0,05).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se traduce en un importante aumento del número de fragmentos (NP: 8 – 29 – 43), que va acompañado de un descenso de su tamaño medio (AREA MN: 10,41 – 3,39 – 3,40), debido a la reducida extensión de las manchas de reciente creación. La presencia de masas de agua tiene en todo caso un carácter muy fragmentario para todo el periodo de estudio, aunque este rasgo tiende a incrementarse en el tiempo.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento de superficie global y el carácter fragmentario del crecimiento de esta clase inciden en un aumento significativo de la densidad de borde (ED: 0,08 – 0,25 – 0,38). Las manchas tienden a mostrar una configuración más regular en cuanto a su forma (SHAPE MN: 1,63 – 1,45 – 1,42).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye como consecuencia de la fragmentación y la reducción del tamaño medio de las manchas (RGYR AM: 227,24 – 191,09 – 167,44). La distancia media entre manchas disminuye como consecuencia de la proliferación de fragmentos de esta clase, que inciden en una distribución más homogénea en el conjunto del paisaje (ENN MN: 2708,23 – 2206,96 – 1571,72).

Tabla 5.2.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (I).	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío muestra un notable avance a lo largo del periodo de estudio, constituyéndose como el segundo uso más abundante en la matriz agrícola (%LAN: 0,51 – 5,91 – 7,33; LPI: 0,08 – 0,60 – 0,62).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Esta clase presenta una estructura espacial bastante fragmentada. Su expansión se articula mediante un aumento del número de manchas (NP: 69 – 169 – 199) y un incremento en la superficie media de las mismas (AREA MN: 6,74 – 32,16 – 33,91).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento en la densidad de borde es notable (ED: 1,05 – 5,36 – 6,36), debido a la expansión global de esta clase y a la aparición de nuevos fragmentos. También puede influir en la evolución de esta variable la tendencia de las manchas hacia una menor compacidad (SHAPE MN: 1,59 – 1,70 – 1,74).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El crecimiento de los cultivos de regadío se traduce en una disminución de la distancia media entre manchas y un aumento global de la conectividad, si bien se percibe un cierto retroceso en esta última variable entre 1999 y 2003 (ENN: 853,08 – 472,88 – 383,43; RGYR AM: 108,78 – 193,71 – 189,32).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La matriz agrícola está compuesta en su mayor parte por cultivos de secano, que presentan un descenso constante en cuanto a su extensión superficial (%LAN: 71,64 – 65,64 – 63,82). Esta clase se ve afectada significativamente por el efecto divisor que genera la A-49, quedando esto reflejado en el fuerte descenso en el valor de LPI entre 1956 y 1999 (LPI: 44,07 – 24,36 – 22,64).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	La pérdida de superficie de los cultivos de secano se traduce en un descenso del número de fragmentos, que es especialmente intenso entre 1999 y 2003 (NP: 171 – 166 – 146). Se observa asimismo un aumento neto del tamaño medio de las manchas (AREA MN: 385,59 – 363,93 – 402,33).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	A pesar de mostrar una tendencia negativa en cuanto a superficie, los cultivos de secano presentan un aumento de la densidad de borde (ED: 16,38 – 19,56 – 20,40); este hecho se complementa con una evolución de las manchas hacia formas menos compactas (SHAPE MN: 1,64 – 1,71 – 1,81), que explica en parte el aumento en la proporción perímetro-área.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Los cultivos de secano mantienen en términos globales una distancia media constante entre las manchas (ENN: 130,36 – 123,10 – 130,09), pero el radio de giro presenta una tendencia descendente (RGYR AM: 6831,32 – 5005,98 – 4841,02). El fuerte retroceso de esta variable entre 1956 y 1999 está vinculado al efecto divisor de la A-49. A pesar de ello, el secano mantiene un carácter más continuo que el resto de usos agrarios, conservando su papel como componente básico de la matriz.

Tabla 5.2.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (II).	
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos agrícolas mixtos tienen una evolución variable, aumentando primero su superficie total entre 1956 y 1999 y experimentando posteriormente un cierto retroceso entre 1999 y 2003 (%LAN: 1,07 – 4,18 – 3,67; LPI: 0,28 – 1,04 – 1,04).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	Los cultivos mixtos tienden entre 1956 y 1999 a una mayor agregación, al disminuir el número de manchas y aumentar su tamaño medio; posteriormente, sufren un proceso de fragmentación, con características inversas (NP: 81 – 74 – 79; AREA MN: 12,11 – 52,02 – 42,79).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde sufre en términos generales una evolución similar a la descrita para la superficie total de la clase (ED: 1,82 – 4,22 – 4,13). La forma de las manchas tiende de forma global hacia una menor regularidad (SHAPE MN: 1,66 – 2,04 – 2,05).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La expansión neta de esta clase para el conjunto del periodo de estudio se traduce en una disminución de la distancia media entre manchas (ENN: 1231,72 – 758,25 – 504,72) y en un aumento global de la conectividad (RGYR AM: 409,23 – 797,86 – 787,25). No obstante, el retroceso en superficie y los signos de fragmentación observados entre 1999 y 2003 determinan en un descenso moderado de la conectividad en esta última etapa.

Tabla 5.2.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (I).	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat natural no arbolado experimenta un ligero aumento a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 5,94 – 6,08 – 6,11; LPI: 0,38 – 0,86 – 0,84).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999 se percibe un incremento de la superficie media de las manchas y una disminución global del número de fragmentos, indicativo de un proceso de expansión y unión de manchas inicialmente aisladas; no obstante, los datos relativos al periodo 1999-2003 apuntan a una tendencia reciente a la fragmentación (NP: 530 – 412 – 436; AREA MN: 10,32 – 13,57 – 12,90).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye entre 1956 y 1999 a causa del proceso de agregación de manchas, y aumenta posteriormente como consecuencia del mayor grado de fragmentación (ED: 13,31 – 12,90 – 12,93). La forma de las manchas tiende en términos globales a una menor compacidad (SHAPE MN: 2,08 – 2,32 – 2,26). El elevado grado de irregularidad de los fragmentos está condicionado por la asociación de gran parte de este tipo de cobertura a la red fluvial.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La cobertura no arbolada muestra un aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 712,95 – 957,66 – 979,88), acorde con la expansión experimentada por esta clase y con la evolución hacia formas de carácter más lineal y continuo. En contraste con este incremento de la conectividad, el aumento de la distancia entre manchas (ENN: 219,31 – 241,79 – 246,89) sugiere una distribución más dispersa para este tipo de hábitat.
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los hábitats arbolados representan la clase dominante dentro de la cobertura natural; no obstante, a lo largo del periodo de estudio sufren un marcado retroceso (% LAN: 19,79 – 11,27 – 10,76; LPI: 8,21 – 4,91 – 4,50).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La evolución del número de manchas y del tamaño medio de las mismas apunta a una pérdida general de superficie, que entre 1999 y 2003 se acompaña de un moderado proceso de fragmentación (NP: 295 – 283 – 287; AREA MN: 61,75 – 36,66 – 34,51).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La evolución de esta clase traduce en un descenso progresivo de la densidad de borde, aunque menor en términos proporcionales que la pérdida de extensión (ED: 12,79 – 9,36 – 9,27). La forma de las manchas tiende asimismo a una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,76 – 1,90 – 1,89). Ambos factores apuntan a un aumento de la relación perímetro-área, que afectaría negativamente a la proporción de hábitat de interior.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia entre las manchas de hábitat arbolado muestra una tendencia ascendente muy moderada (ENN: 212,91 – 213,44 – 214,79), mientras que el radio de giro asociado a esa clase sufre un fuerte retroceso (2753,15 – 1829,01 – 1803,92). Esta evolución parece indicar que la pérdida de cobertura arbórea se produce sobre todo por la reducción del tamaño de las manchas.

Tabla 5.2.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (II).	
Clase: plantaciones forestales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las plantaciones forestales tienen una presencia muy reducida en la unidad, si bien muestran una tendencia ascendente que se hace especialmente intensa entre 1999 y 2003 (%LAN: 0,07 – 0,10 – 0,55; LPI: 0,05 – 0,06 – 0,25).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A pesar de una evolución algo oscilante, en términos netos las plantaciones presentan para el periodo de estudio un incremento tanto en el número de manchas como en el tamaño medio de las mismas (NP: 11 – 5 – 21; AREA MN: 5,53 – 17,72 – 24,15). La tendencia positiva se concentra sobre todo entre 1999 y 2003.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye ligeramente entre 1956 y 1999, al disminuir el número de fragmentos, y aumenta posteriormente a tenor de la mayor expansión de la clase (ED: 0,13 – 0,12 – 0,69). La forma de las manchas tiende a ser menos regular (SHAPE MN: 1,41 – 1,44 – 1,69).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Las plantaciones forestales presentan una elevada distancia media entre las manchas (ENN: 1172,75 – 3723,80 – 1140,78); la expansión experimentada por esta clase se traduce en un aumento del radio de giro (RGYR AM: 213,70 – 250,03 – 519,74).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los espacios sin vegetación tienen una presencia casi testimonial a efectos cuantitativos. Su evolución a lo largo del periodo de estudio tiene un carácter variable (% LAN: 0,08 – 0,25 – 0,12; LPI: 0,06 – 0,13 – 0,06).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número total de manchas aumenta, pero el tamaño de las mismas muestra una tendencia oscilante (NP: 9 - 15 – 15; AREA MN: 8,59 – 15,20 – 7,30).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde oscila de forma acorde con la superficie total de la clase (ED: 0,69 – 0,92 – 0,86). La forma de los fragmentos es muy irregular (SHAPE MN: 4,79 – 3,59 – 3,67), dado que se trata en gran parte de manchas lineales correspondientes a caminos rurales y pistas forestales. Por ello, a pesar de su limitado impacto cuantitativo, pueden ser relevantes por su influencia en los índices de fragmentación de la cobertura natural.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distribución de las manchas en el paisaje determina un elevado grado de aislamiento espacial (ENN MN: 1174,58 – 3602,46 – 3750,48). En contraste, el carácter lineal de los fragmentos incide en un valor elevado para el radio de giro, en comparación con la superficie de la clase (RGYR AM: 1276,63 – 761,85 – 1104,29).

Tabla 5.2.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	Las métricas muestran una evolución global hacia un paisaje estructuralmente más desagregado (CONTAG: 81,17 – 72,58 – 71,17), más diverso (SHDI: 0,86 – 1,27 – 1,33) y con un mayor equilibrio entre los diferentes tipos de uso (SHEI: 0,35 – 0,51 – 0,53). Estos rasgos son más marcados que en el análisis realizado a una menor resolución temática.

Tabla 5.2.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	712,45	0	24,52	10,48	747,46
agua - humedal	3,77	3,84	74,40	1,59	83,61
agrícola	5276,90	33,95	60370,05	1701,47	67382,37
natural	883,88	108,55	8402,21	14430,60	23825,24
TOTAL 2003	6877,01	146,34	68871,19	16144,14	92038,67

Tabla 5.2.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	711,53	0	24,52	11,40	747,46
agua - humedal	3,77	3,84	74,40	1,59	83,61
agrícola	4417,95	14,58	61289,62	1660,21	67382,37
natural	826,51	80,13	8310,28	14608,32	23825,24
TOTAL 1999	5959,78	98,55	69698,83	16281,52	92038,67

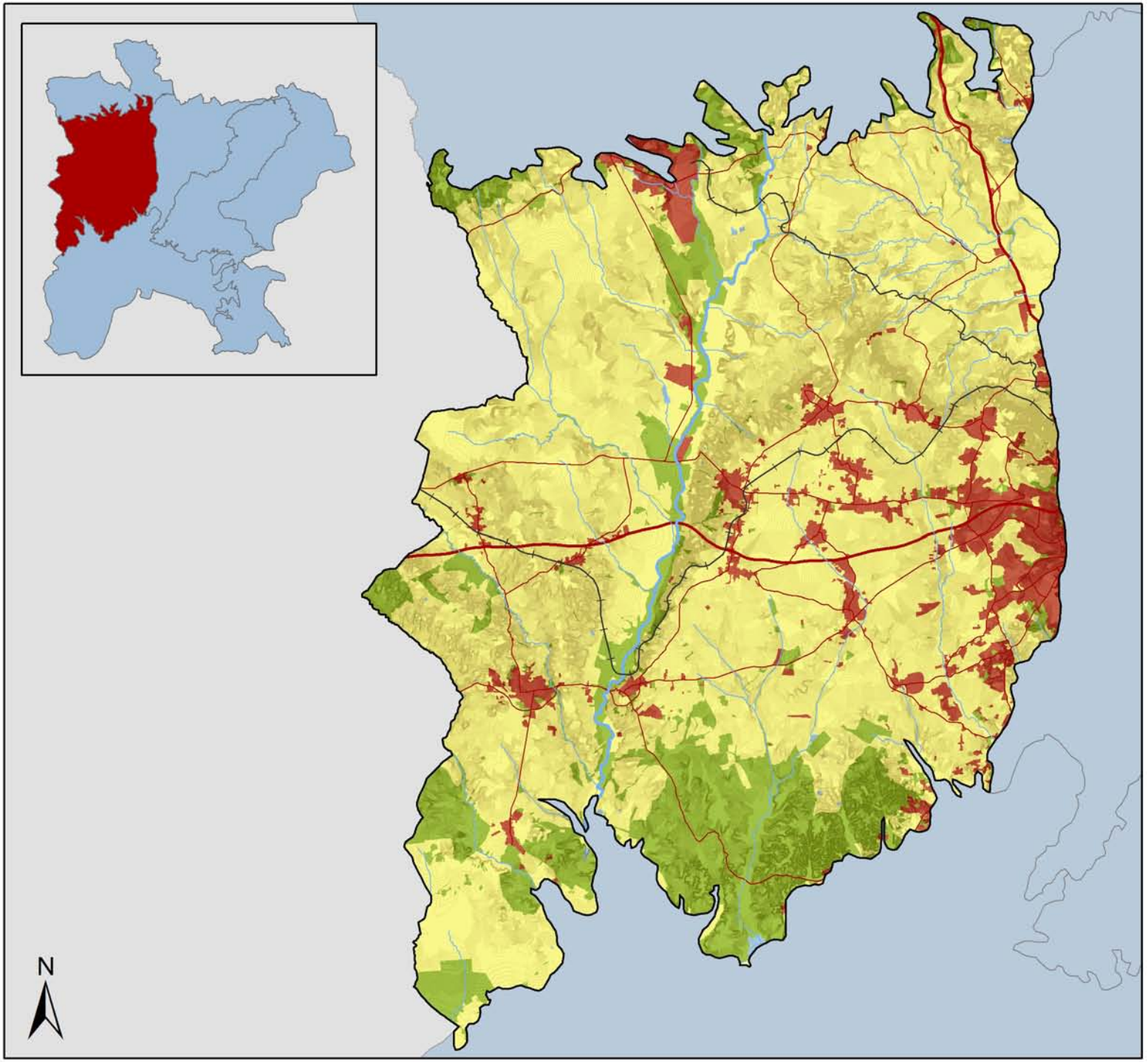
Tabla 5.2.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	5950,82	8,60	0,36	0	5959,78
agua - humedal	0	98,55	0	0	98,55
agrícola	774,47	30,06	68475,40	418,89	69698,83
natural	151,71	9,13	395,43	15725,25	16281,52
TOTAL 2003	6877,01	146,34	68871,19	16144,14	92038,67

Tabla 5.2.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	624,44	0	1,09	0	0	0,80	0	0	0	0	0	0	626,33
urb. residenciales	3,02	16,50	0	0	0	4,83	0,54	0	0,81	0,69	0	0	26,39
otros usos artif.	32,75	2,27	29,36	0	0	18,03	0	0,32	0	5,87	0	3,11	91,72
zonas verdes urb.	0,74	0	0	2,28	0	0	0	0	0	0	0	0	3,01
agua - humedal	0	0	3,77	0	3,84	0	36,65	37,76	0	1,59	0	0	83,61
agrícola secano	2413,80	983,06	1716,51	16,49	32,63	53361,30	3714,31	2136,5	179,13	1373,16	1,34	7,89	65936,14
agrícola regadío	21,70	8,19	6,23	0	0	71,54	270,07	16,62	0	56,56	14,13	0,44	465,48
agrícola mixto	69,44	33,96	7,51	0	1,32	273,18	27,01	499,51	23,34	45,46	0	0	980,75
natural arbolado	5,14	139,27	446,76	0	46,93	3790,78	2128,67	480,29	9292,86	1520,13	345	21,59	18217,40
natural no arbolado	63,79	54,88	173,11	0,34	61,63	1221,33	568,11	203,8	390,57	2614,48	111,13	6,54	5469,72
plant. forestales	0	0	0	0	0	0,48	3,21	5,55	11,36	4,57	35,56	0	60,73
sin vegetación	0	0,58	0	0	0	0	0	0	6,01	1,02	0	69,78	77,39
TOTAL 2003	3234,81	1238,72	2384,36	19,11	146,34	58742,27	6748,57	3380,35	9904,08	5623,53	507,16	109,36	92038,67

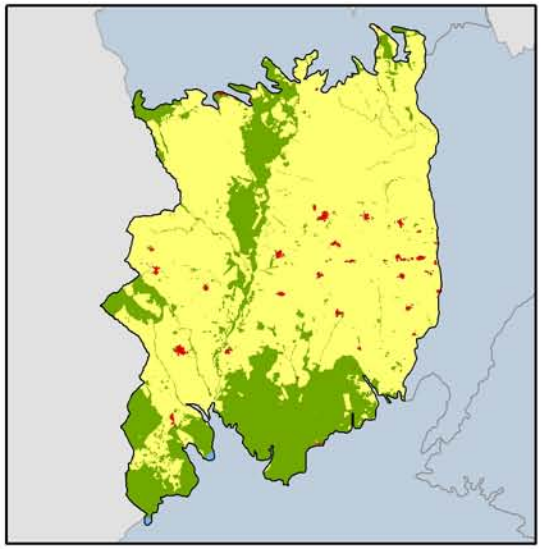
Tabla 5.2.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	624,44	0	0,43	0	0	0,80	0	0	0	0,66	0	0	626,33
urb. residenciales	3,02	16,50	0	0	0	4,83	0,54	0	0,81	0,69	0	0	26,39
otros usos artif.	31,58	2,27	30,28	0	0	18,03	0	0,32	0	6,13	0	3,11	91,72
zonas verdes urb.	0,74	0	0	2,28	0	0	0	0	0	0	0	0	3,01
agua - humedal	0	0	3,77	0	3,84	0	36,65	37,76	0	1,59	0	0	83,61
agrícola secano	2251,62	914,92	1094,65	16,49	13,60	54564,50	3248,70	2298,25	168,22	1351,60	5,15	8,44	65936,14
agrícola regadío	21,70	8,19	4,60	0	0	74,33	280,45	17,02	14,13	45,07	0	0	465,48
agrícola mixto	69,44	33,96	2,38	0	0,98	258,46	29,85	518,06	23,34	44,26	0	0	980,75
natural arbolado	5,14	129,98	418,90	0	25,78	4114,74	1437,57	692,95	9663,43	1554,59	34,22	140,10	18217,40
natural no arbolado	58,67	46,33	166,58	0,34	54,35	1378,03	399,95	277,79	458,68	2583,41	39,03	6,54	5469,72
plant. forestales	0	0	0	0	0	0,48	1,29	7,48	38,84	2,43	10,23	0	60,73
sin vegetación	0	0,58	0	0	0	0	0	0	6,01	1,02	0	69,78	77,39
TOTAL 1999	3066,34	1152,73	1721,59	19,11	98,55	60414,22	5434,99	3849,62	10373,46	5591,45	88,63	227,98	92038,67

Tabla 5.2.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	3065,59	0	0,75	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3066,34
urb. residenciales	0	1152,73	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1152,73
otros usos artif.	77,53	25,25	1609,85	0	8,60	0	0,36	0	0	0	0	0	1721,59
zonas verdes urb.	0	0	0	19,11	0	0	0	0	0	0	0	0	19,11
agua - humedal	0	0	0	0	98,55	0	0	0	0	0	0	0	98,55
agrícola secano	75,89	44,72	594,96	0	28,44	58430,28	1011,47	55,11	0,19	170,45	0	2,71	60414,22
agrícola regadío	0	0	13,83	0	0,63	56,74	5136,81	19,29	0	206,33	0	1,36	5434,99
agrícola mixto	0	6,73	38,35	0	0,99	61,11	414,37	3290,23	0	37,85	0	0	3849,62
natural arbolado	0	0	10,70	0	2,07	0,89	16,33	15,72	9861,18	26,16	440,41	0	10373,46
natural no arbolado	15,80	9,29	115,93	0	7,06	183,94	50,73	0	31,20	5177,50	0	0	5591,45
plant. forestales	0	0	0	0	0	5,15	0	0	11,50	5,24	66,74	0	88,63
sin vegetación	0	0	0	0	0	4,17	118,51	0	0	0	0	105,30	227,98
TOTAL 2003	3234,81	1238,72	2384,36	19,11	146,34	58742,27	6748,57	3380,35	9904,08	5623,53	507,16	109,36	92038,67

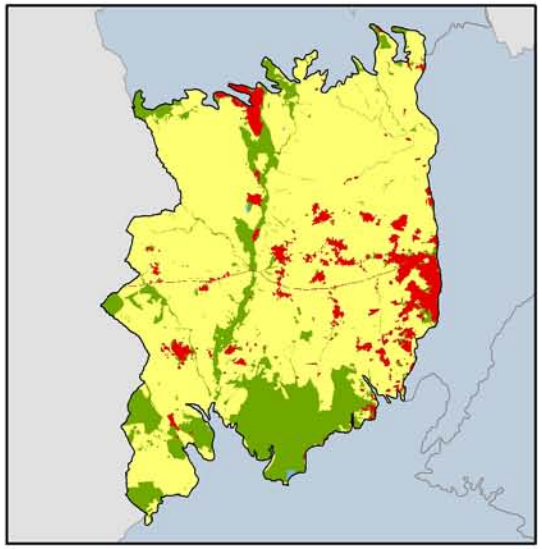
Mapa 5.2.1. Unidad 2 - Mapa de síntesis



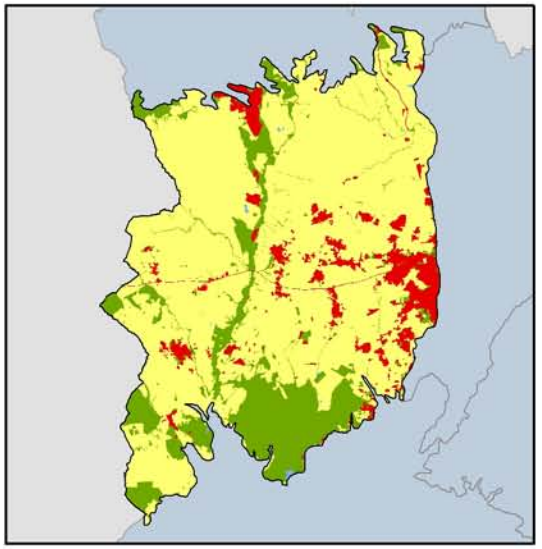
Mapa 5.2.2. Evolución del paisaje en la Unidad 2



1956



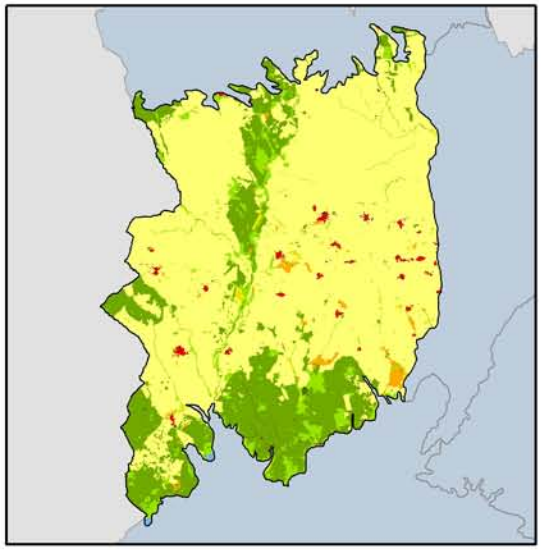
1999



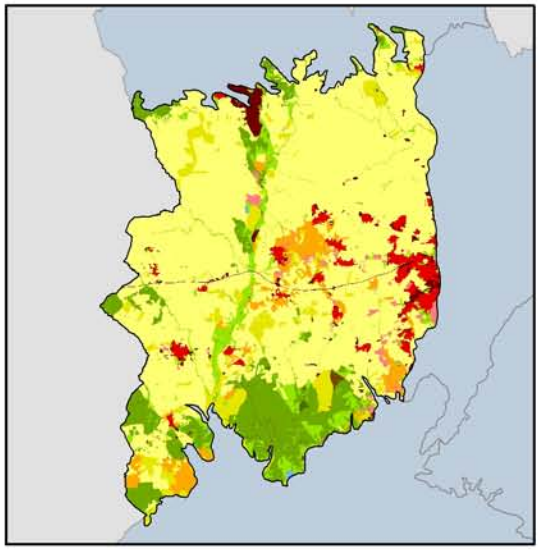
2003

Clasificación Nivel 1

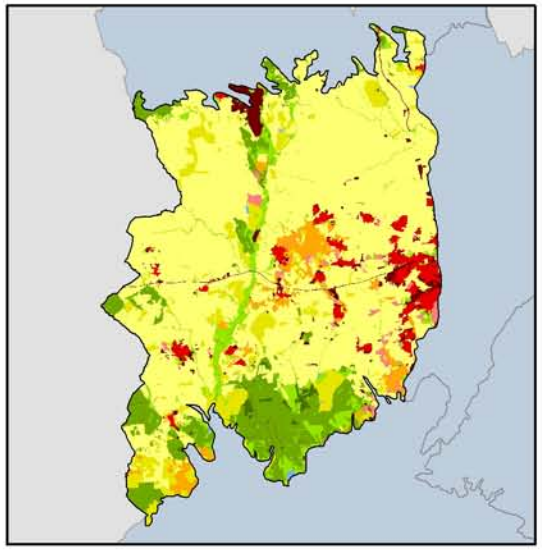
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

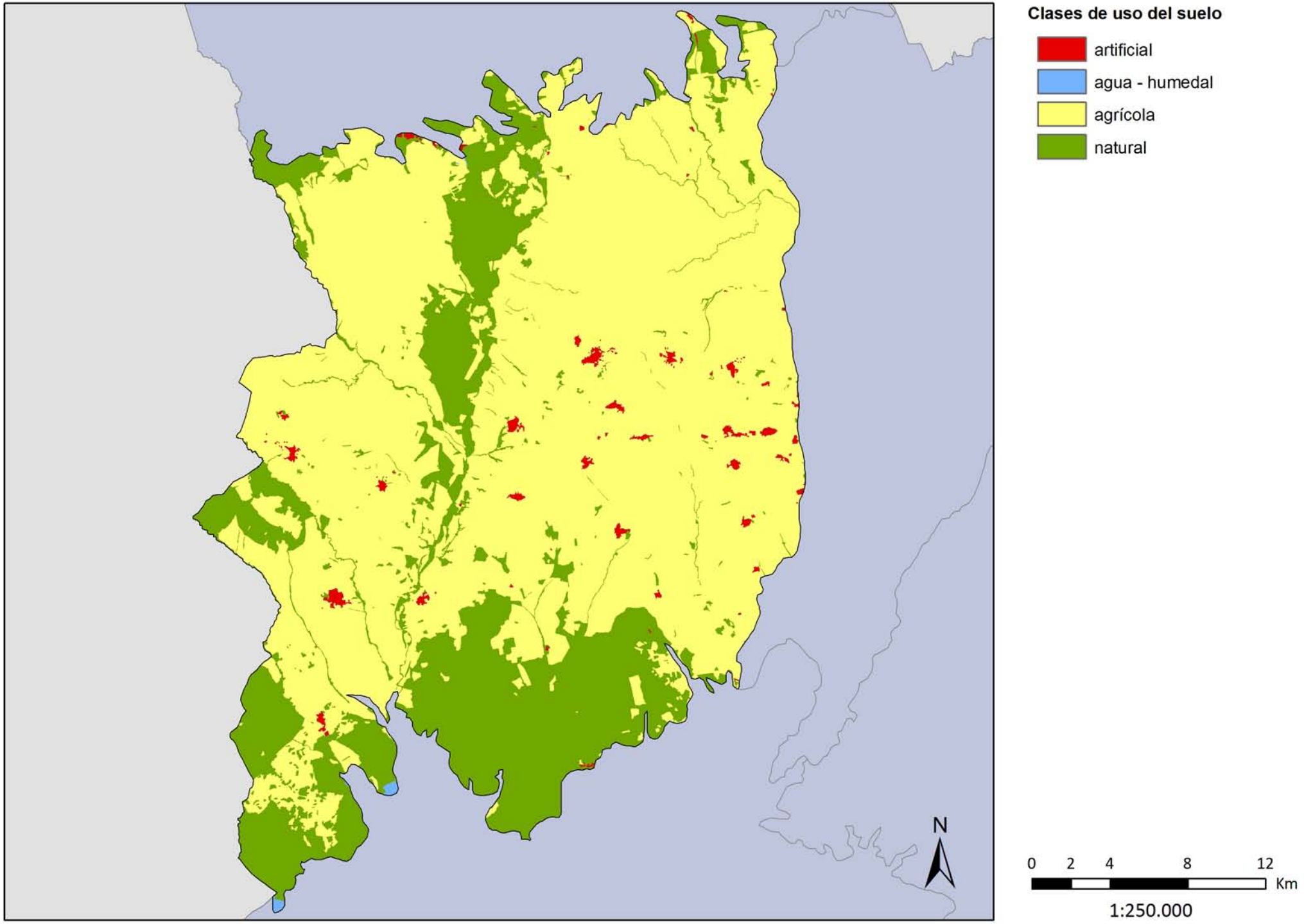
Clasificación Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- zonas verdes urb.
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- plant. forestales
- sin vegetación

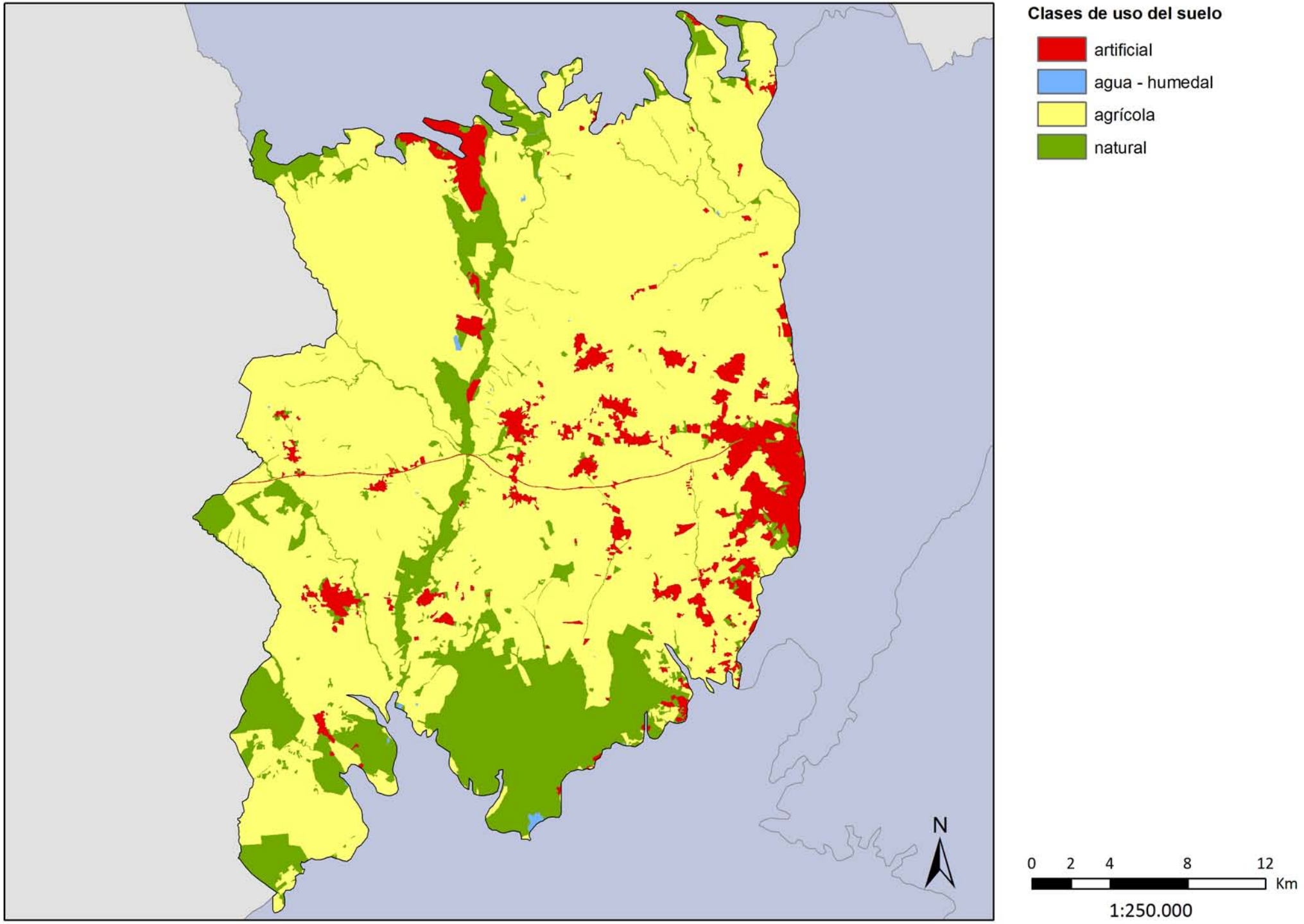
0 5 10 20 Km

1:700.000

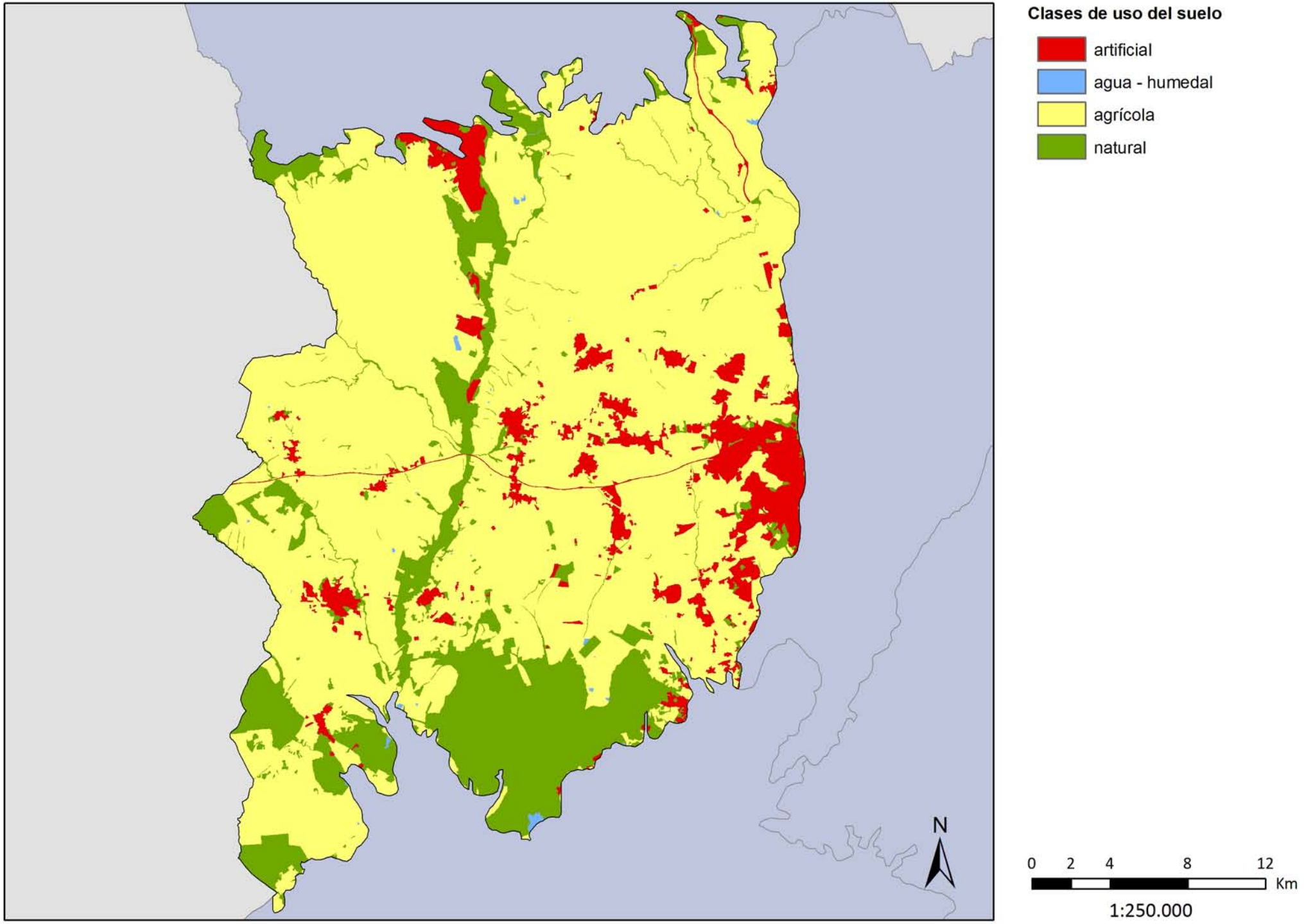
Mapa 5.2.3. Unidad 2 - Nivel 1 - 1956



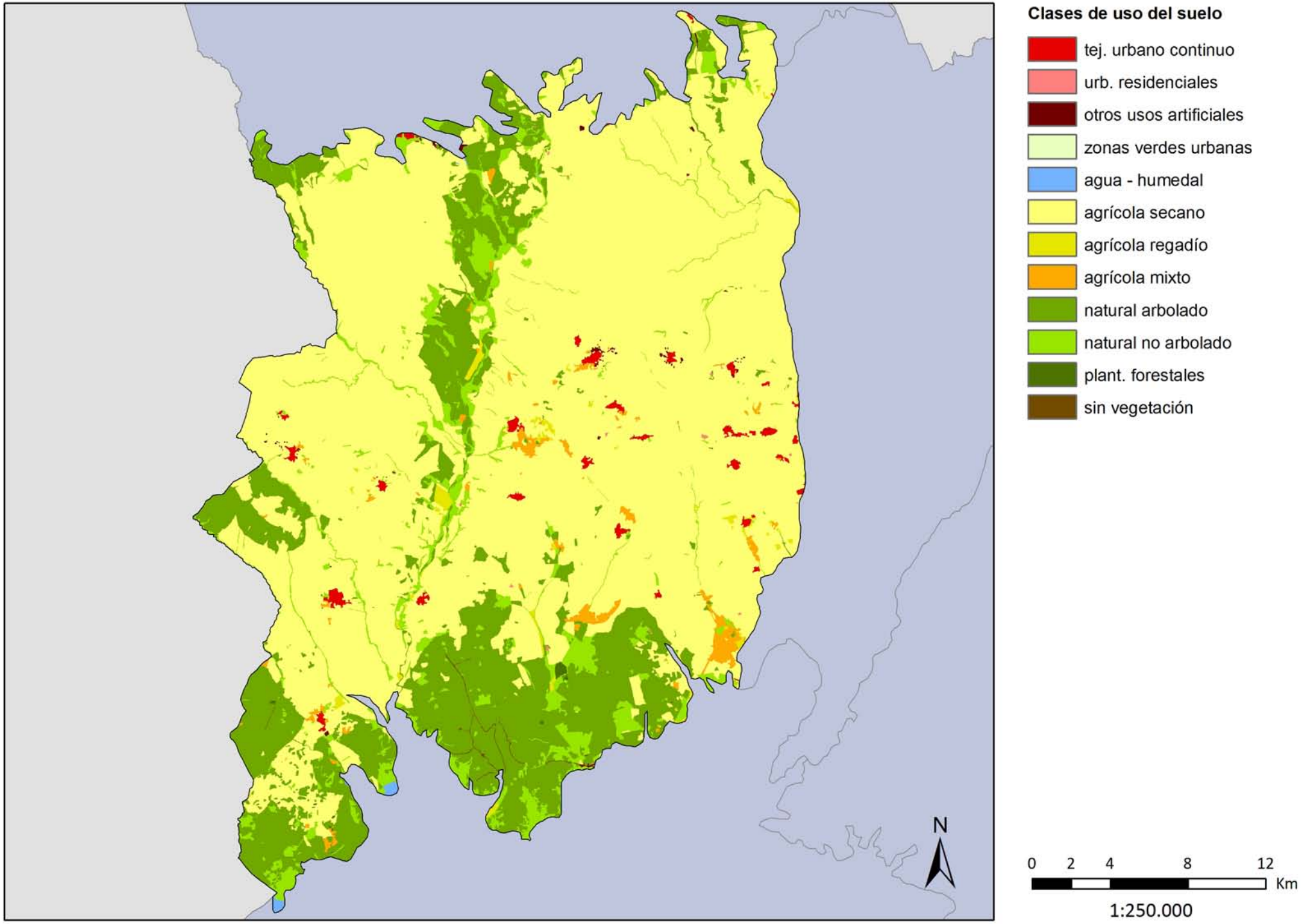
Mapa 5.2.4. Unidad 2 - Nivel 1 - 1999



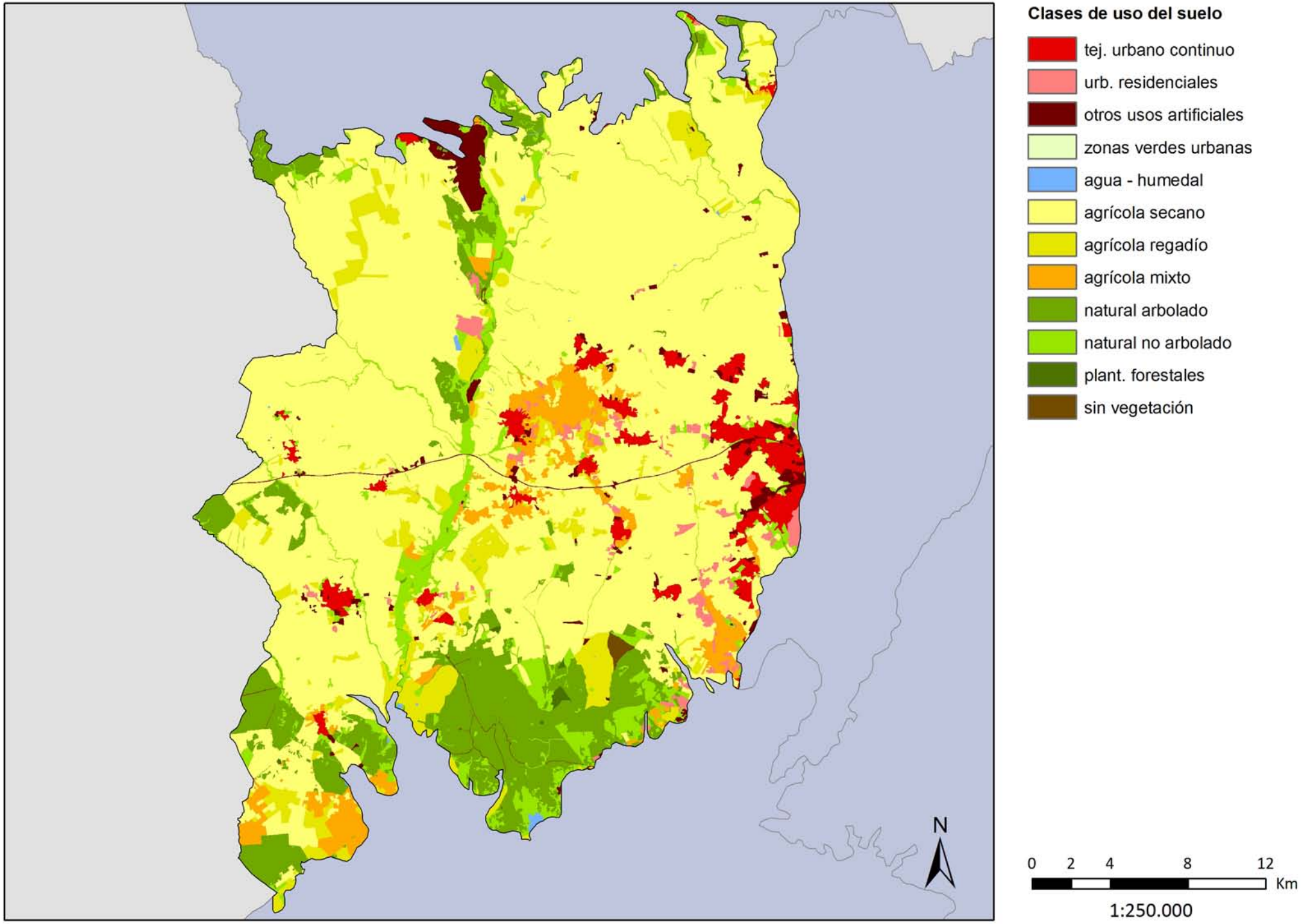
Mapa 5.2.5. Unidad 2 - Nivel 1 - 2003



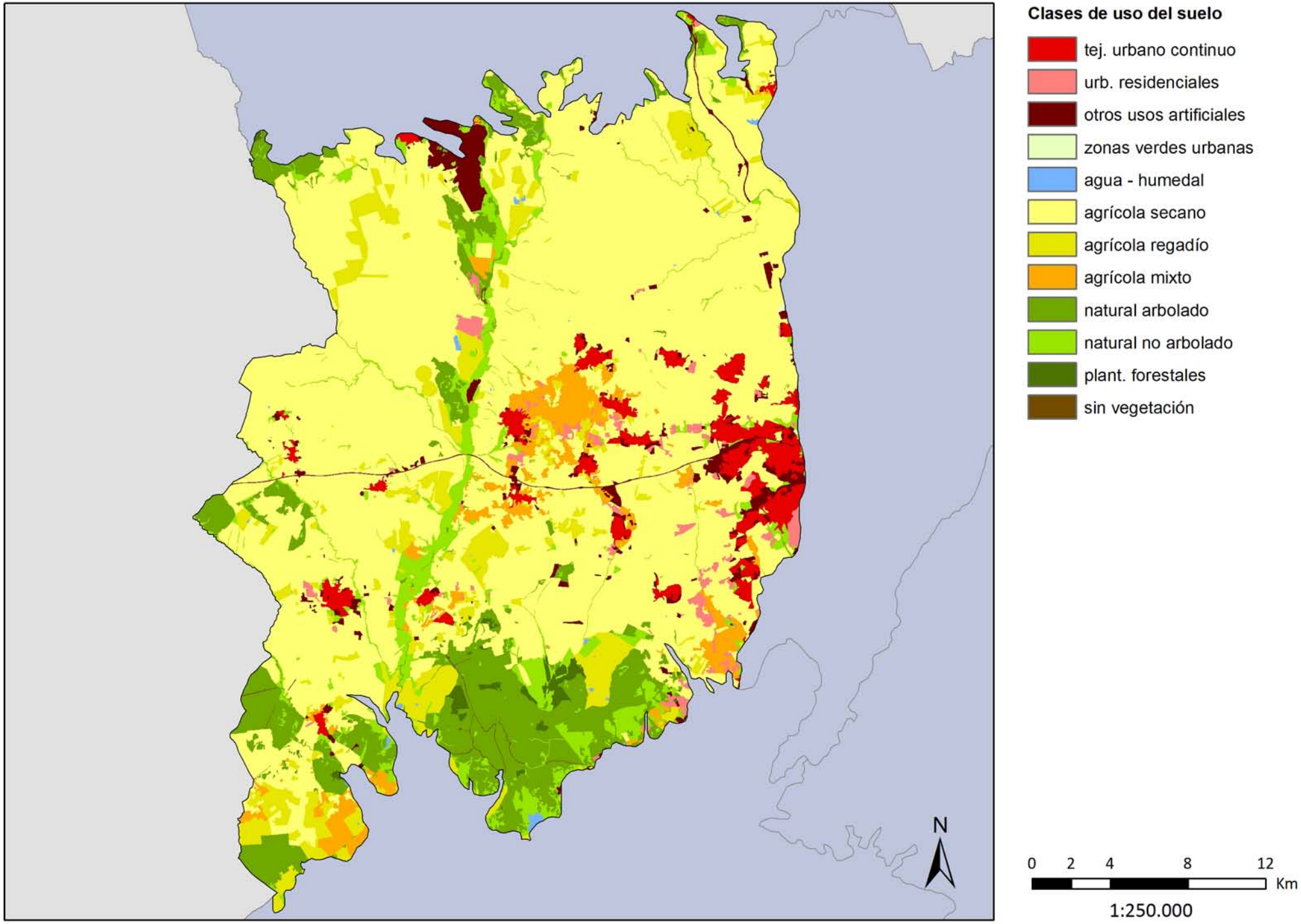
Mapa 5.2.6. Unidad 2 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.2.7. Unidad 2 - Nivel 2 - 1999



Mapa 5.2.8. Unidad 2 - Nivel 2 - 2003



5.5 Análisis de la Unidad 3: la marisma y su entorno

5.5.1 Caracterización básica de la unidad

La unidad comprende el sector suroccidental del área metropolitana de Sevilla, abarcando el territorio que se ubica sobre el antiguo estuario del Guadalquivir. Se trata de un espacio caracterizado por la dominancia de dos usos fundamentales: el agrícola, representado fundamentalmente por las grandes extensiones de regadío que ocupan gran parte de la superficie de la unidad, y el natural, vinculado sobre todo a la marisma natural del Guadalquivir, pero también a otros espacios de elevado valor ecológico relacionados con la red hidrológica. En contraste con la predominante cobertura agrícola y natural, los usos artificiales y urbanos tienen una representación escasa en la unidad, mostrando además una dinámica de crecimiento menos intensa que otros sectores de la aglomeración urbana. A partir de estos rasgos esenciales, es posible entender la unidad como un ámbito de especial relevancia desde el punto de vista medioambiental, no sólo por albergar hábitats de gran interés y dar soporte a una más que notable biodiversidad (sobre todo en lo relativo a la avifauna), sino también por constituir un complejo y rico ámbito de transición entre el núcleo central del sistema metropolitano y un espacio natural de primera magnitud como es Doñana. Gran parte de este potencial ecológico está relacionado con la singular génesis y la evolución reciente del espacio marismeño.

La marisma ha sido definida como un territorio “híbrido”, debido a que la interacción de elementos físicos, socioeconómicos y culturales se manifiesta aquí de una forma particularmente intensa, y también como territorio “no acabado”, ya que tanto los procesos ligados al medio físico como los vinculados a la intervención humana (ya sea orientada a su aprovechamiento económico o a la conservación de sus valores ecológicos) muestran un singular dinamismo, que a día de hoy que sigue dando lugar a profundas transformaciones en el paisaje (Ojeda y del Moral, 2004). En todo caso, el condicionante primario de la acción humana sobre el territorio sigue siendo la particular dinámica del medio físico, factor siempre importante pero que en este ámbito se muestra especialmente potente. El origen de este territorio se sitúa en la colmatación del antiguo estuario del Guadalquivir: en una primera fase, el estuario, de unos 70 km de boca, se va cerrando progresivamente mediante un cordón litoral de dunas, dando lugar al denominado lago Ligustino de la época romana; posteriormente, mediante el depósito por decantación de los materiales finos (arcillas y limos) que porta el río, el lago se va colmatando paulatinamente, en un proceso que es propiciado por el efecto de freno que ejercen en la velocidad de las aguas fluviales la marea y la gran extensión de la lámina de agua. El resultado final de esta evolución geológica es la formación de la marisma, primero como un fangal que queda cubierto completamente de agua durante la marea alta, y posteriormente como terreno firme pero igualmente sometido a la acción mareal y a la influencia de la dinámica fluvial (Grande, 1977).

Desde el punto de vista morfológico, el proceso descrito da como producto final una amplia llanura que se extiende desde el núcleo de Sevilla hasta la costa. No obstante, es necesario destacar la presencia en esta gran planicie de una microtopografía de gran interés ecológico, vinculada con la conformación de porciones de tierra o “islas” delimitadas los diversos brazos fluviales en los que se desdobla el río, la formación de elevaciones (“paciles” y

"vetas") en los bordes de los cauces, donde el depósito de material es más acusado, y la aparición de zonas deprimidas, que dan lugar a "lucios" o lagunas de permanencia variable. Este microrrelieve da origen al establecimiento de diferentes comunidades vegetales adaptadas a las condiciones ecológicas particulares de cada ámbito (del Moral, 1991). Se trata, en todo caso, de una característica del paisaje no perceptible a una escala amplia de estudio, pero que no debe ser obviada en análisis ecológico más detallado.

Figura 5.8 Vista de un lucio en el Parque Nacional de Doñana



La intervención humana sobre este medio físico complejo y dinámico ha contribuido de forma decisiva a modelar el paisaje que ha llegado hasta nuestros días. Dadas las dificultades que ha planteado la marisma para su aprovechamiento humano, este espacio ha permanecido en un estado prácticamente virgen hasta tiempos relativamente recientes. Diversas intervenciones de gran calado, especialmente a lo largo del siglo XX, han sido decisivas para la definir la conformación actual del territorio; entre ellas, podemos citar la modificación progresiva del cauce del río Guadalquivir por medio de sucesivas cortas (realizadas desde finales del XVIII) para favorecer su navegabilidad; el aprovechamiento de las "islas" para el cultivo de arroz desde la primera mitad del siglo XX; o la desecación de las marismas de la margen izquierda del río para el desarrollo de las grandes extensiones de regadío del Bajo Guadalquivir (Grande, 1977; Corominas, 1999). En una secuencia paralela, aunque de origen más reciente, hay que mencionar los esfuerzos realizados para la conservación de aquellos espacios menos alterados o poseedores de un especial valor ecológico o paisajístico dentro de la marisma. En este sentido, destaca sobre todo la declaración del Parque Nacional de Doñana en el año 1969, y también la posterior creación, en el año 1989, del Parque Natural de Doñana, el Paraje Natural del Brazo del Este y la Reserva Natural del Complejo Endorreico de Utrera; asimismo, hay que mencionar los trabajos ligados a la creación del Corredor Verde del

Guadiamar en su tramo final (canalización del río y posterior encauzamiento en la zona denominada Entremuros) tras el desastre ecológico de Aznalcóllar en el año 1998.

Como resultado de esta evolución física y antrópica del territorio, desde el punto de vista estructural se puede hablar de la existencia de una doble matriz paisajística, vinculada por un lado a la marisma transformada y por otro a la marisma natural, cada una de ellas predominante en un sector de la unidad (la primera en la franja más septentrional, la segunda en el extremo suroccidental del ámbito). Dentro de la matriz agraria, se puede identificar un conjunto de manchas de hábitat natural (pastizales, pequeñas áreas de dehesa, jarales) que actúan como espacios-puente entre Doñana y el resto de hábitats situados en otras unidades. Por su parte, la red hidrológica actúa como sistema vertebrador esencial para el conjunto de usos agrarios y naturales. Profundamente transformada por la acción humana, ésta se compone de un conjunto de cauces fluviales, canales artificiales, brazos aislados por las cortas y caños de desagüe (en muchos casos colmatados) que estructuran el paisaje y acogen en sus márgenes formaciones (vegetación palustre, tarajales, eucaliptales), con una valiosa función de soporte para la avifauna. El elemento principal de la red fluvial, tanto por su papel en la génesis y evolución del territorio como por su disposición norte-sur en la divisoria central de la unidad, es lógicamente el río Guadalquivir (declarado como Lugar de Interés Comunitario por su elevado valor ambiental). No obstante, hay que mencionar otros cursos de agua muy relevantes en el área como son los tramos canalizados de los ríos Guadiamar y Guadaíra, en el sector septentrional de la unidad; el arroyo Salado, como principal elemento vertebrador en el sector oriental de la matriz agrícola; y los antiguos brazos de Guadalquivir denominados del Este y de la Torre (cuyo trazado ha sido alterado por el encauzamiento de Entremuros), enclaves de gran valor ecológico y sometidos a regímenes de protección ambiental.

Figura 5.9 Campos de cultivo al sur del Aljarafe



5.5.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

El análisis estructural debe partir en esta unidad de un importante matiz: la clase denominada *agua-humedal* constituye, como categoría que engloba el conjunto de la marisma no transformada, el principal componente natural del paisaje de la unidad. La denominada clase *natural*, que hace referencia al resto de hábitats que no son asimilables a humedales, debe ser analizada de forma complementaria a la clase *agua-humedal*, dado que la combinación de ambas es la que representa en su conjunto la riqueza ecológica del ámbito.

Como se ha indicado, el paisaje de la unidad presenta una matriz doble, vinculada a la clase *agrícola* y a la clase *agua-humedal*, con una clara sectorialización espacial. Si bien en 1956 ambos usos presentaban una situación cercana al equilibrio en cuanto a extensión superficial, a lo largo del periodo de estudio los cultivos han ido ganado terreno a la marisma natural como resultado de la transformación agraria del territorio (ver tabla 5.3.12), constituyéndose finalmente como uso claramente dominante en el conjunto de la unidad y ocupando casi el 70% de la superficie total del ámbito. De forma consecuente, las métricas reflejan una tendencia global hacia un paisaje agrícola más cohesionado, aunque con una tendencia relativa a la fragmentación en el periodo más reciente (1999-2003) (ver tabla 5.3.5). El tipo de cultivo dominante en todo el periodo es el regadío, uso que experimenta una gran expansión entre 1956 y 1999, llegando a abarcar más de la mitad de la extensión total de la unidad. Se observa cómo el crecimiento de esta clase es resultado, por un lado, del desarrollo de la zona regable del Bajo Guadalquivir, en la margen izquierda del río (donde el regadío sustituye al hasta entonces predominante secano), y por otro, de la transformación de importantes extensiones de marisma natural y otros tipos de hábitat en la margen derecha (ver tabla 5.3.15). Por su parte, el cultivo de secano presenta un cierto retroceso en términos globales, perdiendo su predominio en la margen izquierda del río, pero a cambio ganando terreno a la marisma en la margen derecha. De forma concluyente, se puede afirmar que el resultado principal del proceso de expansión de los usos agrícolas y, más específicamente, del regadío a costa del resto de usos agrarios y naturales, es una visible homogeneización del territorio, que se plasma en un descenso de la diversidad paisajística y una mayor agregación de las clases (ver tablas 5.3.6 y 5.3.11).

Desde el punto de vista ecológico, el proceso de cambio más relevante es la pérdida de superficie de la marisma natural. Entre 1956 y 1999, la marisma queda restringida fundamentalmente al sector suroccidental de la unidad, o lo que es lo mismo, a los límites del espacio protegido de Doñana. Según se desprende de la interpretación de las métricas (ver tabla 5.3.8), este retroceso se articula en los siguientes rasgos estructurales: mayor fragmentación, mayor aislamiento de las manchas, pérdida de conectividad y aumento del efecto de borde debido a la mayor irregularidad de los fragmentos (relacionado, a su vez, con el mayor peso relativo que adquieren las manchas de carácter lineal ligadas a cursos fluviales y encauzamientos). Aunque entre 1999 y 2003 no se produce una pérdida neta de superficie, sí se percibe una cierta continuidad en los procesos señalados, aunque lógicamente con menor magnitud que en el periodo anterior.

En lo que respecta al hábitat natural no clasificado como marisma, se percibe una marcada tendencia regresiva para el periodo de estudio, especialmente intensa entre los años

1956 y 1999. En términos cuantitativos, la puesta en cultivo de espacios clasificados como naturales constituye el segundo proceso de cambio de uso más importante (después de la transformación agraria de la marisma), y representa una pérdida de más de un 40% de la superficie de esta clase (ver tabla 5.3.12). Partiendo de un análisis visual de la configuración del hábitat natural en las distintas etapas de estudio, el primer rasgo que destaca es la presencia en el año 1956 de una interesante estructura reticular en el sector central de la unidad, es decir, en el seno de la matriz agrícola (ver mapas 5.3.3 y 5.3.6). Se trata de un conjunto de espacios de forma irregular (manchas sinuosas ligadas a caños y cauces fluviales), articulados en red en el entorno del Brazo del Este y la denominada Isla Mínima. Esta estructura queda cubierta en gran parte por cultivos en el año 1999, subsistiendo tan sólo parte del hábitat vinculado al Paraje Natural del Brazo del Este. De forma parecida, se aprecian a lo largo del periodo de estudio diversos procesos de pérdida de hábitat natural en el sector septentrional de la unidad (zona de contacto con las masas forestales de la Dehesa de Abajo y los Pinares de la Puebla) y en el extremo oriental del ámbito. Las consecuencias estructurales de este retroceso general quedan reflejadas en las métricas de paisaje (ver tabla 5.3.5), que muestran una tendencia global a la fragmentación (significativo aumento del número de manchas y descenso del tamaño de las mismas) y un aumento relativo del efecto borde (con la subsiguiente disminución de la proporción de hábitat de interior). En contraposición, la desaparición de algunas de las manchas más alejadas y la aparición de nuevos fragmentos clasificados como hábitat natural en zonas ocupadas inicialmente por la marisma, provocan un descenso en la distancia media de separación entre las áreas de vegetación natural. Asimismo, los índices muestran un cambio de tendencia en cuanto a la conectividad, que si bien parece descender entre 1956 y 1999 como consecuencia de la pérdida de hábitat, presenta un cierto repunte para 2003, posiblemente como consecuencia de algunas actuaciones ligadas a la recuperación ambiental del entorno del Guadiamar tras el vertido minero de Aznalcóllar. En este sentido, el análisis visual de la cartografía permite percibir una cierta recuperación del hábitat natural en las inmediaciones del encauzamiento del Guadiamar, al noroeste de la unidad, en el último periodo de análisis, que contrasta con la pérdida de hábitat generalizada para el resto del ámbito en esta misma etapa (ver mapas 5.3.4 y 5.3.5).

Cabe señalar que la clase natural corresponde, casi en su totalidad, a hábitat no arbolado, existiendo de forma minoritaria o marginal algunas áreas correspondientes a formaciones arboladas y plantaciones forestales, vinculadas en todo caso al límite noroccidental de la unidad (es decir, se trata de fragmentos ligados a las masas forestales de la unidad 2).

Por último, en lo que respecta a usos urbanos y artificiales (tablas 5.3.5 y 5.3.7), se observa una cierta expansión de esta clase para el conjunto del periodo de estudio, vinculada sobre todo a la aparición de núcleos ligados a la colonización de la marisma a partir de 1956. Como resultado de este proceso se configura una red de núcleos compactos y de pequeño tamaño, con una distribución de carácter puntual dentro de la matriz agrícola y una presencia prácticamente inexistente en el espacio marismeño. En todo caso, como se ha mencionado, se trata de un crecimiento muy moderado en comparación con la expansión observada para otras zonas del área metropolitana; de esta forma, el conjunto de usos artificiales no logra alcanzar el 1% de la superficie total de la unidad en ningún momento del periodo de estudio.

5.5.3 Discusión de resultados

La imagen más inmediata que se desprende del análisis realizado es la de una pérdida masiva de hábitat natural (marisma y, en menor medida, otros espacios naturales) a causa de la expansión de la agricultura; una potente transformación que no encuentra parangón en términos cuantitativos en el resto del área metropolitana para el mismo periodo de estudio. No obstante, hay que matizar esta lectura del territorio a partir del contexto geológico e histórico expuesto inicialmente. Como se ha indicado, las peculiaridades físicas del medio marismeño han sido decisivas para limitar su puesta en aprovechamiento hasta tiempos recientes, como fruto de la conjunción de una mayor capacidad técnica con determinados condicionantes de carácter socioeconómico. Esto supone un fuerte contraste con el resto de ámbitos del área metropolitana, donde la presencia humana ha venido modelando el paisaje desde tiempos remotos. Por otra parte, el hecho de que la transformación de este medio natural haya tenido lugar principalmente a lo largo del siglo XX ha determinado que quede reflejada en la configuración del paisaje, con mayor intensidad que en otras unidades, una actitud de respeto e interés por la naturaleza (reciente en términos históricos), marcada fundamentalmente por la aparición de los espacios naturales protegidos. Por todo ello, la evolución del espacio marismeño y su entorno debe entenderse en sus propios términos, no siendo estrictamente comparable a los procesos observados en el resto del territorio metropolitano. Por lo demás, la unidad parece seguir una dinámica propia relativamente independiente de los procesos urbanísticos ligados al crecimiento de la aglomeración urbana.

En todo caso, más allá de la citada pérdida cuantitativa de hábitat, el análisis de las métricas de paisaje muestra la incidencia de ciertos procesos relativos a la configuración espacial de los usos de carácter natural (fragmentación, aumento del efecto borde, pérdida de conectividad), cuyo efecto se puede interpretar como negativo de cara a la capacidad de soporte de biodiversidad en el conjunto de la unidad. Dado que la conservación del humedal parece más que garantizada en su estado actual dentro de los límites del espacio protegido, parece lógico centrar en el seno de la matriz agrícola cualquier esfuerzo adicional para revertir las tendencias regresivas observadas. Como se ha mencionado, el menoscabo de ciertos espacios naturales ligados a la red hidrológica supone tanto una pérdida de conectividad a través del paisaje agrícola como una excesiva homogeneización del mismo, lo cual redunda en un deterioro de su funcionalidad ecológica como espacio de transición entre Doñana y el núcleo de la aglomeración urbana. En este sentido, sería positivo promover tanto la recuperación de márgenes fluviales y caños, como el desarrollo de medidas agroambientales destinadas a fomentar la creación de islas de hábitat en el seno de la matriz agrícola. Este tipo de estrategia puede favorecer la penetración de biodiversidad hacia las áreas más intensamente antropizadas de la aglomeración urbana, por medio de una mejora significativa de la conectividad (disminuyéndose la distancia entre manchas mediante la proliferación de *stepping stones* en la matriz agraria, y aumentando la distancia de correlación por medio de la conexión de elementos aislados través de la red fluvial). Ciertos enclaves como el entorno de la Isla de los Olivillos o los márgenes del encauzamiento del Guadaíra, a pesar de no estar sometidos a ningún tratamiento ambiental, son buenos ejemplos del potencial ecológico de este tipo de espacios para favorecer sobre todo el mantenimiento de una valiosa avifauna.

Es necesario destacar en este punto algunas iniciativas que, iniciadas con posterioridad a 2003, han contribuido o están contribuyendo a la mejora ecológica del ámbito. En especial destaca el denominado proyecto de restauración hidroecológica "Doñana 2005", una iniciativa del Ministerio de Medio Ambiente que surge como continuación de las labores de recuperación llevadas a cabo tras el vertido del Guadiamar, y cuyo objetivo global es restaurar el funcionamiento hidrológico natural de marisma dentro de los condicionantes de uso y aprovechamiento antrópico (Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino, 2008). Algunas de las medidas contempladas en el proyecto que afectan directamente al ámbito de la unidad 3 son la restauración del caño Guadiamar (que constituye el límite suroccidental de la unidad), la recuperación del caño Travieso y la rehabilitación del Brazo de la Torre. La segunda de estas iniciativas se ha completado, y la tercera se encuentra en desarrollo; ambas contemplan entre sus objetivos la recuperación ambiental de hábitats marismeños ligada a la restauración de la dinámica hidrológica natural. Por su parte, el Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadalquivir, actualmente en proceso de elaboración, contempla dentro del denominado "Esquema Provisional de Temas Importantes" (CHG, 2008) aspectos de interés como la recuperación de los márgenes fluviales frente a la erosión y la recuperación de la vegetación de ribera, la recuperación ambiental de los brazos de Guadalquivir (de la Torre y del Este) y la restauración de la dinámica hidrológica de la marisma (estos dos últimos casos en coordinación con el citado proyecto Doñana 2005).

Una línea de actuación complementaria a la recuperación ambiental es el fomento del acercamiento de los ciudadanos al interesante medio natural que ofrece la unidad 3. Para ello, existen recursos importantes actualmente en activo, como el denominado "sendero Marismas del Guadalquivir", que recorre con un trazado circular el espacio comprendido entre el tramo final del encauzamiento del Guadiamar, el brazo del Este en la zona de Entremuros y el caño del Guadiamar, permitiendo el acceso hasta el límite septentrional del Parque Nacional de Doñana. Por otra parte, el citado esquema de "Temas Importantes" para el Plan Hidrológico contempla el posible desarrollo de una vía verde del Bajo Guadalquivir, así como la creación de embarcaderos para uso turístico y recreativo en el curso bajo del río. La potencialidad de estas actuaciones podría verse reforzada mediante el aprovechamiento de los caminos y vías rurales existentes en el espacio agrícola, con el objetivo último de conformar una red de uso público conectada con la red de carriles bici y senderos del área metropolitana.

Finalmente, se hace necesario apuntar una cuestión relativa a la aplicación de la metodología al ámbito de la marisma, relativa a la resolución espacial y temática empleada. Como se ha indicado, la clasificación del espacio marismeño dentro de una misma categoría (*agua-humedal*) enmascara la variabilidad interna de un medio ecológico rico y diverso. Un estudio pormenorizado de este ámbito debería adoptar una escala más detallada, y asumir un sistema de clasificación sensible a los elementos de la "microtopografía" y capaz de discernir entre los diversos biotopos existentes en la marisma. El sistema de clasificación empleado tampoco permite un análisis de los importantes impactos hidro-ecológicos ligados a los diferentes tipos de uso (especialmente los agrícolas) y su transformación en el tiempo. Por ello, las conclusiones de índole ecológica obtenidas deben entenderse, quizá con mayor motivo que en otras unidades, como una aproximación sintética a la evolución del conjunto del espacio natural del ámbito.

Tabla 5.3.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	857,87	0,75	0,08	79	10,86	17,06	1,33	1,66	814,89	422,83
agua -humedal	29030,66	25,42	23,25	38	763,96	4243,98	3,82	2,16	988,91	7236,44
agrícola	78941,96	69,12	35,07	50	1578,84	6482,78	7,63	1,88	86,41	7056,21
natural	5386,50	4,72	0,88	215	25,05	113,99	6,49	2,27	303,28	1767,98
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	764,73	0,67	0,08	74	10,33	15,49	1,24	1,69	883,14	413,8
agua -humedal	28943,76	25,34	23,33	36	803,99	4372,14	3,79	2,21	903,55	7293,84
agrícola	78906,38	69,08	35,01	43	1835,03	6948,18	7,57	1,93	95,73	7031,79
natural	5602,12	4,90	0,82	201	27,87	114,89	6,52	2,32	329,62	1635,31
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	165,14	0,14	0,01	41	4,03	3,38	0,51	1,83	1367,29	181,47
agua -humedal	57344,18	50,21	46,51	30	1911,47	9513,71	4,31	1,90	572,46	9126,00
agrícola	47217,34	41,34	20,81	61	774,05	3457,74	6,85	1,88	181,16	5963,70
natural	9490,33	8,31	1,62	150	63,27	221,26	6,83	2,32	343,67	1828,32

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.3.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	70,57	0,78	0,57
1999	70,56	0,78	0,57
1956	65,44	0,93	0,67

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.3.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	375,13	0,33	0,06	18	20,84	16,48	0,42	1,70	1849,86	256,31
urb. residenciales	131,49	0,12	0,03	26	5,06	6,13	0,26	1,59	1903,95	140,86
otros usos artif.	325,60	0,29	0,04	53	6,14	7,81	0,79	1,64	1107,73	600,73
zonas verdes urb.	25,65	0,02	0,01	3	8,55	2,64	0,05	1,67	5628,07	138,24
agua - humedal	29030,66	25,42	23,25	38	763,96	4243,98	3,82	2,16	988,91	7236,44
agrícola secano	11962,83	10,47	7,19	73	163,87	977,39	2,26	1,72	385,51	4079,54
agrícola regadío	65277,31	57,15	22,81	161	405,45	2670,39	7,89	1,63	97,65	5602,77
agrícola mixto	1701,82	1,49	0,44	28	60,78	120,50	1,44	2,13	1002,35	833,15
natural arbolado	516,48	0,45	0,08	124	4,17	10,89	1,94	2,15	388,25	783,83
natural no arbolado	4776,66	4,18	0,82	175	27,30	108,64	5,47	2,22	376,84	1561,74
plant. forestales	1,87	0,00	0,00	1	1,87	0,00	0,00	1,75	-	75,80
sin vegetación	91,49	0,08	0,01	17	5,38	5,25	0,25	1,95	646,52	230,06
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	375,13	0,33	0,06	18	20,84	16,48	0,42	1,70	1849,86	256,31
urb. residenciales	123,51	0,11	0,02	25	4,94	6,14	0,24	1,58	1991,91	140,70
otros usos artif.	240,44	0,21	0,04	44	5,46	7,59	0,67	1,69	1429,35	726,65
zonas verdes urb.	25,65	0,02	0,01	3	8,55	2,64	0,05	1,67	5628,07	138,24
agua - humedal	28943,76	25,34	23,33	36	803,99	4372,14	3,79	2,21	903,55	7293,84
agrícola secano	12163,02	10,65	7,16	63	193,06	1046,71	2,32	1,78	533,85	4027,75
agrícola regadío	64979,90	56,89	22,86	150	433,20	2761,11	7,74	1,63	116,04	5583,15
agrícola mixto	1763,46	1,54	0,44	30	58,78	118,49	1,44	2,05	1055,12	826,81
natural arbolado	518,68	0,45	0,08	124	4,18	10,90	1,94	2,15	388,25	781,38
natural no arbolado	4991,95	4,37	0,82	161	31,01	113,68	5,46	2,26	405,33	1507,43
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	91,49	0,08	0,01	17	5,38	5,25	0,25	1,95	646,52	230,06
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	49,53	0,04	0,01	10	4,95	3,17	0,11	1,61	835,76	128,75
urb. residenciales	28,27	0,02	0,01	9	3,14	1,87	0,11	1,80	5844,26	126,28
otros usos artif.	86,70	0,08	0,01	23	3,77	3,55	0,30	1,92	1455,36	222,99
zonas verdes urb.	0,64	0,00	0,00	1	0,64	0,00	0,00	1,13	-	30,85
agua - humedal	57344,18	50,21	46,51	30	1911,47	9513,71	4,31	1,90	572,46	9126,00
agrícola secano	18403,56	16,11	12,83	61	301,70	1865,21	3,00	1,81	449,56	4925,41
agrícola regadío	28363,62	24,83	10,82	34	834,22	2385,78	4,96	1,93	492,60	4557,82
agrícola mixto	450,16	0,39	0,33	13	34,63	99,95	0,32	1,73	1399,72	688,53
natural arbolado	861,86	0,75	0,16	125	6,89	19,32	1,58	1,94	459,28	501,47
natural no arbolado	8616,56	7,54	1,62	154	55,95	195,44	6,91	2,22	334,64	1688,83
plant. forestales	8,67	0,01	0,01	1	8,67	0,00	0,01	1,29	-	117,00
sin vegetación	3,24	0,00	0,00	4	0,81	0,52	0,02	1,70	13631,41	58,72

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.3.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	75,48	1,18	0,47
1999	74,51	1,18	0,49
1956	74,04	1,25	0,50

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.3.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales (% LAN: 0,14 – 0,67 – 0,75; LPI: 0,01 – 0,08 – 0,08) muestran una tendencia expansiva, aunque se trata de un uso esencialmente minoritario en la unidad.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de la clase artificial se articula en un aumento tanto del número de manchas como del tamaño medio de las mismas (NP: 41 – 74 – 79; AREA MN: 4,03 – 10,33 – 10,86), especialmente en el primer periodo.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Aumento de densidad de borde asociado a la expansión de la clase (ED: 0,51 – 1,24 – 1,33); por su parte, la forma tiende a aumentar su compacidad (SHAPE MN: 1,83 - 1,69 – 1,66).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Disminuye la distancia entre manchas (ENN MN: 1367,29 – 883,14 – 814,89), por la aparición de nuevos fragmentos; aumenta la distancia de correlación por la expansión de los núcleos (RGYR AM: 181,47 – 413,80 – 422,83).
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La marisma es la clase más extensa en la primera etapa de estudio, sufriendo un fuerte retraimiento a partir de la segunda etapa (% LAN: 50,21 – 25,34 – 25,42; LPI: 46,51 – 23,33 – 23,25). No obstante, sigue constituyendo la matriz paisajística es el sector suroccidental del ámbito, donde domina por completo el paisaje.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie va acompañada de un proceso de fragmentación, que se refleja en un moderado aumento del número de manchas y una rotunda disminución del tamaño medio de las mismas (NP: 30 – 36 - 38; AREA MN: 1911,47 – 803,99 – 763,9).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El retroceso de la marisma en la segunda etapa de estudio provoca un descenso marcado en la densidad de bordes (ED: 4,31 – 3,79 – 3,82), que no es proporcional a la pérdida de superficie (por tanto, aumenta la relación perímetro-área de esta clase). En consonancia con esto, se percibe una tendencia general hacia una mayor irregularidad de las manchas (SHAPE MN: 1,90 – 2,21 – 2,16), asociada a la pérdida de manchas extensivas y a la permanencia o la aparición de manchas de carácter lineal (vinculadas a cauces naturales y artificiales).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	El aumento de la distancia entre manchas (ENN MN: 572,46 – 903,55 – 988,91) y la disminución del radio de giro (RGYR AM: 9126,00 – 7293,84 – 7236,44), asociados ambos al retraimiento de esta clase, implican una pérdida global de conectividad y un mayor aislamiento de las manchas.
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El sector superior de la unidad está dominado por la matriz agrícola (% LAN: 41,34 – 69,08 – 69,12; LPI: 20,81 – 35,01 – 35,07), que ha ido ganando territorio a la marisma a lo largo del periodo de estudio.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La matriz agrícola presenta un proceso general de expansión y un aumento de su cohesión, sobre todo por la transformación extensiva de la marisma y zonas de vegetación natural en la primera etapa, si bien entre 1999 y 2003 muestra un cierto proceso de fragmentación (NP: 61 – 43 – 50; AREA MN: 774,05 – 1835,03 – 1578,84).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa un ligero y constante aumento de borde (ED: 6,85 – 7,57 – 7,63), asociado a la expansión de la clase. La forma de las manchas se mantiene más o menos constante (SHAPE MN: 1,88 – 1,93 – 1,88).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Las métricas muestran una disminución progresiva de la distancia entre manchas (ENN MN: 181,16 – 95,73 – 86,41), y aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 5963,70 - 7031,79 – 7056,21), como corresponde a la expansión de la matriz. En general, la clase presenta una elevada conectividad.
Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las zonas clasificadas como uso natural suponen una superficie relativamente menor de la unidad (% LAN: 8,31 – 4,9 – 4,72; LPI: 1,62 – 0,82 – 0,88), mostrando una marcada tendencia regresiva.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La clase natural muestra los rasgos característicos del proceso de fragmentación: el retroceso de esta clase en cuanto a extensión se acompaña de un aumento significativo del número de manchas (NP: 150 – 201 – 215) y de la disminución del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 63,27 – 27,87 – 25,05). Si bien el proceso es más intenso entre las dos primeras etapas de estudio, la tendencia parece mantenerse para el periodo más reciente.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa una moderada pérdida de densidad de borde asociada a la pérdida de cobertura (ED: 6,83 – 6,52 – 6,49); no obstante, desciende en mucha menor proporción que la superficie ya que, como consecuencia del proceso de fragmentación, las manchas que quedan presentan una mayor relación perímetro-superficie. La forma presenta poca variación (SHAPE MN: 2,32 – 2,32 – 2,27), siendo en general poco compacta (debido a la presencia de elementos lineales asociados a cauces).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Disminución progresiva de la distancia entre manchas, especialmente notable en términos relativos en el último periodo (ENN MN: 343,67 – 329,62 – 303,28). Asimismo, en el último periodo aumenta la distancia de correlación, posiblemente asociada al aumento de conectividad en el entorno del encauzamiento del Guadiamar al noroeste de la unidad (RGYR AM: 1828,32 – 1635,31 – 1767,98). En general, las manchas están menos aisladas, y la capacidad de desplazamiento, a pesar de un descenso inicial, tiende recientemente a aumentar.

Tabla 5.3.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje tiende en términos generales a una mayor homogeneidad estructural, que se plasma en una mayor agregación de las clases (CONTAG: 65,44 – 70,56 – 70,57), un descenso de la diversidad (SHDI: 0,93 – 0,78 – 0,78) y un menor equilibrio entre la proporción de los distintos usos de suelo (SHEI: 0,67 – 0,57 – 0,57).

Tabla 5.3.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES.

Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El tejido urbano continuo representa una parte minoritaria del paisaje; no obstante, ha experimentado un crecimiento relativo importante entre la primera y la segunda etapa de estudio (% LAN: 0,04 – 0,33 – 0,33; LPI: 0,01 – 0,06 – 0,06), sin ninguna variación posterior.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión experimentada por la clase se plasma en un aumento del número de manchas (NP: 10 – 18 – 18) y en un incremento en el tamaño medio de las mismas (AREA MN: 4,95 – 20,84 – 20,84).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa un incremento en la densidad de borde (ED: 0,11 – 0,42 – 0,42) en paralelo a la expansión de la clase. La forma de las manchas tiende en la segunda etapa a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,61 – 1,70 – 1,70).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	La aparición de nuevas manchas, distribuidas de forma más homogénea por la unidad, hace que aumente la distancia media entre los fragmentos (ENN MN: 835,76 – 1849,86 – 1849,86). El mayor tamaño medio de las manchas revierte en un incremento del radio de giro (RGYR AM:128,75 – 256,31 – 256,31).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las urbanizaciones residenciales tienen una escasa presencia en la unidad, si bien presentan una cierta tendencia de crecimiento (% LAN: 0,02 – 0,11 - 0,12; LPI: 0,01 – 0,02 – 0,03).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase se plasma fundamentalmente en un aumento del número de manchas (NP: 9 – 25 – 26), y en menor medida en el incremento del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 3,14 – 4,94 – 5,06).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La mayor presencia de esta clase incide en un aumento de la densidad de borde (ED: 0,11 - 0,24 – 0,26). No obstante, las manchas tienden globalmente a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,80 – 1,58 – 1,59).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	La aparición de nuevas manchas incide en un fuerte descenso de la distancia media entre ellas (ENN MN: 5844,26 – 1991,91 – 1903,95). El aumento del tamaño medio determina un moderado incremento en el radio de giro (RGYR AM: 126,28 – 140,70 – 140,86).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales también experimenta un crecimiento a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,08 – 0,21 – 0,29; LPI: 0,01 – 0,04 – 0,04), más intenso en términos relativos en la última etapa de estudio.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esa clase se articula sobre todo en la proliferación de nuevas manchas (NP: 23 – 44 – 53), acompañado de un aumento del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 3,77 – 5,46 – 6,14).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La mayor presencia de esta clase incide en un aumento de la densidad de borde (ED: 0,30 – 0,67 – 0,79). Las manchas tienden hacia una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,92 – 1,69 – 1,64).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	La aparición de nuevas manchas revierte en una disminución de la distancia media entre los fragmentos (ENN MN: 1455,36 – 1429,35 – 1107,73). El radio de giro aumenta en términos globales, pero presenta un cierto descenso en la última etapa (RGYR AM: 222,99 – 726,65 – 600,73).
Clase: zonas verdes urbanas	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de zonas verdes urbanas es muy reducida en esta unidad. Se percibe en todo caso un aumento entre la primera y la segunda etapa de estudio (% LAN: 0,00 – 0,02 – 0,02; LPI: 0,00 – 0,01 – 0,01).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A partir de la segunda etapa aparecen dos zonas verdes (NP: 1 – 3 – 3), que inciden en un aumento del tamaño medio de las manchas (AREA MN: 0,64 – 8,55 – 8,55).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las nuevas manchas inciden en un aumento de la densidad de borde (ED: 0,00 – 0,05 – 0,05) y un aumento de la irregularidad de la forma (SHAPE MN: 1,13 – 1,67 – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	El radio de giro aumenta, como consecuencia del mayor tamaño de las manchas (RGYR AM: 30,85 – 138,24 – 138,24; ENN MN: 0,00 – 5628,07 – 5628,07).

Tabla 5.3.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA- HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La marisma es la clase dominante en la primera etapa de estudio, sufriendo un fuerte retraimiento a partir de la segunda etapa (% LAN: 50,21 – 25,34 – 25,42; LPI: 46,51 – 23,33 – 23,25). No obstante, sigue constituyendo la matriz paisajística es el sector suroccidental del ámbito, donde domina por completo el paisaje.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie va acompañada de un proceso de fragmentación, que se percibe en un ligero aumento del número de manchas y una rotunda disminución del tamaño medio de las mismas; NP: 30 – 36 - 38; AREA MN: 1911,47 – 803,99 – 763,9).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El retroceso de la marisma en la segunda etapa de estudio provoca un descenso marcado en la densidad de bordes (ED: 4,31 – 3,79 – 3,82). La forma muestra en términos globales una tendencia hacia una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,90 – 2,21 – 2,16), asociada a la pérdida de manchas extensivas y a la permanencia o la aparición de manchas de carácter lineal (cauces naturales y artificiales).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	El aumento de la distancia entre manchas (ENN MN: 572,46 – 903,55 – 988,91) y la disminución del radio de giro (RGYR AM: 9126,00 – 7293,84 – 7236,44), asociados ambos al retraimiento de esta clase, implican una pérdida global de conectividad y un mayor aislamiento de las manchas.

Tabla 5.3.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS.	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío es el uso agrícola dominante. Muestra una tendencia expansiva, especialmente intensa entre la primera y la segunda etapa del estudio (% LAN: 24,83 – 56,89 – 57,15; LPI: 10,82 – 22,86 – 22,81).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Se observa un fuerte incremento del número de manchas (NP: 34 – 150 – 161) y una disminución del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 834,22 – 433,20 – 405,45); la desviación estándar muestra un valor elevado (AREA SD: 2385,78 – 2761,11 – 2670,39). Esto se traduce en una estructura espacial menos homogénea y más fragmentada, si bien se mantiene el predominio de las manchas de mayor extensión.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las manchas tienden a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,93 – 1,63 – 1,63). La densidad de borde aumenta (ED: 4,96 – 7,74 – 7,89) debido a la expansión global de la clase y a la aparición de manchas de menor tamaño (con mayor relación perímetro-área).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Disminuye la distancia entre manchas (ENN MN: 492,60 – 116,04 – 97,65) y aumenta el radio de giro (RGYR AM: 4557,82 – 5583,15 – 5602,77), lo cual se traduce en un incremento general de la conectividad.
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Segundo uso agrícola en extensión, si bien muestra una tendencia regresiva (% LAN: 16,11 – 10,65 – 10,47; LPI: 12,83 – 7,16 – 7,19).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Se observa el paso a una configuración más fragmentada, en la que la pérdida de superficie va acompañada de un aumento del número de manchas (NP: 61 – 63 – 73) y de la disminución del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 301,70 – 193,06 – 163,87).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa una disminución en la densidad de borde (ED: 3,0 – 2,32 – 2,26), debida al retroceso en superficie de esta clase. La compacidad de las manchas aumenta ligeramente (SHAPE MN: 1,81 – 1,78 – 1,72).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	La distancia media entre las manchas aumenta en una primera fase y disminuye posteriormente (ENN: 449,56 – 533,85 – 385,51). El radio de giro disminuye primero y luego sufre un ligero aumento (RGYR AM: 4925,41 – 4027,75 – 4079,54). Esto se traduce en una mayor conectividad y menor aislamiento en la última etapa de estudio, a pesar de la pérdida de superficie.
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos mixtos tienen una presencia menor con respecto a los otros usos agrícolas. Muestran una cierta expansión entre la primera y la segunda etapas de estudio (% LAN: 0,39 – 1,54 – 1,49; LPI: 0,33 – 0,44 – 0,44).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Tanto el número de manchas (NP: 13 – 30 – 28) como el tamaño medio de las mismas (AREA MN: 34,63 – 58,78 – 60,78) aumentan en la segunda etapa de estudio, y muestran un cierto estancamiento posterior.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento en la densidad de borde (ED: 0,32 – 1,44 – 1,44) se produce en paralelo a la expansión de esta clase en la segunda etapa de estudio. La forma de las manchas presenta una tendencia hacia una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,73 – 2,05 – 2,13).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Tanto la distancia entre manchas (ENN MN: 1399,72 – 1055,12 – 1002,35) como el radio de giro (RGYR AM: 688,53 – 826,81 – 833,15) apuntan a un menor aislamiento de las manchas y una mayor conectividad.

Tabla 5.3.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES.	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat no arbolado es claramente la cobertura natural (aparte de la marisma) con mayor presencia en esta unidad, si bien muestra una tendencia regresiva (% LAN: 7,54 – 4,37 – 4,18; LPI: 1,62 – 0,82 – 0,82).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El incremento en el número de manchas (NP: 154 – 161 – 165) y el descenso del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 55,95 – 31,01 – 27,30) son indicativos de un proceso global de fragmentación.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa un descenso en la densidad de borde (ED: 6,91 – 5,46 – 5,47), como consecuencia de la pérdida de superficie. El índice de forma refleja la escasa compacidad en las manchas, un rasgo que se mantiene prácticamente constante a lo largo del periodo de estudio (SHAPE MN: 2,22 – 2,26 – 2,22), y que está vinculado con la abundancia de manchas de carácter lineal (vegetación asociada a cauces) o irregular.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	En términos globales, se produce un descenso de la conectividad (RGYR AM: 1688,83 – 1507,43 – 1561,74) y un aumento del aislamiento de las manchas (ENN MN: 334,64 – 405,33 – 376,84), si bien se observa una cierta recuperación de estos valores en la última etapa de estudio.
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat arbolado tiene una presencia escasa en la unidad. En la segunda etapa de estudio presenta un retroceso, para posteriormente mantenerse constante (% LAN: 0,75 – 0,45 – 0,75; LPI: 0,16 – 0,08 – 0,08).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas permanece prácticamente constante (NP: 125 – 124 – 124), disminuyendo el tamaño medio de las mismas (AREA MN: 6,89 – 4,18 – 4,17), lo que indica un proceso de retraimiento general más que de fragmentación. En todo caso, la cobertura arbolada muestra un carácter fragmentado en términos generales.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El aumento de la densidad de borde (ED: 1,58 – 1,94 – 1,94) y la disminución del índice de forma (SHAPE MN: 1,94 – 2,15 – 2,15) apuntan a un incremento de la irregularidad de las manchas, asociado al desarrollo del carácter lineal de algunos fragmentos.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Las manchas muestran un menor aislamiento espacial (ENN MN: 459,28 – 388,25 – 388,25) y un mayor radio de giro (RGYR AM: 501,47 – 781,38 – 783,83), lo cual se traduce en un ligero aumento de la conectividad. Al igual que en el caso anterior, esto estaría vinculado al desarrollo lineal de algunas manchas.
Clase: plantaciones forestales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de plantaciones forestales es prácticamente despreciable en términos cuantitativos (% LAN: 0,01 – 0,00 – 0,00; LPI: 0,01 – 0,00 – 0,00).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	En la primera etapa existe una única mancha de esta clase, que desaparece en la segunda etapa. En la última etapa aparece una nueva mancha (NP: 1 – 0 – 1; AREA MN: 8,67 – 0,00 – 1,87).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde es prácticamente despreciable (ED: 0,01 – 0,00 – 0,00). La forma de la mancha reciente es más irregular que la inicial (SHAPE MN: 1,29 – 0,00 – 1,75).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	No es posible hablar de aislamiento o conectividad en este caso.
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los espacios sin vegetación tienen una presencia de carácter puntual, que se ha visto incrementada a partir de la segunda etapa de estudio (%LAN: 0,01 – 0,08 – 0,08; LPI: 0,00 – 0,01 – 0,01).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El moderado crecimiento de esta clase se plasma en un mayor número de manchas (NP: 4 – 17 – 17), de mayor superficie media (AREA MN: 0,81 – 5,38 – 5,38)
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La aparición de nuevas manchas contribuye al aumento de la densidad de borde (ED: 0,02 – 0,25 – 0,25). Los nuevos fragmentos tienden a una mayor irregularidad en su forma (SHAPE MN: 1,70 – 1,95 – 1,95).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR)	Como consecuencia de lo anteriormente dicho, se produce una lógica disminución de la distancia media entre manchas (ENN MN: 13631,41 – 646,52 – 646,52) y un aumento del radio de giro (RGYR AM: 58,72 – 230,06 – 230,06)

Tabla 5.3.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	Se observa una tendencia hacia una mayor homogeneidad estructural, pero con ciertos matices con respecto a lo observado para la clasificación de nivel 1. La agregación entre clases es mayor en términos globales, pero presenta una menor variación en el periodo de estudio (CONTAG: 74,04 – 74,51 – 75,48). La diversidad paisajística es lógicamente mayor a este nivel desagregación, pero la tendencia decreciente es menos sensible (SHDI: 1,25 – 1,18 – 1,18). Por su parte, el equilibrio entre las clases es menor, y el descenso de esta variable es menos marcado (SHEI: 0,50 - 0,49 – 0,47).

Tabla 5.3.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	123,85	1,56	20,30	19,01	164,72
agua - humedal	21,30	28040,52	26870,10	2412,63	57344,55
agrícola	477,93	755,87	45552,15	431,44	47217,38
natural	235,25	232,50	6499,19	2523,83	9490,77
TOTAL 2003	858,33	29030,45	78941,73	5386,90	114217,42

Tabla 5.3.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	123,85	1,56	20,30	19,01	164,72
agua - humedal	21,30	27971,78	26748,32	2603,15	57344,55
agrícola	419,05	737,64	45537,09	523,61	47217,38
natural	200,61	232,50	6600,83	2456,82	9490,77
TOTAL 1999	764,81	28943,48	78906,54	5602,59	114217,42

Tabla 5.3.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	756,26	0	7,03	1,53	764,81
agua - humedal	0	28787,12	118,36	38,00	28943,48
agrícola	70,35	243,34	78422,19	170,66	78906,54
natural	31,73	0	394,15	5176,71	5602,59
TOTAL 2003	858,33	29030,45	78941,73	5386,9	114217,42

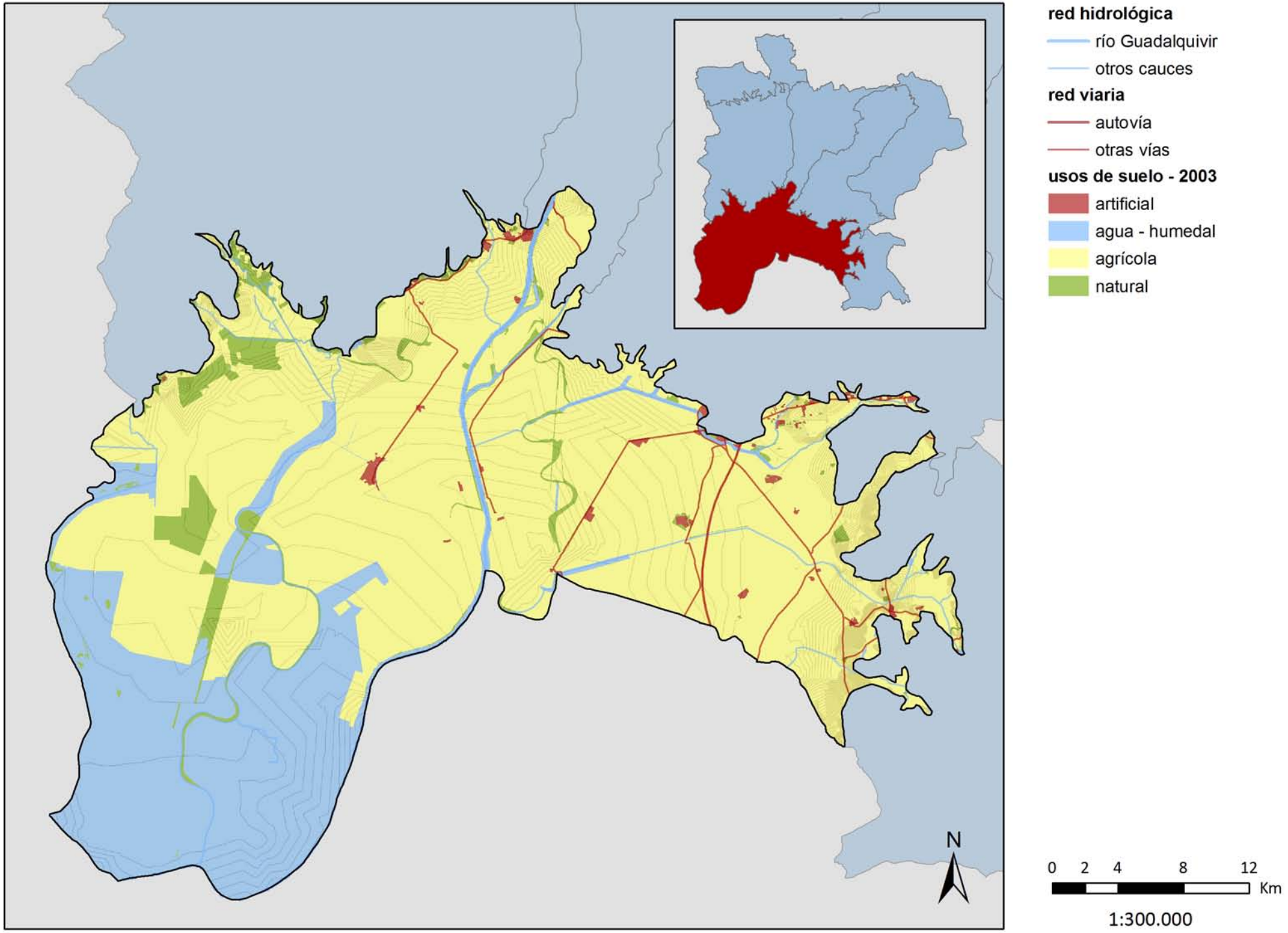
Tabla 5.3.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.

1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	49,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49,46
urb. residenciales	0	9,00	1,62	0	1,56	0,01	15,44	0	0,49			0	28,12
otros usos artif.	26,23	1,83	35,07	0	0	0	4,84	0	15,49	3,03	0	0	86,50
zonas verdes urb.	0	0	0	0,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0,64
agua - humedal	0	0	21,30	0	28040,52	8239,62	17936,10	694,38	42,91	2294,73	0	74,99	57344,55
agrícola secano	120,13	54,77	109,58	12,57	302,10	3359,19	13640,76	644,77	30,74	129,68	0	0	18404,29
agrícola regadío	90,59	10,06	72,36	4,54	451,80	33,74	27403,13	27,52	7,72	261,63	0	0	28363,09
agrícola mixto	3,32	0	0	0	1,97	9,36	416,09	17,60	0,86	0,80	0	0	450,01
natural arbolado	1,10	2,91	3,90	0	12,02	101,49	209,80	103,82	369,64	54,53	1,89	0,34	861,44
natural no arbolado	84,33	52,97	82,06	7,97	220,44	219,32	5641,49	213,79	48,26	2031,15	0	15,64	8617,43
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	8,65	0	0	0	0	0	8,65
sin vegetación	0	0	0	0	0,04	0	0,83	0	0	1,55	0	0,82	3,24
TOTAL 2003	375,17	131,55	325,90	25,72	29030,45	11962,73	65277,12	1701,88	516,11	4777,11	1,89	91,79	114217,42

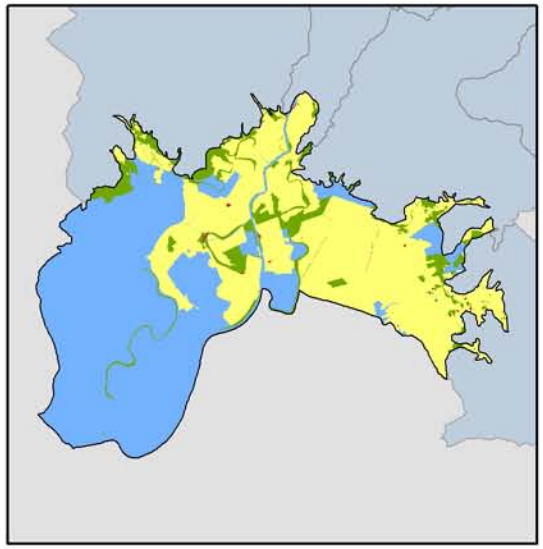
Tabla 5.3.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	49,46	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	49,46
urb. residenciales	0	9,00	1,62	0	1,56	0,01	15,44	0	0,49	0	0	0	28,12
otros usos artif.	26,23	1,83	35,07	0	0	0	4,84	0	15,49	3,03	0	0	86,50
zonas verdes urb.	0	0	0	0,64	0	0	0	0	0	0	0	0	0,64
agua - humedal	0	0	21,30	0	27971,78	8198,93	17855,02	694,38	42,91	2485,25	0	74,99	57344,55
agrícola secano	120,13	47,41	78,48	12,57	283,87	3499,32	13463,58	693,06	30,74	175,13	0	0	18404,29
agrícola regadío	90,59	10,06	51,94	4,54	451,80	33,74	27379,11	25,23	7,72	308,35	0	0	28363,09
agrícola mixto	3,32	0	0	0	1,97	9,36	416,09	17,60	0,86	0,80	0	0	450,01
natural arbolado	1,10	2,91	2,41	0	12,02	104,77	201,80	110,64	371,87	53,57	0	0,34	861,44
natural no arbolado	84,33	52,29	49,60	7,97	220,44	316,88	5634,39	222,86	48,26	1964,76	0	15,64	8617,43
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	8,65	0	0	0	0	0	8,65
sin vegetación	0	0	0	0	0,04	0	0,83	0	0	1,55	0	0,82	3,24
TOTAL 1999	375,17	123,50	240,42	25,72	28943,48	12163,02	64979,75	1763,77	518,34	4992,45	0	91,79	114217,42

Tabla 5.3.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	375,17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	375,17
urb. residenciales	0	123,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	123,50
otros usos artif.	0	0,68	231,18	0	0	0	7,03	0	0	1,53	0	0	240,42
zonas verdes urb.	0	0	0	25,72	0	0	0	0	0	0	0	0	25,72
agua - humedal	0	0	0	0	28787,12	2,01	116,36	0	0	38	0	0	28943,48
agrícola secano	0	0	10,32	0	16,59	11888,90	158,93	3,39	0	84,89	0	0	12163,02
agrícola regadío	0	0	46,25	0	226,75	1,64	64617,05	2,56	0	85,51	0	0	64979,75
agrícola mixto	0	7,36	6,42	0	0	30,72	23,42	1695,59	0	0,25	0	0	1763,77
natural arbolado	0	0	0	0	0	0	0	0,34	516,11	0	1,89	0	518,34
natural no arbolado	0	0	31,73	0	0	39,47	354,34	0	0	4566,92	0	0	4992,45
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	91,79	91,79
TOTAL 2003	375,17	131,55	325,90	25,72	29030,45	11962,73	65277,12	1701,88	516,11	4777,11	1,89	91,79	114217,42

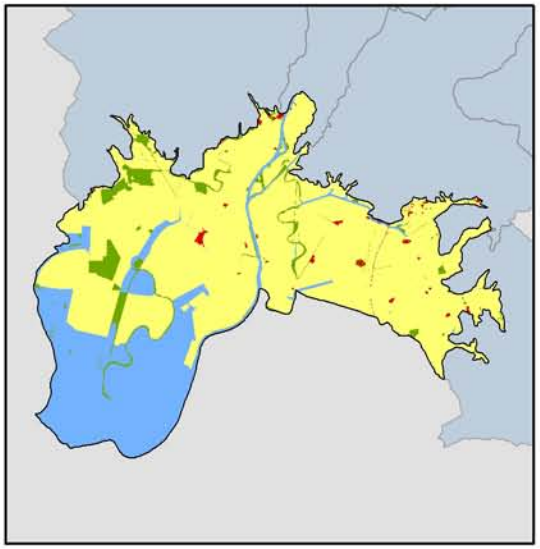
Mapa 5.3.1. Unidad 3 - Mapa de síntesis



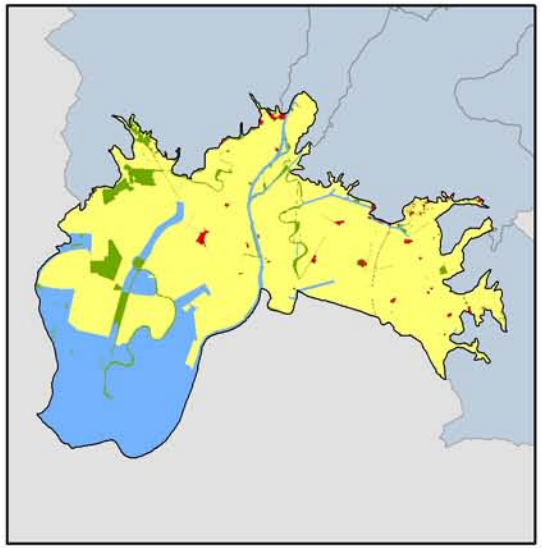
Mapa 5.3.2. Evolución del paisaje en la Unidad 3



1956



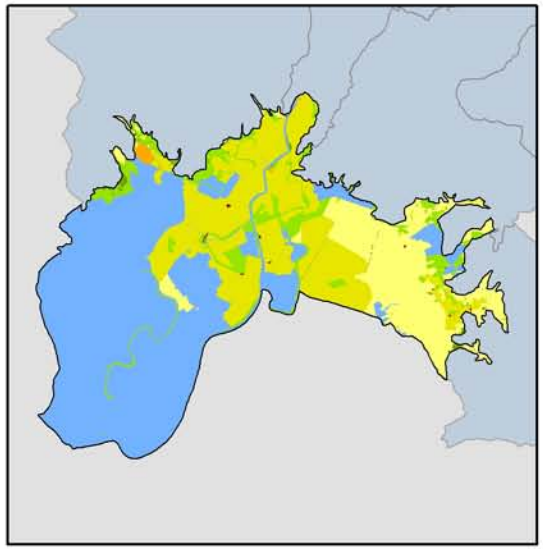
1999



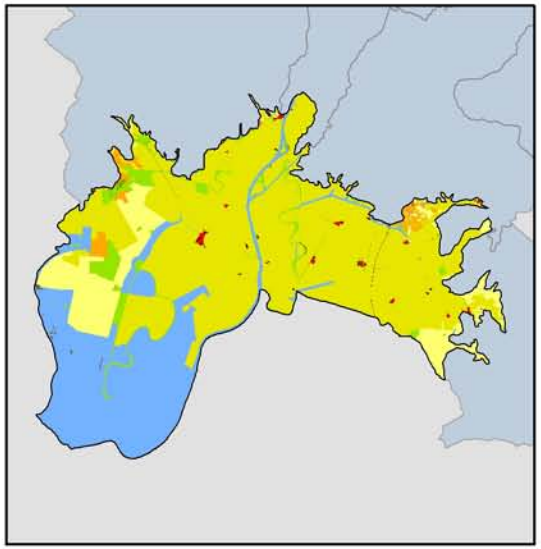
2003

Clasificación Nivel 1

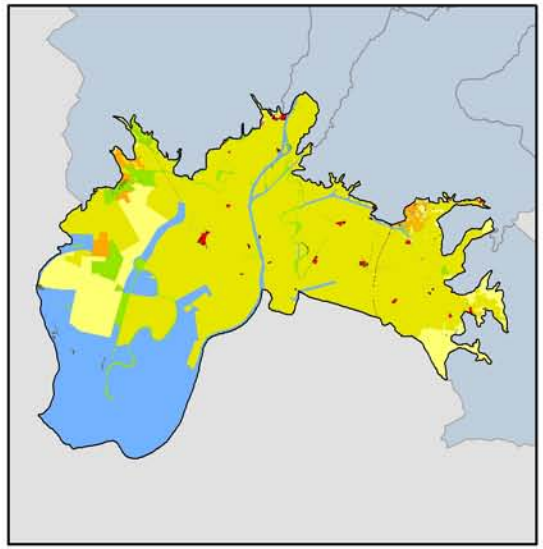
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

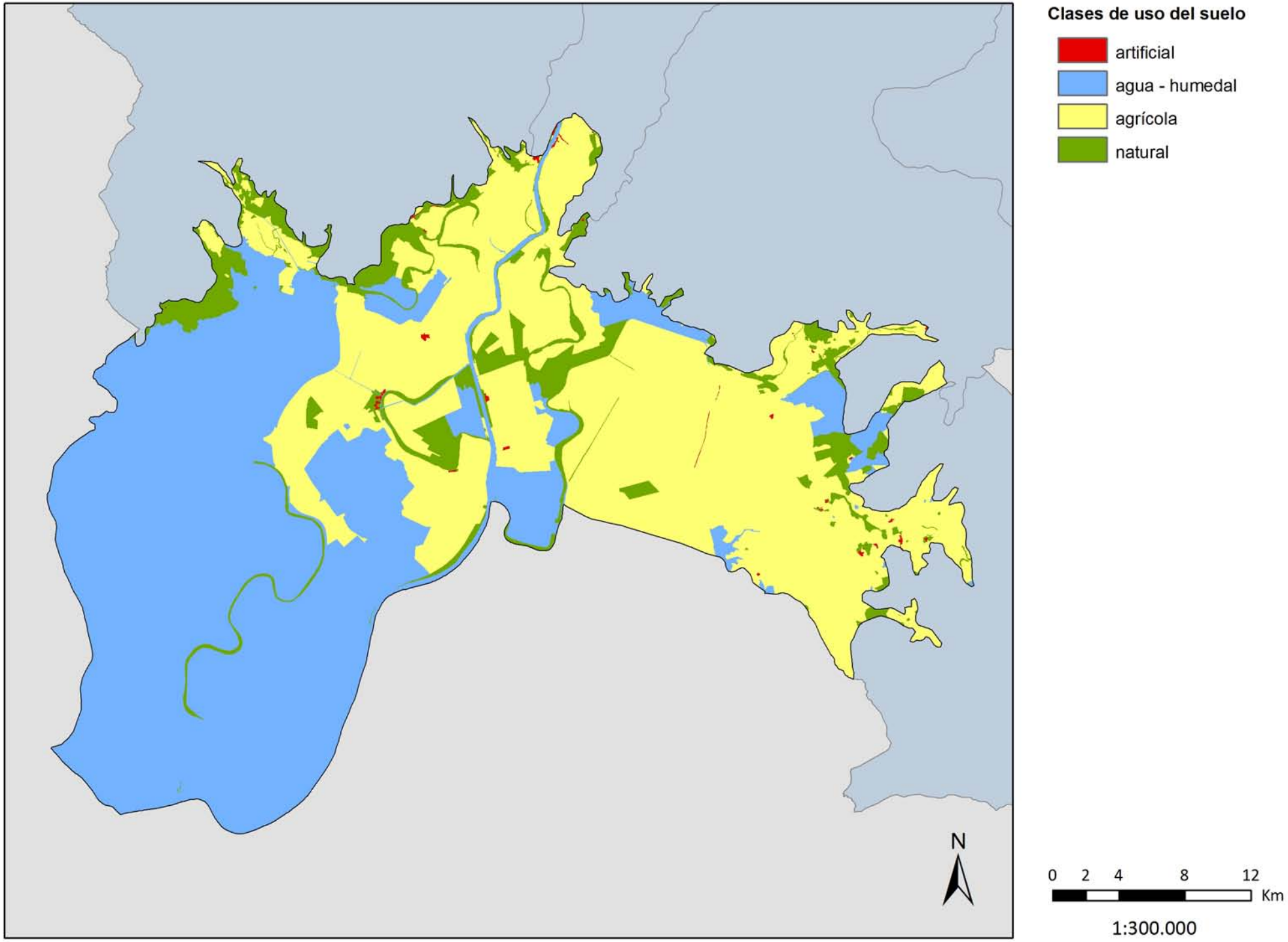
Clasificación Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- zonas verdes urbanas
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- plant. forestales
- sin vegetación

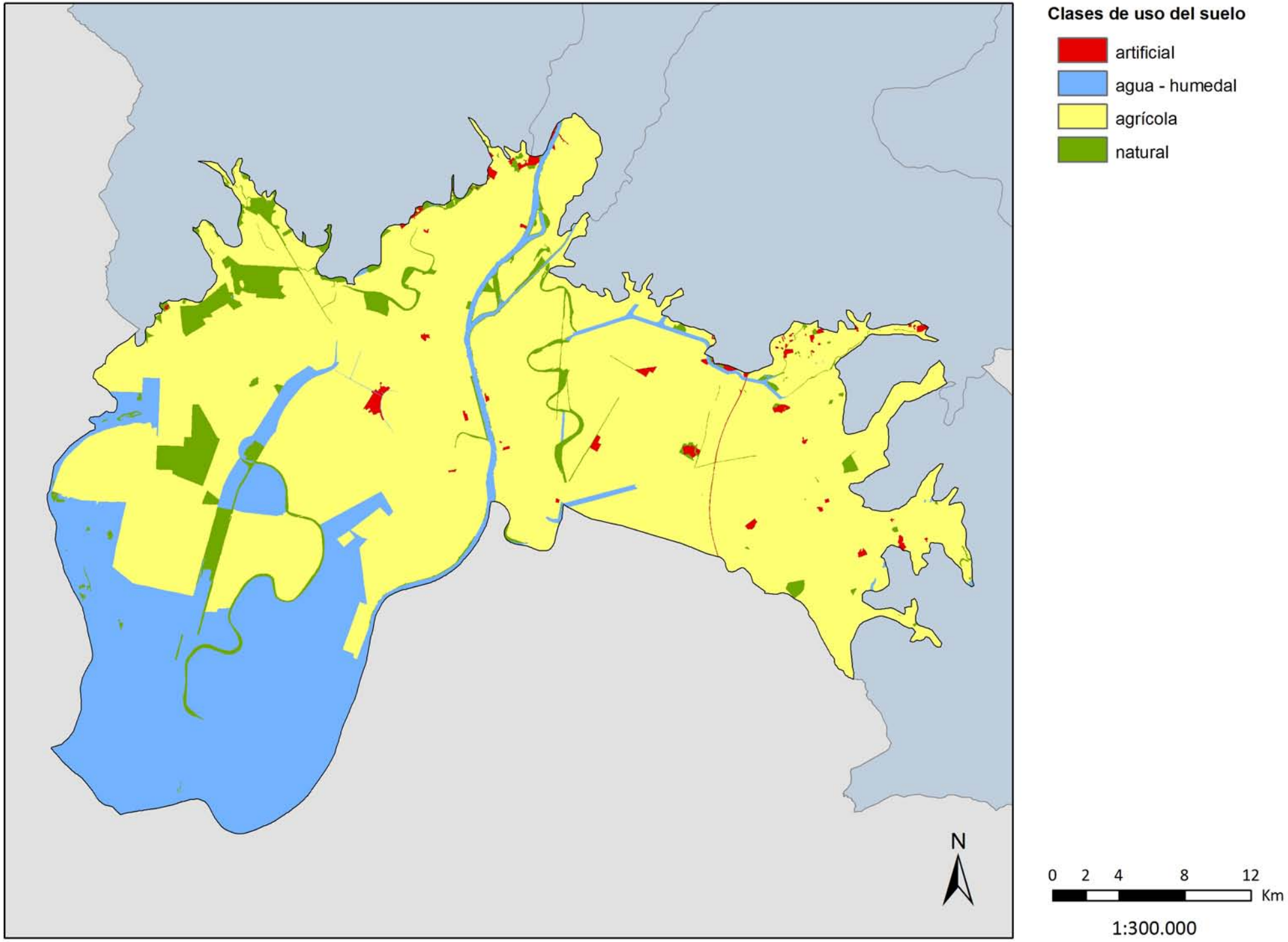
0 5 10 20 30 Km

1:900.000

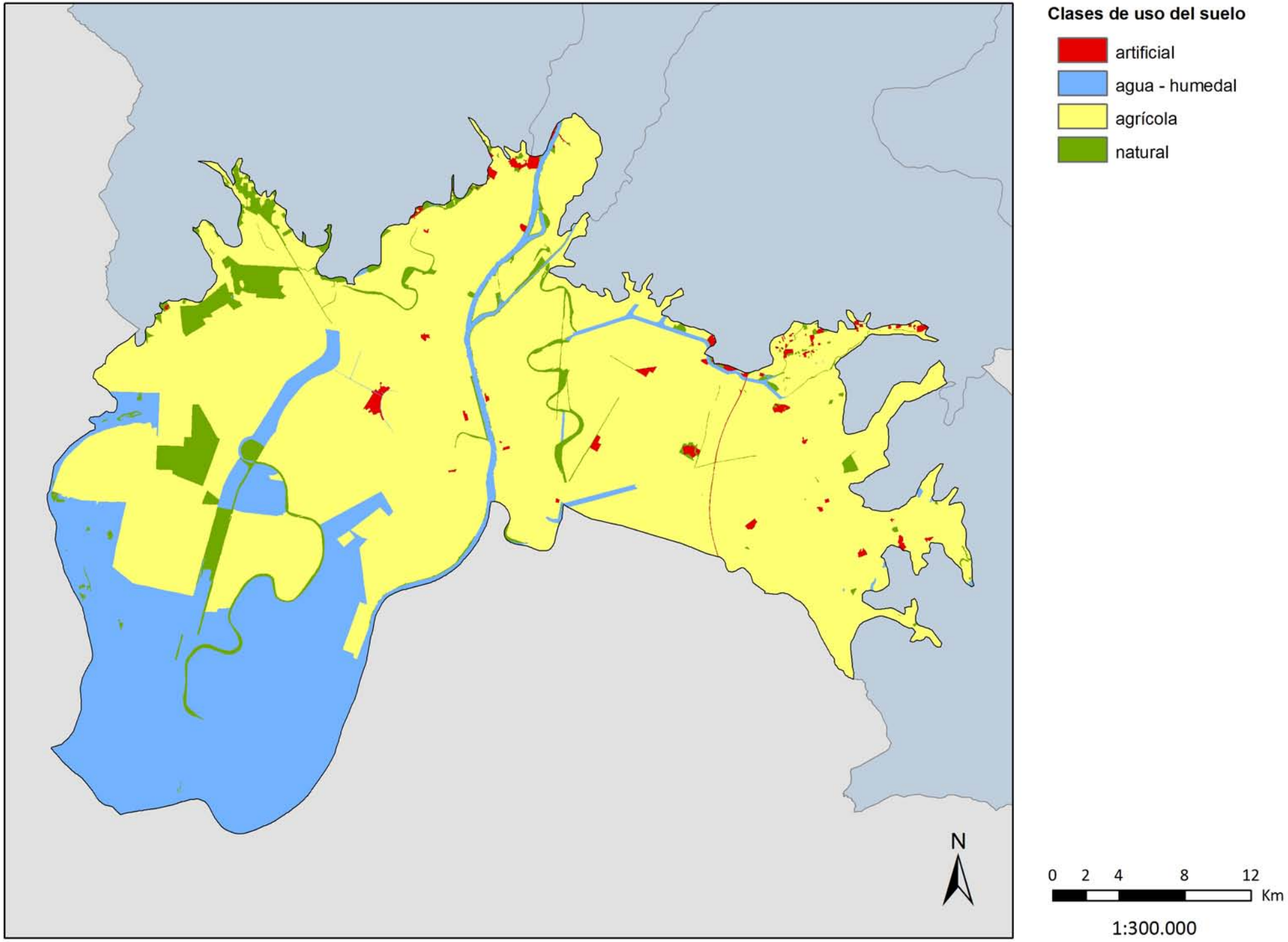
Mapa 5.3.3. Unidad 3 - Nivel 1 - 1956



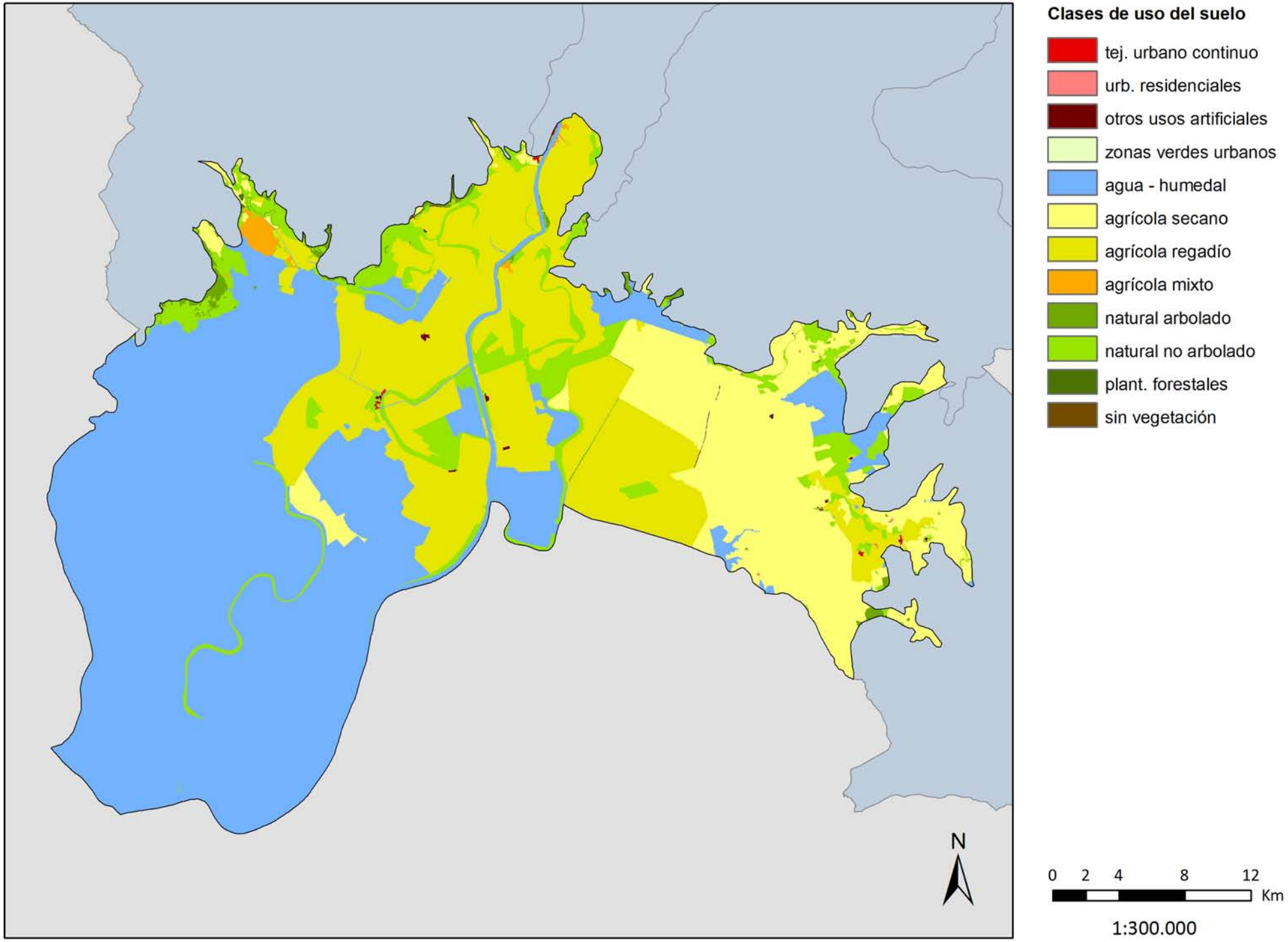
Mapa 5.3.4. Unidad 3 - Nivel 1 - 1999



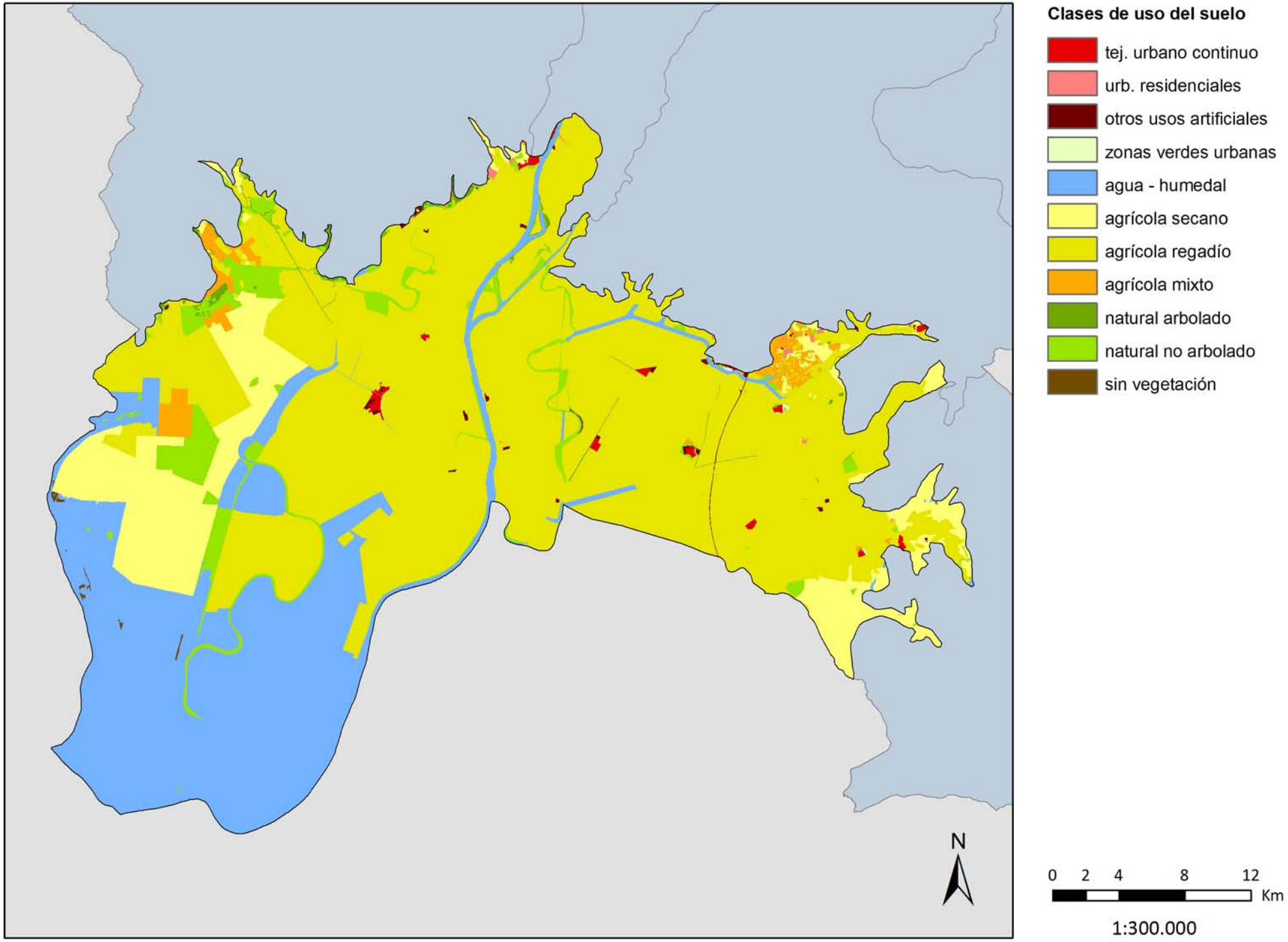
Mapa 5.3.5. Unidad 3 - Nivel 1 - 2003



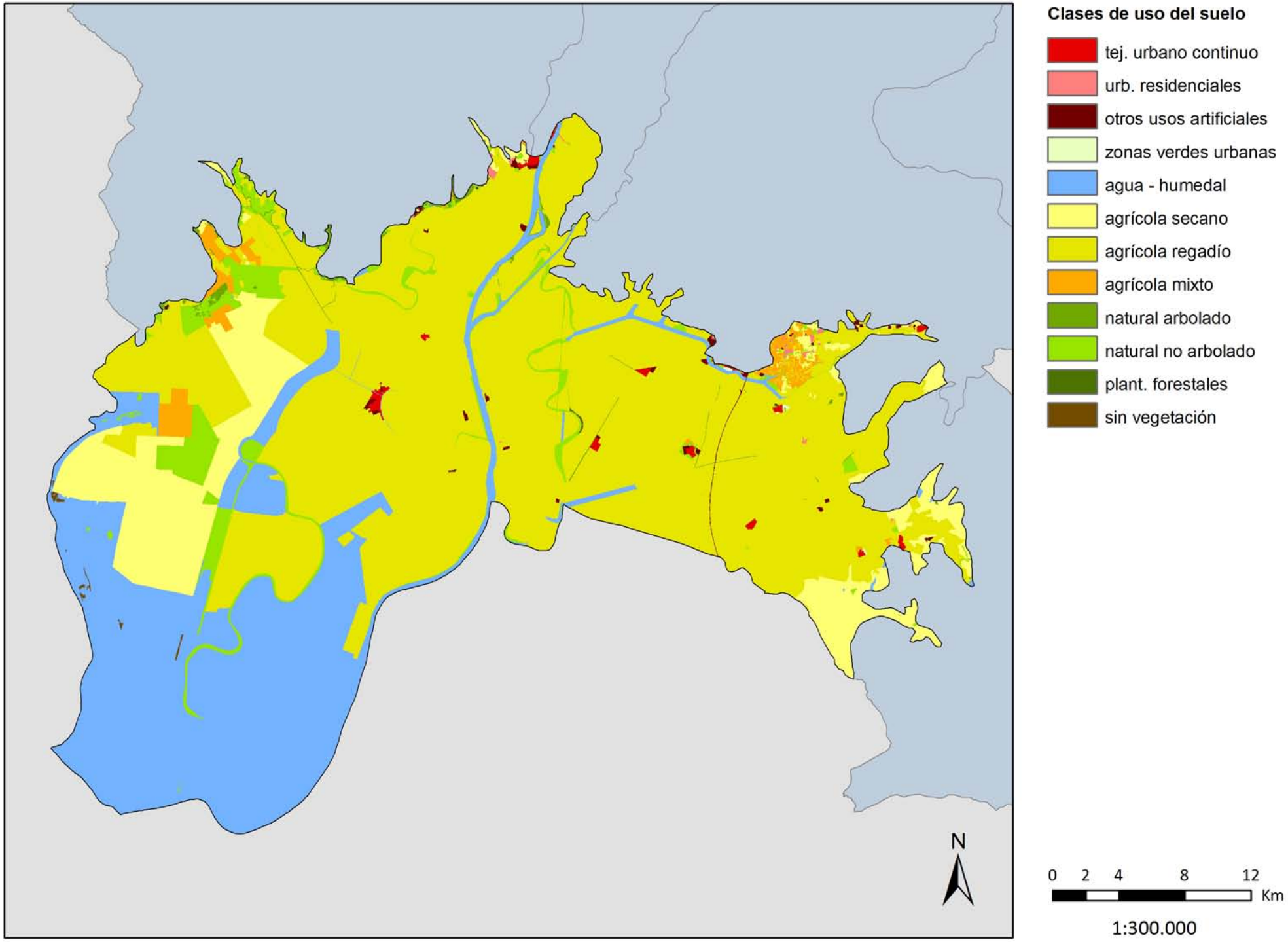
Mapa 5.3.6. Unidad 3 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.3.7. Unidad 3 - Nivel 2 - 1999



Mapa 5.3.8. Unidad 3 - Nivel 2 - 2003



5.6 Análisis de la Unidad 4: vega y terrazas del Guadalquivir

5.6.1 Caracterización básica de la unidad

La unidad 4 abarca el tramo del corredor aluvial del Guadalquivir que transcurre desde el límite septentrional del área metropolitana hasta la transición hacia el ámbito de la marisma, al sur de la ciudad central. El corredor está delimitado al este y al oeste por las plataformas elevadas de los Alcores y el Aljarafe, cuya disposición geográfica determina la forma de cono invertido de este ámbito, con un marcado estrechamiento a la altura de la capital. El Guadalquivir es, lógicamente, el eje estructural primario del paisaje. En el sector septentrional de la unidad, el río presenta una orientación noroeste-sureste, adquiriendo posteriormente una dirección norte-sur a la altura de Alcalá del Río, la cual mantiene hasta penetrar en la marisma; en el eje este-oeste, el cauce se halla claramente desplazado hacia el extremo occidental del ámbito. Esta disposición particular está estrechamente relacionada con la configuración física de la unidad: mientras que en la margen derecha del río la llanura de inundación presenta un contacto directo con las zonas más elevadas de la campiña de Gerena y la plataforma del Aljarafe (delimitada por un pronunciado escarpe a la altura de la ciudad central), en la margen izquierda la transición hacia la elevación de los Alcores se configura de forma gradual, a través de una serie de suaves terrazas fluviales. Como consecuencia de esta estructura, uno de los rasgos esenciales del paisaje es su marcada horizontalidad, sólo matizada por los escarpes asociados a los diferentes niveles de terraza (donde se alcanza una pendiente del 7%), por elevaciones puntuales resultantes de los procesos hidrológicos, y por las estribaciones de la sierra en el extremo noroccidental de la unidad.

Figura 5.10 Panorámica de la vega del Guadalquivir



La dinámica fluvial es el principal agente modelador del medio físico en este ámbito, actuando también como importante condicionante histórico para la actividad humana y la

distribución de los asentamientos sobre el territorio (principalmente a causa del riesgo asociado a las inundaciones). Los procesos hidrológicos básicos que han dado lugar a la configuración actual del paisaje son fácilmente caracterizables. El desbordamiento de las márgenes naturales del río Guadalquivir durante las avenidas provoca el depósito de sedimentos transportados en suspensión, conformándose así la llanura de inundación a partir de un sustrato limo-arcilloso, sobre el que se desarrollan los suelos de vega. En las márgenes del río se produce el depósito de sedimentos más gruesos (fracción limo-arenosa); este material ha sufrido una oscilación lateral en la llanura como consecuencia de la evolución de los meandros, pudiendo de esta forma localizarse antiguos cauces, meandros y depósitos de arena asociados al trazado originario del río. La aparición de los distintos niveles de terrazas está vinculada a la alternancia de periodos de acumulación y de erosión en el valle, ligados a fluctuaciones climático-eustáticas en el periodo Cuaternario; en los periodos con un balance de erosión negativo, se produce la acumulación de sedimentos fluviales, mientras que en las fases de balance positivo se desarrolla un proceso de incisión sobre la llanura, generándose un nuevo nivel de terraza.

La influencia de la hidrología determina la existencia de un gradiente edafológico que ayuda a entender la configuración de los usos de suelo en la unidad. Los suelos de la vega son jóvenes (con un escaso desarrollo morfológico excepto en el horizonte A, alterado por los cultivos), profundos, de estructura grumosa (con buena aireación y porosidad) y un drenaje eficiente, aunque sometidos al riesgo de inundación debido a su posición fisiográfica. La fertilidad de este sustrato ha propiciado la implantación en toda la llanura de inundación de un aprovechamiento agrícola intensivo, vinculado al cultivo herbáceo de regadío y, más recientemente, a los frutales. En las terrazas se desarrollan suelos que suponen una transición entre los suelos menos desarrollados de la vega y los más evolucionados de la plataforma de los Alcores; en su conjunto son suelos pobres en materia orgánica y elementos nutritivos, con una mayor incidencia del proceso de rubefacción a medida que se asciende hacia la plataforma (abundan los suelos pardo-rojizos, rojos, y pardos), y un incremento paralelo de la presencia de costras calizas. En el momento inicial del periodo de estudio, en estos suelos se observa un predominio absoluto del olivar, si bien a lo largo del tiempo se produce una transición casi completa al cultivo de regadío en los primeros niveles de terrazas (los niveles superiores, junto con la plataforma de los Alcores -incluidos en la unidad 5-, mantienen en cambio el secano como uso prioritario).

En su conjunto, el paisaje de la unidad se caracteriza por el predominio neto de los usos agrícolas, si bien éstos presentan un visible retroceso entre 1956 y 1999 a causa de la expansión de los usos artificiales, actualmente dominantes en la franja central-meridional de la unidad. Los núcleos tradicionales de población se localizan fundamentalmente en la vega, ámbito que ha constituido el receptor preferente del crecimiento urbano observado para el periodo de estudio. Con diferencia, la principal área de expansión de los usos urbanos ha sido la ciudad central y su entorno inmediato. En contraste, en las terrazas destaca de forma muy clara el desarrollo de urbanizaciones residenciales, concentrados en focos muy localizados en el seno de la matriz agrícola (El Condal, La Jarilla, Pradollano, El Gordillo, Camino de los Indios, etc.). La red viaria se manifiesta como uno de los principales vectores de expansión de los usos de tipo industrial y comercial, destacando por ejemplo los desarrollos en los márgenes de las

autovías (A-92 y A-4) en el sector oriental, y en el entorno de la red secundaria (A-8000, A-8002, A-8005, etc.) al norte de la ciudad central.

Figura 5.11 Vista de la ciudad central desde el suroeste



Frente a la predominancia de los usos agrícolas y al dinamismo de los usos artificiales, la cobertura natural representa un componente minoritario del paisaje, con una tendencia regresiva frente al incremento del aprovechamiento productivo del territorio. Dentro de este contexto general, cobra una especial relevancia la red hidrológica, principalmente como soporte de hábitats asociados a las riberas fluviales. El Guadalquivir puede ser considerado como el principal elemento natural del conjunto de la unidad, si bien la vegetación de sus márgenes se halla alterada de forma significativa, ofreciendo en aquellos tramos que conservan vegetación arbórea una mezcla de especies naturales e introducidas (principalmente chopos y eucaliptos). De forma similar, el conjunto de cauces secundarios de la unidad presenta un notable interés desde el punto de vista estructural y ecológico, aunque su funcionalidad en la actualidad puede ser descrita más como potencial que como real. En la margen derecha, los afluentes del Guadalquivir discurren en dirección norte-sur, procedentes de la Sierra Norte; entre los más destacados se encuentran los arroyos de Mudapelo, Gabino, Barranco Hondo y, sobre todo, el Rivera de Huelva. En la margen izquierda, los afluentes (arroyos del Bodegón, de Doña María, del Ciervo y de los Espartales) descienden los diversos niveles de terrazas en dirección este-oeste; ofrecen quizá una menor proporción de hábitat de ribera, pero constituyen en todo caso los únicos residuos de espacio natural en este sector del entorno. En el ámbito de la ciudad central, los arroyos de Miraflores y Tamarguillo

(denominado Ranillas en el tramo urbano) sufren una profunda alteración de sus cauces debido las obras hidráulicas de protección frente a las avenidas.

Por último, el extremo sur de la unidad constituye un ámbito ciertamente diferenciado, que contrasta con lo descrito para el resto del ámbito. Se observa en esta zona una mayor presencia de espacios naturales de carácter extensivo, asociados tanto al Guadalquivir (Dehesa de Tablada) como al encauzamiento del río Guadaíra. A pesar del desarrollo de infraestructuras y usos industriales en el área (puerto fluvial, polígono industrial la Isla), el hábitat no arbolado forma una especie barrera que bordea el límite meridional de la ciudad central, y que se prolonga en dirección a la marisma a modo de corredor asociado al cauce del Guadaíra.

5.6.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

La interpretación de las métricas de paisaje permite reconocer la dominancia neta de los usos agrícolas en el conjunto de la unidad (ver tabla 5.4.5), si bien se observa un claro retroceso de esta clase a lo largo del periodo de estudio (pasando de ocupar un 84,77% a un 71,14% de la superficie total del ámbito), principalmente a causa de la sustitución de cultivos por usos artificiales (ver tabla 5.4.12). Una de las consecuencias de este proceso es la pérdida de continuidad en la matriz agrícola (marcada por un fuerte descenso de LPI) y la incidencia de un claro proceso de fragmentación, que se mantiene con singular intensidad en el periodo de estudio más reciente (1999-2003). El avance de los usos artificiales y el retroceso y subdivisión de los cultivos favorecen así un paisaje más complejo y menos homogéneo en términos estructurales (ver tablas 5.4.6 y 5.4.11). No obstante, si se atiende a la composición interna de la matriz agrícola (tabla 5.4.9), se observa cómo la evolución de ésta sigue una dirección inversa: el potente avance del regadío en detrimento del secano (principalmente en el área de las terrazas fluviales) contribuye a la conformación de una matriz agraria mucho más homogénea que la presente al comienzo del periodo de estudio. En todo caso, al igual que sucede para los usos agrícolas en su conjunto, el regadío también muestra signos notables de fragmentación en el periodo 1999-2003.

En lo que respecta a las superficies de agua, se observa un cierto dinamismo para esta clase en el conjunto de la unidad, asociado a la expansión del regadío. La proliferación de balsas de riego en la matriz agrícola (especialmente en las terrazas transformadas en regadío) contribuye a un aumento de la presencia neta de esta clase en el paisaje, que se plasma en un fuerte incremento del número de fragmentos y un descenso del tamaño medio de las manchas (ver tabla 5.4.8). En relación con la red fluvial, destaca el alto grado de conectividad que aportan los cauces que recorren la unidad, con el Guadalquivir como eje central; esto muestra la potencialidad real de este recurso para constituirse como una red ecológico-territorial de gran interés ambiental por situarse en un entorno profundamente antropizado. Cabe mencionar que la disminución aparente de la conectividad observada para el periodo 1956-1999 (plasmada en un marcado descenso del valor de RGYR AM) estaría vinculada con la aparición en la cartografía de los puentes sobre el río Guadalquivir, que si bien en la realidad no suponen una interrupción del cauce, sí inciden en una subdivisión de la clase correspondiente en el mapa (ver mapas 5.4.4 y 5.4.5).

Los espacios de carácter natural han sufrido un visible retroceso entre 1956 y 1999, focalizado sobre todo en la desaparición de un notable número de áreas de hábitat de extensión variable en el ámbito de las terrazas fluviales. En total, esta clase pasa de ocupar un 7,59% de la superficie del ámbito en 1956 a un 5,65% en 2003 (ver tabla 5.4.5). En términos netos, este proceso afecta en mayor medida al hábitat arbolado, cuyo carácter puntual y fragmentario se acentúa a lo largo del periodo de estudio; la pérdida de hábitat no arbolado, no obstante, se ve en parte compensada por la aparición de nuevas manchas de esta clase en el sector meridional de la unidad (ver tabla 5.4.10). El vector fundamental de pérdida de hábitat es la conversión de espacios naturales en cultivos de regadío (ver tabla 5.4.15), lo cual, como se ha dicho, conduce a una visible homogeneización del entorno agrícola de las terrazas y a una pérdida de diversidad estructural que supone un empobrecimiento del paisaje en términos ecológicos. De forma más o menos residual, la cobertura natural se concentra en dos ámbitos muy localizados: por un lado, en los márgenes de la red fluvial, principalmente en el sector norte de la unidad; y, por otro, en el perímetro de la ciudad central y el entorno del encauzamiento del Guadaíra, en el sector más meridional.

El aumento de la irregularidad de las manchas de vegetación natural a lo largo del periodo de estudio (visible tanto para el hábitat arbolado como para el no arbolado; ver tabla 5.4.10) apuntan al mayor peso relativo que obtienen en el conjunto de usos naturales las márgenes fluviales, debido al carácter netamente lineal de estos fragmentos. En la cartografía destacan por su continuidad las muestras de vegetación de ribera del propio río Guadalquivir, así como las del arroyo de Doña María, el Rivera de Huelva y el Barranco Hondo, aportando estos dos últimos cauces una más que interesante conectividad con el límite septentrional de la unidad (donde permanecen algunas manchas extensivas de hábitat arbolado, ya en contacto con el entorno serrano). En todo caso, la presencia de vegetación en otros cauces adquiere, a pesar de sus evidentes limitaciones en términos estructurales, un considerable valor (como se ha indicado, sobre todo en cuanto a potencialidad) en el contexto fuertemente antropizado de la matriz agrícola.

En lo que respecta al entorno de la ciudad central, se observa cómo el crecimiento de usos artificiales se acompaña en la periferia urbana de una cierta proliferación de espacios de carácter natural, si bien no se puede llegar a hablar de la conformación de un verdadero cinturón verde urbano o metropolitano. La continuidad o proximidad espacial de estos hábitats es especialmente visible en la zona meridional del núcleo urbanizado. Partiendo de este sector, y a modo de apéndice que se prolonga desde la periferia de la ciudad central hacia el territorio marismeño, se articula un corredor natural vinculado al desarrollo del encauzamiento del Guadaíra. La conformación de este brazo de hábitat no arbolado se ve reflejada en un significativo incremento de la conectividad para esta clase a partir de 1999 (ver tabla 5.4.10); no obstante, es necesario matizar este dato recalcando el carácter claramente localizado de esta mejora. La desaparición de espacios en el resto de la unidad incide, en cambio, en un aumento generalizado del aislamiento espacial entre las manchas de hábitat, plasmado en el aumento de la distancia entre fragmentos. Por otra parte, se observa también una cierta tendencia a la fragmentación en el hábitat no arbolado entre 1999 y 2003.

Los usos artificiales son, como se ha indicado, dominantes en la franja central-meridional de la unidad, y llegan a representan más del 20% de la superficie total del ámbito al final del

periodo de estudio. El crecimiento experimentado por estos usos en el conjunto del área metropolitana alcanza aquí su máxima expresión, algo lógico tratándose del núcleo central de la aglomeración urbana (ver tabla 5.4.5). El proceso de expansión muestra su mayor potencia entre 1956 y 1999, periodo durante el cual el crecimiento de los usos artificiales se plasma tanto en un incremento del número de manchas como en un aumento del tamaño medio de éstas. La dinámica de crecimiento se mantiene entre 1999-2003, aunque con una menor intensidad; en esta etapa el número de núcleos se mantiene constante, por lo que el avance de los usos artificiales se limita al crecimiento de los fragmentos ya existentes. A lo largo del periodo de estudio, la expansión de la superficie artificial se produce sobre todo a partir de la transformación de suelo agrícola, aunque la ocupación de hábitats naturales no es despreciable en términos cuantitativos (ver tabla 5.4.12).

En general, todas las subclases de usos artificiales muestran un crecimiento significativo (ver tabla 5.4.7). Los usos urbanos constituyen la clase dominante, concentrándose su expansión principalmente en el entorno de la ciudad central; el resultado es la conformación de una extensa mancha urbana central, de carácter compacto y cohesionado. Este proceso se complementa con la expansión de núcleos urbanos de menor tamaño a lo largo de la vega y la base de la cornisa oriental del Aljarafe. Por su parte, los usos residenciales presentan una proliferación más que significativa en el ámbito de las terrazas, articulándose este proceso mediante el desarrollo de núcleos bien definidos, de carácter puntual y de forma relativamente compacta. El resto de usos artificiales muestra por su parte una potente expansión, que mantiene su dinamismo en el periodo 1999-2003. Su crecimiento se articula de forma fragmentaria, con un fuerte aumento del número de manchas, y una distribución muy dispersa, que afecta al conjunto de la unidad; en este sentido, se observa la expansión de estos usos en el entorno de la ciudad central, en todo el corredor del Guadalquivir hacia el norte, en el entorno de la A-4 y la A-92 en dirección este, y en el extremo meridional de la unidad (polígono industrial de Isla Menor). Por último, las zonas verdes urbanas, a pesar de su importancia minoritaria en términos cuantitativos (representan menos de 1% de la superficie total del ámbito a lo largo de todo el periodo de estudio), juegan un importante papel en la configuración del paisaje urbano en el núcleo central de la aglomeración urbana; si bien el crecimiento de esta clase no es comparable al experimentado por los usos estrictamente artificiales, su presencia constituye un contrapunto a la fuerte homogeneidad del paisaje artificial en el área central de la unidad. En combinación con los espacios naturales periféricos, constituyen un interesante recurso para la penetración de una cierta *naturalidad* dentro del ámbito más intensamente antropizado de toda el área metropolitana.

5.6.3 Discusión de resultados

La unidad 4 es probablemente el ámbito metropolitano que presenta un paisaje ecológico más profundamente alterado por la actividad humana. Como se ha indicado, la escasez de hábitats valiosos, agravada por la progresiva homogeneización del paisaje agrícola y el potente avance de los usos artificiales, ofrece pocas posibilidades para el establecimiento de una red o sistema de espacios naturales interconectados, capaz de contrarrestar la rotunda dominancia de los usos antrópicos en el paisaje. Las tendencias observadas para el periodo de estudio más reciente no sólo no apuntan a un cambio significativo de condiciones, sino que en algunos casos la evolución muestra rasgos aún más negativos. Por todo ello, en este contexto el interés

recae sobre ciertos recursos que, si bien puede que no muestren unas condiciones óptimas en el momento actual, sí presentan al menos una potencialidad para su aprovechamiento de cara a mejorar la dinámica ecológica del paisaje a escala territorial.

Tal y como se ha apuntado, el primer recurso ecológico al que cabe hacer mención es la red fluvial. El Guadalquivir tiene la consideración de LIC (Lugar de Interés Comunitario) desde Alcalá del Río hasta su desembocadura, lo cual es reflejo de su relevancia en la configuración y la dinámica ambiental del paisaje. Su vegetación de ribera está lejos de alcanzar un estado óptimo, pero ello no es óbice para reconocer la innegable potencialidad del río como corredor ecológico y como eje central de una hipotética red ecológico-territorial, que se extendería por el conjunto del ámbito agrario y artificial a través del resto de cauces secundarios. La conectividad de dicha red con el entorno serrano está actualmente restringida a la vegetación de ribera del arroyo Barranco Hondo y el Rivera de Huelva; en ambos casos, el bosque de galería originario se halla limitado en la actualidad a algunos tramos específicos, por lo que su recuperación sería un factor importante para potenciar la funcionalidad conectora de los cauces. El Rivera de Huelva presenta un interés estratégico particular para el sistema de espacios naturales a escala metropolitana, dado que su tramo alto (localizado en la unidad 1) constituye un enclave de especial valor ambiental. Los arroyos de Mudapelos y Siete Arroyos (éste con un corto recorrido dentro del área, pero con una presencia significativa de vegetación arbórea en sus márgenes) y, en menor medida, el arroyo de Gabino, también constituyen ejes con potencialidad para extender la conectividad hacia el límite septentrional del área metropolitana.

En el ámbito de las terrazas fluviales, la vegetación de ribera es más escasa, si bien se observa la permanencia de algunos tramos de cierta entidad, sobre todo a lo largo del arroyo de Doña María. El interés de este recurso no es despreciable, dada la potente antropización que ha sufrido este entorno a lo largo del periodo de estudio, a causa sobre todo de la expansión del regadío y la aparición de desarrollos residenciales. Aparte de la potencialidad que presentan el arroyo de Doña María y otros cauces destacables (arroyos del Bodegón, del Ciervo, de los Espartales o de Miraflores), aparece en este sector de la unidad un recurso adicional vinculado precisamente a la transformación intensiva del paisaje agrícola: se trata de las balsas de riego, que como se ha mencionado han experimentado una notable proliferación entre 1956 y 1999, y que constituyen un más que interesante recurso de cara a dar soporte a la avifauna. Evidentemente, el aprovechamiento de esta funcionalidad potencial requeriría de la adopción de medidas correctoras, vinculadas a aspectos como la configuración del contorno de las balsas, la adaptación de la profundidad y el perfil de los taludes, la instauración de vegetación perimetral o la optimización de la permeabilidad de los cerramientos (Paniagua *et al.*, 2005).

En el sector meridional de la unidad, la red hidrológica sigue jugando un papel ambiental fundamental, si bien en este caso cobra una mayor importancia la presencia de espacios naturales de carácter extensivo. El trazado de los cauces fluviales muestra aquí un elevado grado de alteración antrópica, pero no obstante hay que destacar el papel estructural de algunos elementos de la red y su entorno. El cauce funcional del Guadalquivir, por ejemplo, sigue presentando una potencial función conectora entre el ámbito marismeño y el resto de la unidad. En las márgenes del río aparecen amplios espacios como el Alamillo (clasificado como

zona verde) o Tablada (clasificado como hábitat natural no arbolado), cuya relevancia ecológica va más allá de lo estrictamente local. En las márgenes del Tamarguillo o del Guadaíra también se hallan espacios de interés para dotar al núcleo urbanizado de una mayor presencia de la naturaleza. Las grandes zonas verdes urbanas, cuya presencia es más que destacable a efectos locales, permiten que esta "naturaleza urbanizada" penetre en el corazón del tejido urbano. La presencia de zonas verdes de tamaño pequeño o medio escapan del alcance del análisis, aunque es imposible obviar la importancia de estos elementos en la configuración interna del paisaje urbano. El trabajo a escala de detalle es en este punto fundamental, para mejorar la articulación interna entre zonas verdes, espacios naturales periféricos, y hábitats de carácter metropolitano. A escala territorial sí es claramente visible en todo caso la existencia de un rosario de espacios periurbanos, cuya preservación y potenciación (mediante su acondicionamiento ecológico y la mejora de su interconexión física) serían factores de gran interés de cara a dotar al núcleo de la aglomeración urbana de una sólida estructura verde, capaz de contrarrestar la fuerte homogeneidad de los usos artificiales en este sector. La prolongación de este hábitat hacia el sur, sobre todo alrededor del encauzamiento del Guadaíra, supone una gran oportunidad para la conexión del núcleo central del área metropolitana con los espacios naturales del entorno marismeño. Esta funcionalidad, no obstante, requeriría de una mejora de las márgenes del encauzamiento del Guadaíra, así como de un incremento de la calidad de las aguas fluviales.

Por último, es necesario señalar que el carácter homogéneo descrito para el conjunto de la matriz agrícola es muy dependiente tanto del sistema de clasificación como de la escala espacial asumidos en el análisis. La estructura interna del espacio agrícola de regadío responde en realidad a un intrincado mosaico de cultivos herbáceos y frutales, articulado en una malla de explotaciones de tamaño medio y con límites bien definidos (tanto por la red viaria y los caminos rurales como por vallados y setos). Esta diversidad estructural, indetectable a la resolución espacial y temática asociada a la metodología aplicada, presenta quizá una problemática adicional (debido a la discontinuidad física del paisaje), pero a la vez permite trabajar con elementos potenciales para la configuración de una red ecológica a una escala más fina. En este sentido, podría considerarse el papel de las lindes entre fincas y los bordes del viario rural como corredores, o el aprovechamiento de determinadas parcelas como recurso para la creación de hábitat.

Tabla 5.4.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	11589,29	20,49	14,83	204	56,81	585,93	12,72	1,61	313,62	3363,91
agua -humedal	1533,56	2,71	0,98	98	15,65	77,50	6,04	1,80	717,71	3761,78
agrícola	40229,57	71,14	20,41	81	496,66	1814,33	19,33	1,95	116,82	3944,25
natural	3194,9	5,65	0,93	234	13,65	45,81	12,84	2,49	260,05	955,00
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	11036,25	19,52	13,79	205	53,84	543,64	12,55	1,63	329,08	3027,14
agua -humedal	1472,60	2,60	0,98	75	19,63	88,19	5,74	1,94	750,66	3913,31
agrícola	40774,11	72,11	20,89	75	543,65	1887,23	18,28	1,96	107,23	3922,64
natural	3264,36	5,77	0,98	228	14,32	47,87	12,74	2,56	234,40	969,86
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	3150,08	5,57	2,42	147	21,43	117,35	6,20	1,65	542,84	1031,85
agua -humedal	1169,88	2,07	1,46	24	48,75	164,65	5,24	3,35	606,14	6450,93
agrícola	47933,89	84,77	50,54	63	760,86	3752,30	19,44	1,93	75,29	5931,88
natural	4293,47	7,59	0,58	298	14,41	34,17	14,93	2,24	217,25	543,34

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.4.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	67,44	0,83	0,60
1999	67,98	0,81	0,59
1956	76,82	0,58	0,42

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.4.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	5320,09	9,41	4,51	48	110,84	378,56	4,86	1,81	716,41	1529,40
urb. residenciales	1229,03	2,17	0,25	100	12,29	24,56	2,82	1,55	675,74	326,56
otros usos artif.	4733,07	8,37	4,75	173	27,36	205,20	10,12	1,63	377,63	3024,66
zonas verdes urb.	307,10	0,54	0,13	18	17,06	17,80	0,77	1,64	2216,94	251,01
agua - humedal	1533,56	2,71	0,98	98	15,65	77,50	6,04	1,80	717,71	3761,78
agrícola secano	4992,48	8,83	1,38	89	56,10	128,49	6,46	1,86	365,85	920,26
agrícola regadío	34643,90	61,27	20,39	91	380,70	1537,76	18,83	1,78	146,65	3885,59
agrícola mixto	593,19	1,05	0,58	17	34,89	75,41	1,04	1,85	2411,74	525,24
natural arbolado	569,75	1,01	0,14	145	3,93	7,46	5,25	2,55	349,16	350,71
natural no arbolado	2538,17	4,49	0,93	142	17,87	55,89	8,13	2,40	481,70	991,69
plant. forestales	1,40	0,00	0,00	1	1,40	0,00	0,01	1,67	-	61,80
sin vegetación	85,58	0,15	0,04	19	4,50	5,74	0,4	1,59	1182,68	137,88
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	5233,66	9,26	4,51	49	106,81	373,20	4,73	1,79	717,25	1517,01
urb. residenciales	1206,99	2,13	0,25	95	12,71	25,04	2,71	1,55	734,58	329,88
otros usos artif.	4324,91	7,65	4,34	159	27,20	195,01	9,59	1,65	405,85	3003,06
zonas verdes urb.	270,69	0,48	0,13	15	18,05	19,13	0,63	1,57	2139,54	257,48
agua - humedal	1472,60	2,60	0,98	75	19,63	88,19	5,74	1,94	750,66	3913,31
agrícola secano	5106,46	9,03	1,39	87	58,69	137,43	6,58	1,88	362,56	989,15
agrícola regadío	35117,70	62,10	20,88	83	423,10	1635,69	17,89	1,80	178,50	3901,11
agrícola mixto	549,95	0,97	0,58	15	36,66	79,96	0,97	1,90	1988,08	550,21
natural arbolado	573,43	1,01	0,14	147	3,90	7,41	5,28	2,54	349,50	348,88
natural no arbolado	2636,89	4,66	0,98	124	21,27	61,39	8,10	2,55	552,03	1014,80
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	54,04	0,10	0,02	22	2,46	3,20	0,34	1,65	1215,00	129,01
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	1973,84	3,49	2,09	58	34,03	154,24	3,43	1,75	624,56	1118,48
urb. residenciales	145,51	0,26	0,08	57	2,55	6,02	0,71	1,32	1118,45	149,70
otros usos artif.	998,28	1,77	0,51	83	12,03	34,70	3,27	1,77	820,05	537,28
zonas verdes urb.	32,45	0,06	0,04	6	5,41	7,07	0,15	1,62	4571,75	165,72
agua - humedal	1169,88	2,07	1,46	24	48,75	164,65	5,24	3,35	606,14	6450,93
agrícola secano	24261,73	42,91	21,09	185	131,14	908,40	17,13	1,78	177,59	3645,48
agrícola regadío	22578,66	39,93	11,76	126	179,20	792,05	18,05	1,88	140,55	2877,92
agrícola mixto	1093,50	1,93	0,50	65	16,82	44,08	2,53	1,72	644,61	445,51
natural arbolado	1704,96	3,02	0,58	173	9,86	29,00	6,88	2,29	425,06	445,24
natural no arbolado	2523,68	4,46	0,30	239	10,56	22,59	9,75	2,08	267,30	419,09
plant. forestales	54,39	0,10	0,06	4	13,60	13,60	0,15	1,60	8372,37	211,64
sin vegetación	10,44	0,02	0,01	6	1,74	0,88	0,09	1,67	3693,66	78,31

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.4.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	69,77	1,40	0,56
1999	70,72	1,35	0,54
1956	70,72	1,35	0,54

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.4.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	En términos superficiales, los usos artificiales muestran una fuerte expansión a lo largo del periodo de estudio, pasando a ser el segundo uso dominante (% LAN: 5,57 – 19,52 – 20,49; LPI: 2,42 – 13,79 – 14,83). La tendencia expansiva se mantiene entre 1999 y 2003.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	En una primera etapa (1956-1999), el crecimiento de los usos artificiales se articula mediante la aparición de nuevas manchas y el aumento del tamaño medio de las mismas, mientras que en el periodo más reciente (1999-2003) el tamaño medio sigue incrementándose pero el número de núcleos se mantiene prácticamente estable (NP: 147 – 205 – 204; AREA MN: 21,43 – 53,84 – 56,81).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La expansión de los usos artificiales se plasma en un incremento de la densidad de borde (ED: 6,20 – 12,55 – 12,72), pero no afecta al grado de compacidad de las manchas, que se mantiene prácticamente constante (SHAPE MN: 1,65 – 1,63 – 1,61).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Como consecuencia de la expansión de la clase, disminuye la distancia entre manchas (ENN MN: 542,84 – 329,08 – 313,62) y aumenta la distancia de correlación (RGYR AM: 1031,85 – 3027,14 – 3363,91), lo cual se puede interpretar como un aumento general de la conectividad para los usos artificiales.
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La superficie de agua y zonas húmedas aumenta, como consecuencia de la proliferación de balsas de riego y la modificación del trazado del río Guadalquivir (% LAN: 2,07 – 2,60 – 2,71). En contraste, el valor de LPI disminuye a partir de 1999 (LPI: 1,46 – 0,98 – 0,98), siendo esto un reflejo del impacto de las infraestructuras de transporte sobre las métricas (los usos artificiales dividen la mancha del río Guadalquivir en tres tramos).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La aparición de balsas de riego a lo largo del periodo de estudio se ve reflejada en el aumento del número de manchas (NP: 24 – 75 – 98) y en la reducción de su tamaño medio (AREA MN: 48,75 – 19,63 – 15,65).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La aparición de balsas se traduce en un incremento de la densidad de borde (ED: 5,24 – 5,74 – 6,04) y un marcado aumento de la compacidad media de los fragmentos (SHAPE MN: 3,35 – 1,94 – 1,80).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La aparición de manchas más alejadas hace que aumente en un primer momento la distancia media; debido a la proliferación de nuevos fragmentos se produce un descenso posterior de este valor (ENN MN: 606,14 – 750,66 – 717,71). Por su parte, la distancia de correlación presenta un descenso asociado al efecto divisor de las infraestructuras sobre la mancha de mayor extensión, el río Guadalquivir así como al descenso del tamaño medio de los fragmentos (RGYR AM: 6450,93 – 3913,31 – 3761,78).
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos agrícolas constituyen la matriz del paisaje, si bien presentan un retroceso en su superficie a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 84,77 – 72,11 – 71,14) y muestran un marcado descenso de su continuidad provocado por la expansión de usos artificiales (LPI: 50,54 – 20,89 – 20,41).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La clase agrícola presenta los signos de un claro proceso de fragmentación: aumento del número de manchas (NP: 63 – 75 – 81) y marcado descenso del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 760,86 – 543,65 – 496,66).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Los usos agrícolas mantienen una compacidad prácticamente constante (SHAPE MN: 1,93 – 1,96 – 1,95), y un ligero descenso de la densidad de borde en términos globales (ED: 19,44 – 18,28 – 19,33); el repunte de esta última métrica en 2003 es indicativo de una intensificación reciente del proceso de fragmentación.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El proceso de fragmentación incide en una pérdida de conectividad en la matriz, que se plasma en un descenso global de la distancia de correlación (RGYR AM: 5931,88 – 3922,64 – 3944,25) y un aumento de la distancia media entre manchas (ENN MN: 75,29 – 107,23 – 116,82).
Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La clase natural experimenta un retroceso general (% LAN: 7,59 – 5,77 – 5,65), si bien la superficie de su mancha más extensa aumenta (LPI: 0,58 – 0,98 – 0,93), como consecuencia de la aparición de una mancha natural de notable extensión en el entorno del encauzamiento del Guadaíra, al sur del núcleo central.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El retraimiento de esta clase está vinculado a la disminución del número de manchas (con un cierto repunte en 2003) y a una moderada reducción del tamaño medio de los fragmentos (NP: 298 – 228 – 234; AREA MN: 14,41 – 14,32 – 13,65). Se trata en todo caso del componente más fragmentado del paisaje.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La pérdida de superficie se traduce en menor cantidad de borde (ED: 14,93 – 12,74 – 12,84); las manchas tienden en general a una menor regularidad (SHAPE MN: 2,24 – 2,56 - 2 ,49).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La nueva configuración espacial de las manchas favorece un incremento de la conectividad en las zonas con mayor extensión superficial (RGYR AM: 543,34 – 969,86 – 955,00), pero la dispersión general de las manchas en el paisaje aumenta (ENN MN: 217,25 – 234,40 – 260,05).

Tabla 5.4.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje de la unidad tiende a una mayor complejidad, que se plasma en un mayor equilibrio entre los distintos usos (SHEI: 0,42 – 0,59 – 0,60), una mayor diversidad paisajística (SHDI: 0,58 – 0,81 – 0,83), y un menor grado de agregación espacial (CONTAG: 76,82 – 67,98 – 67,44). Esta evolución, constante a lo largo del periodo de estudio, está vinculada fundamentalmente al retroceso de la matriz agrícola dominante y al fuerte incremento de usos artificiales.

Tabla 5.4.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (I).	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos urbanos son dominantes dentro de la superficie artificial. Han experimentado un notable crecimiento a lo largo de todo el periodo de estudio, aunque con una intensidad mayor entre 1956 y 1999 (% LAN: 3,49 – 9,26 - 9,41; LPI: 2,09 – 4,51 – 4,51).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se ha concentrado sobre todo en el entorno de la ciudad central, cuya expansión ha propiciado la fusión de núcleos pequeños anteriormente aislados; este proceso se refleja en un descenso del número de manchas (NP: 58 – 49 – 48) y en un marcado aumento general del tamaño medio de los núcleos urbanos (AREA MN: 34,03 – 106,81 – 110,84).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La expansión de los usos urbanos va acompañada de un aumento de la densidad de borde (ED: 3,43 – 4,73 – 4,86), comparativamente menor al aumento de la superficie, lo cual se vincularía al efecto de la fusión de fragmentos aislados. La forma de las manchas tiende ligeramente a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,75 – 1,79 – 1,81).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Al fusionarse núcleos próximos, el valor medio de la distancia de los núcleos restantes aumenta (ENN MN: 624,56 – 717,25 – 716,41). La distancia de correlación se incrementa consecuencia de la expansión urbana (RGYR AM: 1118,48 – 1517,01 – 1529,40).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos residenciales han experimentado un fuerte crecimiento (en términos relativos) a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,26 – 2,13 – 2,17; LPI: 0,08 – 0,25 – 0,25 – 0,25).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase se refleja en un fuerte aumento del número de manchas (NP: 57 – 95 – 100) y un incremento global de su tamaño medio (AREA MN: 2,55 – 12,71 – 12,29). Se trata de un uso muy atomizado en un elevado número de núcleos no muy extensos.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El crecimiento de los usos residenciales propicia un aumento de la densidad de borde (ED: 0,71 – 2,71 – 2,82). La forma de los núcleos mantiene un grado notable de compacidad (SHAPE MN: 1,32 – 1,55 – 1,55).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La proliferación de núcleos y su crecimiento en superficie provoca un aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 149,70 – 329,88 – 326,56) y un descenso de la distancia media entre los diversos fragmentos (ENN MN: 1118,45 – 734,58 – 675,74).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales muestra un fuerte crecimiento para el conjunto del periodo de estudio, pero particularmente intenso entre 1956-1999 (% LAN: 1,77 – 7,65 – 8,37; LPI: 0,51 – 4,34 – 4,75). Es el tipo de uso que más crece en términos relativos en el periodo 1999-2003.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se manifiesta a través tanto del aumento del número de manchas (NP: 83 – 159 – 173) como del incremento de su tamaño medio (AREA MN: 12,03 – 27,20 – 27,36).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La expansión de esta clase se traduce en un aumento de la densidad de borde (ED: 3,27 – 9,59 – 10,12), si bien las manchas muestran una tendencia hacia una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,77 – 1,65 – 1,63).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	De forma consecuente con la evolución del resto de métricas, se observa un aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 537,28 – 3003,06 – 3024,66) y un descenso de la distancia media entre manchas (ENN MN: 820,05 – 405,85 – 377,63).

Tabla 5.4.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (II).	
Clase: zonas verdes urbanas	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Al igual que el resto de usos englobados en la clase artificial, las zonas verdes urbanas han experimentado un crecimiento a lo largo del periodo de estudio, aunque su presencia es escasa en términos cuantitativos (% LAN: 0,06 – 0,48 – 0,54; LPI: 0,04 – 0,13 – 0,13). Su presencia se concentra sobre todo en la ciudad central.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Se trata de un tipo de uso con un fuerte carácter puntual. El número de espacios se multiplica por tres a lo largo del periodo de estudio (NP: 6 – 15 – 18) , y el tamaño medio de los mismos experimenta un incremento paralelo (AREA MN: 5,41 – 18,05 – 17,06).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El crecimiento de esta clase se plasma en una mayor densidad de borde (ED: 0,15 – 0,63 – 0,77), mientras que la compacidad de los espacios se mantiene relativamente constante (SHAPE MN: 1,62 – 1,57 – 1,64).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La aparición de nuevos espacios supone una reducción de la distancia media entre manchas (ENN MN: 4571,75 – 2139,54 – 2216,94), si bien el promedio es en general elevado debido a la existencia de algunas zonas verdes en núcleos urbanos distantes de la ciudad central. La distancia de correlación aumenta debido al mayor tamaño de los espacios creados con posterioridad a 1956 (RGYR AM: 165,72 – 257,48 – 251,01).

Tabla 5.4.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La superficie de agua y zonas húmedas aumenta, como consecuencia de la proliferación de balsas de riego y la modificación del trazado del río Guadalquivir (% LAN: 2,07 – 2,60 – 2,71). En contraste, el valor de LPI disminuye a partir de 1999 (LPI: 1,46 – 0,98 – 0,98), siendo esto un reflejo del impacto de las infraestructuras de transporte sobre las métricas (los usos artificiales dividen la mancha del río Guadalquivir en tres tramos).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La aparición de balsas de riego a lo largo del periodo de estudio se ve reflejada en el aumento del número de manchas (NP: 24 – 75 – 98) y en la disminución del tamaño medio de los fragmentos (AREA MN: 48,75 – 19,63 – 15,65).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La aparición de balsas se traduce en un incremento de la densidad de borde (ED: 5,24 – 5,74 – 6,04) y un marcado aumento de la compacidad media de los fragmentos (SHAPE MN: 3,35 – 1,94 – 1,80).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La aparición de manchas más alejadas hace que aumente en un primer momento la distancia media; debido a la proliferación de nuevos fragmentos se produce un descenso posterior de este valor (ENN MN: 606,14 – 750,66 – 717,71). Por su parte, la distancia de correlación presenta un descenso asociado al efecto divisor de las infraestructuras sobre la mancha de mayor extensión, el río Guadalquivir así como al descenso del tamaño medio de los fragmentos (RGYR AM: 6450,93 – 3913,31 – 3761,78).

Tabla 5.4.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS.	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío experimenta un fuerte crecimiento entre 1956 y 1999, hasta el punto de convertirse en el uso dominante del paisaje (% LAN: 39,93 – 62,10 – 61,27; LPI: 11,76 – 20,88 – 20,39). No obstante, se observa un leve retroceso en la última etapa de estudio (1999-2003).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión del regadío entre 1956 y 1999 produce la fusión de manchas anteriormente aisladas, por lo que se percibe un descenso del número de fragmentos y un aumento de su tamaño medio. A partir de 1999, se observan valores opuestos, indicativos de un incipiente proceso de fragmentación (NP: 186 – 83 – 91; AREA MN: 179,20 – 423,10 – 380,70).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El valor de la densidad de borde oscila de acuerdo con las tendencias anteriormente señaladas (ED: 18,05 – 17,89 – 18,83), mientras que la forma de las manchas muestra una ligera tendencia hacia una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,88 – 1,80 – 1,78).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta en un primer momento y posteriormente presenta un pequeño descenso, una evolución que concuerda con los procesos anteriormente indicados (RGYR AM: 2877,92 – 3901,11 – 3885,59). La distancia media entre manchas aumenta en primer lugar, al producirse la fusión de fragmentos cercanos, y posteriormente disminuye, probablemente como consecuencia de la fragmentación: la división de la matriz genera un mayor número de manchas próximas entre sí (ENN MN: 140,55 – 178,50 – 146,65).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de secano, uso dominante en 1956, experimentan un fuerte retroceso a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 42,91 – 9,03 – 8,83; LPI: 21,09 – 1,39 – 1,38).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	La pérdida de superficie de esta clase se produce tanto por la pérdida de manchas (NP: 185 – 87 – 89) como por el descenso de tamaño de los fragmentos restantes (AREA MN: 131,14 – 58,69 – 56,10).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El retroceso de los cultivos de secano se traduce en una pérdida notable de densidad de borde (ED: 17,13 – 6,58 – 6,46), acompañado de una ligera tendencia a una menor compacidad en la forma de los fragmentos (SHAPE MN: 1,78 – 1,88 – 1,86).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Como consecuencia del retroceso de esta clase, se observa un rotundo descenso de la distancia de correlación (RGYR AM: 3645,48 – 989,15 – 920,26) y un aumento de la distancia media entre fragmentos (ENN MN: 177,59 – 362,56 – 365,85).
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase representa una fracción minoritaria del paisaje agrícola de la unidad. En una primera etapa presenta una marcada pérdida de superficie, para experimentar un cierto repunte en el último periodo (% LAN: 1,93 - 0,97 – 1,05; LPI: 0,50 – 0,58 – 0,58).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	En términos generales, el proceso de retracción observado para esta clase se traduce retroceso del número de fragmentos (NP: 65 – 15 – 17), con un aumento de su tamaño medio (AREA MN: 16,82 – 36,66 – 34,89).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde presenta una evolución paralela a la indicada para la extensión superficial de esta clase (ED: 2,53 – 0,97 – 1,04). La forma de los fragmentos es oscilante a lo largo del periodo de estudio, tendiendo primero a una forma más irregular y mostrando posteriormente una tendencia inversa (SHAPE MN: 1,72 – 1,90 – 1,85).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación muestra un aumento global (RGYR AM: 445,51 – 550,21 – 525,24). Por su parte, la distancia media entre manchas muestra que la distribución de este grupo de cultivos se hace cada vez más dispersa (ENN MN: 644,61 – 1988,08 – 2411,74).

Tabla 5.4.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES.	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	En términos de superficie, el hábitat natural arbolado presenta una cierta estabilidad (% LAN: 4,46 – 4,66 – 4,49). No obstante, la configuración espacial de esta clase sí ha sufrido una notable transformación, tendente a una mayor concentración, lo cual se refleja en un marcado aumento de la superficie de su mancha más extensa (LPI: 0,30 – 0,98 – 0,93).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El hábitat no arbolado presenta en una primera etapa una marcada tendencia hacia una estructura más cohesionada, para mostrar indicios de fragmentación en el periodo más reciente (NP: 239 – 124 – 142; AREA MN: 10,56 – 21,27 – 17,87).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La evolución de la densidad de borde refleja las dos etapas anteriormente citadas: mayor cohesión y posterior fragmentación (ED: 9,75 – 8,10 – 8,13). La forma de las manchas de esta clase es poco regular, acentuándose este rasgo a partir de 1999 (SHAPE MN: 2,08 – 2,55 – 2,40).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación responde a los procesos indicados de incremento de la cohesión y posterior fragmentación (RGYR AM: 419,09 – 1014,80 – 991,69). La distancia media entre manchas aumenta en primer lugar y posteriormente disminuye a consecuencia de la fragmentación, que genera un mayor número de manchas cercanas entre sí (ENN MN: 140,55 – 178,50 – 146,65).
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat natural arbolado presenta un marcado descenso en términos relativos entre 1956 y 1999, permaneciendo estable en el último periodo de estudio (% LAN: 3,02 – 1,01 – 1,01; LPI: 0,58 – 0,14 – 0,14).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El retroceso del hábitat arbolado se plasma en un descenso tanto del número de manchas (NP: 173 – 147 – 145) como de la superficie media de las mismas (AREA MN: 9,86 – 3,90 – 3,93). Se observa así una acentuación del carácter fragmentario y disperso de esta clase.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye a consecuencia de la pérdida de superficie de esta clase (ED: 6,88 – 5,28 – 5,25), si bien el descenso de este valor puede verse matizado por la acentuación de la irregularidad de los fragmentos (SHAPE MN: 2,29 – 2,54 – 2,55). Esto se relaciona con la permanencia en el periodo de estudio de gran parte del hábitat arbolado asociado a riberas fluviales, frente a la pérdida de manchas de carácter más extensivo y regular.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación presenta un descenso en términos globales (RGYR AM: 445,24 – 348,88 – 350,71). La distancia entre manchas tiende a disminuir, debido a la desaparición de fragmentos de hábitat más alejados, situados en el extremo nororiental de la unidad (ENN MN: 425,06 – 349,50 – 349,16).
Clase: plantaciones forestales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las plantaciones tienen una representación prácticamente despreciable, estando ausentes de la unidad durane una parte del periodo de estudio (% LAN: 0,10 – x – 0,00; LPI: 0,06 – x – 0,00).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas oscila entre las cuatro de 1956 a un único fragmento en 2003 (NP: 4 – x – 1; AREA MN: 13,60 – x – 1,40)
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye lógicamente entre 1956 y 2003; la forma de la mancha reciente es algo más compacta (ED: 0,15 – x – 0,01; SHAPE MN: 1,60 – x – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El análisis de las métricas de aislamiento y conectividad no presentan prácticamente ningún valor en este caso (RGYR AM: 211,64 – x – 61,80; ENN MN: 8372,87 – x – x).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las zonas sin vegetación tienen una presencia casi testimonial, si bien se percibe un cierto crecimiento relativo para esta clase (% LAN: 0,02 – 0,10 – 015; LPI: 0,01 – 0,02 – 0,04).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Las zonas sin vegetación se distribuyen en un número de manchas de pequeño tamaño, aunque con una cierta tendencia creciente (NP: 6 – 22 – 19; AREA MN: 1,74 – 2,46 – 1,50).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se trata de manchas relativamente compactas (SHAPE MN: 1,67 – 1,65 – 1,59), cuya densidad de borde aumenta en paralelo al incremento de superficie global (ED: 0,09 – 0,34 – 0,40).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro aumenta en paralelo a la expansión de la clase (RGYR AM: 78,31 – 129,01 – 137,88), mientras que la distancia media entre las manchas desciende (ENN MN: 3693,66 – 1215,00 – 1182,68).

Tabla 5.4.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje muestra una tendencia muy moderada hacia una mayor agregación y cohesión (CONTAG: 70,72 – 70,72 – 69,77), una menor diversidad (SHDI: 1,35 – 1,35 – 1,4) y un mayor equilibrio entre el peso de las diferentes clases (SHEI: 0,54 – 0,54 – 0,56). En todo caso, se trata de una evolución muy leve, mucho menos pronunciada que la observada a partir de una clasificación más agregada (ver nivel 1).

Tabla 5.4.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	3017,90	16,13	82,82	33,17	3150,03
agua - humedal	40,85	909,40	156,15	63,30	1169,70
agrícola	7782,34	474,88	37717	1960,75	47934,96
natural	748,36	132,83	2274,59	1136,52	4292,31
TOTAL 2003	11589,45	1533,23	40230,57	3193,75	56547,00

Tabla 5.4.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	3006,61	15,84	85,16	42,42	3150,03
agua - humedal	39,13	909,40	157,87	63,30	1169,70
agrícola	7339,67	419,38	38228,25	1947,67	47934,96
natural	651,12	127,68	2303,56	1209,95	4292,31
TOTAL 1999	11036,54	1472,29	40774,83	3263,33	56547,00

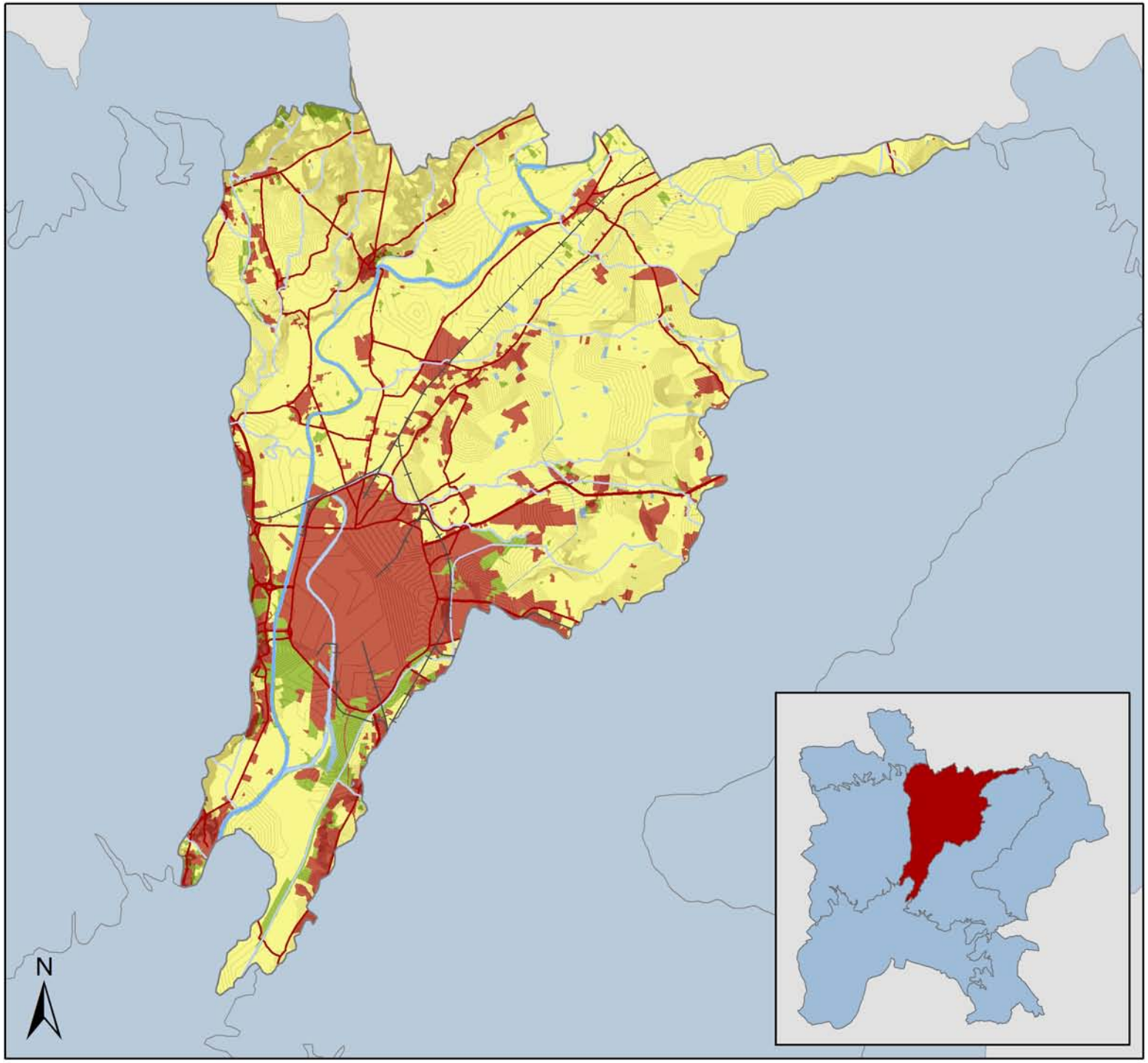
Tabla 5.4.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	10923,16	1,97	104,30	7,10	11036,54
agua - humedal	0	1472,29	0	0	1472,29
agrícola	442,73	58,43	39984,15	289,52	40774,83
natural	223,55	0,54	142,12	2897,12	3263,33
TOTAL 2003	11589,45	1533,23	40230,57	3193,75	56547,00

Tabla 5.4.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	1947,66	0	14,86	0	4,05	1,22	0	0	0	5,90	0	0	1973,69
urb. residenciales	20,43	104,12	12,30	1,37	0	0	0,67	0	0	6,51	0	0	145,41
otros usos artif.	158,84	1,92	690,23	33,72	12,08	25,54	55,39		0,94	19,82	0	0	998,49
zonas verdes urb.	1,84	0	0	30,61									32,44
agua - humedal	24,34	0	16,51	0	909,40	0,39	155,76	0	28,37	33,19	0	1,75	1169,70
agrícola secano	1138,93	785,92	1999,94	52,98	226,06	4443,53	14692,70	152,20	87,67	648,03	1,41	33,14	24262,50
agrícola regadío	1775,48	197,82	1487,07	173,27	245,89	170,25	17291,32	84,05	73,04	1036,22	0	44,74	22579,16
agrícola mixto	62,85	16,95	91,14	0	2,93	20,20	551,81	310,94	1,92	34,57	0	0	1093,30
natural arbolado	21,91	28,96	77,20	0	60,49	128,12	975,59	27,57	364,55	18,00	0	1,83	1704,21
natural no arbolado	162,51	93,51	344,41	15,00	68,32	199,26	888,08	18,22	12,15	717,85	0	3,95	2523,27
plant. forestales	0	0	0	0	4,02	32,84	0	0	17,51	0	0	0	54,37
sin vegetación	4,86	0	0	0	0	4,24	0,68	0	0,68	0	0	0	10,46
TOTAL 2003	5319,65	1229,20	4733,66	306,94	1533,23	5025,58	34611,99	592,99	586,82	2520,11	1,41	85,40	56547,00

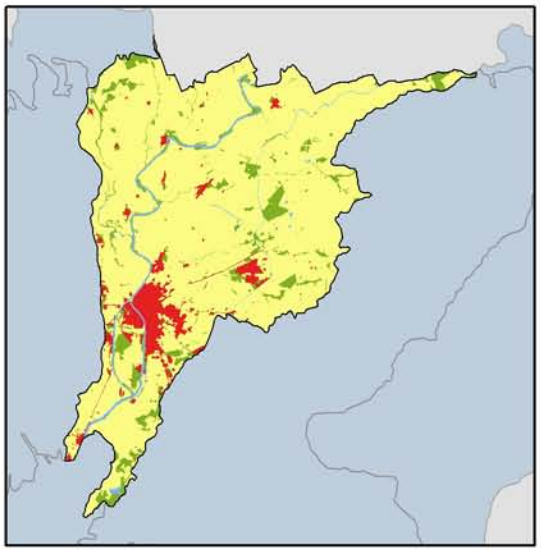
Tabla 5.4.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	1947,66	0	14,54	0	4,05	1,53	0	0	0	5,90	0	0	1973,69
urb. residenciales	20,43	102,71	13,71	1,37	0	0	0,67	0	0	6,51	0	0	145,41
otros usos artif.	158,84	1,92	679,26	33,72	11,79	18,17	64,78	0	0,94	29,07	0	0	998,49
zonas verdes urb.	1,84	0	0	30,61	0	0	0	0	0	0	0	0	32,44
agua - humedal	24,34	0	14,79	0	909,40	0,39	157,48	0	28,37	33,19	0	1,75	1169,70
agrícola secano	1132,55	779,36	1842,55	34,42	198,97	4468,80	14867,41	137,12	89,08	701,61	0	10,64	24262,50
agrícola regadío	1696,12	185,23	1330,58	160,54	219,17	207,57	17615,41	48,03	74,20	1007,55	0	34,75	22579,16
agrícola mixto	62,85	15,40	100,06	0	1,25	20,20	542,38	321,33	1,92	27,92	0	0	1093,30
natural arbolado	21,91	28,96	72,72	0	59,68	159,10	945,40	27,57	364,55	24,15	0	0,17	1704,21
natural no arbolado	161,89	93,51	257,23	10,03	63,98	226,45	891,57	15,71	13,24	783,05	0	6,60	2523,27
plant. forestales	0	0	0	0	4,02	0	32,84	0	0	17,51	0	0	54,37
sin vegetación	4,86	0	0	0	0	4,24	0,68	0	0,68	0	0	0	10,46
TOTAL 1999	5233,30	1207,10	4325,46	270,68	1472,29	5106,45	35118,62	549,77	572,97	2636,45	0	53,91	56547,00

Tabla 5.4.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	5232,03	0	1,27	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5233,3
urb. residenciales	0	1207,1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1207,1
otros usos artif.	55,19	1,41	4146,1	9,39	1,97	1,31	102,98	0	0	7,1	0	0	4325,46
zonas verdes urb.	0	0	0	270,68	0	0	0	0	0	0	0	0	270,68
agua - humedal	0	0	0	0	1472,29	0	0	0	0	0	0	0	1472,29
agrícola secano	0	3,97	21,8	0	5,3	4888,83	179,21	7,35	0	0	0	0	5106,45
agrícola regadío	29,81	7,92	373,72	0	53,13	70,59	34252,83	44,8	0	208,89	0	76,93	35118,62
agrícola mixto	0	0	5,52	0	0	0	11,05	529,5	0	3,69	0	0	549,77
natural arbolado	0	0	0	0	0	0	2,24	0	569,32	0	1,41	0	572,97
natural no arbolado	2,63	8,81	182,59	26,87	0,54	32,01	53,74	11,34	0	2317,92	0	0	2636,45
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	2,66	0	0	0	42,79	0	0	0	0	8,47	53,91
TOTAL 2003	5319,65	1229,2	4733,66	306,94	1533,23	4992,74	34644,83	592,99	569,32	2537,61	1,41	85,4	56547

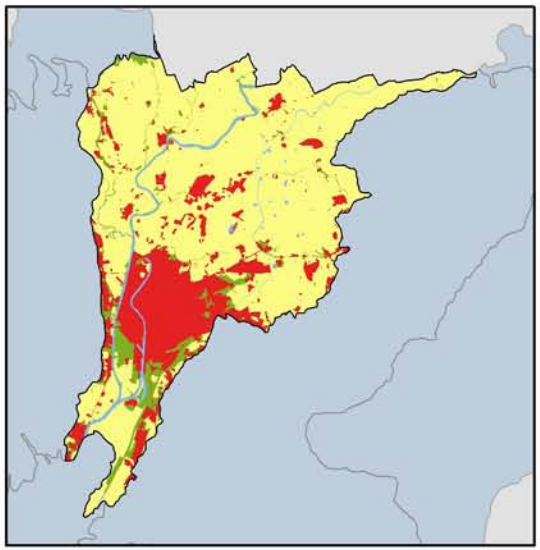
Mapa 5.4.1. Unidad 4 - Mapa de síntesis



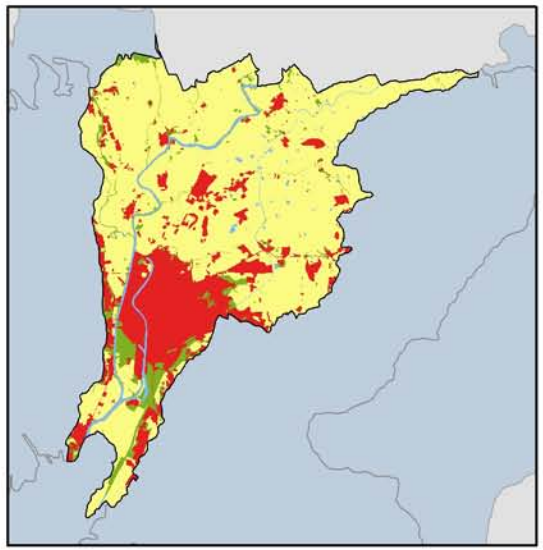
Mapa 5.4.2. Evolución del paisaje en la Unidad 4



1956



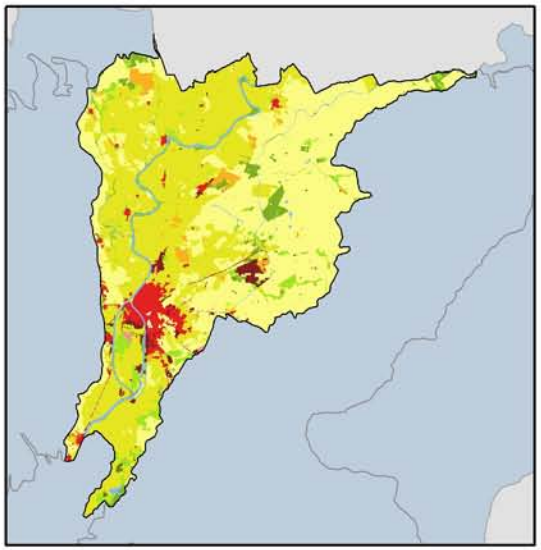
1999



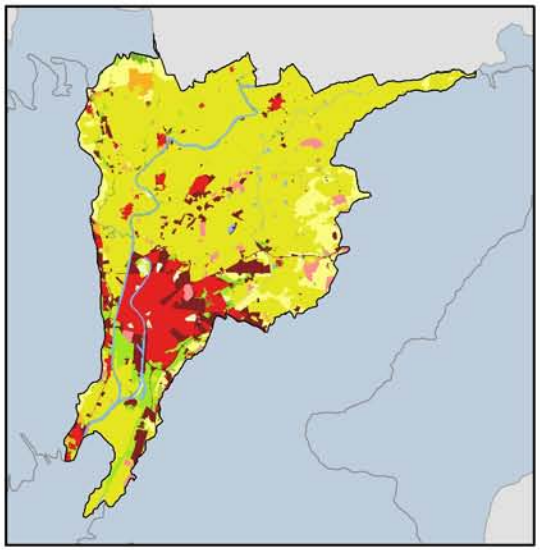
2003

Clasificación Nivel 1

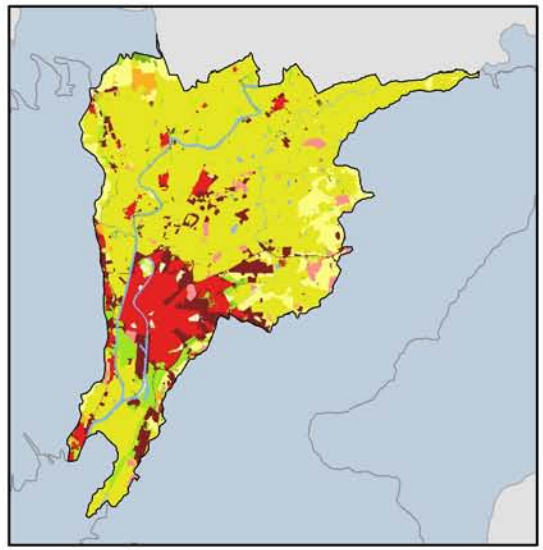
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

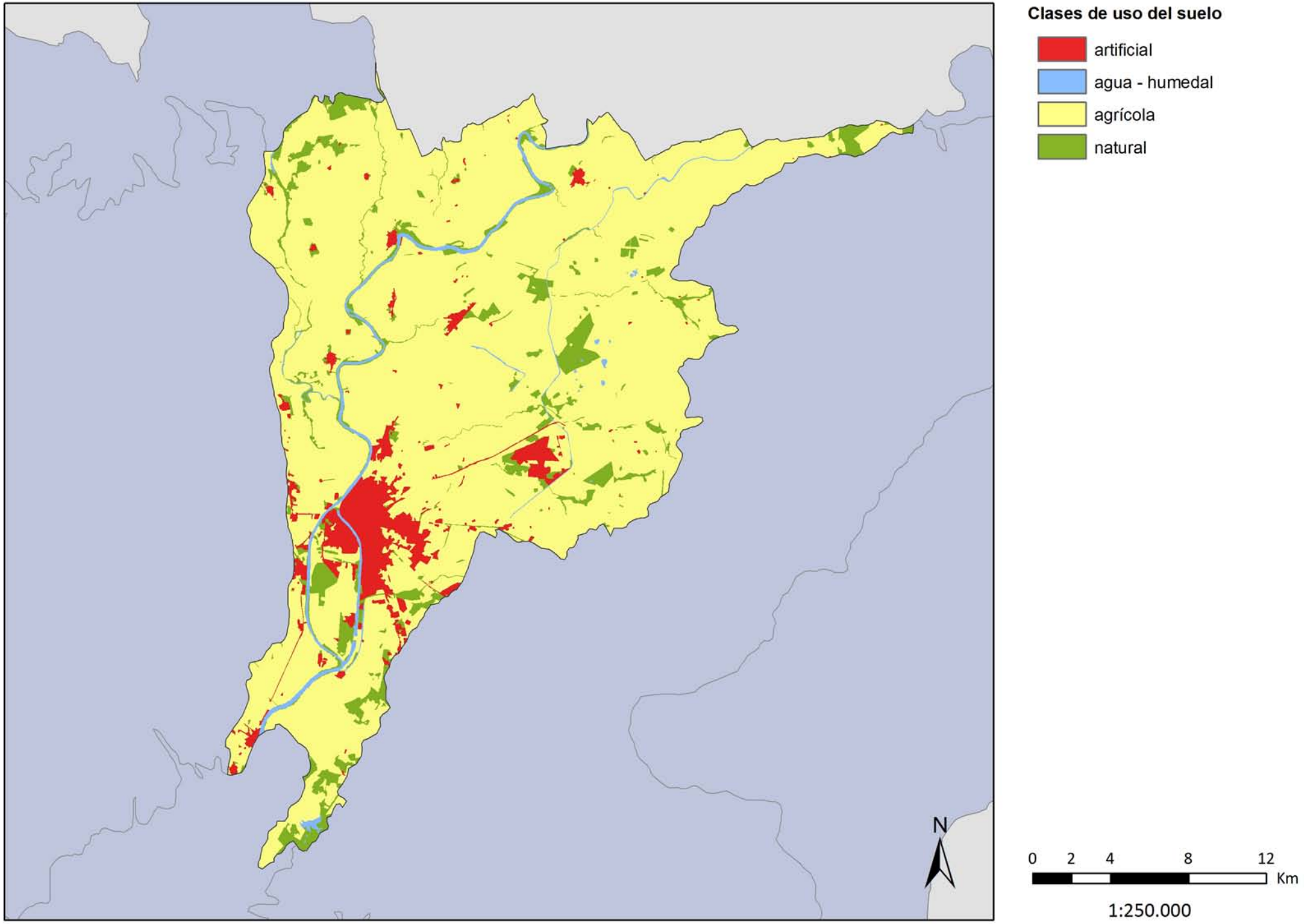
Clasificicación Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- zonas verdes urbanas
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- plant. forestales
- sin vegetación

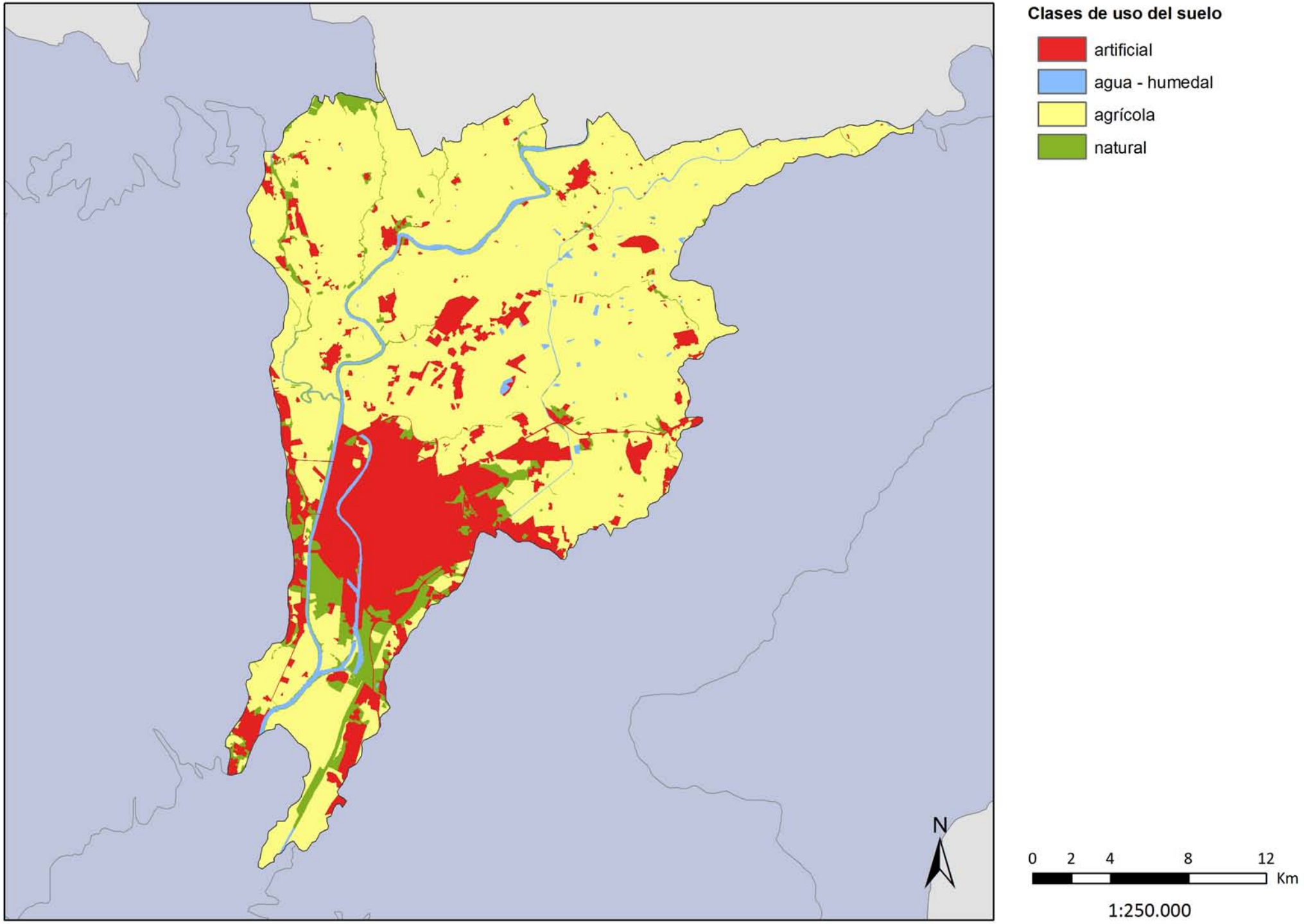
0 2,5 5 10 15 20 Km

1:650.000

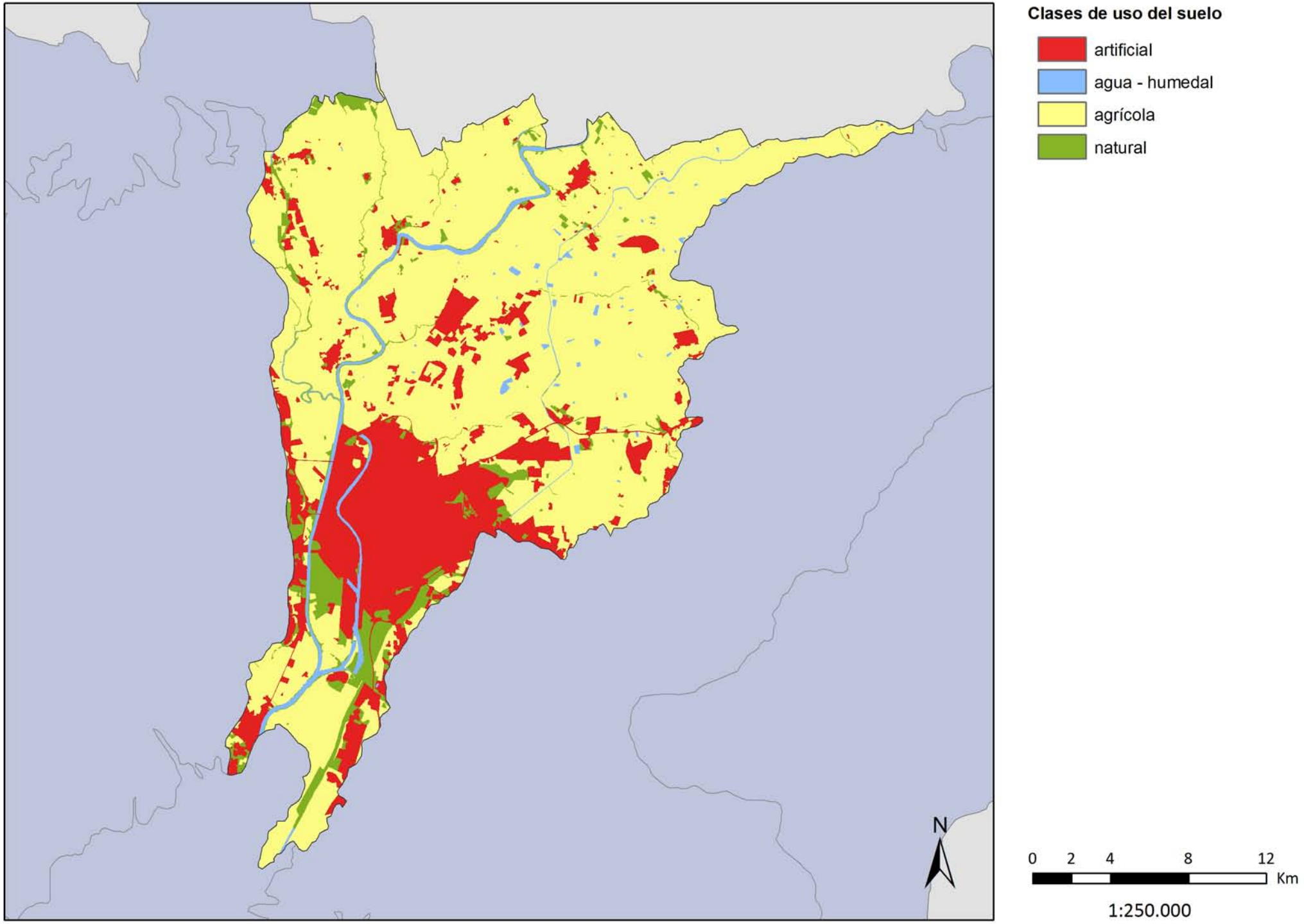
Mapa 5.4.3. Unidad 4 - Nivel 1 - 1956



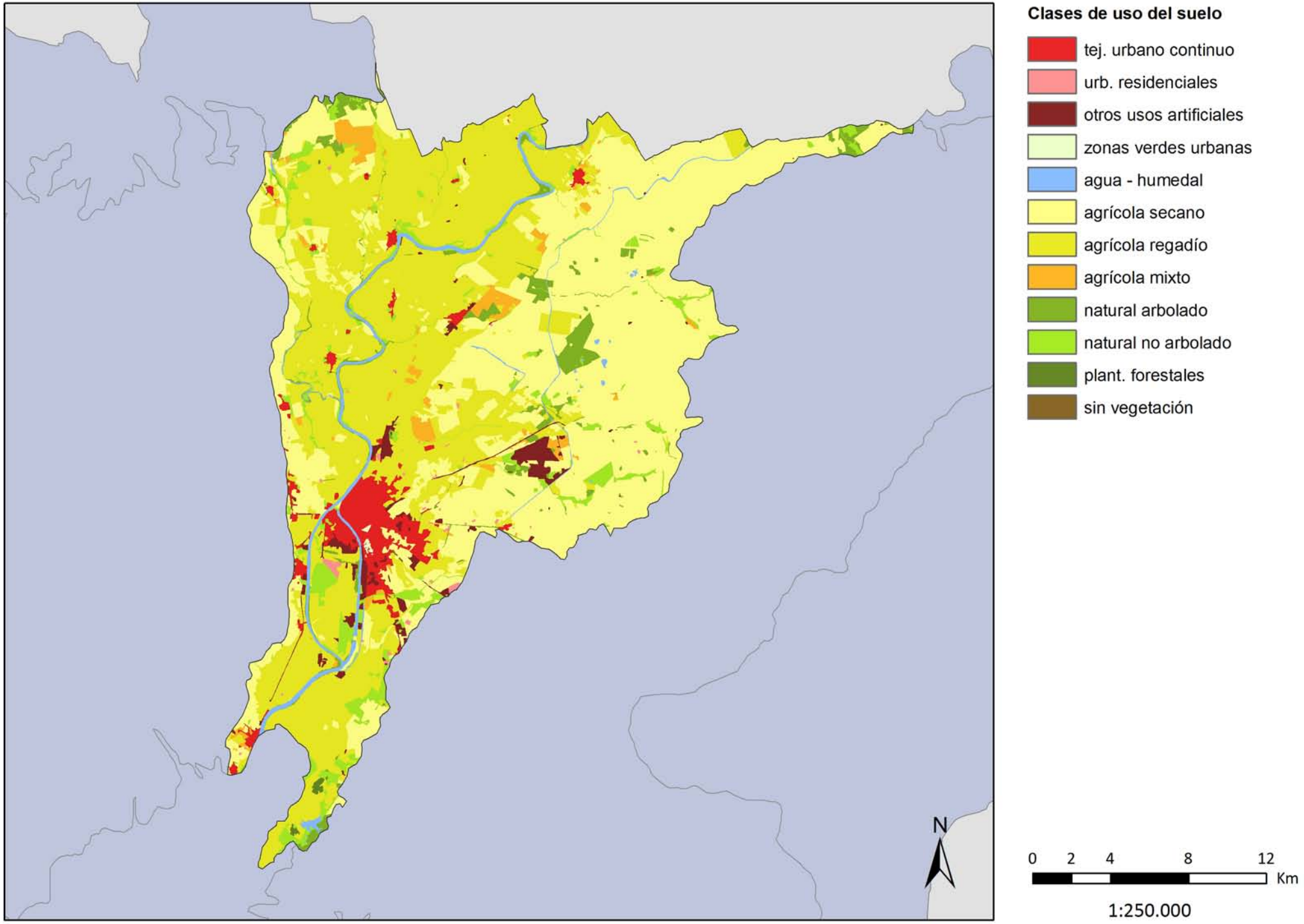
Mapa 5.4.4. Unidad 4 - Nivel 1 - 1999



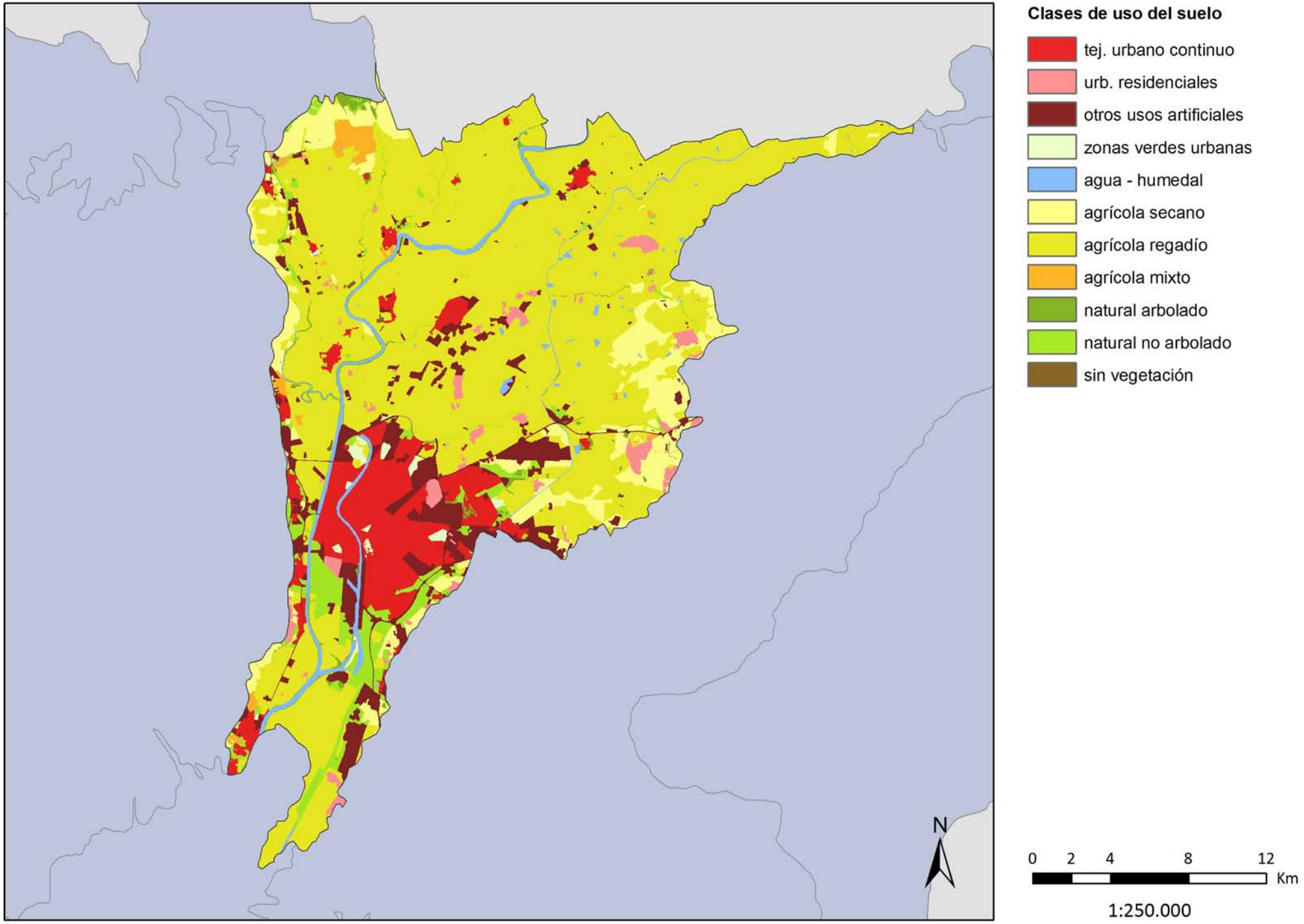
Mapa 5.4.5. Unidad 4 - Nivel 1 - 2003



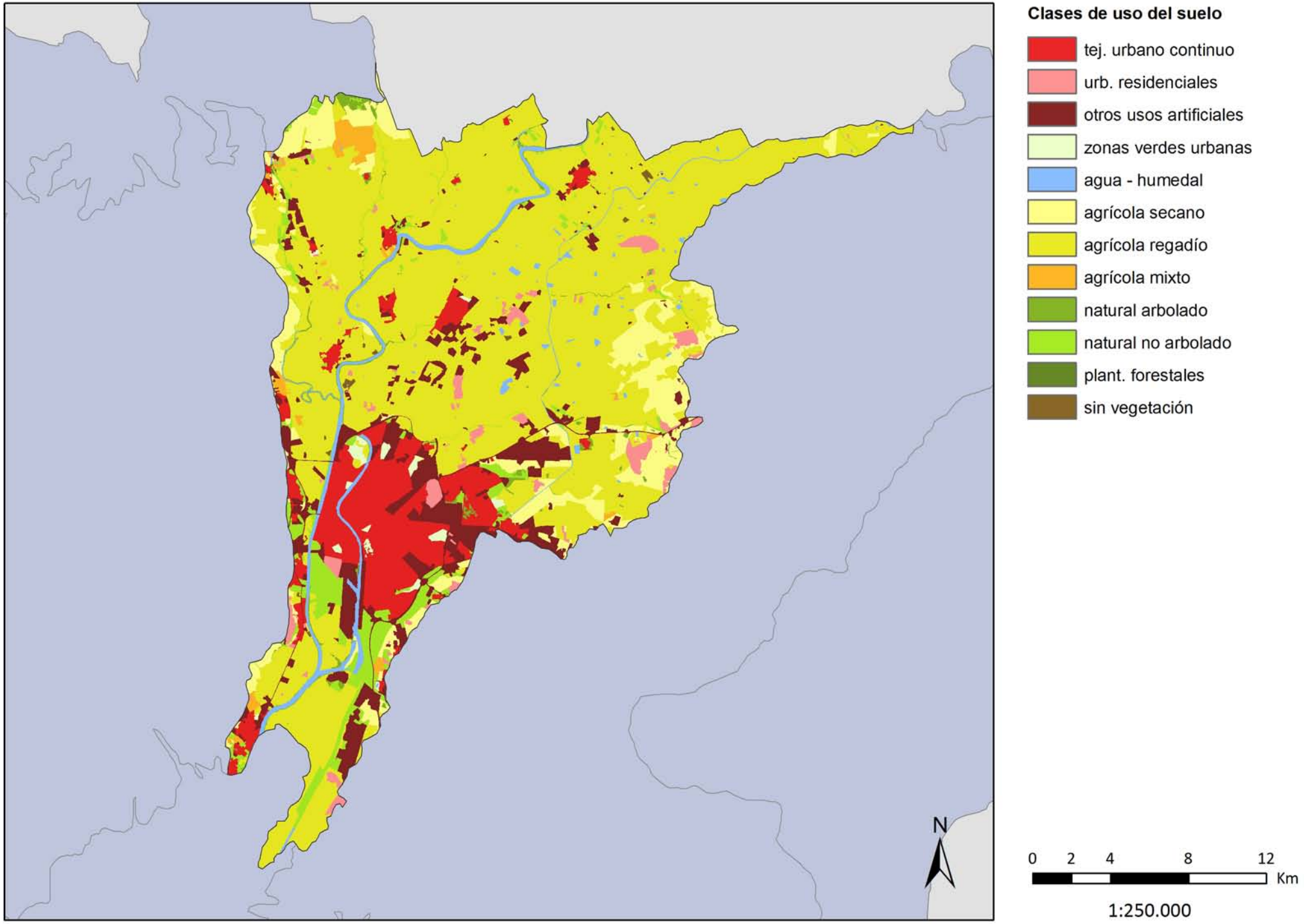
Mapa 5.4.6. Unidad 4 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.4.7. Unidad 4 - Nivel 2 - 1999



Mapa 5.4.8. Unidad 4 - Nivel 2 - 2003



5.7 Análisis de la Unidad 5: los Alcores

5.7.1 Caracterización básica de la unidad

La unidad de los Alcores constituye un ámbito de forma irregular, que comprende, en su mitad septentrional, el conjunto de la elevación de los Alcores y los niveles superiores de terrazas fluviales del Guadalquivir, y en su mitad meridional, el territorio que se extiende entre los núcleos urbanos de Dos Hermanas, Los Palacios y Villafranca, y Utrera. El río Guadaíra, con una disposición este-oeste en el plano central de la unidad, actúa como divisoria de los dos sectores mencionados, y se constituye como principal eje estructural del medio físico. El carácter unitario de este territorio viene dado por el sustrato litológico (la unidad se asienta sobre dos unidades litológicas bien definidas, una –correspondiente a las terrazas – formada por conglomerados, lutitas, arenas y calizas, y otra – los Alcores – constituida por calcarenitas, arenas, margas y calizas); así como por una cierta uniformidad en cuanto a la evolución de los usos de suelo (marcada principalmente por la transformación del paisaje de olivar originario en un mosaico agrícola de secano con predominio de los cultivos herbáceos). En su conjunto, la unidad supone un ámbito de transición entre el eje central del área metropolitana, vinculado a la vega del Guadalquivir y dominado por el regadío, y el sector oriental del territorio metropolitano (unidades 6 y 7), vinculado esencialmente a la campiña.

Desde el punto de vista físico, la plataforma de los Alcores constituye una entidad geomorfológica de origen estructural-denudativo, que ha quedado en resalte a consecuencia del carácter resistente de su litología y de la profunda labor erosiva de la red hidrográfica. Los límites de la plataforma presentan un carácter muy diferenciado en el sector septentrional: hacia el oeste, la transición a la vega del Guadalquivir se produce de forma gradual a través de la serie de terrazas fluviales, mientras que hacia el este la transición a la campiña se produce de forma abrupta, a través de un pronunciado escarpe. En contraste, los límites de la unidad en el sector meridional son mucho menos marcados. Internamente, la plataforma presenta un relieve alomado, con una amplia red de valles de fondo plano vinculados a la acción de la red fluvial sobre los materiales calcáreos de base. Estos procesos de tipo fluvio-kárstico tienen su máxima expresión en el profundo cañón formado por el río Guadaíra a su paso por Alcalá, que constituye uno de los principales hitos del medio físico de la unidad. Al sur del Guadaíra, se observa la presencia de los denominados cerros testigo (Los Quintos, La Motilla), elevaciones correspondientes a materiales más recientes que han quedado aisladas por la labor denudativa de la red hidrográfica.

La configuración física de la unidad incide en la evolución de diferentes tipologías edáficas, factor a su vez determinante para explicar la distribución de los usos de suelo en el territorio. En la mitad septentrional, los suelos presentan una capacidad productiva alta-moderada en las terrazas fluviales, que da paso a una baja productividad en el nivel superior a causa de la carencia de nutrientes, materia orgánica y sales minerales; la pedregosidad superficial; un drenaje deficiente y la presencia de costras calizas. En la mitad meridional, los suelos de la unidad muestran una aptitud agrícola moderada, que se ve potenciada con la incorporación del regadío. No obstante, los suelos de los cerros testigo ofrecen una productividad de carácter marginal, ubicándose entre los suelos menos aptos para el cultivo de toda el área metropolitana (sólo por detrás de la marisma y los escarpes).

A pesar de la existencia de rasgos comunes para el conjunto de la unidad, los usos del suelo presentan una distribución interna heterogénea, siendo posible distinguir diversos subámbitos con características estructurales bien diferenciadas. En el sector más septentrional de la unidad predomina claramente la matriz agrícola, integrada principalmente por cultivos de secano, si bien se observa un cierto avance del regadío en las zonas de contacto con las terrazas fluviales inferiores. La continuidad de la matriz agrícola se ve interrumpida por la autovía A-4 (tramo Sevilla-Carmona). Esta vía de comunicación actúa como un vector de expansión para los usos residenciales, que en forma de núcleos aislados de carácter relativamente compacto constituyen el principal elemento artificial del paisaje en esta zona. La proliferación de los usos residenciales en las terrazas estaría vinculada a las mejores condiciones climáticas de esta zona con respecto a la vega, así como a la ausencia de núcleos de población tradicionales. Al sur de la A-4, y a medida que se avanza hacia la cornisa de los Alcores, la dominancia neta de la matriz agraria cede paso a un complejo mosaico de usos, que se extiende a modo de franja continua desde Carmona a Alcalá de Guadaíra, con una disposición paralela al escarpe. En esta franja se observa una mezcla muy intrincada de usos agrícolas (secano, regadío y cultivos mixtos), naturales (amplios espacios de hábitat tanto arbolado como no arbolado) y artificiales (representados principalmente por los núcleos urbanos de Carmona, El Viso del Alcor, Mairena del Alcor y Alcalá de Guadaíra, pero también por áreas residenciales y otros usos artificiales).

Figura 5.12 Mosaico de usos en las proximidades de la cornisa de los Alcores



Más al sur, en la zona central de la unidad, el espacio comprendido entre la autovía A-92 y la A-4 (en su tramo Sevilla-Cádiz) representa uno de los espacios más intensamente antropizados de todo el área metropolitana. Los núcleos de Alcalá de Guadaíra y Dos Hermanas y el reciente desarrollo residencial metropolitano de Montequinto son los principales nodos artificiales de este sector, a partir de los cuales se ha producido una fuerte

expansión reciente de los usos urbanos. Las vías de comunicación de la zona constituyen un vector preferente para el desarrollo de usos industriales y comerciales. Destaca sobre todo la actual A-92, alrededor de la cual se ha conformado un corredor industrial que actúa como una potente barrera artificial en el ecuador de la unidad. Los usos residenciales presentan también una presencia más que significativa en esta área, distribuyéndose de forma fragmentaria entre los citados núcleos de población. En este contexto de usos mixtos y con una fuerte incidencia de los procesos de urbanización, cobra un papel especialmente relevante el río Guadaíra y el conjunto de espacios de carácter natural asociados a su cauce. El mantenimiento de la vegetación de ribera en el tramo urbano del río, a su paso por Alcalá, y el carácter abierto de su entorno en la mayor parte de su recorrido, convierten al Guadaíra en el principal eje ecológico tanto de este sector como del conjunto de la unidad.

Figura 5.13 El río Guadaíra a su paso por Alcalá de Guadaíra



Al sur de Dos Hermanas, el paisaje muestra un carácter netamente agrícola, con la A-4 (tramo Sevilla-Cádiz) como divisoria principal del territorio en sentido norte-sur. Al oeste de la autovía predomina el regadío, ya en contacto con las grandes extensiones de cultivo de la unidad marismeña. Al este, en cambio, el paisaje está dominado claramente por el secano, con una mezcla de cultivos herbáceos y amplias extensiones de olivar. Los usos artificiales se concentran en los dos núcleos de población principales: Utrera y Los Palacios. Sin embargo, es notorio el avance de los usos residenciales en el seno del paisaje agrícola, sobre todo entre los campos de olivar próximos al núcleo urbano de Utrera. El extremo suroccidental de la unidad presenta algunas extensiones importantes de hábitat natural arbolado, entre las que destacan por su importante función como espacio público las masas de pinar del Parque Periurbano de La Corchuela.

En términos globales, la dominancia de los usos agrarios y el fuerte dinamismo de los usos artificiales dejan poco espacio a la cobertura natural en el conjunto de la unidad. La presencia de hábitat natural extensivo en el ámbito se concentra, como se ha indicado, en los citados espacios forestales del sur de la unidad, en la banda de usos mixtos paralela a la cornisa, y en el entorno del núcleo urbano de Alcalá de Guadaíra. En el resto de la unidad la cobertura natural presenta un carácter fuertemente puntual y una distribución irregular. Destaca en todo caso la ausencia generalizada de vegetación de ribera de cierta entidad. Con excepción de las márgenes del Guadaíra, sólo es posible encontrar unos pocos ejemplos significativos de hábitat asociados a la red fluvial: este es el caso del arroyo del Cochino y el arroyo de Guadajoz, en el sector norte de la unidad; del arroyo de las Culebras en la franja central; y del arroyo del Puerco, en el sector sur.

5.7.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

Las métricas muestran el claro predominio de la matriz agrícola en la unidad a lo largo de todo el periodo de estudio, con una ocupación del territorio siempre superior al 80% (ver tabla 5.5.5). Se observa un ligero retroceso de la superficie cultivada, que se explica por la transformación de una parte significativa de la misma en suelo artificial y, en menor medida, en cobertura natural (ver tabla 5.5.12). No obstante, estas pérdidas son compensadas en parte por la puesta en cultivo de áreas naturales y de humedal, por lo que en el cómputo global la pérdida neta de superficie agrícola es muy moderada. En todo caso, el avance de los usos artificiales supone un cambio en la configuración del paisaje, que tiende a aumentar su complejidad estructural; esto queda reflejado en un descenso del grado de agregación o contagio y un aumento de la diversidad paisajística para el conjunto de la unidad (ver tabla 5.5.6). Este proceso se percibe con mayor claridad si se atiende a una clasificación de usos más desagregada, lo que es indicativo de la existencia de cambios notables en la configuración interna de los grandes tipos de uso (ver tabla 5.5.11).

En lo que respecta a los diferentes tipos de cultivo que componen la matriz, el dominio del secano prevalece para el conjunto del periodo de estudio, si bien cede terreno ante el avance del regadío y los usos artificiales (pasando de representar un 81,72% de la superficie del ámbito en 1956 a un 60,31% en 2003; ver tabla 5.5.15). Esto provoca que la matriz muestre con el tiempo una configuración interna más compleja y pierda algo de su homogeneidad inicial, aparte de mostrar el efecto divisorio de las grandes infraestructuras de transporte (lo cual queda reflejado en un marcado descenso de LPI para el secano; ver tabla 5.5.9). El regadío gana espacio principalmente en los límites de la unidad, avanzando tanto desde las terrazas inferiores, al noroeste, como desde la marisma, al sur; también hace aparición en el interior de la matriz agrícola, aunque de forma algo más fragmentada y dispersa. Por su parte, los cultivos clasificados como mixtos tienen una presencia minoritaria en términos globales, pero en determinados puntos muestran un avance significativo; destacan en este sentido el entorno de los Palacios y Villafranca, la franja de usos mixtos en paralelo a la cornisa, y las inmediaciones de Dos Hermanas. Probablemente el avance de esta clase esté vinculado al menos en parte a la presencia de cultivos en desuso, dejados en abandono en previsión de futuros desarrollos urbanos o residenciales.

Los usos artificiales representan en su conjunto la clase más dinámica de la unidad: su crecimiento para el periodo de estudio es muy potente, pasando de representar un 1,48% de la superficie total del ámbito en 1956 a un 11,69% en 2003. El análisis pormenorizado de este proceso muestra que el crecimiento del tejido urbano es menor comparativamente al de las urbanizaciones residenciales y el resto de usos artificiales, cuyas tasas de expansión son muy elevadas (ver tabla 5.5.7). El avance de los usos urbanos se relaciona tanto con el crecimiento de los núcleos de población originales (destacando los casos de Dos Hermanas y Alcalá de Guadaíra), como con la aparición de nuevos núcleos (entre los que sobresale Montequinto). Por su parte, las urbanizaciones residenciales muestran un potente dinamismo en términos cuantitativos, si bien el crecimiento de esta clase se articula de forma muy fragmentada, caracterizada por la proliferación de fragmentos relativamente compactos y de reducido tamaño. Su distribución es irregular, pero tiende a concentrarse en determinadas zonas de la matriz agrícola: las terrazas fluviales, la franja paralela a la cornisa, y las inmediaciones de los grandes núcleos de población (principalmente Dos Hermanas, Alcalá y Utrera). El resto de usos artificiales abarca en conjunto una mayor superficie que las clases anteriores: esto estaría vinculado con la más que notable proliferación de usos industriales y comerciales para el periodo de estudio, pero también con la aparición de zonas en construcción para el futuro desarrollo de usos urbanos y residenciales. Las zonas verdes apenas tienen una presencia significativa en términos cuantitativos, llamando la atención su escaso crecimiento relativo en comparación con la expansión masiva de las zonas urbanizadas.

En lo que respecta a las zonas húmedas y las superficies de agua, se observa un doble proceso. Por un lado, se produce una pérdida significativa de superficie debido a la puesta en cultivo de una importante extensión de humedal en el extremo suroriental de la unidad (en contacto con el territorio de la marisma). Por otra parte, se percibe una clara proliferación de nuevas manchas de origen artificial (ver tabla 5.5.8), fácilmente identificables como balsas de riego asociadas a la expansión del regadío. Si bien las balsas no compensan la pérdida neta de superficie para esta clase, sí suponen un cambio en cuanto al patrón de distribución: su presencia se reparte de forma más homogénea, lo cual puede ser beneficioso para aumentar la riqueza ecológica de la matriz agrícola si se aprovecha la potencialidad de estos elementos como soporte para la avifauna.

Los espacios de carácter natural muestran un retroceso muy significativo, con una pérdida equivalente a la mitad de su extensión inicial (pasando de ocupar un 11,62% del territorio en 1956 a un 5,47% en 2003; ver tabla 5.5.5). En el periodo 1999-2003 esta tendencia no sólo no se invierte, sino que muestra signos adicionales de fragmentación (indicativos de un mayor menoscabo de su funcionalidad ecológica). La pérdida de superficie afecta más al hábitat arbolado que al no arbolado, si bien esta última clase sufre en mucho mayor grado los efectos de la fragmentación (ver tabla 5.5.10). En ambos casos se percibe además una disminución de la conectividad interna y un aumento general del aislamiento de las manchas remanentes. Entre los espacios que se mantienen al final del periodo de estudio, destacan los fragmentos de cobertura natural que se disponen en paralelo al escarpe, articulados en mosaico con otros usos, y con un marcado carácter direccional (lo cual incide en su capacidad potencial para articularse en un corredor). También son reseñables las amplias extensiones de hábitat existentes en el perímetro de Alcalá de Guadaíra (Pinares de Oromana, Cerro del Toruno y otras áreas). En el sector sur destaca la presencia del citado Parque Periurbano de la Corchuela

y de la Dehesa de Atalaya, en las cercanías del encauzamiento del Guadaíra, junto con otras masas arboladas de interés. En lo que respecta a la pérdida de hábitat, ésta se localiza principalmente en el extremo septentrional de la unidad (en relación con la desaparición de vegetación vinculada a los arroyos) y en el extremo suroccidental (debido a la transformación en regadío). También es notable el retroceso del hábitat natural en el entorno de Utrera, a causa del avance de los cultivos de secano y los desarrollos residenciales. Tanto las plantaciones forestales como los espacios sin vegetación tienen una presencia apenas reseñable en la unidad, si bien se puede mencionar un ligero avance neto de esta última clase para el periodo de estudio.

5.7.3 Discusión de resultados

En primer lugar, el aspecto estructural que más llama la atención en el marco de la evolución de la unidad es el avance de los usos artificiales y el potente proceso de urbanización al que se ha visto sometido gran parte del ámbito de los Alcores. No obstante, como contrapunto, el paisaje de la unidad sigue manteniendo su carácter predominantemente agrícola, aunque, como se ha descrito, con importantes variaciones internas en cuanto a la composición de la matriz de cultivos (retroceso del olivar frente a los cultivos herbáceos de secano, avance significativo del regadío, cambios en la configuración estructural debido al crecimiento de usos artificiales, etc.). Por último, un tercer aspecto llamativo es la persistencia de un número significativo de áreas de hábitat natural, algunas de ellas de gran valor a escala metropolitana, ya sea por su uso público actual (p. ej., las masas de pinar de Oromana y de la Corchuela) o por su potencial estratégico derivado de su ubicación (p. ej. las extensiones anexas a la cornisa de Los Alcores). La suma de estos tres factores da como resultado un territorio de gran complejidad, con una potente mezcla de usos y zonas con patrones estructurales muy diferenciados, lo que hace difícil establecer pautas generales de intervención. En algunos ámbitos específicos, como la franja central de la unidad o la banda paralela al escarpe, esta complejidad se hace especialmente patente. El carácter fuertemente intrincado del mosaico hace indispensable en este contexto un trabajo a escala de detalle (tanto en lo que respecta a la ordenación general como al diseño de espacios), de cara a lograr una articulación armónica entre los diversos usos del territorio. No obstante, sí parece posible establecer ciertas pautas genéricas que pueden ayudar a configurar una estrategia a escala territorial para el conjunto de la unidad.

En este sentido, un primer objetivo a tener en cuenta sería la preservación de los elementos naturales existentes, con objeto de detener tanto la pérdida del hábitat originario como su progresiva fragmentación. Para contrarrestar el carácter fragmentario de la cobertura natural parece necesario buscar y potenciar elementos de conexión que mejoren la conectividad dentro de la unidad. Las potencialidades en este sentido son claras en dos ejes territoriales estratégicos: la cornisa de los Alcores y el río Guadaíra. En relación al primero de estos ejes, el mosaico de usos en paralelo al escarpe ofrece tanto espacios de vegetación natural como zonas agrícolas susceptibles de integrarse en un corredor ambiental de carácter extensivo, cuyo interés se vería complementado por un importante conjunto de valores adicionales: paisajísticos (vistas de la campiña), patrimoniales (cascos urbanos de alto valor histórico-cultural), arqueológicos (yacimiento de El Gandul) y de uso público (vía verde los Alcores y resto del viario rural).

El río Guadaíra, por su parte, se muestra como un elemento estructural de primer orden a escala metropolitana, actuando como eje natural de conexión entre la campiña oriental, el entorno de la ciudad central, y la marisma. El tramo fluvial que recorre la unidad de los Alcores presenta elementos de gran interés de cara a la potenciación de esta funcionalidad como corredor. Por un lado, en su recorrido urbano a su paso por Alcalá de Guadaíra, se conserva una considerable superficie de cobertura natural asociada al cauce. Por otra parte, aunque entre Alcalá y Sevilla apenas se conserva vegetación de ribera, el río se halla protegido por una amplia franja de cultivos en ambas márgenes, un entorno agrícola que vendría a actuar como tampón para el impacto de los usos artificiales y que facilitaría la toma de medidas para la mejora ecológica del cauce. De esta forma, a pesar de atravesar uno de los sectores más intensamente antropizados del área metropolitana, el Guadaíra mantiene un cierto grado de naturalidad, y ofrece una más que notable potencialidad para articularse como uno de los conectores ecológicos esenciales a escala metropolitana.

Aparte de proteger y potenciar los espacios naturales, un segundo aspecto a tener en cuenta sería la permeabilización ecológica de aquellas zonas del paisaje donde la presión antrópica es más intensa. En este sentido, el espacio más problemático de toda la unidad es el corredor artificial de la autovía A-92, que como se ha indicado conforma una barrera continua con un importante efecto divisor en el paisaje. La preservación de los fragmentos de espacio libre existentes, así como la intervención a escala de detalle para configurar áreas específicas de mayor permeabilidad, parecen estrategias necesarias para disminuir el evidente impacto estructural de esta infraestructura y evitar la colmatación de su entorno por los usos artificiales. Este tipo de enfoque es también aplicable al conjunto del territorio comprendido entre Dos Hermanas, Alcalá y Montequinto, donde la generación de tramas verdes a escala fina y la protección de los restos de cobertura natural serían recomendables para garantizar una mínima permeabilidad ecológica en un espacio sometido a una intensa dinámica de urbanización.

Un tercer elemento que debe mover a reflexión es el potente desarrollo observado en relación a las urbanizaciones residenciales, localizado en zonas muy específicas de la unidad (terrazas fluviales, franja central de la unidad y entorno de Utrera), y articulado con un carácter fragmentario y aparentemente desordenado. Las consecuencias evidentes de este proceso a nivel de paisaje son un consumo excesivo y poco eficiente del recurso suelo, y un palpable efecto de fragmentación en la matriz agrícola. A ello habría que sumar otros factores, como los de carácter hidrológico o los relativos a la intensificación del uso del transporte privado, que convierten este tipo de desarrollos en un modelo poco sostenible de ocupación del territorio. Si bien no parece posible revertir el proceso observado a lo largo del periodo de estudio, si resultaría aconsejable ponerle freno en lo sucesivo, mediante la apuesta por un modelo de crecimiento urbano basado en mayores densidades y una mayor compacidad.

Por último, en relación con aquellos sectores de la unidad donde la matriz agrícola presenta una dominancia más intensa, sería interesante estudiar la posibilidad de aumentar la calidad ecológica global del paisaje a través de la recuperación y rehabilitación ambiental de elementos de escala fina y el aprovechamiento de recursos potenciales de carácter puntual y lineal. Algunos ejemplos de este tipo de estrategia serían el acondicionamiento de setos y lindes de fincas y del viario rural para generar hábitat, la adecuación de las balsas de riego

como hábitat para la avifauna, o la recuperación de la vegetación de ribera de los numerosos arroyos que atraviesan la unidad. La interconexión de parte de estos elementos a modo de red puede contribuir a recuperar la funcionalidad ecológica de determinados entornos agrarios, que se ha visto menoscabada a causa del empuje de los cultivos o de otros usos antrópicos. Este es el caso del extremo septentrional de la unidad, donde ha desaparecido en su práctica totalidad el hábitat asociado a la red fluvial, o del sector suroriental, donde la trama verde originaria, que se integraba en la matriz de olivar, ha dado paso al dominio de los cultivos de secano y las urbanizaciones residenciales. En ambos ejemplos resultaría necesario remitirse a una escala de mayor detalle, adecuada para el diseño de medidas específicas de carácter agroambiental.

Tabla 5.5.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	9451,72	11,69	2,45	403	23,45	142,97	13,82	1,67	285,34	2066,66
agua -humedal	186,79	0,23	0,04	72	2,59	4,18	0,80	1,48	1287,54	198,37
agrícola	66789,55	82,61	31,07	59	1132,03	4374,99	19,76	2,09	93,20	5928,98
natural	4421,35	5,47	0,52	392	11,28	40,34	10,46	2,09	288,35	542,65
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	8787,58	10,87	1,94	406	21,64	118,74	13,64	1,68	285,79	1461,28
agua -humedal	116,95	0,14	0,04	40	2,92	5,20	0,53	1,61	1579,92	266,66
agrícola	67076,14	82,96	31,54	57	1176,77	4485,32	19,11	2,10	93,56	5958,46
natural	4868,74	6,02	0,53	378	12,88	44,06	10,76	2,10	298,79	561,84
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	1195,76	1,48	0,21	141	8,48	29,08	2,97	1,62	837,02	614,80
agua -humedal	536,69	0,66	0,41	17	31,57	78,04	0,47	2,19	1675,10	584,99
agrícola	69720,47	86,24	82,00	83	840,01	7232,71	18,13	1,69	79,79	14152,28
natural	9396,49	11,62	1,71	473	19,87	84,72	16,18	2,01	248,00	916,96

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.5.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	76,70	0,58	0,42
1999	76,99	0,57	0,41
1956	81,02	0,47	0,34

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.5.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	2596,50	3,21	0,74	38	68,33	131,64	2,32	1,78	599,75	723,05
urb. residenciales	2908,57	3,60	0,14	245	11,87	20,83	5,91	1,67	455,07	302,80
otros usos artif.	3906,57	4,83	1,35	269	14,52	75,57	8,49	1,68	390,77	1674,38
zonas verdes urb.	40,08	0,05	0,01	13	3,08	2,10	0,17	1,55	3154,00	92,91
agua - humedal	186,79	0,23	0,04	72	2,59	4,18	0,80	1,48	1287,54	198,37
agrícola secano	48762,90	60,31	20,19	175	278,65	1770,97	26,33	2,01	147,88	4849,43
agrícola regadío	14980,84	18,53	4,08	365	41,04	222,80	14,46	1,70	232,27	1684,80
agrícola mixto	3045,81	3,77	0,61	79	38,55	71,71	5,44	2,22	602,97	622,21
natural arbolado	1773,90	2,19	0,32	226	7,85	26,97	4,61	1,86	434,52	428,40
natural no arbolado	2515,72	3,11	0,28	258	9,75	23,11	7,88	2,27	305,38	418,51
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	131,73	0,16	0,05	14	9,41	10,44	0,32	1,69	1362,72	191,09
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	2544,89	3,15	0,73	37	68,78	130,51	2,29	1,79	634,47	717,03
urb. residenciales	2870,53	3,55	0,14	236	12,16	21,28	5,81	1,68	467,48	309,98
otros usos artif.	3341,97	4,13	1,24	252	13,26	69,66	7,71	1,70	401,61	1702,27
zonas verdes urb.	30,19	0,04	0,01	11	2,74	1,94	0,14	1,56	2952,25	90,60
agua - humedal	116,95	0,14	0,04	40	2,92	5,20	0,53	1,61	1579,92	266,66
agrícola secano	49837,35	61,64	22,76	152	327,88	2033,17	25,74	2,05	148,38	5228,40
agrícola regadío	14158,60	17,51	4,05	345	41,04	209,13	13,55	1,71	239,59	1390,30
agrícola mixto	3080,19	3,81	0,62	76	40,53	74,68	5,33	2,21	611,88	635,60
natural arbolado	1798,84	2,22	0,32	230	7,82	26,78	4,68	1,86	430,17	425,52
natural no arbolado	2868,21	3,55	0,29	237	12,10	27,81	8,12	2,32	325,84	461,11
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	201,69	0,25	0,05	18	11,21	11,79	0,42	1,61	2773,47	206,53
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	760,15	0,94	0,18	15	50,68	50,31	1,09	2,14	1945,13	439,89
urb. residenciales	122,05	0,15	0,02	84	1,45	2,13	0,64	1,38	1385,86	80,62
otros usos artif.	297,06	0,37	0,07	69	4,31	8,20	1,45	1,82	1350,34	577,07
zonas verdes urb.	16,50	0,02	0,01	7	2,36	2,29	0,08	1,50	1931,49	93,49
agua - humedal	536,69	0,66	0,41	17	31,57	78,04	0,47	2,19	1675,10	584,99
agrícola secano	66068,30	81,72	40,70	129	512,16	3838,45	21,08	1,72	82,44	7693,76
agrícola regadío	2218,20	2,74	0,41	159	13,95	43,00	3,76	1,60	357,71	483,12
agrícola mixto	1433,97	1,77	0,47	86	16,67	51,39	2,85	1,74	721,07	594,39
natural arbolado	4572,62	5,66	0,62	344	13,29	46,88	8,34	1,72	327,27	564,47
natural no arbolado	4663,82	5,77	0,40	334	13,96	33,91	11,33	2,19	294,98	532,02
plant. forestales	154,97	0,19	0,10	3	51,66	33,92	0,17	1,76	555,89	402,47
sin vegetación	5,08	0,01	0,00	3	1,69	0,32	0,03	1,68	13006,85	76,23

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.5.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	69,60	1,34	0,56
1999	70,09	1,32	0,55
1956	82,63	0,78	0,32

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.5.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales presentan un potente crecimiento en la unidad, multiplicando su superficie por 10 a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 1,48 – 10,87 – 11,69; LPI: 0,21 – 1,94 – 2,45).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase se plasma en un incremento del número de manchas (NP: 141 – 406 – 403) y un aumento del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 8,48 – 21,64 – 23,45). Se trata en todo caso de un desarrollo extremadamente fragmentario.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta de forma paralela a la expansión de la clase (ED: 2,97 – 13,64 – 13,82). La forma de los fragmentos se mantiene dentro de una cierta regularidad (SHAPE MN: 1,62 – 1,68 – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación se ve incrementada a lo largo del periodo de estudio, si bien en el periodo 1999-2003 muestra un incremento especialmente fuerte en términos relativos (RGYR AM: 614,80 – 1461,28 – 2066,66). La distancia entre manchas se ve reducida (ENN MN: 837,02 – 285,79 – 285,34); el valor promedio es bajo, lo que se relaciona con el carácter uniforme y regular de la distribución de los fragmentos.
Clase: agua – humedales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase muestra una escasa presencia en la unidad, con una tendencia global regresiva (aunque se percibe un repunte entre 1999 y 2003). En este proceso destaca la desaparición de la mancha inicial más extensa entre 1956 y 1999, en el extremo suroriental del ámbito (%LAN: 0,66 – 0,14 – 0,23; LPI: 0,41 – 0,04 – 0,04).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A pesar de la pérdida de superficie general, a lo largo del periodo de estudio aparecen numerosos fragmentos nuevos (NP: 17 – 40 – 72), de origen claramente artificial, con un tamaño muy reducido (AREA MN: 31,57 – 2,92 – 2,59). El resultado es una presencia dispersa, de carácter fuertemente puntual.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La evolución hacia una distribución más fragmentaria se ve reflejada en un aumento de la densidad de borde (ED: 0,47 – 0,53 – 0,80) y un aumento de la compacidad media de la manchas (SHAPE MN: 2,19 – 1,61 – 1,48).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Las tendencias anteriormente descritas revierten en una disminución del radio de giro (RGYR AM: 584,99 – 266,66 – 198,37) y un descenso de la distancia media entre fragmentos (ENN MN: 1675,10 – 1579,92 – 1287,54), indicativa de una distribución más regular de las manchas en el conjunto de la unidad.
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La matriz agrícola domina el paisaje de la unidad, si bien sufre un leve retroceso a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 86,24 – 82,96 – 82,61). Las métricas muestran asimismo el efecto divisor de las infraestructuras y usos artificiales sobre la continuidad de la matriz (LPI: 82 – 31,54 – 31,07).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La reducción del número total de fragmentos (NP: 83 – 57 – 59) y el aumento del tamaño medio de los mismos (AREA MN: 840,01 – 1176,77 – 1132,03) apuntan a una mayor cohesión de la matriz agrícola, a pesar del mencionado efecto divisor de las infraestructuras. Probablemente, el avance de los cultivos sobre las zonas de cobertura natural es el causante de la desaparición de manchas de pequeño tamaño de esta clase.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa un aumento de la densidad de borde (ED: 18,13 – 19,11 – 19,76), probablemente asociada a la gran cantidad de manchas de usos artificiales que se insertan en la matriz. De forma consecuente, la configuración espacial de la matriz agrícola tiende a una forma más irregular (SHAPE MN: 1,69 – 2,10 – 2,09).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El efecto de las infraestructuras es visible en la continuidad de la matriz, que sufre un descenso de su conectividad (RGYR AM: 14152,28 – 5958,46 – 5928,98). La distancia media entre manchas es muy reducida, como corresponde a la dominancia de los usos agrícolas en toda la unidad, aunque aumenta ligeramente (ENN MN: 79,79 – 93,56 – 93,20).
Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural presenta un notable retroceso a lo largo del periodo de estudio, reduciendo su superficie a la mitad (% LAN: 11,62 – 6,02 – 5,47; LPI: 1,71 – 0,53 – 0,52).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El retroceso de esta clase va acompañado de un descenso global del número de manchas (NP: 473 – 378 – 392) y una disminución del tamaño medio (AREA MN: 19,87 – 12,88 – 11,28). El periodo 1999-2003 las métricas apuntan a un proceso de fragmentación.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde desciende a consecuencia de la pérdida de superficie (ED: 16,18 – 10,76 – 10,46), mientras que la forma de los fragmentos tiende a aumentar ligeramente su irregularidad (SHAPE MN: 2,01 – 2,10 – 2,09).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La pérdida de superficie revierte en un descenso de la conectividad (RGYR AM: 916,96 – 561,84 – 542,65) y un aumento del aislamiento espacial de los fragmentos (ENN MN: 248,00 – 298,79 – 288,35).

Tabla 5.5.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	La relativa pérdida de peso de la matriz agrícola hace que el paisaje tenga un carácter algo menos agregado (CONTAG: 81,02 – 76,99 – 76,70), y revierte en una mayor diversidad y equilibrio entre las clases (SHDI: 0,47 – 0,57 – 0,58; SHEI: 0,34 – 0,41 – 0,42). En todo caso, la dominancia de los cultivos hace que el paisaje mantenga un elevado grado de agregación.

Tabla 5.5.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (I).	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos urbanos muestran un crecimiento significativo a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,94 – 3,15 – 3,21; LPI: 0,18 – 0,73 – 0,74), si bien destaca el hecho de que esta expansión es menor que la del resto de usos artificiales y residenciales.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas aumenta sensiblemente (NP: 15 – 37 – 38), pero en mucha menor medida que los otros usos artificiales. El tamaño medio de las manchas también presenta en términos globales una tendencia creciente (AREA MN: 50,68 – 68,78 – 68,33).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta debido a la expansión de la clase (ED: 1,09 – 2,29 – 2,32), si bien la forma de los fragmentos tiende a una mayor compacidad (SHAPE MN: 2,14 – 1,79 – 1,78).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta (RGYR AM: 439,89 – 717,03 – 723,05) y la distancia media entre manchas disminuye (ENN MN: 1945,13 – 634,47 – 599,75), como consecuencia lógica de la expansión de esta clase.
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos residenciales han experimentado un crecimiento muy fuerte en la unidad, superando a los usos urbanos (% LAN: 0,15 – 3,55 – 3,60; LPI: 0,02 – 0,14 – 0,14).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de esta clase se ha articulado mediante la proliferación de numerosas manchas de pequeño tamaño (NP: 84 – 236 – 245; AREA MN: 1,45 – 12,16 – 11,87), configurando una distribución muy fragmentada.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta en mayor proporción que la superficie, debido al carácter fragmentario del crecimiento de esta clase (ED: 0,64 – 5,81 – 5,91). La forma de los fragmentos pierde regularidad, pero se mantiene dentro de un cierto nivel de compacidad (SHAPE MN: 1,38 – 1,68 – 1,67).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta (RGYR AM: 80,62 – 309,98 – 302,80) y a distancia entre manchas disminuye (ENN MN: 1385,86 – 467,48 – 455,07) a consecuencia de la expansión global de esta clase.
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales pasa a ser la clase más abundante dentro de este grupo de usos (% LAN: 0,37 – 4,13 – 4,83; LPI: 0,07 – 1,24 – 1,35), debido a la expansión de zonas comerciales e industriales, pero probablemente también al incremento de zonas en construcción para nuevos desarrollos. Dentro de los usos artificiales, es la clase que más crece en el periodo 1999-2003.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La expansión de estos usos se produce de forma fragmentaria, con un fuerte aumento del número de manchas (NP: 69 – 252 – 269) y un reducido tamaño medio (AREA MN: 4,31 – 13,26 – 14,52), si bien existen áreas de mayor concentración que en el caso de los usos residenciales.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El crecimiento fragmentado de esta clase provoca un fuerte aumento de la densidad de borde (ED: 1,45 – 7,71 – 8,49), mientras que la forma de las manchas tiende a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,82 – 1,70 – 1,68).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Al igual que en los casos anteriores, el radio de giro aumenta y la distancia media entre manchas disminuye (RGYR AM: 577,07 – 1702,27 – 1674,38; ENN MN: 1350,34 – 401,61 – 390,77).

Tabla 5.5.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (II).	
Clase: zonas verdes urbanas	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de zonas verdes urbanas es prácticamente marginal en esta unidad. Se percibe un moderado aumento de esta clase (%LAN: 0,02 – 0,04 – 0,05; LPI: 0,01 – 0,01 – 0,01) a lo largo del periodo de estudio, pero no es comparable con la expansión del conjunto de los usos artificiales.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Las zonas verdes aumentan en número (NP: 7 – 11 – 13) y en tamaño (AREA MN: 2,36 – 2,74 – 3,08), aunque éste valor sigue siendo reducido.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta (ED: 0,08 – 0,14 – 0,17), pero la forma de las manchas se mantiene relativamente compacta (SHAPE MN: 1,50 – 1,56 – 1,55).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro permanece prácticamente constante, dado que el crecimiento de esta clase esta vinculado a la aparición de nuevas manchas independientes, lo cual no supone un incremento de la conectividad (RGYR AM: 93,49 – 90,60 – 92,91). El aumento de la distancia entre los fragmentos se relaciona con el desarrollo de nuevas zonas verdes, alejadas de las iniciales (ENN MN: 1931,49 – 2952,25 – 3154,00).

Tabla 5.5.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase muestra una escasa presencia en la unidad, con una tendencia global regresiva (aunque se percibe un repunte entre 1999 y 2003). En este proceso destaca la desaparición de la mancha inicial más extensa entre 1956 y 1999, en el extremo suroriental del ámbito (%LAN: 0,66 – 0,14 – 0,23; LPI: 0,41 – 0,04 – 0,04).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A pesar de la pérdida de superficie general, a lo largo del periodo de estudio aparecen numerosos fragmentos nuevos (NP: 17 – 40 – 72), de origen claramente artificial, con un tamaño muy reducido (AREA MN: 31,57 – 2,92 – 2,59). El resultado es una presencia dispersa, de carácter fuertemente puntual.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La evolución hacia una distribución más fragmentaria se ve reflejada en un aumento de la densidad de borde (ED: 0,47 – 0,53 – 0,80) y un aumento de la compacidad media de la manchas (SHAPE MN: 2,19 – 1,61 – 1,48).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Las tendencias anteriormente descritas revierten en una disminución del radio de giro (RGYR AM: 584,99 – 266,66 – 198,37) y un descenso de la distancia media entre fragmentos (ENN MN: 1675,10 – 1579,92 – 1287,54), indicativa de una distribución más regular de las manchas en el conjunto de la unidad.

Tabla 5.5.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS.	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío ha experimentado un notable avance a lo largo del periodo de estudio, convirtiéndose en el segundo uso en extensión en el conjunto de la unidad (% LAN: 2,74 – 17,51 – 18,53; LPI: 0,41 – 4,05 – 4,08).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El avance del regadío se configura de forma fragmentaria, con un fuerte incremento del número de manchas (NP: 159 – 345 – 365) de tamaño medio limitado (AREA MN: 13,95 – 41,04 – 41,04), si bien hay áreas donde se percibe una mayor concentración de este tipo de cultivos.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta de forma consecuente con la expansión de la clase (ED: 3,76 – 13,55 – 14,46), mientras que la forma de los fragmentos tiende ligeramente a una menor regularidad (SHAPE MN: 1,60 – 1,71 – 1,70).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El avance del regadío se traduce en un incremento de la distancia de correlación (RGYR AM: 483,12 – 1390,20 – 1684,80) y un descenso del aislamiento espacial de las manchas (ENN MN: 357,71 – 239,59 – 232,27).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El secano es el uso dominante dentro de la matriz agrícola, si bien ha experimentado un retroceso significativo a causa del empuje del regadío y los usos artificiales (%LAN: 81,72 – 61,64 – 60,31). La fragmentación de la matriz debida a las infraestructuras se refleja en el valor de LPI (40,70 – 22,76 – 20,19).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	Esta clase muestra signos claros de fragmentación: el retroceso en superficie se acompaña de un aumento del número de manchas (NP: 129 – 152 – 175) y disminución de su tamaño medio (AREA MN: 512,16 – 327,88 – 278,65). El proceso de fragmentación parece agravarse en el último periodo de estudio (1999-2003).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	A pesar de la pérdida de superficie, la densidad de borde aumenta a consecuencia de la fragmentación (ED: 21,08 – 25,74 – 26,33). La forma de las manchas responde a este proceso mostrando una menor compacidad (SHAPE MN: 1,72 – 2,05 – 2,01).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El proceso de fragmentación y pérdida de superficie hace que esta clase presente una menor conectividad, disminuyéndose el radio de giro (RGYR AM: 7693,76 – 5228,40 – 4849,43) y aumentando el aislamiento espacial de las manchas (AREA MN: 82,44 – 148,38 – 147,88), En todo caso, la distancia media entre manchas sigue siendo relativamente pequeña y la distancia de correlación se mantiene en un valor elevado, debido a la dominancia de esta clase en el paisaje.
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos mixtos son minoritarios dentro de la matriz agrícola, pero en todo caso experimentan un moderado crecimiento a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 1,77 – 3,81 – 3,77; LPI: 0,47 – 0,62 – 0,61).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El crecimiento de los cultivos mixtos se plasma en una configuración más cohesionada (NP: 86 – 76 - 79; AREA MN: 16,67 – 40,53 – 38,55).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	El avance de esta clase se refleja en un aumento de la densidad de borde (ED: 2,85 – 5,33 – 5,44). La forma de las manchas tiende claramente a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,74 – 2,21 – 2,22).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	En consonancia con lo descrito anteriormente, la distancia de correlación aumenta de forma moderada (RGYR AM: 594,39 – 635,60 – 622,21) y disminuye la distancia media entre manchas (ENN MN: 721,07 – 611,88 – 602,97).

Tabla 5.5.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (I).	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural no arbolada experimenta un retroceso a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 5,77 – 3,55 – 3,11; LPI: 0,40 – 0,29 – 0,28).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie de esta clase se articula primero, entre 1956 y 1999, por medio de la desaparición de manchas, y entre 1999 y 2003, mediante un proceso de fragmentación (NP: 334 – 237 – 258; AREA MN: 13,96 – 12,10 – 9,75).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La pérdida de superficie se traduce en un descenso de la densidad de borde (ED: 11,33 – 8,12 – 7,88) mientras que la forma de los fragmentos incrementa ligeramente su carácter irregular (SHAPE MN: 2,19 – 2,32 – 2,27).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El retroceso de esta clase determina un descenso en la distancia de correlación (RGYR AM: 532,02 – 461,11 – 418,51). La distancia media entre manchas aumenta entre 1956 y1999, debido al descenso el el número de fragmentos de la clase, y disminuye entre 1999 y 2003, a causa del proceso de fragmentación (ENN MN:294,98 – 325,84 – 305,38).

Tabla 5.5.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (II).	
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat natural arbolado experimenta un retroceso mayor que el no arbolado (% LAN: 5,66 – 2,22 – 2,19; LPI: 0,62 – 0,62 – 0,62).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El retroceso de esta clase se plasma en una disminución tanto del número de manchas (NP: 344 – 230 – 226) como del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 13,29 – 7,82 – 7,85). En todo caso, la configuración estructural del hábitat arbolado muestra un carácter fragmentario en términos generales.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye (ED: 8,34 – 4,68 – 4,61), mientras que la forma de las manchas tiende a una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,72 – 1,86 – 1,86).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El retroceso de la cobertura arbolada supone un cierto descenso de la conectividad, plasmada en una disminución de la distancia de correlación (RGYR AM: 564,47 – 425,52 – 428,40) y un aumento de la distancia media entre las manchas (ENN MN: 327,27 – 430,17 – 434,52).
Clase: plantaciones forestales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de las plantaciones forestales es marginal en la unidad, desapareciendo de hecho a partir de 1999 (%LAN:0,19 – x – x; LPI: 0,10 – x – x).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La presencia de esta clase se limita originariamente a 3 manchas (NP: 3 – x – x; AREA MN: 51,66).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	(ED: 0,17 – x – x: SHAPE MN: 1,76 – x – x).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	(RGYR AM: 402,47 – x – x; ENN MN: 555,89 – x – x).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de espacios sin vegetación en el paisaje es muy reducida, si bien se percibe un aumento inicial significativo y un posterior retroceso para esta clase (% LAN: 0,01 – 0,25 – 0,16; LPI: 0,00 – 0,05 – 0,05).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	De forma paralela a la evolución de la superficie, se observa un incremento del número de manchas y del tamaño medio de las mismas, y un posterior descenso de ambos valores (NP: 3 – 18 – 14; AREA MN: 1,69 – 11,21 – 9,41).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde muestra una evolución similar a lo descrito anteriormente (ED: 0,03 – 0,42 – 0,32). La forma de las manchas se mantiene relativamente compacta en términos generales (SHAPE MN: 1,68 – 1,61 – 1,69).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación evoluciona de forma paralela a la superficie de la clase (RGYR AM: 76,23 – 206,53 – 191,09). La distancia entre manchas se reduce progresivamente (ENN MN: 13006,85 – 2773,47 – 1362,72).

Tabla 5.5.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje tiende hacia una mayor complejidad, observándose una clara disminución del grado de agregación de las clases (CONTAG: 82,63 – 70,09 – 69,6) y un aumento de la diversidad estructural y el equilibrio entre los diferentes tipos de uso (SHDI: 0,78 – 1,32 – 1,34; SHEI: 0,32 – 0,55 – 0,56).

Tabla 5.5.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	1106,74	0	36,63	52,7	1196,07
agua - humedal	0	48,17	483,64	5,17	536,97
agrícola	7412,86	115,62	60656,18	1536,42	69721,08
natural	932,04	23,12	5613,41	2827,90	9396,46
TOTAL 2003	9451,63	186,9	66789,85	4422,19	80850,58

Tabla 5.5.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	1100,71	0	36,63	58,72	1196,07
agua - humedal	0	48,17	483,64	5,17	536,97
agrícola	6809,30	54,14	60985,15	1872,49	69721,08
natural	877,58	14,77	5570,92	2933,20	9396,46
TOTAL 1999	8787,59	117,09	67076,33	4869,57	80850,58

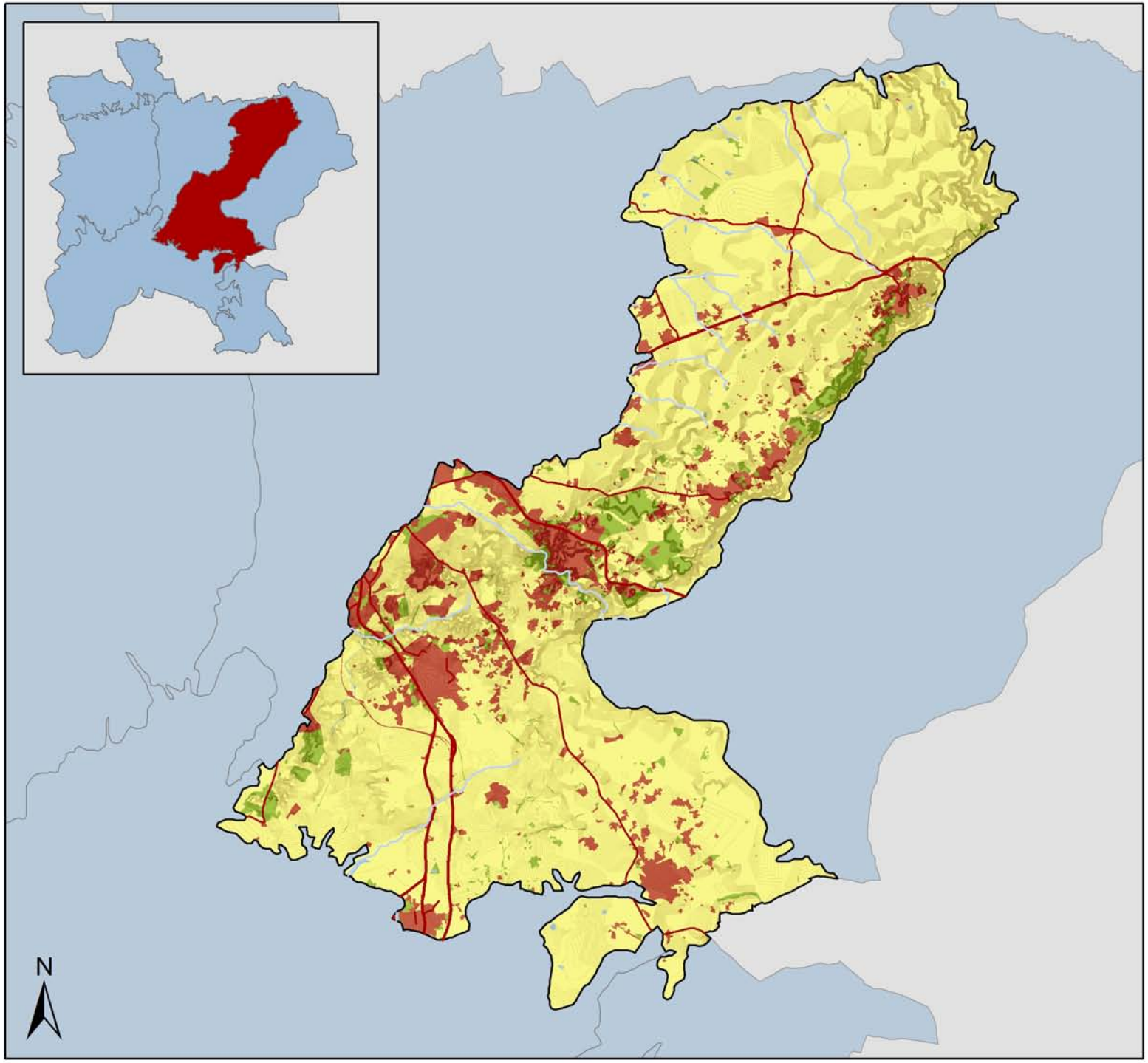
Tabla 5.5.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	8737,52	6,28	34,91	8,87	8787,59
agua - humedal	0	117,09	0	0	117,09
agrícola	447,33	57,45	66441,03	130,52	67076,33
natural	266,78	6,09	313,91	4282,79	4869,57
TOTAL 2003	9451,63	186,90	66789,85	4422,19	80850,58

Tabla 5.5.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	759,54	0	0,43	0	0	0	0	0	0	0,60	0	0	760,56
urb. residenciales	22,98	65,00	11,22	0	0	13,44	3,10	0,9	0	5,28	0	0	121,91
otros usos artif.	35,29	0	195,92	0	0	15,55	3,65	0	0,03	46,80	0	0	297,23
zonas verdes urb.	2,60	0	0	13,76	0	0	0	0	0	0	0	0	16,37
agua - humedal	0	0	0	0	48,17	19,08	464,55	0	0	5,17	0	0	536,97
agrícola secano	1468,72	2520,13	3077,85	15,78	105,51	44783,95	10831,16	1897,21	223,58	1020,09	0	125,34	66069,32
agrícola regadío	102,66	35,03	79,35	0	8,29	425,97	1281,74	261,62	4,11	18,20	0	1,14	2218,12
agrícola mixto	22,43	14,77	76,14	0	1,83	199,02	268,02	707,48	63,96	80,00	0	0	1433,63
natural arbolado	33,12	219,01	140,15	3,81	9,67	1257,94	1209,14	115,12	1387,87	197,73	0	0	4573,57
natural no arbolado	149,67	54,44	325,33	6,50	13,45	1891,02	919,71	60,48	94,58	1142,70	0	5,03	4662,90
plant. forestales	0	0	0	0	0	154,91	0	0	0	0	0	0	154,91
sin vegetación	0	0	0	0	0	1,62	0	3,46	0	0	0	0	5,08
TOTAL 2003	2597,01	2908,38	3906,40	39,85	186,90	48762,51	14981,07	3046,27	1774,13	2516,55	0	131,51	80850,58

Tabla 5.5.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	759,54	0	0,43	0	0	0	0	0	0	0,60	0	0	760,56
urb. residenciales	22,98	65,00	8,74	0	0	13,44	3,10	0,90	0	7,76	0	0	121,91
otros usos artif.	32,70	1,20	193,76	0	0	15,55	3,65	0	0,03	50,34	0	0	297,23
zonas verdes urb.	2,60	0	0	13,76	0	0	0	0	0	0	0	0	16,37
agua - humedal	0	0	0	0	48,17	19,08	464,55	0	0	5,17	0	0	536,97
agrícola secano	1429,28	2480,47	2600,05	5,86	44,40	45766,56	10131,62	1924,27	230,96	1309,58	0	146,27	66069,32
agrícola regadío	98,15	32,14	68,07	0	7,92	428,53	1297,93	255,79	4,11	24,34	0	1,14	2218,12
agrícola mixto	22,43	13,23	59,62	0	1,83	195,34	267,61	717,48	63,96	92,14	0	0	1433,63
natural arbolado	33,12	219,23	115,52	3,81	7,42	1272,62	1178,90	115,82	1405,04	215,44	0	6,65	4573,57
natural no arbolado	144,53	59,25	295,62	6,50	7,35	1969,27	811,17	63,14	94,91	1163,68	0	47,48	4662,90
plant. forestales	0	0	0	0	0	154,91	0	0	0	0	0	0	154,91
sin vegetación	0	0	0	0	0	1,62	0	3,46	0	0	0	0	5,08
TOTAL 1999	2545,34	2870,52	3341,81	29,93	117,09	49836,94	14158,54	3080,86	1799,01	2869,04	0	201,52	80850,58

Tabla 5.5.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	2545,34	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2545,34
urb. residenciales	0	2864,10	1,61	0	0	0	0	0	0	4,81	0	0	2870,52
otros usos artif.	35,20	11,92	3249,43	0	6,28	3,15	31,77	0	0	4,06	0	0	3341,81
zonas verdes urb.	0	0	0	29,93	0	0	0	0	0	0	0	0	29,93
agua - humedal	0	0	0	0	117,09	0	0	0	0	0	0	0	117,09
agrícola secano	2,57	2,48	366,51	6,95	26,66	48394,02	940,82	34,85	0	62,07	0	0	49836,94
agrícola regadío	0	2,18	17,79	0	30,78	186,63	13844,94	7,76	0	6,08	0	62,37	14158,54
agrícola mixto	0	19,98	28,88	0	0	14,76	15,70	3001,54	0	0	0	0	3080,86
natural arbolado	0	0	12,14	0	0	1,08	0,74	2,12	1774,13	8,80	0	0	1799,01
natural no arbolado	13,90	7,73	230,04	2,97	6,09	149,47	28,10	0	0	2430,74	0	0	2869,04
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	13,40	118,99	0	0	0	0	69,13	201,52
TOTAL 2003	2597,01	2908,38	3906,4	39,85	186,9	48762,51	14981,07	3046,27	1774,13	2516,55	0	131,51	80850,58

Mapa 5.5.1. Unidad 5 - Mapa de síntesis



red hidrológica

red hidrológica

red viaria

autovía

otras vías

usos de suelo - 2003

artificial

agua - humedal

agrícola

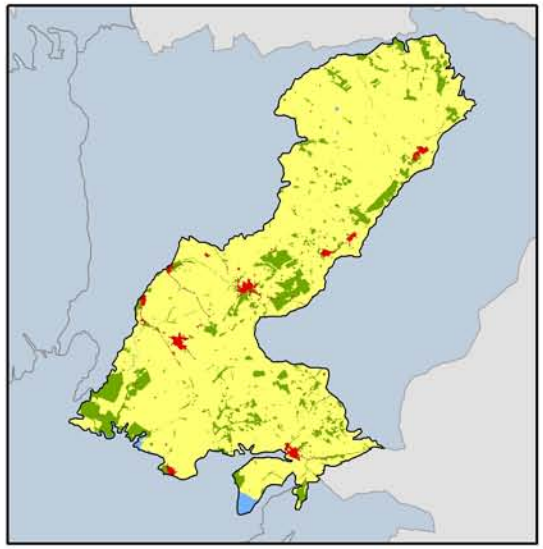
natural

0 2 4 8 12

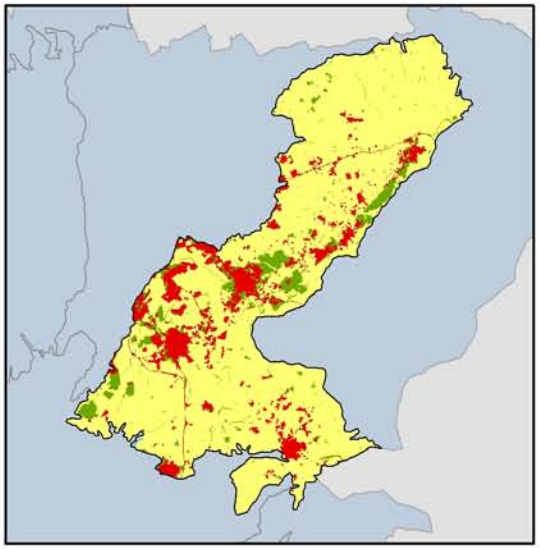
Km

1:300.000

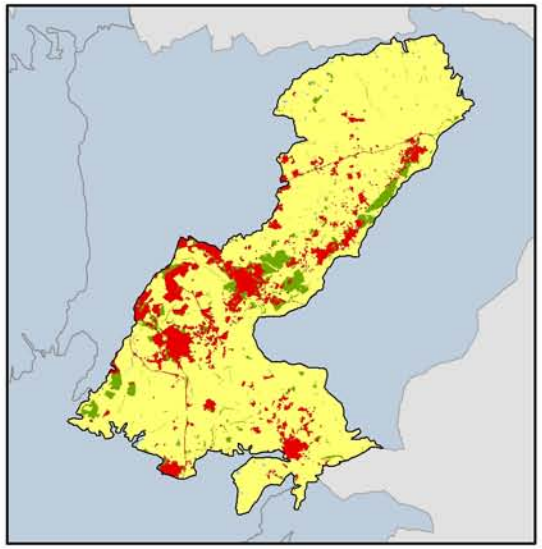
Mapa 5.5.2. Evolución del paisaje en la Unidad 5



1956



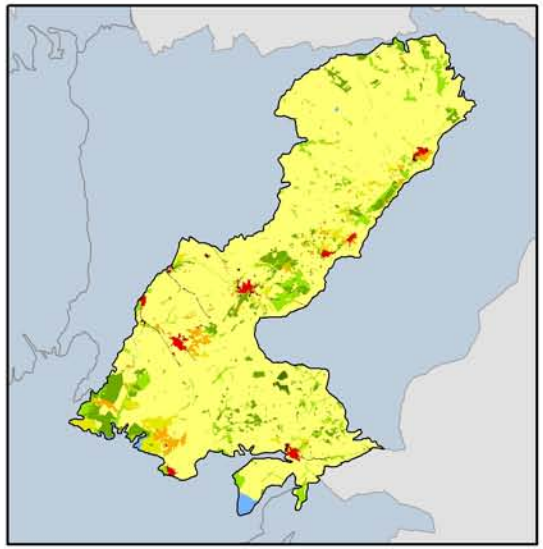
1999



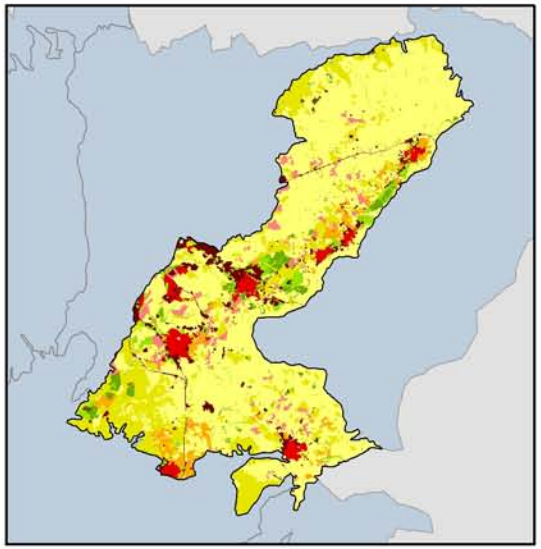
2003

Clasificación Nivel 1

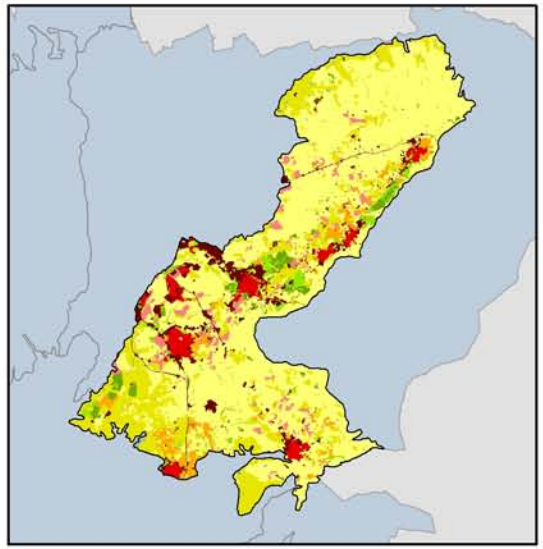
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

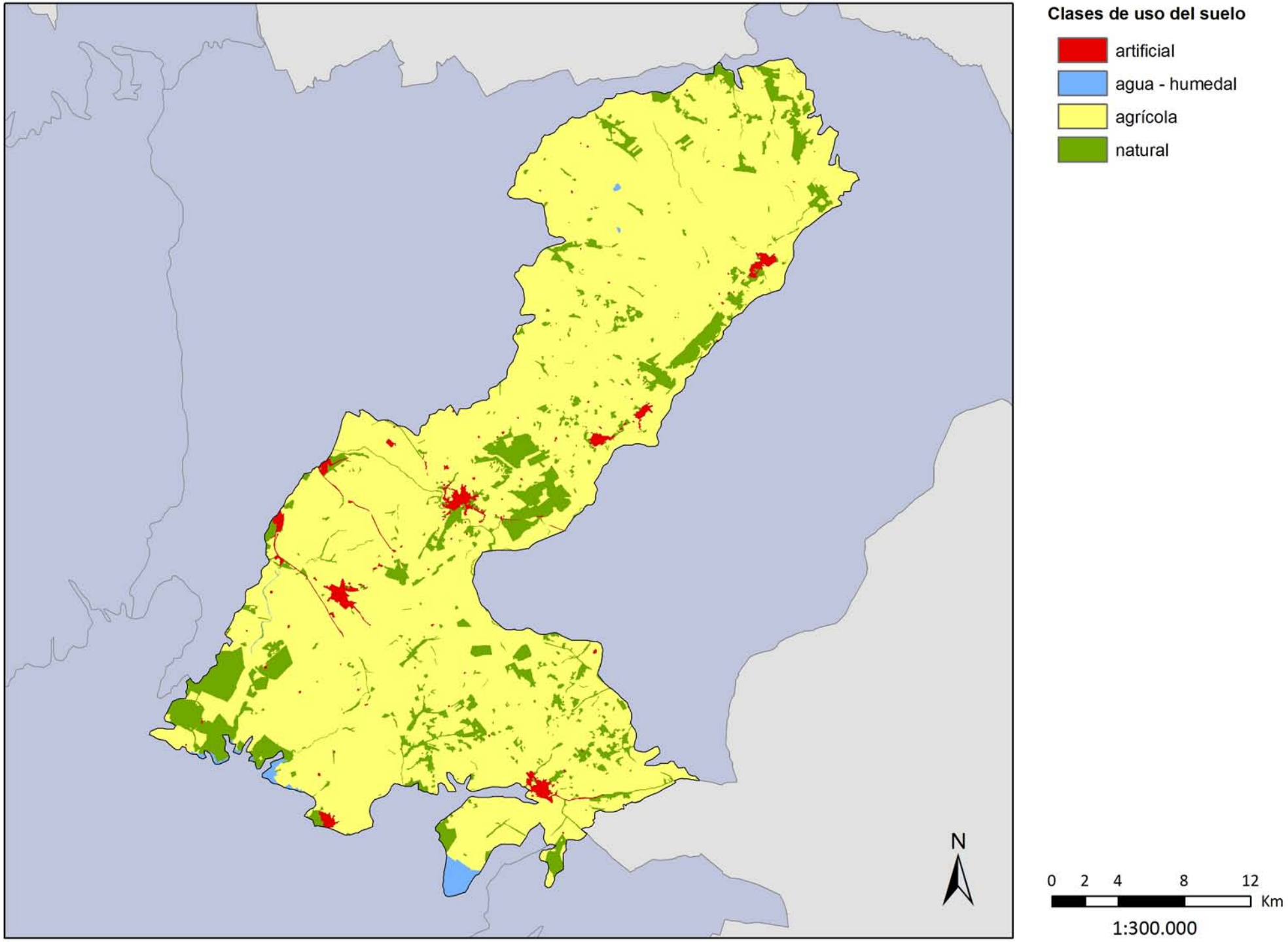
Clasificación Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- zonas verdes urbanas
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- plant. forestales
- sin vegetación

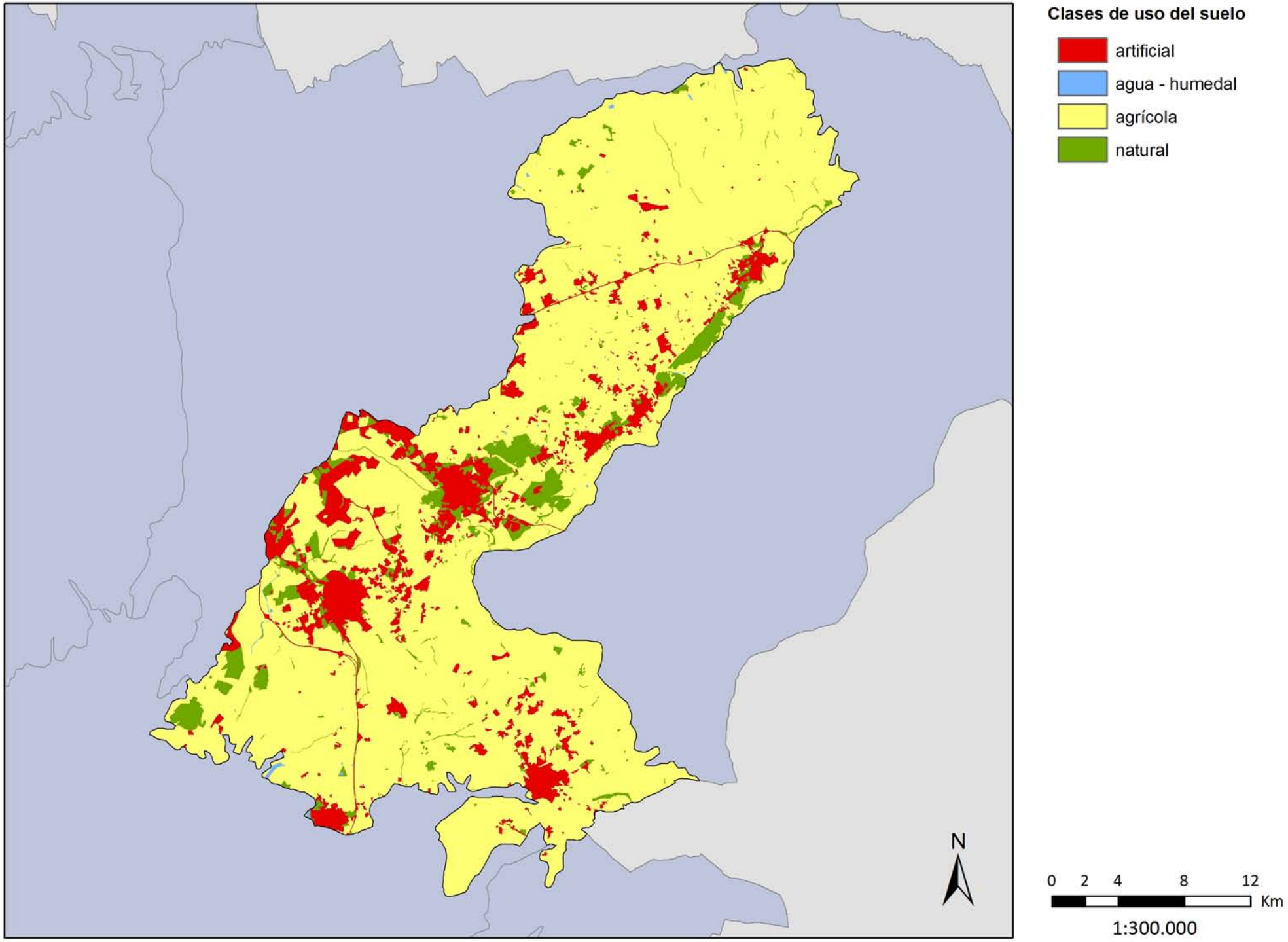
0 5 10 20 30 Km

1:800.000

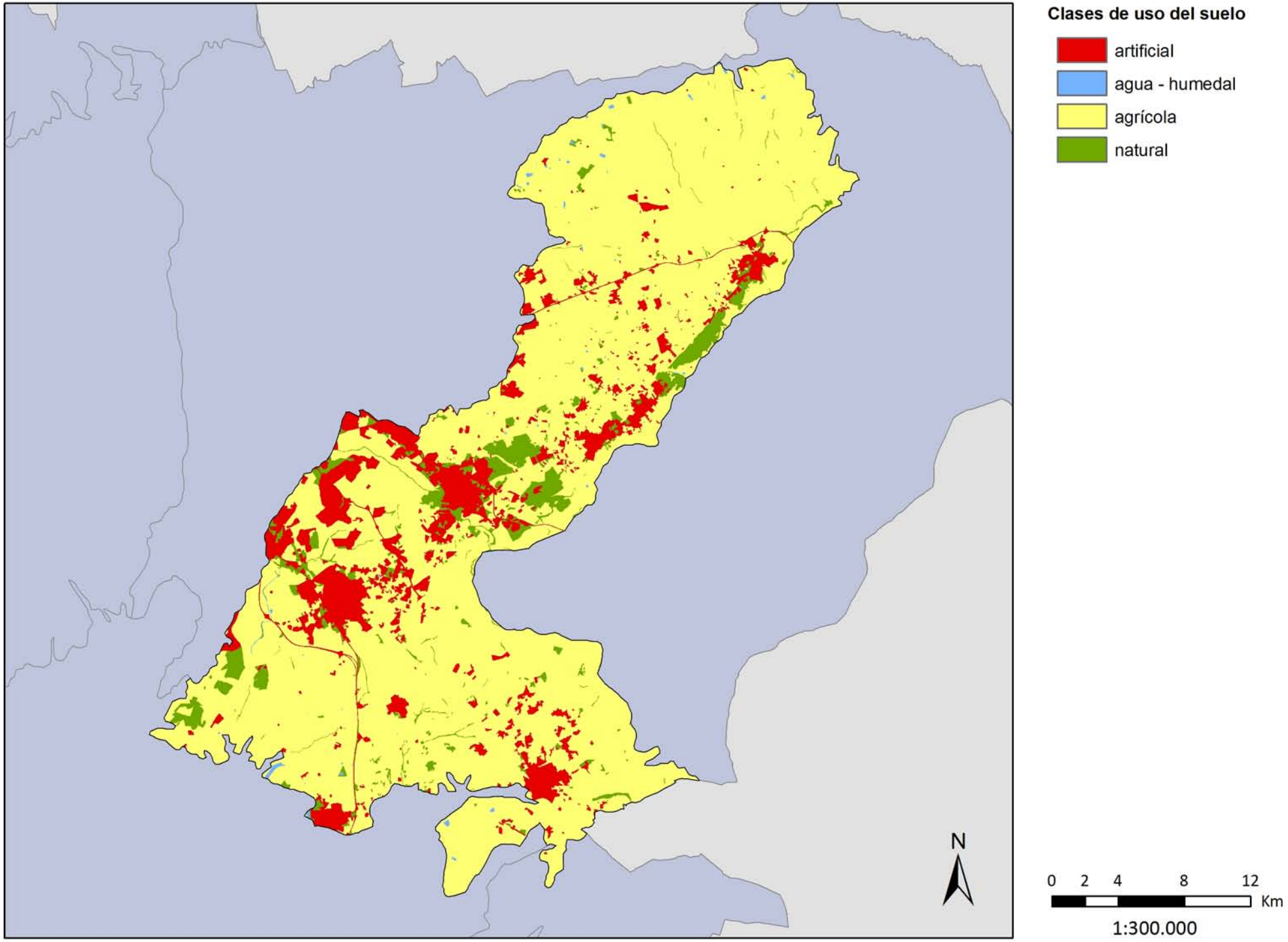
Mapa 5.5.3. Unidad 5 - Nivel 1 - 1956



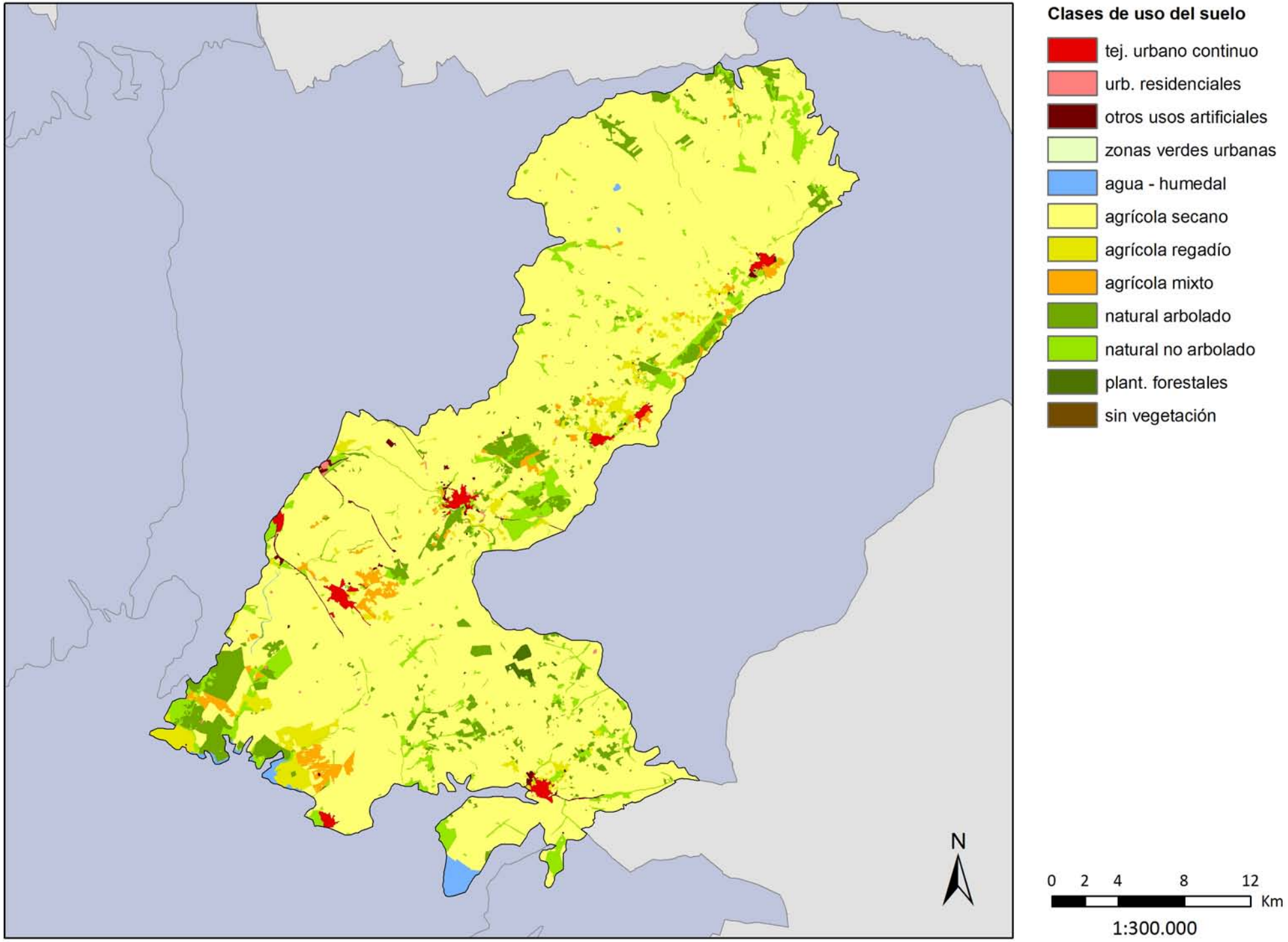
Mapa 5.5.4. Unidad 5 - Nivel 1 - 1999



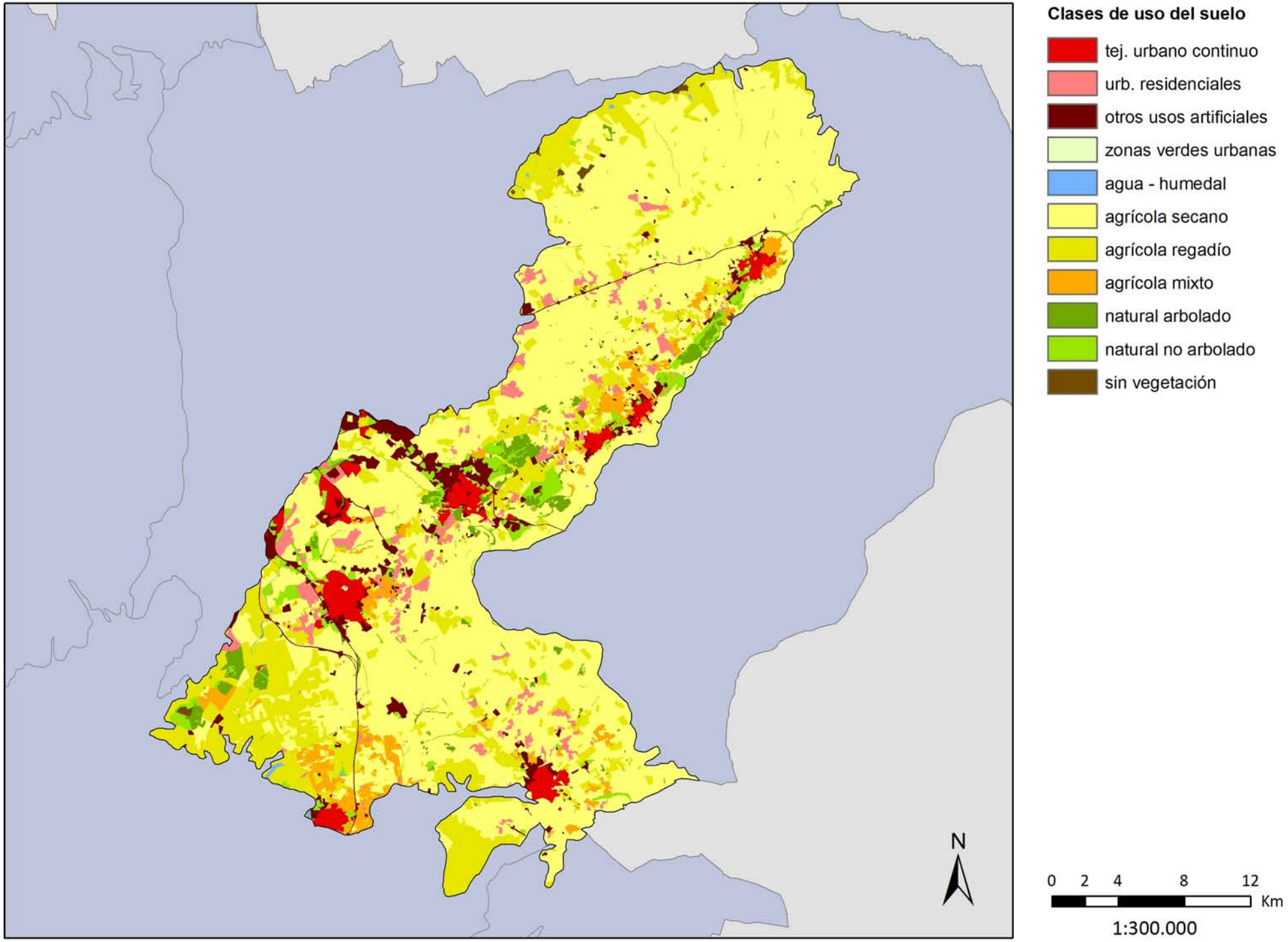
Mapa 5.5.5. Unidad 5 - Nivel 1 - 2003



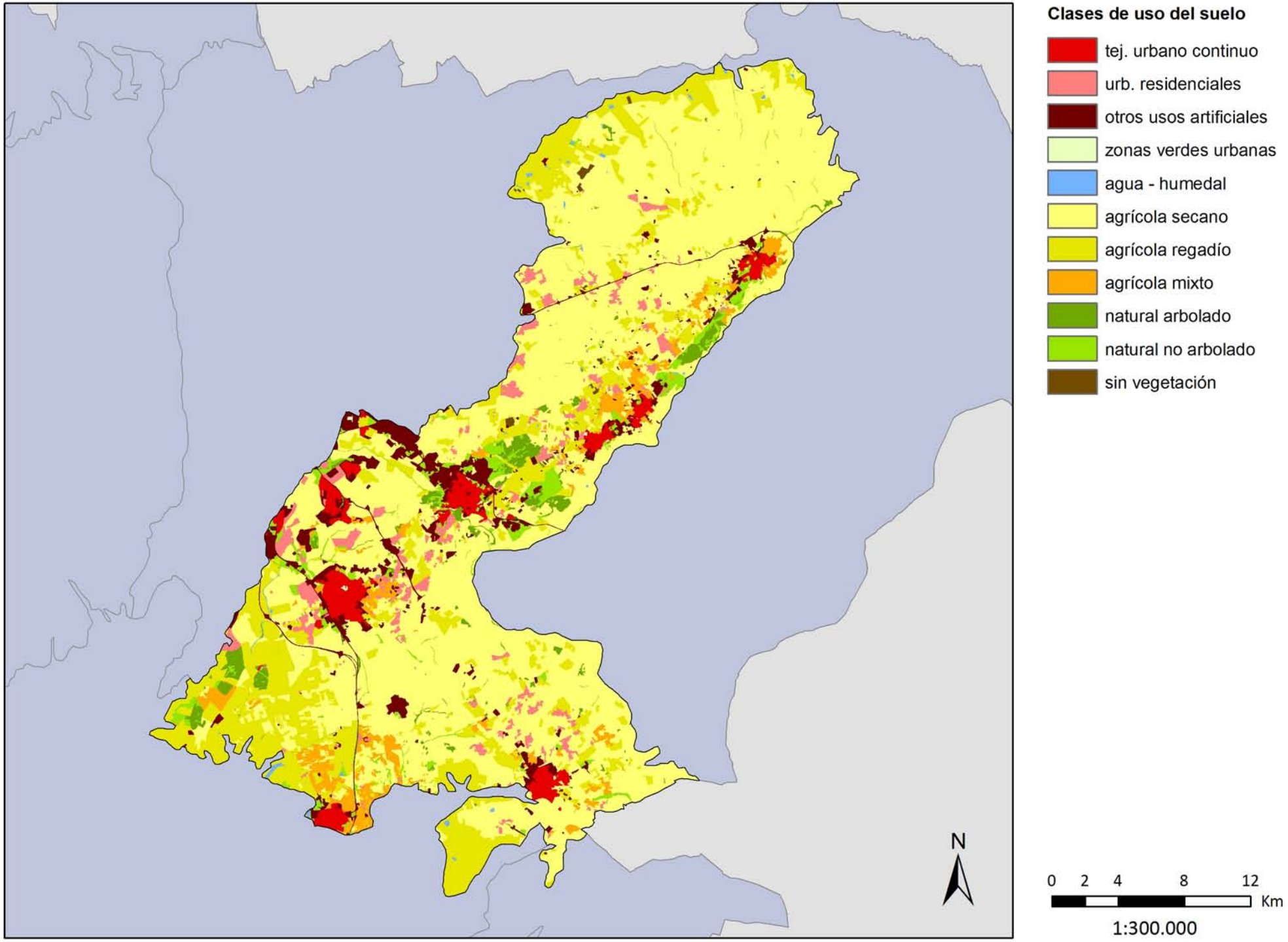
Mapa 5.5.6. Unidad 5 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.5.7. Unidad 5 - Nivel 2 - 1999



Mapa 5.5.8. Unidad 5 - Nivel 2 - 2003



5.8 Análisis de la Unidad 6: campiña oriental

5.8.1 Caracterización básica de la unidad

La unidad 6 se extiende desde el escarpe de Los Alcores hacia el este, hasta alcanzar el límite oriental del área metropolitana de Sevilla. Comprende en su mayor parte la denominada "Campiña de Carmona", un ámbito de vocación netamente agrícola, dominado de forma casi absoluta por el cultivo de secano y con escasa presencia de otros tipos de uso del suelo. Desde el punto de vista geomorfológico, la campiña constituye una zona deprimida en el contexto regional, con una topografía predominantemente plana o escasamente incidida por la red hidrográfica en su extremo sur, que va adquiriendo un carácter más alomado a medida que se avanza hacia el norte. En su sector más septentrional, la unidad abarca la zona de contacto de la campiña con la vega del Guadalquivir, siendo ésta la única parte del ámbito donde el secano cede su dominancia frente al regadío. En esta zona se localiza además el único núcleo de población relevante de toda la unidad, Guadajoz, una pequeña pedanía de Carmona.

Figura 5.14 Panorámica de la Campiña de Carmona



La red hidrológica es el principal elemento estructural de carácter natural, estando constituida por un considerable número de arroyos que recorren las amplias extensiones de cultivo. Es posible diferenciar dos subcuencas o vertientes en el ámbito. La mitad sur de la unidad vierte sus aguas en el río Guadaíra, que cuenta entre sus afluentes principales con el Guadaírilla, en el extremo meridional del ámbito, y el Arroyo Salado, principal eje estructural del sector central de la unidad. La vertiente norte tiene al río Corbones, afluente del Guadalquivir, como elemento central de la red hidrológica local y eje básico del paisaje en todo el sector septentrional. Marcando el límite superior de la unidad se encuentran el propio río Guadalquivir y, algo más al oeste, el arroyo de Azanaque.

Con carácter complementario a la red fluvial, el otro componente del paisaje que posee un importante rol estructural es la red viaria, cuyos elementos más destacados son los dos tramos de autovía que atraviesan la unidad: la A-4 (dirección Sevilla-Córdoba) en el norte, y la A-92 (Sevilla-Málaga) en el sur, en paralelo al cauce del Guadaíra. A diferencia de lo que sucede en otras zonas del área metropolitana, estas vías no actúan como vectores para la penetración de usos residenciales, industriales o comerciales.

La fuerte vocación agrícola del paisaje está íntimamente relacionada con el soporte físico de la unidad. El substrato margoso (margas azules miocenas) favorece el desarrollo de suelos vérticos, con amplia presencia en la unidad. La tonalidad de estos suelos, que oscila de pardo-gris-oscuro a casi negro, da lugar a la denominación de "tierras negras" con que se hace referencia a este sustrato. Su textura es de limo-arcillosa a arcillosa, con una estructura grumosa en superficie y en bloques irregulares o prismática en profundidad. Las características texturales dificultan el drenaje, lo que determina que estos suelos no sean adecuados para el regadío debido al riesgo de salinización; se trata, por tanto, de suelos claramente orientados al cultivo herbáceo de secano. De forma complementaria, la textura arcillosa favorece la retención de agua en la estación seca, lo cual es supone un factor agrológico importante en este ámbito climático.

De acuerdo con lo anterior, la presencia de cultivos diferentes al herbáceo de secano se limita a zonas con características edafológicas diferenciadas del conjunto de la campiña. El regadío se encuentra asociado fundamentalmente a los cauces fluviales, y en especial al entorno del río Corbones, donde los suelos dominantes son de tipo fluvisol y cambisol. Por su parte, las manchas de olivar se concentran sobre todo en zonas donde la topología edáfica corresponde a las clases luvisol y regosol, y también en el entorno del río Guadaíra (predominancia de fluvisol y cambisol).

El predominio de los usos agrícolas condiciona la presencia de espacios naturales en la unidad, cuya escasez en el momento actual es más que notoria. En este contexto, adquieren una especial relevancia las franjas de vegetación que acompañan a la red fluvial. Entre los ríos que conservan una mayor superficie de vegetación de ribera y que presentan una cierta continuidad de la misma a lo largo de todo el cauce destacan el Guadaíra y, sobre todo, el Corbones. También son reseñables en este sentido el Guadairilla y los arroyos Salado y Alcaudete, en el sector central de la unidad, a los que habría que sumar tramos más o menos aislados de vegetación ligados a los múltiples cauces secundarios que recorren el ámbito.

Los espacios naturales de carácter extensivo presentan escasa entidad, y muestran una distribución muy localizada. Destacan fundamentalmente dos áreas, la Loma de las Cascajosas y el Cerrado de Bucaré (o Bukarest), ambas incluidas en el Plan Especial de Protección del Medio Físico (PEPMF) y Catálogo de Bienes y Espacios Protegidos de la provincia de Sevilla, y en la actualidad parte integrante del Sistema de Protección Territorial del Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía. La Loma de la Cascajosa está identificada como enclave natural sobresaliente; ubicada sobre un área de depósitos fluviales, su protección estaba inicialmente vinculada al mantenimiento de las formaciones autóctonas de pastizal-matorral, así como a la notable presencia de fauna (buitre leonado, cernícalo, halcón peregrino, etc.). El Cerrado de Bukarest, por su parte, debía originariamente su protección a la vegetación de encinar y

pastizal-matorral, al valor paisajístico del enclave, y también a la presencia de determinadas especies animales de interés (cernícalo, milano ratonero, lechuza, etc.). En ambos casos, el estudio de la evolución de los usos locales muestra cómo la vegetación natural primigenia ha cedido terreno ante el avance de los cultivos, perdiéndose gran parte del valor ecológico originario de estos lugares. No obstante, dada la homogeneidad del espacio agrícola circundante y la escasez de otros recursos naturales de cierta entidad en el área, ambos enclaves siguen constituyendo puntos destacables del paisaje.

En una situación similar se hallan las diversas lagunas presentes en la zona, y que también son recogidas por el PEPMF. Las lagunas de Santo Domingo, de Zahariche y de los Arroyuelos, incluidas en el catálogo provincial, no aparecen en la cartografía de usos, debido a su carácter estacional y al menoscabo que ha sufrido la vegetación perilagunar (cuando no la propia superficie de la laguna en sí) a causa del avance de los cultivos. Su singularidad dentro de la extensa matriz agrícola, su valor paisajístico y su capacidad de soporte para la avifauna son los factores que justificaron inicialmente su catalogación, aunque los riesgos identificados en un principio (presión agrícola, peligro de desecación) parecen a día de hoy haber menoscabado de forma más que significativa su valor ambiental original.

5.8.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

La dominancia absoluta de la matriz agrícola (con un porcentaje de ocupación del territorio siempre superior al 85%) y el relativamente escaso dinamismo de los usos de suelo (particularmente de los artificiales) son los dos rasgos principales que caracterizan el paisaje de la unidad durante todo el periodo de estudio (ver tabla 5.6.5). Desde el punto de vista estructural, se trata de un ámbito de escasa complejidad, con un alto grado de agregación y una visible homogeneidad espacial (ver tabla 5.6.6). La permanencia en el tiempo de estas características esenciales indica que se trata de un territorio alejado de las fuertes dinámicas de cambio ligadas a los sectores centrales de la aglomeración urbana. En este sentido, la cornisa de los Alcores parece constituirse como un claro límite físico para los intensos procesos de crecimiento urbano y el reciente incremento de la presión antrópica sobre el territorio metropolitano. No obstante, dejando a un lado las referencias externas, sí es posible identificar en la unidad ciertas tendencias de cambio a nivel estructural que, con carácter interno y sin ser especialmente relevantes a nivel cuantitativo, deben ser tenidas en cuenta a la hora de evaluar el funcionamiento ecológico del paisaje de la campiña.

En lo que respecta a la composición de la matriz agrícola, se percibe un avance neto de los cultivos de secano entre 1956 y 1999, seguido de un cierto retroceso a partir de 1999 (ver tabla 5.6.9). El crecimiento inicial del secano está vinculado con la transformación de amplias extensiones de superficie natural en la primera etapa de estudio (1956-1999) (ver tabla 5.6.16), tendencia que se interrumpe en el periodo más reciente (1999-2003) (ver tabla 5.6.17). En contraste con esto, la expansión del regadío ha sido constante para todo el periodo de estudio, produciéndose básicamente a través de la puesta en riego de zonas anteriormente dedicadas al secano. El avance del regadío, articulado de forma más o menos fragmentaria y focalizado en áreas concretas de la matriz (fundamentalmente en las márgenes fluviales y en la zona de contacto con la vega del Guadalquivir), aporta algo de complejidad al paisaje, pero no consigue contrarrestar la homogeneización y la pérdida global de diversidad causada por la

reducción del hábitat natural (que pasa de representar un 12,21% a un 2,61% de la superficie del ámbito). Por su parte, los cultivos clasificados como mixtos tienen una presencia minoritaria, de carácter muy puntual, con apenas incidencia en la configuración global del paisaje.

Las masas de agua tienen un carácter testimonial, prácticamente nulo a efectos cuantitativos (ver tabla 5.6.8). La clase muestra, no obstante, un cierto avance para el conjunto del periodo de estudio, tendencia que parece haberse intensificado durante la etapa más reciente. El crecimiento altamente fragmentario de este uso estaría vinculado a la proliferación de balsas de riego, ligadas al avance del regadío. En términos cualitativos, este proceso puede interpretarse como un factor ambiental positivo, debido a la posibilidad que se abre para la creación de hábitat para la avifauna en el seno de la matriz agrícola. La presencia de otro tipo de masas de agua es escasa en la cartografía: la red hídrica, por ejemplo, queda reflejada principalmente por la vegetación de ribera que sigue el trazado de los numerosos arroyos, y no por los cauces en sí. Tampoco las lagunas de carácter estacional, como se ha indicado, son recogidas por la cartografía, ya sea por su desecación en la estación seca o por su ocupación por las labores agrícolas. En todo caso, y a pesar de la escala relevancia cuantitativa los elementos ligados a la hidrología local, no deben ser en ningún caso pasados por alto en un contexto con tal escasez de componentes de tipo natural.

En relación con la cobertura natural, tanto el hábitat arbolado como el no arbolado presentan un fuerte descenso para el conjunto del periodo de estudio (ver tabla 5.6.10). Las métricas indican además que ambas clases tienden hacia una configuración espacial más fragmentada y con una mayor irregularidad en cuanto a la forma de las manchas. Esto se debe a que las pérdidas de superficie se centran en las áreas de carácter extensivo, mientras que la mayor parte del hábitat remanente consiste en manchas de vegetación de ribera, de marcado carácter lineal. El aumento relativo de la densidad de borde hace que, aparte de la pérdida neta de hábitat, se produzca sobre todo un menoscabo del hábitat de interior (que prácticamente desaparece) a causa de la intensificación del efecto borde. La pérdida de cobertura extensiva se produce en dos áreas muy localizadas, los extremos norte y sur de la unidad, por lo que los efectos locales de este proceso son mucho más relevantes que si los consideramos al nivel de todo el ámbito. El retroceso de la cobertura natural es especialmente visible en el sector septentrional, donde entre 1956 y 1999 desaparecen, a expensas del avance del secano (ver tabla 5.6.16), importantes extensiones de hábitat arbolado y no arbolado, articuladas en red a través de los cauces fluviales. Las manchas de vegetación residual presentes en 2003 en el conjunto de la unidad se limitan, como se ha mencionado, al entorno de la Loma de la Cascajosa y del Cerrado de Bukarest.

Por último, es necesario hacer mención a los usos artificiales, que se sitúan por debajo del 1% de la superficie de la unidad a lo largo de todo el periodo de estudio (ver tablas 5.6.5 y 5.6.7). Los dos únicos elementos destacables de esta clase a efectos estructurales son, como se ha indicado anteriormente, los tramos de autovía que recorren la matriz agrícola. Su efecto sobre la configuración del paisaje es claro: suponen, junto con la red hidrológica, las únicas barreras de cierta entidad que inciden sobre la continuidad de la matriz. La presencia de estas infraestructuras no varía en todo el periodo de estudio, pudiendo destacarse en cualquier caso el hecho de que no se produzcan tampoco cambios significativos en su entorno inmediato. Con

independencia de las vías de comunicación, se percibe un cierto avance de la clase "otros usos artificiales", con un carácter estrictamente puntual; estos desarrollos parecen ser fundamentalmente construcciones vinculadas a las explotaciones agrícolas. Los usos estrictamente industriales y comerciales no tienen ninguna presencia en la unidad.

En lo que respecta a otras subclases de tipo artificial, cabe mencionar que el tejido urbano se restringe exclusivamente al núcleo de Guadajoz, que hace aparición en la cartografía a partir de 1999 (su origen es el desarrollo de viviendas de protección oficial para los jornaleros del área). Las urbanizaciones residenciales tienen asimismo un carácter muy marginal, estando vinculados fundamentalmente a la existencia de viviendas asociadas a las explotaciones agrarias de la campiña. En todo caso, llama la atención el hecho de que este tipo de uso experimente un cierto retroceso a lo largo del periodo de estudio, desapareciendo algunos de los núcleos existentes inicialmente (fenómeno posiblemente vinculado a cuestiones técnicas en el proceso de elaboración de la cartografía base de usos).

5.8.3 Discusión de resultados

La campiña supone un espacio de indudable interés paisajístico, con una marcada identidad territorial, pero con escasos valores desde el punto de vista estrictamente ecológico. El avance de la agricultura ha reducido la presencia de los nodos de carácter natural en el seno de la matriz, que contribuían originariamente a dotar de una mayor riqueza ambiental al entorno agrícola. En todo caso, como aspectos positivos en este plano, cabe citar que el territorio de la campiña se muestra como un ámbito perfectamente aislado de los procesos urbanísticos y las tensiones territoriales propias del núcleo metropolitano, lo que evita la presencia de impactos antrópicos reseñables más allá de los ligados a la práctica de la agricultura y a la presencia más o menos puntual de la autovía. En este sentido, la unidad puede ser interpretada en términos territoriales como una franja de transición entre el espacio estrictamente metropolitano y el medio rural exterior. Este papel queda remarcado con la presencia de ciertos elementos naturales que actúan como ejes de conexión entre ambos extremos: tal es el caso de los ríos Guadaíra y Corbones, que tras atravesar la campiña penetran en la vega y conectan con el eje vertebral central del territorio metropolitano, el Guadalquivir.

En cualquier caso, de cara a una posible mejora ecológica del paisaje campiñés desde un punto de vista tanto estructural como funcional, es necesario tomar en consideración los limitados recursos y potencialidades que se desprenden del análisis desarrollado. Tres aspectos merecen una especial atención: los elementos lineales, con especial peso de la red fluvial; los elementos de carácter extensivo; y la configuración interna de la propia matriz agrícola.

En el momento actual, la red hidrológica constituye el elemento natural de mayor relevancia en el conjunto de la unidad. Como se ha indicado, la vegetación asociada a las márgenes fluviales parece haberse mantenido relativamente estable a lo largo del periodo de estudio, frente a la desaparición masiva de áreas naturales extensivas. En ciertos casos, como sucede con el río Guadaíra, el Corbones o el arroyo Salado, la continuidad de la franja de vegetación convierte a los cauces fluviales en estrechos corredores verdes que atraviesan un paisaje por lo demás totalmente homogéneo. La abundancia de cauces secundarios, muchos de ellos con presencia significativa de vegetación de ribera en determinados tramos,

constituye una potencialidad de cara a extender esa trama verde básica, y a dotar así al conjunto del paisaje de una mayor diversidad y funcionalidad ecológica. Adicionalmente, un recurso que presenta un carácter complementario a la red hidrológica es la red de vías pecuarias, que se extiende como una malla sobre la matriz agrícola abarcando casi la totalidad del ámbito (aunque en algunos casos los caminos han sido ocupados por la red viaria convencional). El aprovechamiento del dominio público asociado a ambos componentes del paisaje, red fluvial y vías pecuarias, permitiría generar una mejora tanto ecológica como relativa al uso público de este entorno, todo ello sin apenas menoscabo de su vocación esencialmente productiva.

En cualquier caso, la creación de una trama verde en la unidad no tendría sentido si no existen manchas extensivas de hábitat, capaces de proporcionar hábitat de interior y una capacidad de soporte significativa para la mejora de la biodiversidad en el conjunto del ámbito. Como se ha indicado, el análisis muestra la existencia al comienzo del periodo de estudio de importantes áreas naturales al norte y al sur de la unidad, con presencia de vegetación autóctona y una fauna asociada de considerable interés, en especial en lo relativo a las aves. En la actualidad parece imposible recuperar en toda su extensión estos espacios con la configuración y superficie originaria, al estar ocupados por cultivos. En todo caso, cabe proteger y rehabilitar los escasos elementos residuales que persisten de aquella estructura natural inicial, e intentar aprovechar tanto los recursos asociados al dominio público como la posible aplicación de medidas agroecológicas en el entorno agrícola circundante, con objeto de mejorar su funcionalidad ecológica.

Mención aparte merecen las lagunas estacionales, cuya restauración ambiental, en cumplimiento de lo establecido en el Plan Especial de Protección del Medio Físico, podría reconstituirlas como un recurso de primer orden para la mejora global de la dinámica ecológica del paisaje. Asimismo, la reconocida funcionalidad originaria de estos enclaves como soporte para la avifauna, permite intuir la potencialidad asociada a las láminas de agua artificiales que han surgido como consecuencia del desarrollo del regadío en determinadas áreas de la campiña. El aprovechamiento de las balsas de riego como recurso ambiental requiere de la aplicación de medidas específicas relativas a la estructura y composición de la vegetación perimetral, el tipo de cerramiento, la configuración de los taludes, etc.

Por último, dentro de un ámbito donde la matriz agrícola presenta un dominio casi absoluto del paisaje, no cabe otra opción que tomar en consideración, como pieza fundamental de cualquier estrategia ambiental, todo el conjunto de actuaciones que se puedan desarrollar sobre la propia matriz. El espacio agrícola presenta en la campiña una configuración claramente estructurada, pudiendo constituirse los límites entre parcelas como soporte básico para la configuración de una trama verde de detalle. A través de la aplicación de medidas agroambientales sería posible introducir pequeños nodos de hábitat extensivo en el seno de la matriz, especialmente en aquellos puntos ocupados originariamente por cobertura natural. Sería posible de esta forma la construcción de una estructura vegetal de escala fina que, unida a los ya mencionados elementos lineales asociados al viario rural y a la red hidrológica, se conectaría a su vez con los principales ejes ecológicos del ámbito (Guadaíra y Corbones).

Tabla 5.6.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	222,61	0,31	0,11	36	6,18	17,40	1,40	1,94	1996,53	2480,36
agua -humedal	208,22	0,29	0,07	39	5,34	9,52	1,05	1,89	1241,29	771,11
agrícola	69248,82	96,79	46,22	47	1473,38	5329,75	13,30	2,00	37,19	5696,10
natural	1868,86	2,61	0,37	231	8,09	26,20	11,50	3,06	272,45	1379,89
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	222,00	0,31	0,11	35	6,34	17,62	1,39	1,94	2022,69	2487,04
agua -humedal	117,87	0,16	0,07	21	5,61	11,95	0,74	2,21	2435,82	1266,23
agrícola	69297,87	96,85	46,21	46	1506,48	5383,53	13,10	2,00	36,46	5694,81
natural	1910,77	2,67	0,37	233	8,20	26,11	11,60	3,05	280,83	1354,18
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	191,04	0,27	0,09	38	5,03	13,95	1,36	1,93	2206,70	2334,62
agua -humedal	106,26	0,15	0,06	16	6,64	11,40	0,65	2,36	1401,13	1084,58
agrícola	62515,70	87,38	47,97	108	578,85	3486,70	16,64	1,85	60,14	5745,95
natural	8735,51	12,21	7,30	204	42,82	368,02	15,86	2,86	258,67	2952,33

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.6.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	92,88	0,16	0,12
1999	93,11	0,16	0,11
1956	83,84	0,40	0,29

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.6.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	11,55	0,02	0,02	1	11,55	0,00	0,03	1,65	-	186,47
urb. residenciales	9,76	0,01	0,00	10	0,98	0,73	0,07	1,36	1897,69	48,56
otros usos artif.	201,30	0,28	0,11	25	8,05	20,50	1,30	2,18	2448,98	2729,88
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	208,22	0,29	0,07	39	5,34	9,52	1,05	1,89	1241,29	771,11
agrícola secano	65740,53	91,88	45,73	57	1153,34	4778,25	13,16	1,90	63,41	5713,03
agrícola regadío	3480,40	4,86	1,83	51	68,24	207,63	2,92	1,60	669,81	1103,76
agrícola mixto	27,89	0,04	0,03	4	6,97	7,63	0,13	2,40	4760,43	303,98
natural arbolado	535,74	0,75	0,14	86	6,23	12,85	3,07	2,49	651,66	450,27
natural no arbolado	1324,07	1,85	0,20	214	6,19	14,44	9,06	3,10	323,45	600,17
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	9,05	0,01	0,01	3	3,02	1,65	0,04	1,29	15318,26	88,62
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	11,55	0,02	0,02	1	11,55	0,00	0,03	1,65	N/A	186,47
urb. residenciales	9,76	0,01	0,00	10	0,98	0,73	0,07	1,36	1897,69	48,56
otros usos artif.	200,69	0,28	0,11	24	8,36	20,87	1,29	2,19	2508,88	2738,03
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	117,87	0,16	0,07	21	5,61	11,95	0,74	2,21	2435,82	1266,23
agrícola secano	66465,59	92,90	45,93	46	1444,90	5320,96	12,70	2,00	59,11	5726,51
agrícola regadío	2797,14	3,91	1,81	39	71,72	216,73	2,16	1,59	982,07	1137,60
agrícola mixto	35,14	0,05	0,04	4	8,79	10,76	0,13	2,30	4760,43	281,30
natural arbolado	535,74	0,75	0,14	86	6,23	12,85	3,07	2,49	651,66	450,27
natural no arbolado	1357,26	1,90	0,20	214	6,34	14,51	9,14	3,11	330,16	591,28
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	17,77	0,02	0,01	5	3,55	2,38	0,06	1,29	5265,67	93,31
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
urb. residenciales	23,00	0,03	0,00	18	1,28	0,79	0,14	1,31	2979,77	51,79
otros usos artif.	168,04	0,23	0,09	20	8,40	18,58	1,22	2,49	3496,77	2647,08
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	106,26	0,15	0,06	16	6,64	11,40	0,65	2,36	1401,13	1084,58
agrícola secano	61364,67	85,77	47,96	104	590,04	3550,04	16,29	1,88	62,78	5819,14
agrícola regadío	1079,43	1,51	1,43	13	83,03	270,95	0,67	1,59	1992,60	1479,28
agrícola mixto	71,60	0,10	0,04	8	8,95	9,16	0,19	1,62	4877,28	201,63
natural arbolado	4114,89	5,75	1,03	131	31,41	87,94	7,67	2,29	468,24	777,47
natural no arbolado	4619,68	6,46	2,49	242	19,09	118,69	13,04	2,78	259,88	1336,32
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	0,94	0,00	0,00	1	0,94	0,00	0,01	1,15	N/A	37,78

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.6.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	90,88	0,38	0,16
1999	91,66	0,34	0,15
1956	85,71	0,57	0,26

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.6.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de la clase artificial es muy escasa, (% LAN: 0,27 – 0,31 – 0,31; LPI: 0,09 – 0,11 – 0,11), estando representada sobre todo por los dos tramos de autovía que atraviesan la unidad.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Los usos artificiales se distribuyen en un número elevado de manchas de pequeño tamaño, por lo que la clase presenta un elevado grado de fragmentación (NP: 38 – 35 – 36; AREA MN: 5,03 – 6,34 – 6,18).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde es reducida debido a la escasa presencia de esta clase (ED: 1,36 – 1,39 – 1,40). La forma de los fragmentos es relativamente irregular, debido al efecto de las autovías (SHAPE MN: 1,93 – 1,94 – 1,94).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia media entre las manchas es elevada, lo que indica un alto grado de aislamiento espacial (ENN MN: 2206,70 – 2022,69 – 1996,53). No obstante, la distancia de correlación es significativamente elevada en comparación con la superficie de esta clase (RGYR AM: 2334,62 – 2487,04 – 2480,36); esto es consecuencia del carácter lineal de las dos manchas principales, correspondientes a los citados tramos de autovía.
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de láminas de agua en esta unidad es prácticamente testimonial (% LAN: 0,15 – 0,16 – 0,29; LPI: 0,06 – 0,07 – 0,07), aunque se observa un aumento relativo de esta clase en el periodo reciente (1999-2003), probablemente vinculado a la aparición de balsas de riego.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La presencia de esta clase tiene un carácter altamente fragmentario, que se plasma en un número relativamente alto de manchas (NP: 16 – 21 – 39) de reducido tamaño medio (AREA MN: 6,64 – 5,61 – 5,34). La aparición de nuevas balsas de riego acentúa esta característica entre 1999 y 2003.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde es baja en términos globales, aumentando de forma paralela al incremento de superficie de la clase (ED: 0,65 – 0,74 – 1,05). La forma media de las manchas es irregular, pero tiende a una mayor compacidad con la aparición de balsas de riego (SHAPE MN: 2,36 – 2,21 – 1,89).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia media entre manchas presenta un carácter variable: aumenta entre 1956 y 1999, al aparecer nuevas manchas alejadas de las existentes en el momento inicial, y disminuye entre 1999 y 2003, al crearse nuevas manchas a una distancia intermedia de las anteriores (ENN MN: 1401,13 – 2435,82 – 1241,29). La distancia de correlación aumenta en un primer momento al aparecer nuevas manchas, pero disminuye posteriormente de forma significativa (RGYR AM: 1084,58 – 1266,23 – 771,11). Esto estaría vinculado al aumento de la proporción de manchas compactas (balsas de riego) con respecto a las manchas irregulares asociadas a los cauces fluviales.
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La matriz agrícola presenta una dominancia casi absoluta del paisaje. La superficie de cultivo aumenta entre 1956 y 1999, y se mantiene más o menos estable, con un retroceso prácticamente despreciable, entre 1999 y 2003. El efecto divisor de las autovías incide en que la dimensión de la mancha más extensa sea notablemente inferior a la cobertura agrícola total (% LAN: 87,38 – 96,85 – 96,79; LPI: 47,97 – 46,21 – 46,22).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La matriz muestra un fuerte aumento de su cohesión en el primer periodo de estudio (1956-1999), manteniendo más o menos constante este rasgo (con un descenso muy moderado) entre 1999 y 2003 (NP: 108 – 46 - 47; AREA MN: 578,85 – 1506,48 – 1473,38).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye al aumentar la cohesión de la matriz (ED: 16,64 – 13,10 – 13,30). La forma media de los fragmentos tiende a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,85 – 2,00 – 2,00).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación se mantiene en un valor elevado, si bien muestra un ligero descenso, que estaría asociado al menor peso relativo que tiene la mancha más extensa en el cómputo de esta variable a partir de 1999 (RGYR AM: 5745,95 – 5694,81 – 5696,10). La distancia media entre los fragmentos se reduce en términos globales, al aumentar la cohesión de la matriz (ENN MN: 60,14 – 36,46 – 37,19).
Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural presenta un marcado retroceso en cuanto a superficie a lo largo del periodo de estudio, pero especialmente potente entre 1956 y 1999 (% LAN: 12,21 – 2,67 – 2,61; LPI: 7,30 – 0,37 – 0,37).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie está acompañada entre 1956 y 1999 de un claro proceso de fragmentación (NP: 204 – 233 - 231; AREA MN: 42,82 – 8,20 – 8,09).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye principalmente a causa de la pérdida de superficie, pero lo hace en menor proporción que esta variable (ED: 15,86 – 11,60 – 11,50). El descenso de ED está también vinculado a la pérdida de compacidad de las manchas. El carácter irregular de los fragmentos presenta un valor elevado desde un principio por la abundancia de manchas lineales asociadas a cauces (SHAPE MN: 2,86 – 3,05 – 3,06).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye significativamente a consecuencia de la pérdida de superficie global (RGYR AM: 2952,33 – 1354,18 – 1379,89). La distancia media entre manchas aumenta a causa del proceso de fragmentación (ENN MN: 258,67 – 280,83 – 272,45).

Tabla 5.6.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	La evolución de la matriz agrícola determina un aumento global de la cohesión y del carácter agregado del paisaje, muy marcado entre 1956 y 1999 (CONTAG: 83,84 – 93,11 – 92,88), y provoca un descenso visible de la diversidad paisajística y del equilibrio entre la proporción de las diferentes clases (SHDI: 0,40 – 0,16 – 0,16; SHEI: 0,29 – 0,11 – 0,12). El resultado es un paisaje de escasa complejidad, con una dominancia absoluta de los usos agrícolas sobre el resto.

Tabla 5.6.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de esta clase es prácticamente testimonial en términos cuantitativos (% LAN: x – 0,02 – 0,02; LPI: x – 0,02 – 0,02).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La presencia de los usos urbanos está limitada al núcleo de Guadajoz, que hace aparición a partir de 1999, y cuya extensión no presenta ninguna variación posterior (NP: 0 – 1 – 1; AREA MN: x – 11,5 – 11,5).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La forma del núcleo es relativamente compacta (SHAPE MN: x – 1,65 – 1,65). La densidad de borde, lógicamente, es muy reducida (ED: x – 0,03 – 0,03).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación es reducida (RGYR AM: x – 186,47 – 186,47). El grado de aislamiento no tiene sentido al tratarse de un sólo fragmento (ENN MN: x – x – x).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos residenciales tienen una presencia marginal en la unidad, si bien puede llamar la atención el hecho de que su presencia se reduce a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,03 – 0,01 – 0,01; LPI: 0,00 – 0,00 – 0,00).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999 desaparecen varios fragmentos de esta clase, siendo menor el tamaño medio de los restantes (NP: 18 – 10 – 10; AREA MN: 1,28 – 0,98 – 0,98).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde desciende (ED: 0,14 – 0,07 – 0,07), mientras que la forma de las manchas se mantiene en términos globales en un elevado grado de compacidad (SHAPE MN: 1,31 – 1,36 – 1,36).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Las manchas restantes presentan un menor grado de dispersión (ENN MN: 2979,77 – 1897,69 – 1897,69). La distancia de correlación desciende (RGYR AM: 51,79 – 48,56 – 48,56).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El resto de usos artificiales constituye la clase con mayor presencia en la unidad, mostrando un ligero avance entre 1956 y 1999 (% LAN: 0,23 – 0,28 – 0,28; LPI: 0,09 – 0,11 – 0,11).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	En general, esta clase se articula en el paisaje de forma muy fragmentada; se percibe un aumento del número de manchas y una disminución del tamaño medio para el periodo de estudio (NP: 20 – 24 – 25; AREA MN: 8,40 – 8,36 – 8,05).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta conforme al crecimiento de la clase (ED: 1,22 – 1,29 – 1,30). La forma media de las manchas tiende disminuir su irregularidad, debido a que las autovías pierden peso relativo (SHAPE MN: 2,49 – 2,19 – 2,18).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación es elevada en relación a la superficie, debido a la presencia de los tramos de autovía (RGYR AM: 2647,08 – 2738,03 – 2729,88). La distribución de las manchas de esta clase tiene en términos globales un carácter muy disperso, aunque la distancia media tiende a disminuir (ENN MN: 3496,77 – 2508,88 – 2448,98).

Tabla 5.6.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de láminas de agua en esta unidad es prácticamente testimonial (% LAN: 0,15 – 0,16 – 0,29; LPI: 0,06 – 0,07 – 0,07), aunque se observa un aumento relativo de esta clase en el periodo reciente (1999-2003), probablemente vinculado a la aparición de balsas de riego.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La presencia de esta clase tiene un carácter altamente fragmentario, que se plasma en un número relativamente alto de manchas (NP: 16 – 21 – 39) de reducido tamaño medio (AREA MN: 6,64 – 5,61 – 5,34). La aparición de nuevas balsas de riego acentúa esta característica entre 1999 y 2003.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde es baja en términos globales, aumentando de forma paralela al incremento de superficie de la clase (ED: 0,65 – 0,74 – 1,05). La forma media de las manchas es irregular, pero tiende a una mayor compacidad con la aparición de balsas de riego (SHAPE MN: 2,36 – 2,21 – 1,89).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia media entre manchas presenta un carácter variable: aumenta entre 1956 y 1999, al aparecer nuevas manchas alejadas de las existentes en el momento inicial, y disminuye entre 1999 y 2003, al crearse nuevas manchas a una distancia intermedia de las anteriores (ENN MN: 1401,13 – 2435,82 – 1241,29). La distancia de correlación aumenta en un primer momento al aparecer nuevas manchas, pero disminuye posteriormente de forma significativa (RGYR AM: 1084,58 – 1266,23 – 771,11). Esto estaría vinculado al aumento de la proporción de manchas compactas (balsas de riego) con respecto a las manchas irregulares asociadas a los cauces fluviales.

Tabla 5.6.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (I).	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de regadío tienen un carácter muy secundario frente al predominio del secano, si bien muestran un notable avance para el conjunto del periodo de estudio (% LAN: 1,51 – 3,91 – 4,86; LPI: 1,43 – 1,81 – 1,83).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El avance de esta clase se plasma en la aparición de nuevos fragmentos, con un tamaño progresivamente reducido (NP: 13 – 39 – 51; AREA MN: 83,03 – 71,72 – 68,24), lo que incide en una presencia global más fragmentaria.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta en paralelo al aumento de superficie (ED: 0,67 – 2,16 – 2,92), mientras que la forma de los fragmentos se mantiene en un grado intermedio de compacidad (SHAPE MN: 1,59 – 1,59 – 1,60).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye como consecuencia del aumento del carácter fragmentario de esta clase (RGYR AM: 1479,28 – 1137,60 – 1103,76). La distancia de correlación disminuye a causa del avance general del regadío en el conjunto del paisaje (ENN MN: 1992,60 – 982,07 – 669,81).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de secano constituyen la clase dominante dentro de la matriz agrícola. Muestran un avance neto en superficie para el periodo de estudio, pero se observa un ligero retroceso entre 1999 y 2003 (% LAN: 85,77 – 92,90 – 91,88; LPI: 47,96 – 45,93 – 45,73).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El número de manchas se reduce en términos globales, lo que indica un aumento de la cohesión de la matriz. En el último periodo (1999-2003), no obstante, se observan signos claros de fragmentación (NP: 104 – 46 – 57; AREA MN: 590,04 – 1444,90 – 1153,34).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye primero a causa del aumento de cohesión de la matriz, y disminuye después como consecuencia de la fragmentación (ED: 16,29 – 12,70 – 13,16). En respuesta a estos procesos, la forma media de las manchas aumenta primero su irregularidad y luego retorna a un valor similar al inicial (SHAPE MN: 1,88 – 2,00 – 1,90).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La conectividad interna de la matriz es muy elevada, aunque presenta una ligera tendencia descendente (RGYR AM: 5819,14 – 5726,51 – 5713,03). La distancia media entre manchas evoluciona de forma paralela a los citados procesos de aumento de la cohesión y fragmentación, aunque se sitúa siempre en valores muy bajos debido a la dominancia absoluta de esta clase (ENN MN: 62,78 – 59,11 – 63,41).

Tabla 5.6.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS (II).	
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de tipo mixto representan una parte muy minoritaria del paisaje, con una tendencia regresiva para el conjunto del periodo de estudio (% LAN: 0,10 – 0,05 – 0,04; LPI: 0,04 – 0,04 – 0,03).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El número de manchas se reduce a la mitad entre 1956 y 1999 (NP: 8 – 4 – 4), mientras que el tamaño medio de las mismas muestra un descenso continuado entre 1956 y 2003 (AREA MN: 8,95 – 8,79 – 6,97).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde se reduce a consecuencia de la pérdida de superficie (ED: 0,19 – 0,13 – 0,13), mientras que la forma media de las manchas tiende a aumentar de forma notable su irregularidad (SHAPE MN: 1,62 – 2,30 – 2,40).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta a pesar de la pérdida de superficie, lo cual indica que las manchas existentes al final del periodo de estudio presentan una mayor direccionalidad que las iniciales (RGYR AM: 201,63 – 281,30 – 303,98). La distancia media entre las manchas disminuye entre 1956 y 1956, si bien en términos generales la distribución de esta clase tiene un carácter muy disperso (ENN MN: 4877,28 – 4760,43 – 4760,43).

Tabla 5.6.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (I).	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat natural no arbolado muestra un fuerte descenso para el conjunto del periodo de estudio (% LAN: 6,46 – 1,90 – 1,85; LPI: 2,49 – 0,20 – 0,20).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de manchas disminuye (NP: 242 – 214 – 214). La presencia de esta clase en el paisaje adquiere progresivamente un carácter más fragmentario, con manchas de menor tamaño (AREA MN: 19,09 – 6,34 – 6,19). El tamaño de los fragmentos tiende a una mayor homogeneidad (AREA SD: 118,69 – 14,51 – 14,44).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye en menor proporción que la superficie (ED: 13,04 – 9,14 – 9,06), mientras que la forma media de las manchas, aún partiendo de un nivel elevado de irregularidad, tiende hacia una menor compacidad (SHAPE MN: 2,78 – 3,11 – 3,10). Ambos aspectos se deben a que la pérdida de superficie está vinculada a la desaparición de hábitat extensivo, al tiempo que prevalecen fragmentos de carácter lineal ligados a la red fluvial.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La conectividad disminuye y el aislamiento espacial de las manchas aumenta entre 1956 y 1999; en el periodo 1999-2003, en cambio, ambos factores muestran una ligera tendencia en sentido inverso (RGYR AM: 1336,32 – 591,28 – 600,17; ENN MN: 259,88 – 330,16 – 323,45).
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural arbolada presenta un fuerte retroceso en el área entre 1956 y 1999 (% LAN: 5,75 – 0,75 – 0,75; LPI: 1,03 – 0,14 – 0,14). En el periodo más reciente (1999-2003) no se producen cambios.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La pérdida de superficie entre 1956 y 1999 se plasma tanto en una reducción del número de manchas (NP: 131 – 86 – 86) como en un descenso del tamaño medio de las mismas (AREA MN: 31,41 – 6,23 – 6,23). La configuración final de esta clase presenta un carácter muy fragmentado. El tamaño de los fragmentos muestra una mayor homogeneidad (AREA SD: 87,94 – 12,85 – 12,85).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye de forma correlativa a la pérdida de superficie (ED: 7,67 – 3,07 – 3,07). Las manchas remanentes muestran una forma media menos compacta, debido a la pérdida de manchas extensivas y la permanencia de fragmentos lineales ligados a la red fluvial (SHAPE MN: 2,29 – 2,49 – 2,49).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	A consecuencia del retroceso experimentado por la clase entre 1956 y 1999, se produce un descenso de la distancia de correlación, aunque no tan brusco como el que afecta a la superficie (RGYR AM: 777,47 – 450,27 – 450,27). Esto se debe a la persistencia de manchas lineales asociadas a los cauces, que ofrecen comparativamente una mayor conectividad en el paisaje. El aislamiento espacial de las manchas aumenta significativamente (ENN MN: 468,24 – 651,66 – 651,66).

Tabla 5.6.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES (II).

Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de los espacios sin vegetación es testimonial en términos cuantitativos. La clase muestra una evolución oscilante (% LAN: 0,00 – 0,02 – 0,01; LPI: 0,00 – 0,01 – 0,01).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El número de espacios aumenta entre 1956 y 1999 y se reduce posteriormente (NP: 1 – 5 – 3). El amaño medio de las manchas muestra una evolución similar (AREA MN: 0,94 – 3,55 – 3,02).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde varía de forma paralela a la superficie total de la clase (ED: 0,01 – 0,06 – 0,04). La forma de las manchas es muy compacta, aunque se percibe un leve aumento de la irregularidad (SHAPE MN: 1,15 – 1,29 – 1,29).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación varía en consonancia con la superficie total de la clase (RGYR AM: 37,78 – 93,31 – 88,62). La distribución de las manchas es muy dispersa, rasgo que se acentúa entre 1999 y 2003 (ENN MN: x – 5265,67 – 15318,26).

Tabla 5.6.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El paisaje tiende hacia una menor complejidad estructural, con un aumento neto del grado de agregación de las clases que lo conforman (CONTAG: 85,71 – 91,66 – 90,88), así como un descenso de la diversidad paisajística (SHDI: 0,57 – 0,34 – 0,38) y del equilibrio en el peso de los diferentes tipos de uso (SHEI: 0,26 – 0,15 – 0,16). A pesar de este balance global, durante el periodo 1999-2003 se perciben signos de un cambio de tendencia, vinculado fundamentalmente al avance del regadío sobre el secano.

Tabla 5.6.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	165,45	0	23,83	1,30	190,59
agua - humedal	0	70,51	20,84	14,88	106,23
agrícola	51,60	81,51	62254,51	127,68	62515,30
natural	5,02	56,27	6949,61	1725,23	8736,12
TOTAL 2003	222,07	208,28	69248,79	1869,09	71548,23

Tabla 5.6.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	165,45	0	23,83	1,30	190,59
agua - humedal	0	70,51	13,49	22,23	106,23
agrícola	51,00	14,48	62305,34	144,47	62515,30
natural	5,02	32,95	6955,32	1742,83	8736,12
TOTAL 1999	221,47	117,94	69297,99	1910,83	71548,23

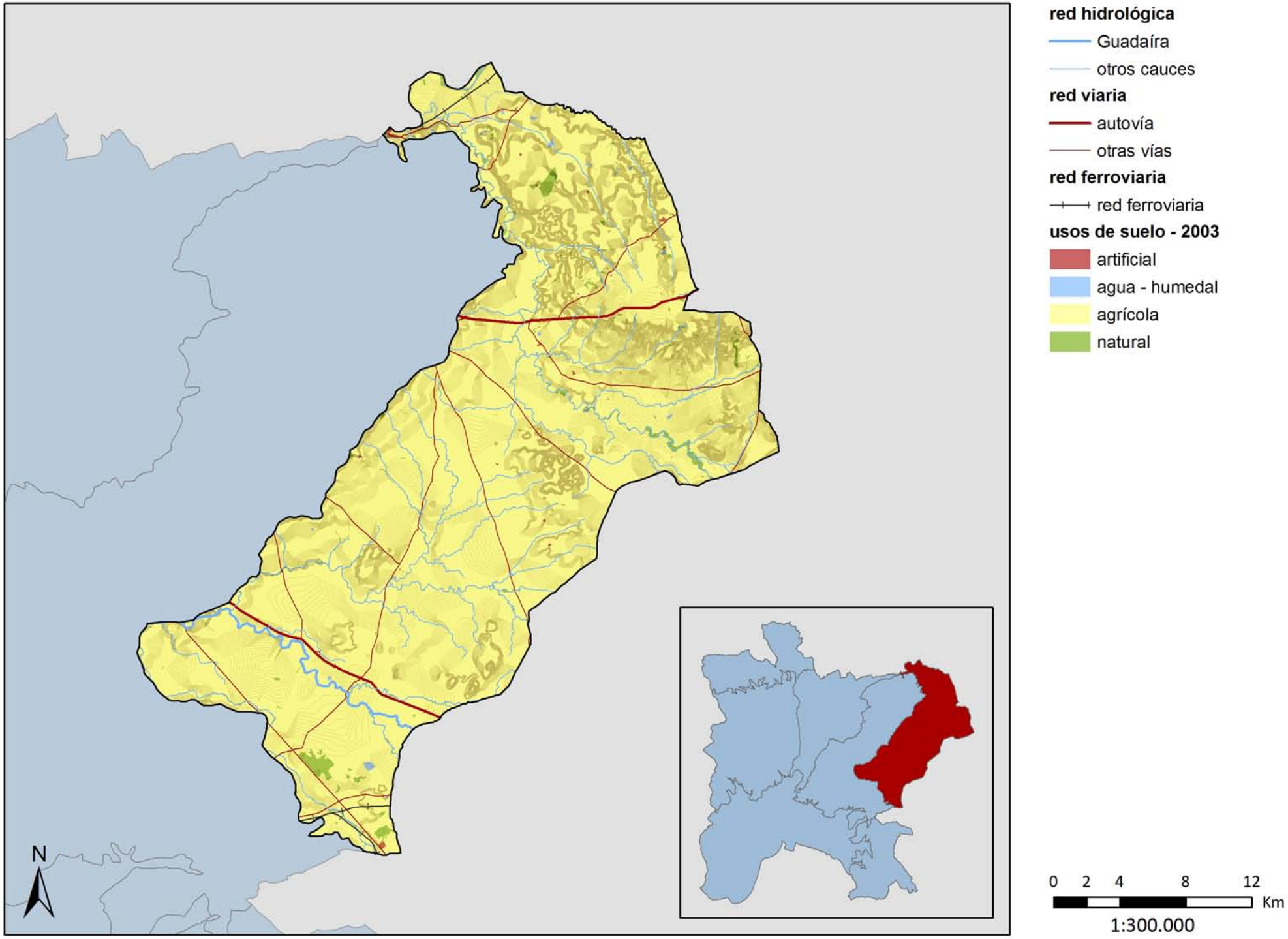
Tabla 5.6.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	221,47	0	0	0	221,47
agua - humedal	0	117,94	0	0	117,94
agrícola	0,60	87,27	69210,12	0	69297,99
natural	0	3,08	38,66	1869,09	1910,83
TOTAL 2003	222,07	208,28	69248,79	1869,09	71548,23

Tabla 5.6.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
urb. residenciales	0	9,17	0	0	0	13,89	0	0	0	0	0	0	23,06
otros usos artif.	0	0	156,28	0	0	9,94	0	0	0	1,30	0	0	167,53
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	70,51	19,23	1,61	0	11,66	3,22	0	0	106,23
agrícola secano	11,55	0,62	38,62	0	81,22	59200,25	1917,92	4,84	8,86	100,07	0	0	61363,96
agrícola regadío	0	0	0,81	0	0,28	0	1069,90	0	0,69	0	0	8,08	1079,77
agrícola mixto	0	0	0	0	0	49,89	8,56	3,15	3,26	6,71	0	0	71,58
natural arbolado	0	0	2,22	0	27,37	3207,64	326,93	2,98	490,74	57,73	0	0	4115,61
natural no arbolado	0	0	2,79	0	28,90	3239,44	155,57	17,05	19,98	1155,85	0	0	4619,58
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,93	0,93
TOTAL 2003	11,55	9,79	200,73	0	208,28	65740,29	3480,48	28,02	535,19	1324,89	0	9,02	71548,23

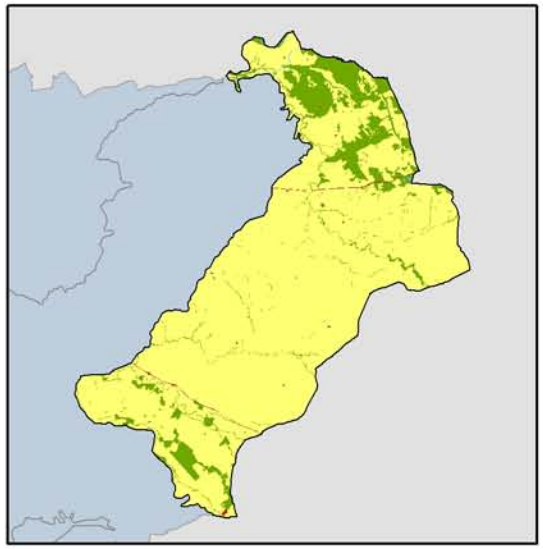
Tabla 5.6.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
urb. residenciales	0	9,17	0	0	0	13,89	0	0	0	0	0	0	23,06
otros usos artif.	0	0	156,28	0	0	9,94	0	0	0	1,30	0	0	167,53
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	70,51	11,88	1,61	0	11,66	10,57	0	0	106,23
agrícola secano	11,55	0,62	38,02	0	14,20	59785,70	1383,31	4,84	8,86	109,56	0	7,29	61363,96
agrícola regadío	0	0	0,81	0	0,28	0	1069,90	0	0,69	0	0	8,08	1079,77
agrícola mixto	0	0	0	0	0	49,89	8,56	3,15	3,26	6,71	0	0	71,58
natural arbolado	0	0	2,22	0	16,14	3347,96	185,75	2,98	490,74	69,81	0	0	4115,61
natural no arbolado	0	0	2,79	0	16,81	3246,01	148,35	24,27	19,98	1160,05	0	1,32	4619,58
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,93	0,93
TOTAL 1999	11,55	9,79	200,13	0	117,94	66465,28	2797,47	35,24	535,19	1358,01	0	17,63	71548,23

Tabla 5.6.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	11,55	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	11,55
urb. residenciales	0	9,79	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	9,79
otros usos artif.	0	0	200,13	0	0	0	0	0	0	0	0	0	200,13
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	117,94	0	0	0	0	0	0	0	117,94
agrícola secano	0	0	0,60	0	80,56	65701,63	682,49	0	0	0	0	0	66465,28
agrícola regadío	0	0	0	0	6,71	0	2790,76	0	0	0	0	0	2797,47
agrícola mixto	0	0	0	0	0	0	7,22	28,02	0	0	0	0	35,24
natural arbolado	0	0	0	0	0	0	0	0	535,19	0	0	0	535,19
natural no arbolado	0	0	0	000	3,08	30,05	0	0	0	1324,89	0	0	1358,01
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	8,62	0	0	0	0	0	9,02	17,63
TOTAL 2003	11,55	9,79	200,73	0	208,28	65740,29	3480,48	28,02	535,19	1324,89	0	9,02	71548,23

Mapa 5.6.1. Unidad 6 - Mapa de síntesis



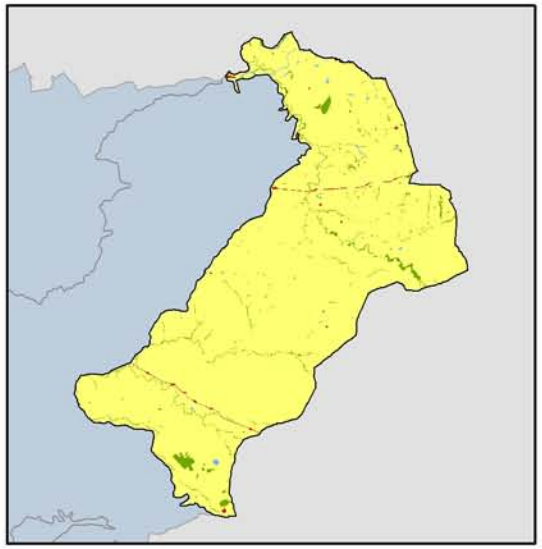
Mapa 5.6.2. Evolución del paisaje en la Unidad 6



1956



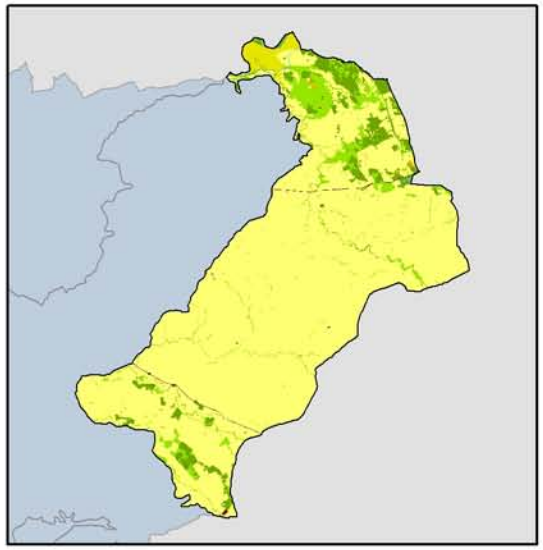
1999



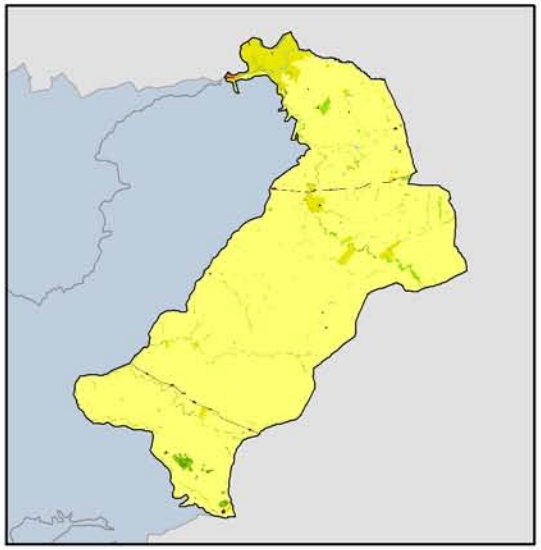
2003

Clasificación Nivel 1

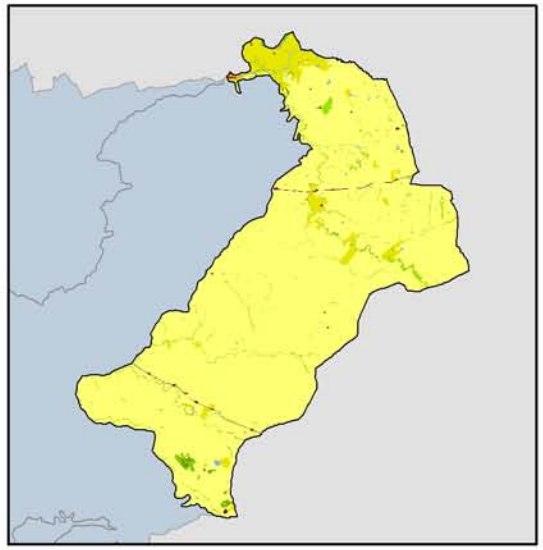
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

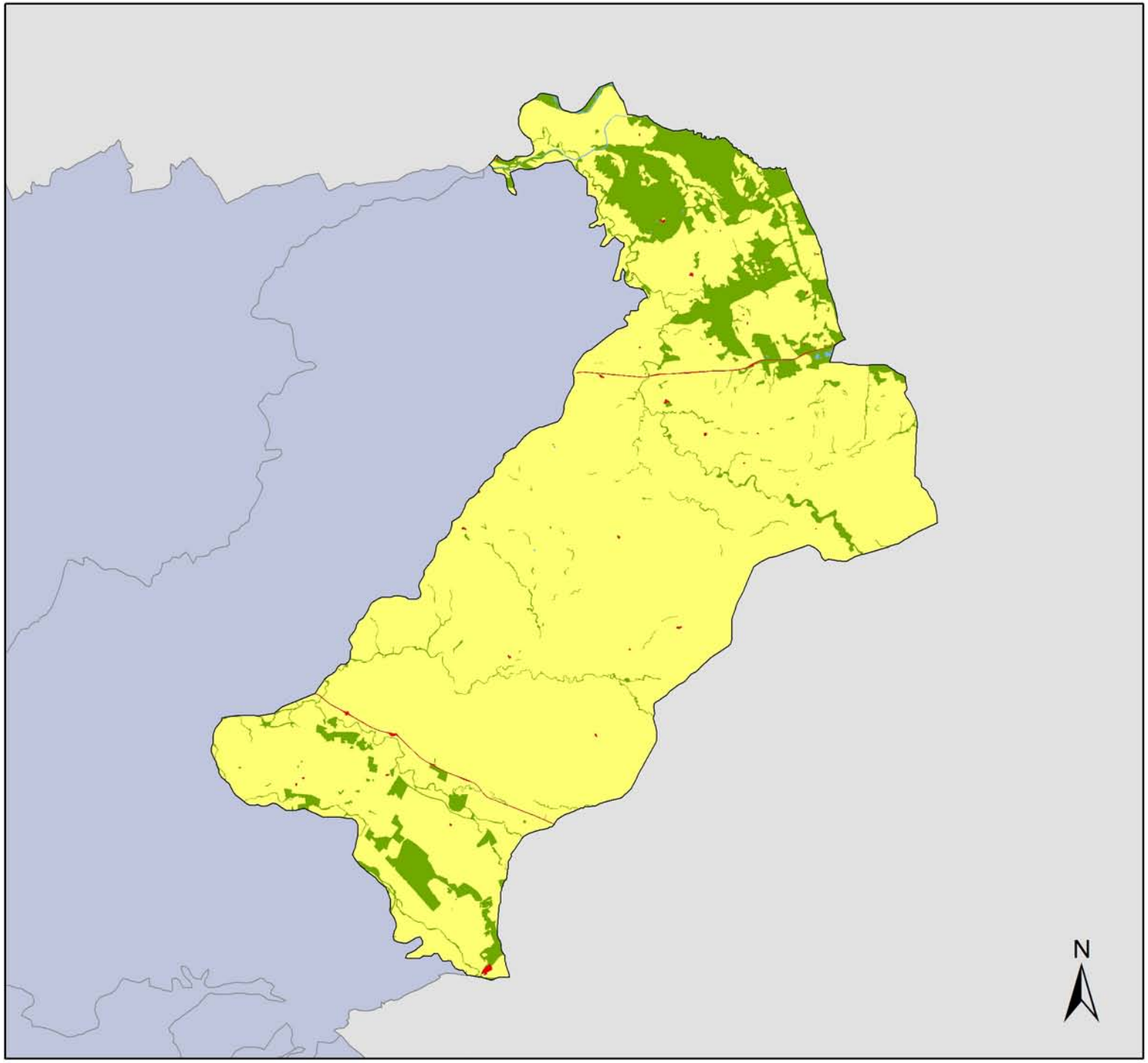
Clasificación Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- sin vegetación

0 5 10 20 30 Km

1:750.000

Mapa 5.6.3. Unidad 6 - Nivel 1 - 1956



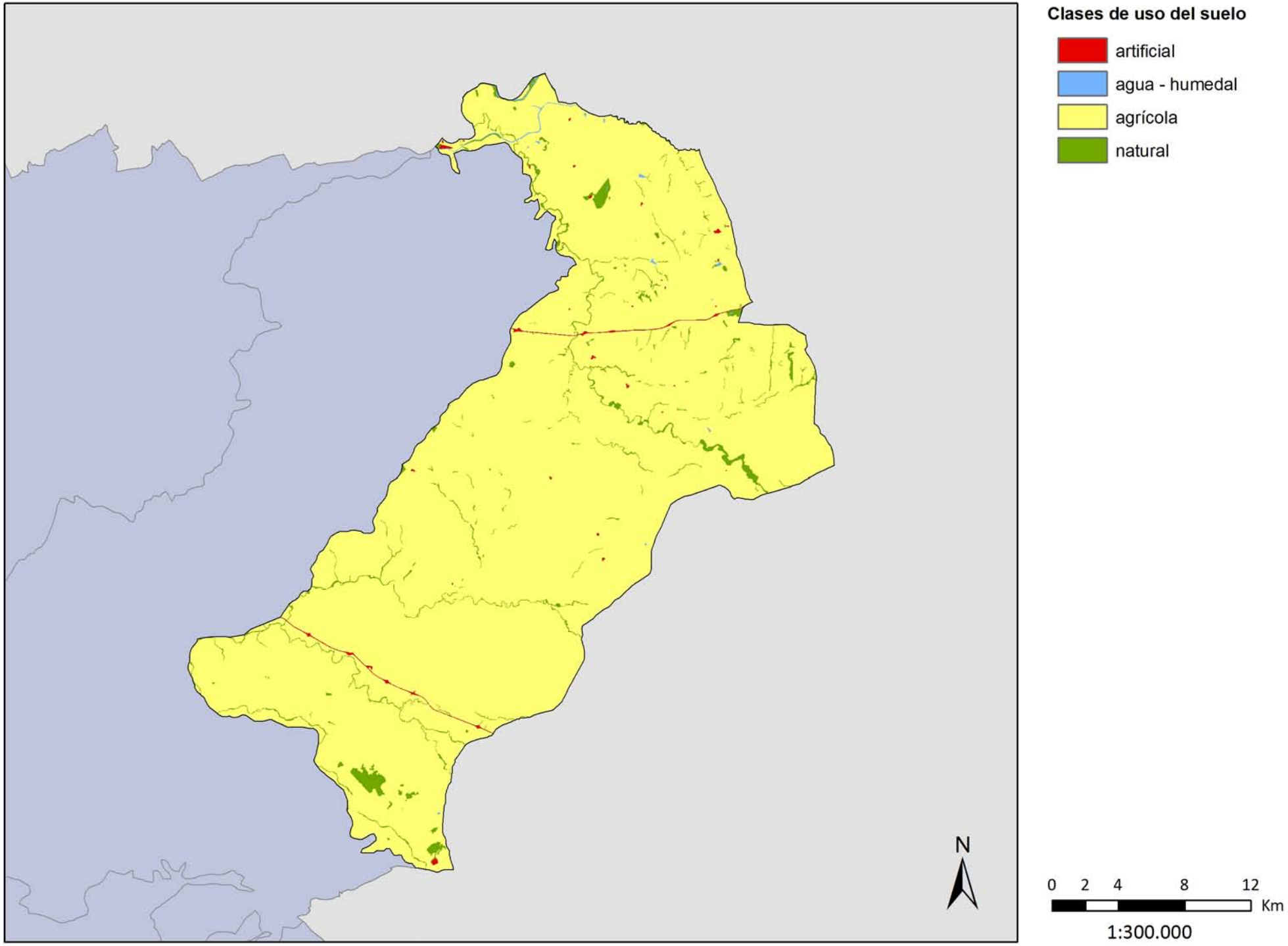
Clases de uso del suelo

- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural

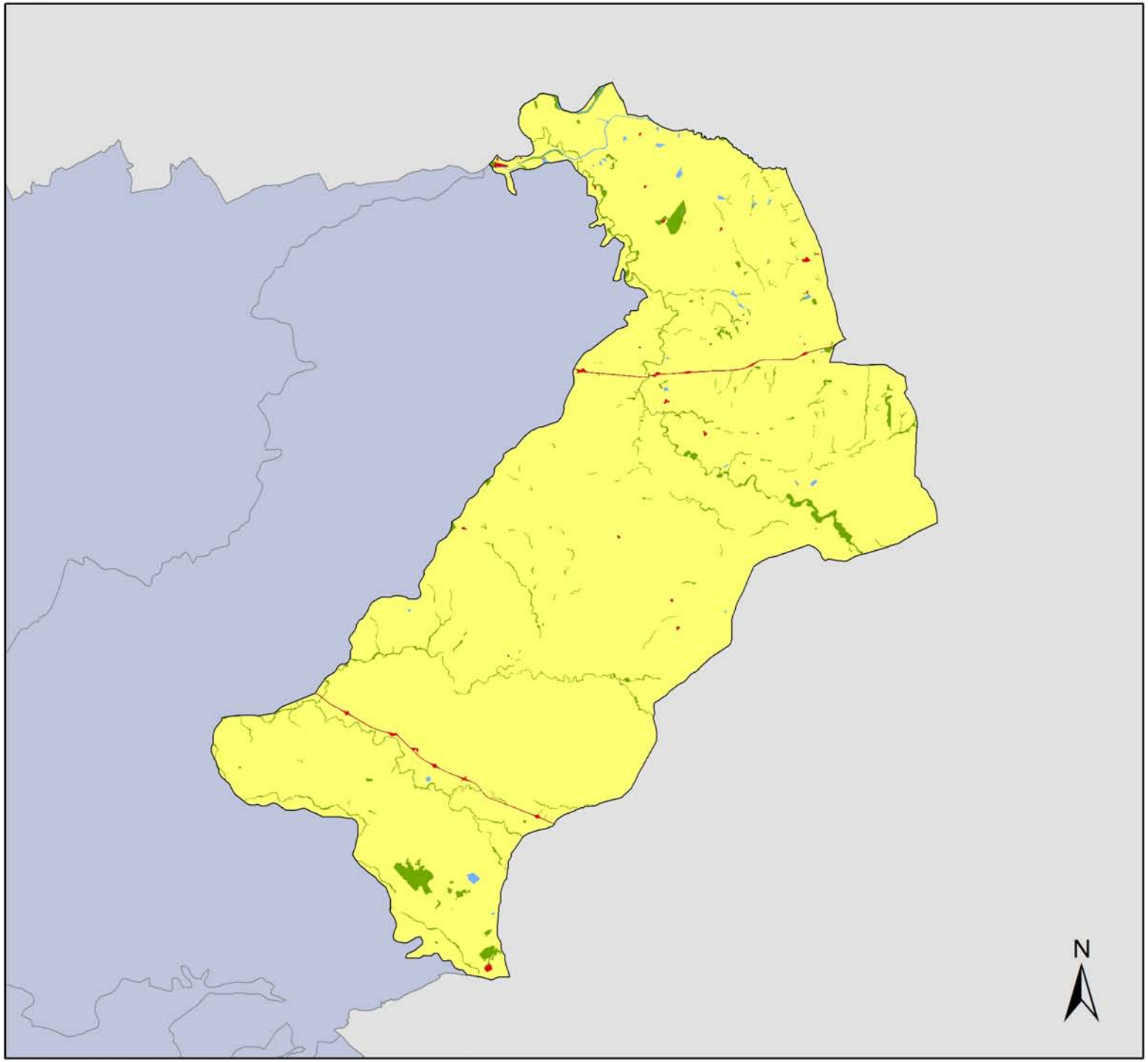
0 2 4 8 12 Km

1:300.000

Mapa 5.6.4. Unidad 6 - Nivel 1 - 1999



Mapa 5.6.5. Unidad 6 - Nivel 1 - 2003



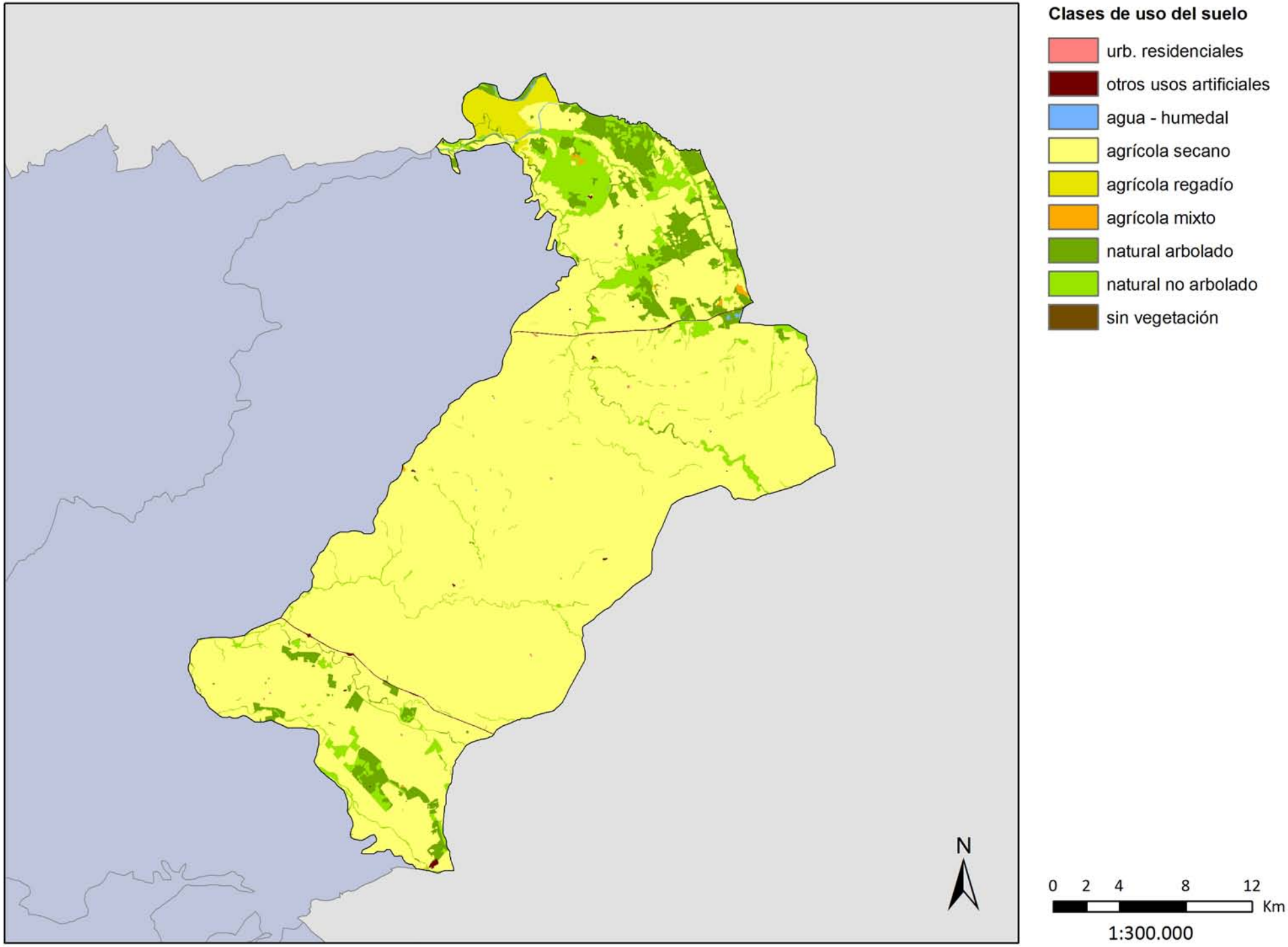
Clases de uso del suelo

- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural

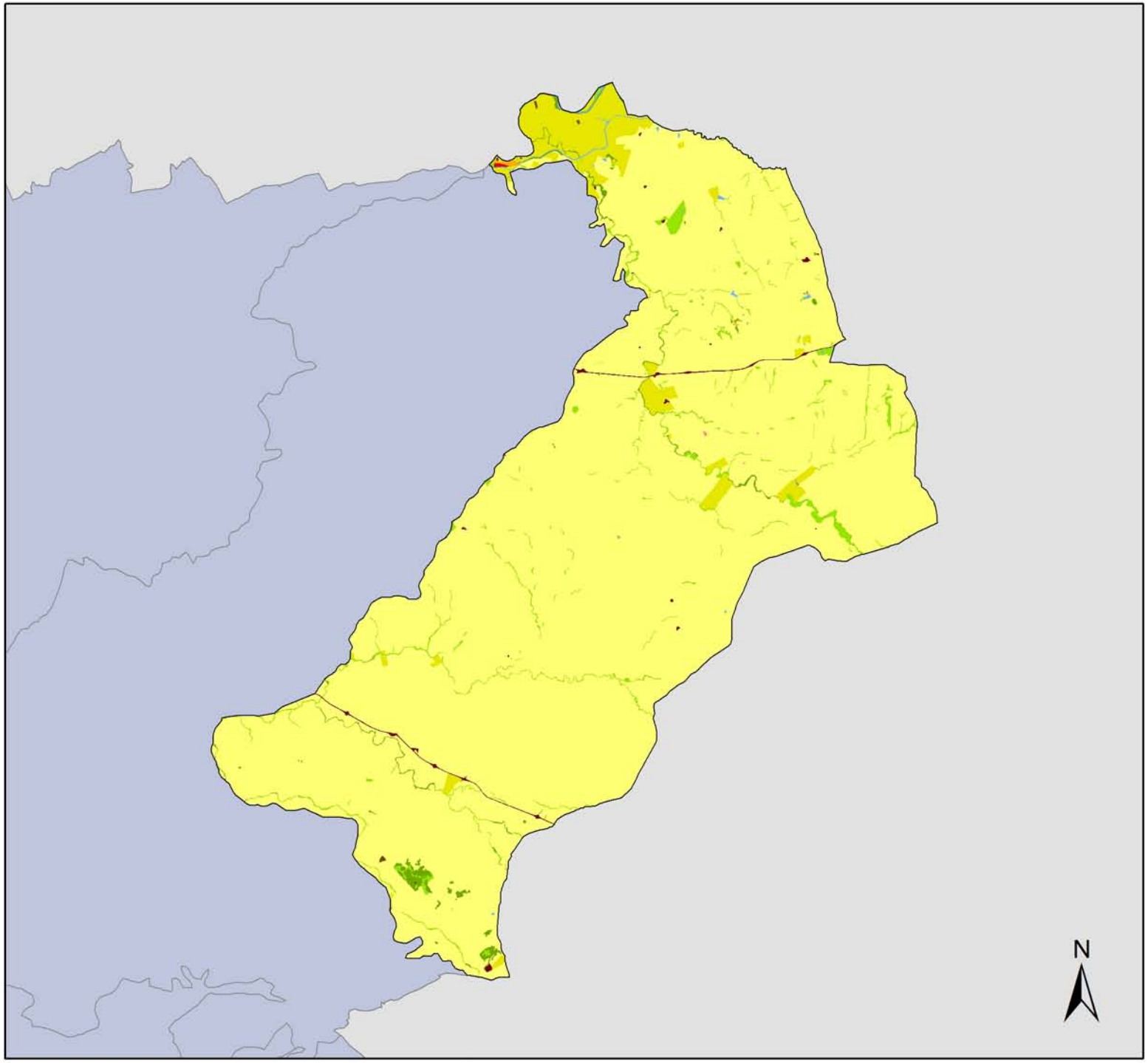
0 2 4 8 12 Km

1:300.000

Mapa 5.6.6. Unidad 6 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.6.7. Unidad 6 - Nivel 2 - 1999



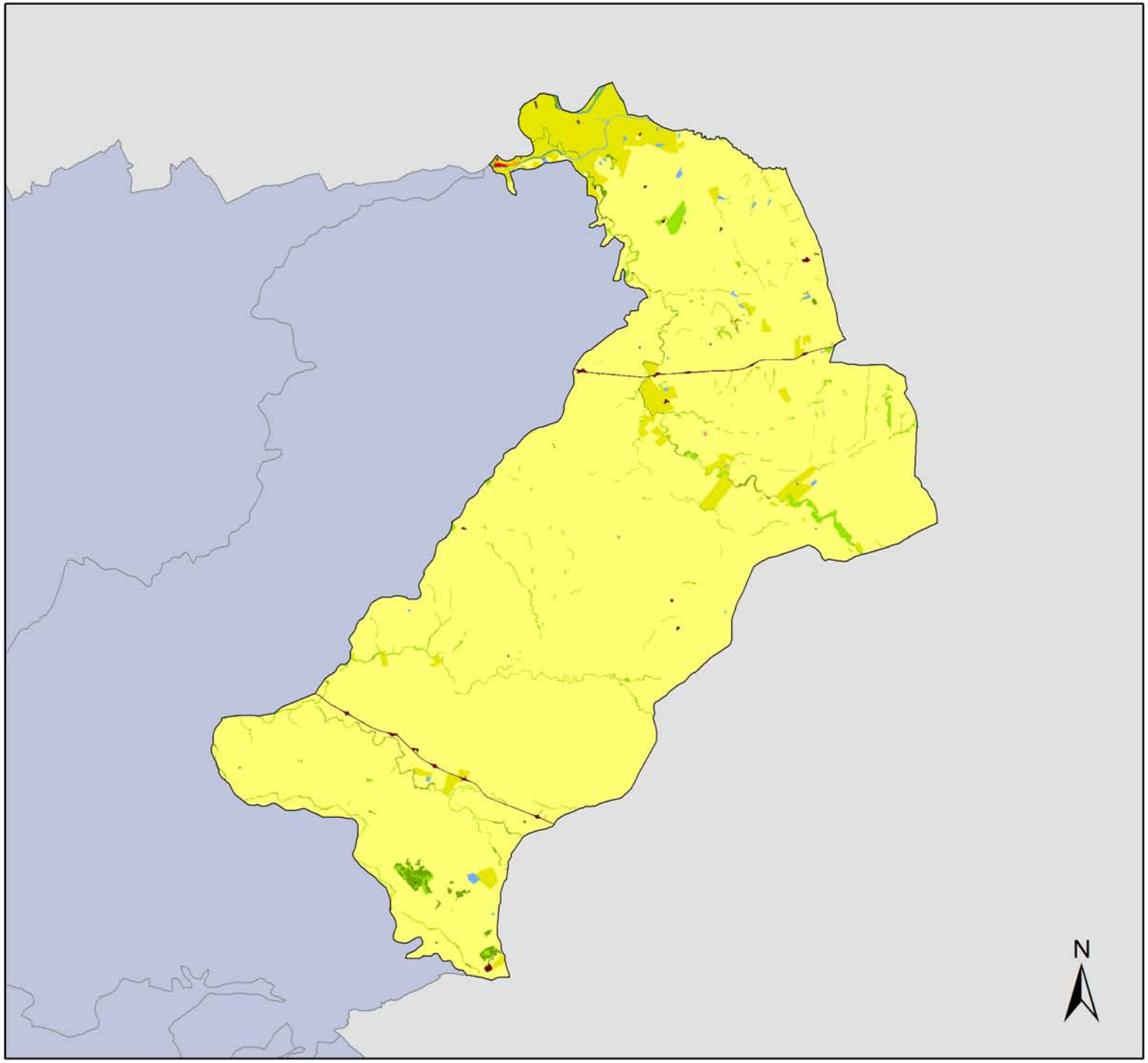
Clases de uso del suelo

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- sin vegetación

0 2 4 8 12 Km

1:300.000

Mapa 5.6.8. Unidad 6 - Nivel 2 - 2003



Clases de uso del suelo

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- sin vegetación

0 2 4 8 12 Km

1:300.000

5.9 Análisis de la Unidad 7: campiña sureste y estribaciones de la Sierra Sur

5.9.1 Caracterización básica de la unidad

Esta unidad se ubica en el extremo suroriental del área metropolitana de Sevilla. Enmarcada en su totalidad dentro del término municipal de Utrera, abarca un territorio de transición entre la campiña y las estribaciones de la Sierra Sur, ya en la frontera con la provincia de Cádiz. Este carácter de límite, a medio camino entre dos ámbitos bien definidos, contribuye a dotar al paisaje de una cierta complejidad, tanto en lo relativo a la topografía (con un relieve progresivamente alomado conforme se avanza hacia el sur) como en la distribución de los usos del territorio (con una clara división entre el sector septentrional, dominado por los cultivos, y el sector meridional, abundante en hábitats naturales). El agua es asimismo un componente fundamental de este territorio: se localizan en la unidad zonas húmedas de gran interés, como el embalse de Torre del Águila o el complejo endorreico de Utrera, que tienen una importante función tanto en la configuración estructural como en la dinámica ecológica del paisaje. Por último, al igual que sucede en la unidad de la campiña oriental, la presencia de usos artificiales es aquí muy reducida, no existiendo ningún desarrollo urbano de cierta entidad. No obstante, la mezcla de diferentes usos (agrícolas, naturales, masas de agua) determinan una estructura territorial más rica y diversa que la descrita para la campiña oriental.

Figura 5.15 Vista del embalse de Torre del Águila y su entorno



El carácter gradual de la distribución de usos en la unidad está fuertemente vinculado a la configuración del medio físico y, en especial, a la estructura edáfica del territorio. La mitad septentrional de la unidad, donde domina el paisaje de campiña, presenta un claro predominio de los suelos de tipo vértico. Son suelos arcillosos y profundos, que desarrollan grietas en los periodos secos; sus limitaciones principales están relacionadas con las dificultades de drenaje

(que oscila entre medio e impedido) y con su consistencia (firme en seco y plástica en mojado), así como con otras propiedades físicas relacionadas con la textura arcillosa. Este sustrato favorece la implantación de cultivos de secano, a la vez que supone un factor limitante para la expansión del regadío (que en el momento actual se limita al límite septentrional del ámbito, en contacto con las amplias extensiones de regadío del sector marismeño). De forma intercalada con los vertisoles, se localizan también en este sector suelos de tipo regosol, de textura media y con un mejor drenaje.

La mitad meridional de la unidad presenta un claro contraste con lo descrito anteriormente. La presencia de una topografía alomada va acompañada de un cambio sensible en el sustrato edáfico, marcado por el predominio de la asociación entre cambisoles y vertisoles. En las zonas más bajas, donde se acumulan materiales finos, se forman vertisoles crómicos; en laderas y lomas bajas, se desarrollan cambisoles con propiedades vérticas; y en las zonas altas de mayor erosión se localizan regosoles calcáreos, pudiendo encontrarse inclusiones de cambisoles cálcicos en zonas relativamente estables frente a la erosión. Este tipo de sustrato favorece el desarrollo de un mosaico de usos, en los que los cultivos y la cobertura natural se alternan o se entremezclan, dando lugar en ocasiones a zonas de uso mixto. La vegetación natural presente en este sector está constituida principalmente por formaciones de pastizal y matorral (lentiscar, coscojar), a las que hay que añadir una presencia significativa de cobertura arbórea, sobre todo de acebuche y, en menor medida, de encina.

Aparte de estas zonas de vegetación natural, las masas de agua constituyen en su conjunto otro de los principales recursos ambientales de la unidad. Destaca en primer lugar el complejo endorreico de Utrera, incluido dentro de la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía bajo la figura de Reserva Natural (1989). Lo integran tres lagunas de carácter estacional: la del Zarracatín, la de Arjona y la de Alcaparrosa. Las lagunas se localizan en el límite occidental de la unidad; de hecho, una parte del ámbito protegido se interna en la unidad territorial de la marisma. El interés de estos humedales se basa en tres factores fundamentales: la fauna, la flora y la geomorfología. Con respecto la fauna, la proximidad a la marisma de Doñana convierte a las lagunas en un enclave de gran importancia para numerosas especies de aves, que las utilizan de forma complementaria o alternativa a los humedales de Doñana para la nidificación y el descanso en sus desplazamientos migratorios. Su relevancia en este sentido está más ligada a la abundancia de aves que a la presencia concreta de especies singulares. En lo que respecta a la flora, destaca el caso de la laguna de Zarracatín, que debido a la salinidad de sus aguas, se muestra como un hábitat idóneo para el desarrollo de especies de distribución muy restringida, dependientes de este tipo de ambientes endorreicos y salinos (por ejemplo, la *Althenia orientalis*, macrófito acuático con escasas áreas de localización en Andalucía). Finalmente, el interés geomorfológico del complejo recae en su carácter singular, como ejemplo de sistema de lagunas interiores de aguas salobres.

La otra gran zona húmeda de la unidad, el embalse de Torre del Águila, está incluida en el catálogo de espacios protegidos del Plan Especial de Protección del Medio Físico de la provincia. Se trata de un pantano de aguas salobres dedicado al riego de los campos circundantes, lo cual provoca una marcada estacionalidad en cuanto a la altura de la lámina de agua. Se alimenta de las aguas del arroyo Salado de Morón, principal elemento de la red fluvial de la unidad, así como de los arroyos de Santiago y de Guardainfantilla. La puesta en cultivo de

todo el entorno, junto la deleznabilidad de los materiales, condicionan un fuerte aporte de materiales sólidos al embalse. La agricultura ha supuesto un significativo menoscabo de la vegetación circundante, que se reduce a zonas de pastizal y manchas de tarajal. El valor ecológico del enclave reside principalmente en su papel de soporte para la avifauna, constituyendo un hábitat complementario al de las lagunas del complejo endorreico para las aves migratorias. Desde el punto de vista paisajístico, supone el principal elemento estructural del sector central del ámbito; asimismo, marca un potente contraste con la homogeneidad agrícola del entorno inmediato y con su carácter árido cuando no está cultivado.

Hay que mencionar por último el papel ecológico y territorial de la red fluvial, integrada en el sector meridional de la unidad por un número importante de arroyos que contribuyen a aumentar la presencia de hábitats naturales en la zona. Los cauces presentan una cierta cantidad de vegetación de ribera, que potencia su papel como corredores en el seno de la matriz agrícola. Se consigue de esta forma la conformación de una estructura reticular, que aporta conectividad a las manchas de hábitat extensivo presentes en el sur del ámbito.

Como se ha indicado inicialmente, destaca en el conjunto de la unidad la ausencia casi total de usos antrópicos, aparte lógicamente de la actividad agrícola. La autovía tiene una localización marginal dentro del conjunto de la unidad, y el resto de la red viaria tiene una incidencia escasa. De forma consecuente, apenas existen núcleos de población destacables en el ámbito, limitándose la presencia de usos artificiales a determinados desarrollos residenciales de marcado carácter puntual, como los núcleos de El Alhorín o La Cañada.

5.9.2 Evolución de los parámetros estructurales en la unidad

Al igual que sucede en la campiña oriental, las métricas muestran una dominancia rotunda de la matriz agrícola sobre el resto de coberturas de suelo (representando más de un 80% de la superficie total del ámbito a lo largo de todo el periodo de estudio), así como una palpable ausencia de usos artificiales (siempre por debajo del 1%; ver tabla 5.7.5). No obstante, el carácter transicional de esta campiña suroriental determina, como elementos distintivos del mosaico, la presencia significativa de áreas naturales y masas de agua, que aportan complejidad y diversidad estructural al paisaje. La evolución del territorio a lo largo del periodo de estudio ha potenciado el dominio de la agricultura y reducido la presencia de hábitat natural, provocando una simplificación de la configuración del paisaje entre 1956 y 1999, si bien esta tendencia parece revertirse en el periodo más reciente (1999-2003). En términos globales, las clases de uso que conforman el paisaje muestran un elevado grado de agregación espacial (ver tabla 5.7.6).

Con respecto a la configuración interna de la matriz agrícola (ver tabla 5.7.9), el rasgo más característico es el predominio del secano, que aumenta de forma significativa su presencia en la unidad entre 1956 y 1999 gracias a la transformación en tierras de cultivo de amplias extensiones de hábitat natural (ver tabla 5.7.12); el avance se detiene, no obstante, a partir de 1999, con un leve retroceso en superficie para esta clase. El regadío tiene un papel secundario en la matriz, aunque muestra un crecimiento continuo para el conjunto del periodo de estudio. El avance de este uso se produce a costa del secano, y se localiza prioritariamente en el límite septentrional de la unidad, en contacto con las extensiones de regadío de la unidad marismeña. Por su parte, los cultivos mixtos tienen su presencia más significativa en el sector

sur del ámbito, concentrándose principalmente en amplias manchas vinculadas a la mezcla de cultivos herbáceos de secano con formaciones naturales (dehesa de acebuches), entremezcladas con la vegetación natural circundante.

En lo relativo a las masas de agua, llama la atención el aumento de superficie que muestra esta clase (ver tabla 5.7.8). Si bien las métricas registran la aparición de nuevos fragmentos de pequeño tamaño a lo largo del periodo de estudio, su contribución no es suficiente para explicar la expansión total de este tipo de cobertura. El crecimiento se debe, principalmente, al aumento en superficie de la mancha principal, correspondiente al embalse de Torre del Águila, cuya lámina de agua, como se ha mencionado anteriormente, presenta una altura variable debido a su utilización para el riego. La posible variación del régimen pluvial entre los diferentes periodos de estudio también puede contribuir a explicar el cambio de extensión superficial de este elemento. Las lagunas del complejo endorreico de Utrera presentan asimismo una modificación de su superficie, lo cual se puede explicar por su carácter estacional. La aparición de nuevas manchas de esta clase en el sector sur de la unidad, vinculadas a la cobertura natural, puede estar también relacionada con este carácter variable asociado a la presencia de agua en el ámbito.

La cobertura natural muestra un fuerte retroceso a lo largo del periodo de estudio, con un descenso de la superficie total en un 50% y claros signos de fragmentación (ver tabla 5.7.5). Las métricas indican que la pérdida de superficie se concentra principalmente entre 1956 y 1999, mientras que el proceso de fragmentación se prolonga hasta 2003. Otro rasgo global de esta clase para todo el periodo de estudio es la marcada irregularidad de los fragmentos, indicativa de la asociación del hábitat a la red fluvial, con abundancia de elementos lineales. Esta característica, unida al citado proceso de fragmentación (que incrementa el denominado “efecto borde”), ofrece como resultado un importante riesgo de menoscabo del hábitat de interior y un aumento de la proporción de hábitat de borde, de menor calidad. En todo caso, se observa un elevado nivel de conectividad, precisamente gracias al mantenimiento de conectores lineales. La conservación de estos elementos permite la conformación de una red ecológica de cierta extensión, claramente visible en el sur de la unidad, que compensa en parte la pérdida neta de hábitat extensivo.

Estos rasgos generales se pueden aplicar, con ciertos matices, a la evolución observada tanto para el hábitat arbolado como para el no arbolado (ver tabla 5.7.10), cuya presencia es parecida en términos globales (aunque con unas cifras algo superiores para el hábitat no arbolado). En todo caso, el hábitat arbolado presenta una estructura más fragmentada, que se articula en manchas de menor tamaño y forma más compacta que las de la cobertura no arbolada. El proceso de fragmentación afecta a las áreas arboladas entre 1956 y 1999, mientras que en el periodo más reciente (1999-2003) se percibe una leve reversión de esta tendencia. Por su parte, el hábitat no arbolado se concentra en un menor número de fragmentos, de mayor tamaño medio. Su asociación a la estructura de la red fluvial es superior a la del hábitat arbolado, lo que condiciona una menor compacidad (lo que implica menos hábitat de interior), pero también una mayor conectividad (la distancia de correlación es sensiblemente superior). Aunque el grado de fragmentación es menor que en el caso del hábitat arbolado, la cobertura no arbolada presenta signos de intensificación de este rasgo en el periodo 1999-2003.

Ambas clases muestran un grado notable de imbricación en el paisaje, configurando en conjunto manchas mixtas de hábitat natural de considerable extensión, a modo de mosaico, que resultan claramente visibles en la cartografía a nivel 2 (ver mapas 5.7.6 – 5.7.8). Es necesario tener en cuenta esta característica a la hora de evaluar la incidencia del efecto borde, dado que una importante proporción del límite de las manchas supone una zona de contacto con otro fragmento de vegetación natural, y no con un uso agrícola o artificial, por lo que el impacto sería menor que el que cabría esperar.

Por su parte, los espacios carentes de vegetación ven limitada su presencia en la unidad al comienzo del periodo de estudio, despareciendo en etapas posteriores (ver tabla 5.7.10). Se localizan en el perímetro del embalse, en una franja que queda completamente cubierta por la lámina de agua entre 1999 y 2003; este fenómeno estaría vinculado, como se ha indicado anteriormente, a la variación de la altura de las aguas del pantano.

Como se ha indicado, los usos artificiales tienen escasa representación en la unidad, si bien muestran una cierta tendencia ascendente para el periodo de estudio (ver tabla 5.7.7). Se articulan en un número limitado de núcleos de pequeño tamaño y forma compacta, con una distribución dispersa en el conjunto del paisaje. En un análisis más detallado, se percibe cómo el tejido urbano tiene una presencia prácticamente marginal, con un carácter muy puntual. Las urbanizaciones residenciales, asociadas al medio rural, tienen una presencia similar al tejido urbano, mostrando incluso un cierto retroceso entre 1956 y 1999 (un fenómeno vinculado posiblemente con la propia cartografía base de usos). El resto de usos artificiales supone en conjunto la subclase más dinámica, con una tendencia positiva en cuanto a la superficie total. Se trata, en todo caso, de construcciones y desarrollos ligados al espacio agrícola, y no de usos de tipo estrictamente comercial o industrial; en todo caso, su presencia neta no deja de tener un carácter muy secundario en la configuración global del paisaje.

5.9.3 Discusión de resultados

El análisis estructural demuestra el valor de esta unidad como espacio de transición entre las áreas más urbanizadas del ámbito metropolitano y un territorio de carácter más natural como es la Sierra Sur. Al igual que sucede con la campiña oriental, uno de los rasgos más decisivos de este paisaje es la ausencia prácticamente total de procesos de urbanización y otras intervenciones antrópicas de carácter artificial. Si a esta característica se le añade la presencia de un número considerable de espacios con vegetación natural que han resistido el avance de las tierras cultivadas, así como la existencia de humedales y de un cierto grado de conectividad entre las principales manchas de hábitat, es posible concluir que se trata de un espacio con un notable interés desde el punto de vista ecológico y territorial.

En todo caso, y a pesar de que los valores naturales que caracterizan este espacio parecen haberse conservado en mejores condiciones que los de otras unidades a lo largo del periodo de estudio, es necesario reconocer la existencia de presiones que amenazan el óptimo funcionamiento ecológico del paisaje. En su mayor parte, estas presiones se derivan de la intensificación de las labores agrícolas, proceso que ha afectado visiblemente a la configuración del paisaje en el perímetro de las zonas húmedas de la unidad, y que conlleva un riesgo sobre el funcionamiento de estos humedales como hábitat para la avifauna.

La mayor parte de las pérdidas de cobertura natural se concentran en el sector más occidental de la unidad. Sería necesario estudiar las posibilidades de recuperación de parte del hábitat originario en esta zona, con objeto de extender hasta aquí la red ecológica actualmente limitada al sector meridional. En especial, resulta prioritario restaurar el hábitat cercano a las lagunas del complejo endorreico de Utrera, en cuyo entorno, como se ha indicado anteriormente, la vegetación natural ha sucumbido casi por completo ante los cultivos de secano. Los efectos de este proceso son especialmente visibles en la laguna de Zarracatín. La desaparición de la vegetación perilagunar representa un serio menoscabo de la función de este espacio como hábitat asociado al entorno de Doñana, al tiempo que supone una pérdida de protección frente a los impactos ligados a la actividad agrícola y a la ausencia de cobertura natural: escorrentía superficial, arrastre de materiales hacia la laguna (con el consiguiente riesgo de colmatación), desagüe de vertidos agrícolas, y eutrofización de las aguas.

Los citados efectos son extensibles al embalse de Torre del Águila, si bien en este caso es posible comprobar en la cartografía como desde 1956 el entorno del pantano apenas ha contado con una cobertura natural asociada a sus márgenes. Las labores de reforestación en el entorno de esta masa de agua pueden contribuir a proteger este humedal de los impactos de los usos agrícolas circundantes, y reforzar al mismo tiempo el rol de este enclave como área de nidificación y descanso de aves migratorias. Asimismo, una mejora ambiental podría favorecer el uso público del espacio, una funcionalidad que ya es significativa en la actualidad, con actividades como la pesca o la realización de deportes acuáticos.

El sector septentrional representa el ámbito más pobre de la unidad en cuanto a recursos para la conformación de una red ecológica. La ausencia de cobertura natural y el predominio prácticamente absoluto de la matriz agrícola son los rasgos definitorios de esta área desde el comienzo del periodo de estudio. Ni la red hidrográfica y ni las vías pecuarias, recursos territoriales básicos para la mejora ambiental, son especialmente abundantes en este espacio. No obstante, el aprovechamiento de los elementos presentes (arroyo de Guardainfantilla, arroyo del Sarro, Cañada Real de Ubrique a Sevilla, Cañada Real de El Coronil, Cañada Real del Prado del Gallego, etc.), unido a la aplicación de medidas agroambientales para la mejora de las condiciones ecológicas de las parcelas cultivadas (por ejemplo, mediante la creación de nodos de hábitat a modo de *stepping stones*), pueden significar en su conjunto una importante mejora en este ámbito. El objetivo en este caso sería prolongar hacia el norte la red ecológica del sector meridional, y buscar su conexión con elementos del sistema de espacios libres más próximos al núcleo del área metropolitana.

Tabla 5.7.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	105,42	0,30	0,07	16	6,59	6,79	0,60	1,51	2425,74	148,50
agua -humedal	725,83	2,06	1,81	19	38,20	141,49	1,85	1,70	1313,45	1649,00
agrícola	30994,29	88,12	42,69	42	737,96	3126,37	17,98	1,76	58,52	5080,94
natural	3348,39	9,52	4,84	202	16,58	129,64	16,72	1,94	202,91	2256,20
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	101,32	0,29	0,06	16	6,33	6,57	0,61	1,54	2425,74	148,82
agua -humedal	721,27	2,05	1,81	14	51,52	162,77	1,78	1,81	1832,73	1659,14
agrícola	30944,28	87,98	42,55	42	736,77	3120,93	17,88	1,76	58,52	5081,01
natural	3407,06	9,69	5,03	200	17,04	134,71	16,63	1,94	202,95	2277,01
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	43,87	0,12	0,03	13	3,37	2,73	0,38	1,55	2764,82	107,84
agua -humedal	656,66	1,87	1,43	11	59,70	142,31	1,74	1,86	1149,86	1410,62
agrícola	28148,80	80,03	39,94	61	461,46	2225,57	19,41	1,84	65,34	4588,96
natural	6324,60	17,98	6,80	183	34,56	199,29	19,92	2,00	170,21	1985,02

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.7.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	82,55	0,43	0,31
1999	82,47	0,44	0,31
1956	77,39	0,57	0,41

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.7.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	8,59	0,02	0,01	5	1,72	1,62	0,08	1,44	2402,71	75,17
urb. residenciales	10,94	0,03	0,02	4	2,74	2,39	0,12	1,62	6132,35	119,96
otros usos artif.	85,89	0,24	0,07	8	10,74	7,08	0,42	1,48	2138,02	156,40
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	725,83	2,06	1,81	19	38,20	141,49	1,85	1,70	1313,45	1649,00
agrícola secano	29065,56	82,63	40,00	44	660,58	2810,06	18,62	1,80	72,77	4840,46
agrícola regadío	1463,06	4,16	3,47	18	81,28	277,04	1,70	1,72	677,06	1716,17
agrícola mixto	465,67	1,32	0,61	19	24,51	46,90	1,82	1,90	1119,85	428,86
natural arbolado	1509,57	4,29	1,14	160	9,43	37,20	9,54	1,81	246,21	569,41
natural no arbolado	1838,82	5,23	1,30	136	13,52	51,02	12,89	2,32	258,04	1134,27
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	8,59	0,02	0,01	5	1,72	1,62	0,08	1,44	2402,71	75,17
urb. residenciales	10,94	0,03	0,02	4	2,74	2,39	0,12	1,62	6132,35	119,96
otros usos artif.	81,79	0,23	0,06	8	10,22	7,06	0,41	1,47	2138,02	156,11
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	721,27	2,05	1,81	14	51,52	162,77	1,78	1,81	1832,73	1659,14
agrícola secano	29193,86	83,00	40,10	42	695,09	2887,96	18,53	1,81	66,12	4860,61
agrícola regadío	1327,50	3,77	2,72	14	94,82	243,69	1,46	1,75	356,90	1103,42
agrícola mixto	422,92	1,20	0,61	18	23,50	48,19	1,63	1,85	652,32	434,95
natural arbolado	1509,59	4,29	1,14	161	9,38	37,10	9,54	1,81	244,56	569,40
natural no arbolado	1897,47	5,39	1,35	134	14,16	53,67	12,99	2,32	262,63	1132,96
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	NP	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tej. urbano cont.	3,8	0,01	0,01	1	3,8	0	0,03	1,38	-	78,98
urb. residenciales	16,34	0,05	0,02	6	2,72	2,69	0,16	1,52	4004,14	113,01
otros usos artif.	23,73	0,07	0,03	6	3,96	2,85	0,19	1,61	1947,68	108,90
zonas verdes urb.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
agua - humedal	656,66	1,87	1,43	11	59,70	142,31	1,74	1,86	1149,86	1410,62
agrícola secano	27337,86	77,72	39,88	62	440,93	2032,43	19,25	1,89	82,25	4206,36
agrícola regadío	89,39	0,25	0,15	4	22,35	18,94	0,20	1,58	1037,74	256,37
agrícola mixto	721,55	2,05	0,66	31	23,28	42,61	2,97	1,88	279,40	435,95
natural arbolado	3019,15	8,58	1,35	143	21,11	63,52	11,82	1,80	220,45	672,57
natural no arbolado	3175,86	9,03	1,46	152	20,89	62,33	15,99	2,20	218,80	1018,80
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	129,59	0,37	0,06	25	5,18	6,19	1,85	2,76	81,06	369,85

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); NP: Number of patches (adimensional); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 5.7.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	81,67	0,74	0,33
1999	82,00	0,72	0,33
1956	80,39	0,82	0,36

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 5.7.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (I).	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales tienen una escasa presencia en la unidad, aunque muestran una cierta tendencia ascendente para el periodo de estudio (% LAN: 0,12 – 0,29 – 0,30; LPI: 0,03 – 0,06 – 0,07).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Los usos artificiales se articulan en núcleos de reducido tamaño. Entre 1956 y 1999 se produce un cierto incremento tanto en el número como en la extensión media de los fragmentos (NP: 13 – 16 – 16; AREA MN: 3,37 – 6,33 - 6,59).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta más o menos de forma pareja con el incremento en extensión de la clase (ED: 0,38 – 0,61 – 0,60). La forma de las manchas es relativamente compacta, incrementándose este rasgo de forma moderada a lo largo del periodo de estudio (SHAPE MN: 1,55 – 1,54 – 1,51).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta al aumentar la superficie media de los fragmentos (RGYR AM: 107,84 – 148,82 – 148,50). La distancia media entre manchas disminuye con la aparición de nuevos núcleos (ENN MN: 2764,82 – 2425,74 – 2425,74).
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase está representada por el embalse de Torre del Águila y las lagunas del complejo endorreico de Utrera. Su importancia es por tanto elevada, aunque cuantitativamente represente un porcentaje minoritario de la unidad. La superficie de la clase aumenta para el periodo de estudio, lo que parece estar relacionado más con la variación de la lámina de agua del embalse que con la aparición de nuevas masas de agua; esto queda reflejado en el aumento de valor de LPI (% LAN: 1,87 – 2,05 – 2,06; LPI: 1,43 – 1,81 – 1,81).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A lo largo del periodo de estudio se incrementa el número de fragmentos de esta clase (11 – 14 – 19). Las nuevas manchas son de menor extensión que las originarias, por lo que desciende el tamaño medio (AREA MN: 59,70 – 51,52 – 38,20); la heterogeneidad en cuanto a la superficie de las masas de agua es notable (AREA SD: 142,31 – 162,77 – 141,49).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta con el incremento en superficie de la clase (ED: 1,74 – 1,78 – 1,85). Las manchas más recientes tienen un carácter significativamente más compacto que el embalse, lo que hace descender el grado medio de irregularidad (SHAPE MN: 1,86 – 1,81 – 1,70).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta en términos globales al incrementarse la superficie de la clase, y especialmente de su fragmento más extenso (RGYR AM: 1410,62 – 1659,14 – 1649,00). La distancia media entre manchas aumenta en un primer lugar, al aparecer manchas alejadas de las preexistentes, y luego desciende a consecuencia de la aparición de fragmentos cercanos (ENN MN: 1149,86 – 1832,73 – 1313,45).
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La clase agrícola es el uso dominante en el paisaje. Experimenta un cierto crecimiento a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 80,03 – 87,98 – 88,12; LPI: 39,94 – 42,55 – 42,69).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La disminución del número de fragmentos y el aumento del tamaño medio de los mismos indican que la matriz aumenta su cohesión interna, como consecuencia del proceso de expansión y fusión de manchas anteriormente aisladas (NP: 61 – 42 – 42; AREA MN: 461,46 – 737,77 – 737,96).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Tanto la densidad de borde como el grado de irregularidad de los fragmentos descienden al producirse la fusión entre fragmentos (ED: 19,41 – 17,88 – 17,98; SHAPE MN: 1,84 – 1,76 – 1,76).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Como consecuencia de la expansión de la matriz, se produce un aumento del grado de conectividad (RGYR AM: 4588,96 – 5081,01 – 5080,94) y un descenso del aislamiento espacial de los fragmentos (ENN MN: 65,34 – 58,52 – 58,52). En todo caso, tanto la conectividad como la proximidad entre manchas son elevadas para todo el periodo de estudio, debido a la dominancia global de los usos agrícolas.

Tabla 5.7.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (II).

Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural ocupa el segundo lugar en cuanto a extensión superficial, tras los usos agrícolas. A lo largo del periodo de estudio ha experimentado un retroceso significativo, perdiendo casi la mitad de su superficie total (% LAN: 17,98 – 9,69 – 9,52; LPI: 6,80 – 5,03 – 4,84).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El retroceso en superficie total va acompañado de un aumento del número de manchas y de una disminución del tamaño medio de las mismas (NP: 183 – 200 – 202; AREA MN: 34,56 – 17,04 – 16,58), lo que es indicativo de un claro proceso de fragmentación. Las métricas apuntan a que el efecto de la fragmentación es superior al de la pérdida neta de superficie en el periodo reciente (1999-2003).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye a consecuencia de la pérdida de superficie total de la clase, pero el descenso es moderado debido al citado proceso de fragmentación; por ello, se produce un aumento de la proporción borde-área (ED: 19,92 – 16,63 – 16,72). La forma de las manchas es irregular, debido a la asociación de gran parte de la cobertura natural a la disposición de la red fluvial (SHAPE MN: 2,00 – 1,94 – 1,94).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La pérdida de superficie hace que aumente la distancia entre los fragmentos (ENN MN: 170,21 – 202,95 – 202,91). A pesar de la fragmentación, la configuración de las manchas, con un mayor predominio de los elementos lineales, favorece un aumento de la distancia de correlación (RGYR AM: 1985,02 – 2277,01 – 2256,20). En términos generales, se observa una buena conectividad a través de la conformación de una estructura en red.

Tabla 5.7.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	El avance de los usos agrícolas hace que el paisaje tienda hacia un mayor grado de agregación espacial (CONTAG: 77,39 – 82,47 – 82,55), así como a una menor diversidad estructural y un menor equilibrio entre el peso de las diferentes clases (SHDI: 0,57 – 0,44 – 0,43; SHEI: 0,41 – 0,31 – 0,31). No obstante, esta tendencia está vinculada sobre todo al periodo 1956-1999, mostrando una desaceleración sensible en la etapa más reciente del periodo de estudio.

Tabla 5.7.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES.	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia del tejido urbano en la unidad es marginal, con un ligero aumento entre 1956 y 1999 (% LAN: 0,01 – 0,02 – 0,02; LPI: 0,01 – 0,01 – 0,01).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	La presencia de estos usos tiene un carácter muy puntual. Entre 1956 y 1999 aparecen nuevos núcleos, de pequeño tamaño (NP: 1 – 5 – 5; AREA MN: 3,8 – 1,72 – 1,72).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta con el crecimiento de la clase (ED: 0,03 – 0,08 – 0,08). La forma de los fragmentos es compacta, con un pequeño aumento de su irregularidad (SHAPE MN: 1,38 – 1,44 – 1,44).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia media entre los núcleos es signo de su distribución irregular en el paisaje (ENN MN: x – 2402,71 – 2402,71). La distancia de correlación es baja dada la limitada superficie de esta clase; experimenta un ligero descenso dado el reducido tamaño de los núcleos más recientes (RGYR AM: 78,98 – 75,71 – 75,71).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de urbanizaciones residenciales es apenas algo mayor que la del tejido urbano continuo. La clase muestra un cierto retroceso entre 1956 y 1999 (% LAN: 0,05 – 0,03 – 0,03; LPI: 0,02 – 0,02 – 0,02).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999 desaparecen dos núcleos (NP: 6 – 4 – 4). El tamaño medio de las manchas es muy reducido (AREA MN: 2,72 – 2,74 – 2,74).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye al desaparecer dos núcleos (ED: 0,16 – 0,12 – 0,12). La forma de las manchas restantes muestra una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,52 – 1,62 – 1,62)
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La pérdida de manchas se refleja en un aumento de la distancia media entre los fragmentos (ENN MN: 4004,14 – 6132,35 – 6132,35), La configuración de los fragmentos que permanecen inciden en una evolución positiva de la distancia de correlación, aunque de forma neta el valor es reducido, a causa de la escasa superficie de esta clase (RGYR AM: 113,01 – 119,96 – 119,96).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	A pesar de su poca relevancia en el balance global, esta clase es la más abundante del conjunto de usos de tipo artificial, siendo además la que muestra un mayor dinamismo (% LAN: 0,07 – 0,23 – 0,24; LPI: 0,03 – 0,06 – 0,07).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	El crecimiento de esta clase se plasma en un ligero aumento del número total de fragmentos (NP: 6 – 8 – 8) y en un incremento del tamaño medio de los mismos (AREA MN: 3,96 – 10,22 – 10,74).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta con el crecimiento global de la clase (ED: 0,19 – 0,41 – 0,42). Los fragmentos tienden a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,61 – 1,47 – 1,48).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta con el incremento de tamaño de las manchas (RGYR AM: 108,90 – 156,11 – 156,40). La distancia media entre los fragmentos aumenta debido a la aparición de nuevos núcleos alejados de los originales (ENN MN: 1947,68 – 2138,02 – 2138,02).

Tabla 5.7.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase está representada principalmente por el embalse de Torre del Águila y las lagunas del complejo endorreico de Utrera. Su importancia es por tanto elevada, aunque cuantitativamente represente un porcentaje minoritario de la unidad. La superficie de la clase aumenta para el periodo de estudio, lo que parece estar relacionado con la variación de la lámina de agua del embalse que con la aparición de nuevas masas de agua; esto queda reflejado en el aumento de valor de LPI (% LAN: 1,87 – 2,05 – 2,06; LPI: 1,43 – 1,81 – 1,81).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A lo largo del periodo de estudio se incrementa el número de fragmentos de esta clase (11 – 14 – 19). Las nuevas manchas son de menor extensión que las originarias, por lo que desciende el tamaño medio (AREA MN: 59,70 – 51,52 – 38,20); la heterogeneidad en cuanto a la superficie de las masas de agua es elevada debido a la disparidad existente (AREA SD: 142,31 – 162,77 – 141,49).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta con el incremento en superficie de la clase (ED: 1,74 – 1,78 – 1,85). Las manchas más recientes tienen un carácter significativamente más compacto que el embalse, lo que hace descender el grado de irregularidad de las láminas agua (SHAPE MN: 1,86 – 1,81 – 1,70).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta en términos globales al incrementarse la superficie de la clase, y especialmente de su fragmento más extenso (RGYR AM: 1410,62 – 1659,14 – 1649,00). La distancia media entre manchas aumenta en un primer lugar, al aparecer manchas alejadas de las preexistentes, y luego desciende a consecuencia de la aparición de fragmentos cercanos (ENN MN: 1149,86 – 1832,73 – 1313,45).

Tabla 5.7.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS.	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El regadío constituye un uso secundario dentro de la matriz agrícola, si bien experimenta un sensible avance en términos relativos para el periodo de estudio (% LAN: 0,25 – 3,77 – 4,16; LPI: 0,15 – 2,72 – 3,47).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	A lo largo del periodo de estudio se percibe un aumento progresivo del número de fragmentos (NP: 4 – 14 – 18). El tamaño medio aumenta en primer lugar, y desciende en el último periodo, lo cual indica que los desarrollos recientes son de menor extensión (AREA MN: 22,35 – 94,82 – 81,28). La heterogeneidad en el tamaño de las manchas aumenta de forma potente entre 1956 y 1999 (AREA SD: 18,94 – 243,69 – 277,04), a consecuencia de la aparición de un fragmento de gran extensión, mucho mayor que el resto (tal y como se desprende también del valor de LPI).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde experimenta un aumento notable, como consecuencia del crecimiento de esta clase (ED: 0,20 – 1,46 – 1,70). La forma media de las manchas tiende a una menor regularidad para el conjunto del periodo de estudio (SHAPE MN: 1,58 – 1,75 – 1,72).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta en paralelo al aumento de superficie de la clase (RGYR AM: 256,37 – 1103,42 – 1716,17). La distancia media entre las manchas disminuye en una primera etapa, para aumentar posteriormente a causa de la aparición de nuevos fragmentos alejados del resto (ENN MN: 1037,74 – 356,90 – 677,06).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de secano representan el componente mayoritario de la matriz agrícola. Aumenta su presencia en el paisaje entre 1956 y 1999, mientras que en el periodo más reciente (1999-2003) se percibe un muy ligero retroceso (% LAN: 77,72 – 83,00 – 82,63; LPI: 39,88 – 40,10 – 40,00).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	Entre 1956 y 1999, el secano se expande y contribuye a un aumento de la cohesión de la matriz reduciéndose el número de fragmentos aislados; posteriormente, entre 1999 y 2003 se observan signos de un proceso de fragmentación (NP: 62 – 42 – 44; AREA MN: 440,93 – 695,09 – 660,58).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye primero (1956-1999) y aumenta ligeramente después (1999-2003), como consecuencia de la evolución global de la superficie de esta clase (ED: 19,25 – 18,53 – 18,62). La forma media de los fragmentos muestra un cierto grado de irregularidad, aunque se percibe una tendencia hacia una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,89 – 1,81 – 1,80).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación evoluciona en paralelo a la superficie de esta clase (RGYR AM: 4206,36 – 4860,61 – 4840,46). La distancia media entre fragmentos es reducida, como corresponde a la matriz del paisaje; la evolución de esta variable es oscilante, disminuyendo primero con la expansión de la clase, y aumentando después con el proceso de fragmentación (ENN MN: 82,25 – 66,12 – 72,77).
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de tipo mixto presentan una evolución oscilante para el periodo de estudio, pero siempre dentro de unos valores modestos en el plano cuantitativo (% LAN: 2,05 – 1,20 – 1,32; LPI: 0,66 – 0,61 – 0,61).
Fragmentación (NP, AREA MN, AREA SD)	El número total de fragmentos disminuye entre 1956 y 1999, y aumenta ligeramente entre 1999 y 2003 (NP: 31 – 18 – 19). En contraste, el tamaño medio de las manchas se mantiene relativamente constante, con una leve tendencia positiva (AREA MN: 23,38 – 23,50 – 2,51).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde evoluciona a la par que la superficie total de la clase (ED: 2,97 – 1,63 – 1,82). La forma se mantiene dentro de un cierto nivel de irregularidad (SHAPE MN: 1,88 – 1,85 – 1,90).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación apenas muestra variación para el periodo de estudio (RGYR AM: 435,95 – 434,95 – 428,86). En cambio, la distancia media entre manchas muestra una tendencia progresiva hacia un mayor aislamiento espacial de los fragmentos (ENN MN: 279,40 – 652,32 – 1119,85).

Tabla 5.7.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES.	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Al comienzo del periodo de estudio la cobertura no arbolada tiene una presencia significativa en el paisaje, si bien ésta se ve reducida progresivamente, y con una intensidad particular entre 1956 y 1999 (% LAN: 9,03 – 5,39 – 5,23; LPI: 1,46 – 1,35 – 1,30).
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999 el retroceso de esta clase se plasma tanto en la reducción del número de fragmentos como en el descenso de su tamaño medio; posteriormente, entre 1999 y 2003, se observa una muy ligera tendencia a la fragmentación, con un leve aumento del número de manchas (NP: 152 – 134 - 136; AREA MN: 20,89 – 14,16 – 13,52).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde sufre un descenso continuado (ED: 15,99 – 12,99 – 12,89). La forma de las manchas es irregular (muchas de ellas están ligadas a los cauces fluviales), incrementándose este rasgo a lo largo del periodo de estudio (SHAPE MN: 2,20 – 2,32 – 2,32).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación aumenta a lo largo del periodo de estudio, dado que los elementos de carácter lineal, que aportan una mayor conectividad, van ganado peso en el cómputo de la variable, al centrarse las pérdidas en el hábitat de carácter extensivo (RGYR AM: 1018,80 – 1132,96 – 1134,27). La distancia media entre manchas tiende a un aumento global para el conjunto del periodo de estudio, si bien entre 1999 y 2003 se percibe un ligero descenso como consecuencia del citado proceso de fragmentación (ENN MN: 218,80 – 262,63 – 258,04).
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El hábitat arbolado experimenta una evolución parecida al no arbolado en lo relativo a su extensión superficial, si bien su presencia es algo menor en términos cuantitativos (% LAN: 8,58 – 4,29 – 4,29; LPI: 1,35 – 1,14 – 1,14). En todo caso, la tendencia regresiva parece frenarse en el periodo 1999-2003.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Las métricas muestran claramente un proceso de fragmentación entre 1956 y 1999, con una leve reversión de esta tendencia (NP: 143 – 161 – 160; AREA MN: 21,11 – 9,38 – 9,43). Se trata en todo caso de una cobertura con una estructura fuertemente fragmentaria.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde se reduce entre 1956 y 1999 (ED: 11,82 – 9,54 – 9,54). La forma de las manchas se mantiene dentro de un cierto grado de irregularidad (SHAPE MN: 1,80 – 1,81 – 1,81).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye en términos globales (RGYR AM: 672,57 – 569,40 – 569,41), y el aislamiento espacial de los fragmentos aumenta (ENN MN: 220,45 – 244,56 – 246,21).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los espacios sin vegetación tienen una presencia poco significativa en la unidad, que se limita al comienzo del periodo de estudio (% LAN: 0,37 – x – x; LPI: 0,06 – x – x). Se localiza exclusivamente en el perímetro del embalse de Torre del Águila, que en las posteriores fases de estudio queda cubierto por la lámina de agua.
Fragmentación (NP, AREA MN y SD)	Las métricas muestra una estructura muy fragmentada, consecuente con la distribución perimetral en el borde marcadamente irregular del embalse (NP: 25 – x – x; AREA MN: 5,18 – x – x).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde y el indicador de forma apuntan a una configuración espacial de los fragmentos muy irregular (ED: 1,85 – x – x; SHAPE MN: 2,76 – x – x), como corresponde a su localización.
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	Las manchas están próximas entre sí (ENN MN: 81,06 – x – x). Dado su carácter lineal presentan una distancia de correlación significativa pese a lo limitado de su superficie total y a su grado de fragmentación (RGYR AM: 369,85 – x – x).

Tabla 5.7.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	En términos globales, el paisaje tiende de forma muy moderada a un aumento del grado de agregación de las clases que lo componen (CONTAG: 80,39 – 82,00 – 81,69), al tiempo que pierde diversidad y se reduce el equilibrio entre los diversos usos (SHDI: 0,82 – 0,72 – 0,74; SHEI: 0,36 – 0,33 – 0,33). En todo caso, esta evolución es menos marcada que la observada para una menor resolución temática, lo que indica que la configuración interna de las grandes clases de uso añade una cierta complejidad adicional al paisaje. Además, a este mayor nivel de desagregación temática, la tendencia general parece revertirse ligeramente durante el último periodo de estudio (1999-2003).

Tabla 5.7.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	31,45	0	12,30	0	43,75
agua - humedal	0	567,06	85,20	4,70	656,97
agrícola	44,71	6,31	27657,05	440,10	28148,18
natural	29,20	152,23	3239,09	2904,84	6325,35
TOTAL 2003	105,36	725,60	30993,64	3349,64	35174,25

Tabla 5.7.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1956 \ 1999	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1956
artificial	31,45	0	12,30	0	43,75
agua - humedal	0	567,06	85,20	4,70	656,97
agrícola	40,60	5,24	27610,29	492,05	28148,18
natural	29,20	148,78	3235,93	2911,45	6325,35
TOTAL 1999	101,25	721,08	30943,72	3408,20	35174,25

Tabla 5.7.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1.					
1999 \ 2003	artificial	agua - humedal	agrícola	natural	TOTAL 1999
artificial	101,25	0	0	0	101,25
agua - humedal	0	721,08	0	0	721,08
agrícola	4,11	2,49	30937,11	0	30943,72
natural	0	2,02	56,53	3349,64	3408,20
TOTAL 2003	105,36	725,60	30993,64	3349,64	35174,25

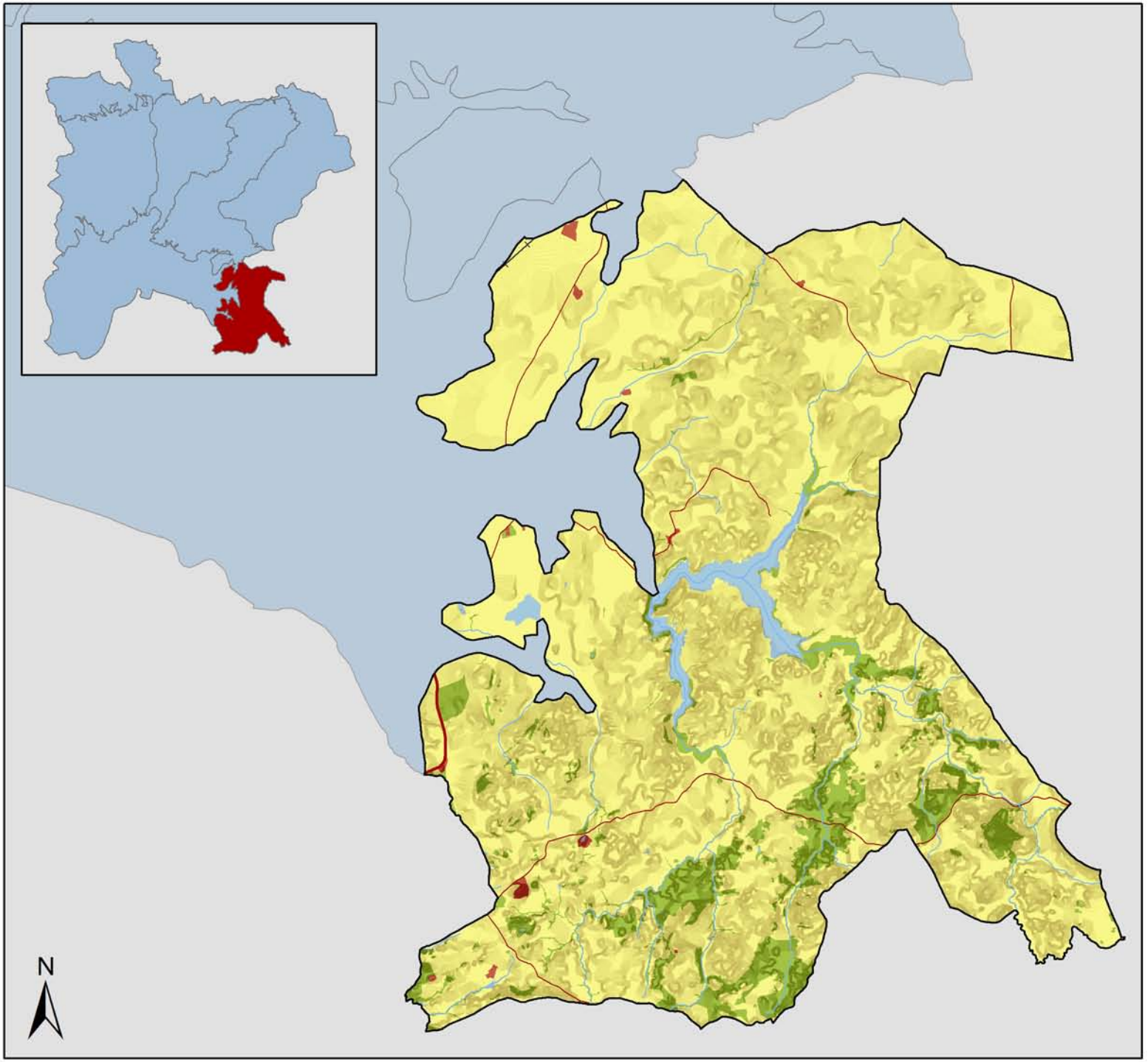
Tabla 5.7.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	3,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,80
urb. residenciales	0	8,82	0	0	0	4,73	2,72	0	0	0	0	0	16,28
otros usos artif.	0,91	0	17,91	0	0	3,63	1,21	0	0	0	0	0	23,67
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	567,06	10,50	74,70	0	0	4,70	0	0	656,97
agrícola secano	0,41	2,09	29,90	0	4,43	25689,99	1179,04	14,81	23,08	393,39	0	0	27337,15
agrícola regadío	0	0	0	0	0	17,41	63,42	8,65	0	0	0	0	89,48
agrícola mixto	0	0	12,31	0	1,88	282,09	0	401,63	8,45	15,18	0	0	721,54
natural arbolado	3,38	0	18,91	0	8,10	1443,65	11,02	32,57	1405,66	97,13	0	0	3020,41
natural no arbolado	0	0	6,91	0	16,56	1613,15	130,87	7,83	73,17	1327,40	0	0	3175,89
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	127,57	0	0	0	0	1,48	0	0	129,05
TOTAL 2003	8,50	10,92	85,95	0	725,60	29065,16	1462,99	465,49	1510,35	1839,29	0	0	35174,25

Tabla 5.7.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.													
1956 \ 1999	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1956
tej. urbano continuo	3,80	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,80
urb. residenciales	0	8,82	0	0	0	4,73	2,72	0	0	0	0	0	16,28
otros usos artif.	0,91	0	17,91	0	0	3,63	1,21	0	0	0	0	0	23,67
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	567,06	13,81	71,39	0	0	4,70	0	0	656,97
agrícola secano	0,41	2,09	27,09	0	3,91	25804,81	1050,11	14,81	23,08	410,84	0	0	27337,15
agrícola regadío	0	0	0	0	0	18,84	70,65	0	0	0	0	0	89,48
agrícola mixto	0	0	11,01	0	1,33	283,39	0	367,68	8,45	49,68	0	0	721,54
natural arbolado	3,38	0	18,91	0	6,68	1454,27	1,80	32,57	1405,67	97,13	0	0	3020,41
natural no arbolado	0	0	6,91	0	14,53	1609,92	129,54	7,83	73,17	1333,99	0	0	3175,89
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	127,57	0	0	0	0	1,48	0	0	129,05
TOTAL 1999	8,50	10,92	81,84	0	721,08	29193,40	1327,42	422,89	1510,37	1897,83	0	0	35174,25

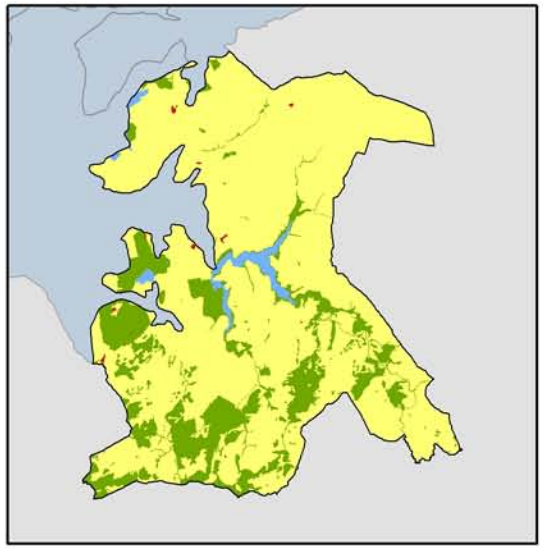
Tabla 5.7.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2.

1999 \ 2003	tej. urbano continuo	urb. residenciales	otros usos artificiales	zonas verdes urbanas	agua - humedal	agrícola secano	agrícola regadío	agrícola mixto	natural arbolado	natural no arbolado	plantaciones forestales	sin vegetación	TOTAL 1999
tej. urbano continuo	8,50	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	8,50
urb. residenciales	0	10,92	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	10,92
otros usos artif.	0	0	81,84	0	0	0	0	0	0	0	0	0	81,84
zonas verdes urb.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
agua - humedal	0	0	0	0	721,08	0	0	0	0	0	0	0	721,08
agrícola secano	0	0	4,11	0	1,94	29043,14	144,21	0	0	0	0	0	29193,40
agrícola regadío	0	0	0	0	0	0	1318,77	8,65	0	0	0	0	1327,42
agrícola mixto	0	0	0	0	0,55	0	0	422,34	0	0	0	0	422,89
natural arbolado	0	0	0	0	0	0,02	0	0	1510,35	0	0	0	1510,37
natural no arbolado	0	0	0	0	2,02	22,01	0	34,51	0	1839,29	0	0	1897,83
plant. forestales	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
sin vegetación	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TOTAL 2003	8,50	10,92	85,95	0	725,60	29065,16	1462,99	465,49	1510,35	1839,29	0	0	35174,25

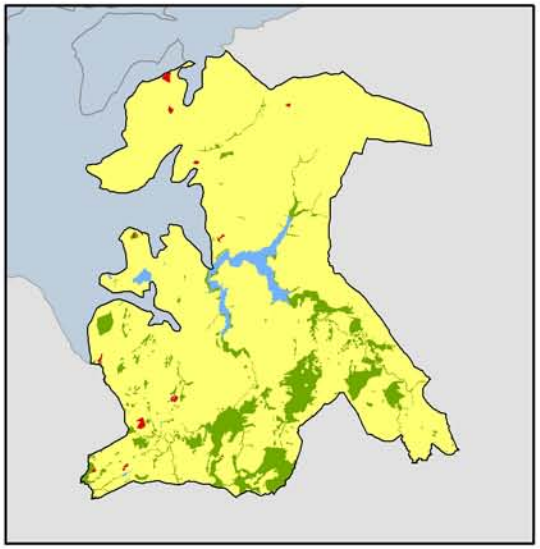
Mapa 5.7.1. Unidad 7 - Mapa de síntesis



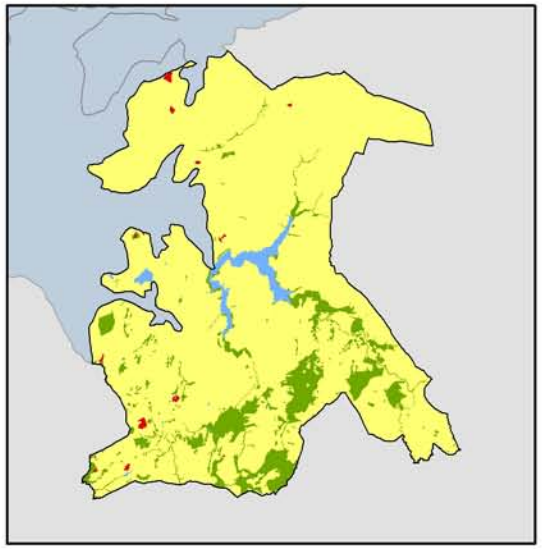
Mapa 5.7.2. Evolución del paisaje en la Unidad 7



1956



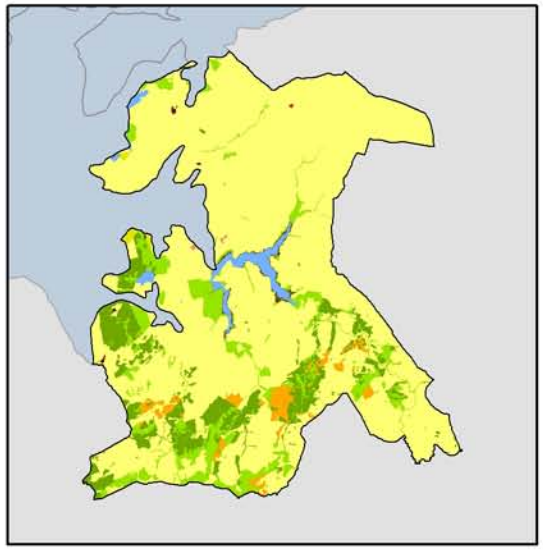
1999



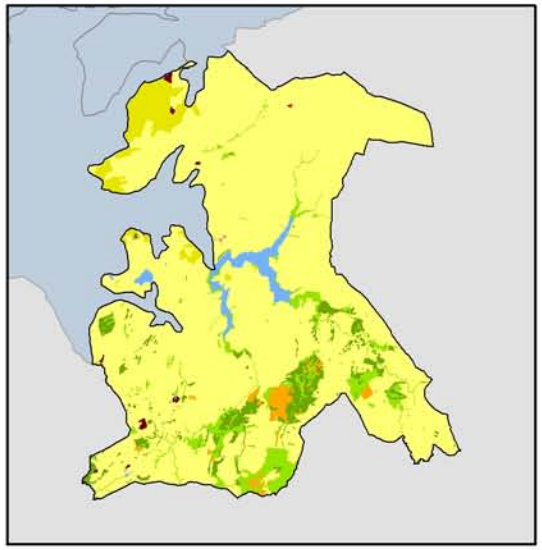
2003

Clasificación Nivel 1

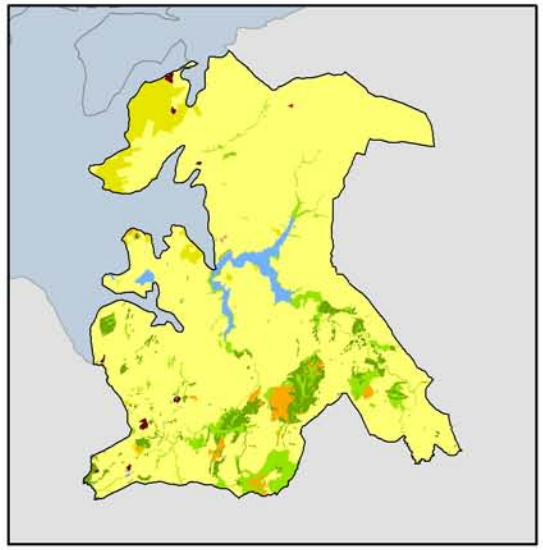
- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956



1999



2003

Clasificación Nivel 2

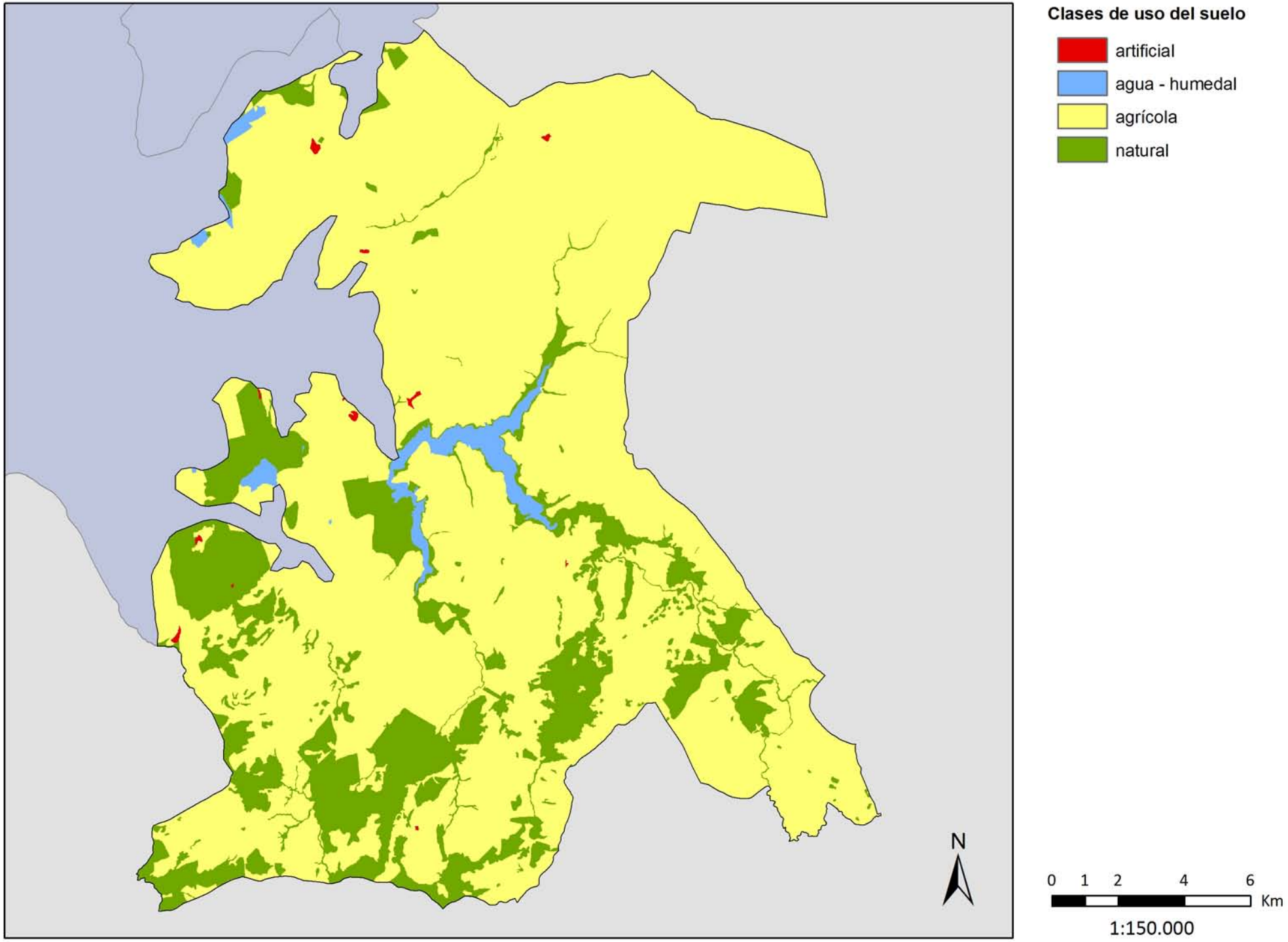
- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- sin vegetación

0 2,5 5 10 15

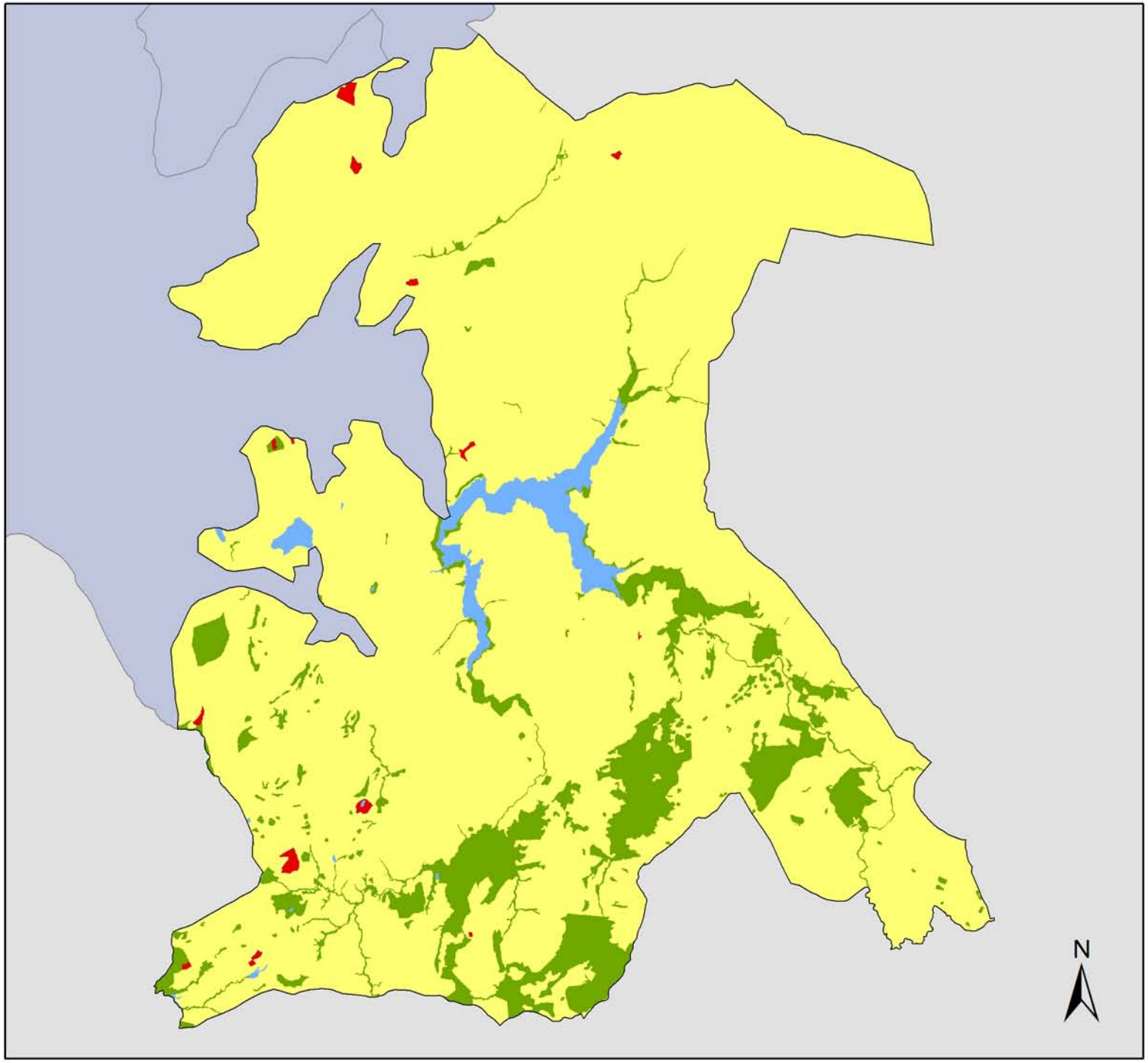
Km

1:450.000

Mapa 5.7.3. Unidad 7 - Nivel 1 - 1956



Mapa 5.7.4. Unidad 7 - Nivel 1 - 1999



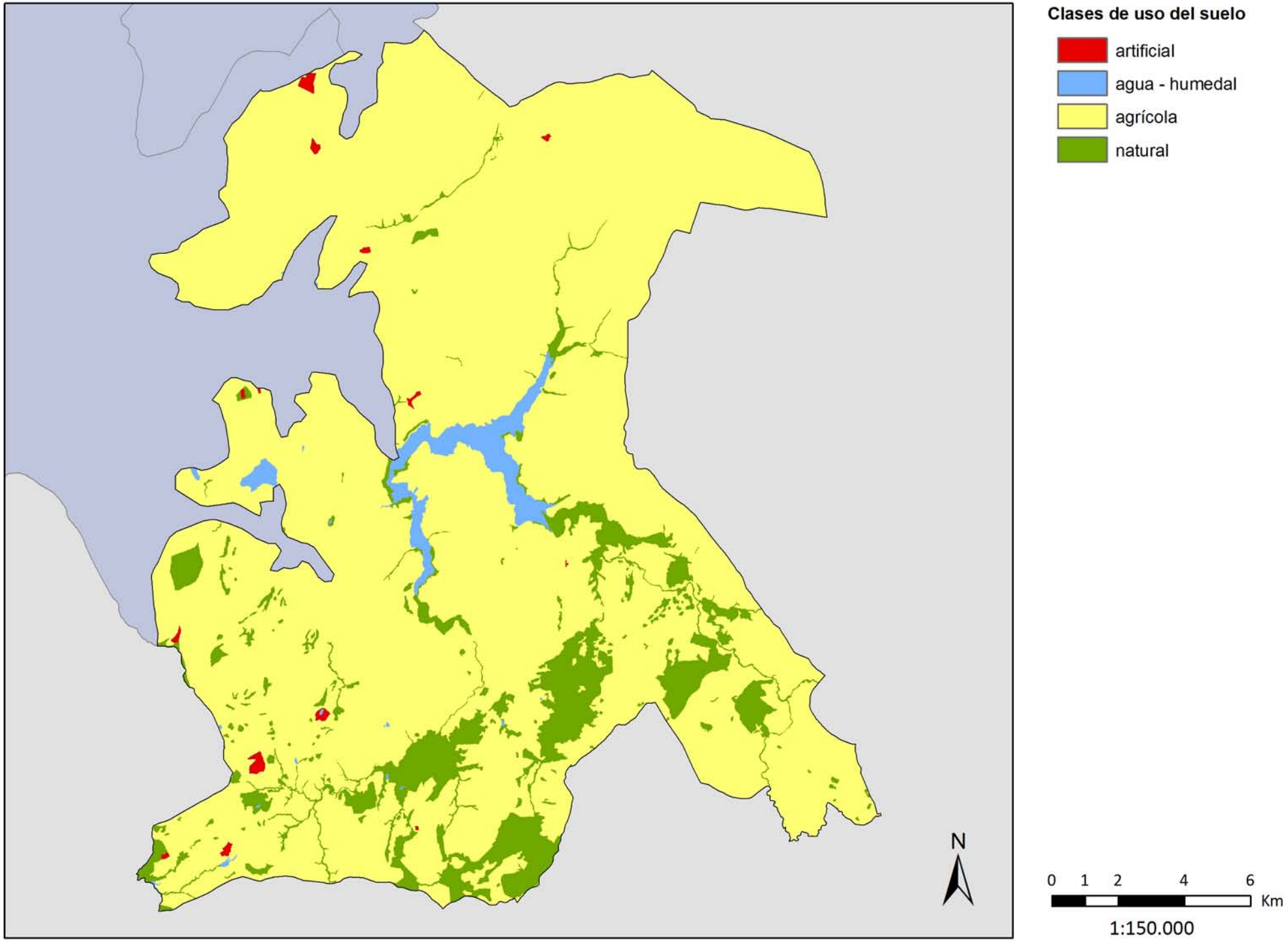
Clases de uso del suelo

- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural

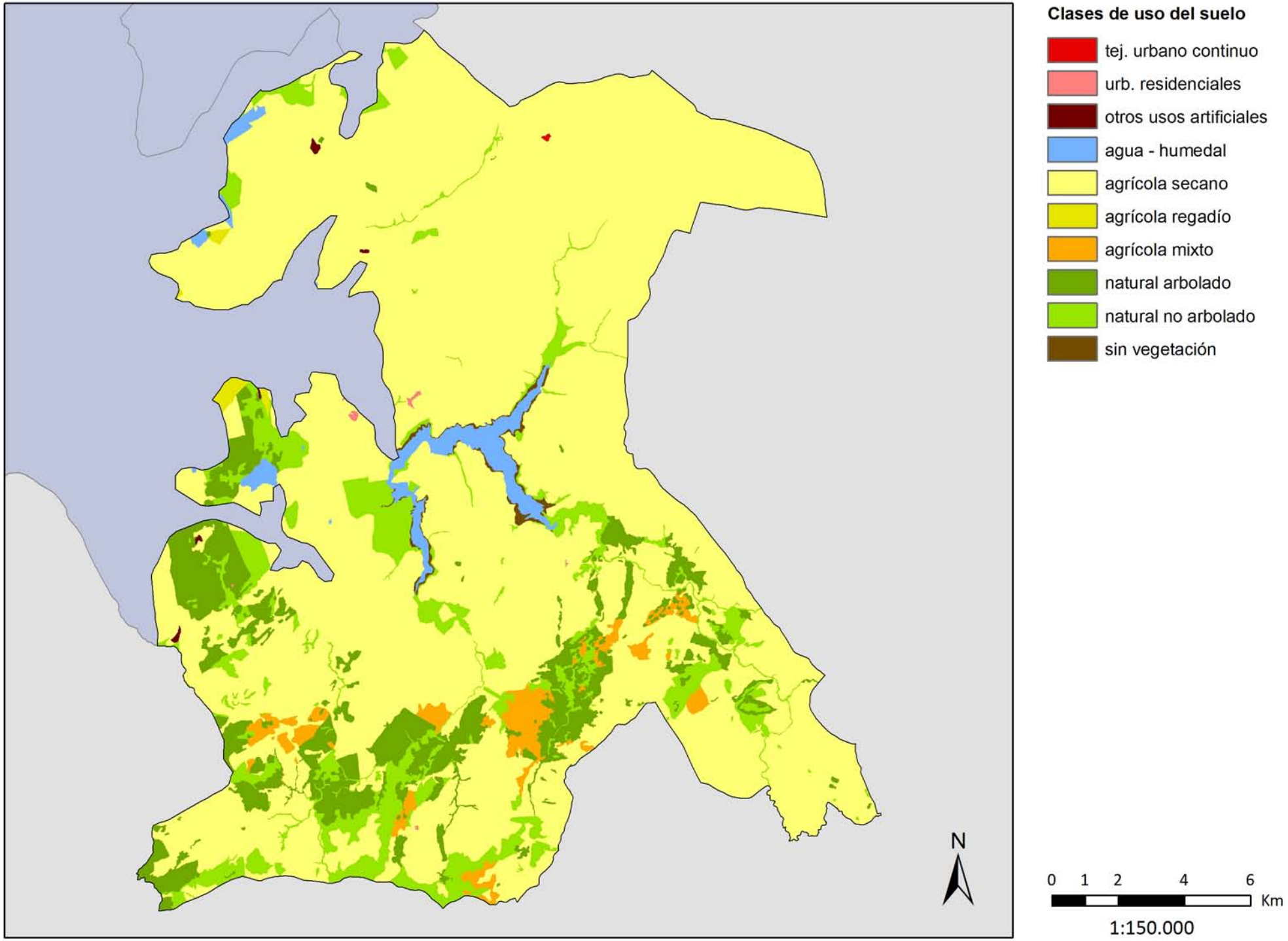
0 1 2 4 6 Km

1:150.000

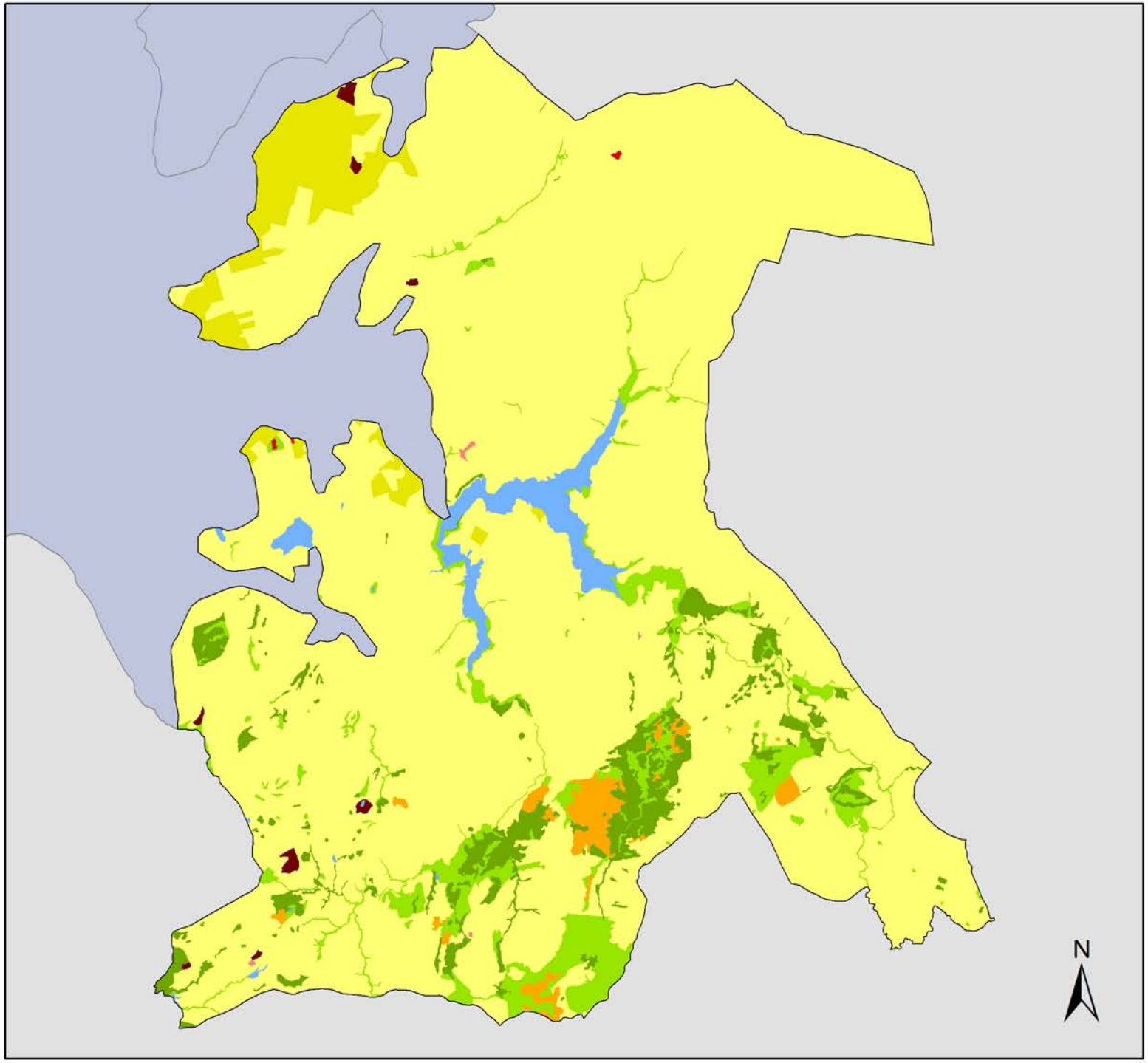
Mapa 5.7.5. Unidad 7 - Nivel 1 - 2003



Mapa 5.7.6. Unidad 7 - Nivel 2 - 1956



Mapa 5.7.7. Unidad 7 - Nivel 2 - 1999



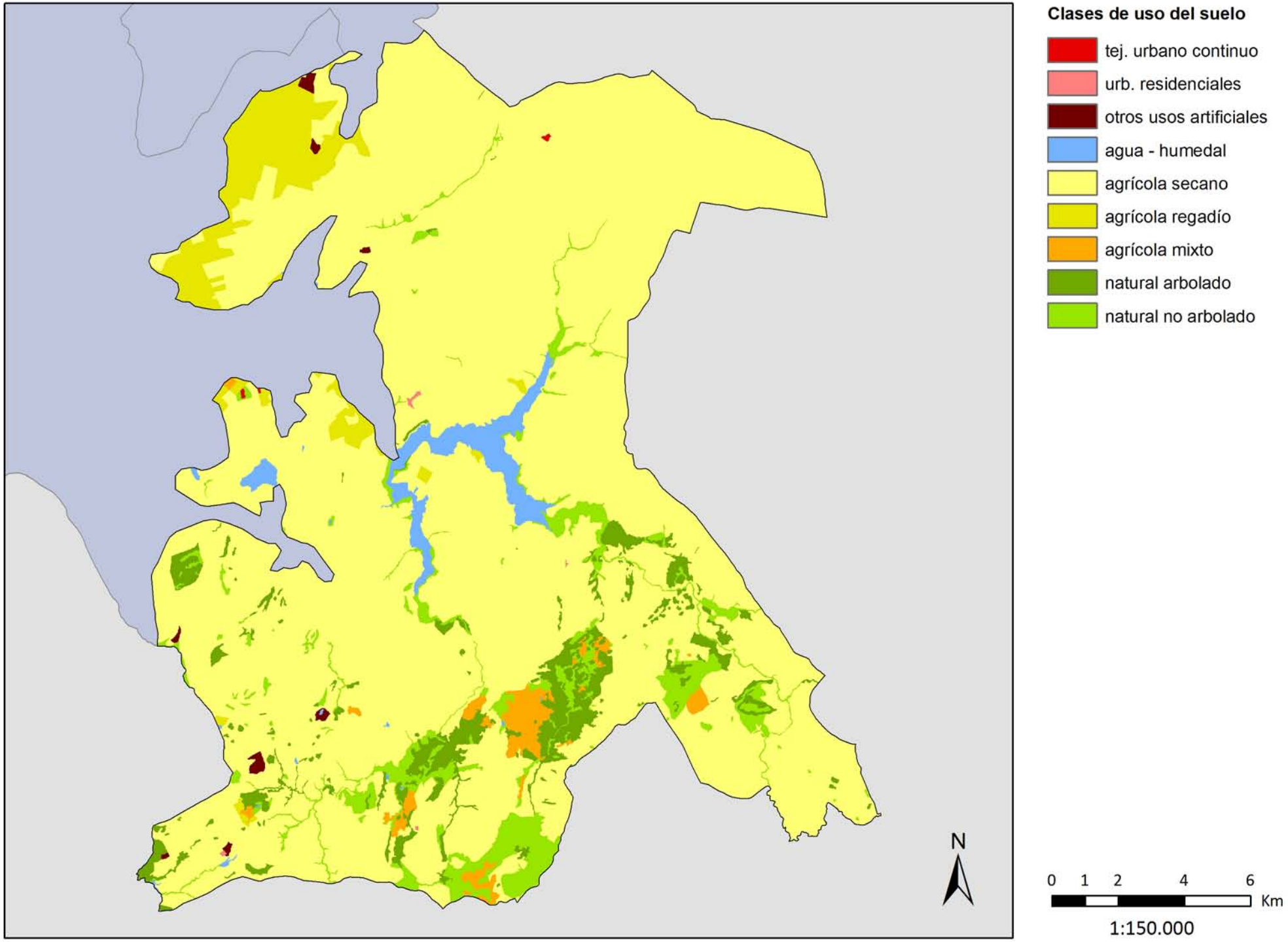
Clases de uso del suelo

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos artificiales
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado

0 1 2 4 6 Km

1:150.000

Mapa 5.7.8. Unidad 7 - Nivel 2 - 2003



Capítulo 6

Análisis de la funcionalidad ambiental del espacio libre urbano y periurbano

6.1 Introducción

El objeto de este capítulo es el estudio del espacio libre presente tanto en el núcleo central de la aglomeración urbana como en su entorno periférico. De forma particular, se pretende caracterizar la evolución estructural del continuo urbanizado y su entorno periférico, y analizar en qué medida los cambios producidos en la configuración paisajística han influido en la capacidad potencial del territorio para proporcionar determinados servicios ecológicos (absorción de CO_2 y contaminantes atmosféricos, moderación de la temperatura urbana, soporte de biodiversidad urbana, provisión de espacios libres para el uso público). Se mantiene para ello un enfoque estrictamente territorial, similar al adoptado en el resto de desarrollos metodológicos que componen el presente trabajo de investigación, pero aplicado en este caso a un ámbito geográfico más reducido, con objeto de poner el foco de interés en las estructuras y procesos más estrechamente ligados a la dinámica del núcleo central de la aglomeración urbana de Sevilla. No se trata, por tanto, de un estudio pormenorizado del papel de la vegetación urbana o de los espacios verdes, objetivo que requeriría de la adopción de una escala de análisis mucho más fina, sino de una aproximación más amplia, orientada a detectar los principales cambios y tendencias a un nivel general.

Para cuantificar la funcionalidad ambiental del núcleo de la aglomeración urbana, se ha optado por la aplicación de un conjunto diverso de indicadores estructurales y funcionales. Los índices de carácter estructural, vinculados a la ecología del paisaje, son similares a los utilizados en el análisis del paisaje metropolitano desarrollado en el capítulo 5; por este motivo, se ha considerado innecesario reproducir aquí los fundamentos teóricos de las métricas de paisaje, debiendo remitirse el lector al citado capítulo para profundizar en la base conceptual y metodológica de dichas métricas. Los indicadores de carácter funcional seleccionados son, por un lado, el índice de área foliar, como medida básica de la funcionalidad ambiental potencial de la vegetación urbana y periubana, y por otro, un índice estimativo de la absorción de carbono atmosférico por parte de la vegetación arbórea, a modo de indicador más específico de la función de mejora de la calidad del aire.

En el siguiente apartado se expone el proceso de delimitación del ámbito de estudio, precedido de una breve revisión de la problemática asociada a la delimitación de las áreas urbanas y periurbanas para la realización de análisis de carácter ecológico-territorial. Posteriormente, se desarrollan las bases conceptuales en las que se basa la aplicación de los indicadores mencionados anteriormente, a la vez que se describen los criterios particulares adoptados para el presente caso de estudio. Por último, se exponen los resultados obtenidos a partir de la aplicación de la metodología y se plantea la discusión de los mismos. Las tablas de datos relativos al análisis estructural y el conjunto de la cartografía generada en el proceso de estudio se adjuntan al final del capítulo.

6.2 Ámbito de estudio

A diferencia del resto de desarrollos metodológicos abordados en el presente trabajo de investigación, en el caso del análisis de la funcionalidad del espacio libre urbano y periurbano no se ha establecido un área de estudio unitaria para el conjunto del periodo temporal abarcado. Dado que en este caso el objetivo es estudiar la propia configuración estructural y funcional del continuo urbanizado y su entorno inmediato, se ha considerado que las

dimensiones del ámbito de trabajo deben adaptarse a la realidad particular de cada etapa de estudio (1956, 1999 y 2003). Por ello, y para garantizar la comparabilidad de los resultados obtenidos para cada etapa temporal, se ha aplicado un mismo criterio de delimitación en los tres casos, lo que permite obtener ámbitos diferentes pero con una proporción equivalente entre la dimensión de la trama continua de usos artificiales y la de la franja de territorio circundante. Por otra parte, los índices estructurales y funcionales seleccionados tienen en su mayor parte un carácter relativo, es decir, son independientes de la superficie total del área de estudio; de esta forma, se facilita el análisis contrastado de los diferentes indicadores, minimizándose la complejidad vinculada a la comparación de ámbitos de diferente extensión.

6.2.1 El espacio urbano y periurbano: aproximaciones metodológicas a su delimitación

Uno de los pasos metodológicos que condicionan en mayor medida el desarrollo de un análisis de la funcionalidad ambiental del espacio libre urbano y periurbano es la propia definición del ámbito de estudio, es decir, la identificación y delimitación del espacio que identificamos como el núcleo central de una aglomeración urbana, y la selección de la franja de territorio circundante que se considerada íntimamente conectada, tanto en el plano estructural como funcional, a dicho núcleo. En el contexto de la ecología del paisaje y de otras disciplinas con un enfoque de carácter territorial, no existe una única aproximación a la delimitación del espacio que podemos denominar como ciudad central, continuo urbano o núcleo (*core-area*) de un territorio urbano o metropolitano (Meeus y Gunlick, 2009). En ocasiones, se toma como referencia básica la trama administrativa (p. ej.: límites municipales), opción que facilita la integración de los resultados de la investigación en los instrumentos de ordenación o gestión del territorio. No obstante, en la mayoría de los casos los límites administrativos carecen de un sentido físico concreto, suponiendo en la práctica una subdivisión territorial arbitraria de cara al análisis de la estructura y la dinámica del paisaje. Por otro lado, el crecimiento urbano a menudo sobrepasa estos límites artificiales, siendo común la conformación de áreas urbanas continuas cuya configuración espacial trasciende las dimisiones administrativas a nivel municipal; en estos casos, este criterio de delimitación se muestra insuficiente para abordar modelos de crecimiento disperso o fenómenos como la conurbación.

En el ámbito europeo, una aproximación que trata de captar la dimensión física real del hecho urbano es la vinculada al concepto de *Urban Morphological Zone* (UMZ). La noción de UMZ es muy simple, pudiendo definirse como el conjunto de áreas urbanas que se encuentran a menos de 200 metros de distancia entre ellas (EEA, 2007). Tomando como referencia la cobertura del proyecto Corine Land Cover 2000 (CLC-2000), los usos centrales (*core classes*) que constituyen un área urbana son:

- Tejido urbano continuo (código CLC-2000: 111)
- Tejido urbano discontinuo (112)
- Zonas industriales y comerciales (121)
- Zonas verdes urbanas (141)

Las zonas portuarias (123), los aeropuertos (124), y las zonas de equipamiento deportivo y recreativo (142) son incluidos dentro de un área urbana si se encuentran anexas a una de las clases centrales (o bien a un puerto, aeropuerto o zona deportiva anexos a una clase central). Las redes de transporte (122) y los cursos fluviales (551), por su parte, son incorporados al área

urbana si se encuentran anexos a cualquiera de las clases mencionadas anteriormente; no obstante, para evitar la unión excesiva de diferentes áreas urbanas a través de estos elementos lineales, su extensión se limita a un buffer de 300 metros trazado a partir del conjunto de los usos artificiales mencionados anteriormente. Adicionalmente, se incorporan al área urbana aquellas áreas forestales y de matorral (311-324) que quedan completamente incluidas dentro de la misma.

Una vez definidas las áreas urbanas dentro de un mismo ámbito territorial, se lleva a cabo la agregación de aquellas que se encuentran separadas por una distancia menor de 200 metros, conformándose así las UMZs. Como resultado, dentro de una región urbana o área metropolitana pueden existir múltiples UMZs, pudiendo actuar una o varias de ellas como núcleos centrales del ámbito en cuestión. Por ejemplo, Caetano y Navarro (1998) estudiaron la configuración espacial del área metropolitana de Lisboa en 1995, identificando un total de 274 UMZ dentro de este ámbito, entre las cuales la UMZ de Lisboa (ocupando el territorio de 3 municipios completos) actuaba como unidad central.

Al igual que sucede con el caso de la ciudad central o *core area* de un territorio metropolitano, tampoco existe un criterio consensuado para la delimitación del entorno de las áreas urbanizadas, es decir, del ámbito de transición entre lo que consideramos ciudad en sentido estricto y el medio rural y natural exterior, alejado de los procesos de urbanización (Meeus y Gunlick, 2009). Un concepto ampliamente utilizado para referirse a esta zona híbrida es el de "*urban fringe*" o borde urbano. Se trata de una categoría esencialmente topológica, que hace referencia a la región fronteriza que rodea al espacio urbano *estrictu sensu*. Su definición es, en todo caso, poco específica, centrándose en la mayoría de los casos en su posición geográfica, si bien se suele hacer referencia también al carácter dinámico de este territorio y a las presiones de cambio que se detectan en su seno por parte sobre todo de la expansión de los usos artificiales. Por citar un ejemplo, Cavailhès *et al*. (2004) definen el borde urbano como la franja de territorio situada alrededor del límite de la ciudad ocupada tanto por explotaciones agrícolas como por usos residenciales.

Aunque intuitivas, estas definiciones o aproximaciones conceptuales genéricas presentan un carácter muy difuso de cara a su aplicación práctica, lo cual determina que no existan criterios claros, universalmente aceptados, para la delimitación de este tipo de territorios. En ocasiones, desde la óptica de la ecología del paisaje se ha estudiado el espacio de la periferia urbana como entidad geográfica independiente (McMillen, 1989; Gober y Burns, 2002); en muchos otros casos, este ámbito ha sido abordado indirectamente a través de la aplicación de gradientes urbano-rurales (McDonnell *et al*., 1997; Luck y Wu, 2002; Zhang *et al*., 2004; Yu y Ng, 2007), evitándose así la necesidad de establecer límites que, en mayor o menor medida, implican siempre un cierto grado de arbitrariedad.

Dentro de este contexto general, la aproximación desarrollada en el marco del proyecto europeo MURBANDY / MOLAND presenta quizá un interés particular, en la medida en que se aborda de forma conjunta la delimitación del núcleo central de un área urbana y de una franja de territorio circundante, asumiéndose un criterio fijo de delimitación que facilita el análisis comparado entre diversos ámbitos geográficos (Lavalle *et al*., 2001). De forma genérica, el proceso de delimitación parte de la identificación de un área urbana núcleo, conformada por

el conjunto de usos artificiales de carácter continuo (asimilable en cierta medida al concepto de UMZ, si bien en este caso no se especifica una distancia mínima entre usos urbanos). A partir de los límites de este continuo urbanizado, se traza un buffer de distancia proporcional al área del núcleo central. La ecuación que relaciona la distancia de buffer y el área urbanizada es la siguiente:

(ec. 1) $$\text{Distancia buffer} = 0{,}25 \text{ x } \sqrt{(\text{superficie del área urbanizada})}$$

En el caso de áreas urbanas de carácter más o menos compacto, el ámbito resultante de la aplicación de esta fórmula tiene una superficie que es aproximadamente el doble que la del continuo urbano central. De esta forma, la aplicación de este criterio a diferentes lugares permite mantener una proporción constante entre la dimensión del área urbana núcleo y la zona periurbana, de manera que los ámbitos resultantes del proceso de delimitación son comparables entre sí.

En todo caso, la adopción de este tipo de criterios de delimitación puede resultar excesivamente restrictiva, sobre todo si se tiene en cuenta la enorme diversidad y heterogeneidad que caracteriza a las áreas urbanas y metropolitanas desde el punto de vista de su configuración espacial. Por ello, se presupone una cierta flexibilidad en la aplicación práctica de los criterios, siendo posible realizar modificaciones puntuales para extender los límites del ámbito de estudio hasta abarcar aquellas zonas urbanas o periurbanas que se consideren fundamentales para el análisis, y que por un motivo u otro hayan quedado inicialmente excluidas en el proceso de delimitación (EEA, 2002). De la misma forma, se pueden modificar los límites para excluir áreas sin interés para el análisis, como puede ser la superficie marina en el caso de las ciudades costeras. Esta flexibilidad metodológica permite una adaptación más fiel a la realidad del área urbana estudiada; no obstante, como contrapartida, se abre la puerta a la introducción de una cierta componente subjetiva por parte del investigador, lo cual puede ir en detrimento de la comparabilidad entre diferentes casos de estudio. Parece por tanto necesario alcanzar un equilibrio adecuado entre el rigor a la hora de aplicar los criterios de delimitación, y una cierta pero necesariamente limitada flexibilidad para asumir aquellas modificaciones puntuales que se consideren acordes a los objetivos de la investigación.

6.2.2 Delimitación de los ámbitos de estudio para el caso del área metropolitana de Sevilla

Para la delimitación de los ámbitos de estudio asociados a las diferentes etapas de análisis, se ha adoptado un procedimiento basado, por un lado, en la definición de UMZ proporcionada por el proyecto Corine Land Cover, y por otro, en el criterio establecido por el proyecto MURBANDY / MOLAND para el establecimiento de un buffer perimetral proporcional a la superficie urbana continua. La base cartográfica utilizada para este fin ha sido el Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía, para los años 1956, 1999 y 2003. El tratamiento de la cartografía base se ha realizado en un entorno SIG (ArcMap 9.3). Para cada una de estas etapas de estudio se ha seguido un mismo procedimiento, que puede ser sintetizado en los siguientes pasos:

1. *Identificación de las zonas de tejido artificial continuo:*

    1.1. En primer lugar, se han seleccionado, para el ámbito administrativo del área metropolitana de Sevilla, las zonas dominadas por usos artificiales (correspondientes a la clase 1 –usos artificiales- de la leyenda agregada del Mapa de Usos).

    1.2. Se ha eliminado posteriormente la clase "autopistas, autovías e infraestructuras de comunicación", dado que, debido a su configuración espacial, distorsionan la delimitación de áreas urbanas independientes al conectar polígonos aislados.

    1.3. Mediante el comando *Dissolve*, se eliminan los límites entre los polígonos de usos artificiales adyacentes.

    1.4. Finalmente, mediante el comando *Aggregate polygons*, se lleva a cabo la agregación de los polígonos de uso artificial generados en la fase anterior que se hallen situados a una distancia igual o inferior a 200 metros. Se obtienen así las zonas de tejido artificial continuo (ZAC) correspondientes a cada una de las etapas de estudio.

2. *Selección de las zonas de tejido artificial continuo (ZAC) que tienen un carácter central en la aglomeración urbana en cada etapa de estudio:*

    2.1. Se seleccionan las áreas correspondientes a las clases tejido urbano continuo y zonas verdes urbanas (clases 111 y 191, respectivamente, del Mapa de Usos). Ambas categorías se consideran los tipos de uso más estrechamente ligados a la configuración de los núcleos urbanos en sentido estricto.

    2.2. Mediante el comando *Dissolve*, se eliminan los límites existentes entre los polígonos adyacentes pertenecientes a las clases seleccionadas en el paso anterior.

    2.3. Se superpone la capa de tejido urbano continuo y zonas verdes urbanas a la capa de zonas artificiales continuas (ZAC) generada anteriormente. Se procede así a la identificación de aquellas ZAC de mayor tamaño que se hallen conformadas en su mayor parte por tejido urbano en sentido estricto, y que ocupen una posición central en el ámbito metropolitano. Para 1956, se ha seleccionado una única ZAC, correspondiente en términos generales a la ciudad de Sevilla. Para los años 1999 y 2003 se han seleccionado dos ZAC, correspondientes por un lado al continuo urbano Sevilla-Alcalá de Guadaíra y por otro al área urbana central del Aljarafe. Tanto en 1999 como en 2003, ambas ZAC concentran una importante proporción del tejido urbano del conjunto del área metropolitana, y actúan como núcleo central de los desarrollos artificiales de la aglomeración urbana. Adicionalmente, se puede considerar que, aunque se hallen separadas por los condicionantes del medio físico (el río Guadalquivir y el escarpe del Aljarafe actúan como elementos de separación), ambas ZAC se encuentran estrechamente interconectadas entre sí si se superpone la capa correspondiente a "autopistas, autovías e infraestructuras de comunicación".

2.4. Finalmente, se lleva a cabo una corrección de los límites de las ZAC seleccionadas, para ajustarlas a los objetivos de estudio. En este caso, únicamente se ha considerado necesario corregir la unidad conformada por el continuo urbano Sevilla-Alcalá de Guadaíra para los años 1999 y 2003. En ambos casos, los núcleos urbanos de Sevilla y Alcalá de Guadaíra aparecen conectados físicamente por un corredor industrial desarrollado en los márgenes de la autovía A-92. Desde un punto de vista funcional, no obstante, se considera que esta conexión es insuficiente como para considerar ambos núcleos como una única unidad territorial. Con objeto de aislar la unidad correspondiente a la ciudad de Sevilla, identificada como verdadero núcleo central de la aglomeración urbana, esta ZAC se ha dividido en dos unidades, asumiendo como divisoria el límite del término municipal de Sevilla. La fragmentación del corredor industrial no supone en todo caso la división artificial de ningún polígono de uso del suelo, ya que el límite administrativo corresponde con la delimitación existente entre diferentes polígonos del Mapa de Usos.

3. Aplicación del buffer y delimitación del ámbito de estudio:

3.1. Una vez definidas las ZAC a considerar en cada etapa de estudio, se calcula su área total.

3.2. La distancia de buffer se calcula a partir de la ecuación 1 (ver apartado anterior).

3.3. A partir de la distancia estimada en el paso anterior, se traza mediante el comando *Buffer* el límite exterior del área de estudio para cada año.

Como se puede observar, la delimitación de las zonas artificiales continuas (ZAC) difiere en parte de la metodología de delimitación de propuesta por el proyecto Corine Land Cover 2000 para el concepto de UMZ. Las pruebas realizadas para el área metropolitana de Sevilla siguiendo la metodología Corine arrojan un resultado poco adecuado para los objetivos de análisis, en la medida en que la unión de polígonos aislados por medio de las vías de comunicación genera un continuo urbanizado de gran extensión y con una estructura muy ramificada, que difícilmente puede asimilarse de forma directa al continuo urbano central de la aglomeración urbana. Asimismo, se ha comprobado cómo la aplicación del buffer a partir de estas unidades artificiales genera un área de estudio muy extensa, con una elevada proporción de espacio libre (originada por la propia irregularidad de la trama artificial), y donde resulta difícil establecer un análisis estructural sobre la configuración del borde urbano. Por ello, y tras las prueba de varias alternativas de delimitación, se ha decidido modificar la metodología básica derivada del proyecto CLC, centrándonos en la continuidad del resto de usos considerados artificiales y eliminando la presencia de las grandes vías de comunicación. Se mantiene en todo caso el criterio básico relativo a la distancia de 200 metros entre usos artificiales asociado al concepto de UMZ, como umbral de referencia para definir la continuidad de la trama artificial.

La tabla 6.1 muestra la superficie de área artificial continua, la distancia de buffer aplicada en cada caso, la superficie periurbana resultante de la aplicación del buffer y el área total de estudio para cada uno de los años considerados.

Tabla 6.1 Valores de superficie asociados a los ámbitos de estudio delimitados				
Año	**Superficie UMZ (km^2)**	**Distancia buffer (m)**	**Superficie periurbana (km^2)**	**Superficie total del ámbito (km^2)**
1956	18,38	1071,92	37,77	56,15
1999	86,32	2322,77	182,82	269,14
2003	91,04	2385,38	185,46	276,50

Fte.: elaboración propia

La cartografía adjunta al final del capítulo muestra la delimitación de los ámbitos de estudio para cada una de las etapas temporales consideradas (ver mapas 6.1.1 – 6.1.4).

6.3 Metodología de análisis

6.3.1. Introducción a la estimación del índice de área foliar

El Índice de Área Foliar (IAF; en inglés *Leaf Area Index* o LAI) se define como el área total de tejido fotosintético (por una sola cara) expresado por unidad de superficie. Es, en esencia, una medida de la cantidad de superficie foliar verde presente en un ámbito. Se trata de un índice adimensional, aunque a veces se menciona como unidad m^2/m^2, en concordancia con su definición.

El IAF se aplica ampliamente en estudios de tipo agro-meteorológico, y es asimismo muy utilizado en modelos biogeoquímicos o de circulación atmosférica, como forma de parametrizar la cobertura vegetal y su grado de interacción con la atmósfera. Tanto la evapotranspiración como los flujos de carbono entre la biosfera y la atmósfera son expresados habitualmente en función del IAF de la cubierta vegetal. Por este motivo, se ha convertido en una variable fundamental en modelos climáticos a escala planetaria, relacionados con el calentamiento global (FAO, 2008).

El IAF puede ser estimado *in situ* o bien mediante aproximaciones basadas en la teledetección. De forma tradicional, la estimación del IAF en campo se realiza mediante métodos destructivos: se procede, en primer lugar, a la defoliación del conjunto de la vegetación de un área experimental, y posteriormente se lleva a cabo una medición exhaustiva del material recolectado. Esta estrategia ofrece resultados relativamente exactos, pero exige un esfuerzo considerable, siendo sólo aplicable en la práctica a parcelas experimentales de una superficie reducida y para plantas de un tamaño relativamente pequeño.

Otra aproximación para realizar medidas del IAF *in situ* parte de la relación empírica establecida por Monsi y Saeki (1953; citados en FAO, *op. cit*.) para la cantidad de materia foliar de la cubierta vegetal y la transmisión de radiación solar directa a través de dicha cobertura. Esta relación permite la estimación del índice de área foliar mediante la aplicación de métodos fotográficos o radiométricos. Actualmente, existen instrumentos de campo específicos que permiten implementar este tipo de métodos indirectos. Se trata de una aproximación más rápida, que permite la automatización de parte del proceso, y resulta más adecuada para el muestreo de áreas de estudio más amplias.

Los métodos *in situ* proporcionan estimaciones de carácter necesariamente local. La variabilidad intrínseca de la cobertura vegetal hace que sea difícil estimar un valor de IAF adecuado cuando se trabaja con grandes ámbitos territoriales (por ejemplo, para la implementación de modelos climáticos globales). De ahí surge la necesidad de desarrollar métodos de estimación basados en técnicas de teledetección, capaces de aportar información realista del valor de IAF y su variación a escalas espaciales y temporales amplias. El cálculo del IAF basado en imágenes de satélite se basa en la relación entre el valor del índice de área foliar y las características de la radiación solar reflejada por la cobertura vegetal, medidas a través de un sensor óptico. Los datos captados por el satélite se ven afectados además por la atmósfera, las características específicas del sensor utilizado y el tipo de procesamiento de la señal recibida. La conversión de estos datos en valores de IAF se realiza mediante métodos diversos; en la actualidad, existen diferentes aproximaciones desarrolladas por los distintos programas centrados en la producción de cartografía del IAF a escala global (p. ej., NASA/MODIS, GLOBCARBON, CYCLOPES, LANDSAF o JRC-TIP).

La mayor o menor adecuación de los diferentes métodos descritos para la estimación del IAF dependerá de los requisitos ligados a los objetivos específicos y el alcance espacial y temporal de cada investigación. En el caso de los estudios de carácter diacrónico con una escala temporal de estudio amplia, el recurso exclusivo a los métodos basados en teledetección no será viable, en la medida en que los datos ofrecidos por los programas actualmente en activo se limitan a un periodo relativamente reciente (de 1998 en adelante; FAO, *op. cit*.). Los estudios realizados sobre ámbitos de carácter local o subregional pueden requerir además una resolución espacial mayor que la que se deriva de la detección por satélite. En estos casos, para facilitar la comparabilidad entre ámbitos geográficos y etapas temporales diferentes, se puede recurrir a la adopción de valores promedio de IAF, tabulados para diferentes tipos de uso del suelo o formaciones vegetales. Dada la alta variabilidad espacial y temporal de este índice, esta aproximación debe adoptarse con cierta precaución, ya que necesariamente implica un elevado grado de simplificación. Por citar un ejemplo, un mismo tipo de cultivo leñoso puede presentar un amplio rango de valores de IAF en función de la etapa de crecimiento del mismo y de la densidad con que se hayan llevado a cabo las plantaciones; reducir toda esta variabilidad a un único valor promedio estimativo supone una pérdida de información que puede resultar excesiva en función de los objetivos específicos de estudio. Por ello, esta aproximación parece especialmente adecuada para análisis de tipo comparativo, donde el énfasis se pone más en el grado de variación del índice en función de diferentes tipos de configuración territorial, que en el valor en sí del IAF para cada caso o fecha concreta.

Un ejemplo de valores promedio de IAF para diferentes tipos de bioma es el aportado por Scurlock, Asner y Gower (2001), a partir de la revisión más de 1000 estimaciones de este índice correspondientes a 400 áreas de estudio (ver tabla 6.2).

Tabla 6.2 Valores promedio de IAF para diferentes biomas a escala global

Bioma	IAF (promedio)	Desviación estándar	Mínimo	Máximo
Bosque (boreal, frondosas, caducifolio)	2,58	0,73	0,60	4,00
Bosque (boreal, coníferas, perenne)	2,65	1,31	0,48	6,21
Bosque (boreal / templado, coníferas, caducifolio)	4,63	2,37	0,50	8,50
Bosque (templado, frondosas, caducifolio)	5,06	1,60	1,10	8,80
Bosque (templado, coníferas, perenne)	5,47	3,37	0,002	15,00
Bosque (templado, frondosas, perenne)	5,70	2,43	0,80	11,60
Bosque (tropical, frondosas, caducifolio)	3,92	2,53	0,60	8,90
Bosque (tropical, frondosas, perenne)	4,78	1,70	1,48	8,00
Cultivos herbáceos (templados y tropicales)	3,62	2,06	0,20	8,70
Desierto	1,31	0,85	0,59	2,84
Vegetación herbácea (templada, tropical)	1,71	1,19	0,29	5,0
Matorral, vegetación de tipo mediterráneo	2,08	1,58	0,40	4,50
Plantación forestal	8,72	4,32	1,55	18,0
Tundra	1,88	1,47	0,18	5,30
Zonas húmedas	6,34	2,29	2,50	8,40

Fte.: Scurlock, Asner y Gower (2001)

Por su parte, el proyecto europeo URGE (2004), centrado en el análisis de la multifuncionalidad de los espacios verdes urbanos, propone una tabla de valores de IAF para los diferentes tipos de hábitats contemplados en la leyenda EUNIS (ver tabla 6.3). En ambos caso, la asociación directa entre diferentes tipos de cobertura natural y la superficie foliar media facilita la aplicación de estos datos a los análisis de carácter territorial.

6.3.2 Introducción a la estimación de la absorción de C atmosférico por parte de la vegetación urbana

Si se pretende obtener datos que representen de forma fiel la magnitud real del proceso de absorción de contaminantes atmosféricos por parte de la vegetación urbana, se requiere necesariamente de la aplicación de metodologías complejas y costosas en términos sobre todo de consumo de tiempo. Por citar un ejemplo, el procedimiento empleado por Jo (2001) para el cálculo de la captación de C atmosférico por parte de los espacios libres urbanos comprende, al menos, los siguientes pasos:

- caracterización y cartografía de los diferentes usos de suelo del ámbito de estudio;
- muestreo sistemático de la vegetación arbórea, arbustiva y herbácea, así como recogida de muestras de suelo;
- cálculo del peso húmedo y seco de las muestras, y obtención de ecuaciones para la estimación de la biomasa vegetal de las especies más comunes;

Tabla 6.3 Valores promedio de IAF para hábitats europeos a partir de la clasificación EUNIS

Código EUNIS	Hábitat	IAF
A1	Sustrato duro (p. ej., roca)	0
A1.5 / A3	Rocas litorales con acción mareal	0,5
A2	Sedimentos litorales	0,5
B1.3	Dunas	0
B1.4	Dunas con vegetación	0,5
B2	Playa de guijarros	0
B2.3	Guijarros con vegetación	0,5
B2.4/B2.5/B2.6	Playas de arena o guijarros con vegetación de matorral o arbolado	1,5
C	Superficies de agua	1
D	Zonas húmedas	1
E	Vegetación herbácea	3
E2.1	Pastizales	4
E2.2	Praderas (vegetación herbácea segada regularmente)	5
E2.6	Césped	1,5
F1.1	Tundra: vegetación arbustiva	2
F1.2	Tundra: musgo y líquen	1
F2	Matorral ártico, alpino y subalpino	1,5
F3	Matorral templado y mediterráneo-montano	1,5
F4	Brezal	1,5
F5	Maquis, matorral y formaciones arbustivas termo-mediterráneas	2
F6	Garriga	2
F7	Formaciones arbustivas espinosas mediterráneas	1,5
F8	Hábitats Xerofíticos termo-atlánticos	1,5
F9	Vegetación de ribera o de humedal de tipo arbustivo	2
FA	Setos	5
FB	Plantaciones de tipo arbustivo (frutales, viñedos, etc.)	4
G1	Formaciones forestales: frondosas de hoja caduca	9
G2	Formaciones forestales: frondosas de hoja perenne	4
G2.9	Plantaciones: olivar, cítricos	5
G3	Formaciones forestales: coníferas	3,8
G4	Formaciones forestales mixtas: coníferas y frondosas	4
G5	Plantaciones forestales	9
H	Hábitats sin vegetación o con vegetación dispersa	0,5
H6	Formaciones volcánicas recientes	0,5
I1	Zonas de cultivo (cultivos herbáceos)	3
I1.5	Tierras en barbecho	0,5
I1.51	Barbecho con suelo desnudo	0,5
I1.52	Barbecho con vegetación herbácea, inundada	0,6
I1.53	Barbecho con vegetación herbácea, no inundada	0,6
I2	Zonas cultivadas en parques y jardines	3

Fte.: URGE (2004)

- estimación de la relación entre la biomasa y la cantidad de C almacenado para los distintos tipos de muestra;
- estimación de las tasas de crecimiento de dichas especies para el cálculo de la tasa de almacenamiento de C atmosférico;
- estimación de las tasas de almacenamiento de C a partir de las distintas muestras de suelo.

Los resultados experimentales reflejan de forma bastante precisa el papel de la vegetación urbana en la absorción de C, permitiendo tanto el análisis de la contribución a este proceso de los diferentes usos de suelo urbanos como la identificación de aquellos espacios clave para la provisión de esta funcionalidad ambiental; de esta forma, se obtiene una información muy valiosa para potenciar la mejora de la calidad del aire urbano a través de la planificación del espacio libre.

Sin embargo, la dificultad y el coste de desarrollar un estudio de esta naturaleza hacen que muchos casos sea preferible utilizar modelos informáticos para la simulación de este tipo de procesos. Por ejemplo, el proyecto europeo BUGS utiliza dentro de su esquema metodológico una combinación de diferentes modelos (de tráfico urbano, de emisión de contaminantes, de circulación del aire) para facilitar en análisis de las condiciones de calidad de aire asociadas a distintos escenarios de desarrollo urbano (Greencluster, 2004). El inconveniente de este tipo de aproximación es la ingente cantidad de información requerida como input para el desarrollo del modelo, y la necesidad de contar con técnicos con un considerable grado de conocimiento en el manejo de las aplicaciones informáticas utilizadas y en los ámbitos de conocimiento abordados.

En claro contraste con los casos expuestos anteriormente, existen otras aproximaciones metodológicas que simplifican de forma notable el análisis de los procesos de absorción de contaminantes por parte de la vegetación urbana. Un ejemplo es el indicador empleado por Whitford *et al*. (2001) y Tratalos *et al*. (2007) para estimar la absorción de C atmosférico en diferentes ciudades británicas, y que se basa en los resultados experimentales obtenidos por Rowntree y Nowak (1991) en su estudio sobre el arbolado urbano de Chicago. Partiendo de un análisis similar al desarrollado por Jo (2002) para las ciudades coreanas, Rowntree y Nowak determinan una ecuación simple para la estimación del almacenamiento total de carbón por parte del arbolado urbano:

(ec. 2) $\text{C almacenado (toneladas} \cdot \text{ha}^{-1}) = 1{,}063 \cdot \%\ \text{cobertura arbórea}$

así como una fórmula para la captación anual de carbono por el arbolado urbano:

(ec. 3) $\text{Captación de C (toneladas} \cdot \text{ha}^{-1}\ \text{por año}) = 8{,}275 \cdot 10^{-3} \cdot \%\ \text{cobertura arbórea}$

El único dato necesario para el cálculo de ambos indicadores es el porcentaje de cobertura arbórea urbana, que puede ser estimado fácilmente a partir de la cartografía de usos de suelo y coberturas vegetales. Evidentemente, el notable grado de simplificación que supone el empleo de estas fórmulas determina que los datos obtenidos no sean tan precisos como los obtenidos a partir de metodologías de estudio más complejas; sin embargo, si lo que se pretende es comparar las consecuencias ambientales de distintas alternativas de planificación urbana, o analizar las tendencias globales de cambio en un mismo espacio en el tiempo, los resultados obtenidos por este método parecen una aproximación suficientemente precisa y mucho más eficiente en cuanto a consumo de tiempo y esfuerzo.

6.3.3 Metodología adoptada para la estimación del índice de área foliar y de la absorción potencial de C por parte de la vegetación arbórea

Para la estimación de IAF promedio se han tomado como referencia básica los valores propuestos para este índice por el proyecto URGE (2004; ver tabla 6.3, en el apartado anterior), basados en el trabajo de Oplustilova *et al*. (1995), si bien se han introducido modificaciones puntuales para algunos usos de suelo. En el caso del olivar y del viñedo, los valores originales aportados por URGE han sido modificados para ajustarse a los ofrecidos por estudios centrados de forma específica para estos usos. En lo que respecta al pastizal no arbolado, se ha tomado como referencia el valor medio propuesto por Scurlock, Asner y Gower (2001; ver tabla 6.2, en el apartado 6.3.1), al considerarse mejor adaptado a la realidad concreta del ámbito de estudio. Para aquellos tipos de cobertura del ámbito de estudio que presentan un carácter mixto, es decir, fruto de la combinación de diferentes tipos de hábitat de la leyenda EUNIS (p. ej., "pastizal con arbolado de eucaliptal"), se ha estimado un valor aproximativo de IAF en función de la proporción existente entre los hábitats que conforman la clase en cuestión. Para ello, se ha partido de la descripción de las categorías del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía incluida en la Guía Técnica del Mapa (Junta de Andalucía, 2007), así como del análisis de la ortoimagen del área metropolitana de Sevilla para 2002. De igual forma, en el caso de los usos de tipo artificial con presencia de vegetación (zonas verdes urbanas, usos residenciales, etc.) se ha recurrido al análisis visual para aportar un valor aproximativo de IAF, basado en la similitud parcial con hábitats de tipo natural o agrícola.

Para la aplicación de las ecuaciones propuestas por Rowntree y Nowak (1991) para la estimación de la absorción de C atmosférico, se ha llevado a cabo una reclasificación del Mapa de Usos de Suelo y Coberturas Vegetales de Andalucía en función del porcentaje estimado de cobertura arbórea para cada tipo de uso. Dichos porcentajes se derivan, al igual que en el caso anterior, de la descripción ofrecida en la citada Guía Técnica asociada al Mapa de Usos y Coberturas Vegetales para cada categoría de uso (Junta de Andalucía, 2007), así como del análisis visual de la ortoimagen del área metropolitana de Sevilla para 2002.

La tabla 6.4 muestra las categorías de uso consideradas, y el valor de IAF y de porcentaje de cobertura arbórea correspondiente a cada una de ellas.

A continuación, se describen los criterios asumidos en aquellas categorías en las que se han asumido valores diferentes a los propuestos por las referencias básicas citadas, así como en las que tienen un carácter híbrido entre diferentes tipos de uso o cobertura. Se exponen asimismo algunas consideraciones sobre el grado de precisión de los valores adoptados.

- *Tejido urbano*. Se obvia en el análisis la presencia de vegetación urbana (arbolado urbano, vegetación ornamental en espacios públicos, jardines privados, etc.), al ser difícil de estimar un valor promedio para el tejido urbano. El predominio de la superficie artificial es en todo caso evidente, si bien es necesario entender que esta decisión implica una cierta infravaloración de la aportación del tejido urbano a la funcionalidad ambiental. Los espacios verdes urbanos de mayor tamaño se incluyen en una categoría de usos independiente, lo cual disminuye considerablemente el grado de simplificación. No obstante, varias zonas verdes de tamaño medio (p. ej., Jardines de la Buhaira, Prado de San Sebastián, Parque de San Jerónimo, etc.) quedan

integrados dentro de la categoría de tejido urbano, ignorándose por tanto en el análisis su función ambiental.

Tabla 6.4 Valor de IAF y porcentaje de cobertura arbórea correspondientes a las clases de uso y coberturas

Uso de suelo / cobertura vegetal	Categorías del Mapa de Usos de Suelo y Coberturas Vegetales	IAF	% cob. arbórea
Tejido urbano	Tejido urbano	0	0
Urbanizaciones residenciales	Urbanizaciones residenciales y agrícola-residenciales	0,75	0
Aeropuertos	Aeropuertos	0,85	0
Zonas verdes urbanas	Zonas verdes urbanas	2,75	50
Equipamiento deportivo y recreativo	Equipamiento deportivo y recreativo	2,125	25
Otros usos artificiales	Zonas industriales y comerciales; zonas en construcción; autovías, autopistas y enlaces viarios; zonas portuarias; escombreras y vertederos	0	0
Superficies de agua	Ríos: lámina de agua; canales artificiales; balsas de riego y ganaderas; balsas de alpechín	1	0
Cultivos herbáceos	Cultivos herbáceos en secano y en regadío	3	0
Olivar	Olivar	1,1	30
Viñedo	Viñedo	1,5	50
Otros cultivos leñosos en secano	Otros cultivos leñosos en secano	1,5	50
Cultivos leñosos en regadío	Otros cultivos leñosos en regadío	5	50
Mosaico de cultivos mixtos	Mosaico de secano y regadío con cultivos herbáceos y leñosos	3	20
Cultivos herbáceos y leñosos en secano	Cultivos herbáceos y leñosos en secano	2	15
Cultivos herbáceos y leñosos regados	Cultivos herbáceos y leñosos regados	4	25
Mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos	Mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos	3	30
Cultivos herbáceos con vegetación natural leñosa	Mosaicos de cultivos y vegetación natural: cultivos herbáceos y vegetación natural leñosa	2,75	12,5
Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural	Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural	2	10
Formaciones arboladas densas de frondosas o mixtas	Formaciones arboladas densas: eucaliptos / otras frondosas; ríos y cauces naturales: bosque de galería	4	75
Formaciones arboladas densas de coníferas	Formaciones arboladas densas: coníferas	3,8	75
Matorral arbolado	Matorral disperso arbolado: coníferas + eucaliptos; matorral denso arbolado: eucaliptos	2,5	25
Matorral denso no arbolado	Matorral denso; ríos y cauces naturales: otras formaciones riparias	2	0
Matorral disperso con pastizal	Matorral disperso con pastizal	1,85	0
Matorral disperso con pasto y roca o suelo	Matorral disperso con pasto y roca o suelo	1,175	0
Pastizal arbolado	Pastizal arbolado: quercináceas densas; pastizal arbolado: coníferas densas; pastizal arbolado: coníferas dispersas; pastizal arbolado: eucaliptos; pastizal arbolado: coníferas + eucaliptos	2,5	33
Pastizal no arbolado	Pastizal continuo; pastizal con claros	1,7	0
Espacios con escasa vegetación	Roquedos y suelo desnudo; espacios sin vegetación por roturación; zonas mineras	0,5	0

Fte.: elaboración propia a partir de las referencias indicadas en el texto

- *Urbanizaciones residenciales*. A partir del análisis visual de la ortoimagen del área metropolitana, se ha establecido como aproximación general a la composición de esta

categoría una mezcla de césped (50%) y superficie artificial (50%; equivalente a edificaciones, viario de acceso, etc.). En determinados casos, esto supone un cierto grado de infravaloración, debido a la presencia de árboles dentro de las parcelas; en otros casos, no obstante, el valor estimativo supera la proporción real de vegetación con respecto a la superficie construida.

- *Aeropuertos*. La fracción del polígono de aeropuerto que se localiza dentro del área de estudio tiene aproximadamente un 50% de superficie artificial, pudiendo identificarse el resto del área como pastizal no arbolado (este criterio coincide el propuesto por Ferrer *et al*. (2006) para el análisis hidrológico). Por tanto, como valor de IAF para esta categoría se ha reducido a la mitad el valor vinculado al pastizal no arbolado.

- *Zonas verdes urbanas*. A partir del análisis visual de la ortoimagen del área metropolitana, se ha determinado como aproximación general a la composición de esta categoría una mezcla de césped (50%) y arbolado mixto (50%).

- *Equipamientos deportivos y recreativos*. Se ha establecido para la composición de esta categoría una mezcla de césped (75%) y arbolado mixto (25%). Se incluyen sólo aquellos polígonos que pueden ser considerados verdaderamente como zonas verdes (campos de golf, zonas recreativas abiertas con presencia significativa de vegetación), relegándose el resto (instalaciones deportivas, estadios de fútbol, parques temáticos, etc.) a la categoría de tejido urbano, debido al predominio claro de superficies artificiales o sin vegetación.

- *Otros usos artificiales*. Se mantiene un criterio similar al descrito para el tejido urbano, es decir, considerar despreciable la presencia total de vegetación dentro de esta categoría. Al igual que en dicho caso, esto implica una cierta subestimación del papel de la vegetación urbana, dado que los usos que componen esta categoría incluyen en ocasiones zonas con vegetación (p. ej., entorno de las instalaciones ferroviarias o espacios abiertos asociados a los enlaces viarios).

- *Olivar*. La revisión de estudios centrados específicamente en este tipo de cultivo (Sepulcre-Cantó *et al*., 2009; Testi *et al*., 2008; Cermák *et al*., 2007; Testi *et al*., 2004; Gómez *et al*., 2001) ha permitido comprobar la gran variabilidad existente en relación al valor de IAF para una parcela, en función tanto del estado de crecimiento de los árboles como de la densidad de plantación. En todo caso, los valores recogidos en los artículos consultados son siempre inferiores al valor propuesto por URGE (2004) para plantaciones y cultivos leñosos. Se ha optado por adoptar los valores propuestos por Gómez *et al*. (2001) para un olivar tradicional de secano. El análisis visual de la ortoimagen ha permitido corroborar que el porcentaje de cobertura arbórea propuesto por estos autores se ajusta de forma razonable a la realidad del área metropolitana.

- *Viñedo*. Al igual que en el caso del olivar, el valor propuesto por URGE (2004) para cultivos leñosos resulta excesivo para los viñedos. La revisión de estudios centrados en este tipo de cultivo (López-Lozano *et al*., 2009; Azevedo *et al*., 2008; Möller *et al*., 2007; Zarco-Tejada *et al*., 2005; Johnson *et al*., 2003; Padro, 1996) ha permitido

reconocer un alto grado de variabilidad en cuanto al IAF y el grado de cobertura del terreno. Se ha optado finalmente por un valor aproximativo medio a partir de los resultados de dichos estudios.

- *Otros cultivos leñosos en secano*. Tras el análisis visual de la ortoimagen, se ha asignado a esta categoría los mismos valores que los vinculados al viñedo.

- *Mosaico de secano y regadío con cultivos herbáceos y leñosos*. Para asignar los valores de cobertura arbórea e IAF a esta categoría mixta, se ha considerado una composición de cultivos herbáceos (50%), olivar (25%) y cultivos leñosos de regadío (25%).

- *Cultivos herbáceos y leñosos en secano*. Se ha establecido como aproximación general que se esta categoría se compone de cultivos herbáceos (50%) y olivar (50%).

- *Mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos*. Se ha tomado en consideración para esta categoría una composición de cultivos leñosos de regadío (50%) y olivar (50%).

- *Cultivos herbáceos con vegetación natural leñosa*. Los valores asignados a esta categoría corresponden a una composición de cultivos herbáceos y matorral arbolado al 50%.

- *Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural*. Se ha establecido una composición de olivar (33%), cultivos herbáceos (33%) y pastizal (33%).

- *Matorral arbolado.* Se ha considerado que esta categoría se compone en un 75% de cobertura de matorral y en un 25% de cobertura arbórea de hoja perenne.

- *Matorral disperso con pastizal*. Se ha establecido como aproximación general a la composición de esta categoría un 50% de pastizal y un 50% de matorral disperso.

- *Matorral disperso con pasto y roca o suelo*. Los valores asignados corresponden a una mezcla de matorral disperso con pastizal (50%) y espacios con escasa vegetación (50%).

- *Pastizal arbolado*. Para esta categoría se ha establecido una composición de un 66% de cobertura de pastizal y un 33% de cobertura arbórea mixta.

6.3.4 Análisis estructural básico del espacio libre urbano y periurbano

Las métricas consideradas para el análisis estructural del paisaje son las mismas utilizadas en el análisis del la estructura paisajística a nivel metropolitano, con la única excepción del número de manchas (*Number of Patches* o NP), que ha sido sustituido en este caso por la densidad de manchas (*Patch Density* o PD); dado el valor relativo de esta última métrica, resulta directamente comparable entre las distintas etapas de estudio con independencia del tamaño del área total de análisis. Las clases de uso consideradas para la reclasificación del mapa de usos de suelo son asimismo equivalentes a las adoptadas en el análisis realizado en el capítulo 5. Para una descripción en detalle de las métricas y las categorías de uso utilizadas, se remite al lector al citado capítulo.

6.4 Resultados

6.4.1 Análisis estructural del paisaje

6.4.1.1 Caracterización básica

La expansión de los usos artificiales en la ciudad central entre 1956 y 2003 condiciona un aumento progresivo del área sometida a estudio, incrementándose la extensión tanto del tejido artificial continuo como de la franja de territorio periurbano que lo rodea. Entre 1956 y 1999 se produce un verdadero salto cuantitativo en este sentido, multiplicándose casi por cinco el área de lo que, a efectos del presente análisis, consideramos como el espacio central de la aglomeración urbana. El cambio es también notable en el plano cualitativo, dado que la expansión de los límites de estudio entre 1956 y 1999 conlleva la inclusión en el área de estudio de zonas del territorio metropolitano con características muy diversas, tanto desde el punto de vista de la configuración del medio físico como de la articulación específica de los procesos de ocupación del territorio.

Figura 6.1 Vista del centro urbano de Sevilla y el río Guadalquivir

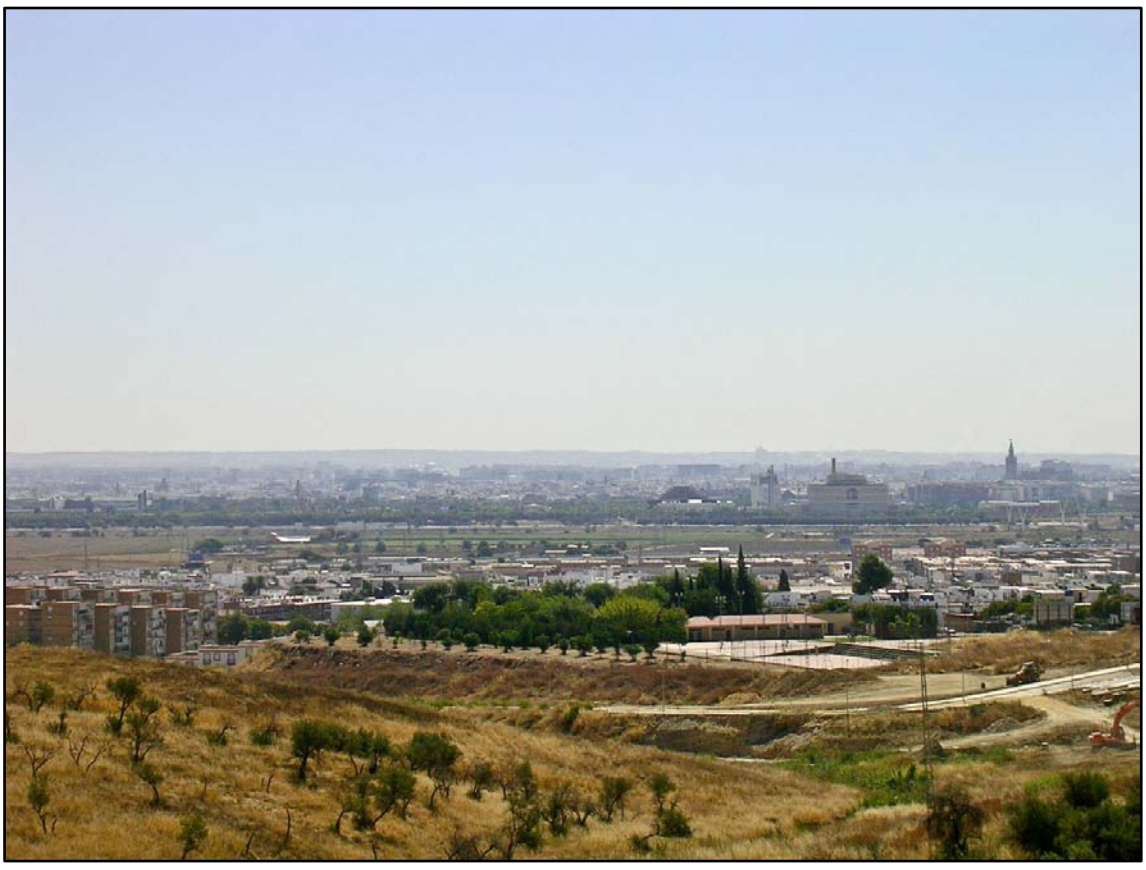


En la etapa inicial, en la que el ámbito presenta un carácter pre-metropolitano, se puede observar cómo el continuo urbanizado central se limita prácticamente a la ciudad de Sevilla; alrededor del mismo, se define un ámbito periurbano que se localiza en su totalidad dentro del espacio de la vega fluvial del Guadalquivir. El río goza en este periodo de un protagonismo casi absoluto como eje de articulación de un territorio esencialmente llano, homogéneo y de límites relativamente compactos, donde resultas significativa en todo caso la ausencia de

cualquier otro elemento destacable del medio físico. Entre 1956 y 1999, la gran expansión experimentada por los usos urbanos en el área del Aljarafe obliga a incluir el continuo este ámbito dentro de la UMZ de la ciudad central; esto conlleva una ampliación notable de los límites de estudio en el sector occidental, que en la cartografía de 1999 abarcan una fracción importante del territorio del Aljarafe.

En el plano cualitativo, la inclusión del Aljarafe introduce en el ámbito de análisis un nuevo tipo de espacio agrícola, el olivar, así como un nuevo modelo de crecimiento urbano, el asociado a la ciudad dispersa y al fenómeno de la conurbación; ambos elementos estaban ausentes en la situación inicial descrita para 1956. Asimismo, se incorporan al ámbito de estudio nuevos elementos del medio físico que resultan determinantes para la configuración de los usos antrópicos en el territorio: por un lado, la cornisa del Aljarafe, como hito geomorfológico que marca la delimitación espacial entre las dos áreas urbanizadas principales, y por otro, el cauce activo del Guadalquivir, el cual, debido a las modificaciones realizadas en el curso del río a partir de 1956, cuenta con una extensión considerablemente mayor dentro de los límites del análisis, reforzando su papel estructural.

Figura 6.2 Vista de la ciudad central desde la cornisa del Aljarafe



Durante el periodo 1956-1999 se produce también una ampliación significativa del ámbito de estudio hacia el este, si bien el crecimiento en este sector representa un cambio, si se quiere, menos radical que el experimentado en el sector occidental. La expansión de los límites orientales del ámbito se produce como consecuencia del crecimiento natural de la ciudad central en esta dirección; los nuevos usos artificiales mantienen por tanto un alto grado de continuidad espacial con la ciudad central, articulándose de forma preferente alrededor de las

grandes vías de comunicación. A diferencia de lo que sucede en el sector del Aljarafe, no existen aquí elementos del medio físico que marquen una ruptura espacial, sino todo lo contrario: la transición hacia la plataforma elevada de los Alcores, al este del ámbito de estudio, se produce de forma suave y progresiva a través de las terrazas fluviales. Sí destaca, en todo caso, la mayor relevancia que adquiere el río Guadaíra en este sector, tanto por la ampliación del tramo del curso fluvial incluido dentro de los límites de estudio, como por la modificación sufrida por este cauce entre 1956 y 1999.

En términos generales, la expansión global del ámbito de estudio supone un aumento de la diversidad territorial, marcada por una mayor presencia de elementos naturales (sobre todo ligados a la red hidrológica local, que incluye a partir de 1999 cursos como el Pudio, el Rivera de Huelva, el Tamarguillo o el Miraflores), y por el incremento visible de la complejidad en el mosaico de usos de carácter antrópico, tanto artificiales como rurales. Cabe mencionar por último que la variación de los límites de estudio entre 1999 y 2003 es mínima, dado que no se observa un crecimiento excesivamente relevante del continuo artificial para este periodo. Ello no impide, en todo caso, que se produzcan cambios significativos en la configuración interna de los usos, si bien como es lógico la evolución de la estructura territorial en este periodo es mucho más modesta en términos cuantitativos que la observada entre 1956 y 1999.

6.4.1.2 Evolución de los parámetros estructurales

Un rasgo que permanece constante a lo largo de todo el periodo de estudio, con independencia de la extensión total del área de análisis, es el predominio de la superficie agrícola como uso dominante del territorio y componente fundamental del cinturón periurbano. No obstante, y pesar de mantener su predominio en términos superficiales, los usos agrícolas van reduciendo progresivamente su peso en la composición del paisaje (55,27% en 1956, 47,86% en 1999 y 46,86% en 2003), a causa principalmente del avance de los usos artificiales (35,33% en 1956, 41,03% en 1999 y 42,72% en 2003). Este hecho es indicativo de la mayor complejidad que, con posterioridad a 1956, va adquiriendo el entorno periurbano: la superficie artificial se intercala progresivamente con las amplias extensiones en cultivo, reduciéndose en parte la homogeneidad inicial de la matriz agrícola; en este sentido, tanto las métricas (ver tabla 6.1.5) como la cartografía de usos muestran cómo el cinturón periurbano puede ser considerado cada vez menos como el “campo” que rodea la ciudad, para tender a un intrincado mosaico de usos agrícolas, artificiales y naturales. El borde urbano aparece más diluido, haciéndose difícil su identificación en muchos casos (p. ej.: sector suroriental y sector del Aljarafe); como consecuencia de una configuración territorial progresivamente compleja, los límites entre diferentes espacios adquieren un carácter difuso, resultando complicado definir de forma categórica dónde acaba lo urbano y comienza lo rural. Esta evolución coincide con la tendencia observada para las métricas de agregación y diversidad aplicadas a nivel de paisaje (ver tabla 6.1.11).

Otro rasgo básico que caracteriza la evolución de la franja de territorio periurbano es el aumento de la presencia relativa de espacios naturales (de un 5,93% de la superficie total en 1956 a un 8,82% en 1999 y un 8,14% en 2003). A partir de 1999, las áreas naturales se localizan preferentemente en los bordes del tejido urbano y artificial, encontrándose apenas algún ejemplo aislado en el seno de la matriz agrícola. Esta disposición como elementos de transición

entre el continuo urbanizado y el espacio rural les otorga un papel ambivalente: pueden actuar como barreras de contención del crecimiento urbano y aportar una funcionalidad ambiental al tejido urbano anexo, o bien pueden servir como un mero ámbito de expansión para el crecimiento de los usos artificiales. La reducción de la superficie natural entre 1999 y 2003, vinculada al crecimiento urbano observado para este mismo periodo, apunta a la mayor incidencia reciente de la segunda de estas posibilidades.

Por su parte, las superficies de agua tienen una presencia cuantitativa poco destacable a lo largo de todo el periodo de estudio (3,47% de la superficie total del paisaje en 1956, 2,29% en 1999 y 2,28% en 2003), si bien en términos estructurales conservan un rol primordial: el elevado grado de conectividad y continuidad espacial que muestra esta clase (ver los elevados valores relativos de RGYR AM y LPI en la tabla 6.1.8) refleja una importante función articuladora, sobre todo por medio de la presencia del río Guadalquivir como eje central del territorio. Adicionalmente, se observa cómo gran parte de los espacios naturales de mayor extensión están conectados en mayor o menor medida a la red fluvial, lo cual refuerza el papel estructural de esta categoría en el plano ecológico.

En lo que respecta a la composición de los usos artificiales (tabla 6.1.7), el tejido urbano continuo representa el uso mayoritario durante todo el periodo de estudio, si bien las métricas muestran cómo ha perdido peso en la composición global del paisaje (26,57% del área total en 1956, 22,43% en 1999 y 22,50% en 2003). En términos de configuración espacial, las métricas apuntan a que el crecimiento experimentado por el tejido urbano entre 1956 y 1999 ha tendido más a la concentración que la fragmentación, observándose un descenso de la densidad de manchas a la par que ha aumentado de forma neta el tamaño medio de los fragmentos; por otro lado, los índices muestran también un aumento de la irregularidad de las manchas, lo cual parece principalmente un reflejo de la escasa compacidad de las áreas de desarrollo reciente en el Aljarafe. En este sentido, las métricas parecen reflejar básicamente los rasgos estructurales del proceso de conurbación, caracterizado por la continuidad y la irregularidad de la trama urbana. No obstante, se observa un ligero cambio de tendencia en este aspecto entre 1999 y 2003. Cabe señalar también que el crecimiento global de los usos urbanos no se ha concentrado exclusivamente en la expansión de las manchas originarias, sino que se ha distribuido en diversos núcleos independientes, tal y como muestra el escaso incremento de RGYR AM (ver tabla 6.1.7) en comparación con el fuerte aumento neto de superficie urbana; en todo caso, esto no es indicativo de una fragmentación de la trama artificial, ya que en la mayoría de los casos estas áreas de crecimiento están interconectadas entre sí por medio de otros usos de tipo artificial.

El análisis visual de la cartografía (mapas 6.2.1 – 6.2.7) permite establecer ciertos matices con respecto a lo expresado en el párrafo anterior, en relación sobre todo a la distribución espacial de los patrones de crecimiento. En este sentido, se puede observar cómo la configuración espacial del tejido urbano varía de forma más que significativa entre los ámbitos de la ciudad central y del Aljarafe. Por un lado, en el sector oriental del ámbito de estudio, el crecimiento del tejido urbano se ha articulado en un número más reducido de manchas de carácter más compacto, integrado en el continuo urbanizado de la ciudad central a través de la presencia de otros usos artificiales. Por otra parte, el sector del Aljarafe muestra un desarrollo urbano más atomizado, articulado en núcleos de menor extensión y forma más irregular; en

esta zona se encuentran tanto núcleos independientes desde el punto de vista espacial, como áreas de forma escasamente compacta, interconectadas por otros usos artificiales como resultado del proceso de conurbación.

Por su parte, las urbanizaciones residenciales han visto incrementado su peso relativo en el paisaje de una forma más que notable, aunque su superficie total sea reducida en términos globales (1,22% en 1956, 3,25% en 1999 y 3,43% en 2003). Su distribución en el paisaje es irregular y con un carácter marcadamente fragmentario (manchas abundantes, con un escaso tamaño medio), salpicando la matriz rural en el entorno de la ciudad central y el área del Aljarafe. Sólo las manchas de mayor tamaño aparecen integradas dentro del continuo urbanizado o situadas en su periferia. El análisis conjunto del tejido urbano y las urbanizaciones residenciales permite identificar la evolución hacia un paisaje urbano menos ordenado, cuyo crecimiento no se produce de forma orgánica, adaptándose a la matriz biofísica subyacente, sino de forma aparentemente caótica y carente de un criterio claro de ordenación.

La clase que agrupa al resto de usos de tipo artificial presenta unos rasgos muy marcados en cuanto a su evolución estructural. En primer lugar, ha experimentado en su conjunto un fuerte aumento en cuanto a su porcentaje superficial con respecto al conjunto del paisaje (7,01% en 1956, 13,57% en 1999 y 14,94% en 2003). En 1999, su presencia se concentra principalmente en el borde exterior del tejido urbano, conformando amplias áreas continuas que determinan un mayor grado de cohesión espacial; esto supone un contraste con la distribución de estos usos en 1956, de carácter relativamente disperso. No obstante, entre 1999 y 2003, aparecen signos de una configuración algo más fragmentada, probablemente vinculada en su mayor parte a la aparición de zonas en construcción, de marcado carácter puntual. En todo caso, esta categoría muestra un alto grado de continuidad espacial (ver el elevado valor de RGYR AM para 1999 y 2003), debido a la inclusión de las infraestructuras de comunicación; ello la convierte, junto con la clase agua-humedal, en un componente estructural básico del paisaje, papel que se ve reforzado al actuar como vector de expansión del resto de usos artificiales en el territorio.

Por su parte, las zonas verdes han visto aumentado su peso en la composición global del paisaje de forma progresiva (0,54% en 1956, 1,78% en 1999 y 1,85% en 2003), si bien continúan siendo, en términos cuantitativos, un componente minoritario dentro del conjunto de los usos artificiales. Su distribución tiene un carácter disperso y puntual, si bien este rasgo es lógico debido a su funcionalidad específica dentro del tejido urbano. Las métricas muestran en todo caso un incremento visible del tamaño medio de estas áreas.

En lo que respecta a la composición de los usos agrícolas (tabla 6.1.9), se observa cómo el regadío es el componente mayoritario del espacio periurbano en 1956, etapa en la cual el ámbito se encuadra en su totalidad a la vega del Guadalquivir. Con posterioridad a esta fecha, el peso del regadío en el conjunto del paisaje desciende, pasando de representar el 35,29% del ámbito a ocupar un 20,39% en 1999 y un 20,02% en 2003. La inclusión de parte del Aljarafe dentro del ámbito de estudio, así como la expansión de los límites del mismo hacia el este, determinan la incorporación de una amplia superficie de secano a partir de 1999, en su mayoría correspondiente a las zonas de olivar del Aljarafe. A consecuencia de esto, el secano

se convierte en el componente mayoritario de la matriz agrícola en términos cuantitativos, pasando del 19,31% de 1956 a un 26,79% en 1999; en 2003 se observa una ligera caída (25,99% del ámbito) a causa del avance de los usos artificiales. La delimitación entre los espacios dominados por el secano (Aljarafe) y por el regadío (vega) se mantiene nítida a lo largo del periodo de estudio, con la excepción del sector oriental del ámbito, donde la matriz agrícola presenta un carácter más diverso, en mosaico. Por su parte, los cultivos mixtos tienen una presencia dispersa y puntual; no obstante, a pesar de su carácter minoritario en cuanto a la composición de la matriz agrícola, este tipo de cultivos muestra una tendencia continua de crecimiento (0,67% en 1956, 0,72% en 1999 y 0,85% en 2003).

En relación con la cobertura natural (ver 6.1.10) cabe destacar el claro predominio del hábitat no arbolado a lo largo de todo el periodo de estudio. Si bien en 1956 esta clase muestra un cierto carácter fragmentario, a partir de 1999 se observa un aumento de la cohesión, con un descenso de la densidad de manchas y un aumento del tamaño medio de los fragmentos. En términos generales, esta evolución se puede asociar a la conformación de una franja natural en el sector sur de la ciudad de Sevilla, conformada por manchas de notable extensión, con una cierta continuidad espacial y una clara proyección en dirección sur siguiendo el eje del Guadalquivir y el tramo canalizado del Guadaíra. En el ámbito del Aljarafe, la cobertura no arbolada se intercala con el tejido urbano en el borde exterior del mismo, conformando áreas menos extensas, que actúan como espacios de transición entre las matrices urbana y rural. El sector oriental sigue en líneas globales esta misma pauta, pero con una mayor presencia de áreas de carácter natural insertas en la trama de usos artificiales. En todo caso, las manchas de esta clase muestran una escasa compacidad, debido en parte a la asociación de muchas de ellas a la red fluvial. Cabe señalar también un palpable retroceso en cuanto a la superficie total de este tipo de cobertura entre 1999 (7,99% de la superficie total) y 2003 (7,22%).

Los hábitats arbolados presentan de por sí un peso reducido para el conjunto del periodo de estudio, observándose además una disminución del mismo (pasando de representar un 1% del territorio en 1956 a un 0,78 % en 1999 y un 0,79% en 2003). Su presencia tiene un carácter esencialmente fragmentario (rasgo que se ha intensificado a lo largo del periodo de estudio), con una distribución dispersa. Dentro de esta clase, destacan las manchas asociadas a la red fluvial (restos de bosque de galería y vegetación de ribera): con un carácter marcadamente lineal y una escasa entidad en términos de superficie, estos fragmentos adquieren un valor singular tanto por su escasez en el ámbito de estudio como por la potencialidad de cara a su conexión y articulación con otros espacios naturales ubicados en los márgenes fluviales. Finalmente, cabe mencionar la presencia puntual de algunos espacios sin vegetación, de naturaleza efímera (no tienen carácter permanente a lo largo del periodo de estudio) y de escasa relevancia en términos cuantitativos.

6.4.1.3 Discusión de resultados

Como se desprende de la interpretación de las métricas y del análisis visual de la cartografía de usos, la configuración espacial del espacio periurbano ha incrementado su complejidad estructural en los últimos 50 años, desdibujándose los límites de lo urbano y lo rural, y conformándose como un espacio híbrido de transición caracterizado por la presencia de un

mosaico de usos. En todo caso, si hay un rasgo que permanece constante a lo largo del periodo de estudio, éste es el predominio neto de los usos agrícolas dentro de esta franja de territorio circundante. Sería interesante profundizar en el análisis en detalle de estos usos agrícolas, al menos en dos sentidos: por un lado, de cara a entender cómo la cercanía al espacio urbano, la progresiva fragmentación espacial y el aumento de la presión de los usos artificiales, condicionan la naturaleza y función de esta agricultura periurbana; y por otro, con objeto de analizar qué funciones específicas aporta o puede aportar de forma directa este espacio a la ciudad colindante (p. ej. mejora paisajística del borde urbano, papel como ámbito recreativo con carácter complementario a su función productiva, contribución a la conservación de determinadas especies vinculadas a la biodiversidad urbana, articulación de un mercado local de productos agrícolas, etc.).

Por su parte, con respecto a los espacios de carácter natural, quizá el rasgo que más llame la atención sea la ausencia de un gran espacio o conjunto de espacios naturales de cierto valor ecológico o recreativo en el seno del ámbito central de la aglomeración urbana de Sevilla. Si bien existen áreas naturales de notable extensión, que en la práctica conforman casi un cinturón verde continuo en el extremo meridional de la ciudad central, se trata en esencia de zonas de pastizal no arbolado, cuyo estado de conservación y/o aprovechamiento para el uso público dista de ser óptimo, al menos en lo que respecta a la etapa más reciente del periodo de estudio. Es por ello que esta vegetación urbana o periurbana muestra más un valor potencial que real, lo cual debería ser en todo caso un incentivo para la actuación pública, y no una justificación para la cesión de estas áreas a las necesidades del crecimiento de los usos artificiales. El papel territorial de estas zonas periféricas parece aún más destacado en el contexto específico del Aljarafe: su ubicación en el borde del tejido urbano las convierte en un importante recurso para el establecimiento de zonas-tampón o de protección, cuya finalidad esencial sería el control del crecimiento urbano desordenado y la preservación de áreas rurales colindantes con un notable valor paisajístico, ambiental y productivo.

El crecimiento urbano, aunque muy importante en términos de superficie, ha mantenido unos ciertos parámetros de compacidad y continuidad en el entorno inmediato de la ciudad se Sevilla. Este hecho contrasta con el ya citado modelo urbano del Aljarafe, donde han prevalecido las estructuras irregulares, de escasa compacidad, como fruto del proceso de conurbación. Las urbanizaciones residenciales añaden a este panorama un grado adicional de fragmentación y dispersión de la superficie artificial, representando además una forma escasamente eficiente de consumo de suelo, con implicaciones adicionales de cara a la movilidad, el consumo energético o la provisión eficiente de equipamientos y servicios.

Finalmente, cabe señalar que tanto en el sector oriental como en el occidental del ámbito de estudio, el espacio rural periurbano parece servir prioritariamente como ámbito de crecimiento para los usos artificiales, lo cual es indicativo de la carencia de un papel propio relevante de la matriz agrícola en ambos contextos. Las zonas de regadío al norte y al sur de la ciudad central parecen en cambio resistir a las presiones urbanísticas, sea por su propio valor productivo, por la presencia de amplias áreas de vegetación natural (en el sector sur), o por ubicarse en una posición menos ventajosa de cara al desarrollo de usos de tipo residencial o industrial. La presencia del cauce activo del Guadalquivir, a lo largo del cual se mantiene una

cierta franja de territorio sin construir, permite establecer una conexión física entre estos dos sectores donde se mantiene un mayor grado de "ruralidad".

6.4.2 Índice de área foliar

Las tablas 6.5 y 6.6 muestran los resultados del análisis de índice de área foliar. La distribución espacial de esta variable se muestra en la cartografía (ver mapas 6.3.1 – 6.3.3). Como se observa en la tabla 6.6, se ha producido un descenso progresivo del valor medio de IAF a lo largo del periodo de estudio. Este hecho no oculta, por otro lado, que el conjunto de los valores, incluido el relativo a 1956, pueda ser considerado modesto en términos globales; de hecho, si asumimos como criterio de evaluación los valores de referencia aportados por el proyecto URGE, vemos que un valor medio de IAF inferior a 2 es considerado como bajo (en todo caso, cabe recordar que los valores asignados a algunos usos de suelo en el presente trabajo son inferiores a los propuestos por dicho proyecto).

Tabla 6.5 Porcentaje de superficie asociado a los diferentes valores de IAF

Tipo de uso	IAF	% área de estudio		
		1956	1999	2003
Tejido urbano; otros usos artificiales	0,000	33,56	34,87	36,25
Espacios con escasa vegetación	0,500	0,09	0,36	0,47
Urbanizaciones residenciales	0,750	1,22	3,25	3,44
Aeropuerto	0,850	-	0,82	0,84
Superficies de agua	1,000	3,48	2,29	2,28
Olivar	1,100	1,40	11,93	11,87
Matorral disperso con pasto y roca o suelo	1,175	0,07	-	-
Viñedo; otros cultivos leñosos en secano	1,500	1,37	0,04	0,04
Pastizal no arbolado	1,700	2,44	7,40	6,55
Matorral disperso con pastizal	1,850	1,49	-	-
Cultivos herbáceos y leñosos en secano; otros mosaicos de cultivos y vegetación natural; matorral denso no arbolado	2,000	2,01	1,01	1,08
Equipamiento deportivo y recreativo	2,125	-	0,77	0,76
Matorral arbolado; pastizal arbolado	2,500	0,77	0,20	0,21
Zonas verdes urbanas; cultivos herbáceos con vegetación natural leñosa	2,750	0,59	1,01	1,08
Cultivos herbáceos; mosaico de cultivos mixtos; mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos	3,000	43,61	32,00	30,78
Formaciones arboladas densas de coníferas	3,800	-	0,12	0,12
Cultivos herbáceos y leñosos regados; formaciones arboladas densas de frondosas o mixtas	4,000	6,09	0,59	0,59
Cultivos leñosos en regadío	5,000	1,83	3,34	3,63

Tabla 6.6 Valor promedio de IAF para el conjunto del ámbito de estudio

IAF	1956	1999	2003
	1,87	1,54	1,51

En cualquier caso, el descenso moderado pero continuo del valor medio de IAF en el tiempo es indicativo de un retroceso en cuanto a la proporción de espacios con capacidad para generar servicios ecológicos vinculados a la presencia de vegetación. Sin duda, los factores que contribuyen a explicar esta evolución son, por un lado, el aumento de peso en la composición

del paisaje de los usos artificiales sin vegetación asociada, y por otro, el retroceso en términos relativos de las áreas de cultivo herbáceo, con un valor de IAF superior a la media obtenida para las tres etapas de estudio. Aparte de estos dos vectores principales, aparecen múltiples factores de cambio que también contribuyen a explicar la evolución del valor medio de IAF, y que deben ser tenidos en cuenta a la hora de plantear estrategias para revertir esta tendencia. Entre ellos, se pueden citar los siguientes:

- El descenso de la proporción de cultivos herbáceos y leñosos en regadío, con un valor relativamente elevado de IAF, es claro con posterioridad a 1956.

- La presencia de formaciones vegetales arboladas densas es muy reducida a lo largo de todo el periodo de estudio. Adicionalmente, las áreas naturales con vegetación arbolada presentan en general una tendencia decreciente con respecto a la situación de 1956, tal y como se puede comprobar en el análisis de métricas de paisaje. En cambio, el incremento observado para la proporción de espacios naturales se puede atribuir en su conjunto a las áreas no arboladas, constituidas principalmente por zonas de pastizal, con un valor de IAF muy moderado.

- Con posterioridad a 1956, gran parte de la matriz agrícola englobada dentro de los límites de estudio se encuentra ocupada por amplias extensiones de olivar, cuyo valor medio de IAF es reducido.

- Aparte del avance de los usos artificiales sin vegetación asociada, se observa también un aumento en la proporción de otros usos artificiales con una presencia más o menos modesta de vegetación, como son las urbanizaciones residenciales, el aeropuerto, y las zonas de suelo desnudo.

Como contrapunto, cabe reincidir en el hecho de que en algunos casos se ha podido producir una subestimación del valor de IAF asociado a determinados usos. Tal es el caso del tejido urbano, donde no se ha tenido en cuenta el papel que juega el arbolado urbano (cuestión que requeriría de una aproximación de análisis mucho más detallada), o de los espacios verdes de tamaño medio, como el Prado de San Sebastián o los parques de San Jerónimo o la Buhaira, que no se hallan contemplados en la categoría de zonas verdes urbanas (ya que se incluyen en la categoría de tejido urbano).

Por su parte, los grandes espacios verdes y las zonas de equipamiento deportivo y recreativo con un grado elevado de cobertura vegetal han aumentado su peso relativo en la composición del paisaje. No obstante, los datos apuntan a que este incremento no es suficiente de cara a compensar el avance global de los usos artificiales. Si se une este dato a la ausencia de áreas naturales que acojan una vegetación asociada de cierta entidad, resulta patente la carencia de “pulmones verdes” en el ámbito central de la aglomeración urbana.

6.4.3 Absorción de C atmosférico por parte de la vegetación arbórea

Las tablas 6.7 y 6.8 muestran los resultados obtenidos en el análisis de la absorción de C atmosférico por parte de la vegetación arbórea en el ámbito central de la aglomeración urbana de Sevilla. La distribución espacial de la cobertura arbórea se muestra en la cartografía (mapas 6.4.1 – 6.4.3).

Tabla 6.7 Porcentaje de superficie asociado a los diferentes valores de cobertura arbórea

Tipo de uso	% de cobertura arbórea	% área de estudio		
		1956	1999	2003
Tejido urbano; urbanizaciones residenciales; aeropuertos; otros usos artificiales; superficies de agua; cultivos herbáceos; matorral denso no arbolado; matorral disperso con pastizal; matorral disperso con pasto y roca o suelo; pastizal no arbolado; espacios con escasa vegetación	0	86,51	81,07	80,68
Otros mosaicos de cultivos y vegetación natural	10	0,00	0,03	0,07
Cultivos herbáceos con vegetación natural leñosa	12,5	0,05	0,00	0,00
Cultivos herbáceos y leñosos en secano	15	1,17	0,39	0,35
Mosaico de cultivos mixtos	20	0,28	0,37	0,46
Equipamiento deportivo y recreativo; cultivos herbáceos y leñosos regados; matorral arbolado	25	6,47	1,00	1,00
Olivar; mosaico de secano y regadío con cultivos leñosos	30	1,40	12,08	12,01
Pastizal arbolado	33	0,15	0,09	0,10
Zonas verdes urbanas; viñedo; otros cultivos leñosos en secano; cultivos leñosos en regadío	50	3,74	4,39	4,75
Formaciones arboladas densas de frondosas o mixtas; formaciones arboladas densas de coníferas	75	0,23	0,58	0,58

Tabla 6.8 Porcentaje total de cobertura arbórea y tasa de captación de C atmosférico

Variable	1956	1999	2003
% de cobertura arbórea	4,36	6,67	6,85
C almacenado (toneladas · ha^{-1})	4,63	7,09	7,28
Captación de C (toneladas · ha^{-1} por año)	$36{,}08 \cdot 10^{-3}$	$55{,}19 \cdot 10^{-3}$	$56{,}68 \cdot 10^{-3}$

En contraste con el IAF, la cobertura arbórea aumenta su presencia relativa a lo largo del periodo de estudio. Se trata de un incremento moderado pero constante a lo largo del tiempo, con un impacto significativo en el plano funcional, como muestran los índices de almacenamiento y de absorción anual de C.

El principal factor de cambio estaría vinculado al aumento de la proporción superficial de olivar, debido a la expansión del ámbito de estudio por el territorio del Aljarafe, y de cultivo leñoso de regadío, vinculado a la expansión hacia el norte por el área de la vega. Este hecho debe tenerse en cuenta a la hora de valorar los índices de almacenamiento y absorción de C, dado que tanto el olivar como los frutales no son árboles de gran porte, y pueden contribuir a una sobreestimación de los valores globales calculados para los citados indicadores. Por tanto, como ya se ha mencionado, estas estimaciones deben tomarse como valores genéricos de referencia, y no como estimaciones del volumen real de captación de C.

Al igual que se ha comentado para el caso del IAF, cabe destacar la ausencia de grandes áreas naturales con vegetación arbórea, que a modo de "pulmón verde" vengan a compensar el crecimiento de los usos artificiales y el incremento asociado de emisiones a la atmósfera. A pesar del avance global del porcentaje de cobertura arbórea, llama la atención la escasez de zonas con formaciones arboladas densas (siempre inferiores al 1% a lo largo del periodo de estudio), que en ningún caso se ve compensada con la existencia de espacios verdes de origen antrópico (también crecientes, pero de forma insuficiente). Asimismo, se puede observar en la cartografía el carácter descompensado que muestra la distribución espacial de la cobertura arbórea: las zonas con mayor presencia de cobertura son el Aljarafe y el sector norte de la

vega, debido fundamentalmente a las amplias extensiones de olivar y frutales. De hecho, si se eliminan ambos tipos de uso, la escasez de espacios abiertos de cierta dimensión que cuentan con una vegetación arbórea destacable se hace singularmente patente a la vista de la cartografía.

De nuevo, cabe recordar que existe un cierto grado de subestimación de la aportación ambiental de la vegetación arbórea en el ámbito de estudio, al no tenerse en cuenta en el análisis el arbolado presente en la trama urbana o el asociado a ciertos usos artificiales (por ejemplo, en determinadas áreas residenciales). Esta contribución puede ser importante a efectos cuantitativos, por lo que debería ser incorporada en un estudio de mayor detalle. No obstante, el aumento probable de las tasas totales de absorción de C vinculado al arbolado urbano no parece de entrada suficiente como para compensar los déficits señalados a una escala territorial.

Tabla 6.1.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	11812,49	42,72	37,92	0,29	147,66	1163,67	19,84	1,69	184,73	4250,67
agua -humedal	629,12	2,28	1,70	0,03	69,90	144,28	4,03	3,50	1422,54	2766,68
agrícola	12957,16	46,86	15,02	0,21	223,40	693,65	19,12	1,90	121,61	2238,89
natural	2251,45	8,14	1,39	0,45	18,01	46,22	13,63	2,32	261,29	569,82
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	11042,16	41,03	36,89	0,31	133,04	1081,97	20,54	1,67	192,14	4171,32
agua -humedal	615,52	2,29	1,71	0,03	68,39	141,71	4,01	3,39	1022,28	2752,08
agrícola	12881,23	47,86	15,54	0,20	234,20	708,95	19,22	1,90	111,66	2229,82
natural	2374,84	8,82	1,42	0,48	18,55	44,67	14,75	2,28	226,07	557,29
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
artificial	1983,91	35,33	24,36	0,71	49,60	216,22	24,93	1,67	136,09	1340,37
agua -humedal	195,11	3,47	1,75	0,05	65,04	39,52	6,62	3,80	193,11	1603,42
agrícola	3103,68	55,27	28,73	0,37	147,79	360,70	29,46	1,98	68,00	1636,99
natural	332,77	5,93	1,17	0,71	8,32	13,47	13,12	1,94	250,34	295,28

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%); PD: Patch density (nº manchas/100 ha); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 6.1.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	60,57	1,01	0,73
1999	60,12	1,02	0,73
1956	60,88	0,98	0,71

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 6.1.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2.

2003										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tejido urbano cont.	6221,49	22,50	8,95	0,14	155,54	407,26	11,94	1,92	292,01	1482,67
urb. residenciales	949,63	3,43	0,59	0,24	14,61	25,07	4,92	1,63	632,50	313,26
otros usos artif.	4130,50	14,94	11,22	0,33	44,90	321,95	17,18	1,68	268,78	4029,08
zonas verdes urb.	510,87	1,85	0,34	0,06	30,05	28,32	1,95	1,57	1443,82	316,28
agua - humedal	629,12	2,28	1,70	0,03	69,90	144,28	4,03	3,50	1422,54	2766,68
agrícola secano	7186,02	25,99	11,97	0,17	149,71	532,64	12,88	1,86	273,41	2011,03
agrícola regadío	5536,20	20,02	8,48	0,14	138,41	384,32	8,89	1,80	265,53	1489,15
agrícola mixto	234,94	0,85	0,22	0,03	29,37	20,20	1,17	1,87	1947,79	300,94
natural arbolado	219,59	0,79	0,07	0,29	2,74	3,51	4,21	2,24	259,45	217,88
natural no arbolado	1995,04	7,22	1,33	0,26	27,71	55,59	10,49	2,35	427,94	584,76
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	36,82	0,13	0,07	0,03	5,26	6,30	0,31	1,52	1886,82	139,20
1999										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tejido urbano cont.	6035,92	22,43	9,19	0,14	158,84	413,39	11,81	1,95	351,15	1476,16
urb. residenciales	874,63	3,25	0,59	0,20	16,20	26,17	4,62	1,66	753,65	317,45
otros usos artif.	3653,45	13,57	10,28	0,25	53,73	332,74	15,40	1,66	335,56	3918,23
zonas verdes urb.	478,16	1,78	0,28	0,06	29,89	25,67	1,88	1,57	1619,99	296,67
agua - humedal	615,52	2,29	1,71	0,03	68,39	141,71	4,01	3,39	1022,28	2752,08
agrícola secano	7201,38	26,76	12,45	0,16	171,46	569,60	12,86	1,95	322,97	2001,29
agrícola regadío	5487,07	20,39	8,55	0,15	133,83	373,00	8,95	1,70	335,94	1470,75
agrícola mixto	192,78	0,72	0,22	0,03	27,54	20,47	1,04	1,94	1311,46	305,58
natural arbolado	210,53	0,78	0,07	0,28	2,77	3,59	4,11	2,20	264,93	221,51
natural no arbolado	2150,04	7,99	1,36	0,28	28,29	52,32	11,82	2,36	348,91	568,06
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	14,27	0,05	0,03	0,02	2,85	2,38	0,19	1,64	3328,69	118,52
1956										
CLASE	CA	PLAND	LPI	PD	AREA MN	AREA SD	ED	SHAPE MN	ENN MN	RGYR AM
tejido urbano cont.	1491,81	26,57	21,02	0,43	62,16	236,11	20,18	1,71	179,06	1398,84
urb. residenciales	68,49	1,22	0,78	0,20	6,23	12,09	2,24	1,41	1160,62	223,16
otros usos artif.	393,37	7,01	1,48	0,53	13,11	17,77	11,96	1,71	287,92	298,85
zonas verdes urb.	30,24	0,54	0,35	0,07	7,56	7,78	1,30	1,66	126,36	173,74
agua - humedal	195,11	3,47	1,75	0,05	65,04	39,52	6,62	3,80	193,11	1603,42
agrícola secano	1084,26	19,31	3,32	0,50	38,72	60,20	19,28	1,91	183,77	597,48
agrícola regadío	1981,61	35,29	6,80	0,52	68,33	102,84	26,19	1,86	107,73	689,49
agrícola mixto	37,81	0,67	0,34	0,11	6,30	6,27	1,42	1,47	547,26	153,78
natural arbolado	56,21	1,00	0,58	0,25	4,02	8,23	3,60	1,94	385,59	409,26
natural no arbolado	271,70	4,84	1,15	0,48	10,06	14,80	9,15	1,86	271,72	270,11
plant. forestales	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
sin vegetación	4,86	0,09	0,05	0,04	2,43	0,39	0,42	1,88	100,00	91,91

CA: Class area (ha); PLAND: Percentage of landscape (%); LPI: Largest patch index (%);PD: Patch density (nº manchas/100 ha); AREA MEAN: Mean patch size (ha); AREA SD: Mean patch size standard deviation (ha); ED: Edge density (m/ha); SHAPE MN: Mean Shape index (adimensional); ENN: Mean Euclidean nearest neighbor (m); RGYR AM: Area-weighted mean Radius of Gyration (m). (adimensional).

Tabla 6.1.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.

AÑO	CONTAG	SHDI	SHEI
2003	58,88	1,84	0,77
1999	59,19	1,83	0,76
1956	62,19	1,65	0,69

CONTAG: Contagion index (%); SHDI: Shannon's diversity index (adimensional); SHEI: Shannon's evenness index (adimensional).

Tabla 6.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (I).	
Clase: artificial	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales han aumentado de forma significativa su predominio a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 35,33 – 41,03 – 42,72; LPI: 24,36 – 36,89 – 37,92).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	Esta clase presenta una configuración espacial más cohesionada, la cual se plasma en una reducción de la densidad de manchas y un aumento del tamaño medio de las mismas (PD: 0,71 – 0,31 – 0,29; AREA MN: 49,60 – 133,04 – 147,66).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye como reflejo de la mayor cohesión (ED: 24,93 – 20,54 – 19,84). La forma de las manchas mantiene prácticamente constante su grado de compacidad (SHAPE MN: 1,67 – 1,67 – 1,69).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro aumento como consecuencia del incremento de los usos artificiales, del crecimiento del continuo urbanizado central, y de la expansión de las vías de comunicación (RGYR AM: 1340,37 – 4171,32 – 4250,67). La distancia media entre manchas aumenta entre 1956 y 1999 debido a la ampliación de los límites del ámbito; posteriormente, entre 1999 y 2003 disminuye debido al crecimiento de los usos artificiales (ENN MN: 136,09 – 192,14 – 184,73).
Clase: agua – humedal	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de láminas de agua está representada fundamentalmente por el río Guadalquivir. El porcentaje superficial de esta clase se ve reducido a medida que se expande el ámbito de estudio, dado que la expansión apenas lleva a la incorporación de nuevas manchas de esta clase (% LAN: 3,47 – 2,29 – 2,28; LPI: 1,75 – 1,71 – 1,70).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	A consecuencia de la expansión de los límites de estudio, el ámbito abarca una mayor fracción del curso del Guadalquivir, lo cual incide en un aumento del tamaño medio de los fragmentos (AREA MN: 65,04 – 68,39 – 69,90). Asimismo, la modificación del curso fluvial a lo largo del periodo de estudio incide en el aumento del tamaño medio de las manchas. Por otra parte, el aumento de la superficie total de estudio provoca un descenso en la densidad de manchas (PD: 0,05 – 0,03 – 0,03).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las métricas reflejan el carácter lineal de las manchas fluviales, con una baja compacidad (SHAPE MN: 3,80 – 3,39 – 3,50). La densidad de borde disminuye al incrementarse la superficie total del ámbito de estudio y reducirse la superficie relativa de esta clase (ED: 6,62 – 4,01 – 4,03).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación es elevada a pesar de la escasa superficie de esta clase, debido al carácter lineal de los fragmentos asociados a la red fluvial; ello indica el fuerte papel como eje estructural de este componente territorial (RGYR AM: 1603,42 – 2752,08 – 2766,68). La distancia media entre manchas aumenta de forma muy notable a partir de 1999 al incluirse manchas alejadas del Guadalquivir, como el Canal del Bajo Guadalquivir (ENN MN: 193,11 – 1022,48 – 1422,54).
Clase: agrícola	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La matriz agrícola constituye el uso dominante a lo largo de todo el periodo de estudio, con una superficie relativa superior a los usos artificiales; no obstante, la proporción de superficie cultivada disminuye progresivamente entre 1956 y 2003 (% LAN: 55,27 – 47,86 – 46,86; LPI: 28,73 – 15,54 – 15,02).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	A lo largo del periodo de estudio disminuye la densidad de manchas, dado que los usos artificiales ocupan progresivamente un mayor porcentaje del área de estudio (PD: 0,37 – 0,20 – 0,21). Entre 1956 y 1999, el tamaño medio de las manchas aumenta en paralelo a la extensión de los límites del ámbito de estudio; en cambio, entre 1999 y 2003 este factor no es suficiente para compensar el avance de los usos artificiales sobre los cultivos, por lo que se reduce el tamaño medio de los fragmentos (AREA MN: 147,79 – 234,20 – 223,40). Si unimos esto al descenso marcado en el valor de LPI, se puede concluir que se produce un descenso en la cohesión espacial de la matriz.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La forma de las manchas tiende ligeramente a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,98 – 1,90 – 1,90). Esto incide en una disminución de la densidad de borde, si bien el factor principal en este descenso en la pérdida de superficie relativa de los cultivos (ED: 29,46 – 19,22 – 19,12).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro aumenta a medida que se expanden los límites del ámbito de estudio, dado que se abarca una mayor fracción de territorio agrícola (RGYR AM: 1636,99 – 2229,82 – 2238,89). A consecuencia de este proceso, también aumenta progresivamente la distancia media entre fragmentos, al aparecer manchas agrícolas más alejadas entre sí (ENN MN: 68,00 – 111,66 – 121,61).

Tabla 6.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 (II).

Clase: natural	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La proporción de superficie natural aumenta de forma destacable entre 1956 y 1999, si bien se observa un retroceso significativo entre 1999 y 2003 (% LAN: 5,93 – 8,82 – 8,14; LPI: 1,17 – 1,42 – 1,39).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	El descenso de densidad de manchas entre 1956 y 1999 responde a un aumento de la cohesión de la superficie natural, que se plasma asimismo en un incremento del tamaño medio de los fragmentos. Entre 1999 y 2003 las métricas reflejan en cambio un retroceso de esta clase, articulado en un descenso de la densidad de manchas y del tamaño medio de los fragmentos (PD: 0,71 – 0,48 – 0,45; AREA MN: 8,32 – 18,55 – 18,01).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde refleja en términos globales la evolución de la clase en términos de porcentaje superficial, con un aumento entre 1956 y 1999 y un descenso entre 1999 y 2003 (ED: 13,12 – 14,75 – 13,63). La forma de los fragmentos tiende progresivamente a una menor regularidad, debido probablemente a la incorporación de un mayor número de manchas de carácter lineal, asociadas a cauces fluviales (SHAPE MN: 1,94 – 2,28 – 2,32).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La aparición de manchas de cobertura natural más extensas hace que aumente el radio de giro, y con ello, el grado de conectividad dentro de esta clase (RGYR AM: 295,28 – 557,29 – 569,82). La distancia media entre fragmentos refleja la expansión de la clase entre 1956 y 1999, con un descenso del aislamiento espacial de las manchas; la desaparición de algunas manchas entre 1999 y 2003 provoca un posterior aumento de este índice (ENN MN: 250,34 – 226,07 – 261,29).

Tabla 6.1.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1.

Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	Desde el punto de vista de la configuración estructural global del paisaje, las métricas muestran una escasa variación de sus componentes fundamentales, siendo prácticamente equiparables las tres etapas de estudio en cuanto al grado de agregación y de diversidad paisajística (CONTAG: 60,88 – 60,12 – 60,57; SHDI: 0,98 – 1,02 – 1,01; SHEI: 0,71 – 0,73 – 0,73).

Tabla 6.1.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (I).	
Clase: tejido urbano continuo	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	En términos generales, se observa cómo el tejido urbano ha perdido peso en la composición global del ámbito de estudio (% LAN: 26,57 – 22,43 – 22,50; LPI: 21,02 – 9,19 – 8,95).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	La densidad de manchas disminuye significativamente a lo largo del periodo de estudio, mientras que el tamaño medio de los fragmentos aumenta de forma considerable, lo cual indica que el crecimiento urbano se ha producido de forma relativamente compacta y cohesionada y no fragmentaria (PD: 0,43 – 0,14 – 0,14; AREA MN: 62,16 – 158,84 – 155,54).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye dado el carácter más concentrado del tejido urbano (ED: 20,18 – 11,81 – 11,94). La forma de las manchas tiende en términos netos a una mayor irregularidad (SHAPE MN: 1,71 – 1,95 – 1,92).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La expansión de los límites del ámbito provoca la inclusión de manchas de tejido urbano distantes del núcleo central, lo que explica el incremento de la distancia media entre 1956 y 1999; posteriormente, el crecimiento de los polígonos de esta clase disminuye el grado medio de distanciamiento entre ellos (ENN MN: 179,06 – 351,15 – 292,01). El moderado aumento del radio de giro indica que el crecimiento del tejido urbano no se ha producido prioritariamente como fruto de la expansión del núcleo inicial, sino que se ha distribuido en fragmentos independientes (RGYR AM: 1398,84 – 1476,16 – 1482,67).
Clase: urbanizaciones residenciales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las urbanizaciones residenciales han ganado peso en la composición global del ámbito a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 1,22 – 3,25 – 3,43; LPI: 0,78 – 0,59 – 0,59).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999, el número de manchas ha aumentado en la misma proporción que la extensión del ámbito de estudio, permaneciendo constante la densidad; el aumento del tamaño medio de los fragmentos explica en este periodo el mayor peso relativo obtenido por esta clase. Entre 1999 y 2003, periodo en el que los límites del ámbito apenas se han expandido, las métricas apuntan a la aparición de nuevas manchas de menor tamaño medio (PD: 0,20 – 0,20 – 0,24; AREA MN: 6,23 – 16,20 – 14,61). En todo caso, la configuración estructural de esta clase muestra un marcado carácter fragmentario para todo el periodo de estudio.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta como consecuencia del mayor peso de esta clase en la composición del paisaje (ED: 2,24 – 4,62 – 4,92); la forma de los fragmentos tiende a una mayor irregularidad entre 1956 y 1999, tendencia que se invierte levemente entre 1999 y 2003 con la aparición de pequeñas manchas de carácter más compacto (SHAPE MN: 1,41 – 1,66 – 1,63).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El moderado valor del radio de giro es indicativo del carácter primordialmente compacto y reducido de los fragmentos de esta clase (RGYR AM: 223,16 – 317,45 – 313,26) (ENN MN: 1160,62 – 753,65 – 632,50).
Clase: otros usos artificiales	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los usos artificiales reunidos en esta categoría han aumentado de forma muy notable su peso en la composición global del paisaje (% LAN: 7,01 – 13,57 – 14,94; LPI: 1,48 – 10,28 – 11,22).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	Entre 1956 y 1999, las métricas apuntan a una configuración más cohesionada, en la que la expansión superficial de la clase se debe más al crecimiento de las manchas que a la proliferación de fragmentos; entre 1999 y 2003, en cambio, la tendencia se invierte hasta cierto punto, tendiéndose a una configuración más fragmentaria: mayor número de manchas, de menor tamaño medio (PD: 0,53 – 0,25 – 0,33; AREA MN: 13,11 – 53,73 – 44,90).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta al incrementarse el peso global de esta clase en el paisaje (ED: 11,96 – 15,40 – 17,18). El índice de forma apunta a un leve aumento neto de la compacidad de los fragmentos (SHAPE MN: 1,71 – 1,66 – 1,68).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	A partir de 1999, esta categoría presenta un elevado índice de conectividad debido a la presencia de infraestructuras de comunicación (ronda de circunvalación SE-30, autovías)que interconectan la mayor parte de las manchas (RGYR AM: 298,85 – 3918,23 – 4029,08). Como consecuencia de lo anterior, la distancia media entre manchas se mantiene relativamente baja a pesar de la dispersión de los fragmentos (ENN MN: 287,92 – 335,56 – 268,78). La expansión de esta clase entre 1999 y 2003, unido a la escasa variación de los límites del ámbito en este periodo, contribuyen a una reducción reciente de este último índice.

Tabla 6.1.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES (II).	
Clase: zonas verdes urbanas	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Las zonas verdes aumentan su peso en la composición del paisaje, si bien su presencia es en términos netos modesta para el conjunto del periodo de estudio (% LAN: 0,54 – 1,78 – 1,85; LPI: 0,35 – 0,28 – 0,34).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	El mayor peso obtenido por esta clase se vincula en mayor medida a un aumento de tamaño de las zonas verdes que a una mayor proliferación de espacios en relación a la superficie total de estudio (PD: 0,07 – 0,06 – 0,06; AREA MN: 7,78 – 25,67 – 28,32).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Se observa una cierta tendencia a una mayor compacidad de las manchas, lo cual influye en el hecho de que la densidad de borde no aumente en la misma medida que lo hace el porcentaje superficial de esta clase (SHAPE MN: 1,66 – 1,57 – 1,57; ED: 1,30 – 1,88 – 1,95).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	En 1956, los escasos espacios verdes aparecen próximos entre sí; a partir de 1999, la distribución de los espacios verdes adquiere un carácter disperso (ENN MN: 126,36 – 1619,99 – 1443,82). El moderado aumento del radio de giro indica un aumento en el tamaño medio de las manchas, dentro no obstante de un grado notable de compacidad (RGYR AM: 173,74 – 296,67 – 316,28).

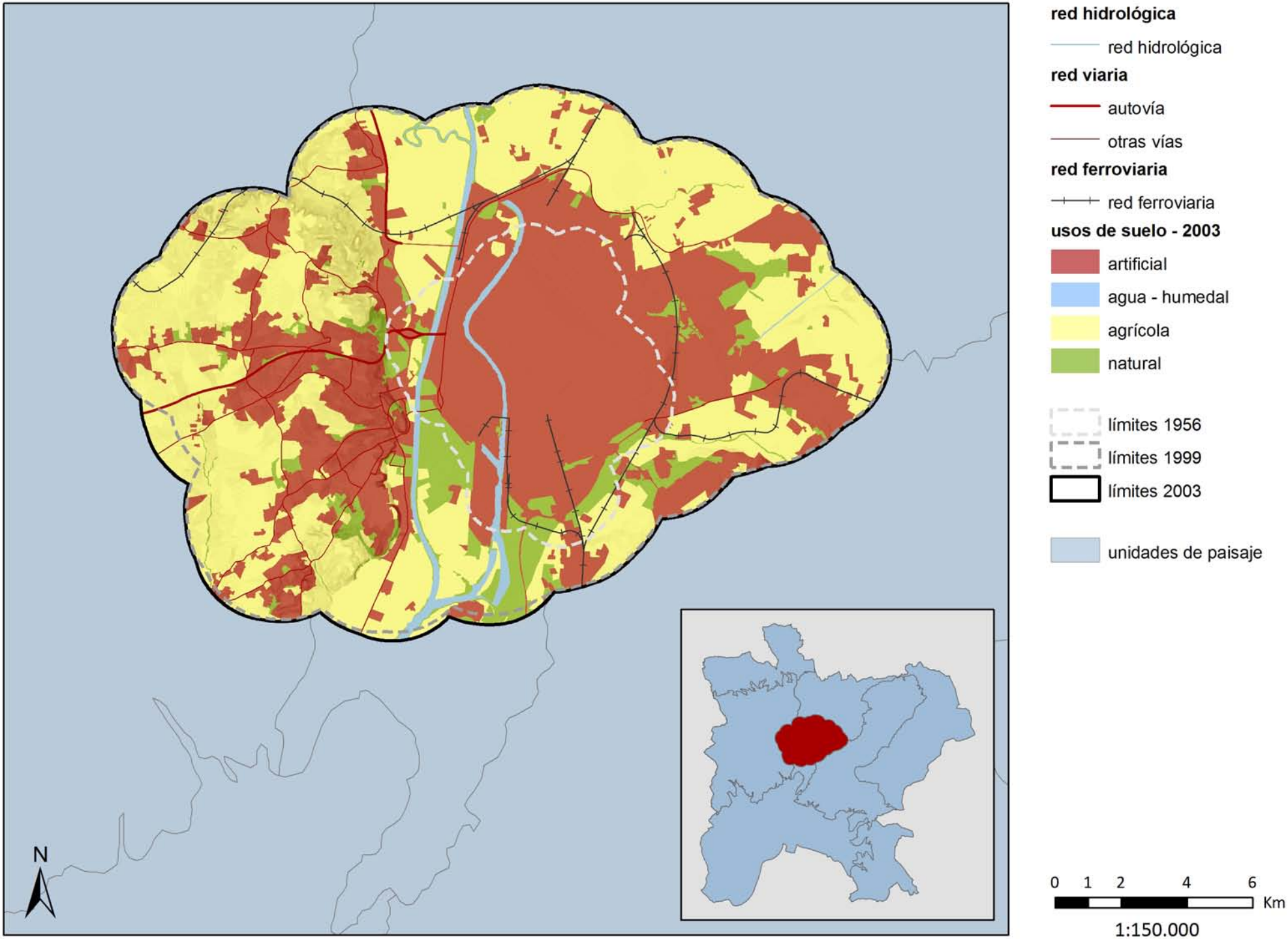
Tabla 6.1.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL.	
Clase: agua - zona húmeda	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La presencia de láminas de agua está representada fundamentalmente por el río Guadalquivir. El porcentaje superficial de esta clase se ve reducido a medida que se expande el ámbito de estudio, dado que la expansión apenas lleva a la incorporación de nuevas manchas de esta clase (% LAN: 3,47 – 2,29 – 2,28; LPI: 1,75 – 1,71 – 1,70).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	A consecuencia de la expansión de los límites de estudio, el ámbito abarca una mayor fracción del curso del Guadalquivir, lo cual incide en un aumento del tamaño medio de los fragmentos (AREA MN: 65,04 – 68,39 – 69,90). Asimismo, la modificación del curso fluvial a lo largo del periodo de estudio incide en el aumento del tamaño medio de las manchas. Por otra parte, el aumento de la superficie total de estudio provoca un descenso en la densidad de manchas (PD: 0,05 – 0,03 – 0,03).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	Las métricas reflejan el carácter lineal de las manchas fluviales, con una baja compacidad (SHAPE MN: 3,80 – 3,39 – 3,50). La densidad de borde disminuye al incrementarse la superficie total del ámbito de estudio y reducirse la superficie relativa de esta clase (ED: 6,62 – 4,01 – 4,03).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación es elevada a pesar de la escasa superficie de esta clase, debido al carácter lineal de los fragmentos asociados a la red fluvial; ello indica el fuerte papel como eje estructural de este componente territorial (RGYR AM: 1603,42 – 2752,08 – 2766,68). La distancia media entre manchas aumenta de forma muy notable a partir de 1999 al incluirse manchas alejadas del Guadalquivir, como el Canal del Bajo Guadalquivir (ENN MN: 193,11 – 1022,48 – 1422,54).

Tabla 6.1.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS.	
Clase: agrícola - regadío	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	El peso relativo del regadío se ve reducido de forma muy significativa a partir de 1999, al extenderse el ámbito más allá del área de la vega del Guadalquivir y abarcar amplias zonas de secano (% LAN: 35,29 – 20,39 – 20,02; LPI: 6,40 – 8,55 – 8,48).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	La densidad de manchas se reduce al disminuir el peso relativo de esta clase en la composición del paisaje. El tamaño medio de las manchas aumenta, dado que en términos netos la superficie de regadío abarcada dentro de los límites de estudio es mayor en 1999 y 2003 es mayor que en 1956 (PD: 0,52 – 0,15 – 0,14; AREA MN: 68,33 – 133,83 – 138,41).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde se reduce como consecuencia del menor peso relativo de la clase en el conjunto del paisaje (ED: 26,19 – 8,95 – 8,89). La forma de las manchas presenta una variación oscilante, aunque tiende en términos globales a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,86 – 1,70 – 1,80).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro presenta un aumento continuado a lo largo del periodo de estudio, incrementándose sobre todo entre 1956 y 1999 debido a la expansión del ámbito de estudio y el subsiguiente aumento de la superficie de regadío abarcada (RGYR AM: 689,49 – 1470,75 – 1489,15). La evolución de la distancia media entre manchas es oscilante, aumentando primero como respuesta a la fuerte ampliación del ámbito de estudio, y disminuyendo posteriormente como consecuencia de la propia configuración espacial de las manchas (ENN MN: 107,73 – 335,94 – 265,53).
Clase: agrícola - secano	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La agricultura de secano ha ganado peso en la composición del paisaje, al extenderse los límites del ámbito de estudio más allá de la vega del Guadalquivir y abarcar parte de las áreas de olivar del Aljarafe. Esto ha determinado los cultivos de secano constituyan a partir de 1999 el uso mayoritario del paisaje (% LAN: 19,31 – 26,76 – 25,99; LPI: 3,32 – 12,45 – 11,97).
Fragmentación (PD, AREA MN, AREA SD)	Las métricas indican que esta clase ha evolucionado hacia una estructura más cohesionada, conformada por manchas de mayor extensión. Entre 1999 y 2003 se observa no obstante un cierto retroceso en el tamaño de los fragmentos (PD: 0,50 – 0,16 – 0,17; AREA MN: 38,72 – 171,46 – 149,71).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La disminución de la densidad de borde, unida a la expansión superficial de la clase, corrobora la tendencia hacia una estructura menos fragmentada (ED: 19,28 – 12,86 – 12,88). Con respecto a la forma, se observa una evolución de carácter levemente oscilante, en todo caso tendente en términos netos hacia una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,91 – 1,95 – 1,86).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro ha aumentado de forma considerable, de forma acorde con la evolución de la clase en términos superficiales y de configuración estructural (RGYR AM: 597,48 – 2001,29 – 2011,03). La variación de la distancia media entre fragmentos presenta un carácter oscilante: el aumento entre 1956 y 1999 responde a la aparición de dos grandes áreas de cultivo, al este y el oeste de la ciudad central, debido a la expansión de los límites de estudio; entre 1999 y 2003 la propia evolución de la configuración de las manchas favorece una disminución de la distancia media (ENN MN: 183,77 – 322,97 – 273,41).
Clase: agrícola - mixto	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Los cultivos de tipo mixto han aumentado su peso relativo en la composición del paisaje, aunque en términos netos presentan una escasa superficie total (% LAN: 0,67 – 0,72 – 0,85; LPI: 0,34 – 0,22 – 0,22).
Fragmentación (PD, AREA MN, AREA SD)	La densidad de manchas es menor a partir de 1999, pero el tamaño de los fragmentos se ve incrementado a lo largo de todo el periodo de estudio, lo cual explica el aumento progresivo del porcentaje superficial de esta clase (PD: 0,11 – 0,03 – 0,03; AREA MN: 6,30 – 27,54 – 29,37). En general, se observa una configuración menos fragmentaria.
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde disminuye a consecuencia de la mayor cohesión estructural, aunque la tendencia parece revertirse entre 1999 y 2003 (ED: 1,42 – 1,04 – 1,17). La forma de los fragmentos tiende claramente a una menor compacidad (SHAPE MN: 1,47 – 1,94 – 1,87).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El aumento de tamaño de los fragmentos y la mayor irregularidad de los mismos inciden en un aumento del radio de giro (RGYR AM: 153,78 – 305,58 – 300,94). La aparición de nuevas manchas de esta clase, alejadas de las anteriores, provoca un aumento progresivo de la distancia media (ENN MN: 547,26 – 1311,46 – 1947,79).

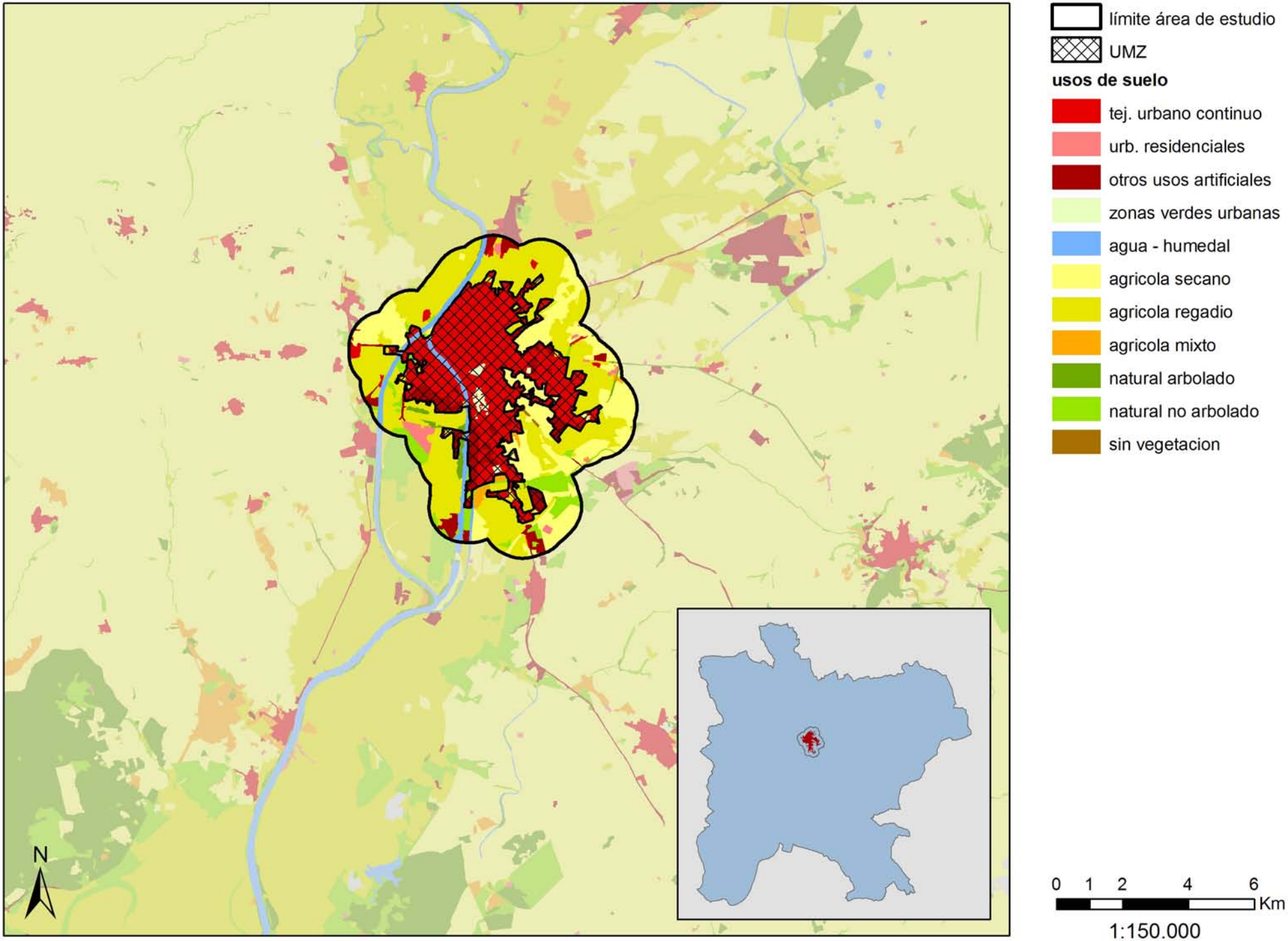
Tabla 6.1.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES.	
Clase: natural – no arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La superficie natural no arbolada aumenta su proporción en la composición global del paisaje, si bien experimenta un ligera retroceso entre 1999 y 2003 (% LAN: 4,84 – 7,99 – 7,22; LPI: 1,15 – 1,36 – 1,33).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	Las métricas indican una tendencia hacia una estructura espacial más cohesionada, articulándose la expansión superficial neta de esta clase en una menor densidad de manchas con un mayor tamaño medio (PD: 0,48 – 0,28 – 0,26; AREA MN: 10,06 – 28,29 – 27,71).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde evoluciona de forma paralela al peso superficial en el conjunto del paisaje (ED: 9,15 – 11,82 – 10,49). La forma de las manchas tiende claramente a una menor regularidad, en parte debido a la presencia de fragmentos asociados en mayor o menor grado a la red fluvial (SHAPE MN: 1,86 – 2,36 – 2,35).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro aumenta en consonancia con la expansión de la clase y con el aumento de la irregularidad en la configuración espacial de las manchas (RGYR AM: 270,11 – 568,06 – 584,76). La distancia media entre manchas aumenta progresivamente, primero a causa de la incorporación de fragmentos alejados de los preexistentes, y posteriormente a consecuencia de la propia reconfiguración espacial de las áreas de esta clase (ENN MN: 271,72 – 348,91 – 427,94).
Clase: natural – arbolado	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	La cobertura natural arbolada ha perdido peso relativo, si bien constituye en todo caso una componente minoritaria del paisaje a lo largo de todo el periodo de estudio (% LAN: 1,00 – 0,78 – 0,79; LPI: 0,58 – 0,07 – 0,07).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	La densidad de manchas aumenta ligeramente, pero el tamaño medio de los fragmentos disminuye, lo que es indicativo de una cierta fragmentación de esta cobertura (PD: 0,25 – 0,28 – 0,29) (AREA MN: 4,02 – 2,77 – 2,74).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La densidad de borde aumenta a pesar del retroceso relativo de esta clase, lo cual corrobora los indicios de fragmentación comentados anteriormente (ED: 3,60 – 4,11 – 4,21).La tendencia hacia una mayor irregularidad en la configuración espacial de las manchas (influida en parte por la presencia de manchas lineales asociadas a la red fluvial) contribuye también al aumento de la densidad de borde (SHAPE MN: 1,94 – 2,20 – 2,24).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	La distancia de correlación disminuye a consecuencia del citado proceso de fragmentación (RGYR AM: 409,26 – 221,51 – 217,88). La distancia entre manchas se reduce también como consecuencia del carácter fragmentario de esta clase, al provocar la aparición de manchas muy próximas entre sí (ENN MN: 385,59 – 264,93 – 259,45).
Clase: espacios sin vegetación	
Componentes	Interpretación
Composición y dominancia (% LAN, LPI)	Esta clase tiene una presencia muy minoritaria, presentando en todo caso una evolución variable a lo largo del periodo de estudio (% LAN: 0,09 – 0,05 – 0,13; LPI: 0,05 – 0,03 – 0,07).
Fragmentación (PD, AREA MN y SD)	La presencia de esta clase tiene un carácter marcadamente puntual a lo largo del conjunto del periodo de estudio, si bien la superficie media de las manchas muestra un cierto incremento (PD: 0,04 – 0,02 – 0,03; AREA MN: 2,43 – 2,85 – 5,26).
Configuración espacial de las manchas (ED, SHAPE MN)	La forma de las manchas tiende a una mayor compacidad (SHAPE MN: 1,88 – 1,64 – 1,52). La densidad de borde evoluciona en paralelo al porcentaje superficial (ED: 0,42 – 0,19 – 0,31).
Aislamiento y conectividad (ENN MN, RGYR AM)	El radio de giro aumenta al incrementarse el tamaño de los fragmentos (RGYR AM: 91,91 – 118,52 – 139,20), mientras que la distancia media entre manchas muestra una evolución irregular, dado que los espacios sin vegetación presentes en cada periodo varían su ubicación (ENN MN: 100,00 – 3328,69 – 1886,82).

Tabla 6.1.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2.	
Nivel de paisaje	
Componente	Interpretación
Estructura del paisaje (CONTAG, SHDI, SHEI)	A diferencia de lo que sucede en el nivel de clasificación 1, al aumentar el grado de desagregación de las clases sí se perciben cambios en la configuración estructural a nivel paisajístico: las métricas muestran una tendencia hacia una menor agregación espacial, junto con un incremento de la diversidad paisajística y un mayor equilibrio en la distribución superficial entre las diferentes clases (CONTAG: 62,19 – 59,19 – 58,88; SHDI: 1,65 – 1,83 – 1,84; SHEI: 0,69 – 0,76 – 0,77).

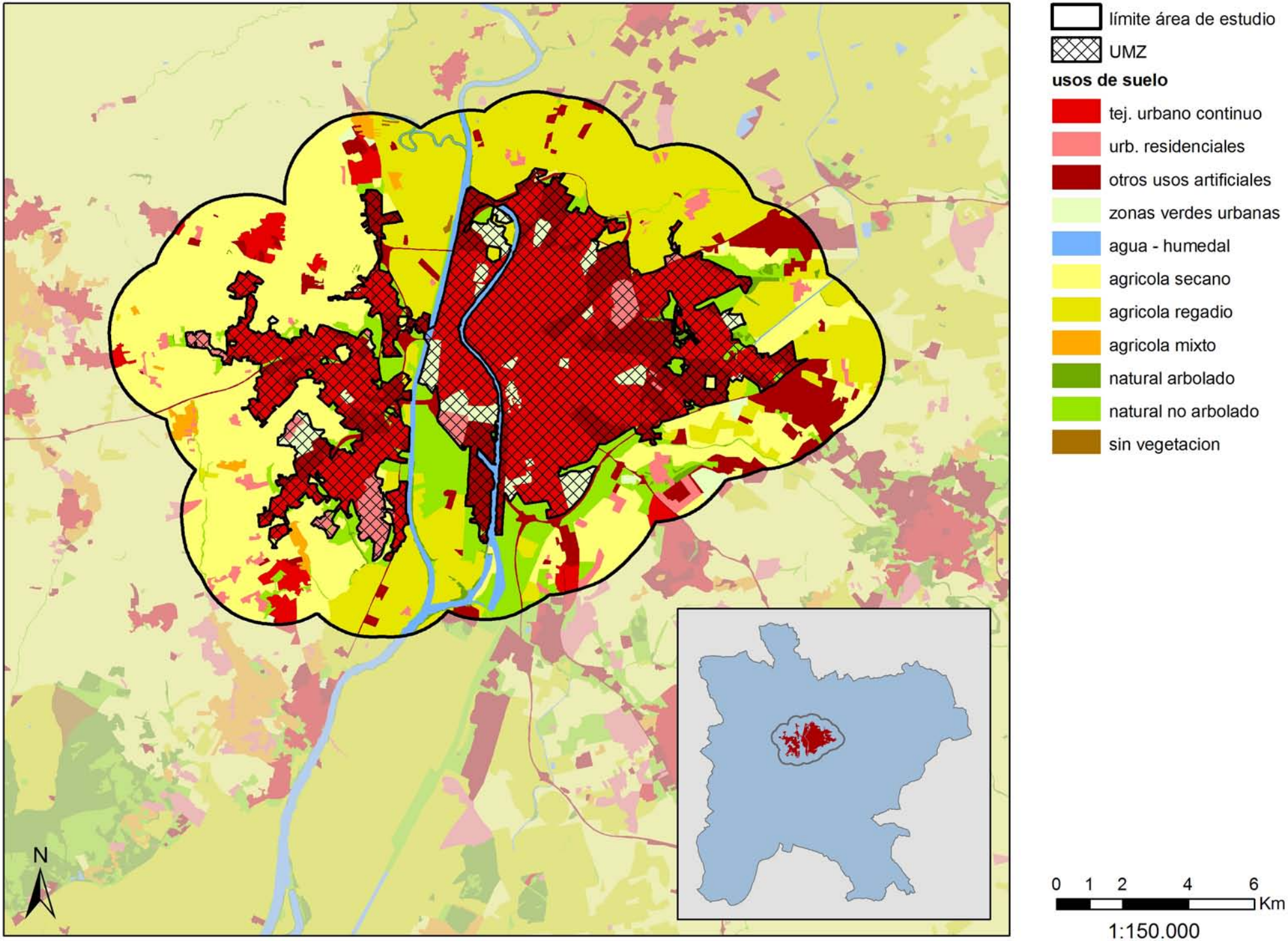
Mapa 6.1.1. Delimitación de áreas de estudio - Mapa de síntesis



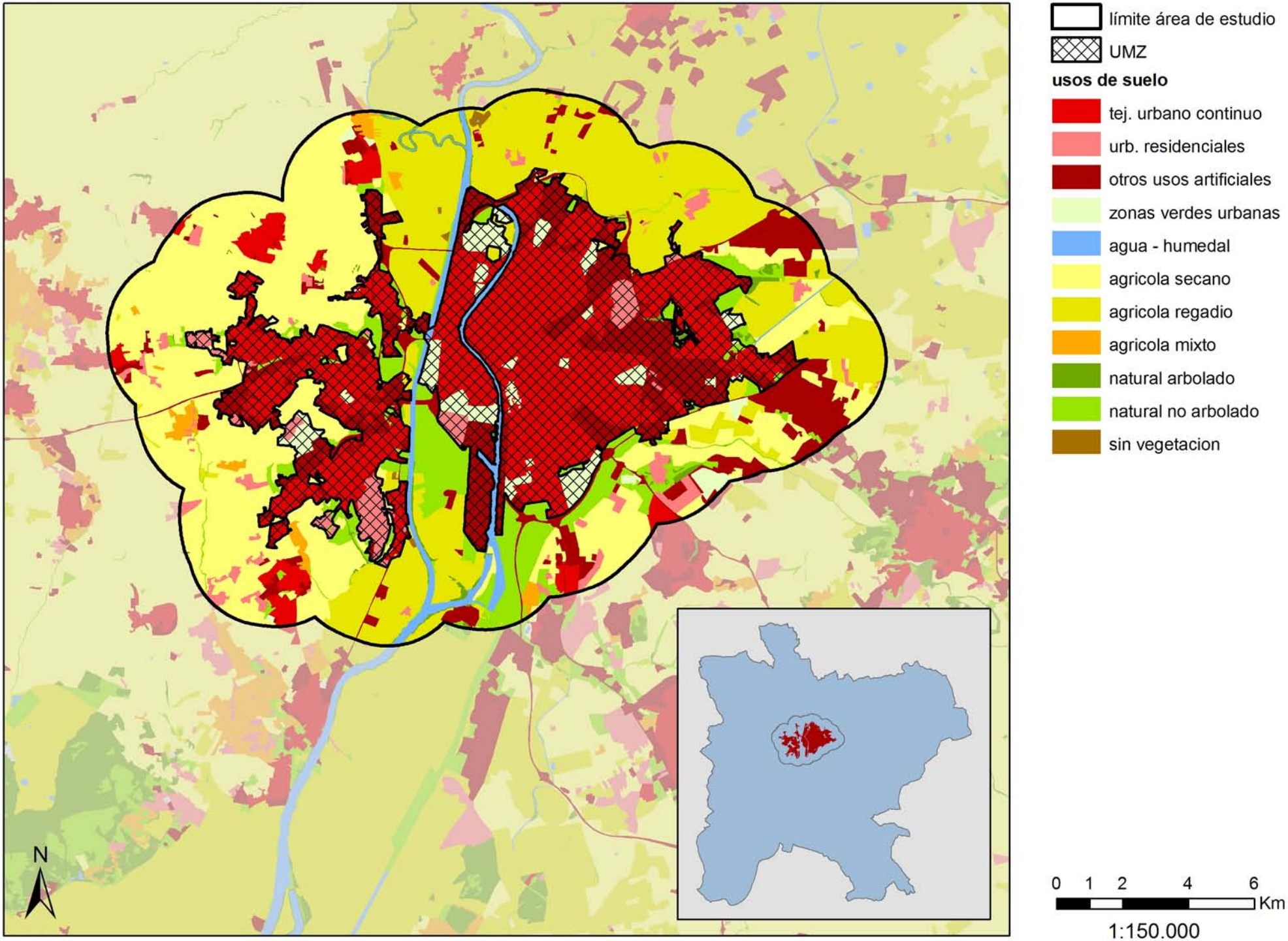
Mapa 6.1.2. Área de estudio -1956



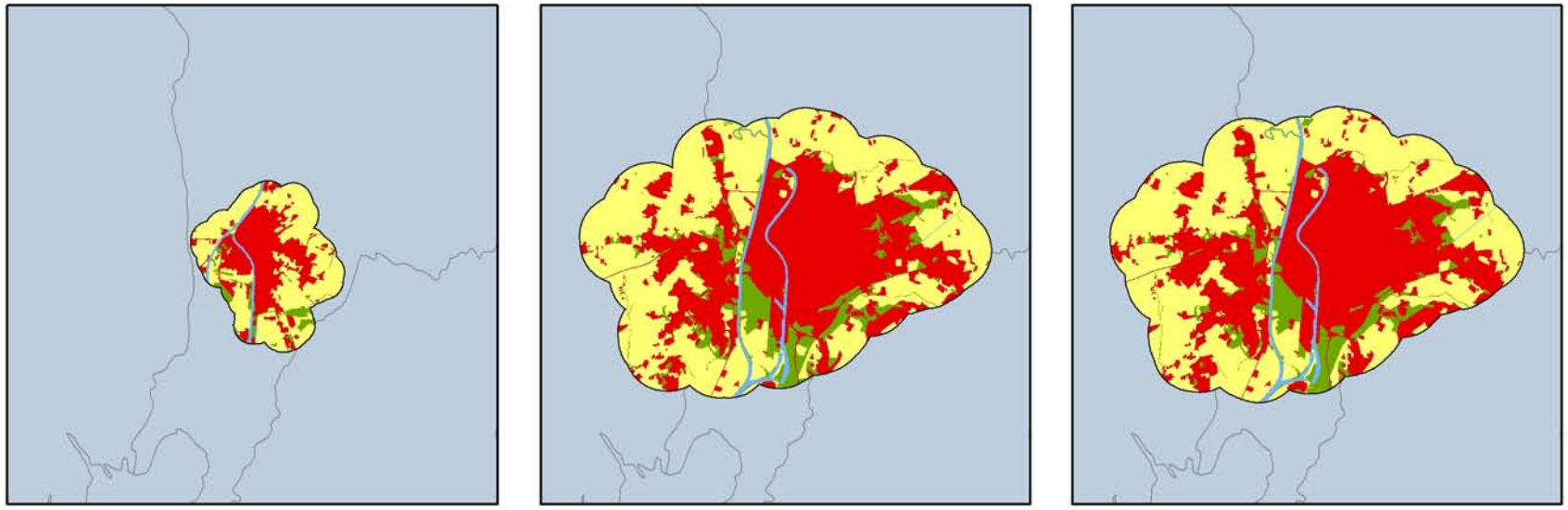
Mapa 6.1.3. Área de estudio - 1999



Mapa 6.1.4. Área de estudio - 2003



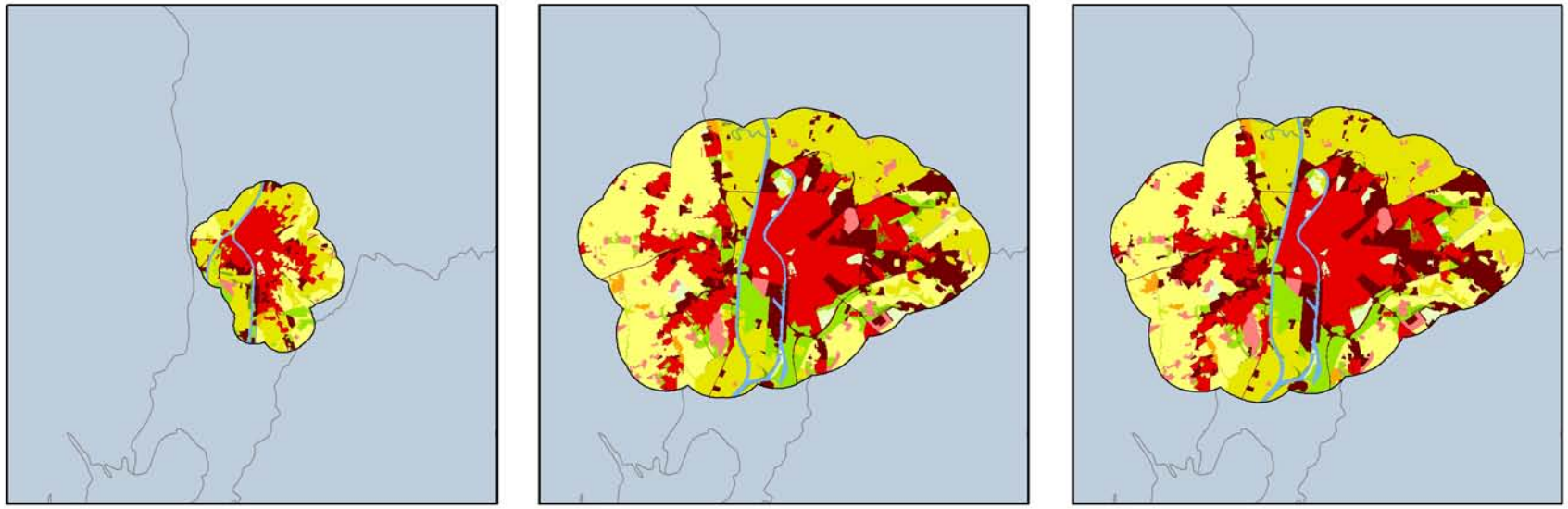
Mapa 6.2.1. Evolución de las áreas de estudio



1956 1999 2003

Nivel 1

- artificial
- agua - humedal
- agrícola
- natural



1956 1999 2003

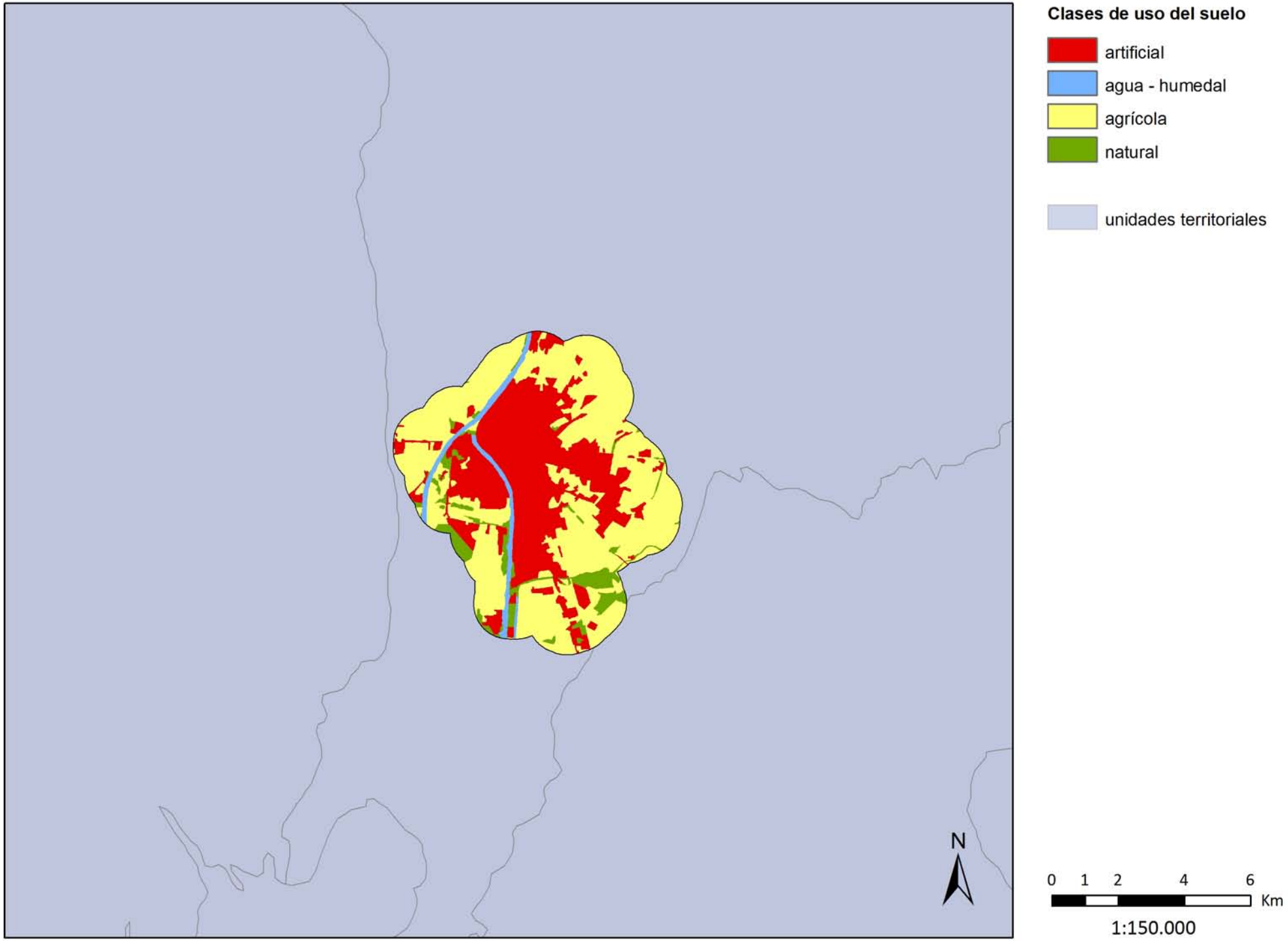
Nivel 2

- tej. urbano continuo
- urb. residenciales
- otros usos art.
- zonas verdes urb.
- agua - humedal
- agrícola secano
- agrícola regadío
- agrícola mixto
- natural arbolado
- natural no arbolado
- sin vegetación

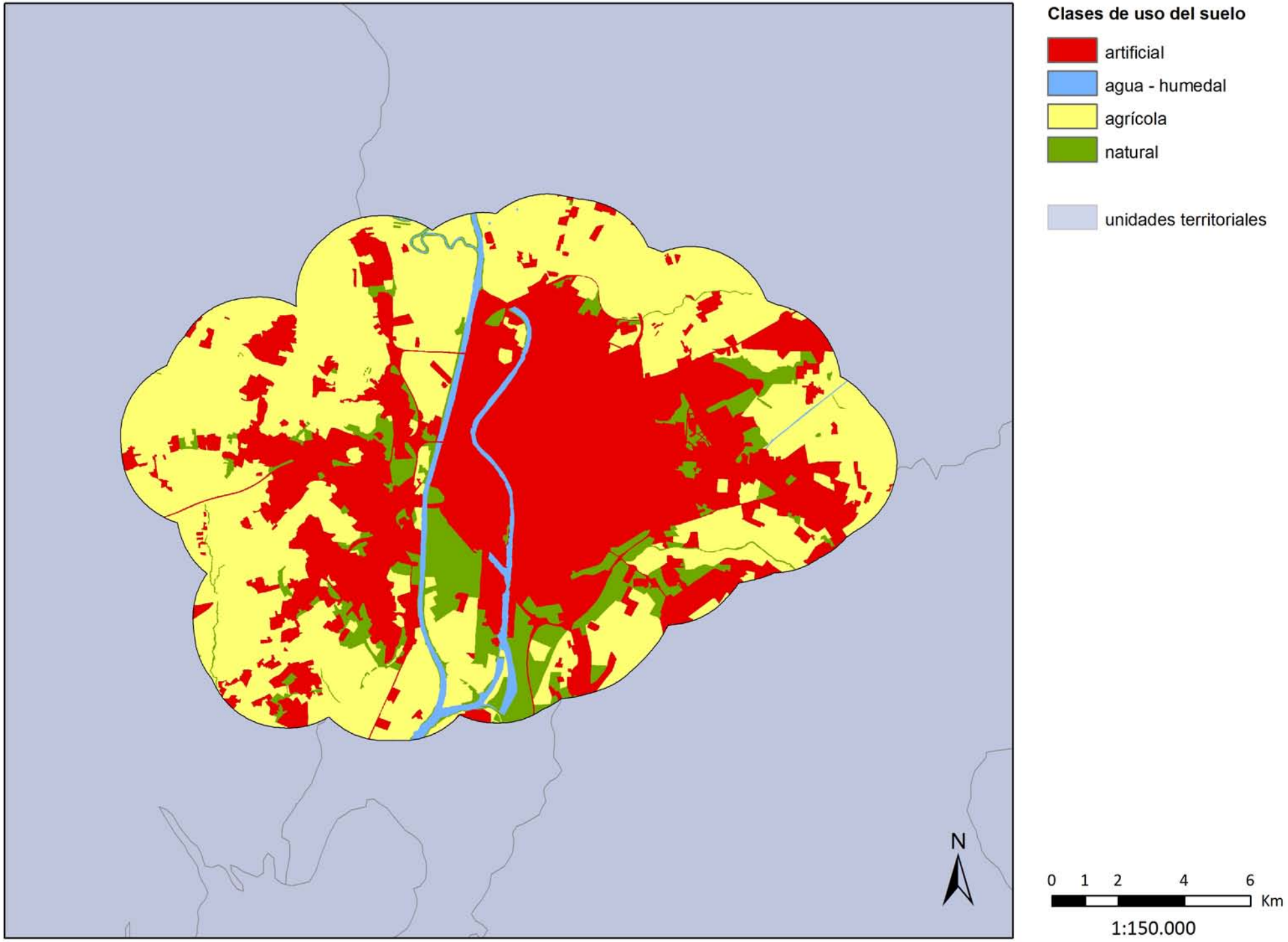
0 2 4 8 12 Km

1:400.000

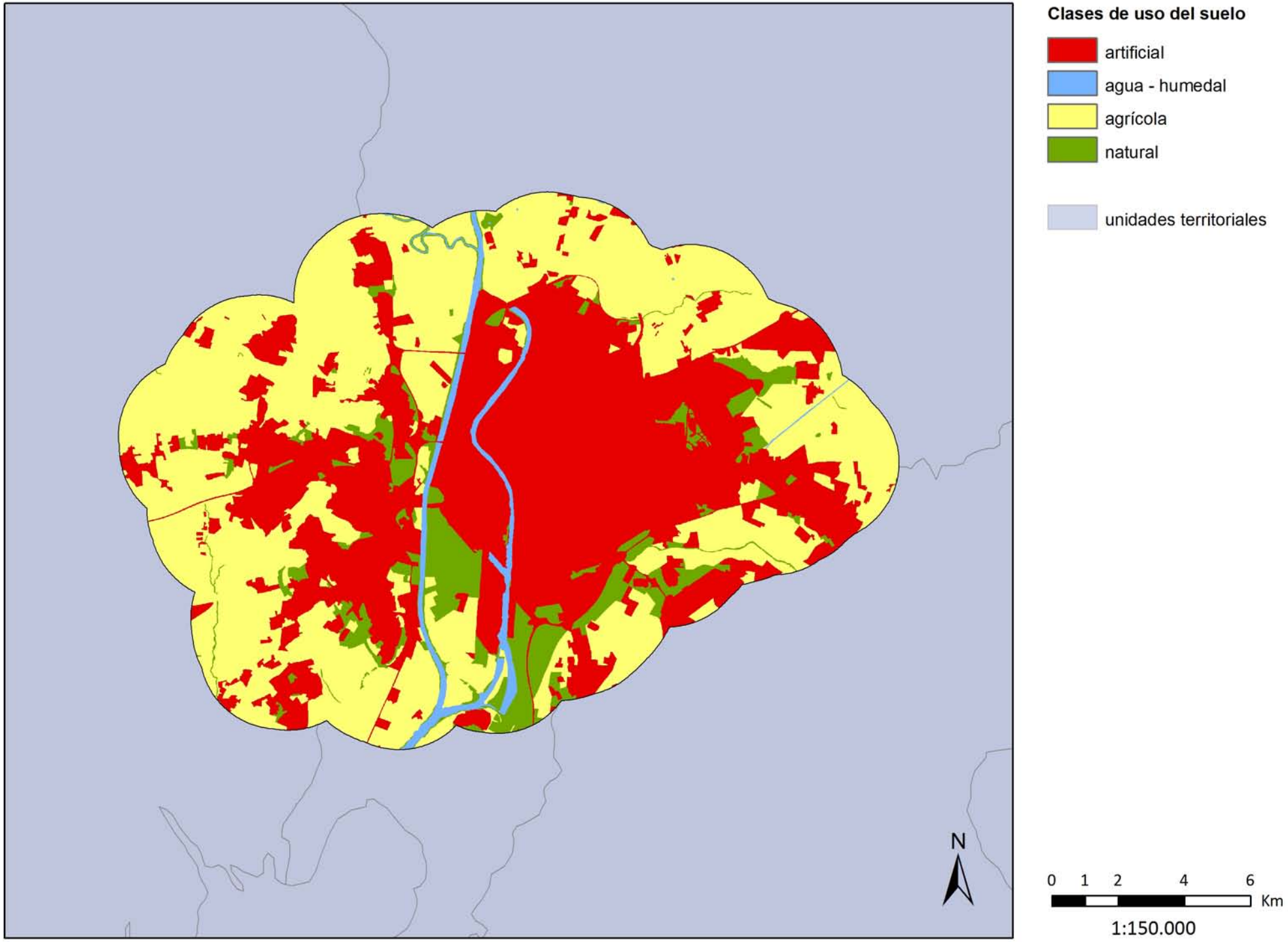
Mapa 6.2.2. Usos de suelo - Nivel 1 - 1956



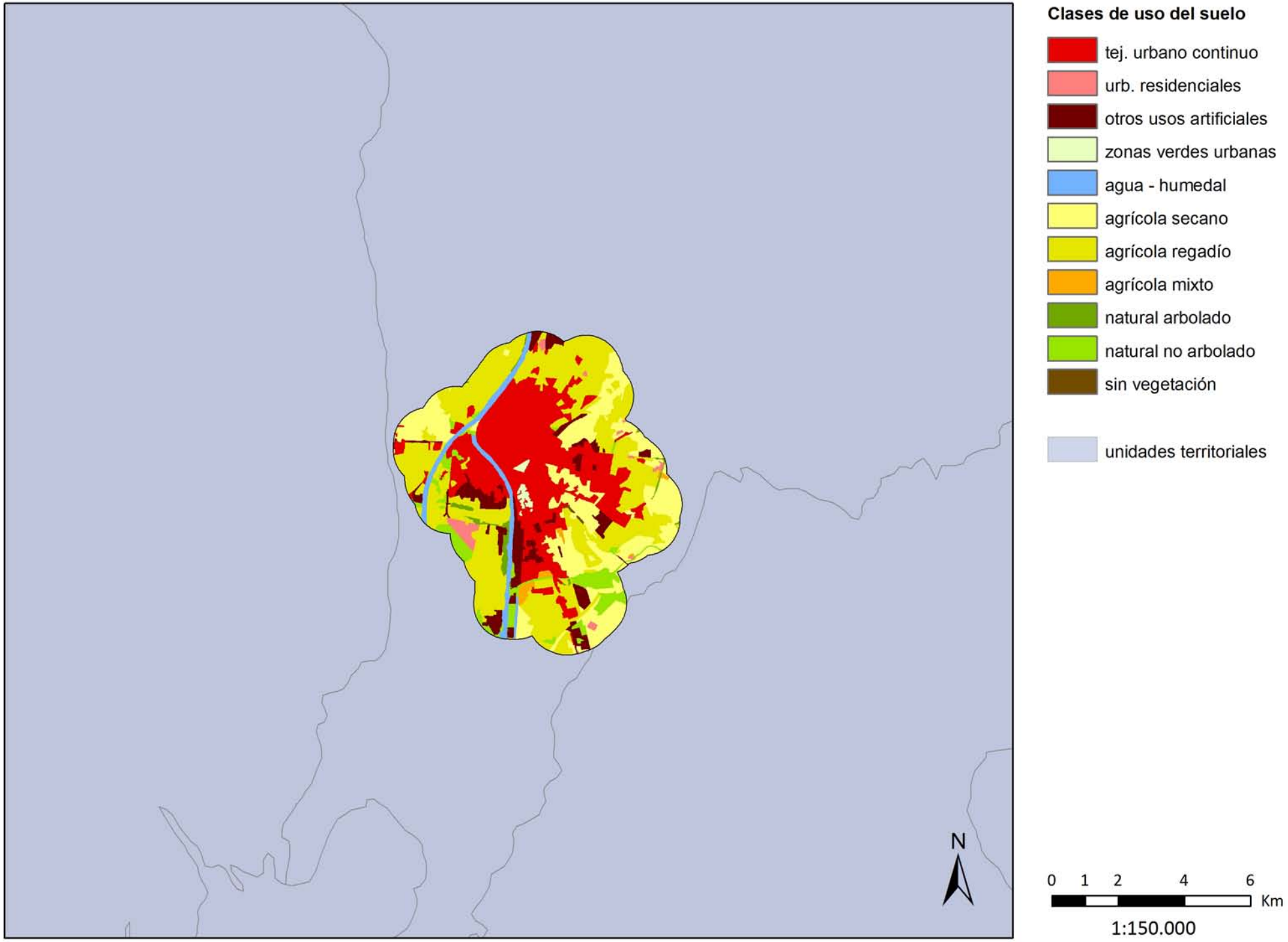
Mapa 6.2.3. Usos de suelo - Nivel 1 - 1999



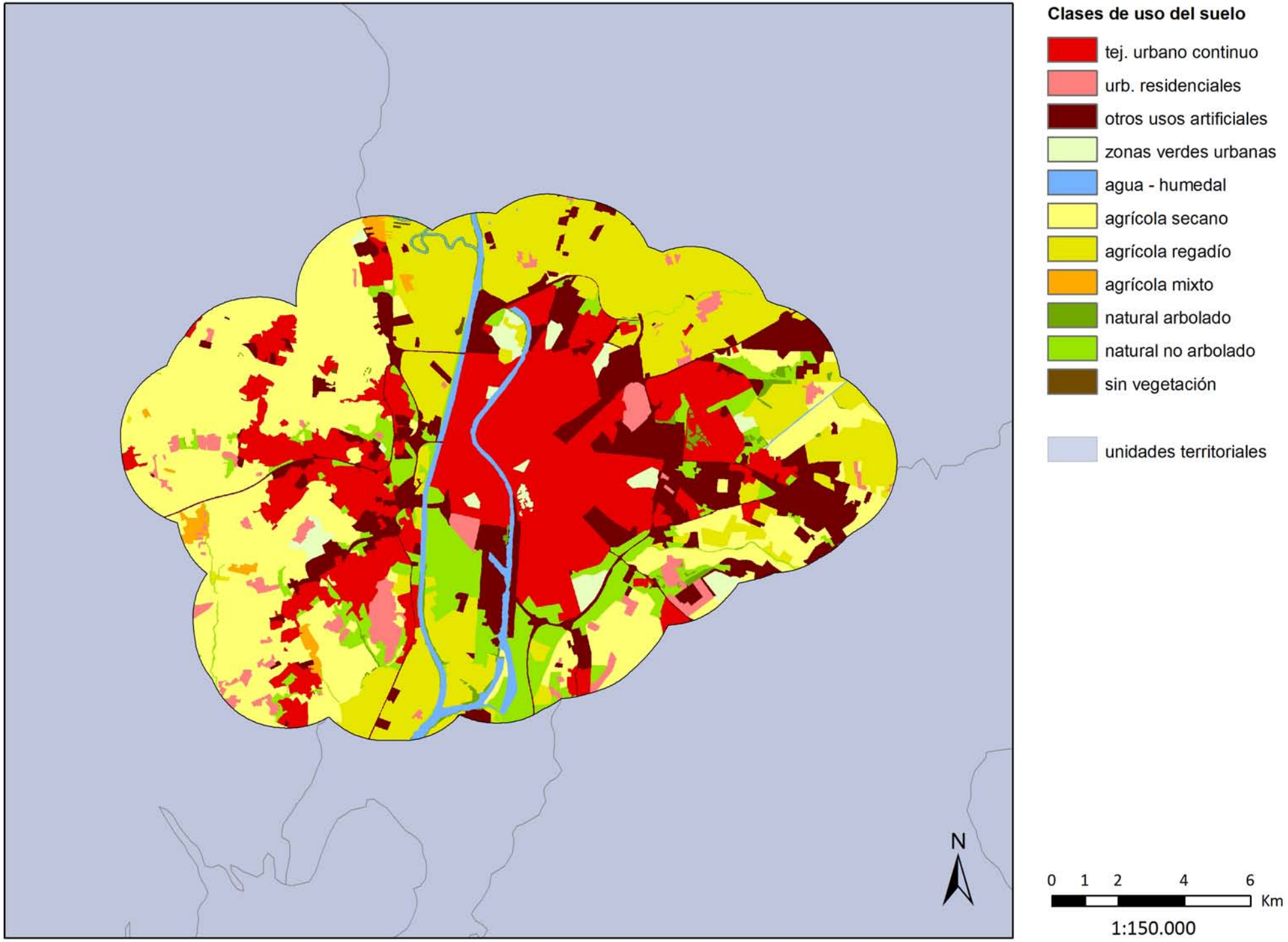
Mapa 6.2.4. Usos de suelo - Nivel 1 - 2003



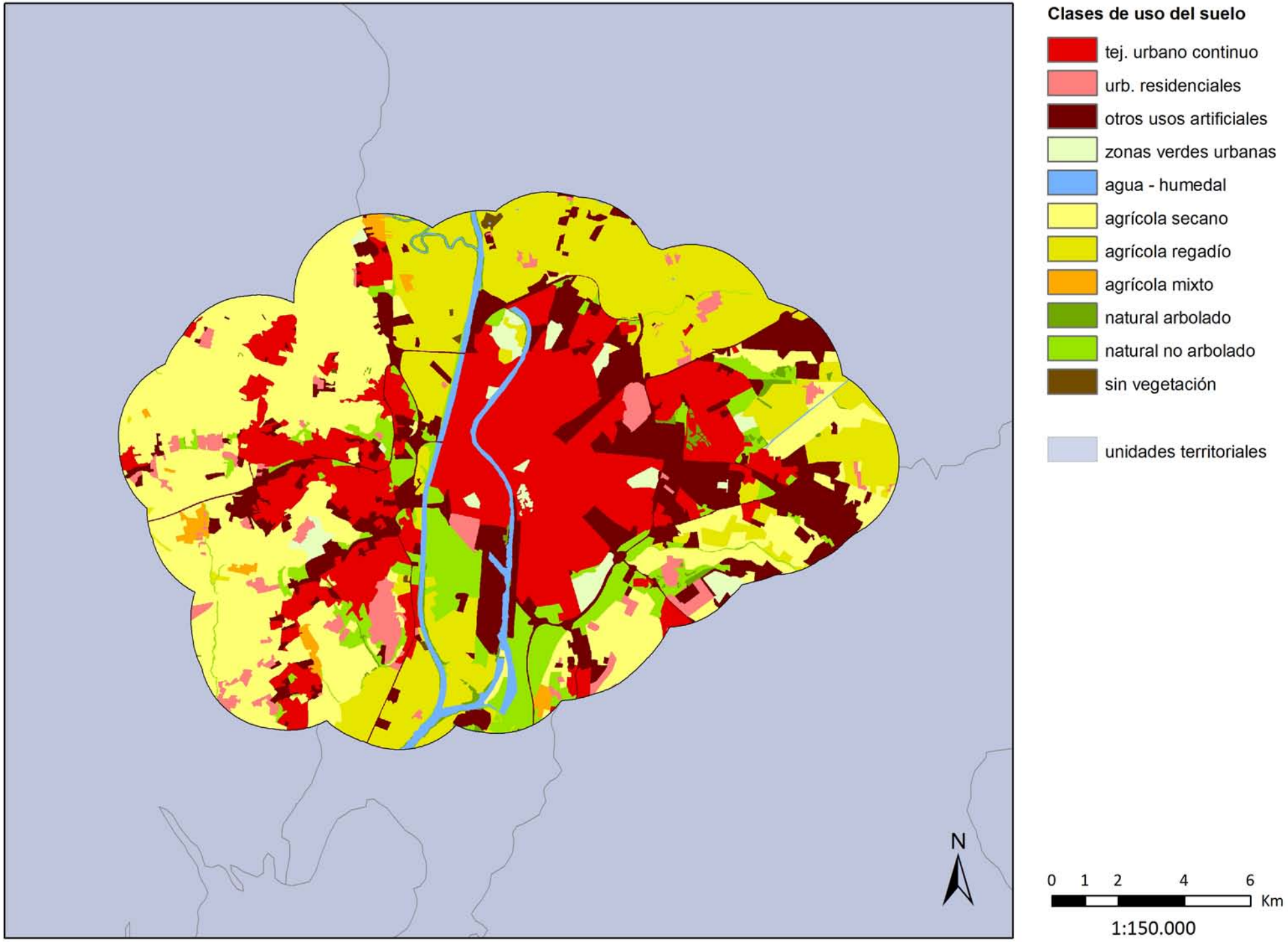
Mapa 6.2.5. Usos de suelo - Nivel 2 - 1956



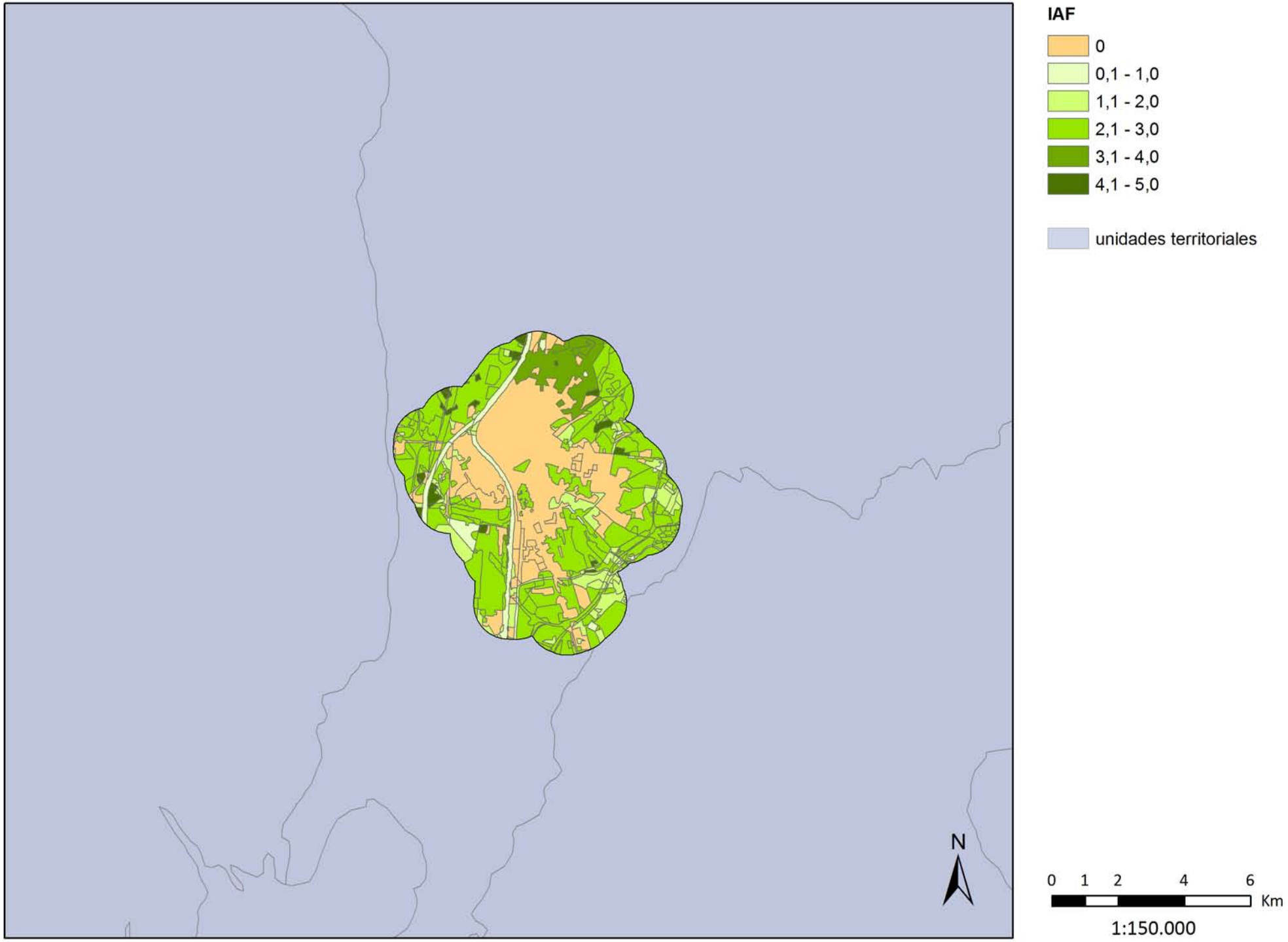
Mapa 6.2.6. Usos de suelo - Nivel 2 - 1999



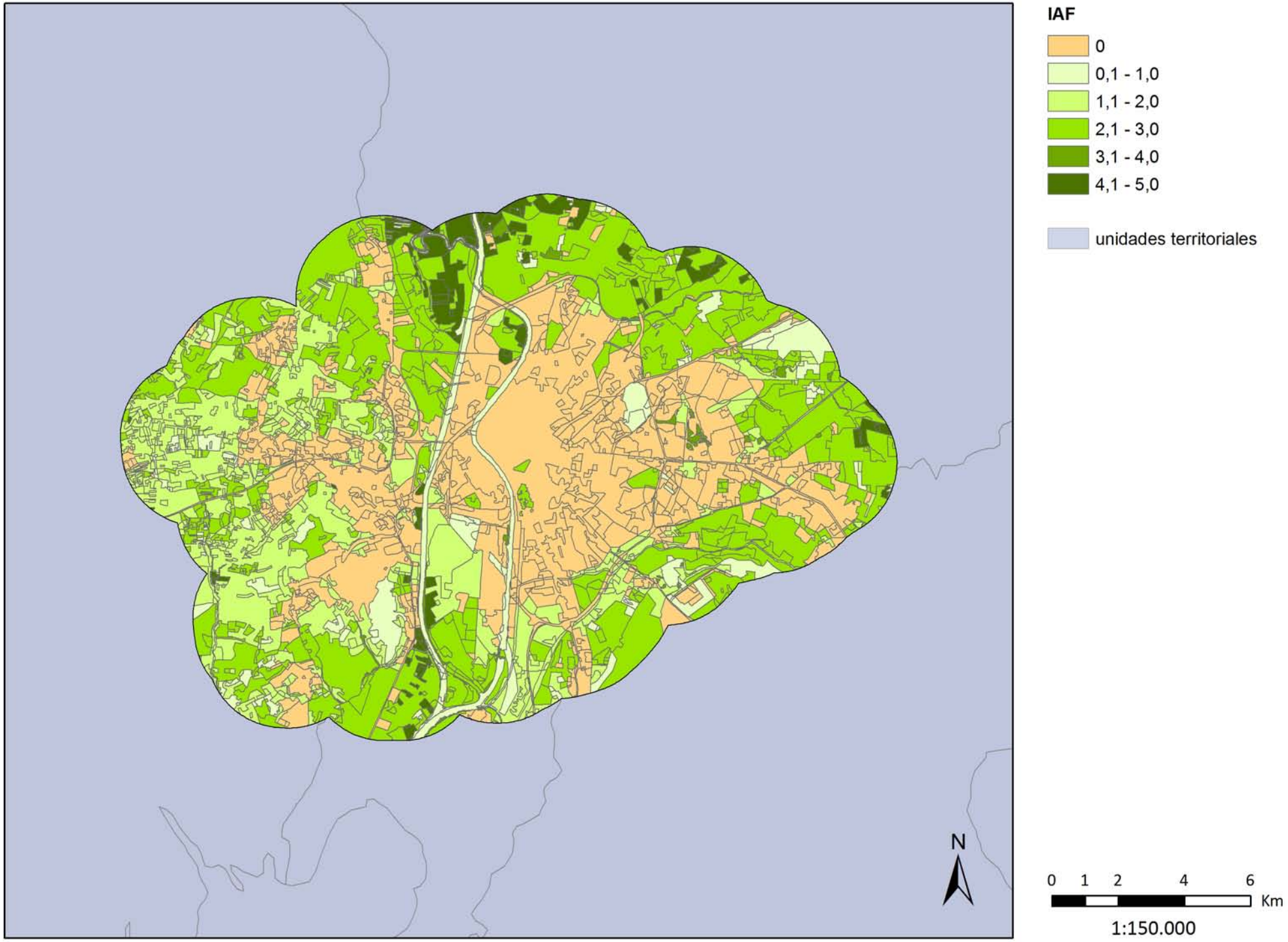
Mapa 6.2.7. Usos de suelo - Nivel 2 - 2003



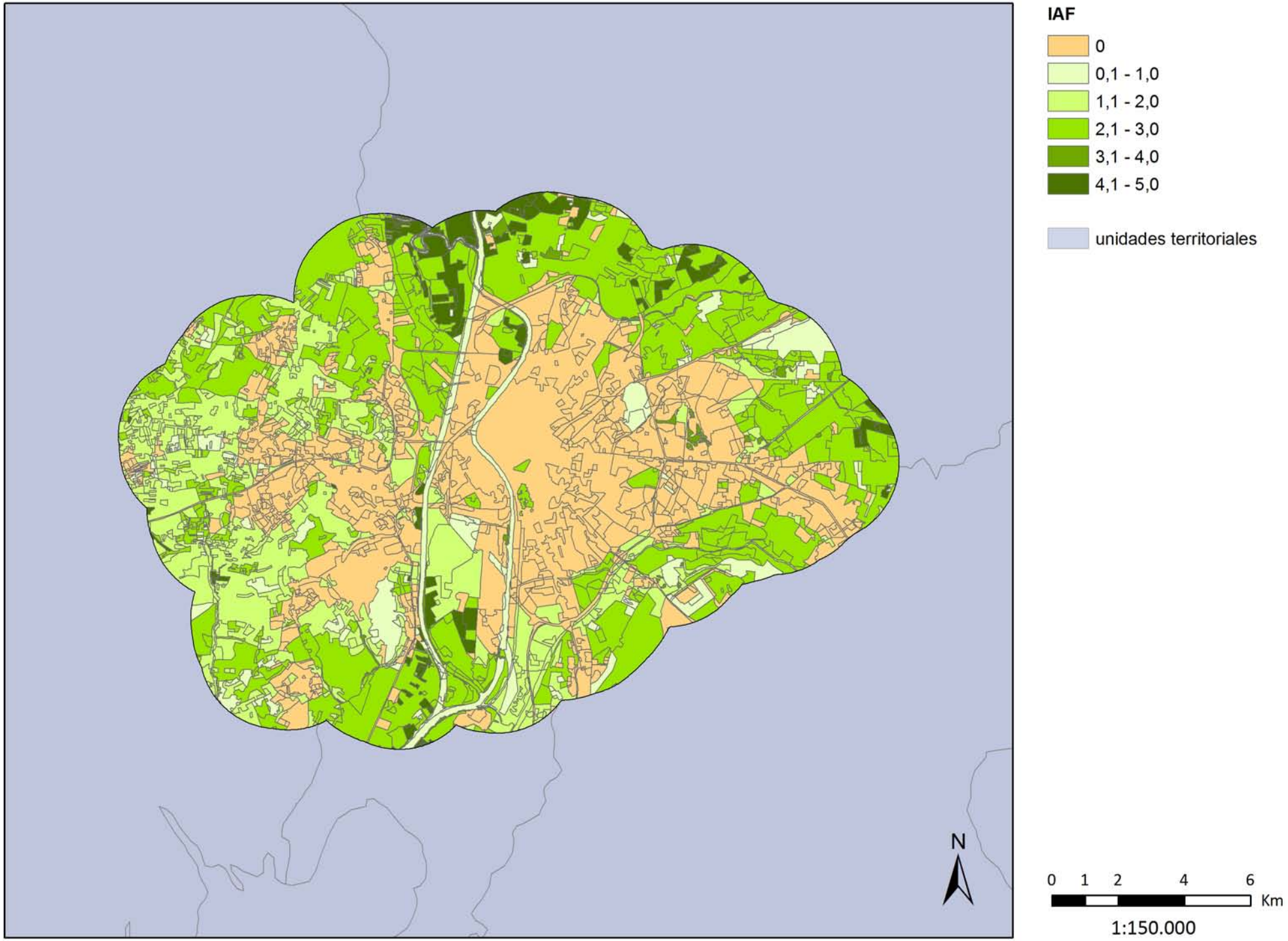
Mapa 6.3.1. Índice de Área Foliar - 1956



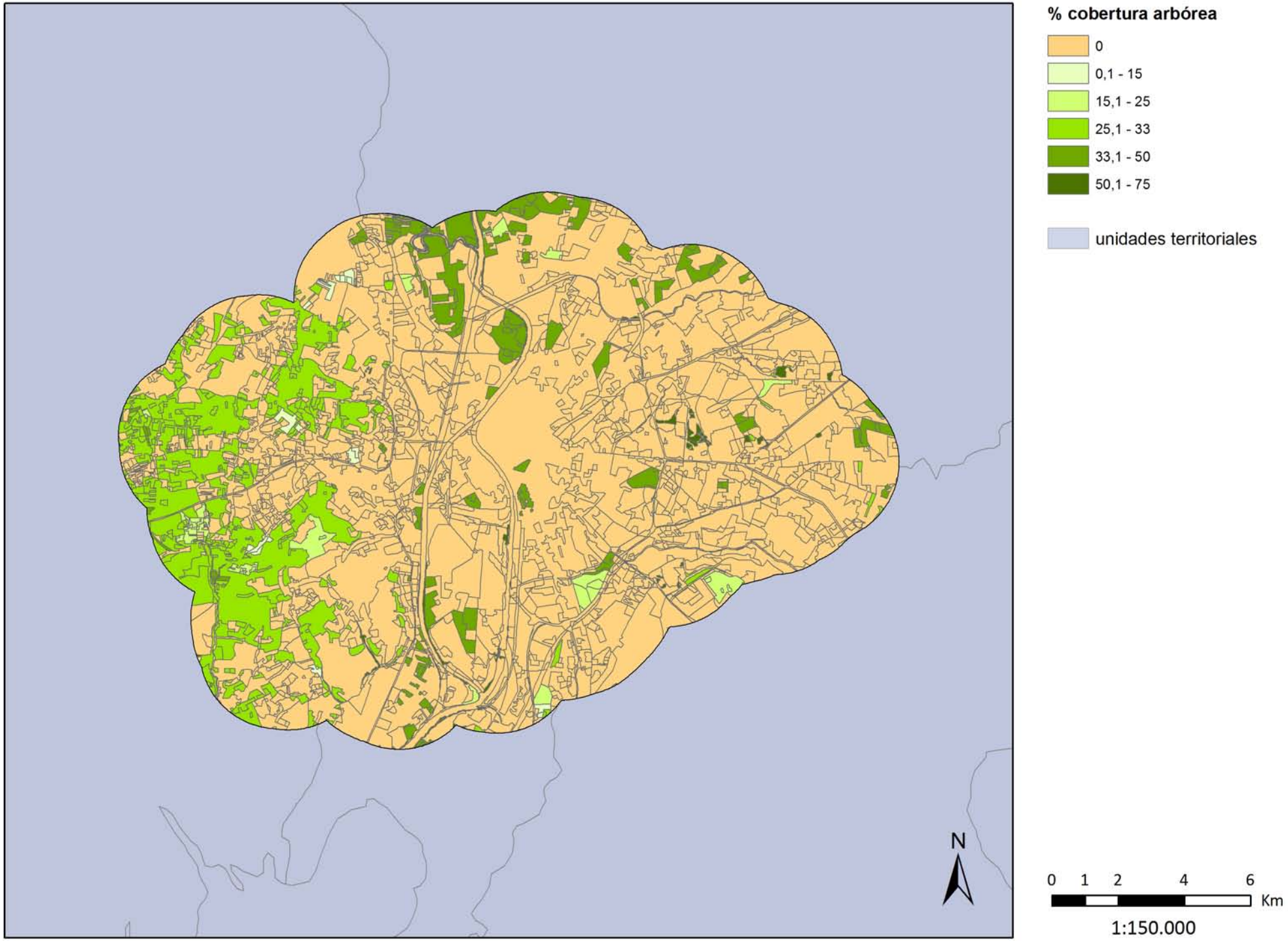
Mapa 6.3.2. Índice de Área Foliar - 1999



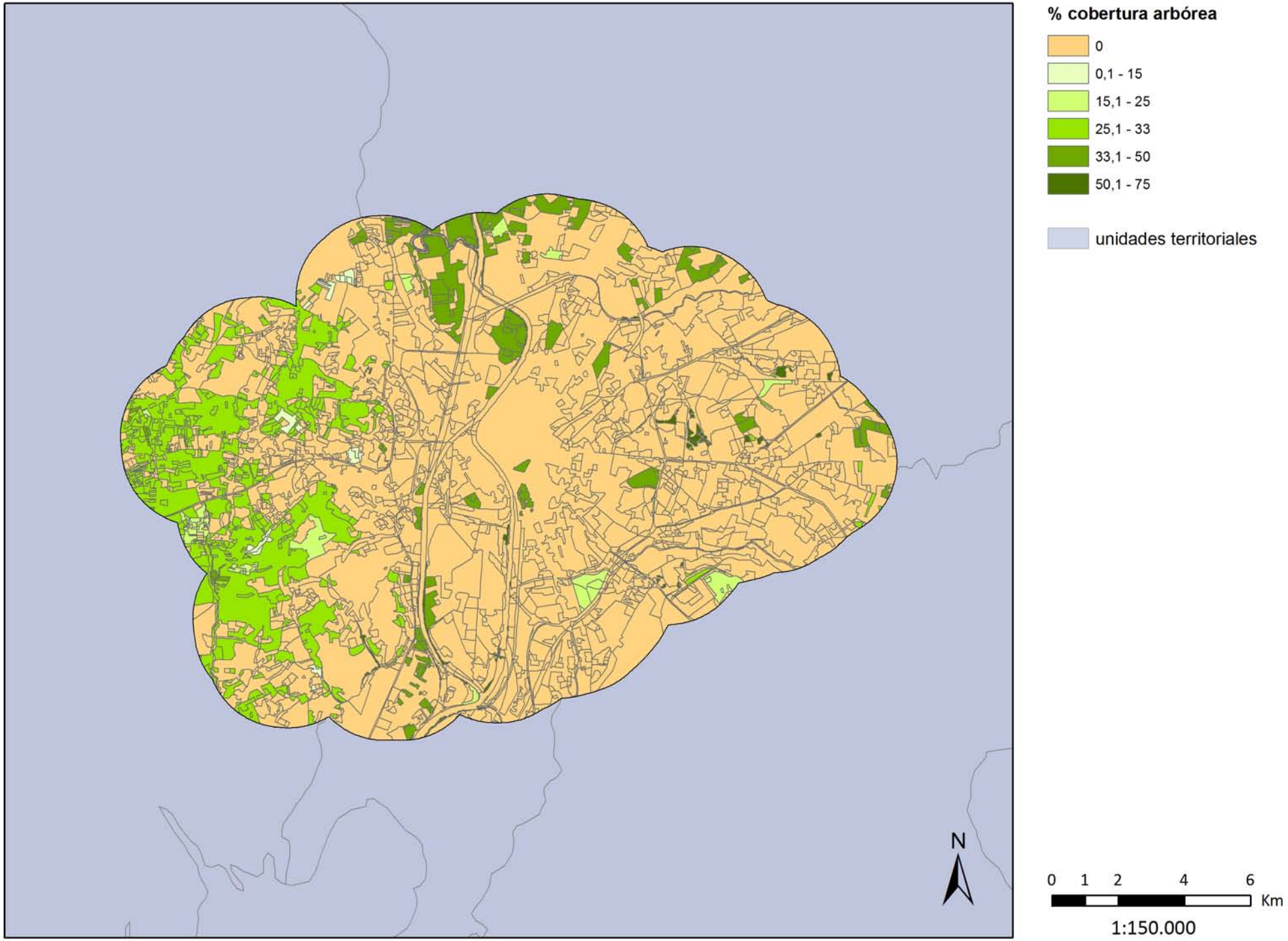
Mapa 6.3.3. Índice de Área Foliar - 2003



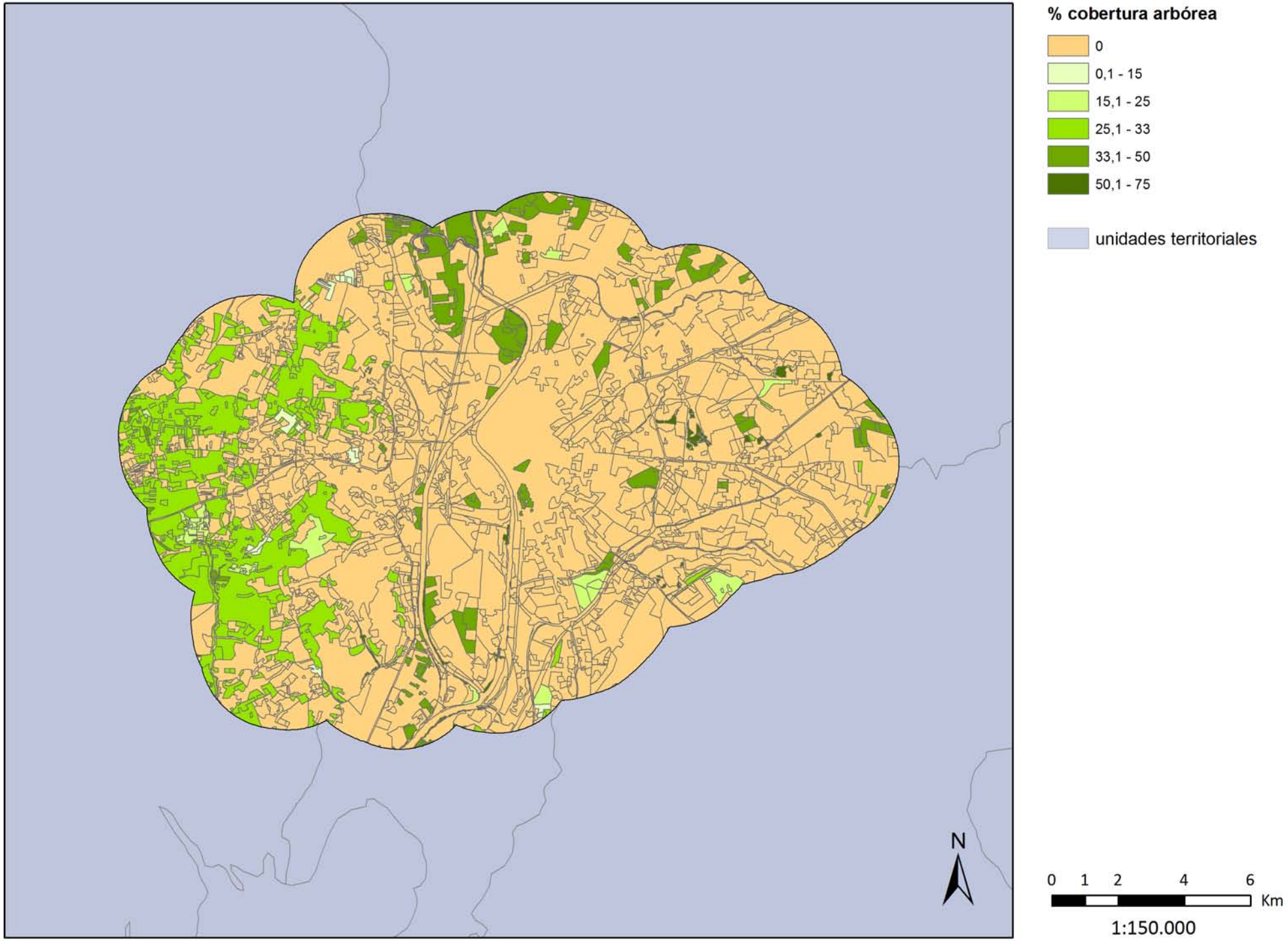
Mapa 6.4.1. Cobertura arbórea - 1956



Mapa 6.4.2. Cobertura arbórea - 1999



Mapa 6.4.3. Cobertura arbórea - 2003



Capítulo 7

Análisis de procesos hidrológicos en el área metropolitana de Sevilla

7.1 Introducción

El objeto central de esta fase de la investigación es el estudio de la evolución del impacto hidrológico asociado a los cambios de uso del suelo en el ámbito del área metropolitana de Sevilla. La cuantificación del efecto de la intervención humana sobre la hidrología de un territorio es una tarea compleja, debido, entre otros factores, a la diversidad y heterogeneidad de los cambios que se manifiestan, la carencia de series amplias de registros hidrológicos, la escasez de cuencas experimentales con datos reales que sirvan como modelo y la variabilidad intrínseca a los sistemas hidrológicos, que dificulta la extrapolación y generalización de los resultados de estudios previos (Defries y Eshleman, 2004; López-García, Camarasa y Mateu, 2007). No obstante, de cara a una gestión y ordenación sostenible del territorio, se considera imprescindible estudiar este tipo impacto (Sullivan *et al*., 2004; Defries y Eshleman, *op. cit.*), necesidad que se hace singularmente patente en aquellas cuencas sometidas a procesos intensos de urbanización.

En el marco de la presente investigación se han seleccionado como indicadores del grado de influencia de los cambios de uso del suelo en la dinámica hidrológica del territorio metropolitano de Sevilla dos fenómenos de gran trascendencia desde el punto de vista ambiental, que están además estrechamente vinculados entre sí: la producción de escorrentía superficial y la génesis de contaminación difusa a partir del arrastre de contaminantes acumulados en las superficies artificiales. Como elemento adicional de análisis, se ha considerado útil atender también al grado de impermeabilización de las subcuencas metropolitanas, al considerarse el porcentaje de superficie impermeable como un indicador directo del grado de afección hidrológica de un territorio.

La escorrentía superficial se puede definir como la parte de la precipitación que escapa de la infiltración y de la evapotranspiración, circulando sobre la superficie del terreno. De forma genérica, los factores que influyen en la escorrentía son la textura del suelo, la pendiente, el clima y el tipo de uso del suelo[1]. Tanto el incremento de la superficie impermeabilizada (por ejemplo, mediante la expansión de los usos urbanos y artificiales: edificios, carreteras y superficies pavimentadas en general) como la pérdida o la degradación de la cobertura vegetal inciden de forma evidente en un aumento de la producción de escorrentía. El cambio de tipos de cultivo o de prácticas agrícolas tiene también un efecto significativo en el volumen de escorrentía generado en una cuenca. La escorrentía es un factor básico en los procesos de erosión y pérdida de suelo (González Hidalgo, 1998); por este motivo, y dada la fuerte incidencia de los procesos erosivos en amplias zonas del territorio metropolitano de Sevilla (Feria, dir., 1998), el estudio de la producción de escorrentía adquiere un interés particular como objeto de análisis en el contexto del presente trabajo.

El concepto de contaminación difusa (*non-point source pollution*) hace referencia al impacto originado por contaminantes de diversa naturaleza que, acumulados en las diferentes superficies urbanas, son arrastrados por el agua de lluvia y posteriormente canalizados a través de los sistemas de drenaje (Santiago, 2008). Por ello, a diferencia de otras vías de

[1] EIONET, GEMET Thesaurus, v.2.4 [en línea]. Consultado: febrero de 2010. Dirección: <http://www.eionet.europa.eu/gemet>

contaminación hídrica como los focos de vertido industrial o, en general, los vertidos de carácter puntual, la contaminación difusa no tiene un origen espacial determinado, lo cual dificulta de forma considerable sus posibilidades de control. La contaminación difusa tiene un fuerte impacto sobre la calidad de las aguas superficiales y subterráneas, habiendo llegado a ser considerada la principal fuente de contaminación hidrológica en EE.UU. (US EPA, 1994; citado por Arnold y Gibbons, 1996). A una escala local, el impacto de este fenómeno en pequeñas cuencas sometidas a procesos intensos de urbanización puede implicar un serio deterioro de los recursos hidrológicos locales.

La metodología aplicada para el análisis a largo plazo de los procesos citados, escorrentía y contaminación difusa, está basada en el modelo LTHIA-NPS (*Long Term Hydrologic Impact Assessment – Non-Point Source Pollutant Model*), en su versión 2.3 para soporte SIG (Engel, 2003). Desde el punto de vista conceptual, se puede dividir el modelo en dos componentes o etapas fundamentales. La primera de ellas se centra en la estimación del volumen de escorrentía superficial generado por unidad de superficie en una cuenca, y toma como base metodológica el denominado método del número de curva desarrollado por el US Soil Conservation Service (1985). La segunda etapa consiste en el cálculo de la carga de diversos contaminantes por unidad de superficie, a partir del volumen de escorrentía obtenido anteriormente. Para este fin, se utiliza un conjunto de valores promedio de concentración de contaminantes obtenidos de forma empírica, denominados *Event Mean Concentrations* (EMC).

El modelo LTHIA-NPS está diseñado para el análisis del impacto hidrológico a largo plazo. Por este motivo, se requiere como input básico del modelo los datos de precipitación relativos a una serie temporal de 30 años. De esta forma, el modelo permite estimar un promedio anual de producción de escorrentía para una determinada configuración espacial de usos de suelo en una cuenca. En este sentido, se ha considerado que la estimación de un valor medio de impacto anual se ajusta mejor a los objetivos de la investigación, centrada en la comparación entre diferentes etapas evolutivas del área metropolitana, que la estimación de la escorrentía para un evento puntual de precipitación de carácter extremo.

El modelo LTHIA-NPS ofrece un soporte informático sencillo y cómodo para la automatización de los cálculos vinculados a la estimación de la escorrentía superficial. Permite además introducir con relativa facilidad ciertas modificaciones en el procedimiento metodológico, de forma que el modelo puede ajustarse, sin alterar su núcleo fundamental, a las necesidades particulares de la investigación. En el marco del presente estudio se ha aumentado el número de clases de uso consideradas inicialmente por el modelo, se ha adaptado el valor de los números de curva a cifras más acordes con la casuística particular del ámbito de estudio y se ha modificado el valor de los EMCs conforme a los datos aportados por estudios recientes en materia de contaminación difusa.

El periodo de estudio considerado, en coherencia con el resto de desarrollos metodológicos que integran el trabajo de investigación, se divide en tres etapas básicas: 1956, 1999 y 2003. Se permite así estudiar la evolución global del impacto hidrológico para un periodo temporal amplio (1956-2003), y a la vez se hace posible estudiar la distribución de los cambios en la configuración territorial metropolitana en el tiempo: entre 1956-1999 (cambios a largo plazo entre una etapa pre-metropolitana y otra donde el área metropolitana se

encuentra ya plenamente consolidada) y entre 1999 y 2003 (cambios a corto plazo, correspondientes a un periodo reciente de fuerte expansión de los usos urbanos).

La unidad natural para el análisis del impacto hidrológico a escala territorial es la cuenca. El área metropolitana se ubica, en su conjunto, en la cuenca del Guadalquivir, ámbito cuya escala excede lógicamente el alcance del presente estudio. Por ello, y también con el objetivo de analizar de forma pormenorizada la distribución del impacto de los usos de suelo sobre la hidrología metropolitana, se ha tomado la decisión de dividir el territorio de la aglomeración urbana en un conjunto de subcuencas, que serán analizadas de forma independiente. De esta forma, se facilita la identificación de aquellos sectores del ámbito metropolitano donde se produce un mayor impacto hidrológico, y se permite establecer una relación directa entre los diferentes modelos de configuración espacial de los usos de suelo y el grado de impacto que implican.

El siguiente apartado se centra en el desarrollo de los fundamentos básicos sobre los que se sustenta el análisis de la impermeabilización, la producción de escorrentía superficial y la génesis de contaminación difusa. La revisión del método del número de curva y de los fundamentos de la aplicación de EMCs tendrá un carácter sintético, dado que se trata de aspectos ampliamente tratados tanto en la literatura científica como en manuales de tipo técnico. El tercer apartado del capítulo se centra en la exposición de los parámetros adoptados para la aplicación de la metodología al área metropolitana de Sevilla. Finalmente, a partir del cuarto apartado se muestran los resultados analíticos obtenidos para cada una de las subcuencas sometidas a estudio.

7.2 Bases del análisis de procesos hidrológicos en cuencas urbanizadas

7.2.1 Análisis del grado de impermeabilización de una cuenca

El grado de impermeabilización es un indicador sencillo pero a la vez muy útil para estimar las consecuencias del crecimiento urbano sobre la hidrología de un territorio, dado que está directamente vinculado con procesos como la erosión en los cauces fluviales o la contaminación difusa (URGE, 2004). Como indican Arnold y Gibbons, (1996) el porcentaje de superficie impermeable puede ser considerado como un parámetro de carácter integrador, ya que permite analizar o predecir impactos de forma acumulativa, sin necesidad de prestar atención a factores y procesos de carácter específico. A pesar de que las superficies impermeables no generan *per se* contaminación, su papel en la alteración del ciclo hidrológico es fundamental, dado que: (1) contribuyen de forma crítica a los cambios hidrológicos que inciden en la degradación de los cursos de agua, fundamentalmente debido al aumento de la escorrentía superficial; (2) son un componente básico de los usos de suelo que generan mayor cantidad de contaminantes; (3) impiden el tratamiento natural de los contaminantes en el suelo al impedir la percolación; y (4) actúan como un eficiente medio de transporte para los contaminantes (Arnold y Gibbons, *op. cit.*).

Numerosos estudios demuestran la fuerte correlación entre la impermeabilización de una cuenca de drenaje y la pérdida de calidad en el cauce receptor (Arnold y Gibbons, *op. cit.*). Tal y como se ha comentado en el capítulo 3, a partir de los datos experimentales es posible definir diversos umbrales de impacto en relación con el porcentaje de superficie

impermeabilizada. Por ejemplo, Schueler (1992, citado por Arnold y Gibbons, *op. cit.*) estima que a partir de un 10% de cobertura impermeable comienzan a producirse impactos sensibles en el cauce receptor, y a partir de un 30% se puede hablar de un estado de degradación severo. El umbral de degradación del 10% parece mostrarse especialmente consistente a través de los distintos estudios realizados, pudiendo ser utilizado como referencia básica para la evaluación de este indicador.

Si se dispone de información relativa a los usos de suelo del ámbito de estudio, el cálculo del porcentaje de superficie impermeable puede llevarse a cabo de una forma sencilla. Existen diversos estudios que, tomando como base estimaciones experimentales, proponen valores sintéticos de impermeabilización para diferentes tipo de uso del suelo; en este sentido, citaremos como ejemplo las tablas ofrecidas por el USDA National Resources Conservation Service (1986; ver tabla 7.1), o la propuesta por Sukkop y Wittig (eds., 1998), utilizada en el marco del proyecto URGE (2004; ver tabla 7.2).

Tabla 7.1 Porcentaje de impermeabilización en función del tipo de uso de suelo (USDA-NRCS)

Tipo de uso o cobertura	% de impermeabilización
Áreas impermeables: aparcamientos, tejados, carreteras, calles pavimentadas	100
Distritos urbanos: zona comercial y de negocios	85
Distritos urbanos: zona industrial	72
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 1/8 acre o menos	65
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 1/4 acre	38
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 1/3 acre	30
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 1/2 acre	25
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 1 acre	20
Distritos residenciales en función del tamaño de la parcela: 2 acre	12

Fte.: USDA-NRCS (1986)

Tabla 7.2 Grado de impermeabilización en función del uso del suelo (proyecto URGE)

Nivel de sellado			Ejemplos
I	0 - 15% valor medio 5%	bajo	Área avícola, bosque, parque, cementerio, área deportiva.
II	10 – 50% valor medio 30%	moderado	Urbanizaciones de baja densidad con jardines privados.
III	45 – 75% valor medio 60%	medio	Urbanizaciones de densidad media con espacios verdes comunes.
IV	70 – 90% valor medio 80%	alto	Zonas residenciales de alta densidad, zonas comerciales, antiguas zonas industriales.
V	85 – 100% valor medio 90%	muy alto	Centros urbanos con alta densidad de edificación, nuevas zonas industriales.

Fte.: Sukopp y Wittig, eds. (1998); tomado de URGE (2004).

El análisis del grado de impermeabilización puede ser aplicado a diferentes escalas. El análisis a escala de cuenca se muestra muy útil en el contexto de la planificación subregional o de ámbitos metropolitanos, ya que permite evaluar la influencia de los procesos de crecimiento urbano más allá de los límites estrictos del espacio urbanizado. Dentro de este mismo enfoque, un estudio diferenciado para las cuencas secundarias permite comparar el impacto relativo de distintos sectores de un ámbito metropolitano, evaluando de forma individualizada el impacto hidrológico de diferentes modelos de ocupación del territorio. Por

su parte, el análisis de la impermeabilidad a una escala de mayor detalle puede resultar muy útil para el diseño y la planificación de zonas concretas, tales como áreas residenciales, parques, etc., en los que se puede buscar un equilibrio óptimo en la proporción entre superficie impermeabilizada y espacio libre.

7.2.2 Estimación de la escorrentía superficial a través del método del número de curva

El modelo del número de curva es un método desarrollado en los años 50 por el *US Soil Conservation Service* (también denominado US SCS, y en la actualidad conocido como *USDA Natural Resources Conservation Service* o USDA NRSC) en los Estados Unidos, con objeto de estimar la escorrentía superficial en pequeñas cuencas agrícolas con unas condiciones de suelo y tipos de cobertura determinadas, y evaluar la incidencia de los diferentes tratamientos agrícolas y los cambios de uso del territorio en este parámetro (Ferrer, Blanco y Ramírez, 2006). El método ha sido revisado y modificado en múltiples ocasiones, convirtiéndose con el tiempo en uno de los métodos empíricos de mayor uso para la estimación de la escorrentía superficial (López-García, Camarasa y Mateu, 2007). En 1986, el NRCS desarrolló una adaptación del modelo para cuencas urbanas (USDA NRCS, 1986), que será de aplicación en el presente trabajo.

El método del número de curva puede ser consultado en detalle en el *National Engineering Handbook*, *sección 4 – Hidrología* (US SCS, 1985). La hipótesis de partida del modelo puede expresarse a través de la siguiente ecuación (Ferrer, Rodríguez y Estela, 1995, p. 44):

(ec. 1) $$\frac{Q}{F} = \frac{P - P_0}{S}$$

donde Q es la escorrentía superficial producida en una porción de cuenca, F corresponde a la infiltración real después del encharcamiento, S es la máxima infiltración potencial, P es la precipitación, y P_0 representa el umbral de escorrentía, es decir, la cantidad de precipitación necesaria para que el suelo se encharque y la escorrentía superficial aparezca. En términos conceptuales, se puede decir que la proporción entre la cantidad de precipitación que excede del umbral de escorrentía y la máxima infiltración potencial del suelo, equivale a la proporción existente entre la escorrentía y la infiltración real tras el encharcamiento.

Si se asume que, por continuidad, se debe cumplir que:

(ec. 2) $$F = (P - P_0) - Q$$

se puede obtener la siguiente expresión a partir de las ecuaciones 1 y 2:

(ec. 3) $$Q = \frac{(P - P_0)^2}{(P - P_0) + S}$$

El umbral de escorrentía (denominado abstracción inicial (I_a) en la terminología del USDA NCRS) tiene en cuenta diversos factores, como el agua retenida en depresiones del terreno o interceptada por la vegetación, la evaporación o la infiltración. Tiene un valor muy variable, pero generalmente está correlacionado con parámetros vinculados a la edafología y al tipo de uso o cobertura del suelo (USDA NCRS, 1986). A partir del estudio de numerosas cuencas

agrícolas, el SCS estableció la siguiente equivalencia empírica entre el umbral de escorrentía y la máxima infiltración potencial:

(ec. 4) $$P_0 = 0{,}2\,S$$

Si sustituimos la ecuación 4 en la ecuación 3, obtenemos:

(ec. 5) $$Q = \frac{(P-0{,}2S)^2}{P+0{,}8S}$$

De esta forma, la estimación de la escorrentía depende de dos únicos parámetros, la precipitación y la máxima infiltración potencial. Los estudios realizados por el SCS permitieron establecer una relación entre el valor de S y un parámetro de referencia denominado número de curva (*curve number* o CN), cuyo valor oscila entre 0 y 100 (ecuación 6). Un valor de 100 para el número de curva correspondería a un suelo absolutamente impermeabilizado, donde toda la precipitación caída se convierte directamente en escorrentía superficial.

(ec. 6) $$S = \frac{1000}{CN} - 10$$

El valor de CN se halla tabulado para diversas combinaciones de tipo de suelo (definido en función de las características hidrológicas del sustrato edáfico) y tipo de uso o cobertura, con modificaciones relativas a las prácticas de cultivo (en función de si se siguen o no las curvas de nivel) y a las condiciones hidrológicas particulares del terreno (grado de cobertura vegetal a lo largo del año, porcentaje de residuos vegetales cubriendo la superficie del suelo, etc.). Asimismo, se tienen en cuenta las condiciones antecedentes de humedad. Conociendo los datos que permiten obtener los números de curva correspondientes a las diferentes combinaciones de tipo de suelo y cobertura en una cuenca, y disponiendo de datos de precipitación, es posible calcular fácilmente la escorrentía a partir de las ecuaciones 5 y 6, ya sea para un evento puntual de precipitación, o de forma promediada para un periodo temporal amplio.

Las características hidrológicas del sustrato edáfico representan una de las variables fundamentales del modelo del número de curva. El SCS clasifica los suelos en cuatro grandes grupos hidrológicos, denominados A, B, C y D, englobando la clase A los suelos de mayor capacidad de infiltración y D los que presentan una capacidad de infiltración más deficiente y, por lo tanto, una mayor potencialidad para la producción de escorrentía (Martínez de Azagra, Mongil y del Río, 2003). De forma general, los suelos incluidos en cada uno de los grupos responderían a las siguientes características:

- *Grupo A*. Suelos con bajo potencial de escorrentía por su gran permeabilidad, y con elevada capacidad de infiltración, aún cuando están húmedos. Se trata principalmente de suelos profundos y con texturas gruesas (arenosa o areno-limosa).

- *Grupo B*. Suelos con moderada capacidad de infiltración cuando están saturados. Principalmente consisten en suelos de mediana a alta profundidad, con buen drenaje. Sus texturas van de moderadamente finas a moderadamente gruesas (franca, franco-arenosa o arenosa).

- *Grupo C*. Suelos con escasa capacidad de infiltración una vez saturados. Su textura va de moderadamente fina a fina (franco-arcillosa o arcillosa). También se incluyen suelos que presentan horizontes someros bastante impermeables.

- *Grupo D*. Suelos muy arcillosos con elevado potencial de escorrentía y, por lo tanto, muy baja capacidad de infiltración cuando están saturados. También se incluyen aquí los suelos que presentan una capa de arcilla somera y muy impermeable así como los suelos jóvenes de escaso espesor sobre una roca impermeable, ciertos suelos salinos y suelos con nivel freático alto.

Para clasificar los suelos del ámbito de estudio de acuerdo con estas cuatro categorías, es posible llevar a cabo ensayos directos de infiltración o permeabilidad, o bien trabajar de forma simplificada recurriendo a las características texturales de los diferentes tipos de suelo y a la información disponible sobre su comportamiento hidrológico (Martínez de Azagra, Mongil y del Río, *op. cit.*). La tabla 7.3 muestra de forma esquemática las principales características asociadas de forma genérica a los diferentes grupos hidrológicos de suelo:

Tabla 7.3 Grupos Hidrológicos de Suelo

Grupo Hidrológico	Capacidad de infiltración con humedad elevada	Tasa de infiltración	Profundidad	Textura	Drenaje
A	Alta	7,62 – 11,43	Elevada	Arenosa Arenosa-limosa	Excesivo
B	Moderada	3,81 – 7,62	Mediana a elevada	Franca-arenosa Franca Franco-arcillo-arenosa Franco-limosa	Bueno a moderado
C	Escasa	1,27 - 3,81	Mediana a pequeña	Franco-arcillosa Franco-arcillo-limosa Arcillo-arenosa	Imperfecto
D	Muy escasa	0 – 1,27	Con horizontes arcillosos; litosuelos; suelos con nivel freático permanentemente alto	Arenosa	Pobre o muy pobre

Fte.: Martínez de Azagra, Mongil y del Río, 2003, p. 6; modificado de López Alonso, 2001.

Algunas consideraciones adicionales para llevar a cabo la clasificación de los suelos serían las siguientes (Martínez de Azagra, Mongil y del Río, *op. cit.*):

- el horizonte a considerar dentro del perfil debe ser siempre el más impermeable

- la presencia de pedregosidad en superficie (no contemplada en la información textural de la tierra fina) facilita la infiltración

- las costras reducen notablemente la infiltración

- los suelos salinos (con cloruro sódico, sulfato sódico, yeso u otras sales similares) deben asignarse al grupo D

- la profundidad del suelo y la permeabilidad de la roca madre son factores importantes. Los suelos someros (de menos de 30 cm de profundidad) y suelos poco profundos (de entre 30 y 50 cm) desarrollados sobre una roca madre impermeable (pizarras y esquistos, dolomías y calizas masivas, basaltos, granitos, margas arcillosas, arcillas compactas, etc.) se comportan como suelos tipo D

Aparte de los grupos hidrológicos de suelo, el resto de las variables a considerar en el modelo están fuertemente vinculadas al tipo de uso o cobertura vegetal del territorio. Algunos de los datos necesarios para obtener el valor del CN en las tablas de usos del US SCS pueden ser de difícil traslación al contexto español. De ahí que en nuestro entorno el modelo se haya aplicado de forma preferente a través de la modificación del mismo realizada por Témez (1978), adaptada a los condicionantes locales y a la información habitualmente disponible en nuestro país. Esta adaptación adquiere además una especial importancia en el ámbito español, al constituirse como la base de la norma de drenaje de carreteras (Ferrer Polo, 1993; citado por López-García, Camarasa y Mateu, 2007). Como principal rasgo de su adaptación, Témez utiliza como parámetro de referencia el umbral de escorrentía P_0, al considerar que esta componente tiene un mayor sentido físico que el número de curva (Ferrer, Rodríguez y Estela, 1995). A partir de las ecuaciones 4 y 6 es posible obtener la expresión que relaciona el valor de P_0 con el de CN. El valor de P_0, expresado en milímetros, sería:

(ec. 7) $$P_0 = \frac{5080}{CN} - 50{,}80$$

En ocasiones, la ecuación para realizar la conversión entre ambas variables se ha simplificado de la siguiente forma:

(ec. 8) $$P_0 = \frac{5000}{CN} - 50$$

Partiendo de estas ecuaciones, es posible obtener P_0 a partir de las tablas de número de curva del US SCS (cuyos valores están tabulados para el cálculo de la escorrentía en pulgadas), y viceversa. Témez (*op. cit.*) introduce algunas modificaciones con respecto a las tablas originales, con objeto de adaptar las variables requeridas para conocer el valor de P_0 a los datos disponibles en España en 1978. En primer lugar, elimina como factor determinante la condición hidrológica. Asimismo, añade la variable pendiente, clasificándola en dos grupos: áreas con pendientes menores al 3%, y áreas con pendientes iguales o mayores al 3%. Por último, modifica el valor del número de curva para varias categorías de uso de suelo, al considerar demasiado bajos los valores originales propuestos por el US SCS (tal es el caso de las praderas, las plantaciones regulares de aprovechamiento forestal y algunos tipos de masa forestal), y añade nuevos tipos de cobertura, como las rocas permeables e impermeables. Así, el umbral de escorrentía puede ser obtenido de las tablas propuestas por Témez a partir de las siguientes variables: el grupo hidrológico del suelo, el tipo de uso de suelo, el tipo de práctica de cultivo, la pendiente y las condiciones antecedentes de humedad.

7.2.3 Evaluación de la producción de contaminación difusa

Como se ha indicado anteriormente, aparte del interés intrínseco que ofrece la estimación de la escorrentía superficial como indicador *per se* del grado de impacto hidrológico existente en una cuenca, dicho parámetro puede a su vez servir como base para calcular la magnitud de la

contaminación difusa en ese mismo ámbito. Para ello, basta incorporar al método del número de curva un modelo adicional que permita obtener, en función de los diferentes usos de suelo presentes en el ámbito de estudio, una estimación de este tipo de polución. Badhuri *et al*. (2000) proponen la siguiente ecuación como base para la estimación de la contaminación difusa:

(ec. 9) $$W_{k,t} = 1 - exp^{(-1{,}81\ Q_{k,t})}$$

donde $W_{k,t}$ es la fracción de contaminante eliminado por escorrentía en un uso de suelo k y en un día t; y $Q_{k,t}$ es la escorrentía estimada para ese mismo uso de suelo k en el mismo día t. Como es lógico, para conocer la cantidad de contaminante total arrastrado por la escorrentía es necesario saber la cantidad de cada contaminante acumulado en cada uso de suelo antes de la precipitación. Para ello, se parte de una simple ecuación lineal:

(ec. 10) *Mi* = (número de días) x *Li*

donde Mi es una medida de la acumulación de un contaminante (masa / área) para un uso de suelo i; y Li es la tasa de acumulación de ese contaminante para el mismo uso de suelo. El valor de Li ha sido estimado experimentalmente para diferentes usos de suelo y contaminantes, por lo que se puede obtener a partir de la consulta de alguno de los diversos estudios realizados sobre esta materia (Badhuri *et al*., *op. cit*.). A modo de ejemplo, la tabla 7.4 muestra los valores de concentración de contaminantes por tipo de uso de suelo estimados para la ciudad de Tulsa, Oklahoma.

Tabla 7.4 Tasa de acumulación de diversos contaminantes para usos de suelo urbanos

A. Tasa de acumulación de polvo y materiales y densidad de carreteras para diferentes usos de suelo				
Variable	Zona residencial: baja densidad	Zona residencial: alta densidad	Zona comercial	Zona industrial
Tasa de acumulación de polvo (kg / km de carretera / día)	17	32	47	90
Densidad de carreteras (km / ha) a	0,30	0,30	0,32	0,17
B. Carga de distintos contaminantes en función de la acumulación total de polvo y materiales				
Contaminante	Fracción de cada contaminante en el total de polvo y material acumulado (mg / kg)			
	Zona residencial: baja densidad	Zona residencial: alta densidad	Zona comercial	Zona industrial
Nitrógeno total	460	550	420	430
Ortofósforo total	49	58	60	26
Plomo	1570	1980	2330	1590
Cobre	91	73	95	87
Zinc	310	280	690	280

Fte.: Badhuri *et al*., 2000, pp. 647, 649

Una vía más directa para estimar la carga de contaminación difusa consiste en utilizar valores de concentración de contaminantes por volumen de escorrentía superficial. Un parámetro ampliamente utilizado en modelos de contaminación difusa vinculados al cálculo de

la escorrentía es el denominado *Event Mean Concentration* (EMC). El valor de EMC representa la concentración promedio de un contaminante durante un evento de precipitación, y se define como la masa total de contaminante dividido por el volumen total de escorrentía, según la ecuación siguiente (Huber y Dickinson, 1988; citados por Park *et al*., 2009):

(ec. 11) $$EMC = \frac{M}{V} = \frac{\int_0^T c(t)q(t)dt}{\int_0^T q(t)dt} = \frac{\sum_0^T c(t)q(t)}{\sum_0^T q(t)}$$

donde M es la masa total de contaminante durante un evento de precipitación (kg), V es el volumen total de escorrentía superficial (m^3), c(t) es la variación de la concentración del contaminante en el tiempo (mg/l), q(t) es la variación del flujo en función del tiempo, y T es la duración total de la escorrentía (min).

Partiendo de los datos de volumen de escorrentía y EMC para cada contaminante, las cargas de contaminantes se pueden calcular a partir de la siguiente ecuación (Wong *et al*., 1997; citados por Park *et al*., *op. cit.*):

(ec. 12) $$PL_i = RV\ x\ EMC_i$$

donde PL_i y EMC_i son, respectivamente, la carga total de contaminante *i* y el EMC para el contaminante *i*, y RV es el volumen de escorrentía.

El examen de la literatura científica existente sobre esta materia permite encontrar un amplio número de estudios que aportan valores de EMC para diferentes tipos de uso de suelo y contaminantes. Estas fuentes son singularemente abundantes para el ámbito estadounidense, ya sea a escala nacional, estatal o local (ver, por ejemplo, la recopilación de datos incluida en US EPA, 2001). Muchos de los estudios desarrollados en este campo se centran exclusivamente en el análisis de los usos urbanos, limitándose en ocasiones a estimar la concentración de los contaminantes generados en carreteras y cubiertas de edificios (p. ej., Gnecco *et al*., 2005); en otros casos se incluyen también valores para contaminantes asociados al medio agrícola y natural (US EPA, *op. cit.*; Syed y Jodoin, 2006). La tabla 7.5 muestra, a modo de ejemplo, los valores de EMC utilizados por defecto en el modelo hidrológico LTHIA-NPS, obtenidos experimentalmente por la Texas Natural Resource Conservation Comission (Baird y Jennins, 1996).

En todo caso, los valores de EMC tabulados para un mismo contaminante y un mismo tipo de uso de suelo por parte de diferentes estudios muestran un elevado grado de variabilidad. Este aspecto sugiere la necesidad de calibrar los valores de EMC de forma específica para el ámbito de estudio donde se vayan a aplicar (Park, Swamikannu y Stenstrom, 2009). Asimismo, se ha señalado la conveniencia de desarrollar bases de datos a nivel nacional, con criterios estandarizados para la estimación del parámetro (Ellis y Mitchell, 2006). Un ejemplo de este tipo de iniciativas es la denominada “National Stormwater Best Management Practices Database“, desarrollada en Estados Unidos por el Urban Water Research Council en colaboración con URS Greiner Woodward Clyde, y apoyada por la Environmental Protection Agency.

Tabla 7.5 EMC para diferentes usos de suelo

Contaminante	Uso de suelo						
	Residencial	Comercial	Industrial	Transición	Mixto	Agrícola	Natural
Total Nitrógeno (mg/L)	1,82	1,34	1,26	1,86	1,57	4,4	0,7
Total Kjeldahl Nitrógeno (mg/L como N)	1,5	1,1	1,0	1,5	1,25	1,7	0,2
Nitrato + nitrito (mg/L)	0,23	0,26	0,3	0,56	0,34	1,6	0,4
Total fósforo (mg/L)	0,57	0,32	0,28	0,22	0,35	1,3	0,01
Fósforo en disolución (mg/L)	0,48	0,11	0,22	0,1	0,23	-	-
Sólidos en suspensión (mg/L)	41	55,5	60,5	73,5	57,9	107	1
Sólidos en disolución (mg/L)	134	185	116	194	157	1225	245
Total Plomo (µg/lL	9	13	15	11	12	1,5	5,0
Total Cobre (µg/L)	15	14,5	15	11	13,9	1,5	10
Total Zinc (µg/L)	80	180	245	60	141	16	6
Total Cadmio (µg/L)	0,75	0,96	2	1	1,05	1	1
Total Cromo (µg/L)	2,1	10	7	3	5,5	10	7,5
Total Níquel (µg/L)	10	11,8	8,3	4	7,3	-	-
BOD (mg/L)	25,5	23	14	6,4	17,2	4,0	0,5
COD (mg/L)	49,5	116	45,5	59	67,5	-	-
Aceite y grasas (mg/L)	1,7	9	3	0,4	3,5	-	-

Fte.: Baird y Jennins, 1996

7.2.4 Limitaciones asociadas a las metodologías de análisis de la producción de escorrentía y contaminación difusa

Como es lógico, la aplicación práctica de los métodos anteriormente descritos está sujeta a un determinado margen de error, relacionado tanto con la introducción de un cierto grado de subjetividad por parte del investigador como con la propia naturaleza variable de los datos de entrada de los modelos. A pesar de que estos condicionantes son en cierto modo inevitables, se hace necesario conocer cuál es su impacto relativo en los cálculos, de cara a mejorar la interpretación de los resultados del análisis.

En lo que respecta al método del número de curva, uno de los parámetros más sensibles y que presentan una mayor dificultad de definición es el del grupo hidrológico de suelo. Por este motivo, se trata del factor que ha sido estudiado con mayor detalle, siendo incluso objeto de metodologías específicas para su estimación (Camarasa, López-García y Pascual, 2006). En particular, la interpretación del grupo hidrológico se hace especialmente compleja en ambientes mediterráneos, de carácter árido y semiárido, donde los suelos presentan un menor grado de desarrollo, una mayor heterogeneidad y una alta dependencia de la roca madre (Camarasa, López-García y Pascual, *op. cit.*). Algunos investigadores han incluido información detallada sobre los suelos para la interpretación de su grupo hidrológico, si bien ello no ha contribuido a mejorar mucho los resultados; en contraste, otros autores optan por designar el grupo hidrológico directamente a partir del sustrato litológico, sin atender a la

edafología. La aplicación de metodologías más complejas para la identificación del grupo hidrológico, que tengan en cuenta tanto la edafología como la litología o la geomorfología de la cuenca, dependerá en última instancia de la interpretación de un experto en hidrogeomorfología (Camarasa, López-García y Pascual, *op. cit.*; López-García, Camarasa y Mateu, 2007), por lo que en la práctica resulta imposible eliminar en su totalidad una cierta componente subjetiva.

Otro elemento que puede influir de forma notable en la precisión de los resultados, tanto en el método del número de curva como en la estimación de la contaminación difusa, es el nivel de resolución temática adoptado en la cartografía de usos de suelo. Con objeto de facilitar el proceso de análisis, es habitual llevar a cabo una reclasificación de la leyenda inicial para reducir el número de usos de suelo con los que se va a trabajar. Esto puede implicar un alto grado de simplificación en la información de entrada al modelo, al englobarse a veces en una misma categoría tipos de uso con un comportamiento muy diferente desde el punto de vista hidrológico (y asociados por tanto a números de curva considerablemente dispares). Por ejemplo, una generalización frecuente en estudios a escala regional es la unificación de los usos urbanos bajo la categoría de "suelo impermeabilizado" (Ferrer, Rodríguez y Estela, 1995; López-García, Camarasa y Mateu, 2007), ignorándose el porcentaje de espacios abiertos incluidos dentro del espacio urbanizado. En otros casos, en cambio, la pérdida de información se centra en mayor medida en el territorio no urbano; tal es el caso de las metodología estándar del modelo LTHIA-NPS, que contempla 8 clases de usos con un elevado grado de simplificación para el medio rural (lámina de agua, área forestal, vegetación herbácea/pastizal, zonas agrícolas, áreas residenciales de baja densidad, áreas residenciales de alta densidad, zonas industriales, y distritos comerciales y de negocios) (Badhuri *et al.*, 2000). El grado de detalle de la clasificación finalmente elegida dependerá de la escala de trabajo adoptada y del foco de interés específico del estudio. En todo caso, las generalizaciones asumidas en este sentido deben ser tenidas en cuenta a la hora de interpretar y valorar los resultados finalmente obtenidos.

El grado de error potencialmente asociado a la definición e interpretación de las clases de uso de suelo también puede ser significativo. En un análisis realizado sobre seis estudios de contaminación difusa llevados a cabo en una misma cuenca, Park, Swamikannu y Stenstrom (2009) estimaron que las diferencias en la interpretación de los usos de suelo fueron el factor responsable de hasta un 14% de variación en los resultados obtenidos. En el caso del método del número de curva, esta problemática puede agravarse debido a la necesidad de establecer equivalencias entre los tipos de uso definidos por el US SCS y los utilizados habitualmente en el contexto europeo. De forma particular, la traslación de los tipos de usos urbanos descritos por la USDA NRCS (1986) al ámbito europeo puede mover a cierta confusión, debido a diferencias terminológicas fundamentales en cuanto a la denominación de los diferentes componentes estructurales del tejido urbano.

La resolución espacial asociada a las distintas capas de información utilizadas en el análisis es asimismo un factor a tener en cuenta. Es habitual el hecho de que la información disponible para una cuenca de estudio se encuentre cartografiada a diferentes escalas o niveles de resolución espacial. El efecto concreto de la resolución espacial sobre los resultados dependerá de cada capa de información. En el caso de los usos de suelo, el impacto de la

resolución es particularmente sensible en lo que respecta a la representación de la red viaria: a una baja resolución, la red viaria local puede no aparecer en la cartografía, eliminándose en consecuencia del análisis a pesar de que su impacto hidrológico es significativo (tanto a efectos de impermeabilización del suelo como, sobre todo, de producción de contaminación difusa). Al igual que sucede en el caso de los estudios de ecología del paisaje, es posible corregir esta deficiencia mediante la superposición de una capa vectorial con el trazado de la red de carreteras. No obstante, en estudios de tipo diacrónico que abarquen una escala temporal amplia, esta solución resulta menos factible, dado que dicha información puede estar sólo disponible para fechas relativamente recientes.

Un último elemento de reflexión con respecto a la precisión de la metodología de análisis es el relativo al grado de adecuación de los valores de EMC a la realidad local del área de estudio. En el contexto español, la limitación existente con respecto a este tipo de información obliga a recurrir a valores promedio estimados a partir de estudios realizados en otros ámbitos geográficos. En este sentido, se puede destacar la utilidad como fuente de referencia genérica del trabajo realizado por Ellis y Mitchell (2006). Estos autores proponen una serie de valores medios de concentración, con sus rangos de variación asociados, para algunos de los contaminantes urbanos más habituales; por el alcance y la amplitud de las fuentes en que se basa su propuesta, es posible considerarla una alternativa razonable ante la falta de datos locales de EMC. En todo caso, los resultados obtenidos a partir de la aplicación de valores promedio de EMC deben ser siempre considerados como meras aproximaciones, de gran interés indicativo, pero claramente insuficientes si el objetivo de la investigación es obtener datos locales de contaminación con un cierto grado de precisión.

7.3 Metodología aplicada al análisis hidrológico del área metropolitana de Sevilla

7.3.1 Definición de los subámbitos de análisis

Como se ha mencionado anteriormente, el territorio del área metropolitana de Sevilla se encuadra en la cuenca del Guadalquivir, ámbito cuya escala supera ampliamente el alcance del presente estudio. En relación con los objetivos y la naturaleza de la investigación, se ha considerado necesario asumir una escala de mayor detalle, capaz de aportar información específica para diferentes sectores del territorio metropolitano. Así, se ha decidido trabajar con un conjunto de unidades hidrológicas de escala intermedia, resultantes de la agregación de las numerosas cuencas secundarias existentes en el ámbito de la aglomeración urbana.

Para llevar a cabo esta tarea, se ha tomado como base la delimitación de las subcuencas hidrológicas a nivel andaluz aportada por la cartografía de acompañamiento del Mapa de Usos de Suelo y Coberturas Vegetales de Andalucía 1991-1999. Las subcuencas presentes en el territorio metropolitano son las siguientes (se mantiene la denominación original de la citada fuente):

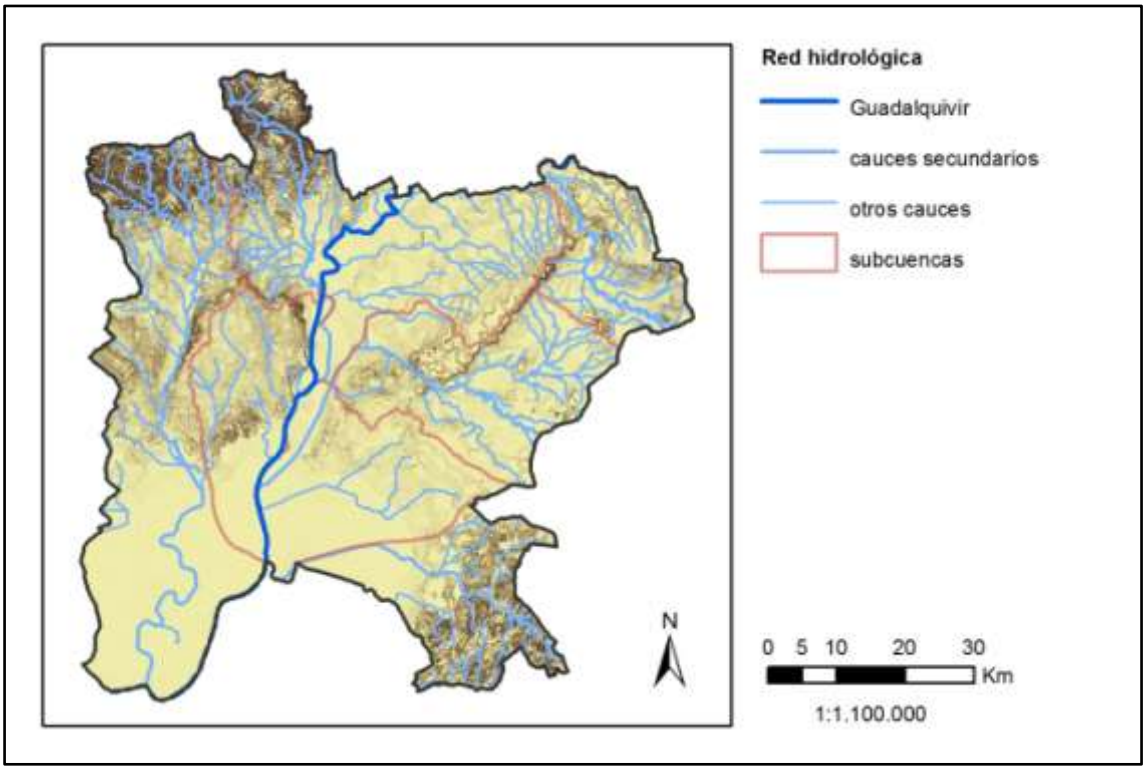
- Guadiamar y marismas hasta el mar
- Rivera de Huelva
- Guadalquivir del Rivera de Huelva hasta el mar

- Guadalquivir del Viar al Rivera de Huelva
- Guadalquivir del Corbones al Guadaíra
- Guadaíra
- Corbones
- Guadalquivir del Genil al Corbones
- Guadalquivir hasta su desembocadura
- Salado de Morón

Algunas de estas subcuencas presentan sólo una pequeña fracción de su superficie total dentro de los límites del ámbito metropolitano, mientras que en otros casos la superposición de los límites del área metropolitana con los límites de las subcuencas supone la fragmentación de éstas en varios polígonos aislados. Para corregir ambas situaciones, y con objeto de facilitar en lo posible el posterior análisis hidrológico y territorial, se ha llevado a cabo un proceso de reagregación de las subcuencas descritas. A efectos de la aplicación de la metodología de análisis, el territorio metropolitano quedaría así finalmente dividido en ocho subunidades (ver figuras 7.1 y 7.2):

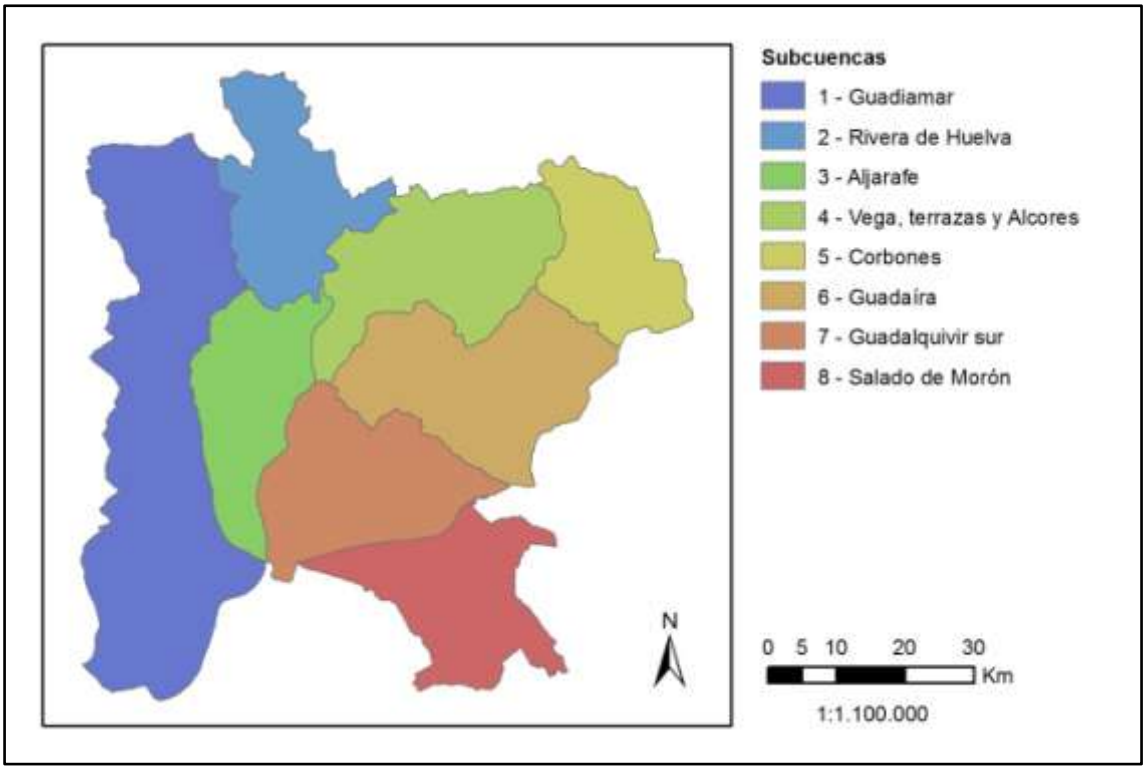
- *Subcuenca 1*: Guadiamar. Abarca todo el territorio de la cuenca del Guadiamar que queda englobado dentro de los límites del área metropolitana, incluyendo parte del territorio marismeño.
- *Subcuenca 2*: Rivera de Huelva. Abarca los fragmentos de las subcuencas del "Rivera de Huelva" y "del Viar al Rivera de Huelva" que se ubican dentro de los límites del área metropolitana.
- *Subcuenca 3*: Aljarafe. Se corresponde íntegramente a la subcuenca denominada "del Rivera de Huelva hasta el mar". Engloba la mayor parte de la plataforma del Aljarafe, junto con una fracción del territorio marismeño situado al sur de este ámbito.
- *Subcuenca 4*: Vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores. Engloba la fracción de la subcuenca "Guadalquivir del Corbones al Guadaíra" situada dentro del ámbito metropolitano. Sus límites comprenden el territorio de la vega del Guadalquivir situada en la margen izquierda, junto con el ámbito de la terrazas y parte de la plataforma de los Alcores.
- *Subcuenca 5*: Corbones. Integra los fragmentos de la cuenca del río Corbones y de la subcuenca "del Genil al Corbones" que se ubican dentro de los límites del área metropolitana.
- *Subcuenca 6*: Guadaíra. Comprende la parte de la cuenca del Guadaíra que se ubica dentro del ámbito metropolitano.

Figura 7.1 Red hidrológica del área metropolitana de Sevilla



Fte.: elaboración propia

Figura 7.2 Subcuencas delimitadas para el análisis hidrológico



Fte.: elaboración propia

- *Subcuenca 7*: Guadalquivir – Sur. Comprende la fracción de la subcuenca "Guadalquivir hasta su desembocadura" situada al norte de la cuenca del Salado de Morón.

- *Subcuenca 8*: Salado de Morón. Integra la subcuenca del río Salado, junto con la fracción de la subcuenca "Guadalquivir hasta su desembocadura" ubicada al sur de este ámbito.

Estos ocho ámbitos presentan características propias bien definidas, tanto en lo que respecta a su configuración estructural básica como en lo relativo al desarrollo de procesos territoriales de diversa naturaleza dentro de sus límites. De esta forma, la delimitación facilita un análisis comparado de los impactos hidrológicos vinculados a diferentes modelos de ocupación y uso del territorio.

En todo caso, resulta necesario destacar la situación particular del ámbito marismeño dentro de la delimitación de subcuencas propuesta. El territorio de la marisma constituye un espacio hidrológico peculiar; con una topografía prácticamente llana y una red hidrológica natural muy alterada con respecto a su configuración originaria, y habiendo sido profundamente transformada su dinámica hidrológica natural a través de sistemas de canalización y drenaje, la marisma ofrece una delimitación mucho menos clara que el resto de las subcuencas metropolitanas. La definición de subcuencas asociada al Mapa de Usos de Suelo de Andalucía proporciona una división del ámbito marismeño en diferentes fragmentos, integrados a su vez en varias de las subcuencas mencionadas. Se ha decidido respetar esta división en la propuesta definitiva para la aplicación de la metodología, al considerarse adecuada para los objetivos del análisis a realizar.

La presentación de los resultados del análisis y de la cartografía elaborada se realizará de forma individualizada para cada subcuenca. Al final del apartado relativo a cada uno de los ámbitos se ofrecerá la serie cartográfica correspondiente, con el siguiente código de numeración: número de capítulo – número de subcuenca – número de mapa. Las tablas de resultados incluidas en estos apartados presentarán un código de numeración similar: número de capítulo – número de subcuenca – número de tabla.

7.3.2 Clasificación del grupo hidrológico del suelo

La base cartográfica para la clasificación de los suelos del área metropolitana en grupos hidrológicos ha sido el *Mapa de Suelos de Andalucía* a escala 1:400.000 (Junta de Andalucía, 2005). La memoria del Mapa de Suelos aporta información detallada sobre las diferentes unidades edáficas que componen el territorio andaluz, incluyendo datos relativos a la textura y la estructura del suelo, así como, en gran parte de los casos, al comportamiento hidrológico del sustrato. Esta información ha facilitado en gran medida la asignación de grupos hidrológicos de suelo a las unidades descritas.

Como referencia básica de apoyo para la toma de decisiones, se ha recurrido al documento *Área metropolitana de Sevilla. Análisis del Medio Físico* (Feria, 1998), que aporta información detallada sobre las características estructurales e hidrológicas de los suelos predominantes en la principales unidades territoriales del ámbito metropolitano. Adicionalmente, se ha consultado también el *Catálogo de Suelos de Andalucía* (Junta de

Andalucía, 1984), así como la completa tipología de suelos incluida en el documento *Criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación* (Junta de Andalucía, 1999).

En el proceso de asignación de grupos hidrológicos, se ha tomado en consideración la propuesta de Camarasa, López-García y Pascual (2006) en relación a la inclusión de la litología y la geomorfología como criterios de interpretación. En este sentido, se han utilizado como referencias adicionales el *Mapa Litológico de Andalucía* a escala 1:400.000 (Junta de Andalucía, 2004) y el mapa de pendientes, sobre todo a la hora de interpretar casos puntuales donde la asignación del grupo hidrológico a partir exclusivamente de la edafología no estaba clara.

La descripción detallada de las unidades edáficas y litológicas presentes en cada subcuenca, junto con la correspondiente asignación de grupos hidrológicos de suelo, se desarrolla en detalle dentro del apartado de dedicado a cada uno de estos ámbitos.

7.3.3 Clasificación de usos de suelo y asignación de números de curva

El modelo LTHIA-NPS en versión 2.3 para GIS permite trabajar, en su configuración original, con hasta 8 clases de uso de suelo. Se trata de una resolución temática muy limitada, adecuada sobre todo para aquellos análisis de tipo comparativo donde no importe asumir un elevado grado de generalización. De acuerdo a los objetivos de la investigación, y teniendo además en cuenta tanto la dimensión territorial como la naturaleza compleja y diversa del ámbito de estudio, se ha decidido modificar la metodología básica del modelo para incorporar un mayor número de clases de uso del suelo. De esta forma, la leyenda de la cartografía de usos utilizada para el análisis consta de un total de 18 clases, que aumentan hasta 27 si se tienen en cuenta la subdivisión de algunas de las categorías de uso en función del grado de pendiente.

La base cartográfica empleada para obtener el mapa de usos ha sido el *Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía* a escala 1:25.000 relativo a los años 1956, 1999 y 2003 (Junta de Andalucía, 2007). El Mapa de Usos y Coberturas permite trabajar con 4 niveles de desagregación, siendo el de mayor nivel de detalle equiparable al nivel 6 de la leyenda del proyecto Corine Land Cover 2000 (en adelante, CLC-2000). La Guía Técnica asociada al Mapa de Usos aporta información detallada sobre las características estructurales de cada una de las clases, indicando asimismo la clase equivalente dentro de la leyenda CLC-2000, y aportando imágenes de referencia que han resultado muy útiles para la toma de decisiones en el proceso de reclasificación.

Las fuentes básicas consultadas para la asignación de los números de curva a las diferentes clases de uso consideradas han sido el documento técnico *Urban Hydrology for Small Watersheds* (TR-55), elaborado por el USDA NRCS (1986), y la propuesta de Ferrer, Blanco y Ramírez (2006) para el cálculo del umbral de escorrentía a partir de la clasificación CLC-2000. Como referencia adicional, se ha tenido también en cuenta la propuesta de Ferrer, Rodríguez y Estela (1995) relativa a la asignación del número de curva a diferentes tipos de uso agrícola y forestal.

De forma específica, el trabajo de Ferrer, Blanco y Ramírez (2006) se ha tomado como referencia básica para la asignación de números de curva en relación a los usos de suelo no urbanos. Al tratarse de una propuesta basada en el método de Témez (1978), los autores adoptan el umbral de escorrentía como parámetro de referencia. El valor del número de curva correspondiente a cada clase se ha calculado a partir de los valores propuestos para el umbral de escorrentía, utilizando para ello la ecuación 8 (ver apartado anterior). La equiparación de clases entre la leyenda del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía y la del CLC-2000 (utilizada en la propuesta de Ferrer *et al*.) se ha guiado por las equivalencias propuestas en la mencionada Guía Técnica del Mapa de Usos, así como por las descripciones y las imágenes de referencia aportadas para cada tipo de uso en este documento. En algunas ocasiones, se ha establecido una equivalencia diferente a la propuesta, al considerarse que las características hidrológicas de determinadas clases del Mapa de Usos de Andalucía respondían mejor a los números de curva asignados por Ferrer, Blanco y Ramírez (*op. cit.*) a otras categorías del CLC-2000. Este cambio de criterio ha sido especialmente significativo en relación a los diferentes tipos de pastizal y matorral arbolado del Mapa de Usos de Andalucía, clases en las que los porcentajes y tipos de cobertura vegetal de la cartografía regional difieren de forma significativa de los considerados en la leyenda CLC-2000.

El TR-55 (USDA NRCS, 1986) ha sido la fuente básica de referencia en lo que respecta a la asignación del número de curva a los usos urbanos y artificiales. Dado que la denominación de las zonas urbanas en el contexto estadounidense difiere de la terminología española habitual, se ha prestado especial atención a los porcentajes de impermeabilización asociados por el TR-55 a las diferentes clases, y se han buscado las categorías con mayor grado de similitud en la leyenda del Mapa de Usos de Andalucía. En algunos casos, los valores de número de curva extraídos del TR-55 para determinados usos urbanos han coincidido asimismo con los valores propuestos por Ferrer, Blanco y Ramírez (*op. cit.*); no obstante, en otros casos se ha seguido un criterio diferente, buscándose siempre un máximo ajuste tanto a la realidad concreta del ámbito de estudio como a las características específicas de la cartografía base utilizada.

El caso de las masas de agua y zonas húmedas merece una mención especial en cuanto a las dificultades que presentan para su reclasificación. Ferrer, Blanco y Ramírez (*op. cit.*) consideran las superficies de agua como zonas impermeables, con un valor nulo de umbral de escorrentía (lo que equivaldría a un valor infinito de número de curva), de tal forma que toda la precipitación que cae en estas áreas se convertiría en escorrentía superficial. En el caso de lagunas o embalses endorreicos y de embalses no llenos, estos autores proponen en cambio un valor 1000 de umbral de escorrentía (equivalente a un valor nulo de número de curva), lo que implica que toda la precipitación caída sobre estas áreas se almacena y no genera escorrentía. En lo que respecta a marismas y humedales, autores como Smith y Maidment (1995) consideran estas áreas como superficies de agua completamente saturadas (es decir, como superficies impermeables), mientras que Ferrer, Blanco y Ramírez (*op. cit.*) sugieren asimilar su comportamiento hidrológico al propuesto por Témez (1978) para la categoría de *afloramientos rocosos impermeables,* al considerar que en el contexto español estas áreas no están siempre saturadas. Por último, la categorización básica del modelo LTHIA-NPS otorga de forma genérica un valor de 0 de número de curva para todas las superficies de agua y zonas húmedas, considerando así que estos componentes del territorio no generan escorrentía superficial. Tras evaluar las diferentes alternativas posibles para la reclasificación, se ha

tomado la decisión de aplicar esta última opción, ignorándose así en el análisis la posible aportación de las láminas de agua y humedales. De esta forma, se pone el foco de interés en la escorrentía como generador de erosión y arrastre de contaminantes en terreno firme, y al mismo tiempo se evita la excesiva simplificación que supondría la asignación de un único valor de escorrentía a un medio hidrológico complejo y altamente variable como es la marisma natural. La tabla 7.6 muestra los valores de número de curva asignados para cada una de las clases de uso finalmente consideradas; asimismo presenta la equivalencia de las diferentes categorías con las clases del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía. En este sentido, como se puede observar, se han incluido en una misma categoría tipos de uso de diferente naturaleza desde el punto de vista territorial, pero con un comportamiento hidrológico similar (y por tanto un mismo valor de número de curva). Por este motivo, es necesario tener en cuenta la heterogeneidad asociada a determinadas clases a la hora de interpretar la variación de los usos durante el periodo de estudio.

La variable pendiente, necesaria para estimar el número de curva en el caso de los usos agrícolas y de algunas coberturas naturales, ha sido incorporada al mapa de usos de suelo a través de la digitalización de las áreas de pendiente media superior al 3%. Se ha partido para ello del mapa de pendientes en formato ráster (tamaño de celda: 20 x 20 metros), estableciéndose un tamaño mínimo de mancha de 0,5 km^2 para el proceso de digitalización. De esta forma, se introducen en el análisis las principales formaciones de relieve (ámbito serrano, escarpes, zonas de topografía alomada), así como aquellas áreas de extensión más limitada pero con un relieve muy marcado (barrancos, taludes), y se dejan fuera del proceso analítico zonas de relieve acusado con un carácter esencialmente puntual. Este grado de generalización se considera adecuado en relación a la escala del análisis, y facilita la interpretación de los resultados al evitar la aparición de un exceso de manchas de carácter puntual.

De cara al análisis del grado de impermeabilización de las cuencas sometidas a estudio, se han asignado una serie de valores a los diferentes tipos de uso artificiales, tomando para ello como referencia los porcentajes definidos por el USDA-NRCS (1986) y por Sukopp (1998) (ver tablas 7.1 y 7.2, en el apartado 7.2.1). La tabla 7.7 muestra los valores correspondientes a los diferentes tipos de uso considerados.

Como se puede observar, no se contempla en el análisis la categoría de zonas en construcción, debido a la variabilidad intrínseca de esta clase en cuanto a su grado de impermeabilización (en muchos casos prácticamente nulo). De cara a simplificar el análisis, se ha considerado estas zonas como áreas abiertas sin vegetación, mismo criterio asumido para la asignación de número de curva. En el caso de las zonas verdes urbanas y de las áreas deportivas y recreativas, se ha adoptado un valor medio de impermeabilización bastante reducido, en consonancia con la estimación realizada por Sukopp (1998). Esto puede representar en algunos casos un notable grado de simplificación (sobre todo en el caso de las áreas deportivas o instalaciones recreativas), debido a la naturaleza heterogénea de los usos contemplados dentro de esta clase. Como consecuencia de estas decisiones, la asignación de porcentajes asumida puede representar en términos globales un cierto grado de subestimación en el cómputo global del grado de impermeabilización para una subcuenca, por lo que los condicionantes citados deben ser tenidos en cuenta a la hora de evaluar e interpretar los resultados obtenidos.

Tabla 7.6 Usos de suelo y número de curva

Tipo de uso	Categorías del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía	Pdte.	Grupo hidrológico			
			A	B	C	D
Láminas de agua y humedales	Balsas de alpechín; marismas; salinas; ríos y cauces: lámina de agua; canales artificiales; lagunas continentales; embalses; balsas de riego y ganaderas		0	0	0	0
Tejido urbano y áreas comerciales	Tejido urbano; zonas industriales y comerciales		89	92	94	95
Urbanizaciones residenciales	Urbanizaciones residenciales; urbanizaciones agrícola / residenciales		61	75	83	87
Áreas impermeables	Autovías, autopistas y enlaces viarios; zonas portuarias; cultivos forzados bajo plástico		98	98	98	98
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	Complejos ferroviarios; otras infraestructuras técnicas		81	88	91	93
Cultivos herbáceos de secano	Cultivos herbáceos en secano	>=3	61	73	81	83
		<3	59	70	78	81
Cultivos herbáceos de regadío	Arrozales; otros cultivos herbáceos regados / regados y no regados / no regados	>=3	54	69	78	82
		<3	52	67	76	79
Cultivos leñosos de regadío y plantaciones forestales	Cultivos leñosos regados / parcialmente regados o no regados; cítricos en regadío; otros cultivos leñosos en regadío; mosaico de leñosos en regadío; talas y plantaciones forestales recientes	>=3	39	60	73	78
		<3	35	54	69	77
Cultivos leñosos de secano	Olivar en secano y regadío; viñedo en secano; otros cultivos leñosos en secano; olivar-viñedo en secano; otras asociaciones de cultivos leñosos en secano; olivar abandonado; otros cultivos leñosos abandonados	>=3	45	66	77	83
		<3	40	60	73	78
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	Cultivos herbáceos y leñosos regados / parcialmente regados / no regados	>=3	43	65	76	82
		<3	32	57	71	78
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	Cultivos herbáceos y leñosos en secano	>=3	57	72	82	86
		<3	43	65	76	82
Cultivos mixtos de secano y regadío	Mosaicos de secano y regadíos: cultivos herbáceos / herbáceos y leñosos / leñosos	>=3	60	71	79	83
		<3	57	69	78	82
Pastizal arbolado y otros espacios abiertos similares	*Zonas verdes urbanas (1); equipamiento deportivo y recreativo (1)*; mosaicos de cultivos y vegetación natural: cultivos herbáceos y vegetación natural leñosa / cultivos leñosos y pastizales / cultivos leñosos y vegetación natural leñosa / otros mosaicos de cultivos y vegetación natural; pastizal arbolado; cultivo herbáceo arbolado: quercináceas: denso y disperso	>=3	49	69	78	85
		<3	39	55	69	77
Pastizal no arbolado y otros espacios abiertos similares	*Aeropuertos (2)*; mosaicos de cultivos y vegetación natural: cultivos herbáceos y pastizales; pastizal continuo; pastizal con claros	>=3	68	78	86	89
		<3	46	67	81	88
Masa forestal espesa	Formaciones arboladas densas; matorral denso arbolado: con quercináceas densas / con coníferas densas		36	52	62	69
Masa foresta media	Ríos y cauces naturales: bosque de galería; matorral denso arbolado: excepto con quercíneas y coníferas densas; matorral disperso arbolado, excepto con quercíneas y coníferas dispersas; matorral denso		40	60	69	76
Masa forestal clara	Ríos y cauces naturales: otras formaciones riparias; matorral disperso arbolado: con quercíneas dispersas / con coníferas dispersas; matorral disperso con pastizal / con roquedo y suelo desnudo		46	68	78	83
Espacios sin vegetación	Zonas mineras; escombreras y vertederos; zonas en construcción; playas, dunas y arenales; roquedo y suelo desnudo; zonas incendiadas, zonas sin vegetación por roturación		77	86	91	94

Fte.: elaboración propia a partir de USDA NRCS (1986) y Ferrer, Blanco y Ramírez (2006) (1) *Zonas verdes urbanas; equipamiento deportivo y recreativo*: su número de curva es el propuesto para un pastizal arbolado con pendiente mayor o igual a 3%. Este valor coincide con el designado por el TR-55 para estos espacios. (2) *Aeropuertos*: su número de curva equivale al propuesto para un pastizal no arbolado con pendiente mayor o igual al 3%. Este valor se justificaría por el predominio de los espacios abiertos sin arbolado dentro del área digitalizada como aeropuerto en el Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía; este criterio se corresponde con el de Ferrer *et al*., 2006.

Tabla 7.7 Porcentaje de impermeabilización asociado a diferentes tipos de uso de suelo		
Tipo de uso	**Categorías del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía**	**% de impermeabilización**
Tejido urbano y áreas comerciales	Tejido urbano; zonas industriales y comerciales	85
Zonas residenciales	Urbanizaciones residenciales; urbanizaciones agrícola / residenciales	38
Áreas impermeabilizadas	Autovías, autopistas y enlaces viarios; zonas portuarias; cultivos forzados bajo plástico	100
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	Complejos ferroviarios; otras infraestructuras técnicas	72
Aeropuerto	Aeropuerto	33
Zonas verdes urbanas; áreas de equipamiento deportivo	Zonas verdes urbanas; áreas de equipamiento deportivo	5

Fte.: elaboración propia a partir de USDA-NRCS (1986) y por Sukopp (1998).

7.3.4 Datos de precipitación

Los datos de precipitación utilizados para el análisis corresponden a estaciones meteorológicas específicas para cada una de las subcuencas. Las estaciones han sido seleccionadas siguiendo los criterios de disponibilidad de registros para el periodo considerado (1979-2008), continuidad de la serie temporal y localización geográfica (ubicación lo más centrada posible dentro del contexto de cada subcuenca). En el caso de las subcuencas 3 y 6, el periodo abarcado por la serie es de sólo 27 años (1982-2008), debido a las carencias encontradas en el registro de la precipitación. En el caso de las subcuencas 1 y 6, la localización de las estaciones se encuentra fuera del ámbito de estudio, al no existir ninguna estación dentro de los límites con una disponibilidad de datos de precipitación adecuada. La tabla 7.8 recoge los datos básicos de cada una de las series de datos utilizadas.

Tabla 7.8 Características de las series de datos de precipitación empleadas para el análisis				
Subcuenca	**Estación (código AEMET)**	**Coordenadas UTM (X,Y)**	**Serie temporal**	**Periodo**
Subcuenca 1 – Guadiamar	Escacena del Campo – Hytasa (5831)	200069, 4144643	1979 – 2008	30 años
Subcuenca 2 – Rivera de Huelva	La Algaba – Las Arenas (5744S)	233378, 4154437	1979 - 2008	30 años
Subcuenca 3 – Aljarafe	Mairena del Aljarafe – Santo Cristo (5789)	228192, 4138649	1982 - 2008	27 años
Subcuenca 4 – Vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores	Carmona – Las Cárdenas (5748)	251544, 4153504	1979 - 2008	30 años
Subcuenca 5 – Corbones	Carmona – Torre del Viejo (5684)	267232, 4147497	1979 - 2008	30 años
Subcuenca 6 – Guadaíra	Mairena del Alcor – Castoña (5781E)	256140, 4140872	1982 - 2008	27 años
Subcuenca 7 – Guadalquivir Sur	Los Palacios – El Molinillo (5870A)	245300, 4116295	1979 - 2008	30 años
Subcuenca 8 – Salado de Morón	Utrera – Las Peñuelas (5883E)	249892, 4107117	1979 - 2008	30 años

Fte.: elaboración propia a partir de los datos aportados por la AEMET

7.3.5 Datos para la estimación de la contaminación difusa: EMC

Como se ha comentado anteriormente, existe una seria limitación en cuanto a la disponibilidad de datos de EMC adaptados al contexto español. Con el fin de adoptar unos valores de concentración de contaminantes que tengan una cierta validez para un análisis de carácter aproximativo, se ha optado por utilizar los valores promedio estimados por Ellis y Mitchell (2006) como resultado de la revisión de un amplio número de estudios sobre esta materia a escala global. La tabla 7.9 recoge los valores correspondientes a los contaminantes seleccionados para el análisis.

Tabla 7.9 Valores de EMC correspondientes a los usos urbanos

Categorías del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía	Contaminante (mg / L)				
	Total de Sólidos en Suspensión (TSS)	Demanda Biológica de Oxígeno (BOD)	Demanda Química de Oxígeno (COD)	Amonio (NH_4)	Plomo (Pb)
Tejido urbano; zonas industriales y comerciales; zonas portuarias; complejos ferroviarios; otras infraestructuras técnicas	50.4	9.9	146.2	-	0.133
Urbanizaciones residenciales; urbanizaciones agrícola / residenciales	85.1	8.5	80	0.56	0.141
Autovías, autopistas y enlaces viarios	194.5	23.9	136.5	-	0.33
Zonas verdes urbanas; equipamiento deportivo y recreativo	126.3	7.9	36	0.1	0.061

Fte.: elaboración propia a partir de los datos proporcionados por Ellis y Mitchell (2006)

En lo que respecta a las concentraciones de N y P, contaminantes incluidos inicialmente en el modelo LTHIA-NPS y vinculados principalmente a la actividad agraria, se ha observado un alto grado de variabilidad en cuanto a los valores EMC recogidos en los diferentes estudios consultados. Se considera que la concentración de estos elementos es altamente dependientes del tipo de sustrato, el tipo de cultivo y las prácticas agrícolas utilizadas, por lo que a falta de datos específicos adaptados a la realidad local o de valores estimativos con un grado de fiabilidad suficiente, se ha preferido dejar dichos parámetros fuera del estudio. El presente análisis se centrará por tanto en los contaminantes directamente asociados a los usos del territorio de tipo artificial.

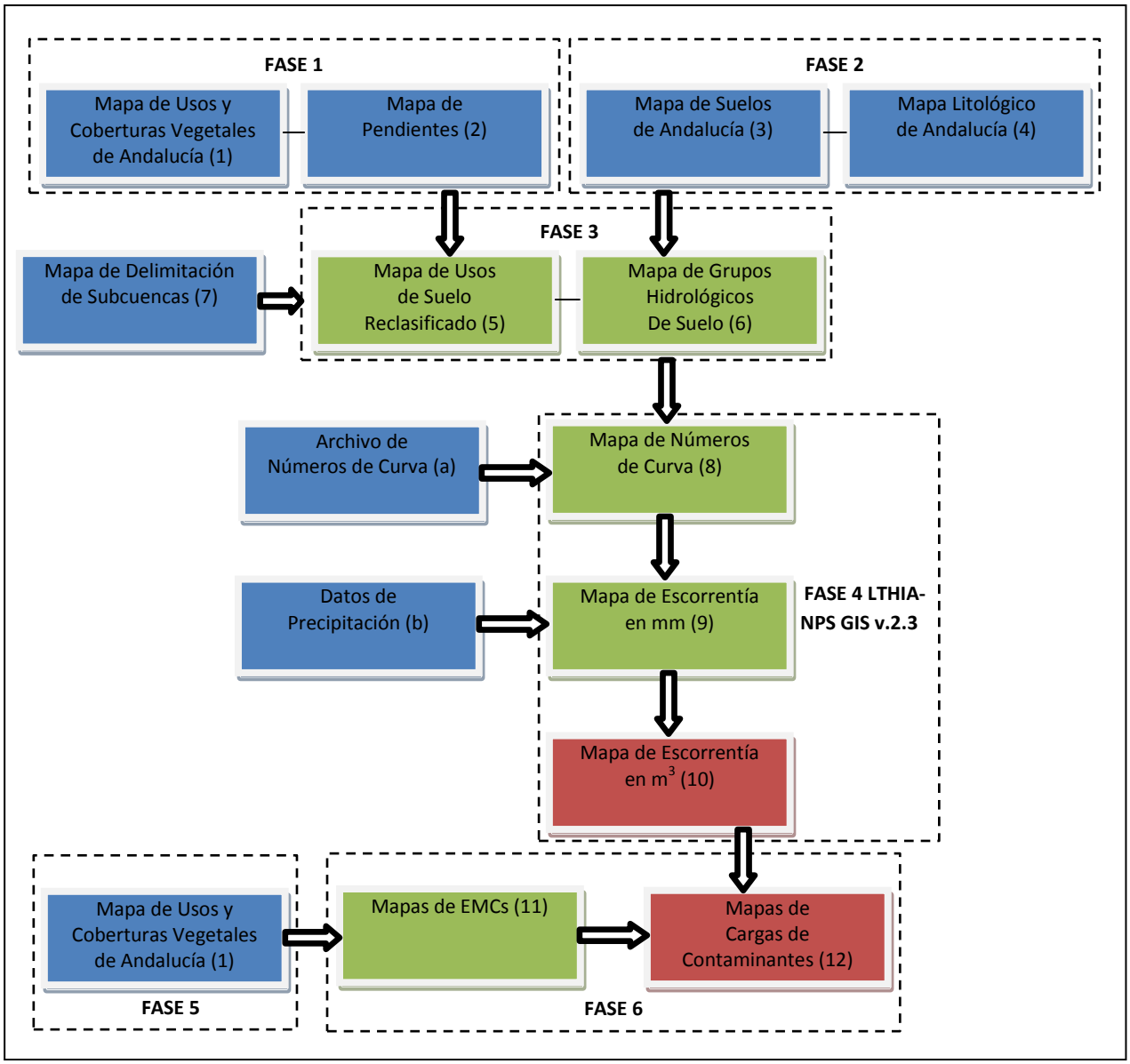
7.3.6 Software

El software básico para el desarrollo del proceso metodológico ha sido la adaptación del modelo LTHIA-NPS v. 2.3 para SIG (Engel, 2003), programado como extensión para el programa ArcView 3.2 (ESRI, 1996). Las tareas de elaboración y tratamiento de la cartografía de entrada para el modelo, así como las vinculadas al cálculo de carga de contaminantes y el tratamiento estadístico de los resultados, se han desarrollado con los programas SIG ArcView 3.2 y ArcMap 9.3 (ESRI, 2008).

7.3.7 Síntesis del proceso metodológico: aplicación del modelo LTHIA-NPS modificado

La figura 7.3 muestra de forma esquemática el procedimiento metodológico seguido para el estudio de la evolución del impacto hidrológico en el área metropolitana de Sevilla. Los cálculos automatizados mediante la aplicación del modelo LTHIA-NPS aparecen destacados dentro del proceso.

Figura 7.3 Esquema metodológico para el análisis del impacto hidrológico, basado en el modelo LTHIA-NPS



Fte.: elaboración propia

Los mapas (1), (2), (3), (4) y (7) y los archivos de datos (a) y (b) constituyen el *input* básico de la metodología (representado en color azul en la figura). Los mapas (5), (6), (8), (9) y (11) son mapas derivados de carácter intermedio dentro del proceso metodológico (representados en color verde). Los mapas (10) y (12) constituyen los productos finales del proceso (representados en color rojo).

De forma sintética, el procedimiento metodológico se puede describir como sigue:

- *Fase 1:* Obtención del mapa de usos reclasificado (5) a partir del procesamiento del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía (1), de acuerdo a las clases establecidas en la tabla 6. Se incorpora en el mapa (5) la variable pendiente, mediante la digitación de áreas de pendiente media superior a 3% a partir del mapa de pendientes (2). El mapa (5) tiene escala metropolitana, y contiene información (en campos independientes) para cada uno de los años de estudio considerados.

- *Fase 2:* Obtención del mapa de grupos hidrológicos de suelo (6) a partir de la reclasificación del Mapa de Suelos de Andalucía (3), con apoyo adicional del Mapa Litológico de Andalucía (4). El mapa resultante (6) tiene escala metropolitana, y no contiene ninguna variable temporal, al considerarse el sustrato edáfico como un parámetro constante para el periodo de estudio.

- *Fase 3:* Procesamiento del mapa de usos reclasificados (5) y del mapa de grupos hidrológicos (6) para la aplicación del modelo LTHIA-NPS:
  - *Fase 3.1:* Mediante la superposición del mapa de límites de las subcuencas (7), se obtiene un mapa de usos reclasificado para cada subcuenca y año de estudio, y un mapa de grupos hidrológicos para cada subcuenca.
  - *Fase 3.2:* El mapa de usos reclasificado para cada subcuenca y año se desagrega en cuatro mapas de carácter complementario, para satisfacer la limitación del modelo en cuanto al número máximo de clases por mapa (8 en total). Cada mapa será procesado de forma independiente por el modelo, sumándose los cuatro mapas ráster resultantes para obtener el mapa de escorrentía definitivo para cada subcuenca y año.

- *Fase 4:* Procesamiento de los mapas generados en la fase 3 mediante el modelo LTHIA-NPS. El proceso siguiente se repite para cada uno de los mapas obtenido en la Fase 3.2:
  - *Fase 4.1:* A partir del archivo de números de curva (a) (que incluye los valores de CN asignados para cada clase), el modelo elabora un mapa ráster de números de curva (8) donde cada celda muestra el valor de número de curva correspondiente a cada combinación de tipo de uso y grupo hidrológico. El tamaño de celda elegido para este mapa de salida es de 10 metros.
  - *Fase 4.2:* A partir de la introducción de los datos de precipitación (b) y el mapa de números de curva (7), el modelo calcula el mapa ráster de escorrentía superficial (9). Para el desarrollo del cálculo se consideran unas condiciones antecedentes de humedad medias. A cada celda le corresponde el valor de escorrentía en altura de la lámina de agua (cm). El tamaño de celda elegido es de 10 metros.
  - *Fase 4.3:* A partir del mapa de escorrentía superficial en altura (9), el modelo calcula el mapa ráster de escorrentía en volumen (10). A cada celda le corresponde el valor de escorrentía superficial expresado en m^3. El tamaño de celda elegido es de 10 metros.

- *Fase 5:* Elaboración de los mapas ráster de concentración de contaminantes (11), a partir de la reclasificación del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales de Andalucía (1). A cada celda le corresponde el valor de EMC designado para el contaminante

considerado, en función del tipo de uso (tabla 10). Se obtiene un mapa específico para cada contaminante y año de estudio. El tamaño de celda es de 10 m.

- *Fase 6:* Obtención del mapa de carga de contaminante (12) para cada uno de los contaminantes considerados, mediante la multiplicación del mapa de concentración correspondiente (11) por el mapa de escorrentía en volumen (9). En cada uno de los mapas resultantes, las celdas muestran el valor en masa de la carga de contaminante aportada. El tamaño de celda es de 10 m. En conjunto, se obtiene un mapa para cada subcuenca, contaminante y año de estudio.

Se puede observar cómo los pasos 1-2 del proceso metodológico asumen una escala metropolitana, mientras que a partir del paso 3 el procedimiento se realiza de forma independiente para cada una de las subcuencas metropolitanas. Los mapas (10) y (12) para cada subcuenca y año se consideran los principales productos cartográficos del proceso metodológico. La información numérica asociada a ambos mapas es sometida a un tratamiento estadístico básico, para obtener el valor total de escorrentía (m^3) y de carga de contaminantes (kg) para cada una de las subcuencas y años considerados.

7.4 Análisis de la Subcuenca 1: Guadiamar

7.4.1 Descripción básica del ámbito de análisis

La subcuenca del Guadiamar es la que abarca una mayor superficie dentro del ámbito de la aglomeración urbana de Sevilla, ocupando una extensión total de 1312,5 km^2. Se localiza en el extremo occidental del territorio metropolitano, extendiéndose en dirección norte-sur desde la Sierra Norte hasta las marismas de Doñana, y englobando en su tramo medio el sector más occidental del Campo de Gerena y de la plataforma del Aljarafe. Esta disposición geográfica determina una configuración física caracterizada por un notable grado de diversidad, tanto en lo relativo a la configuración del medio físico como a la distribución de los usos antrópicos sobre el territorio. La altitud presenta un claro gradiente en sentido norte-sur, superando los 300 metros en la zona septentrional y descendiendo por debajo de los 50 metros en toda la mitad meridional de la subcuenca, caracterizada por un relieve prácticamente llano en el entorno marismeño. En el tramo medio se localizan elementos de relieve de cierta entidad con respecto al contexto local, destacando en este sentido el pronunciado escarpe del Aljarafe al este del cauce del Guadiamar, y las áreas de olivar de topografía alomada al oeste; en ambos la altitud supera los 100 metros.

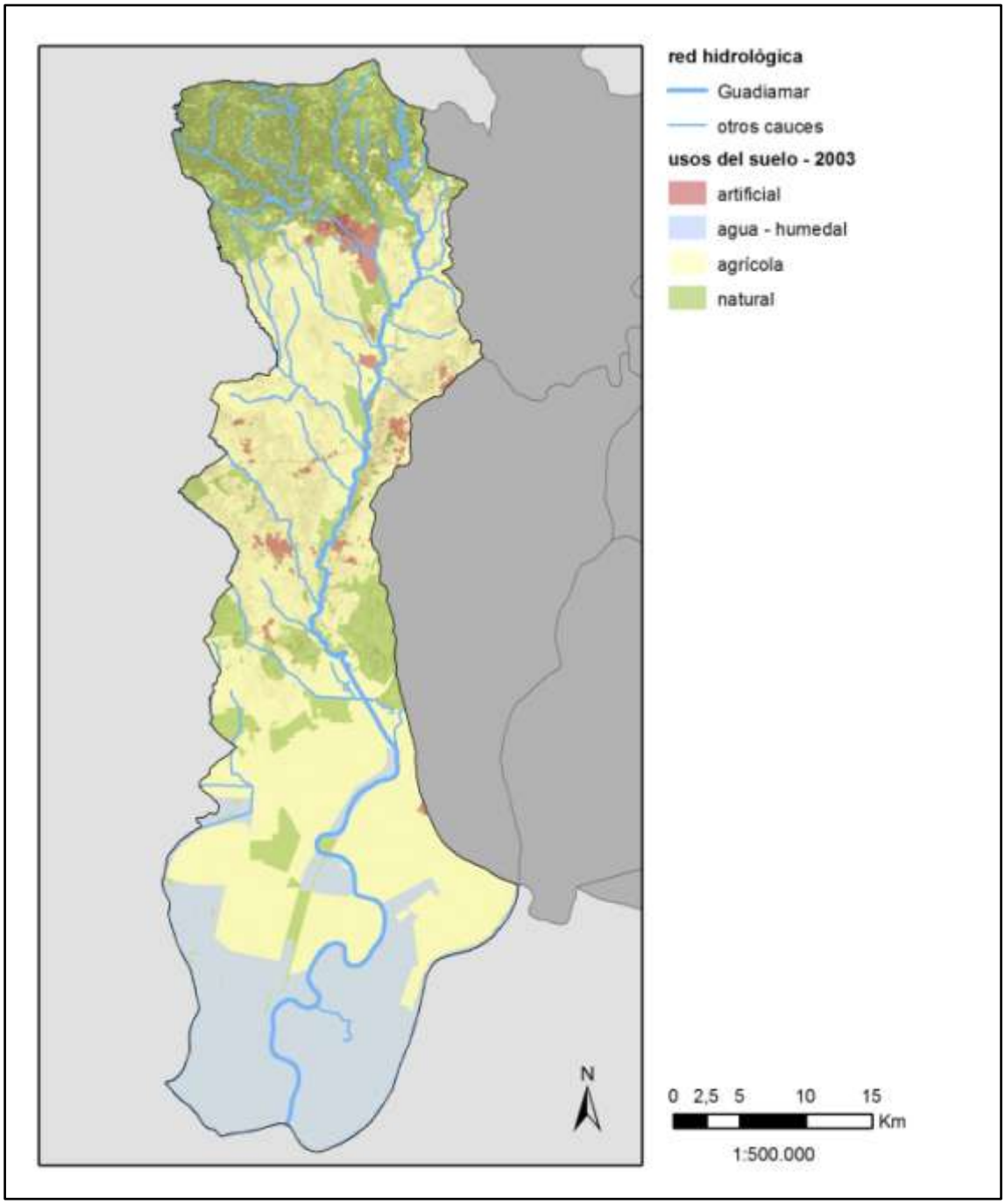
Figura 7.4 El cauce del Guadiamar en las proximidades de Aznalcóllar



En relación con la red hidrológica, el elemento principal de la subcuenca es lógicamente el río Guadiamar, aunque destaca asimismo la amplia red de cursos fluviales secundarios, sobre todo en la mitad septentrional de la subcuenca. En el ámbito serrano, sobresale la presencia del río Agrio (que cuenta con un embalse) y sus afluentes, los arroyos Cañaveroso y de la Sebastiana y los ríos Crispinejo y Frailes. En el tramo medio de la subcuenca se localizan también numerosos arroyos, concentrándose principalmente en la margen occidental; entre

ellos destacan el arroyo de las Charcas, el Ardanchón, el de San Cristóbal, el Alcarayón y el de la Culebra. A la entrada en el ámbito marismeño, el Guadiamar es canalizado y derivado hacia el Brazo de la Torre (un antiguo brazo del Guadalquivir), enclaustrándose el cauce fluvial en la denominada zona de Entremuros. El curso originario del río, conocido como Caño del Guadiamar, marca el extremo suroccidental del ámbito.

Mapa 7.1.1 Subcuenca 1 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

Dentro de la subcuenca se localizan un cierto número de pequeños núcleos de población. Su distribución es relativamente dispersa, por lo que no se observan en el ámbito procesos de

conurbación ni áreas excesivamente extensas de tejido urbano continuo, como sucede en otros sectores más centrales del área metropolitana.

7.4.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

Como se ha mencionado, la gran extensión y la disposición geográfica de la subcuenca determinan un considerable grado de diversidad desde el punto de vista de la configuración del medio físico. En términos globales, se puede hablar de tres franjas territoriales con características diferenciadas en cuanto a la composición del sustrato litológico y edafológico: el ámbito serrano, la marisma y el tramo medio situado entre ambas, de carácter netamente agrícola.

En lo que respecta a la Sierra Norte, el sustrato litológico es principalmente de origen metamórfico, con un marcado predominio de pizarras, cuarcitas, cuarzovacas, jaspes y rocas volcánicas (unidad 13 del *Mapa Litológico de Andalucía*). Se observa también la presencia de rocas plutónicas, pertenecientes a las unidades 5 (gabros, dioritas, tonalitas y otras rocas plutónicas indiferenciadas) y 6 (granodioritas) del *Mapa Litológico*. En el límite con la campiña se localiza un área cuya litología corresponde a un complejo vulcano-sedimentario, formado por lavas, piroclastos, tobas y tufitas (unidad 3).

Sobre este sustrato se desarrollan suelos que, como resulta característico en todo el ámbito de Sierra Morena, presentan en términos generales un buen drenaje (*Catálogo de Suelos de Andalucía*). Predominan claramente las unidades edáficas dominadas por regosoles eútricos (unidad edáfica 5 del *Mapa de Suelos de Andalucía*) y calcáreos (unidad 13), así como por cambisoles eútricos (unidades 31, 32, 33 y 38). Los regosoles son suelos que presentan en general un buen drenaje y una textura media; por su parte, los cambisoles del área muestran de forma genérica una textura franco arenosa o algo más fina en su horizonte cámbico, carecen de propiedades vérticas o hidromórficas, y en ocasiones muestran un cierto grado de pedregosidad, rasgo que facilita la infiltración.

El tramo medio de la cuenca presenta una litología de origen sedimentario, con una notable diversidad de unidades diferenciadas. En las zonas de vega el sustrato basal corresponde a una mezcla de arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23 del *Mapa Litológico de Andalucía*), mientras que en las áreas algo más elevadas predominan calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33). En la transición a la marisma aparecen áreas caracterizadas por la presencia de arenas y margas (unidad 26) y, en menor grado, por el predominio de conglomerados, arenas, lutitas y calizas (unidad 41) y arenas (unidad 24).

La edafología presenta también un alto grado de diversidad en este sector de la subcuenca. En la campiña septentrional predominan los vertisoles crómicos y pélicos (unidades 22 y 23); son suelos de textura arcillosa o limoarcillosa con mala permeabilidad y un drenaje problemático. Destaca asimismo la presencia, de forma asociada, de luvisoles y cambisoles cálcicos; los luvisoles, con una textura de arcillosa a franco arcillosa, se concentran sobre zonas llanas o deprimidas, apareciendo los cambisoles en las áreas más elevadas (unidades 47 y 58). Los suelos asociados a la vega fluvial (unidades 1 y 2) son fluvisoles; se trata

de suelos de escaso desarrollo, generalmente bien drenados y permeabilidad de rápida a moderadamente lenta. Al sur de la plataforma del Aljarafe aparecen planosoles eútricos (unidad 61), con un horizonte de textura arenoarcillosa en profundidad que dificulta el drenaje. Con carácter más restringido, aparecen también litosoles (unidad 19), limitados en profundidad por la roca madre; y regosoles (unidad 4), bien drenados y de textura media.

Finalmente, en lo que respecta a la marisma, el sustrato litológico está constituido de forma homogénea por limos y arcillas (unidad 25 del *Mapa Litológico de Andalucía*). Los suelos dominantes en esta área son solonchaks takíricos y gleicos, suelos salinos de drenaje muy deficiente, debido a su textura fina característica, rica en arcilla. Con una presencia más limitada, se localizan también en esta área fluvisoles vinculados al río Guadalquivir y el Brazo de la Torre.

La tabla 7.1.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.1.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico	Observaciones
5, 13	Regosoles eútricos y calcáreos	B	
31, 32, 33, 38	Cambisoles eútricos	B	
22, 23	Vertisoles crómicos y pélicos	D	
47, 58	Luvisoles y cambisoles cálcicos	B	
1, 2	Fluvisoles calcáreos y eútricos	B	Vegas fluviales sobre materiales sedimentarios, en el tramo medio de la cuenca
		C	Vegas fluviales en el ámbito de la marisma, sobre un sustrato de limos y arcillas
61	Planosoles eútricos	C	
4	Regosoles eútricos	B	
19	Litosoles	D	
24	Solonchaks takíricos y gleicos	D	

7.4.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

Al igual que se ha indicado con respecto a la configuración estructural del medio físico, se puede observar una clara gradación de los usos del territorio a lo largo del eje norte-sur de la subcuenca, predominando las formaciones de vegetación natural en el sector serrano, la matriz agrícola en el tramo medio y las grandes extensiones de humedal en el extremo sur del ámbito. En términos globales, el uso de suelo dominante es el cultivo herbáceo, tanto de secano (en todo el ámbito de la campiña norte) como de regadío (en el sector marismeño). Los cultivos leñosos de secano, entre los que destaca fundamentalmente el olivar, ocupan también una importante fracción del territorio, concentrándose sobre todo en las zonas de mayor pendiente como la cornisa del Aljarafe y las áreas acolinadas localizadas en el sector occidental de la subcuenca. Las masas forestales (formaciones arboladas y matorral) cubren todo el extremo septentrional del ámbito, contando también con una presencia notable en la franja

central de la subcuenca, si bien con una distribución más fragmentaria en este último caso. Las áreas de pastizal se localizan principalmente a lo largo del cauce del Guadiamar, así como en la parte más septentrional del ámbito marismeño.

La presencia de usos artificiales es bastante limitada en términos superficiales, mostrando una distribución de carácter puntual. Se concentran sobre todo en el tramo medio de la cuenca, ámbito donde se localiza la mayor parte de los núcleos urbanos y residenciales del ámbito, así como la autovía A-49. No obstante, el área artificial de mayor extensión corresponde a la explotación minera de Aznalcóllar, ubicada en el contacto entre la sierra y la campiña.

La tabla 7.1.2 muestra la proporción de los diversos usos y coberturas del territorio correspondiente a las tres etapas de estudio. El crecimiento de los usos artificiales puede considerarse como moderado, sobre todo en comparación con otros sectores del área metropolitana. El cambio de mayor impacto cuantitativo en el paisaje ha sido la puesta en cultivo de una amplia extensión de marisma natural durante el periodo 1956-1999. A pesar de ello, los humedales siguen teniendo una presencia muy significativa, con carácter dominante en todo el extremo sur del ámbito (es decir, dentro de los límites del Parque Natural de Doñana). Las masas forestales claras muestran un fuerte retroceso (de alrededor de un 50%), mientras que las de espesor medio o elevado presentan un descenso más moderado de su superficie. Por último, cabe destacar el incremento de los pastizales no arbolados, los cultivos leñosos de regadío y los espacios sin vegetación (pistas forestales, áreas anexas a la explotación minera de Aznalcóllar, y zonas en construcción en las proximidades del cauce del Guadiamar); se trata de usos con un limitado peso cuantitativo, aunque su dinamismo es significativo en términos de crecimiento relativo.

Tabla 7.1.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	0,24	0,66	0,67
Urbanizaciones residenciales	0,01	0,24	0,25
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	0,01	0,01	0,01
Áreas impermeables	-	0,07	0,06
Agua / humedal	38,78	20,99	21,08
Cultivo herbáceo secano	16,14	22,90	21,96
Cultivo herbáceo regadío	4,30	16,24	16,41
Cultivo leñoso secano	9,49	9,11	9,31
Cultivo leñoso regadío	0,07	2,15	2,87
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	1,44	0,14	0,12
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	-	0,05	0,01
Cultivos mixtos de secano y regadío	0,30	2,02	1,75
Masa forestal clara	8,12	4,03	4,54
Masa forestal media	9,89	8,77	8,14
Masa forestal espesa	6,00	4,51	4,38
Pastizal sin arbolado	2,67	4,08	4,35
Pastizal arbolado / zonas verdes	2,32	2,76	2,73
Espacios sin vegetación / en construcción	0,20	1,26	1,37

7.4.4 Resultados del análisis

La tabla 7.1.3 muestra los resultados globales obtenidos para las diversas variables sometidas a análisis. Dado que la subcuenca es la de mayor extensión superficial de las presentes en el área metropolitana de Sevilla, los valores totales de producción de escorrentía son los más elevados en el conjunto de ámbitos estudiados. No obstante, las variables de carácter relativo, como el porcentaje de impermeabilización o la altura media de escorrentía presentan valores mucho más moderados en comparación con el resto de las subcuencas. Este hecho está vinculado al predominio de los usos agrícolas y naturales en todo el entorno del Guadiamar, y a la modesta incidencia de los procesos de crecimiento de usos artificiales a lo largo de todo el periodo de estudio.

Tabla 7.1.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

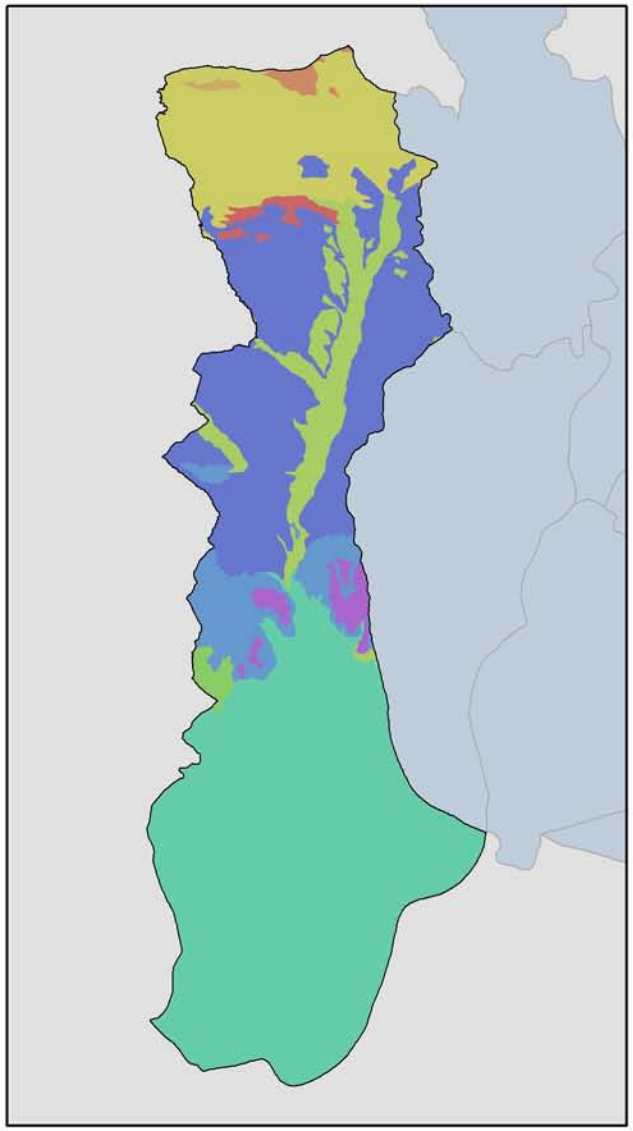
Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	0,21	0,73	0,73
Escorrentía media anual - altura (cm)	2,34	3,96	3,96
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	$30{,}70\ 10^6$	$52{,}03\ 10^6$	$52{,}06\ 10^6$
TSS (kg / año)	$38{,}74\ 10^3$	$175{,}94\ 10^3$	$178{,}46\ 10^3$
BOD (kg O_2 / año)	$7{,}57\ 10^3$	$29{,}00\ 10^3$	$29{,}39\ 10^3$
COD (kg O_2 / año)	$111{,}57\ 10^3$	$357{,}24\ 10^3$	$362{,}49\ 10^3$
NH_4^+ (kg / año)	2,48	90,75	96,13
PB (kg / año)	101,80	397,36	402,74

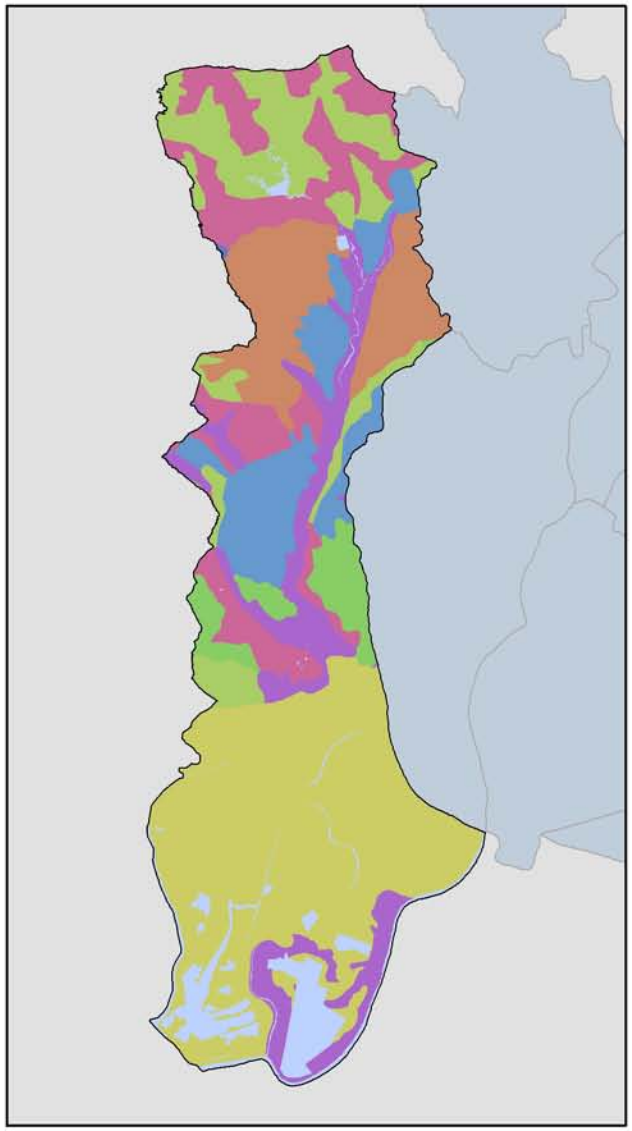
La variación de los niveles totales de producción de escorrentía es especialmente notable entre 1956 y 1999, alcanzándose en esta subcuenca el mayor incremento relativo de esta variable para todo el conjunto del área metropolitana. El aumento de la escorrentía está ligado fundamentalmente a la puesta en cultivo de amplias áreas de humedal, que son excluidos en la metodología como ámbitos generadores de este proceso hidrológico; por ello, toda la escorrentía producida en las áreas transformadas para el cultivo suponen un incremento neto en el valor total de esta variable. Aunque en menor medida, también inciden en el aumento de la escorrentía la pérdida de cobertura natural en el entorno del Guadiamar, la aparición de la zona minera de Aznalcóllar y el crecimiento de los núcleos urbanos localizados en la cuenca.

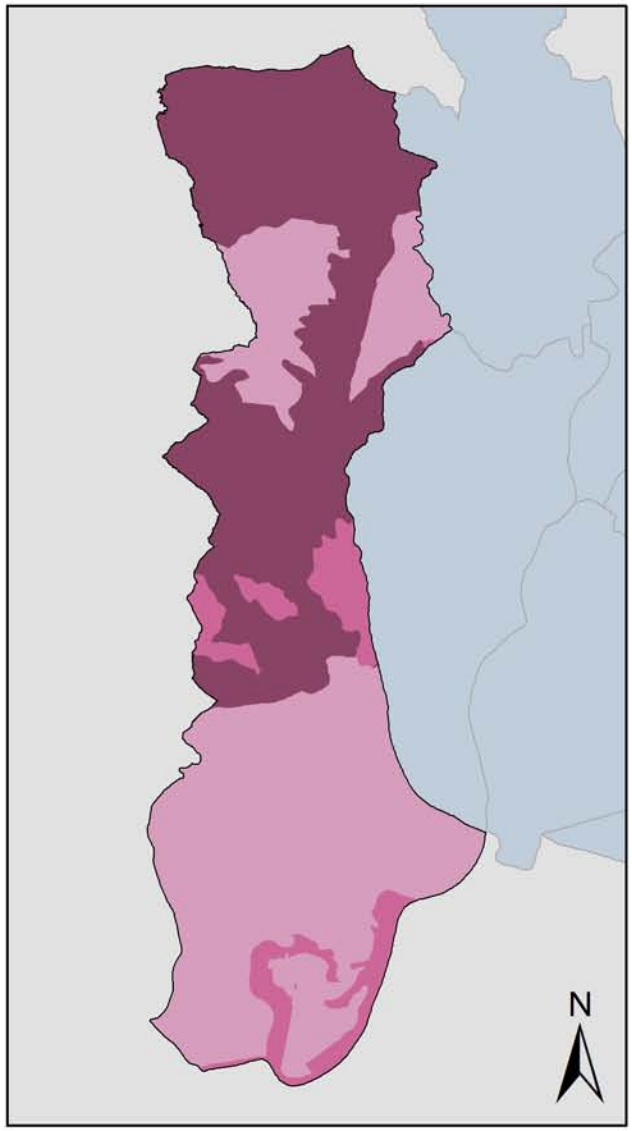
A pesar del positivo balance neto de la escorrentía para el conjunto de la subcuenca, la cartografía muestra cómo en numerosas zonas del sector septentrional y central del ámbito se produce una disminución local de esta variable. El descenso es claramente visible en la sierra, donde las labores de reforestación han contribuido a aumentar de forma patente la densidad de la masa forestal en este ámbito entre 1956 y 1999. En el tramo medio de la cuenca, la reconfiguración de los usos del paisaje también ha propiciado en muchos casos un descenso en la producción de escorrentía superficial, sobre todo en aquellas áreas en las que se observa un avance de los cultivos leñosos sobre los herbáceos; en otras áreas del tramo medio, no obstante, los cambios de uso han favorecido un aumento local de la escorrentía, como por ejemplo en el entorno de la autovía A-49, donde se ha sustituido gran parte del cultivo leñoso de secano por herbáceo de secano.

Dado el carácter puntual de los usos artificiales, la generación de contaminación difusa presenta una distribución muy dispersa, hecho que queda claramente reflejado en la cartografía obtenida para los diferentes contaminantes analizados. Cabe destacar en este contexto el efecto de la autovía A-49, cuyo impacto es escaso en términos de superficie, si bien una importante fuente local de diversos contaminantes debido tanto a la elevada carga de contaminantes por litro asociada a esta infraestructura como a su potencial para la generación de escorrentía. En términos globales, se puede afirmar que la incidencia la contaminación difusa ligada a usos artificiales no es muy elevada en la subcuenca, sobre todo en comparación con sectores como el Aljarafe, la ciudad central o la subcuenca del Guadaíra. En todo caso, sería conveniente realizar un análisis específico, con una mayor grado de detalle, para aquellos desarrollos de tipo urbano, residencial o industrial ubicados en la proximidad del cauce del Guadiamar, dada la relevancia ecológico-territorial del cauce y su función como conector biológico entre los ámbitos de la sierra y la marisma. En este sentido, merece una especial atención el caso de los desarrollos residenciales en el entorno del cauce al norte de la autovía, tanto por su dimensión superficial como por su propia cercanía al cauce fluvial.

Mapa 7.1.2. Subcuenca 1 - Guadiamar: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo







Litología (unidades)

3	13	25	41
5	23	26	
6	24	33	

Edafología (suelos dominantes)

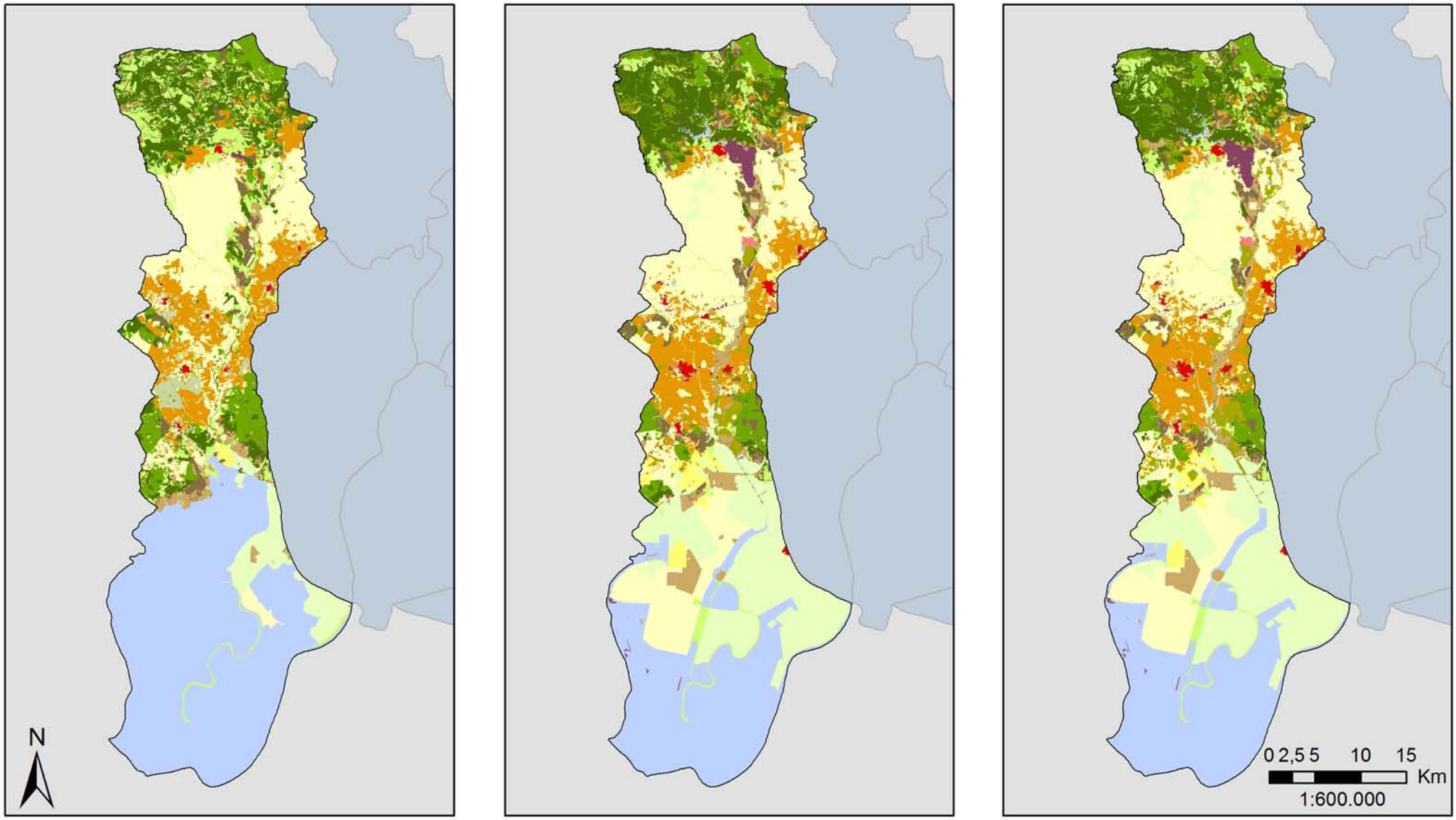
agua	litosol	regosol
cambisol	luvisol	solochank
fluvisol	planosol	vertisol

Grupo hidrológico de suelo

- B
- C
- D

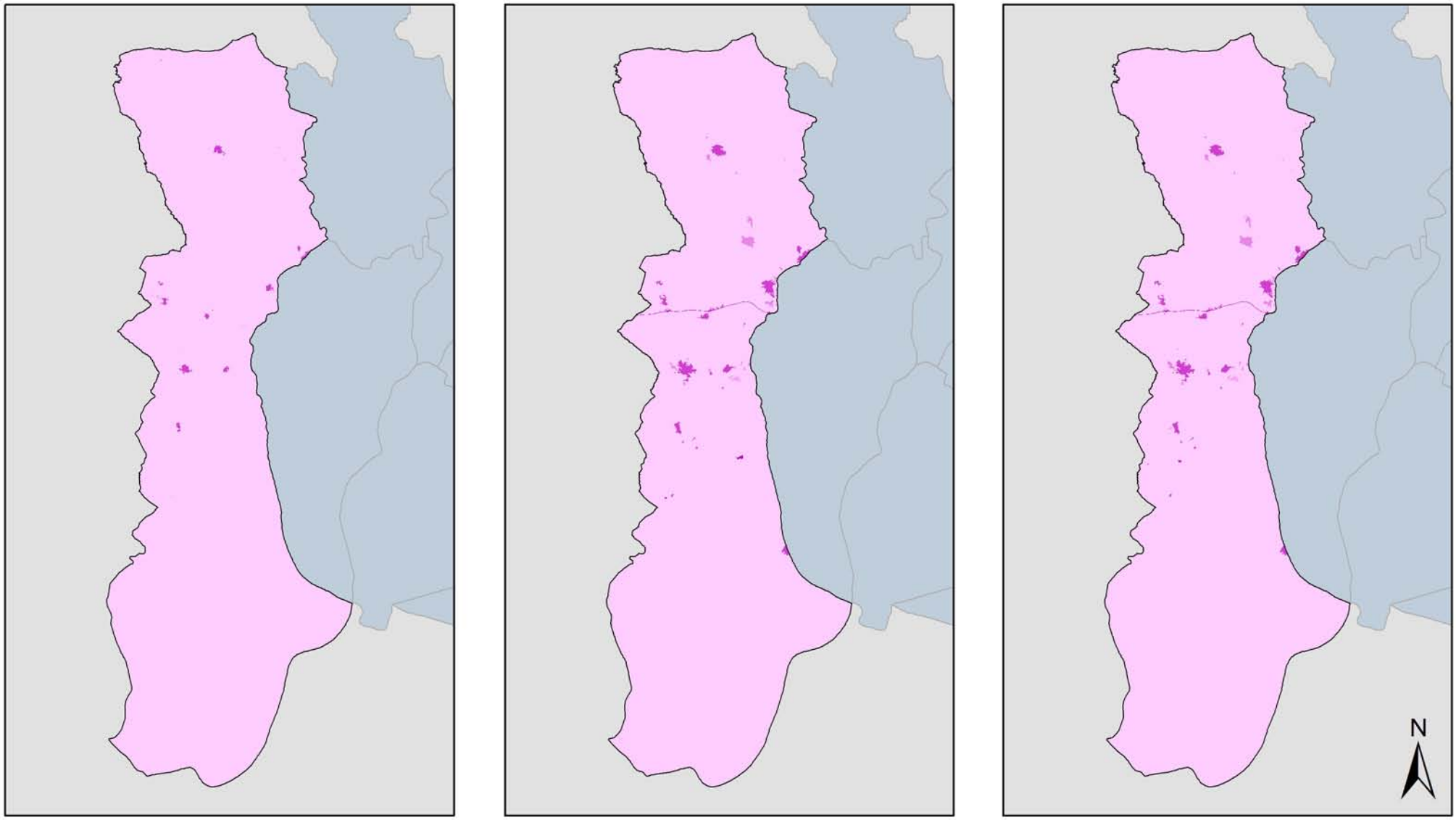
0 2,5 5 10 15 Km

1:600.000



Mapa 7.1.3. Subcuenca 1 - Guadiamar: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

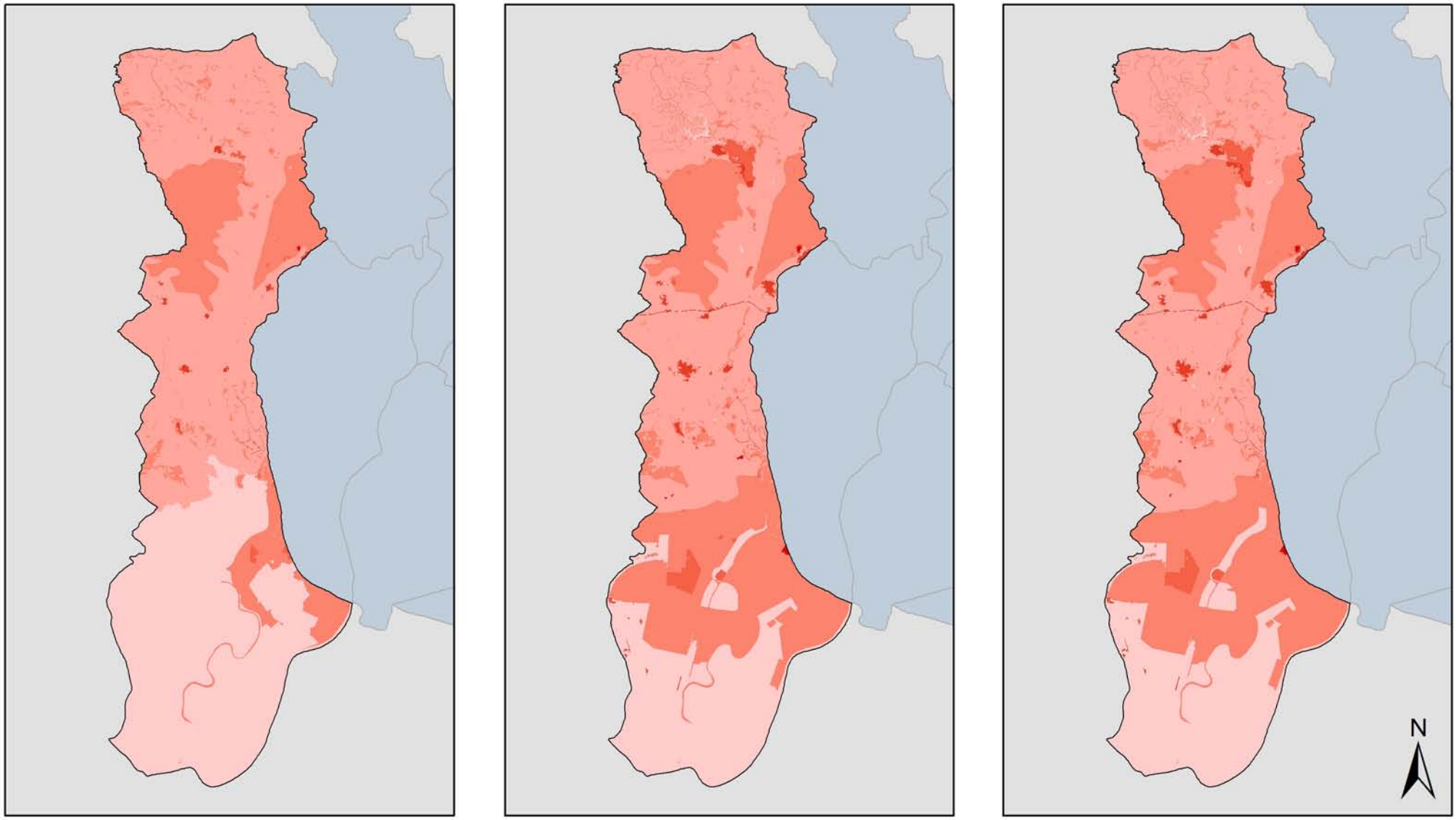


Mapa 7.1.4. Subcuenca 1 - Guadiamar: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:600.000

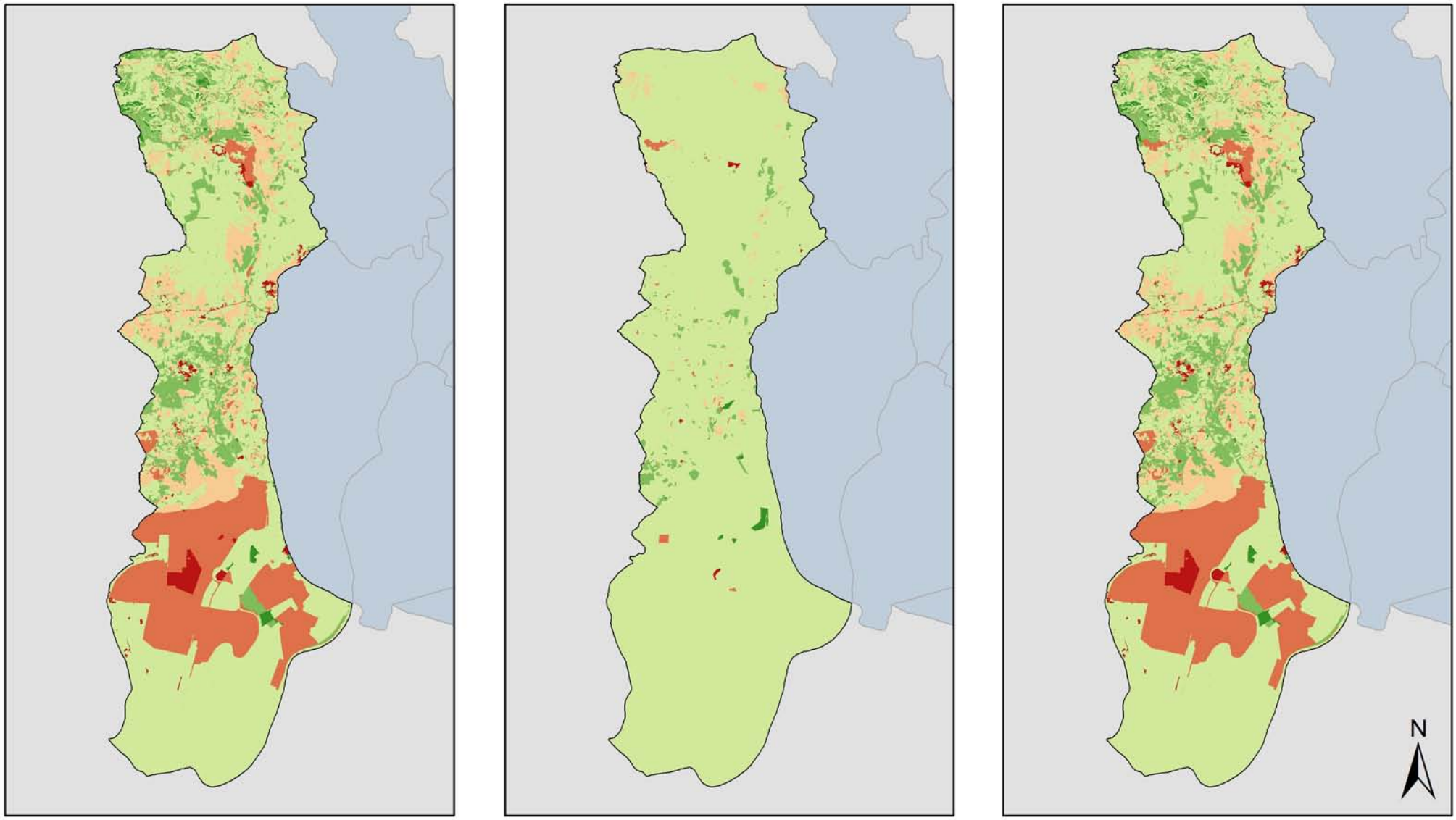


Mapa 7.1.5. Subcuenca 1 - Guadiamar: Escorrentía superficial media anual (cm)

0
0 - 5
5 - 10
10 - 20
20 - 30
30 - 50

0 2,5 5 10 15
Km

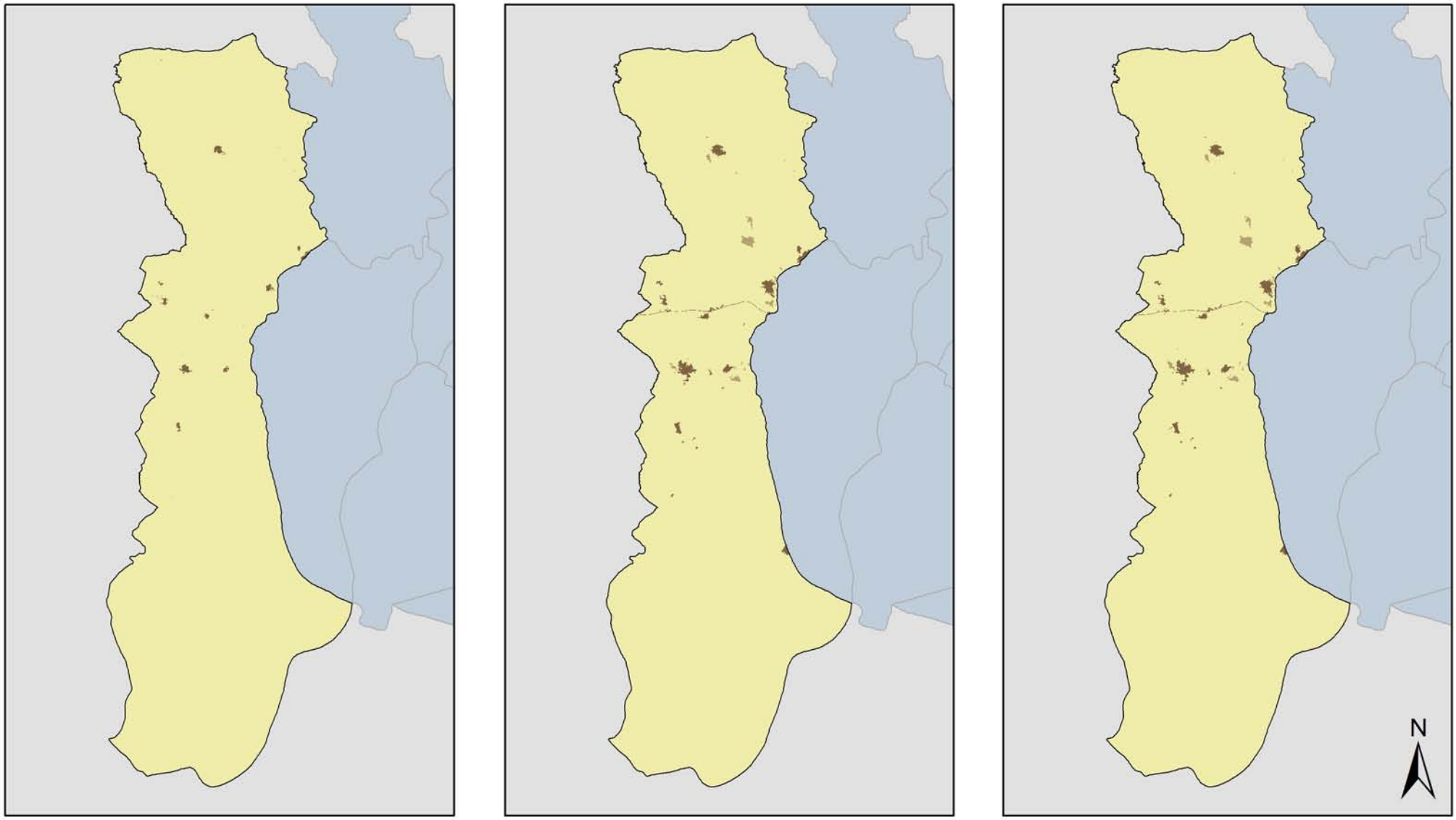
1:600.000



Mapa 7.1.6. Subcuenca 1 - Guadiamar: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5
-5 - 0
0
0 - 5
5 - 15
> 15

0 2,5 5 10 15
Km
1:600.000

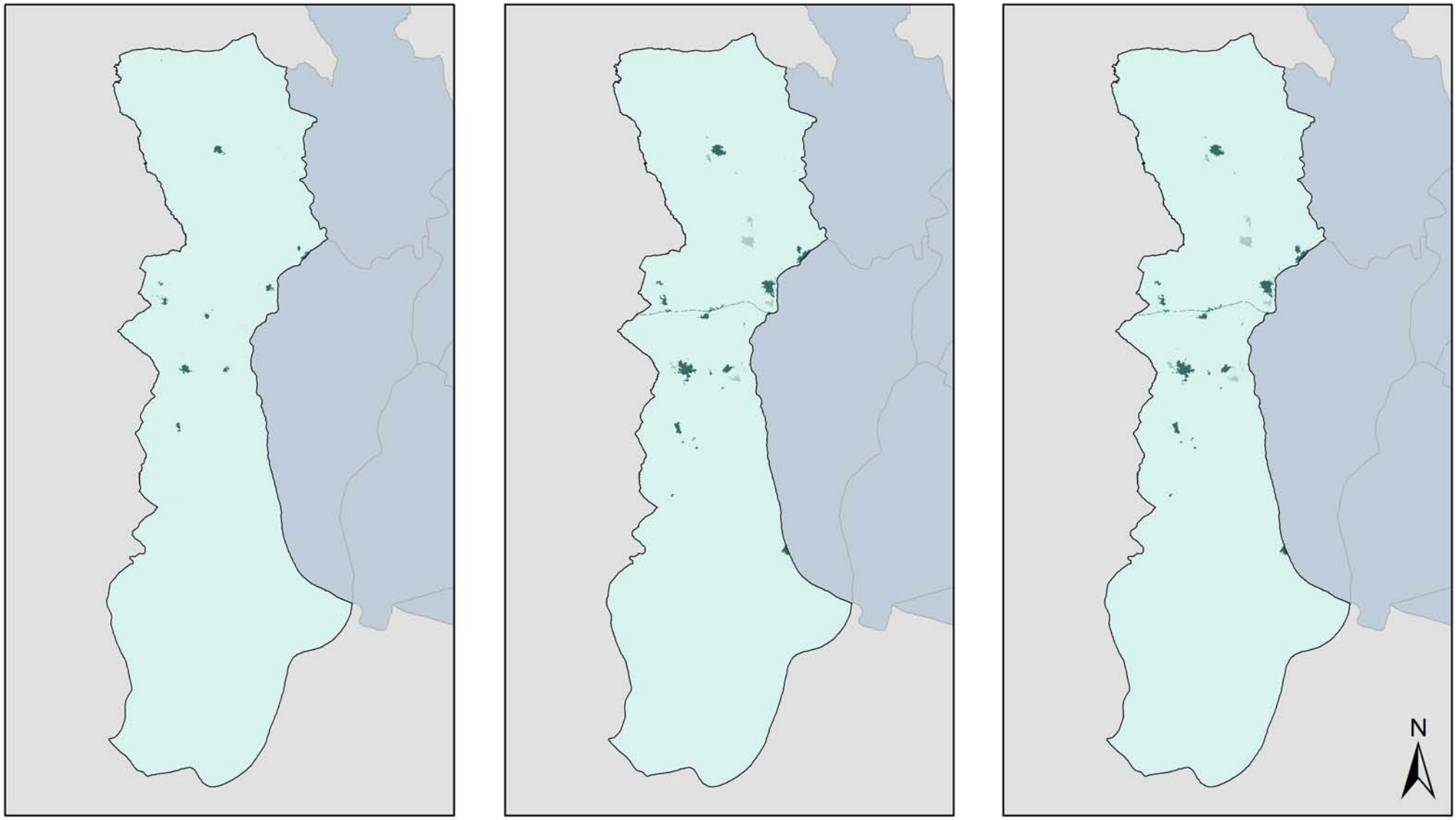


Mapa 7.1.7. Subcuenca 1 - Guadiamar: TSS (g/m^2 año)

0	1 - 5	10 - 25
0 - 1	5 - 10	> 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:600.000

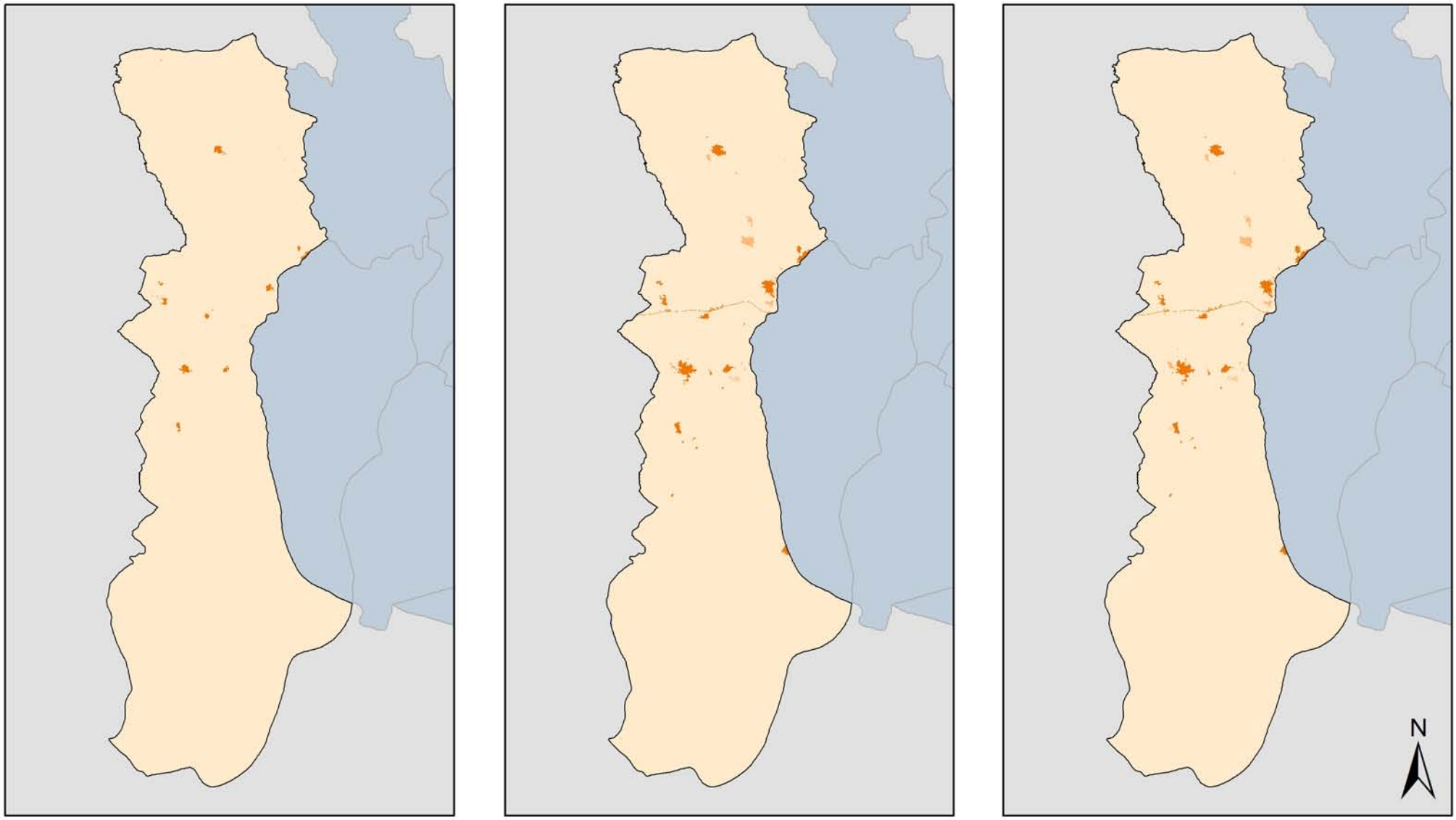


Mapa 7.1.8. Subcuenca 1 - Guadiamar: BOD (g/m^2 año)

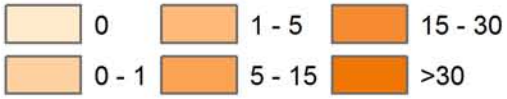
0
0 - 0,5
0,5 - 1
1 - 2
2 - 4
>4

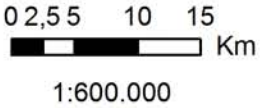
0 2,5 5 10 15
Km

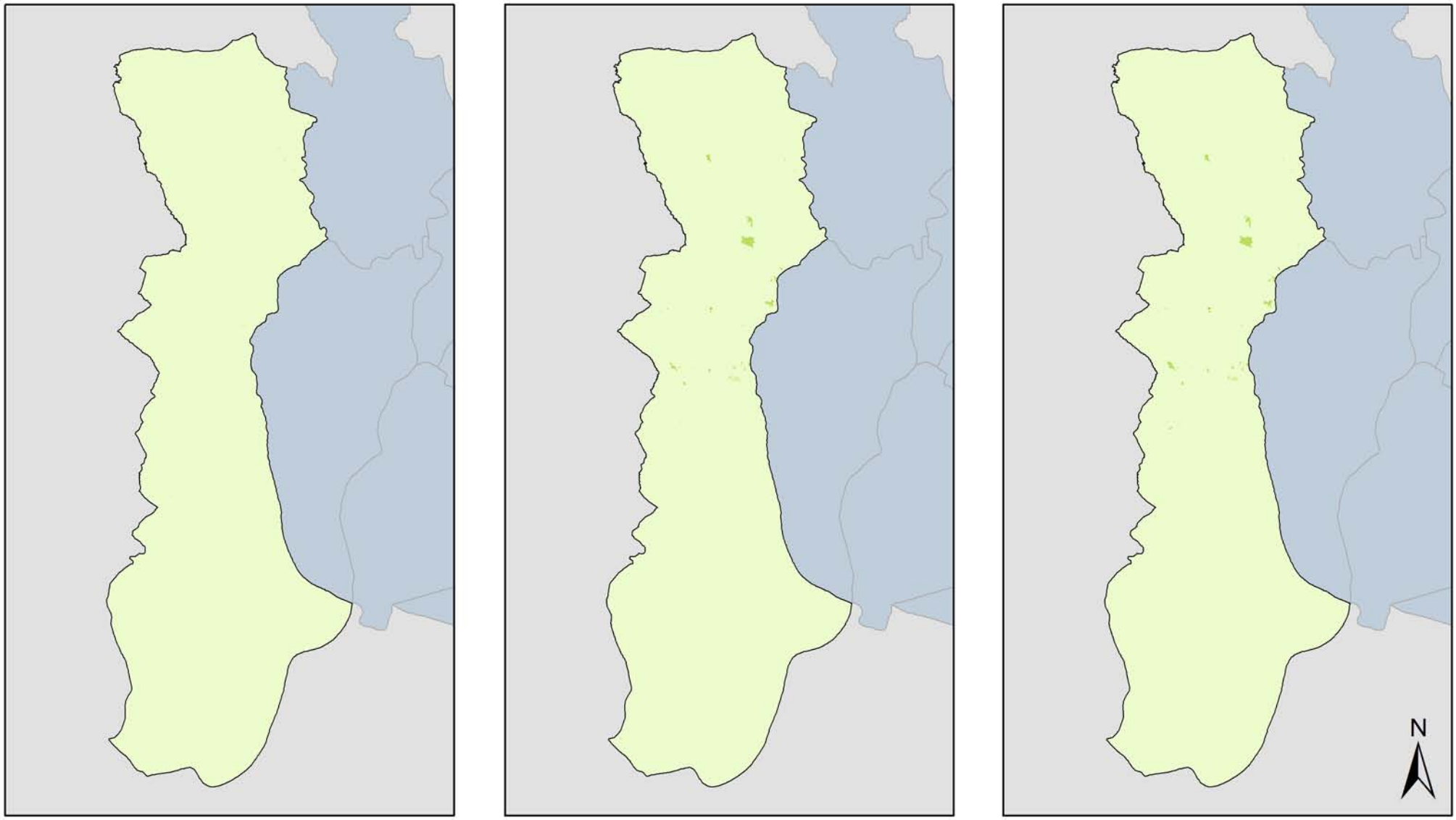
1:600.000



Mapa 7.1.9. Subcuenca 1 - Guadiamar: COD (g/m^2 año)





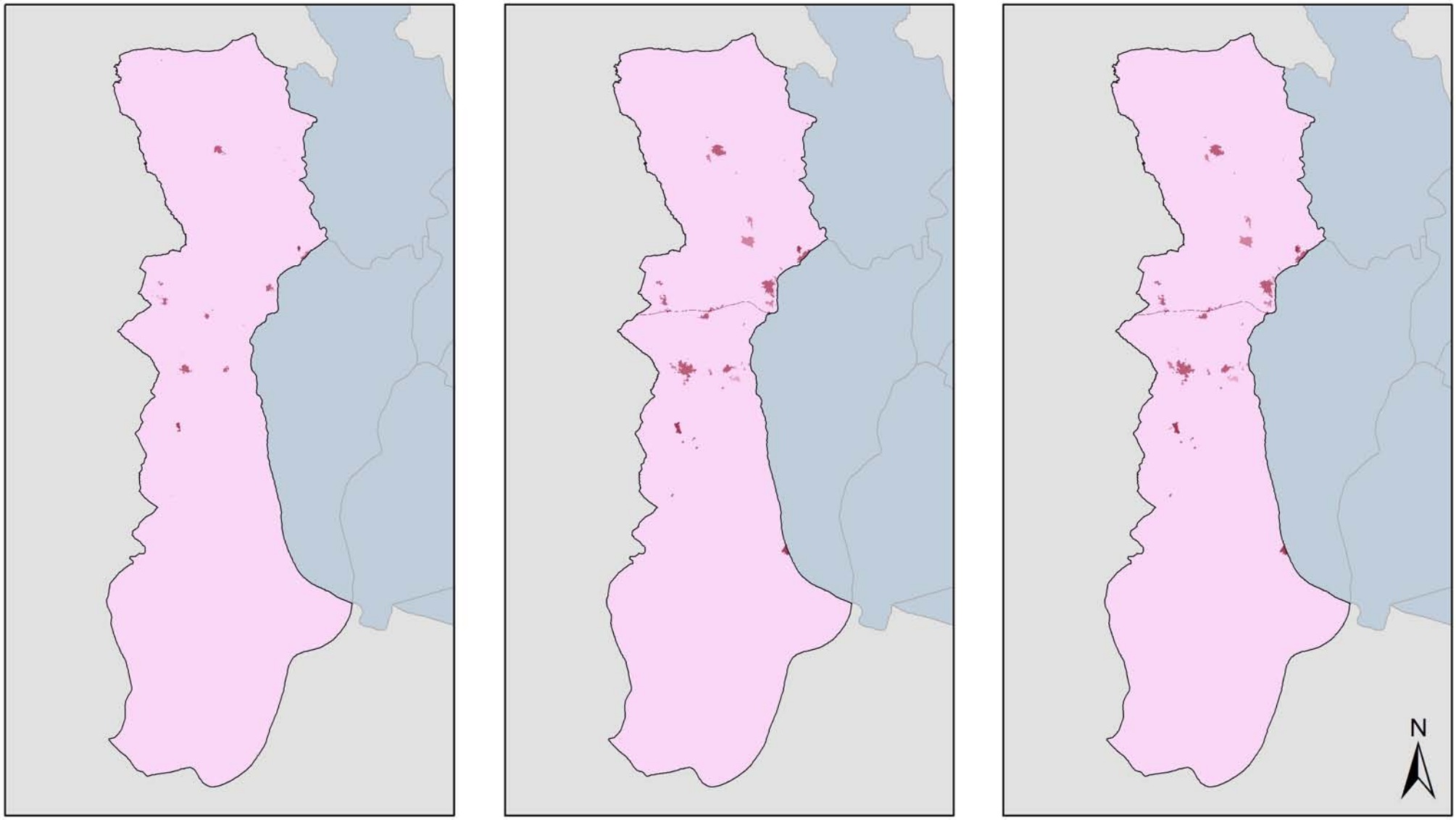


Mapa 7.1.10. Subcuenca 1 - Guadiamar: NH_4 (mg/m^2 año)

0
0 - 5
5 - 15
15 - 30
30 - 50
> 50

0 2,5 5 10 15
Km

1:600.000



Mapa 7.1.11. Subcuenca 1 - Guadiamar: Pb (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 100
0 - 5	15 - 30	>100

0 2,5 5 10 15 Km

1:600.000

7.5 Análisis de la Subcuenca 2: Rivera de Huelva

7.5.1 Descripción básica del ámbito de análisis

El ámbito abarca la fracción de la cuenca del Rivera de Huelva que queda dentro de los límites del área metropolitana de Sevilla, así como la parte de la cuenca del Guadalquivir comprendida entre las cuencas del Viar y del Rivera de Huelva. En conjunto se trata de un territorio de 471,5 km^2, que se extiende desde las estribaciones de la Sierra Norte hasta el extremo septentrional del Aljarafe, abarcando gran parte del Campo de Gerena y del sector noroccidental de la vega del Guadalquivir. El relieve presenta un gradiente descendente en sentido norte-sur, superando los 300 metros en la zona más septentrional, y descendiendo por debajo de los 50 metros en la mayor parte del área de campiña y en toda la zona de la vega. El límite sur del ámbito está definido por la cornisa norte del Aljarafe, que con una altura superior a los 100 metros representa el principal hito en la geomorfología de la subcuenca.

Figura 7.5 Entorno del cauce del Rivera de Huelva en las estribaciones de la Sierra Norte

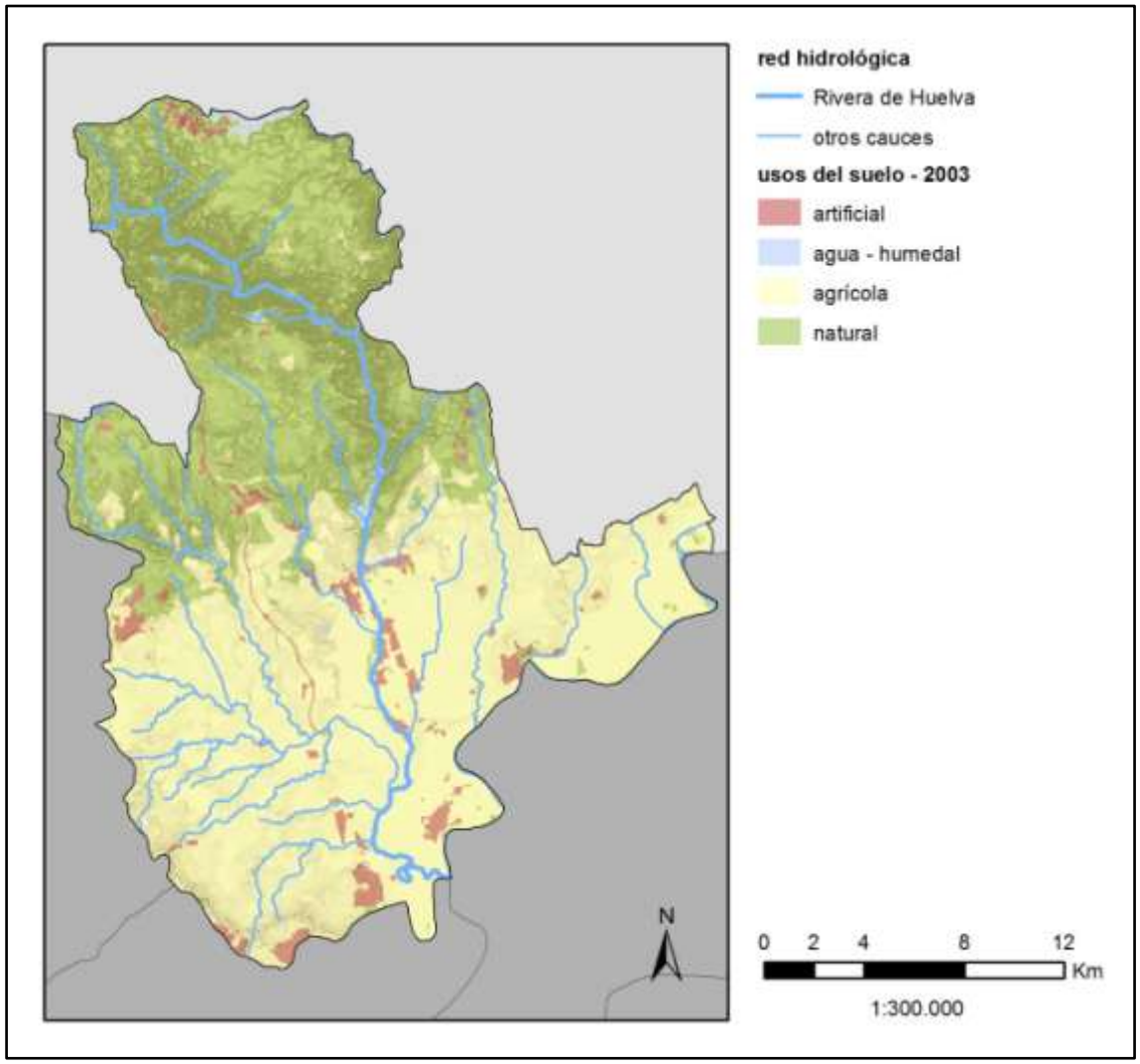


Desde un punto de vista estructural, este territorio se puede dividir en dos subunidades principales: el sector serrano, al norte, y la depresión del Guadalquivir, al sur. Las diferencias entre estas dos áreas son claras en lo que respecta tanto a la configuración del medio físico como a la articulación de los usos antrópicos sobre el territorio, caracterizándose la mitad septentrional por un relieve más abrupto y un marcado predominio de las coberturas naturales, y la mitad meridional por una topografía más suave o directamente llana y un dominio claro de los usos agrícolas.

En lo que respecta a la red hidrológica, el Rivera de Huelva ejerce como principal eje estructural de la subcuenca, con una disposición norte-sur a lo largo de la mayor parte de su

recorrido. El Rivera del Cala, otro de los principales cauces fluviales de la zona, ejerce como límite de la subcuenca en su extremo septentrional, confluyendo más posteriormente con el Rivera de Huelva. Por su parte, el límite oriental de la unidad está definido por la presencia del Guadalquivir, que en este sector presenta un trazado singularmente sinuoso.

Mapa 7.2.1 Subcuenca 2 –Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

Dentro de la red hidrológica secundaria, destacan en el extremo oriental de la subcuenca algunos afluentes directos del Guadalquivir, como son los arroyos de Barranco Hondo, Gabino y Mudapelo. En el sector septentrional se puede identificar un importante número de afluentes del Rivera de Huelva, entre los que sobresalen los arroyos de la Madera, de los Juncales, de la Encinilla, de Cantalobos y Galapagar. En esta área se ubican además tres embalses: el del Gergal, el del Cala y el denominado contraembalse de Guillena. Más al sur, el Rivera de Huelva recibe en su vertiente oeste aportaciones de la ramificada red local que recorre el Campo de Gerena; entre los abundantes cursos de agua de este área se pueden citar el Arroyo Molinos y sus afluentes los arroyos de la Garnacha y de los Polvillos, así como los arroyos de Pie de Palo y sus afluentes, y por último el arroyo del León. En contraste, en el

sector meridional de la subcuenca el Rivera de Huelva sólo presenta un afluente destacable en su vertiente este: el arroyo de Barbolí.

Los núcleos de población tienen una presencia relativamente reducida dentro del ámbito, mostrando en muchos casos una disposición de carácter periférico en los márgenes de la subcuenca. Las áreas urbanas se localizan principalmente en la zona de vega, en el entorno de los principales cauces fluviales: los núcleos de Guillena y Santiponce se localizan a orillas del Rivera de Huelva, y los núcleos de Alcalá del Río y La Algaba se ubican en las márgenes del Guadalquivir. En el ámbito serrano, destaca la presencia de urbanizaciones de carácter residencial como las de los Lagos de Serrano, Entremontes-Nieves y Las Pajanosas, todas pertenecientes al municipio de Guillena.

7.5.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

Al igual que se ha indicado con respecto a la estructura general de la subcuenca, este ámbito puede ser dividido también desde el punto de vista litológico y edafológico en dos zonas con características bien diferenciadas: el ámbito serrano, por un lado, y el ámbito de la vega y la campiña, por otro. En lo que respecta al entorno de la sierra, el sustrato litológico es de carácter metamórfico, con un claro predominio de pizarras, cuarcitas, cuarzovacas, jaspes y rocas volcánicas en su sector más occidental (unidad 13 del *Mapa Litológico de Andalucía*), mientras que en el sector más oriental se alternan áreas conformadas por pizarras, calcoesquistos, calizas, cuarcitas y conglomerados (unidad 14) y áreas dominadas por los gabros, dioritas, tonalitas y otras rocas plutónicas indiferenciadas (unidad 5). Se observa también la presencia puntual de otras unidades litológicas, tanto vinculadas a complejos vulcano-sedimentario (unidad 3, compuesta por lavas, piroclastos, tobas y tufitas) como constituidas por peridotitas y serpentinitas (unidad 4).

En relación a los tipos de suelo, el ámbito serrano se caracteriza por el predominio de unidades edáficas ligadas a cambisoles eútricos (unidades 31, 37 y 38 del *Mapa de Suelos de Andalucía*) y regosoles eútricos (unidades 5 y 6). En la transición de la sierra a las zonas de campiña destaca la presencia de regosoles calcáreos (dominantes en la unidad 13). Al igual que se ha descrito para el caso de la subcuenca del Guadiamar, estas formaciones presentan en general un buen drenaje: los cambisoles del área muestran de forma genérica una textura franco arenosa o algo más fina en su horizonte cámbico, carecen de propiedades vérticas o hidromórficas, y en ocasiones muestran un cierto grado de pedregosidad, rasgo que facilita la infiltración; por su parte, los regosoles son suelos que presentan en general un buen drenaje y una textura media. Por último, cabe destacar la presencia en este sector de un área de luvisoles órticos (unidad 50), de textura arcillosa a francoarcillosa, sobre rocas impermeables.

En lo que respecta al sustrato litológico de las zonas de vega y campiña, se puede hablar de dos grandes unidades: una dominada por arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23 del *Mapa Litológico de Andalucía*), predominante en el ámbito de la vega fluvial, y otra compuesta por calcarenitas, arenas, margas y calizas, en las áreas de topografía más ondulada asociadas a la campiña (unidad 33).

Desde el punto de vista edafológico, destaca en el área del Campo de Gerena el predominio de los vertisoles pélicos y crómicos (unidades 22 y 23, respectivamente, del *Mapa de Suelos de Andalucía*). Son suelos de textura arcillosa o limoarcillosa con mala permeabilidad y un drenaje problemático. La unidad 23 tiende a situarse en las zonas algo más elevadas, mientras que la 22 se sitúa preferentemente en zonas más llanas vinculadas a la red hidrológica local. Los suelos vérticos están también presentes al este del Rivera de Huelva, en la transición de la sierra a la vega. Se observa también en este ámbito la presencia de asociaciones de luvisoles y cambisoles cálcicos (unidades 47 y 58).

Por último, los suelos asociados a la vega fluvial del Guadalquivir y del Rivera de Huelva (unidad 2) son fluvisoles calcáreos; se trata de suelos de escaso desarrollo, generalmente bien drenados y con una permeabilidad de rápida a moderadamente lenta.

La tabla 7.2.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.2.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico
5, 6, 13	Regosoles eútricos y calcáreos	B
31, 37, 38	Cambisoles eútricos	B
22, 23	Vertisoles crómicos y pélicos	D
47, 58	Luvisoles y cambisoles cálcicos	B
50	Luvisoles órticos	C
2	Fluvisoles calcáreos	B

7.5.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

De forma similar a lo indicado en apartados anteriores, de nuevo es posible dividir el ámbito en dos unidades perfectamente diferenciadas desde el punto de vista de la distribución de los usos de suelo. En el sector septentrional, el ámbito de la sierra se caracteriza por el predominio de masas forestales de espesor claro y medio, junto con áreas extensas de pastizal arbolado. Se localizan también en este entorno algunas manchas forestales densas, así como zonas de pastizal no arbolado de distribución fragmentaria. En contraste con lo anterior, en toda la mitad meridional de la subcuenca se observa un claro predominio de la matriz agrícola. El tipo de uso más abundante en esta zona lo constituyen los cultivos herbáceos, de secano en el sector occidental (campo de Gerena) y de regadío en la zona oriental (vega). Resulta destacable también la presencia de cultivos leñosos de regadío, formando una franja a lo largo de todo el curso del Guadalquivir y en las márgenes del Rivera de Huelva en su tramo final. Los cultivos leñosos de secano, constituidos fundamentalmente por olivar, se concentran en la transición entre la sierra y las zonas de vega y campiña, así como en el extremo sur de la unidad, sobre el escarpe del Aljarafe.

Los usos de carácter artificial tienen una presencia reducida en el conjunto de la subcuenca. Las áreas urbanas, como se ha indicado anteriormente, adoptan en su mayor parte una disposición periférica en este ámbito. Los usos de tipo industrial se concentran sobre todo en el entorno de Guillena y las cercanías del Rivera de Huelva, aunque se hallan presentes

también en zonas puntuales de la sierra y de la campiña. Por su parte, las urbanizaciones residenciales muestran una distribución algo más dispersa, destacando por su mayor extensión las ubicadas en distintos puntos del ámbito serrano. Las zonas sin vegetación o en construcción tienen un limitado peso cuantitativo, pero su presencia resulta destacable a efectos estructurales, al marcar las zonas de expansión de los usos artificiales dentro del ámbito. En este sentido, destaca sobre todo el área de construcción de la Autovía de la Plata, aun sin finalizar en la última etapa del estudio. Sobresalen también algunas manchas asociadas a esta tipología en el entorno del núcleo urbano de Santiponce.

La tabla 7.2.2 muestra los porcentajes de superficie asociados a los diversos usos y coberturas del territorio en cada una de las tres etapas de estudio. Con respecto a las coberturas naturales, se observa un aumento progresivo de la presencia de los pastizales, tanto arbolados como no arbolados, y un retroceso neto de las masas forestales. En términos generales, se puede hablar de una pérdida global de cobertura natural en la subcuenca entre 1956 y 2003. Este balance negativo está en parte vinculado al aumento de la presencia de masas de agua (debido a la aparición de los embalses en el ámbito serrano con posterioridad a 1956), así como al desarrollo de usos artificiales (principalmente urbanizaciones residenciales) en enclaves de carácter natural.

Tabla 7.2.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 2

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano	0,52	1,48	1,56
Urbanizaciones residenciales	0,03	0,46	0,53
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	0,01	0,04	0,04
Áreas impermeables	0,01	-	-
Agua / humedal	0,73	1,39	1,53
Cultivo herbáceo secano	28,24	26,98	26,25
Cultivo herbáceo regadío	17,13	15,27	14,87
Cultivo leñoso secano	6,00	3,19	3,45
Cultivo leñoso regadío	0,54	5,93	10,95
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	0,06	0,15	0,13
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	0,01	0,17	0,10
Cultivos mixtos de secano y regadío	0,68	0,89	0,89
Masa forestal clara	10,35	7,76	7,83
Masa forestal media	16,96	13,21	12,72
Masa forestal espesa	8,88	8,04	7,72
Pastizal sin arbolado	2,01	3,56	3,45
Pastizal arbolado / zonas verdes	7,57	10,57	10,95
Espacios sin vegetación / en construcción	0,07	0,90	1,46

En lo que respecta a los usos agrícolas, la matriz de cultivos herbáceos se mantiene como componente dominante del paisaje a lo largo de todo el periodo de estudio, si bien se observa una ligera pero constante pérdida de superficie para esta clase. En contraste, los cultivos leñosos de regadío muestran un fuerte avance, especialmente entre 1956 y 1999. El olivar (cultivo leñoso de secano mayoritario) retrocede en términos netos, si bien muestra un cierto repunte entre 1999 y 2003.

Los usos artificiales presentan un avance continuado a lo largo del periodo de estudio, que aunque no es demasiado impactante en valores absolutos, no deja de tener un carácter

significativo en términos relativos: en conjunto, este tipo de usos pasa de ocupar un 0,59% del territorio de la subcuenca en 1956 a abarcar un 2,65% en 2003. Las zonas en construcción indican que esta tendencia positiva se prolonga más allá del final del periodo de estudio. En este sentido hay que destacar de nuevo el caso de la Autovía de la Plata, que aunque se encontraba aún en construcción en el año 2003 viene a representar un cambio importante en las variables estructurales e hidrológicas de este ámbito una vez terminada, y desde luego representan un importante vector de cambio para la futura distribución de usos artificiales en el territorio.

7.5.4 Resultados del análisis

La tabla 7.2.3 muestra los resultados obtenidos para las diferentes variables analizadas. Como se puede observar, el ámbito analizado presenta un bajo porcentaje de impermeabilización. Los procesos de crecimiento urbano y el desarrollo de urbanizaciones residenciales han incidido en un moderado aumento de la superficie impermeable a lo largo del periodo de estudio, si bien las cifras recientes quedan muy por debajo del umbral de impacto del 10%.

Tabla 7.2.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	0,47	1,46	1,56
Escorrentía media anual - altura (cm)	3,22	3,54	3,60
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	$15{,}17 \cdot 10^6$	$16{,}71 \cdot 10^6$	$16{,}99 \cdot 10^6$
TSS (kg / año)	$28{,}55 \cdot 10^3$	$83{,}56 \cdot 10^3$	$88{,}45 \cdot 10^3$
BOD (kg O_2 / año)	$5{,}30 \cdot 10^3$	$15{,}21 \cdot 10^3$	$15{,}97 \cdot 10^3$
COD (kg O_2 / año)	$74{,}89 \cdot 10^3$	$218{,}48 \cdot 10^3$	$229{,}23 \cdot 10^3$
NH_4^+ (kg / año)	4,79	57,08	63,16
PB (kg / año)	71,69	206,12	217,59

De igual forma, los valores de escorrentía media anual han experimentado un avance continuado entre 1956 y 2003, pero su incremento neto no es excesivo en términos cuantitativos. La incidencia del fenómeno de la escorrentía superficial se distribuye de forma irregular en el conjunto de la subcuenca, pudiendo observarse en la cartografía cómo los valores más bajos se concentran en la sierra, donde los suelos presentan un mejor comportamiento hidrológico, mientras que los valores de escorrentía más elevados se localizan en el ámbito de la campiña, debido al predominio de suelos arcillosos que favorecen de forma particular este proceso. La configuración espacial de los usos de suelo responde también a esta diferenciación edafológica, con un predominio de la cobertura natural en el ámbito de la sierra y un dominio casi absoluto del cultivo de secano en la campiña; esta distribución de usos contribuye a reforzar el diferencial de producción de escorrentía entre sierra y campiña. Las zonas de vega (del Guadalquivir y del Rivera de Huelva en su tramo final) presentan también niveles menores de escorrentía superficial que el medio agrícola circundante, debido a la presencia de fluvisoles y al predominio claro de los cultivos de regadío.

El mapa de variación de la escorrentía muestra un patrón irregular en cuanto a la localización de las zonas de aumento y disminución de este parámetro a lo largo del periodo de estudio. En el sector septentrional se observa cómo las zonas donde se incrementa la producción de escorrentía se alternan de forma intrincada con las áreas donde este fenómeno ha experimentado un cierto retroceso. Esta distribución responde a la evolución del mosaico de coberturas naturales que domina el ámbito serrano; una evolución compleja que comprende, de forma simultánea, tanto incrementos locales en la densidad de la cobertura vegetal como pérdidas de masa forestal a causa de su conversión en pastizal o al desarrollo de usos artificiales de carácter más o menos puntual (urbanización residenciales, principalmente). En términos globales, se puede identificar a la franja de territorio próxima al cauce del Rivera de Huelva como el entorno con un mayor descenso de los niveles de escorrentía dentro del contexto serrano.

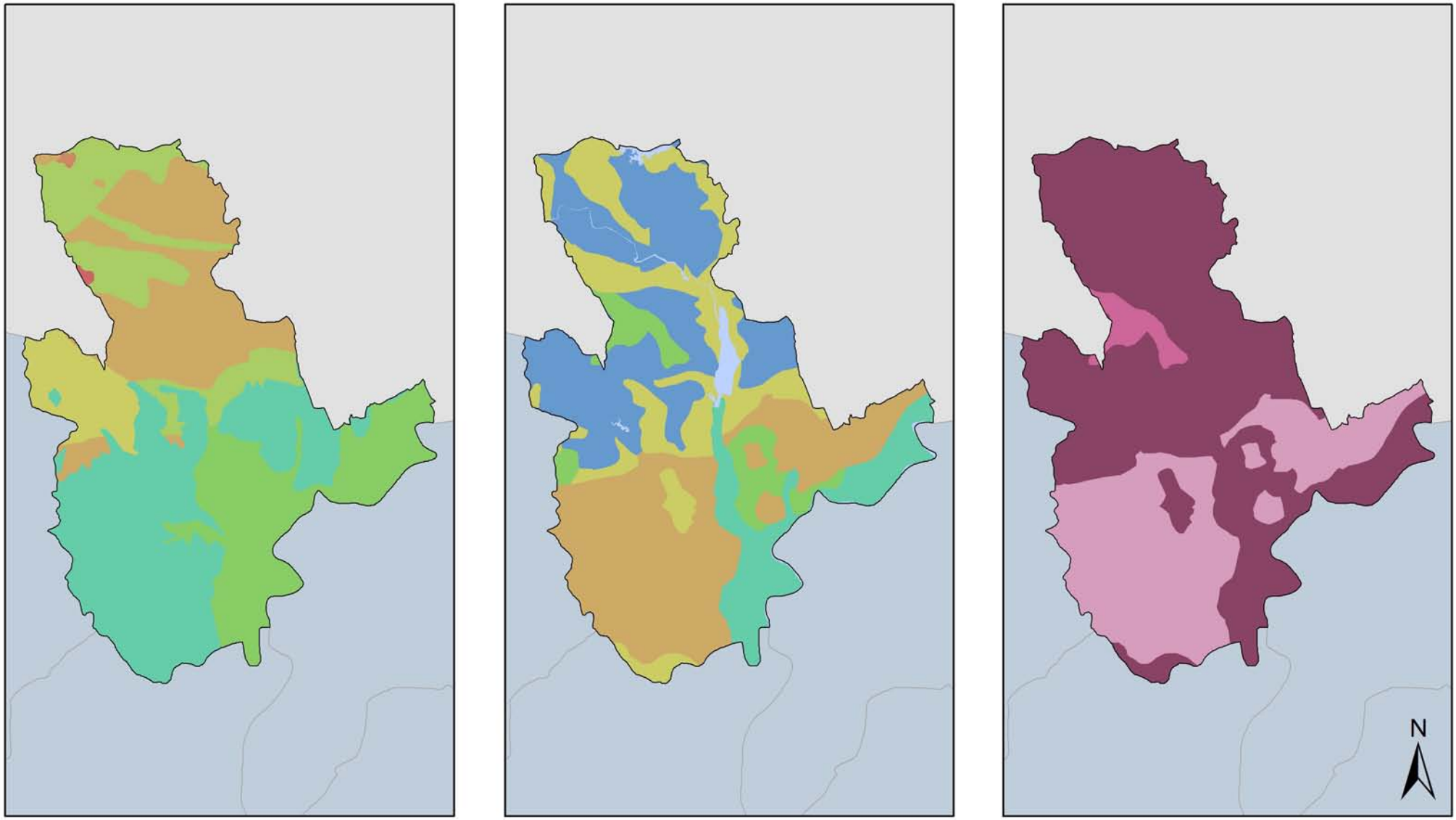
El sector de la campiña y la vega muestra una mayor regularidad en cuanto al patrón de distribución de los cambios en la producción de escorrentía. Las zonas de campiña presentan un alto grado de estabilidad, asociado a la casi total ausencia de cambios en la configuración de los usos de suelo. En contraste, las zonas de vega y, en general, todo el perímetro exterior del ámbito de campiña, muestran fuertes variaciones, tanto positivas como negativas: por un lado, la sustitución de cultivos herbáceos de regadío por cultivos leñosos de regadío han supuesto una disminución local de este fenómeno; por otro, en estas mismas franjas de territorio es donde se concentra la mayor parte del crecimiento de usos artificiales, lo que incide en un marcado aumento local de la escorrentía.

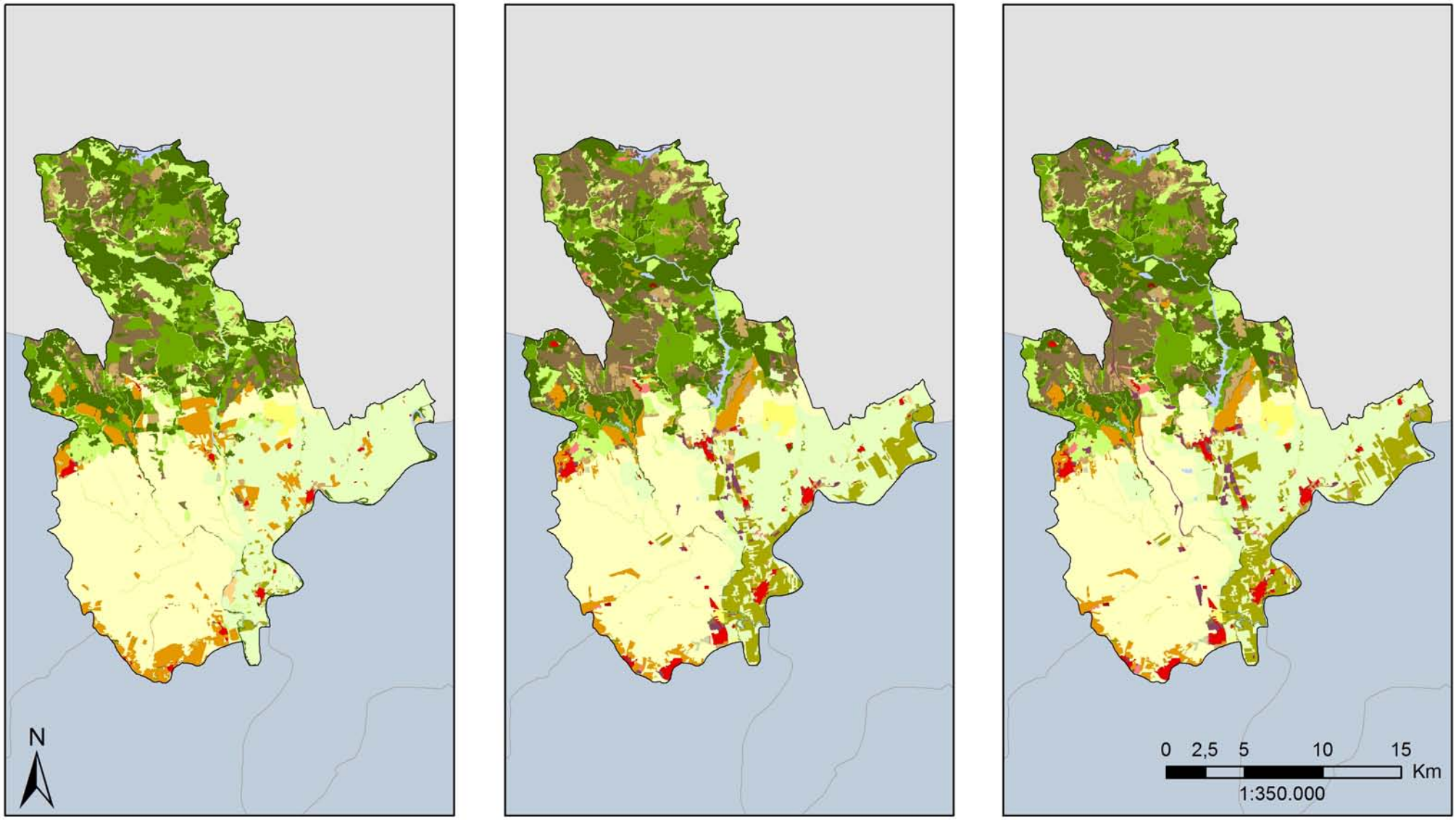
La mayoría de los cambios señalados han tenido lugar el periodo comprendido entre 1956 y 1999. No obstante, entre los años 1999 y 2003 se han puesto de manifiesto dos vectores de cambio de singular importancia. En primer lugar, hacen su aparición las obras de construcción de la Autovía de la Plata. La presencia de las obras de esta infraestructura marca un visible aumento local en el parámetro de escorrentía, y es además indicativa de un incremento posterior del mismo una vez concluida la vía. En segundo lugar, en el extremo septentrional de la subcuenca se observa la incidencia de los desarrollos residenciales (correspondientes a la urbanización Lagos del Serrano) en el entorno del Embalse del Cala. El incremento del suelo artificial, junto con un cierto retroceso en el grado de cobertura vegetal en el entorno del embalse, determinan que sea esta zona la que peor balance presenta en lo que respecta a la producción de escorrentía en todo el ámbito de la sierra.

En cuanto a los diferentes parámetros analizados en relación con la producción de contaminación difusa, cabe señalar que los valores obtenidos no son excesivamente elevados, como era de esperar a la vista de la relativamente escasa incidencia de los desarrollos artificiales en la subcuenca (sobre todo en relación a otros sectores del territorio metropolitano). En general, se observa una evolución más o menos paralela de los diversos contaminantes, que experimentan incrementos próximos al 200% a lo largo del periodo de estudio. Este aumento parece ligado principalmente al crecimiento del tejido urbano, que muestra unos valores de expansión similares, y que constituye el principal uso artificial de la subcuenca. El caso del catión amonio (NH_4^+) es el único que muestra rasgos diferenciales

dentro de este contexto: su producción parte de unos niveles muy bajos en 1956, que no obstante se ven multiplicados aproximadamente por 13 al final del periodo de estudio. Esta evolución responde claramente al incremento de la presencia en la subcuenca de las urbanizaciones residenciales, que constituyen el principal vector de producción de este contaminante. Por último, es necesario indicar que la presencia de las obras de construcción de la autovía en la etapa más reciente indica un aumento previsible de la concentración de contaminantes en el agua de escorrentía con posterioridad a la finalización del periodo de estudio.

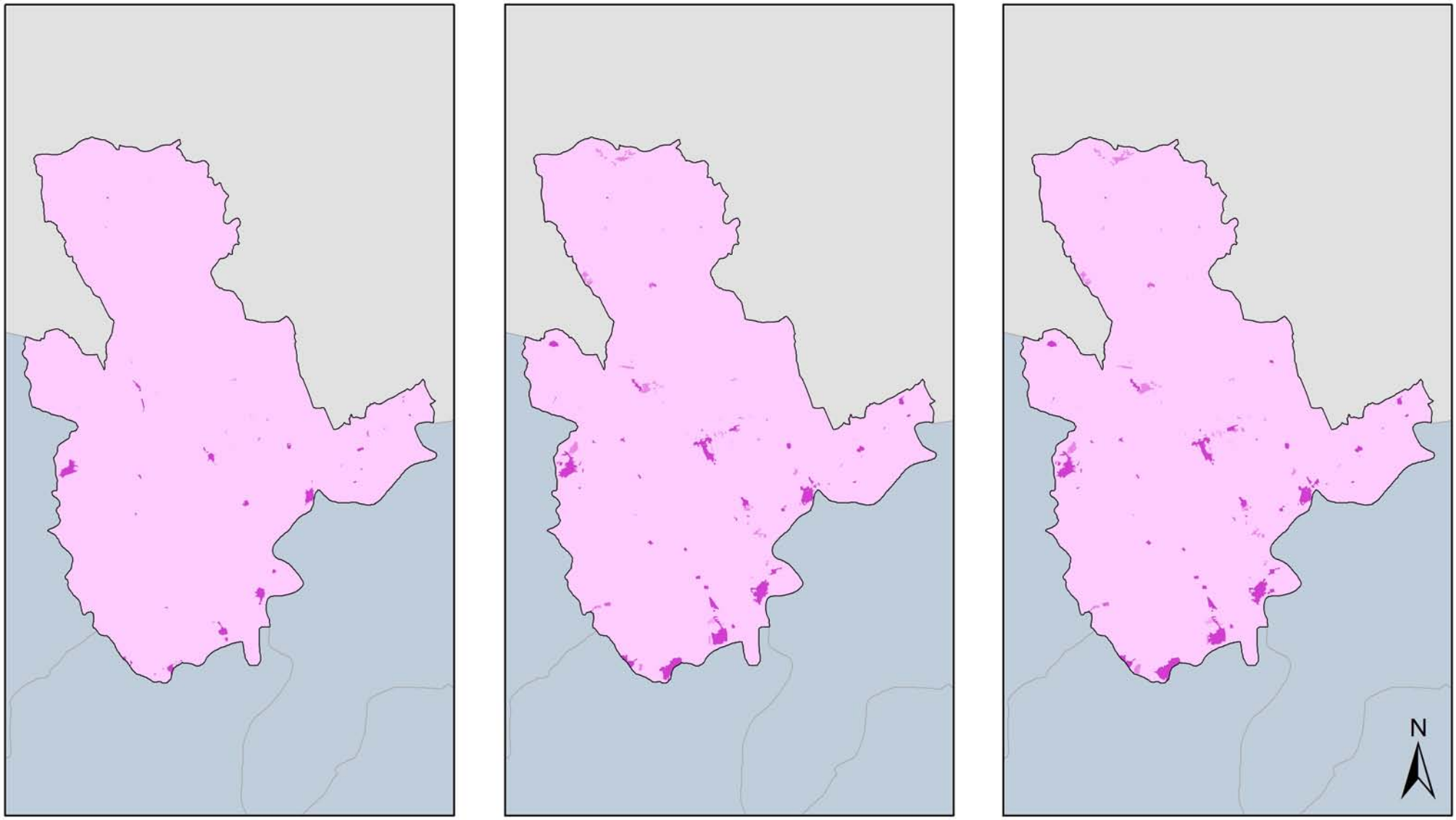
Mapa 7.2.2. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo





Mapa 7.2.3. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

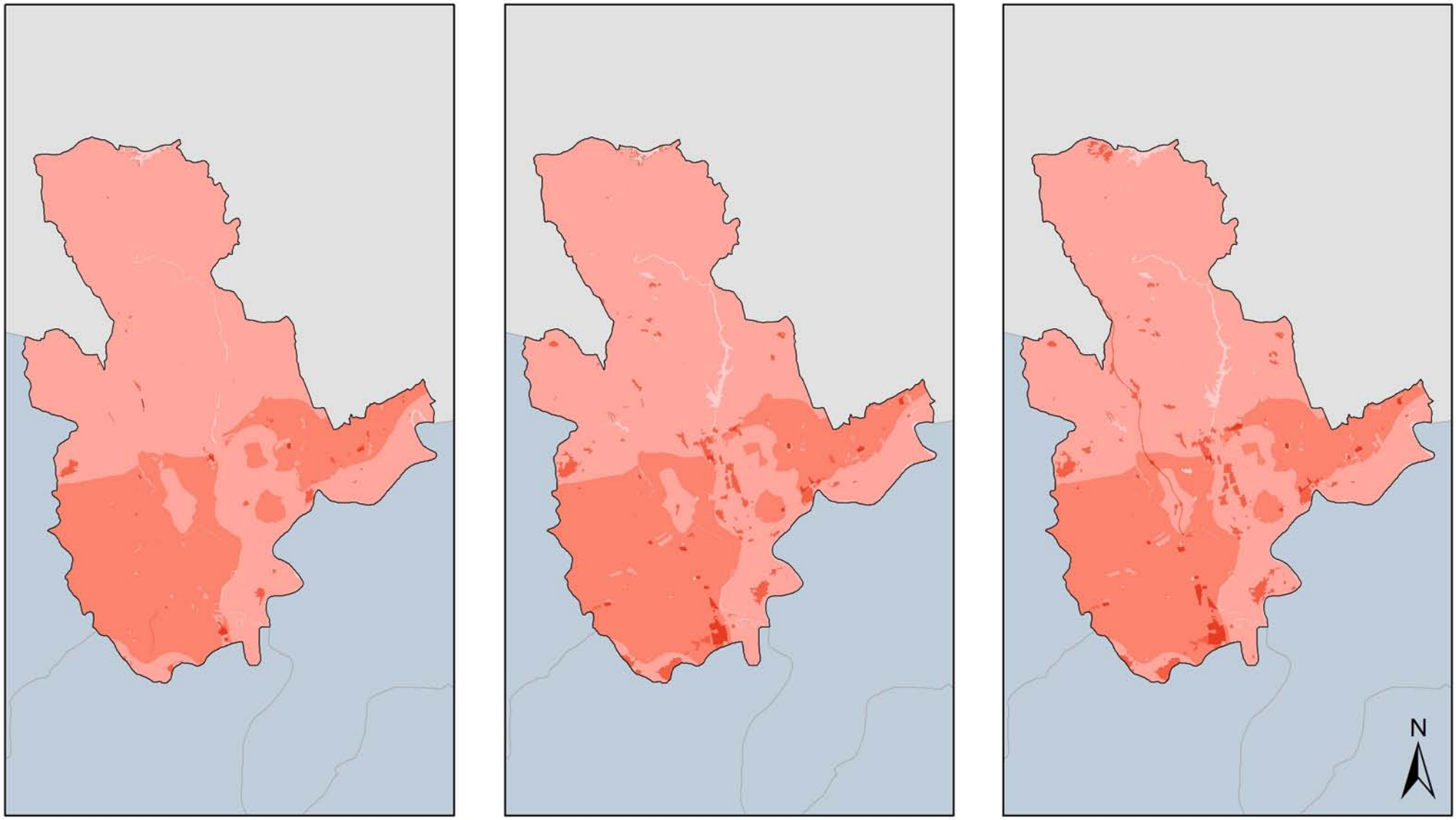


Mapa 7.2.4. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000



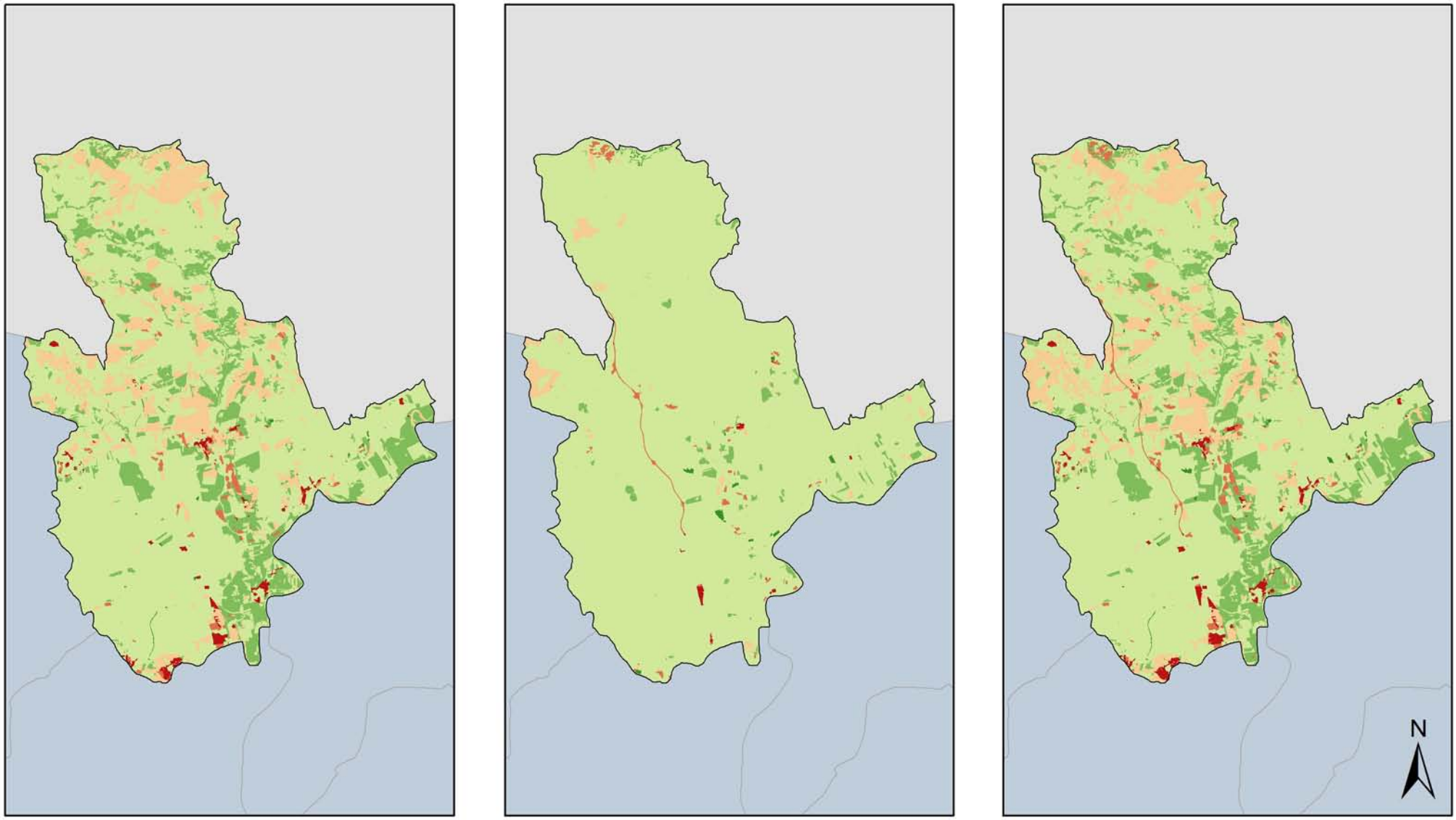
1956 1999 2003

Mapa 7.2.5. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Escorrentía superficial media anual (cm)

0 0 - 5 5 - 10 10 - 20 20 - 30 30 - 40

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000



1956 - 1999

1999 - 2003

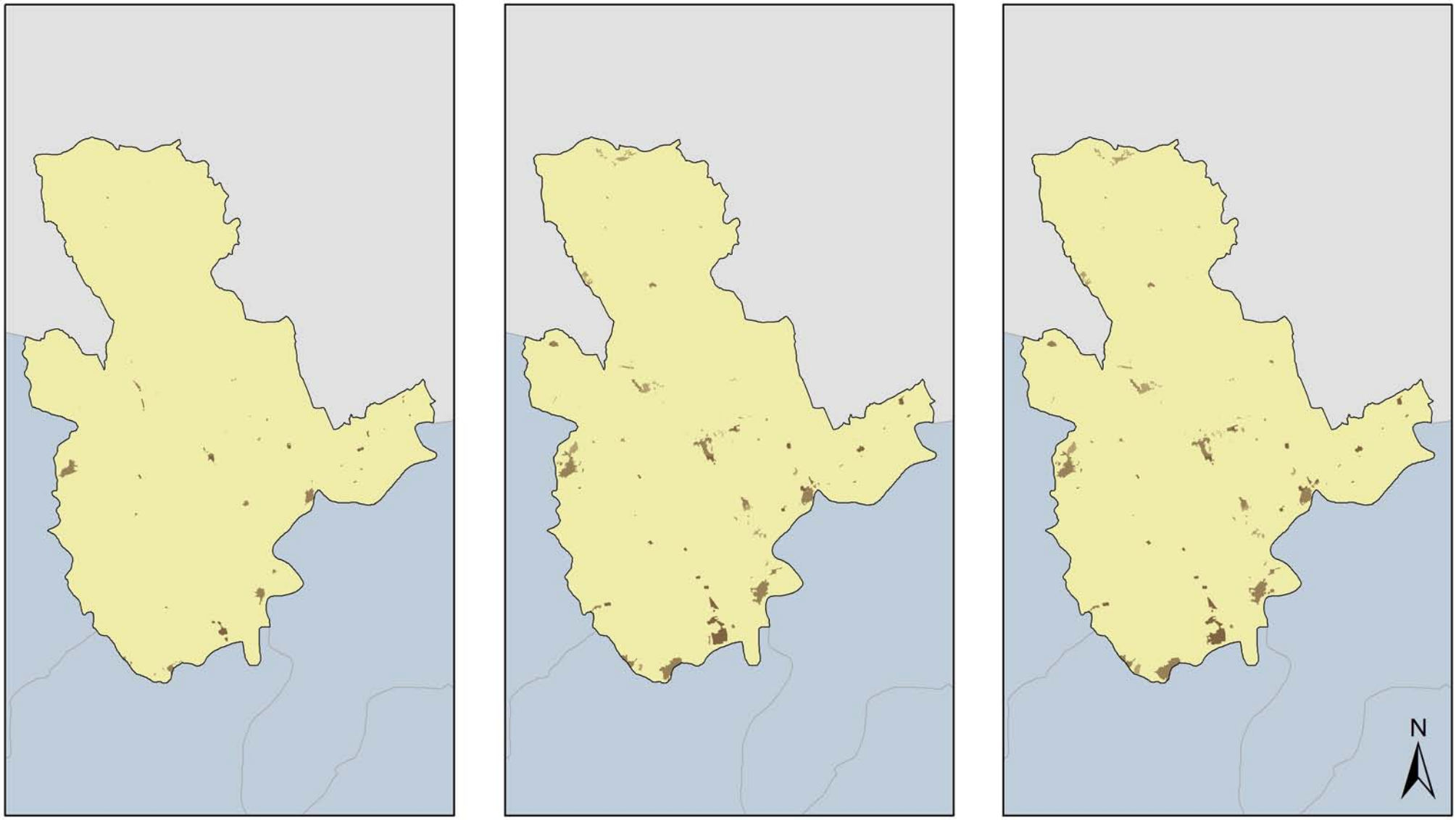
1956 - 2003

Mapa 7.2.6. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5
-5 - 0
0
0 - 5
5 - 15
> 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000



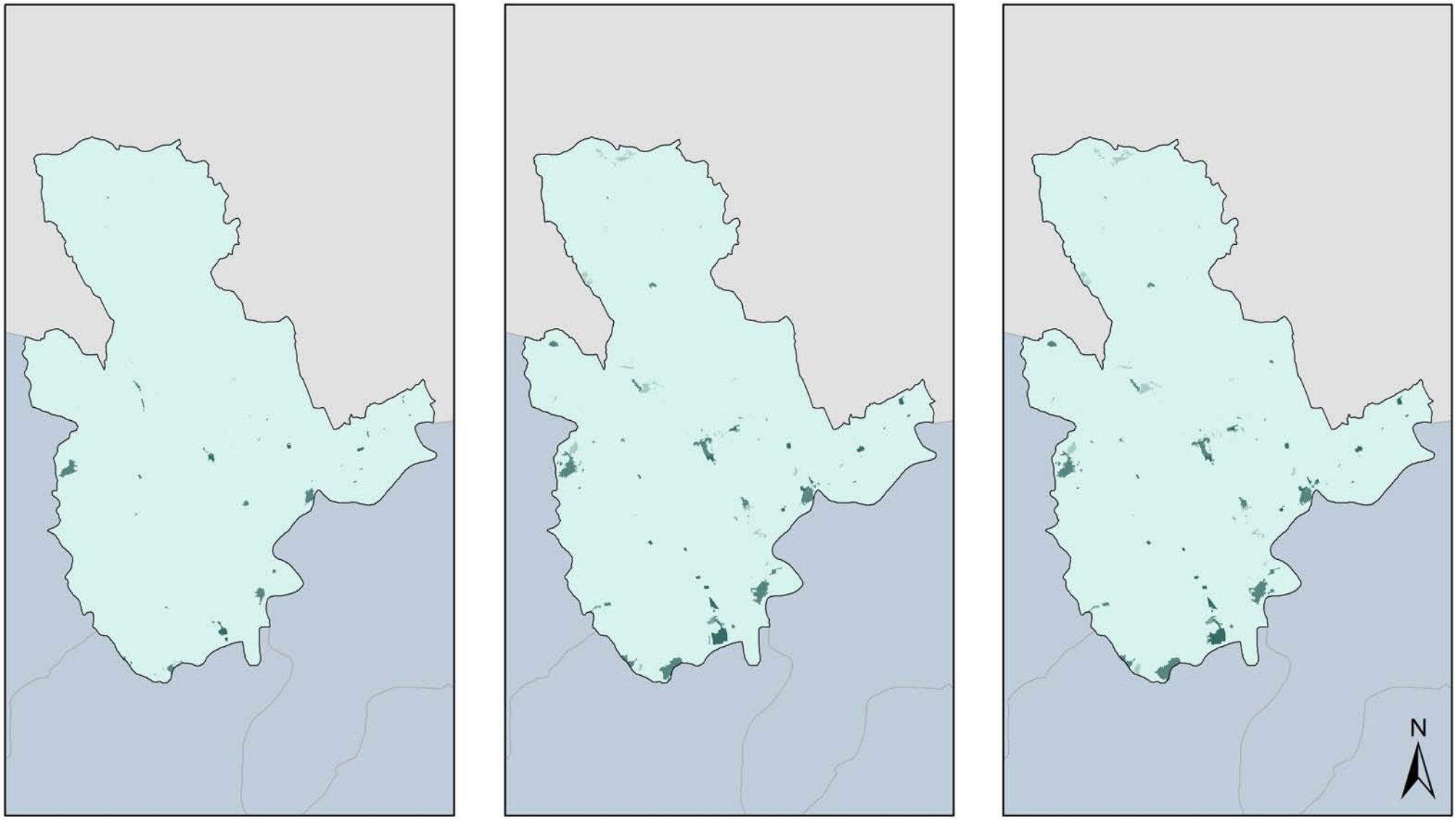
1956 1999 2003

Mapa 7.2.7. Subcuenca 3 - Aljarafe: TSS (g/m^2 año)

0 1 - 5 10 - 25
0 - 1 5 - 10 > 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000



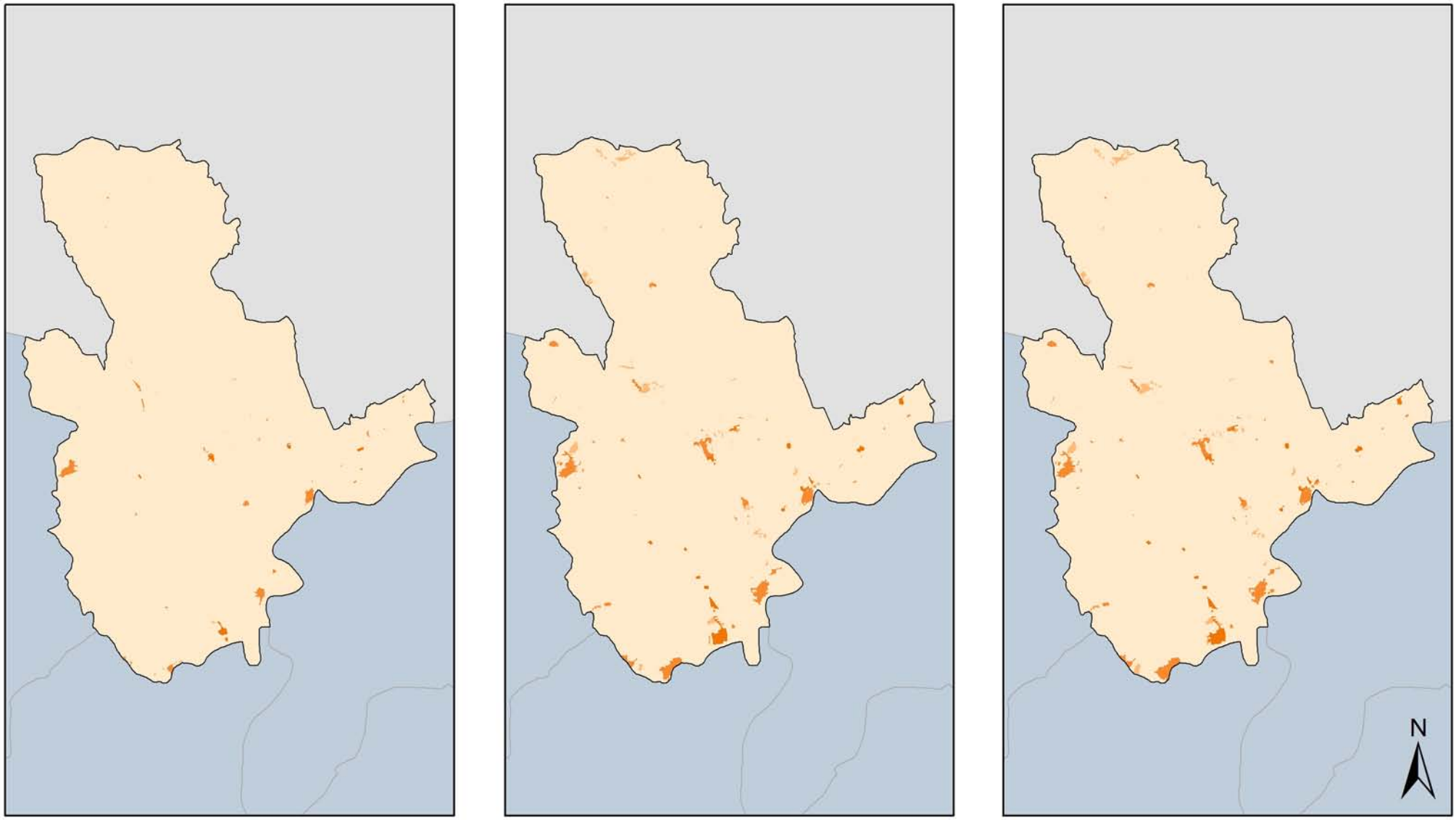
1956 1999 2003

Mapa 7.2.8. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: BOD (g/m^2 año)

0 0,5 - 1 2 - 4
0 - 0,5 1 - 2 >4

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000

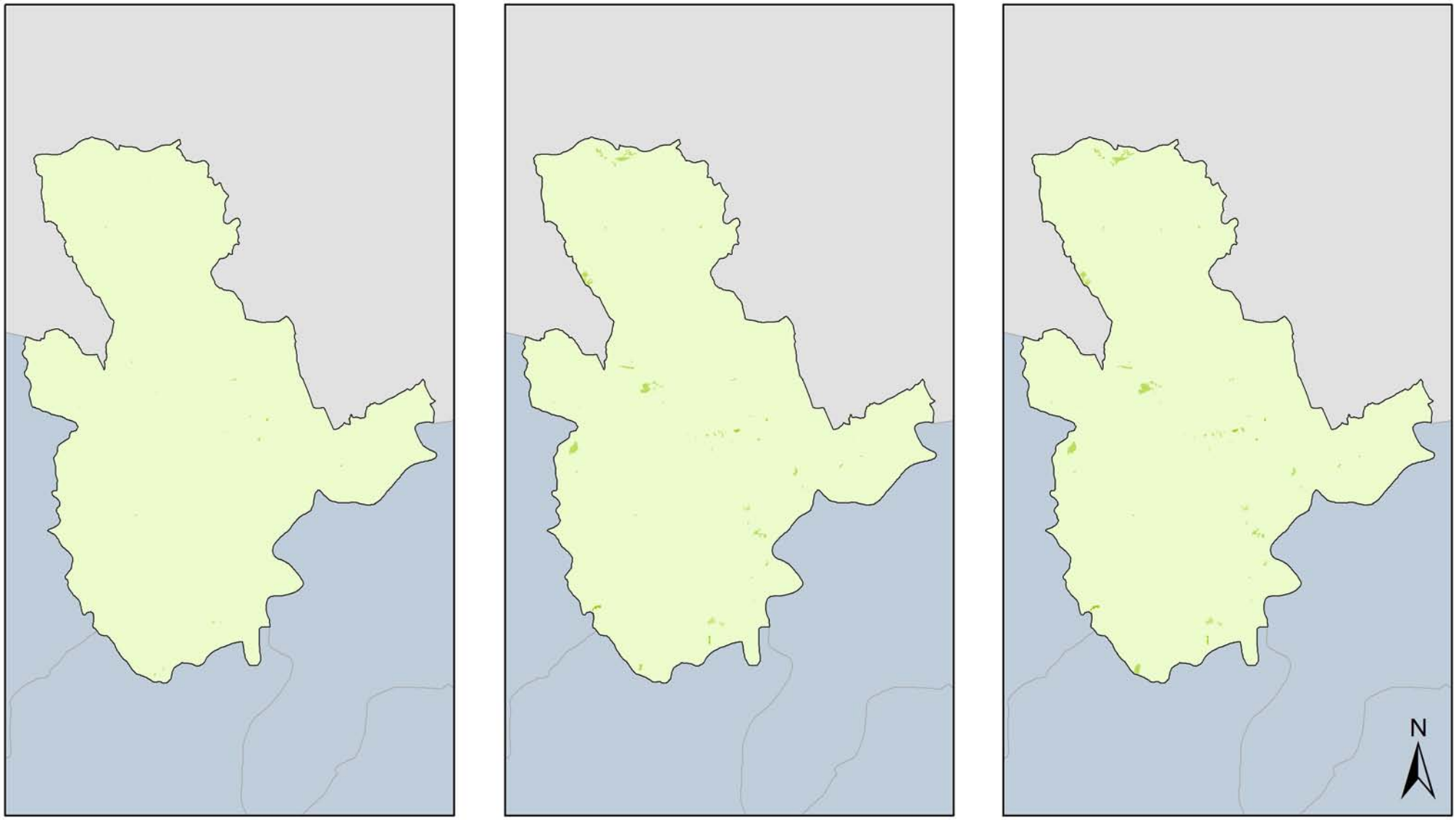


Mapa 7.2.9. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: COD (g/m^2 año)

0
0 - 1
1 - 5
5 - 15
15 - 30
>30

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000

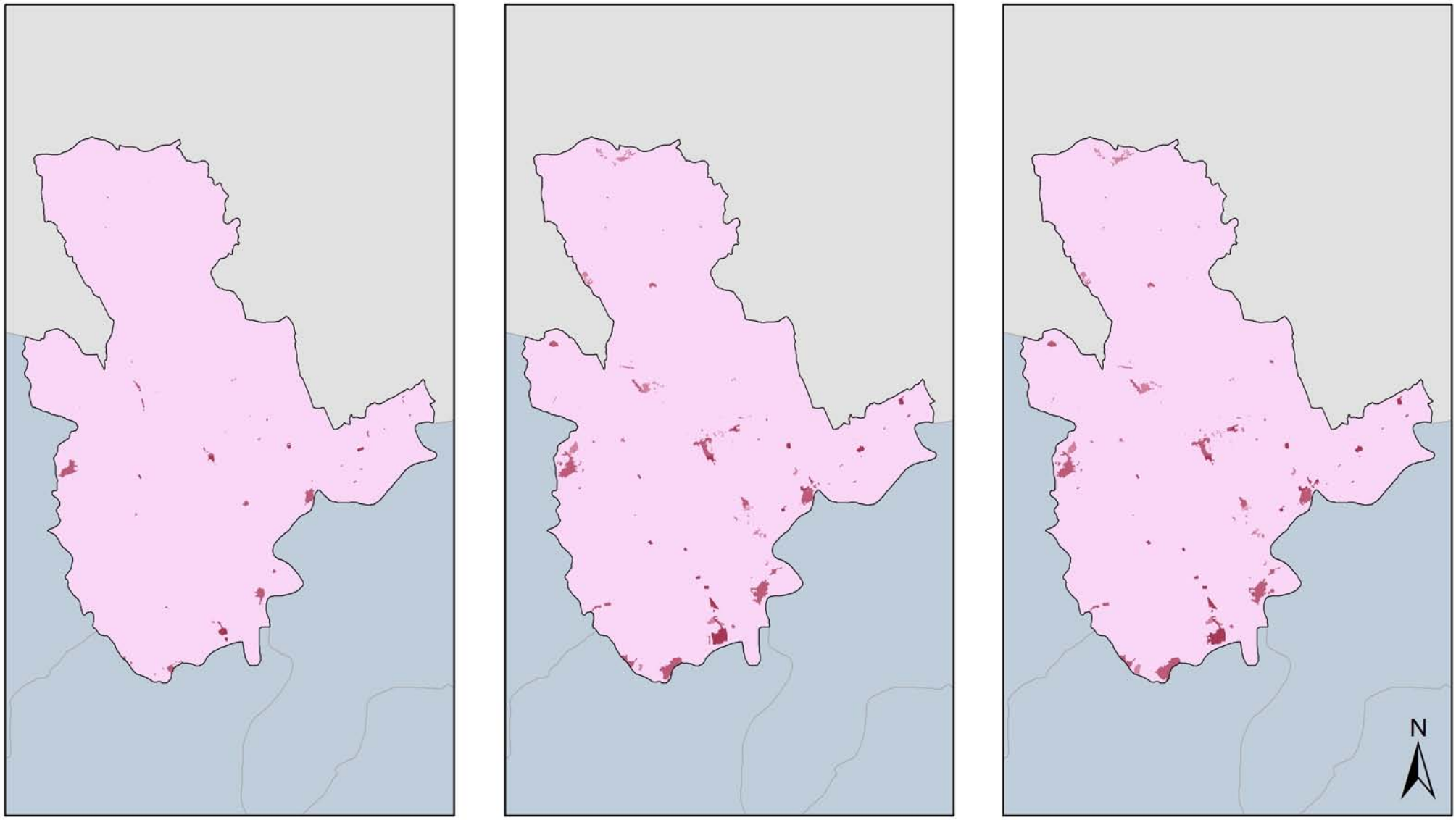


Mapa 7.2.10. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva : NH_4 (mg/m^2 año)

0 | 0 - 5 | 5 - 15 | 15 - 30 | 30 - 50 | > 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000



Mapa 7.2.11. Subcuenca 2 - Rivera de Huelva: Pb (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 100
0 - 5	15 - 30	>100

0 2,5 5 10 15 Km

1:350.000

7.6 Análisis de la Subcuenca 3: Aljarafe

7.6.1 Descripción básica del ámbito de análisis

Con una superficie total de 445,2 km^2, este ámbito abarca el conjunto de las subcuencas del Guadalquivir que se extienden desde la cuenca del Rivera de Huelva, al norte, hasta la cuenca del Guadiamar, al sur. Desde un punto de vista territorial, la subcuenca engloba dentro de sus límites la mayor parte de la plataforma del Aljarafe (en sus vertientes oriental y meridional), así como la fracción de la vega del Guadalquivir comprendida entre el cauce de este río y el Aljarafe; asimismo, se incluye en este ámbito la franja del territorio marismeño que se extiende entre el Guadalquivir y el límite oriental de la cuenca del Guadiamar. En lo que respecta a la topografía, la subcuenca presenta un claro gradiente en sentido norte-sur, alcanzando valores de altitud superiores a los 100 metros en el sector más septentrional del Aljarafe y descendiendo por debajo de los 50 metros en la mitad meridional; más al sur, en el ámbito de la marisma la altitud se sitúa en cotas cercanas al nivel del mar. El relieve interno del Aljarafe tiene un carácter alomado, como consecuencia de la actividad de la red hidrológica local. Los principales hitos de geomorfología en el contexto de la subcuenca son los escarpes que constituyen el límite de la plataforma con la vega y con la marisma, siendo en todo caso mucho más pronunciada la cornisa oriental por la diferencia de altitud del Aljarafe con respecto a la llanura de inundación del Guadalquivir.

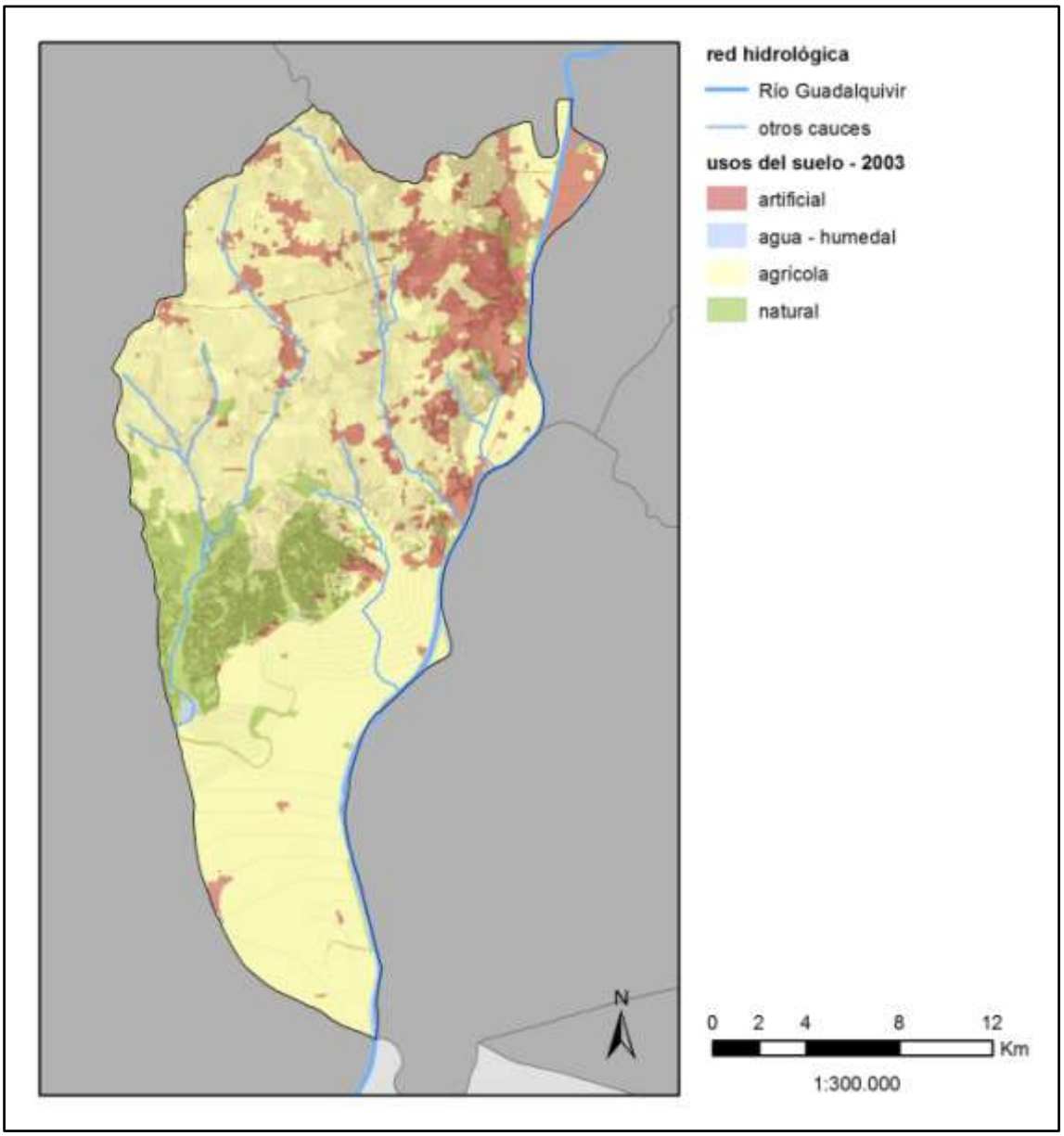
Figura 7.6 Degradación del cauce del arroyo Riopudio



La red hidrológica tiene al Guadalquivir como elemento principal, constituyendo este río el límite oriental de toda la subcuenca. En el Aljarafe, muchos de los componentes de la red tienen un carácter temporal, estando activos sólo en época de lluvias. De los cauces principales destacan el arroyo Riopudio o Pudio, en el sector oriental, el Majaberraque en la zona

occidental y el arroyo Cañada Fría en el sector sur. El Pudio adquiere un valor singular desde el punto de vista estructural y territorial, definiendo con su trazado el límite occidental del sector más intensamente urbanizado de toda la subcuenca. Por ello, el impacto hidrológico de los usos artificiales es claramente visible en la propia cuenca del arroyo, tanto en lo que respecta a la calidad de las aguas como a la propia configuración física del cauce y su entorno (vegetación de ribera degradada, fuerte incidencia de la erosión y encajonamiento del cauce, impermeabilización de márgenes y canalización, etc.).

Mapa 7.3.1 Subcuenca 3 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

Las áreas urbanizadas tienen una amplia presencia en la subcuenca, siendo especialmente abundantes en la plataforma del Aljarafe. Originariamente los núcleos de población se articulaban como una red de elementos bien diferenciados, de carácter compacto y con una distribución relativamente homogénea por todo el territorio de la plataforma. El intenso

crecimiento urbanístico de esta zona ha propiciado la transformación de esta situación inicial en una extensa trama urbana que adquiere un carácter continuo en gran parte del sector oriental del Aljarafe. Los principales municipios afectados por el proceso de conurbación son San Juan de Aznalfarache, Mairena del Aljarafe, Bormujos, Tomares, Camas, Castilleja de la Cuesta, Gines, Espartinas y Valencina de la Concepción.

En el ámbito de la vega del Guadalquivir se localizan los núcleos de Gelves, Coria del Río y La Puebla del Río. En el entorno marismeño apenas existen desarrollos urbanos, contándose como excepción el núcleo de Isla Mayor y los poblados de Alfonso XIII y Escobar, ambos pertenecientes al municipio de La Puebla del Río.

7.6.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

En función de las características del medio físico, es posible diferenciar tres unidades dentro de la subcuenca: la plataforma del Aljarafe, la vega del Guadalquivir y la marisma. El sustrato litológico está representado en la mayor parte del ámbito del Aljarafe por calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33 del *Mapa Litológico de Andalucía*); en su extremo sur, no obstante, hacen su aparición áreas dominadas por arenas y margas (unidad 26) y por conglomerados, arenas, lutitas y calizas (unidad 41). En el entorno de los principales cursos de agua de la plataforma (arroyo Riopudio y tramo inferior del Majaberraque) y en el conjunto de la vega del Guadalquivir el sustrato está constituido por arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23). Por último, el ámbito de la marisma corresponde a una litología conformada por limos y arcillas (unidad 25).

En lo que respecta a la edafología, las diferencias en cuanto a la composición de las tres unidades son también notables. Los suelos más representativos del Aljarafe presentan unas características que favorecen el drenaje: moderadamente o bien desarrollados en horizontes, de textura arenosa fina o areno limosa, estructura granular fácilmente desmoronable y con buena permeabilidad y penetrabilidad de raíces. Según el *Mapa de Suelos de Andalucía*, predominan tres unidades edáficas: la unidad 58, constituida por luvisoles cálcicos y crómicos (suelos pardo-rojizos y rojos), asociados con cambisoles cálcicos y regosoles calcáreos; la unidad 47, integrada principalmente por cambisoles cálcicos, luvisoles cálcicos y luvisoles crómicos; y la unidad 13, dominada por regosoles calcáreos.

Destaca asimismo la presencia de planosoles (unidad 61), tanto en los tramos altos del Pudio y el Majaberraque como en todo el sector sur de la plataforma. Estos suelos presentan un horizonte areno-arcilloso en profundidad que dificulta el drenaje. Al norte del Aljarafe, en contacto con la campiña, aparecen dos zonas dominadas por vertisoles crómicos (unidad 23), que presentan un drenaje deficiente debido a su alto contenido en arcilla.

La vega del Guadalquivir, al igual que los tramos inferiores del Pudio y el Majaberraque, se caracterizan por la presencia de fluvisoles calcáreos: son suelos jóvenes, con escaso desarrollo morfológico pero con un horizonte A influenciado por las labores de cultivo; generalmente profundos y bien drenados, presentan un escurrimiento superficial medio y una permeabilidad

de rápida a moderadamente lenta. Finalmente, todo el sector sur de la cuenca corresponde a los suelos de marisma, de tipo solonchak takírico y gleico (unidad 24). Se trata de suelos salinos de drenaje muy deficiente, debido a su textura fina característica, rica en arcilla. La tabla 7.3.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.3.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico	Observaciones
2	Fluvisoles calcáreos	B	En la plataforma del Aljarafe y la vega del Guadalquivir
		C	En la zona marismeña, sobre un sustrato litológico conformado por limos y arcillas.
13	Regosoles calcáreos	B	
23	Vertisoles crómicos	D	
24	Solonchaks takíricos y gleicos	D	
47, 58	Luvisoles y cambisoles cálcicos	B	
61	Planosoles eútricos	C	

7.6.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

La subcuenca representa uno de los ámbitos más dinámicos desde el punto de vista territorial de toda el área metropolitana, sobre todo por la intensidad que han adquirido en este territorio los procesos de crecimiento urbano. A pesar de ello, los usos de suelo mayoritarios se vinculan a lo largo de todo el periodo de estudio a la actividad agrícola, dominada por el cultivo leñoso de secano en el Aljarafe y por los cultivos herbáceos en la marisma. El tejido urbano y de uso comercial representa el tercer uso en términos superficiales para el conjunto de la subcuenca, ocupando más de un 7% del área total del ámbito; este porcentaje supera el 11% si se le suma el resto de usos clasificados como artificiales (urbanizaciones residenciales, infraestructuras técnicas y zonas impermeabilizadas). Dado que la cobertura artificial se concentra fundamentalmente en el sector oriental de la plataforma del Aljarafe, el impacto hidrológico se muestra mucho más intenso a efectos locales de lo que cabría esperar si se observan los valores globales para el conjunto de la subcuenca. En este sentido, tal y como se ha indicado anteriormente, las cuencas fluviales locales muestran de forma visible el efecto de los procesos de expansión urbana.

Por su parte, los usos naturales se concentran en su mayor parte en el sector sur del Aljarafe, sobre la unidad edáfica de los planosoles. Abundan en esta área las masas forestales (Pinares de La Puebla y Aznalcázar), sobre todo de carácter espeso, y las amplias extensiones de pastizal.

La tabla 7.3.2 muestra la proporción de los diversos usos y coberturas del territorio correspondiente a las tres etapas de estudio. Destaca en términos absolutos el notable avance experimentado entre 1956 y 1999 por los cultivos herbáceos de regadío, debido a la puesta en cultivo de zonas de humedal en el sector marismeño; en contraste, se percibe un retroceso del cultivo herbáceo de secano, debido en parte al avance de los usos urbanos en el sector del

Aljarafe. El cultivo leñoso de secano muestra un fuerte retroceso entre 1956 y 1999; al ser el principal componente de la matriz territorial en todo el ámbito del Aljarafe, sufre con una especial intensidad el avance de la urbanización.

Los usos urbanos presentan un potente crecimiento entre 1956 y 1999, y mantienen un considerable dinamismo entre 1999 y 2003. El resto de usos artificiales, con excepción de las zonas industriales, muestran también fuertes tasas de crecimiento, aunque su peso en términos cuantitativos es menor. La abundancia de áreas sin vegetación y zonas en construcción en 2003 es indicativa de que el proceso de crecimiento urbanístico se mantiene activo al final del periodo de estudio, y puede ser interpretada como un signo de la continuidad de esta tendencia en el tiempo.

Por último, la evolución de los porcentajes de uso muestra un retroceso generalizado para los distintos tipos de cobertura natural. Esta tendencia global afecta de forma particular a las masas forestales, en parte debido al avance de los cultivos leñosos de regadío (cítricos) al sur del Aljarafe. Por su parte, el pastizal no arbolado pierde gran parte de su presencia en el entorno marismeño entre 1956 y 1999. El único tipo de cobertura natural que muestra un cierto avance es el correspondiente a los pastizales arbolados y zonas verdes.

Tabla 7.3.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	1,47	7,30	7,79
Urbanizaciones residenciales	0,06	2,16	2,32
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	-	0,05	0,05
Áreas impermeables	0,07	0,55	0,94
Agua / humedal	4,23	2,03	2,06
Cultivo herbáceo secano	10,60	10,54	9,53
Cultivo herbáceo regadío	23,46	28,36	28,28
Cultivo leñoso secano	35,76	24,59	24,52
Cultivo leñoso regadío	0,75	3,44	4,16
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	1,17	0,23	0,24
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	-	0,08	0,08
Cultivos mixtos de secano y regadío	1,03	4,32	4,22
Masa forestal clara	3,61	1,18	1,11
Masa forestal media	3,93	2,73	2,45
Masa forestal espesa	7,23	4,49	4,27
Pastizal sin arbolado	5,18	4,54	4,04
Pastizal arbolado / zonas verdes	1,33	1,80	1,81
Espacios sin vegetación / en construcción	0,11	1,61	2,13

7.6.4 Resultados del análisis

La tabla 7.3.3 muestra los resultados del análisis para las diferentes variables sometidas a estudio. Resulta destacable ante todo el elevado porcentaje de impermeabilización que presenta subcuenca en 1999 y 2003; en este sentido, el ámbito se sitúa como la segunda subcuenca con un mayor grado de impermeabilización del suelo dentro del contexto metropolitano, sólo por detrás de la subcuenca 4 (correspondiente a la vega del Guadalquivir, las terrazas y los Alcores). El porcentaje de impermeabilización se encuentra próximo al umbral del 10%, manteniéndose la tendencia de incremento al final del periodo de estudio, motivo

por el cual el sellado del suelo debe considerarse como un indicador básico a monitorizar en este ámbito. De hecho, es probable que algunas cuencas específicas dentro de este espacio hayan superado el límite indicado, sobre todo en el sector oriental del Aljarafe, con consecuencias importantes para el funcionamiento de la red hidrológica local.

Tabla 7.3.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	1,34	7,64	8,51
Escorrentía media anual - altura (cm)	3,59	5,26	5,50
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	$15{,}98\ 10^6$	$23{,}43\ 10^6$	$24{,}47\ 10^6$
TSS (kg / año)	$96{,}51\ 10^3$	$585{,}53\ 10^3$	$615{,}29\ 10^3$
BOD (kg O_2 / año)	$16{,}90\ 10^3$	$95{,}76\ 10^3$	$100{,}89\ 10^3$
COD (kg O_2 / año)	$221{,}16\ 10^3$	$1178{,}33\ 10^3$	$1249{,}06\ 10^3$
NH_4^+ (kg / año)	7,48	285,12	309,18
PB (kg / año)	$0{,}23\ 10^3$	$1{,}31\ 10^3$	$1{,}38\ 10^3$

El contraste entre el grado de impermeabilización en las etapas de estudio más recientes y la situación de partida en 1956 es asimismo muy notable; de hecho, se trata de la subcuenca metropolitana que presenta un incremento más pronunciado del porcentaje de impermeabilización para el conjunto del periodo de análisis.

En lo que respecta a la producción de escorrentía superficial, se observa también un potente avance entre 1956 y 2003, incrementándose los niveles iniciales en más de un 50%. En una primera etapa, los mayores volúmenes anuales de escorrentía se concentran fundamentalmente en el entorno de la marisma, al sur de la plataforma del Aljarafe, debido a los condicionantes propios del sustrato físico. En 1999 y 2003, la contribución de los usos artificiales al volumen total de escorrentía de la subcuenca supera ampliamente al aporte del entorno marismeño.

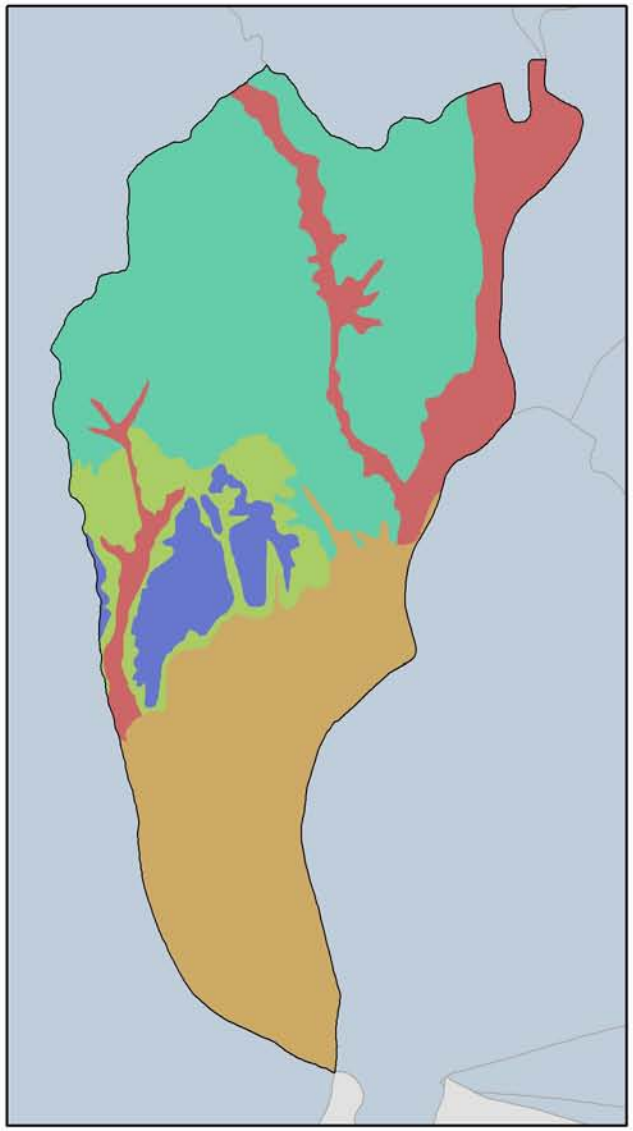
Con independencia de las zonas urbanizadas, los ámbitos donde se observa un mayor incremento de la escorrentía superficial son las áreas donde se ha producido una pérdida de cobertura forestal y, sobre todo, los sectores del Aljarafe donde los cultivos herbáceos o mixtos han sustituido al leñoso de secano. Adicionalmente, aunque con un carácter más puntual, destaca la incidencia del área de cultivos bajo plástico que aparece en el ámbito de la marisma con posterioridad a 1999.

En contraste con lo anterior, la cartografía muestra también un descenso moderado de los niveles de escorrentía en muchos sectores de la subcuenca, principalmente en aquellos lugares donde se observa un avance del cultivo leñoso o una mejora de la cubierta natural. En términos globales, no obstante, estas mejoras más o menos puntuales no consiguen contrarrestar el fuerte incremento neto de esta variable para el conjunto de la subcuenca.

Finalmente, en lo relativo a la contaminación difusa se puede observar un avance en la cantidad de contaminantes arrastrados por el agua de escorrentía, en consonancia con la evolución descrita para los usos de suelo artificiales. La mayor parte de los compuestos

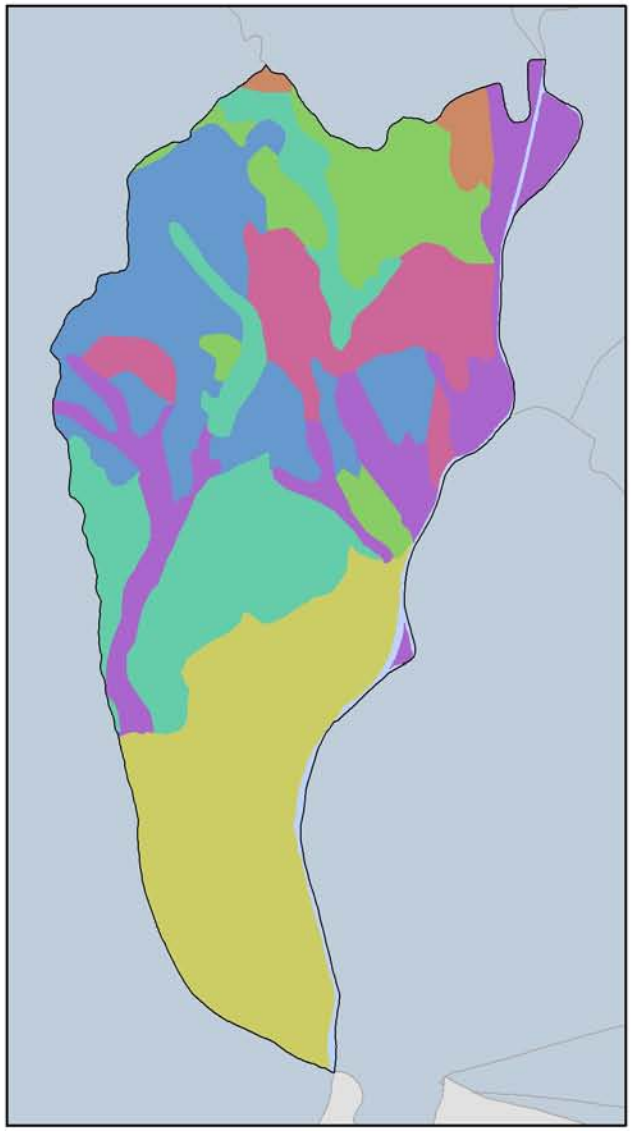
considerados multiplican por seis aproximadamente su concentración inicial. Como se ha indicado anteriormente, estos valores globales probablemente enmascararán situaciones puntuales mucho más agudas, principalmente en las cuencas sometidas a procesos intensivos de urbanización. Al igual que sucede en otras subcuencas, el caso del amonio constituye la excepción dentro de la tendencia general indicada para el resto de contaminantes: los valores obtenidos para este compuesto en 2003 son 40 veces superiores a los estimados para 1956. Esto no es ni más ni menos que una consecuencia del potente crecimiento que las urbanizaciones residenciales han experimentado en este ámbito a lo largo del periodo de estudio, pasando de estar casi ausentes al inicio del mismo a constituirse como uno de los usos artificiales más extendidos en todo el sector del Aljarafe en 2003.

Mapa 7.3.2. Subcuenca 3 - Aljarafe: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo



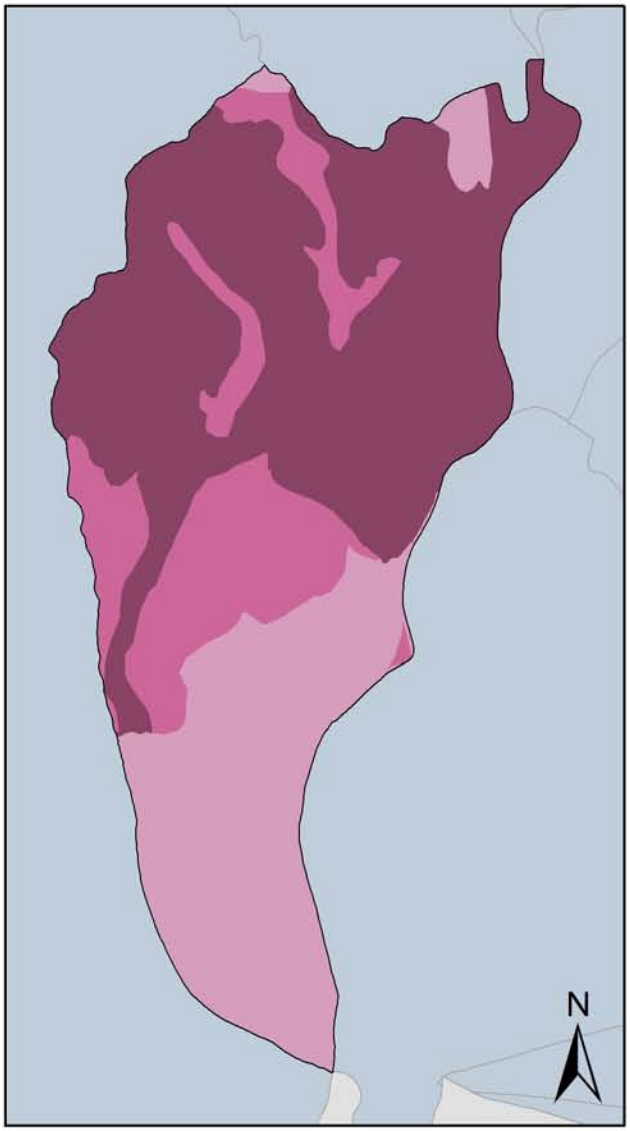
Litología (unidades)

- 23
- 33
- 25
- 41
- 26



Edafología (suelos dominantes)

- agua
- luvisol
- solonchak
- cambisol
- planosol
- vertisol
- fluvisol
- regosol

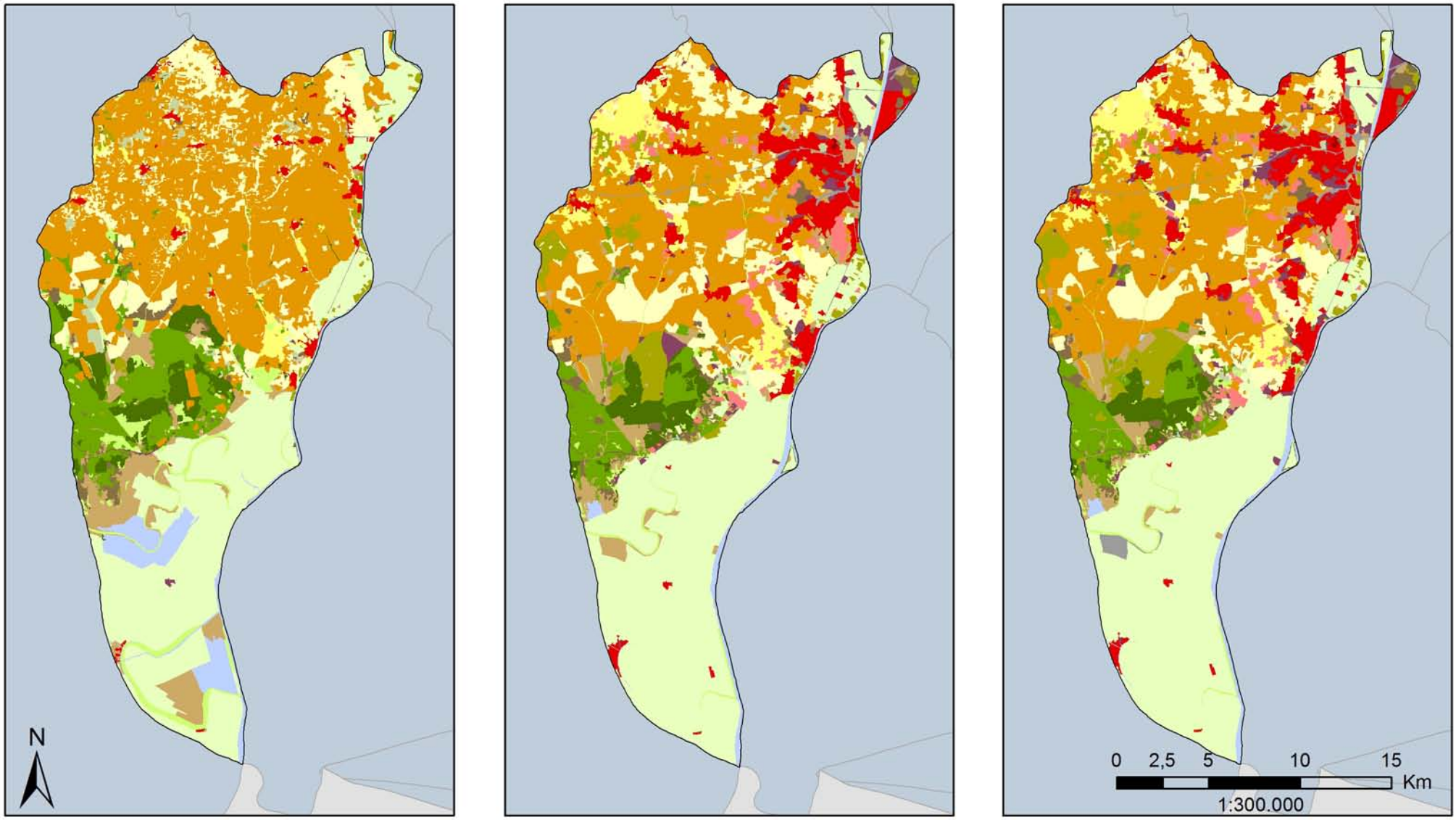


Grupo hidrológico de suelo

- B
- C
- D

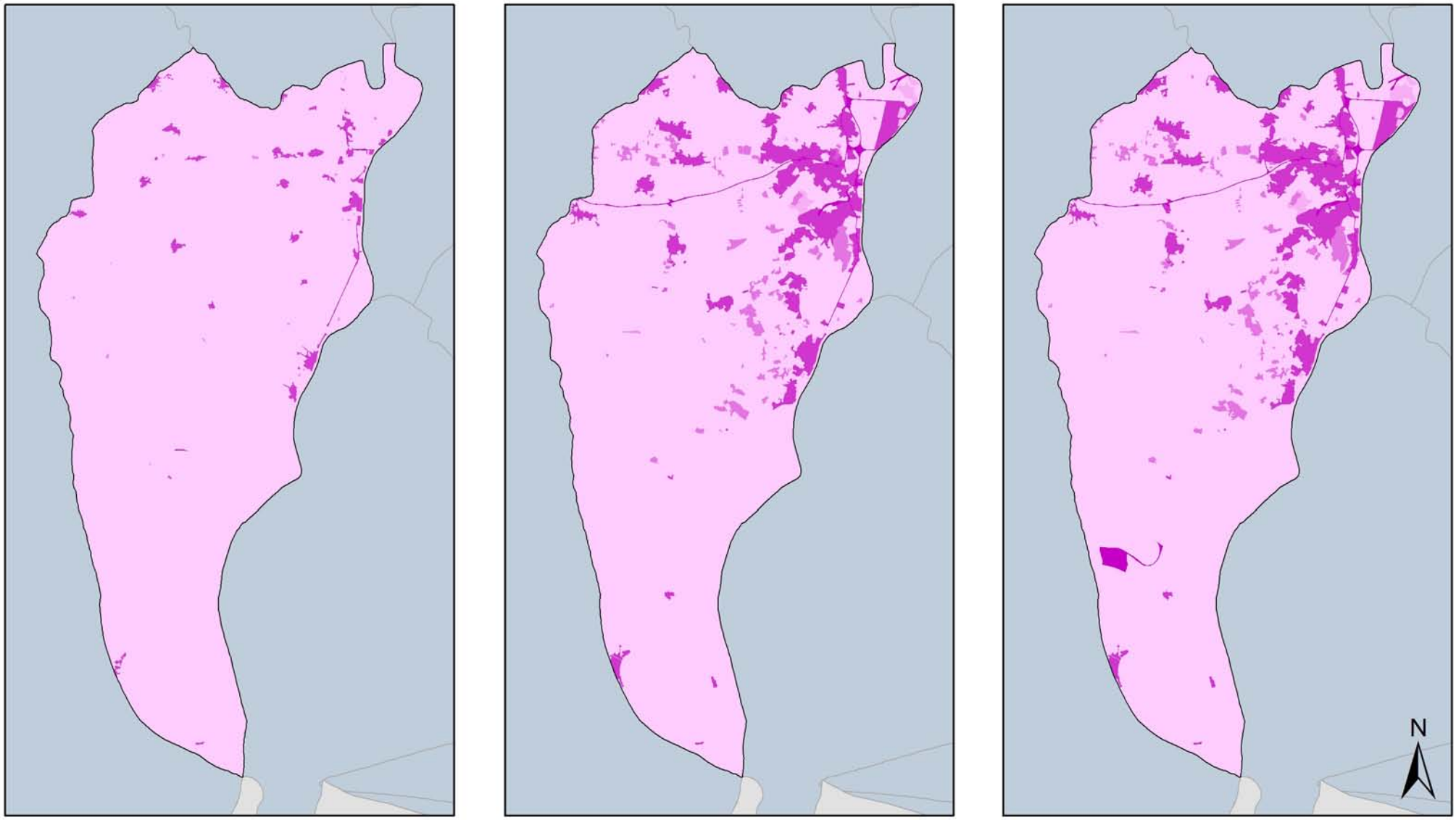
0 2,5 5 10 Km

1:300.000



Mapa 7.3.3. Subcuenca 3 - Aljarafe: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

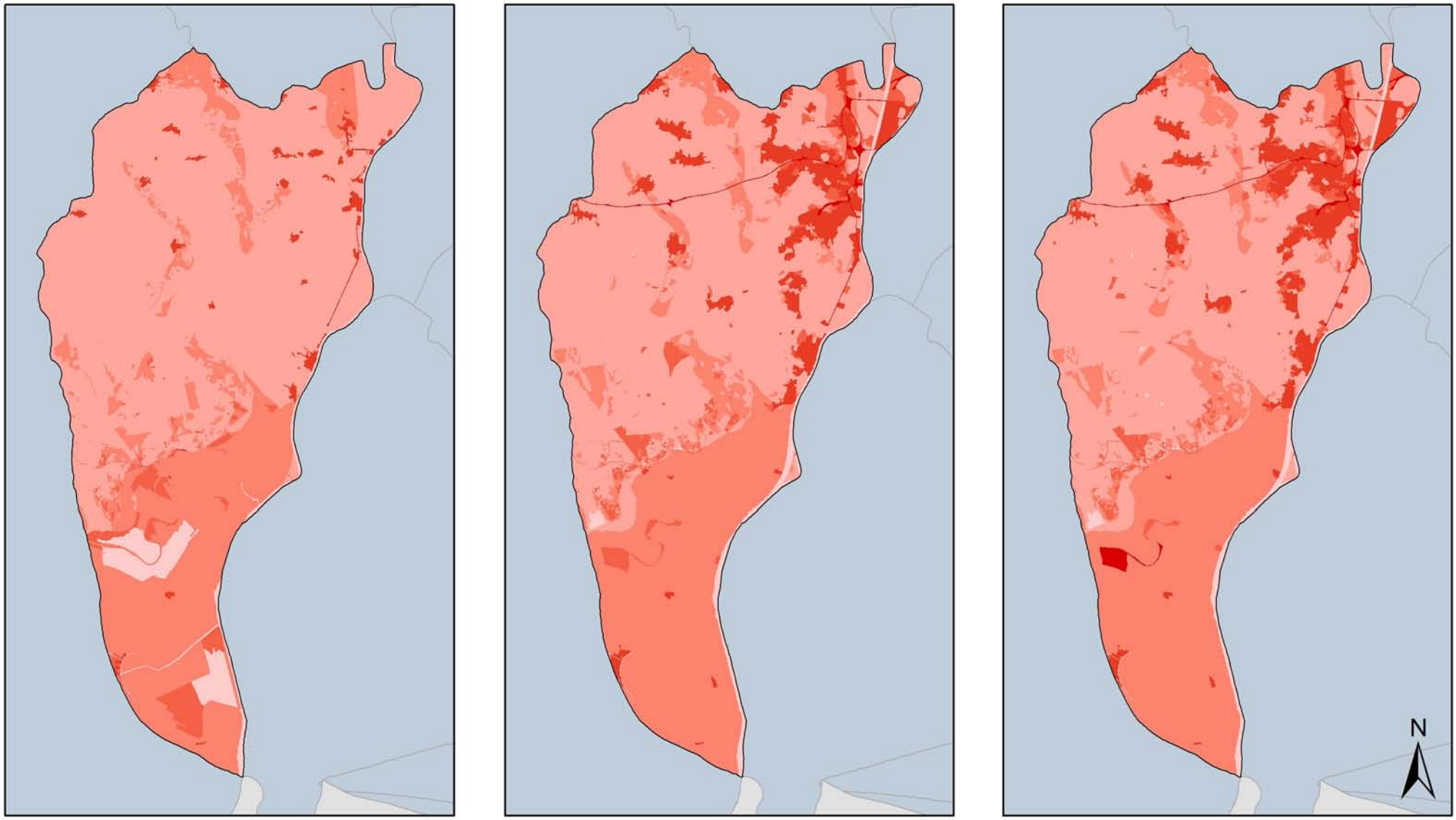


Mapa 7.3.4. Subcuenca 3 - Aljarafe: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 33% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

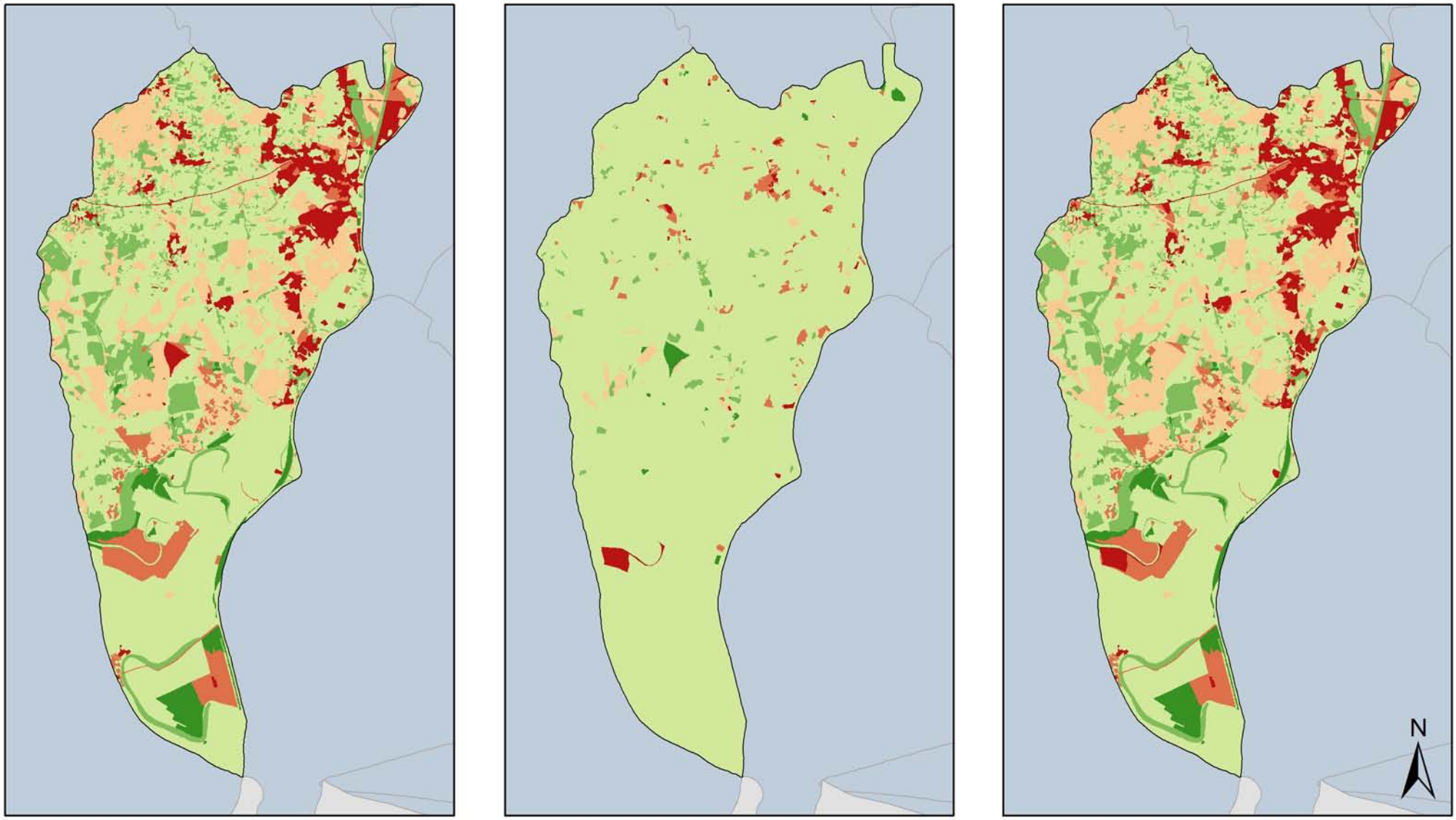


Mapa 7.3.5. Subcuenca 3 - Aljarafe: Escorrentía superficial media anual (cm)

0	5 - 10	20 - 30
0 - 5	10 - 20	30 - 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



Mapa 7.3.6. Subcuenca 3 - Aljarafe: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5	0	5 - 15
-5 - 0	0 - 5	> 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

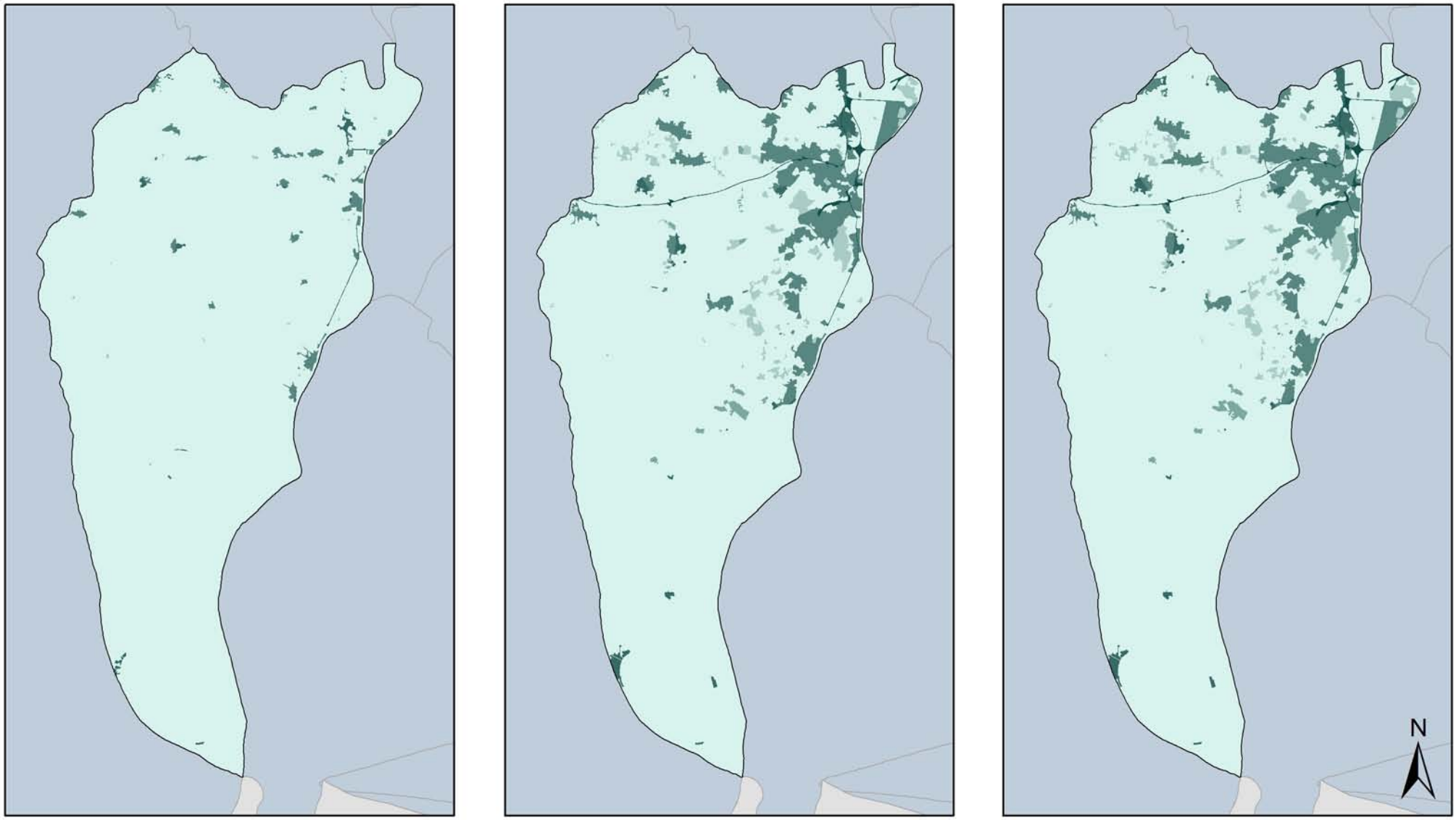


Mapa 7.3.7. Subcuenca 3 - Aljarafe: TSS (g/m^2 año)

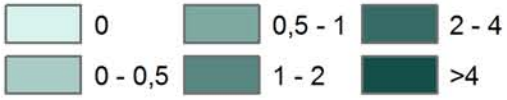
0
0 - 1
1 - 5
5 - 10
10 - 25
> 25

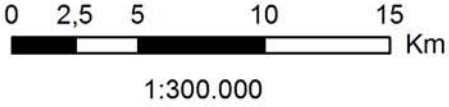
0 2,5 5 10 15 Km

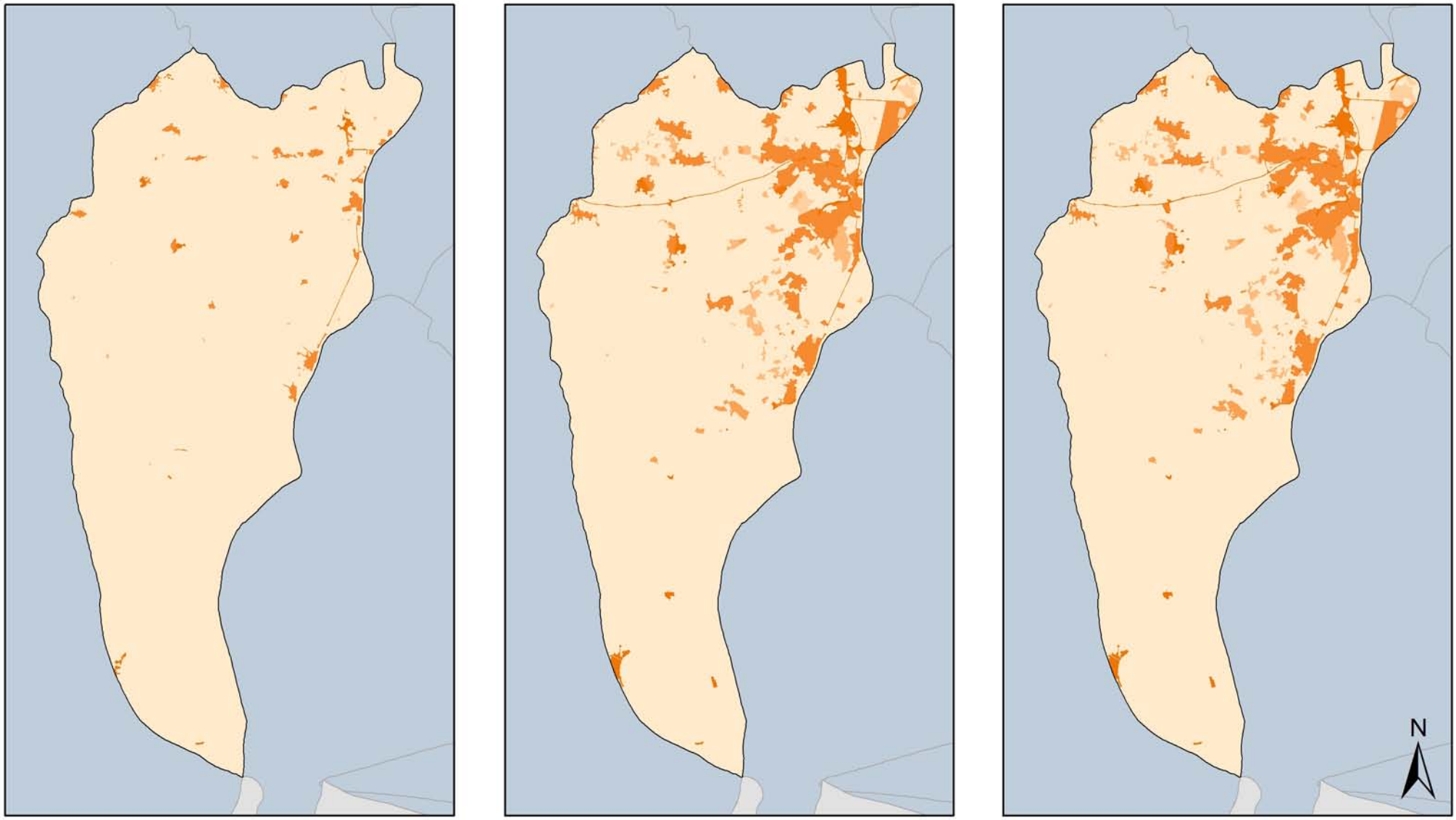
1:300.000



Mapa 7.3.8. Subcuenca 3 - Aljarafe: BOD (g/m^2 año)







Mapa 7.3.9. Subcuenca 3 - Aljarafe: COD (g/m^2 año)

0	1 - 5	15 - 30
0 - 1	5 - 15	>30

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



Mapa 7.3.10. Subcuenca 3 - Aljarafe: NH_4 (mg/m^2 año)

0
0 - 5
5 - 15
15 - 30
30 - 50
> 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



Mapa 7.3.11. Subcuenca 3 - Aljarafe: Pb (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 100
0 - 5	15 - 30	>100

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

7.7 Análisis de la Subcuenca 4: vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores

7.7.1 Descripción básica del ámbito de análisis

Ubicada en el margen izquierdo del Guadalquivir, la subcuenca 4 abarca el espacio comprendido entre las cuencas fluviales del Corbones y del Guadaíra. La superficie total de este ámbito es de 590,6 km^2. Desde el punto de vista territorial, la subcuenca comprende el sector de la vega del Guadalquivir situada al este del cauce, así como el conjunto de las terrazas fluviales y la fracción de la plataforma de los Alcores que vierte hacia el Guadalquivir. En conjunto, se trata de un territorio de topografía esencialmente llana, con un suave gradiente de altitud en sentido oeste-este; de esta forma, la vega se sitúa por debajo de los 50 metros, mientras que en el extremo oriental de la cuenca, en las proximidades de la cornisa de los Alcores, se alcanzan los 200 metros de altitud. Dado el carácter gradual del relieve, las pendientes son suaves en la mayor parte del ámbito, localizándose en el extremo oriental y nororiental las zonas con pendientes más elevadas (valores medios visiblemente mayores del 3%).

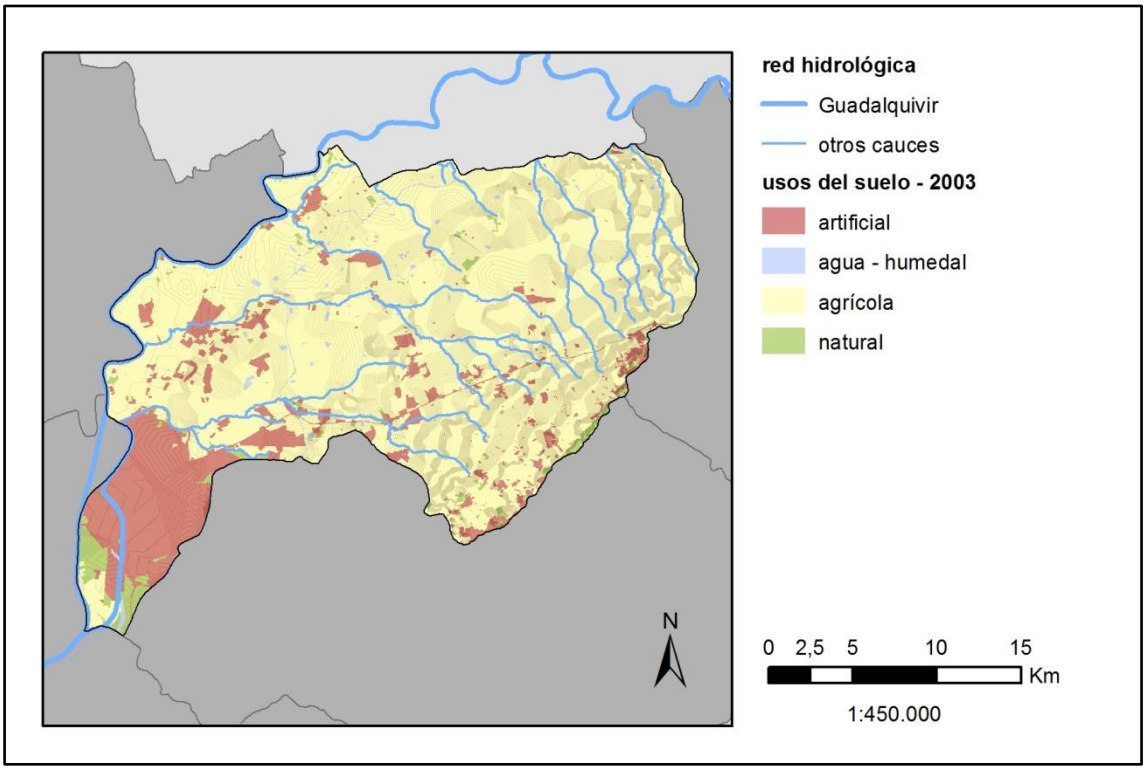
Figura 7.7 Vista del Guadalquivir al sur de la ciudad central



La red hidrográfica presenta una orientación sureste-noroeste en el sector septentrional de la subcuenca, mientras que en el resto del ámbito la orientación predominante es este-oeste. Los afluentes del Guadalquivir son numerosos en todo el ámbito, destacando en la zona norte de la cuenca los arroyos de las Adelfas, Guadajoz, Fuente de la Parra y del Cochino. En el tramo medio se sitúan los cursos de mayor longitud, como el arroyo de las Culebras, Bodegón

y de Doña María. Más al sur se localizan los cauces que van a desembocar en el entorno de la ciudad central: arroyo del Ciervo, Espartales, Miraflores y Tamarguillo. La modificación de los cursos de agua es intensa en este sector, afectando por ejemplo al Guadaíra (cuyo tramo canalizado actúa en parte como límite inferior de la cuenca) o al propio cauce del Guadalquivir en su desdoblamiento al paso por Sevilla.

Mapa 7.4.1 Subcuenca 4 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

En lo que respecta a la presencia de núcleos de población dentro de la subcuenca, destaca ante todo el caso de la ciudad central, que ocupa gran parte del extremo suroccidental del ámbito. El núcleo de Sevilla representa la mayor concentración de suelo impermeable de todo el territorio metropolitano; en el contexto del presente ámbito de estudio, esta trama continua de usos artificiales se ubica en un espacio donde la subcuenca se estrecha de forma considerable, adoptando una configuración espacial en forma de embudo. Como es lógico, los valores máximos para las variables sometidas a estudio se concentrarán en este entorno. Por su parte, el resto de la subcuenca muestra una presencia notable de núcleos de población, aunque con una extensión mucho más reducida que la ciudad central; entre los principales núcleos se encuentran Brenes y La Rinconada, en el área de la vega, y El Viso del Alcor, Mairena del Alcor y Carmona en la plataforma de los Alcores. En el ámbito de las terrazas se ubican un importante número de urbanizaciones residenciales, en su mayor parte pertenecientes al término municipal de Carmona.

7.7.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

La litología de la subcuenca se puede dividir en tres unidades principales, correspondientes a grandes rasgos con las subunidades territoriales que conforman este ámbito: vega, terrazas y Alcores. Así, en la vega del Guadalquivir el sustrato litológico corresponde a arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23 del *Mapa Litológico de Andalucía*). Por su parte, las terrazas se ubican sobre conglomerados, arenas, lutitas y calizas (unidad 41). Finalmente, la plataforma de los Alcores se sitúa sobre un sustrato conformado por calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33).

La composición edáfica de este territorio también presenta una variación a lo largo de este eje oeste-este. La vega del Guadalquivir comprende suelos de tipo fluvisol calcáreo (unidad 2 del *Mapa de Suelos de Andalucía*). Son suelos jóvenes, con escaso desarrollo morfológico pero con un horizonte A influenciado por las labores de cultivo; generalmente profundos y bien drenados, presentan un escurrimiento superficial medio y una permeabilidad de rápida a moderadamente lenta. Con una disposición anexa a los fluvisoles se encuentra una franja dominada por cambisoles cálcicos (unidad 42), cuya textura típica es francoarenosa o más fina en el horizonte cámbico. Se localizan en este ámbito inclusiones de regosoles calcáreos, fluvisoles calcáreos y luvisoles cálcicos.

El ámbito de las terrazas presenta una mayor heterogeneidad en cuanto a la composición edáfica. Abundan los suelos pardo-rojizos y rojos, más o menos profundos, en muchos casos formados por la erosión, arrastre y sedimentación de antiguos suelos rojos. También están presentes suelos pardos, que presentan de forma general una estructura compacta, mala permeabilidad con carácter puntual, y una buena diferenciación en horizontes (horizonte B con textura limoarcillosa). Las características de estos suelos varían con la altitud, aumentando la presencia de costras calizas o de pedregosidad superficial conforme se asciende a los niveles superiores de terrazas. El Mapa de Suelos ubica en este ámbito dos unidades edáficas predominantes. Por un lado, las zonas dominadas por luvisoles cálcicos y crómicos (unidad 58 del Mapa de Suelos), que corresponden a los mencionados suelos rojos y pardo-rojizos, y los planosoles (unidad 61), que se identifican con los suelos bien diferenciados en horizontes y con un horizonte subsuperficial que dificulta el drenaje. Adicionalmente, se sitúan también en este ámbito zonas dominadas por vertisoles (unidades 22 y 23), de textura arcillosa; su distribución se relaciona con el trazado de los principales cursos de agua. Por último, en el extremo norte de la cuenca se encuentran asociaciones de luvisoles cálcicos, crómicos y gleicos (unidad 59), con rasgos similares a la unidad 61.

Sobre la plataforma de los Alcores aparecen de nuevo suelos rojos y pardo-rojizos, de textura arenosa fina o arenolimosa, estructura granular y buena permeabilidad. En el Mapa de Suelos estarían representados por la unidad 47 (asociación de cambisoles cálcicos y luvisoles cálcicos y crómicos) y la mencionada unidad 58. También se localizan en la parte sur de este sector zonas dominadas por los regosoles calcáreos (unidad 13), de textura media y buen drenaje.

La tabla 7.4.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.4.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico
2	Fluvisoles calcáreos	B
13	Regosoles calcáreos	B
22, 23	Vertisoles	D
42	Cambisoles cálcicos	B
47, 58	Cambisoles cálcicos, luvisoles cálcicos y crómicos	B
59	Luvisoles cálcicos, crómicos y gleicos	C
61	Planosoles eútricos	C

7.7.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

La subcuenca presenta un marcado predominio de la matriz agrícola, que representa casi un 80% de la superficie total del ámbito. El cultivo herbáceo es el uso dominante, si bien la presencia de cultivos leñosos de regadío en la vega y de cultivos leñosos de secano en las terrazas es también destacable. Los usos artificiales se localizan fundamentalmente en el extremo sur de la subcuenca, alrededor de la ciudad central; su peso en la composición global del paisaje no es despreciable, representando un 12% de la extensión total del ámbito en el año 2003. Predomina dentro de esta tipología el tejido urbano y las áreas comerciales. Por su parte, las urbanizaciones residenciales tienen una presencia significativa en toda el área de las terrazas, donde se distribuyen de forma más o menos dispersa en la matriz agrícola. Finalmente, la cobertura natural representa una fracción minoritaria del territorio (menos de un 5% del total en 2003), localizándose las mayores extensiones de esta tipología al sur de la ciudad central (pastizal no arbolado) y, en menor medida, en el ámbito de los Alcores.

La tabla 7.4.2 muestra la proporción de los diversos usos y coberturas del territorio correspondiente a las tres etapas de estudio. Se puede observar el importante proceso de transformación que ha sufrido la matriz agrícola, debido sobre todo a la conversión de grandes extensiones de olivar (uso predominante en 1956) en zonas de cultivo herbáceo de regadío. El cultivo leñoso de regadío también se ha visto incrementado en toda el área de la vega, contribuyendo adicionalmente al retroceso del olivar. La presencia de masas de agua se ve incrementada precisamente como consecuencia de la expansión del regadío, debido a la proliferación de balsas de riego por toda la matriz agrícola. En todo caso, los cultivos leñosos de secano presentan una cierta recuperación para el periodo 1999-2003. Por otro lado, los porcentajes muestran el potente avance de los usos artificiales, destacando en términos relativos el crecimiento del tejido urbano y las urbanizaciones residenciales. Se observa asimismo un incremento continuo de los espacios sin vegetación y en construcción, lo cual es un indicador de que el proceso de crecimiento urbanístico se mantiene activo al final del periodo de estudio.

Finalmente, cabe destacar el visible retroceso que experimentan las formaciones de vegetación natural. Si bien los pastizales muestran una cierta tendencia positiva en términos

globales, las masas forestales ven reducida de forma muy significativa su superficie para el conjunto del periodo de estudio, retrocediendo a una quinta parte de su extensión inicial y quedando por tanto reducidas a una porción marginal del territorio.

Tabla 7.4.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	3,03	8,00	8,10
Urbanizaciones residenciales	0,18	2,75	2,76
Infraestructuras ferroviarias y técnicas	0,05	0,20	0,20
Áreas impermeables	0,22	1,11	1,15
Agua / humedal	1,29	1,63	1,80
Cultivo herbáceo secano	8,84	30,22	28,17
Cultivo herbáceo regadío	14,96	29,51	27,16
Cultivo leñoso secano	58,53	6,84	8,19
Cultivo leñoso regadío	1,19	11,55	14,02
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	0,75	0,15	0,18
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	1,70	0,61	0,49
Cultivos mixtos de secano y regadío	0,63	1,14	1,12
Masa forestal clara	1,70	0,45	0,45
Masa forestal media	2,54	0,33	0,33
Masa forestal espesa	0,81	0,17	0,17
Pastizal sin arbolado	2,02	2,68	2,53
Pastizal arbolado / zonas verdes	1,04	1,01	1,04
Espacios sin vegetación / en construcción	0,53	1,64	2,14

7.7.4 Resultados del análisis

La tabla 7.4.3 muestra los resultados obtenidos para cada una de las variables sometidas a análisis. Destaca ante todo el elevado porcentaje de impermeabilización de la subcuenca, cercano al umbral del 10% en las etapas de estudio más recientes. Los valores relativos a la producción de escorrentía son también relativamente elevados en comparación con el resto de las subcuencas, principalmente como consecuencia de la intensa modificación de la hidrología local en el sector de la ciudad central. En todo caso, cabe destacar la descompensación existente entre el entorno del núcleo urbano de Sevilla y el resto de la subcuenca, que posee un carácter mayoritariamente agrícola y presenta unos niveles de impacto hidrológico notablemente inferiores. Por ello, el examen pormenorizado de algunas cuencas secundarias ubicadas en el entorno rural mostraría un grado de afección mucho menor que el obtenido para el conjunto de la subcuenca. Aún así, ciertas áreas muestran un alto grado de producción de escorrentía a pesar de la nula presencia de usos impermeables; destaca en este sentido el sector nororiental de la subcuenca, debido a la conjunción de un sustrato de carácter arcilloso con un predominio de los cultivos herbáceos de secano.

Si se exceptúa el entorno de la ciudad central, donde se puede observar un incremento neto de las áreas impermeabilizadas y con fuerte producción de escorrentía, el resto de la subcuenca presenta un panorama mucho más complejo en cuanto a la evolución de estas variables entre 1956 y 2003. La distribución espacial de las zonas donde se ha producido un incremento o un descenso de la escorrentía superficial muestra un patrón en mosaico, que responde básicamente a las pautas de cambio de uso en la matriz agrícola para este periodo. En el entorno de la vega (sector occidental de la subcuenca) se observa cómo la expansión de

los cultivos leñosos en riego ha propiciado un descenso local de los niveles de escorrentía en ciertas áreas; a su vez, aparecen zonas con un incremento moderado de la escorrentía (en aquellos lugares donde los cultivos herbáceos han sustituido al olivar) y áreas que presentan un aumento significativo (principalmente, ámbitos donde se ha producido desarrollos de tipo artificial).

Tabla 7.4.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	3,01	9,33	9,45
Escorrentía media anual - altura (cm)	2,56	4,28	4,31
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	20,35 10^6	25,30 10^6	25,47 10^6
TSS (kg / año)	195,14 10^3	760,21 10^3	778,53 10^3
BOD (kg O_2 / año)	36,66 10^3	124,33 10^3	126,87 10^3
COD (kg O_2 / año)	492,10 10^3	1538,24 10^3	1561,04 10^3
NH_4^+ (kg / año)	23,72	474,07	475,91
PB (kg / año)	484,64	1706,10	1740,77

En las terrazas, el proceso más extendido ha sido la sustitución del olivar por cultivos herbáceos de secano, con lo que se comprueba un aumento general, aunque moderado, de los niveles iniciales de escorrentía; los incrementos más rotundos aparecen en las zonas donde se han producido desarrollos residenciales de baja densidad. No obstante, entre 1999 y 2003 se observa en este entorno una cierta reversión de este proceso, debido en parte a la aparición de zonas donde aumenta la superficie dedicada a cultivos leñosos.

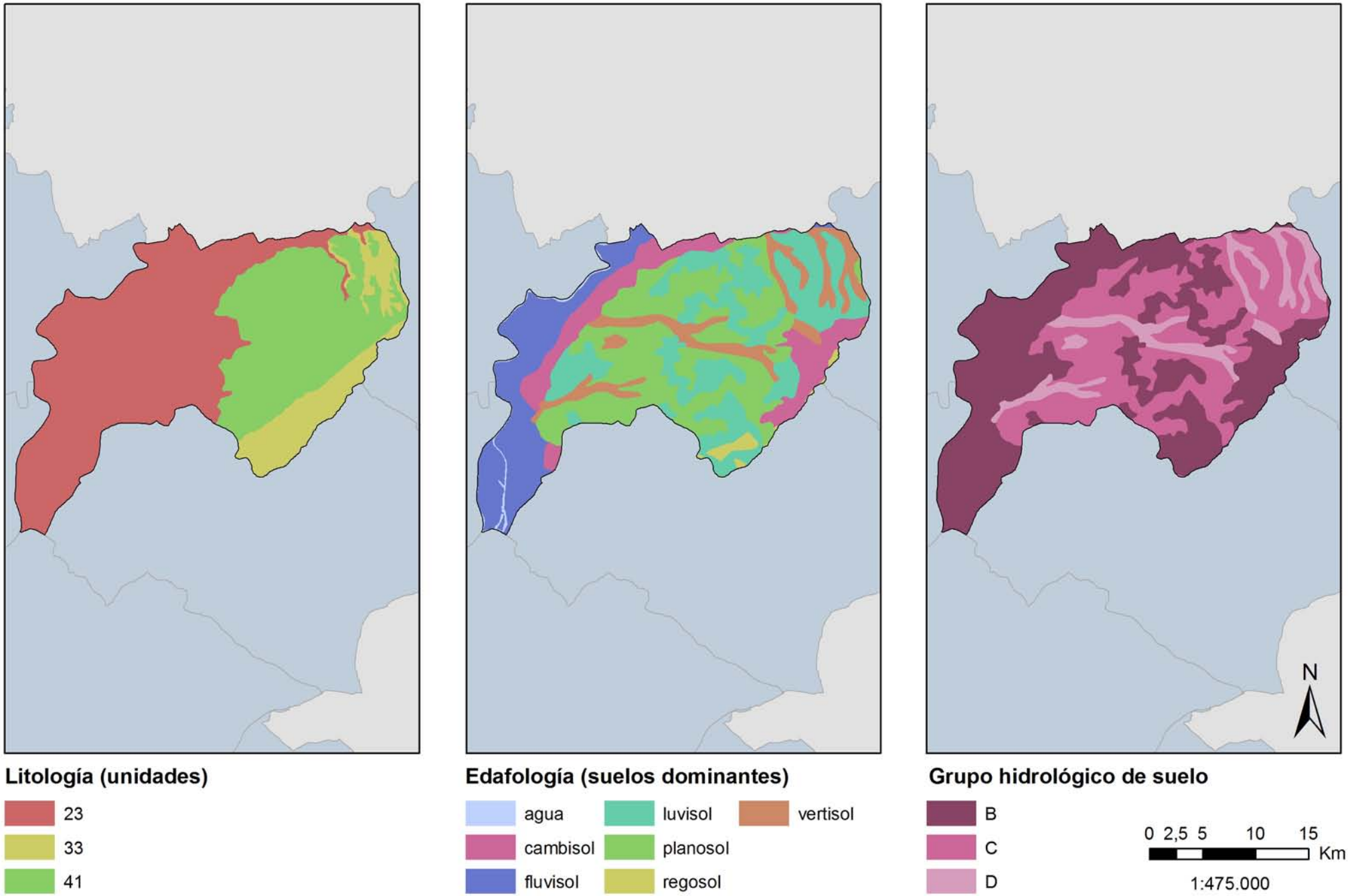
El ámbito de los Alcores presenta una evolución mixta en la que se alternan, en un intrincado mosaico, áreas donde se ha producido un descenso del volumen de escorrentía (zonas dominadas por cultivos leñosos y mixtos, principalmente) y áreas donde se observa un incremento de esta variable (zonas donde se ha producido un desarrollo urbanístico), sobre todo en la franja más cercana a la cornisa.

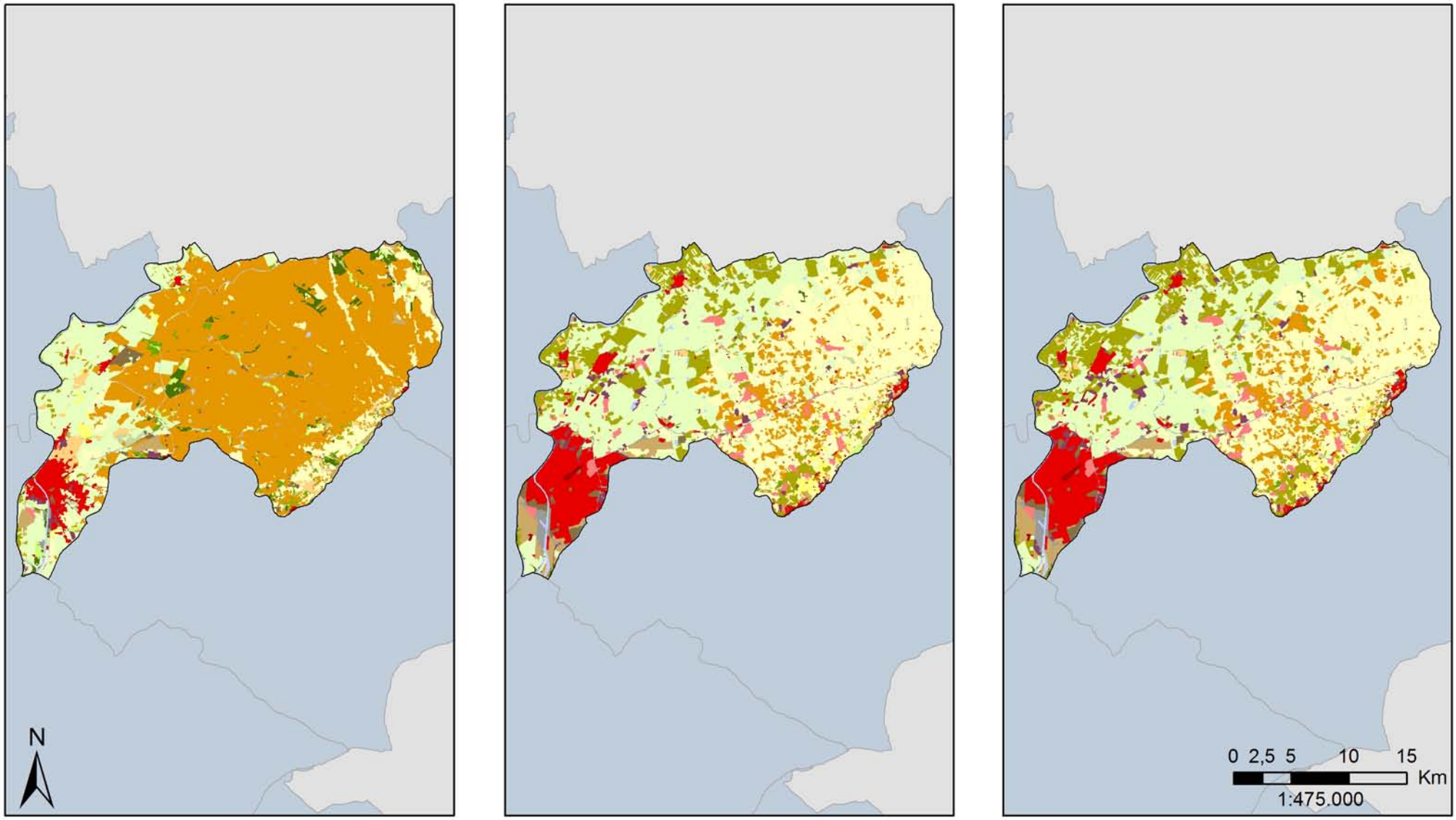
Como caso particular, cabe destacar la aparición de la autovía A-4 en su tramo Sevilla – Carmona. El efecto local sobre las variables hidrológicas es notable en relación a la situación inicial en 1956. De forma indirecta, esta infraestructura favorece la expansión de ciertos usos artificiales (principalmente urbanizaciones residenciales) en el seno de la matriz rural, como consecuencia de la mejora de las comunicaciones con la ciudad central.

En lo que respecta a la producción de contaminación difusa, la concentración de usos artificiales asociada a la ciudad central propicia unos valores elevados para cada uno de los diferentes contaminantes analizados. Al igual que se ha comentado para el caso de la escorrentía superficial, la distribución espacial de estas variables es muy irregular para el conjunto de la subcuenca, concentrándose de forma clara en el ámbito de la ciudad de Sevilla y a lo largo del trazado de la autovía A-4, y asumiendo un carácter más fragmentario y disperso en el caso de los núcleos urbanos (sobre todo en la vega y los Alcores), residenciales (principalmente en las terrazas) o industriales que salpican la matriz agrícola del paisaje.

La evolución de los diversos contaminantes es paralela al incremento global de la impermeabilización del suelo, alcanzando los niveles estimados para 2003 un valor más de tres veces superior a los estimados para 1956. Al igual que en otras subcuencas, la excepción a esta tendencia viene representada por el amonio, que al final del periodo de estudio ve multiplicada por 20 su producción inicial, como consecuencia de la expansión de las urbanizaciones residenciales de baja densidad. Como se puede observar en la cartografía, es el único contaminante cuyas principales áreas de origen se concentran fundamentalmente en el seno del paisaje agrícola.

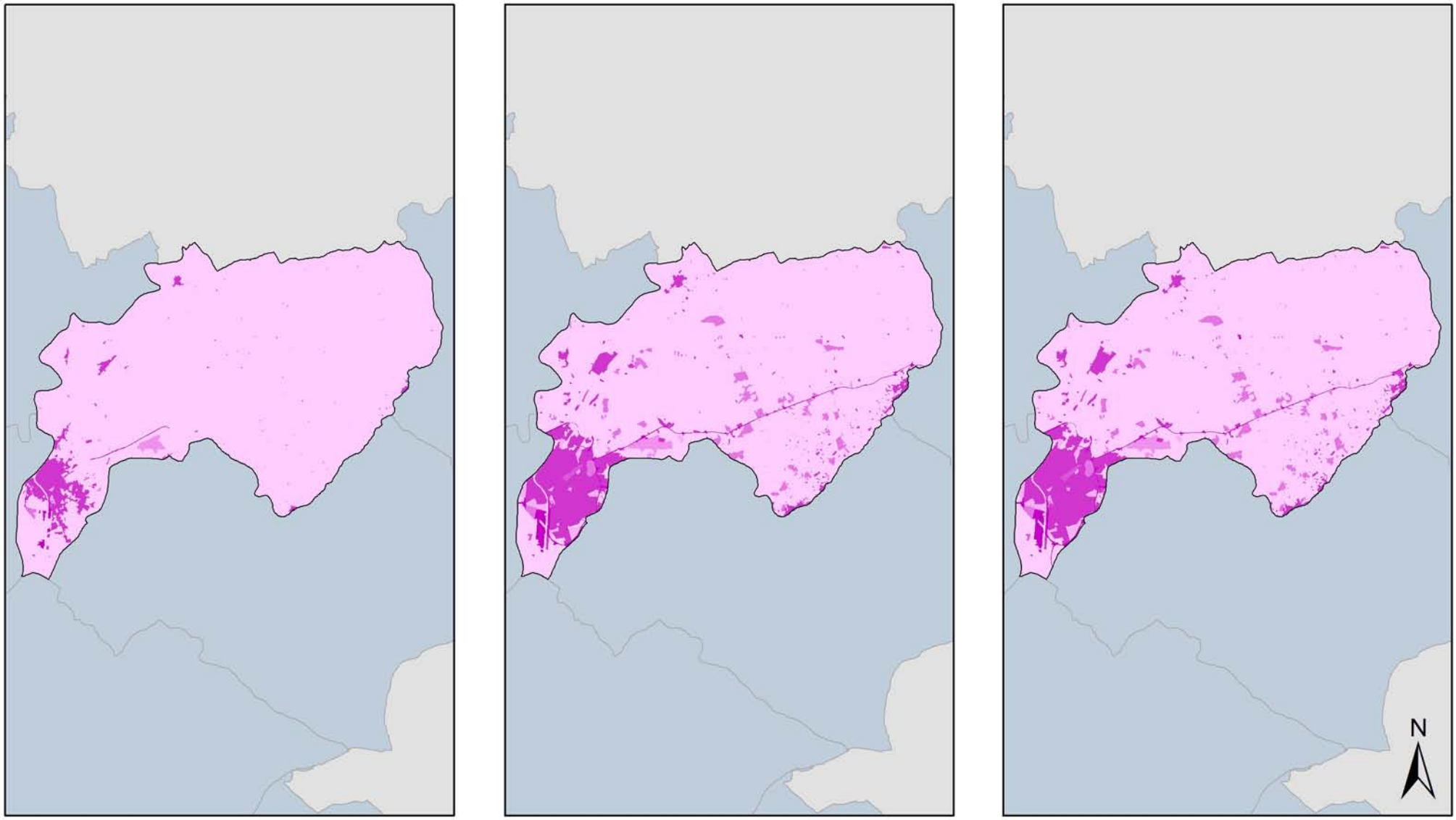
Mapa 7.4.2. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo



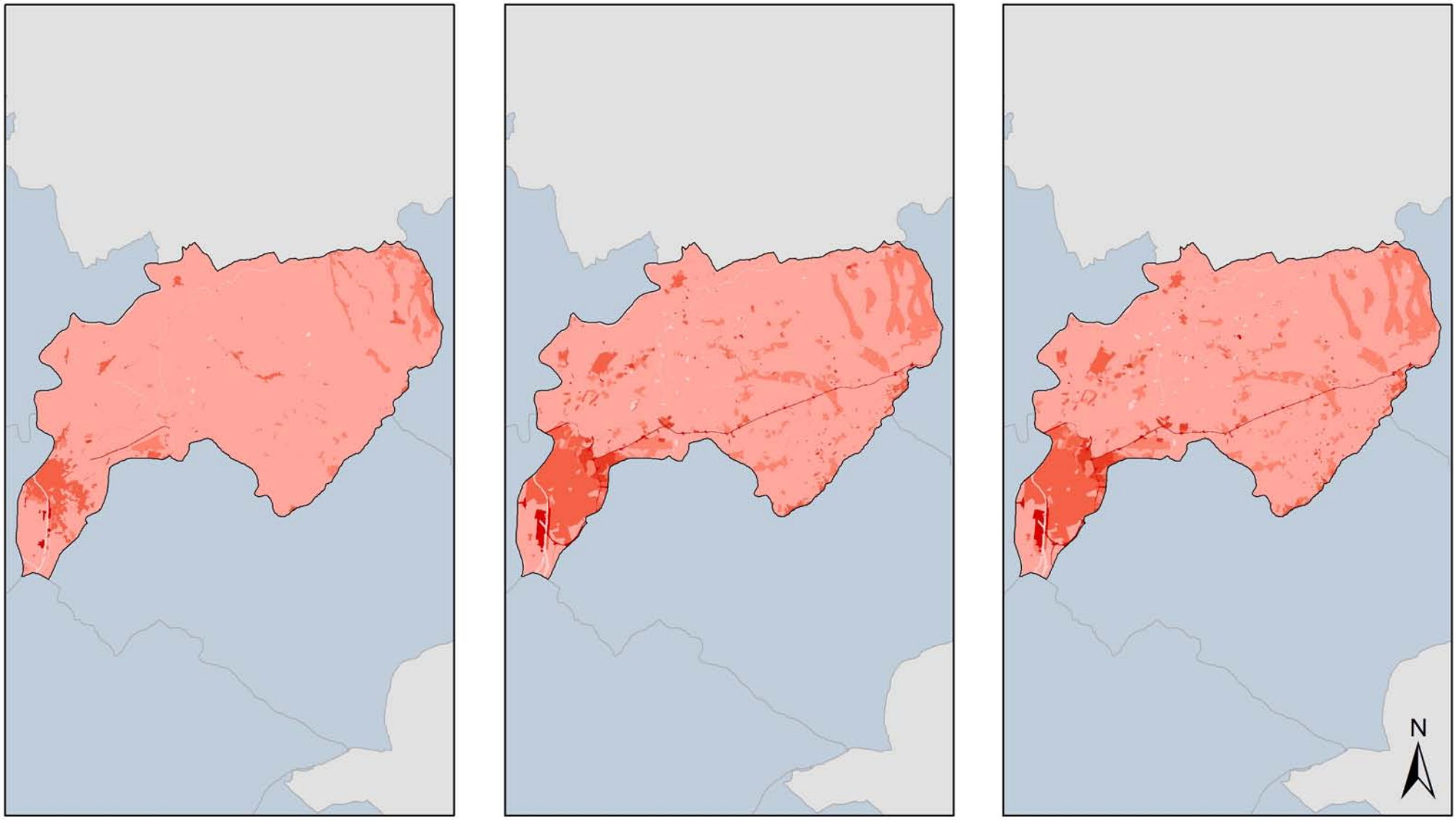


Mapa 7.4.3. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion



Mapa 7.4.4. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Porcentaje de impermeabilización del suelo

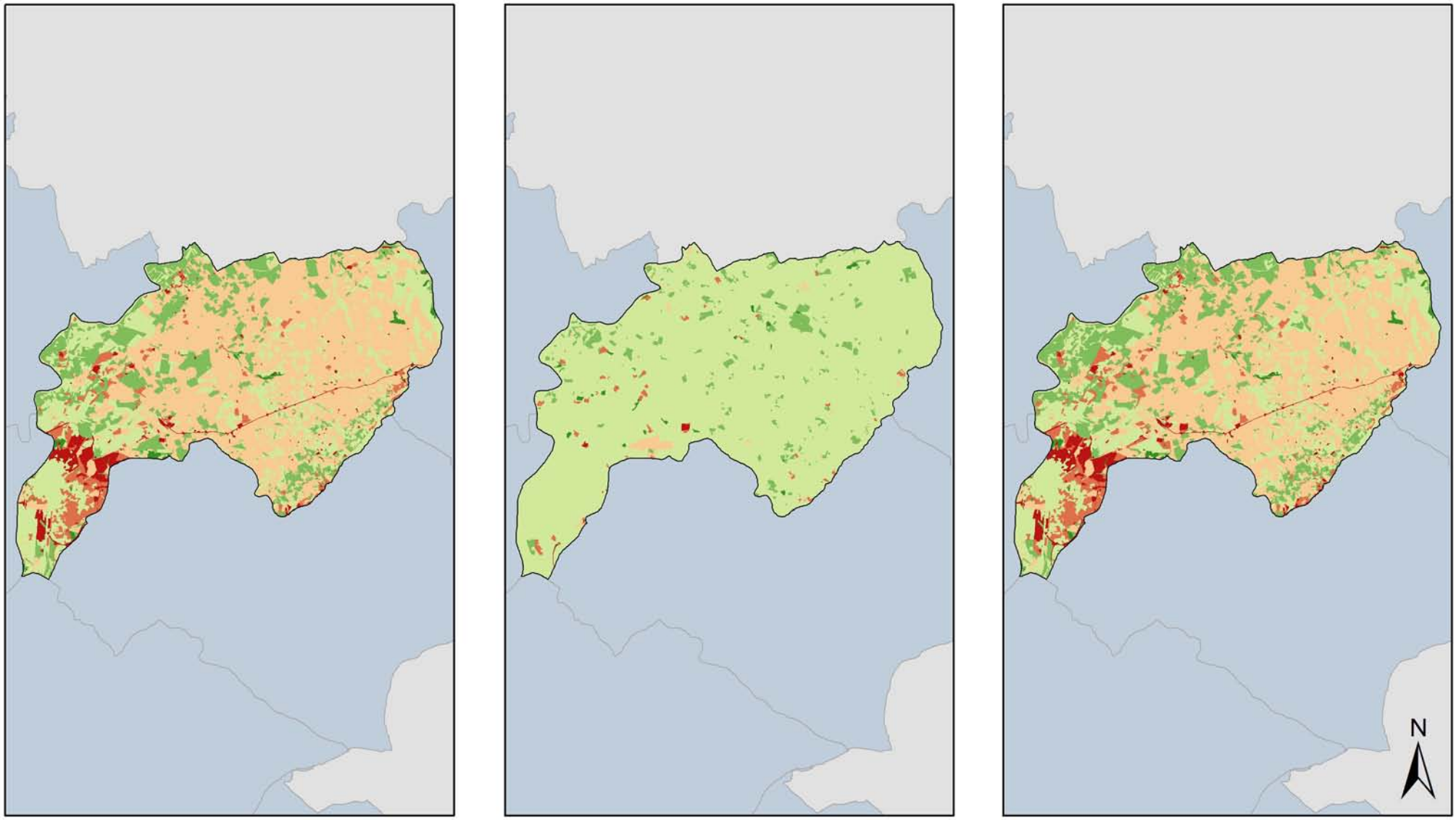


Mapa 7.4.5. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Escorrentía superficial media anual (cm)

0	5 - 10	20 - 30
0 - 5	10 - 20	30 - 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000

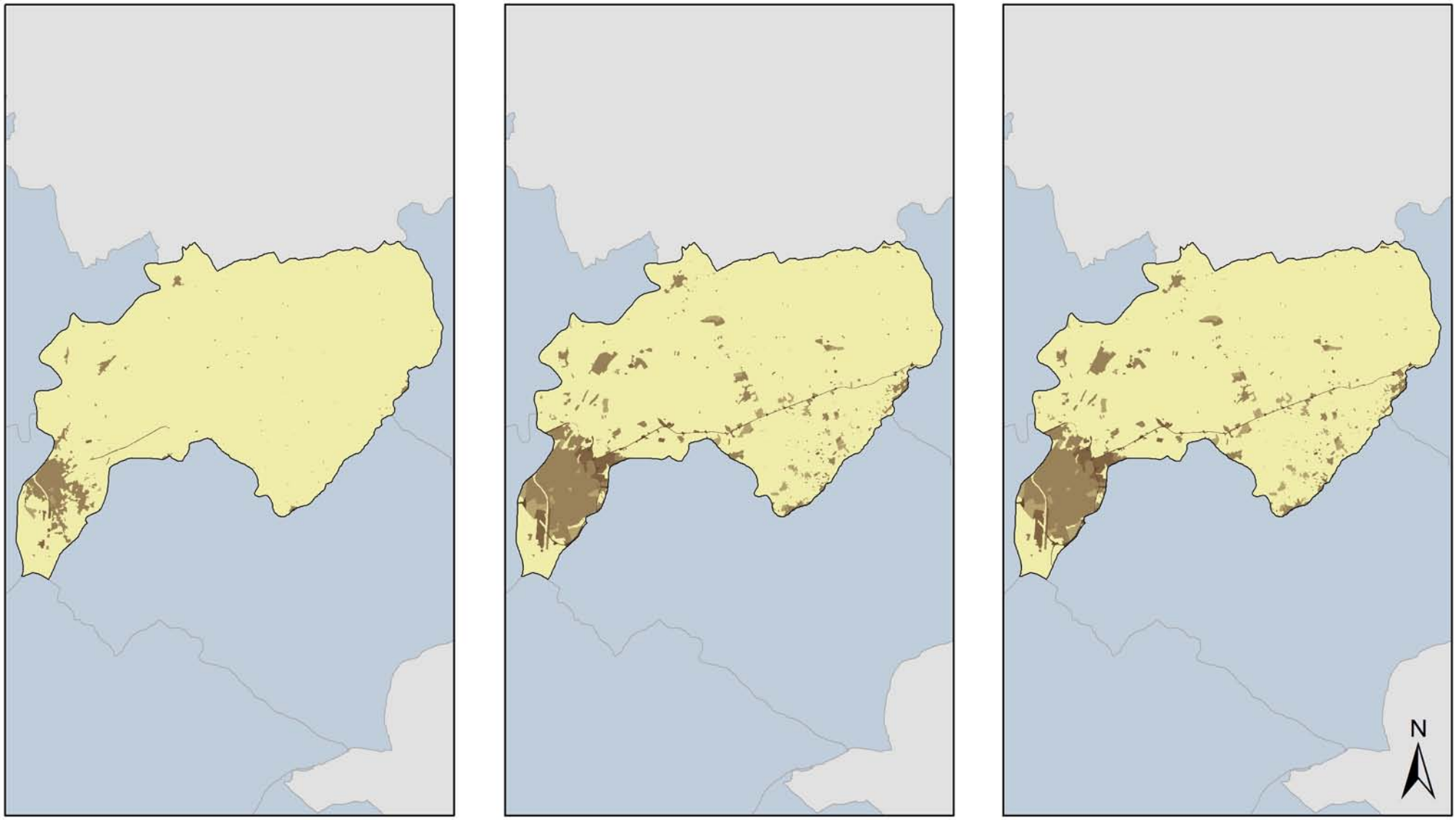


Mapa 7.4.6. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Variación de escorrentía media anual (cm)

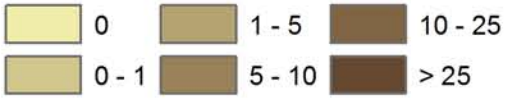
< -5	0	5 - 15
-5 - 0	0 - 5	> 15

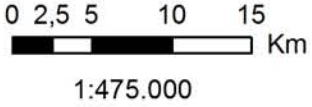
0 2,5 5 10 15 Km

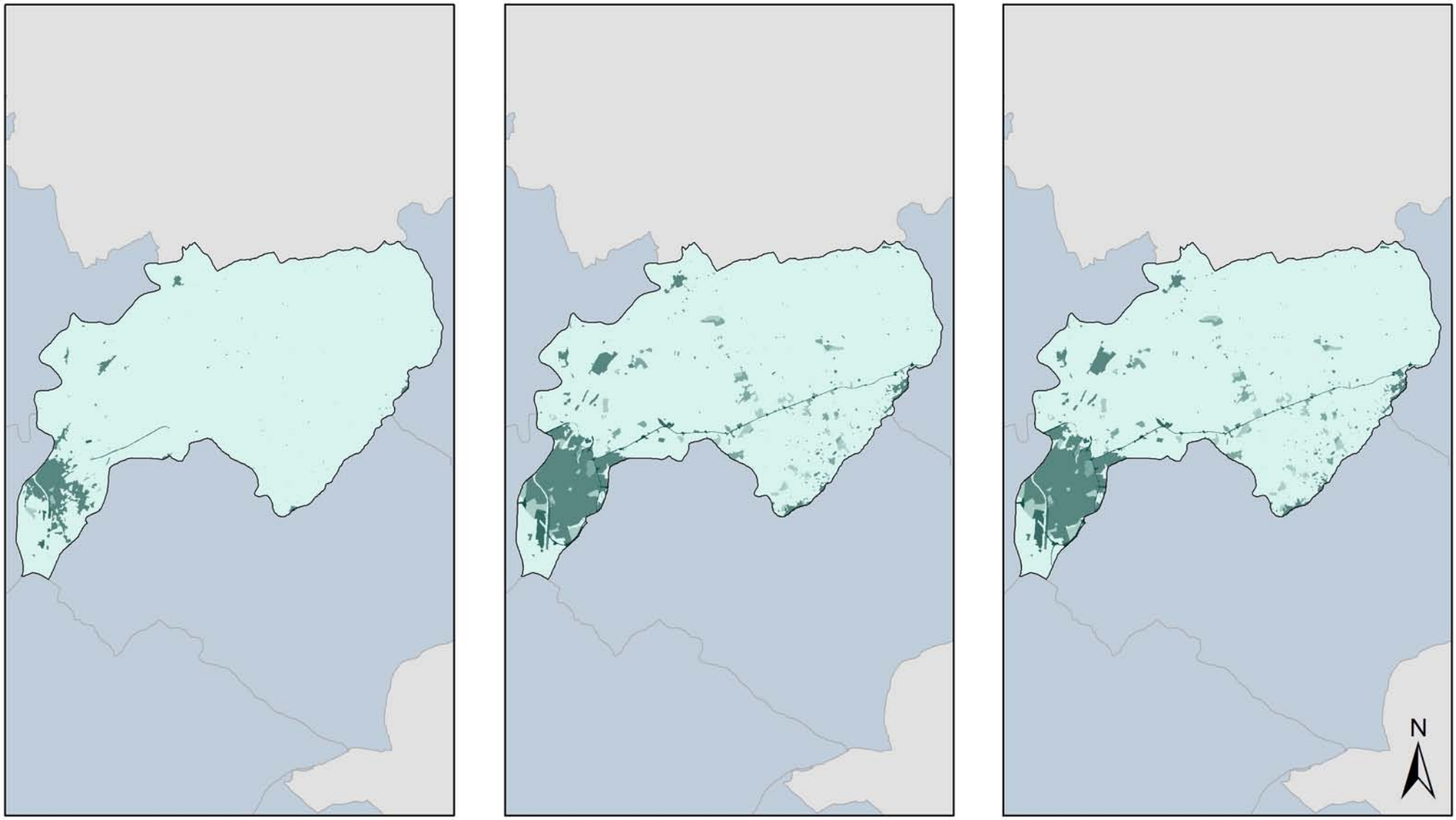
1:475.000



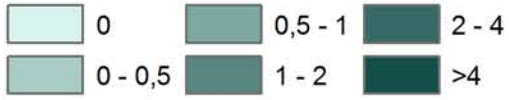
Mapa 7.4.7. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: TSS (g/m^2 año)

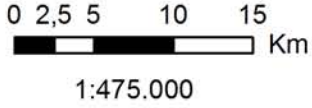


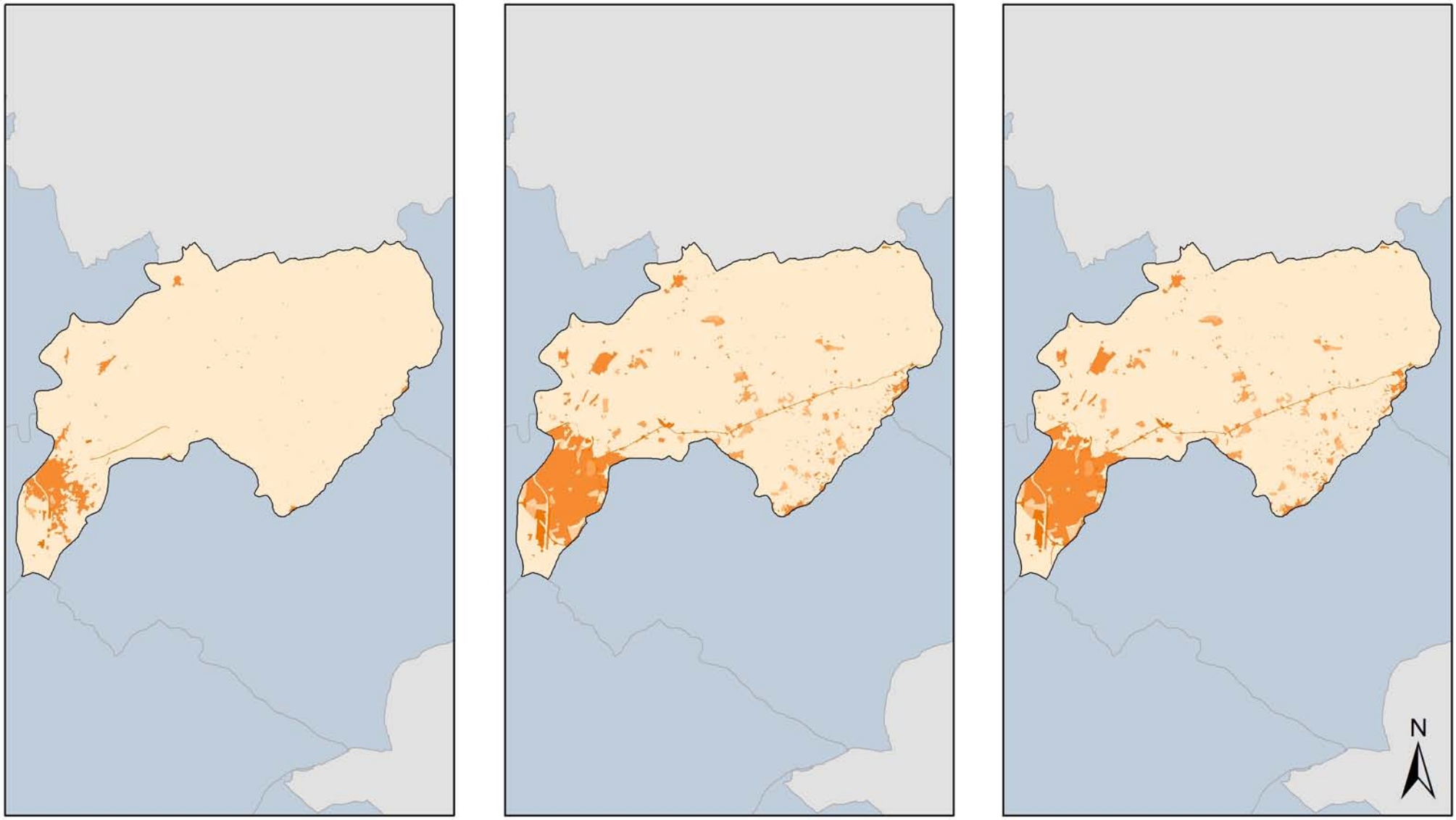




Mapa 7.4.8. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: BOD (g/m^2 año)





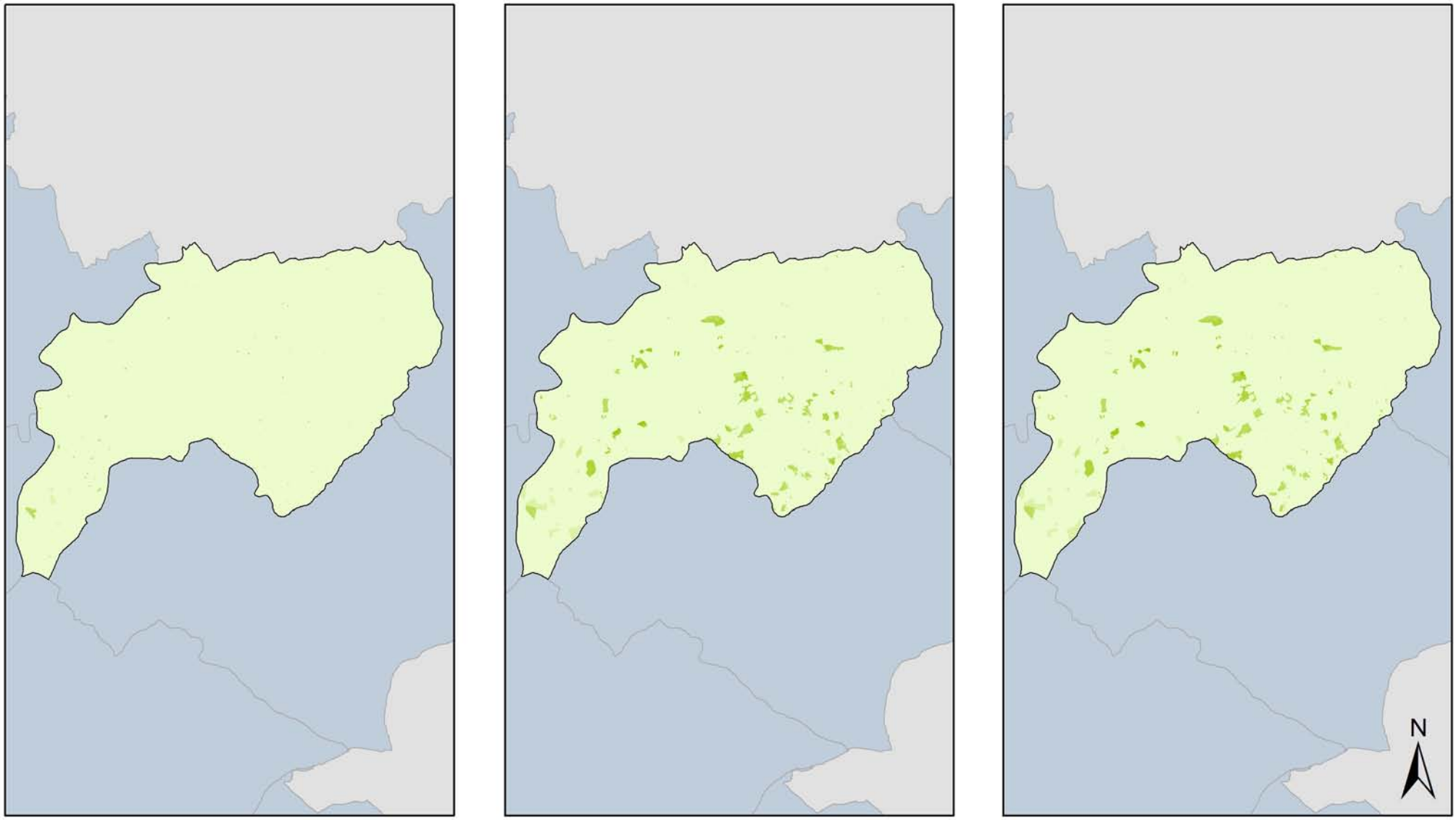


Mapa 7.4.9. Subcuenca 4 - Vegas, Terrazas y Alcores: COD (g/m^2 año)

0
0 - 1
1 - 5
5 - 15
15 - 30
>30

0 2,5 5 10 15
Km

1:475.000

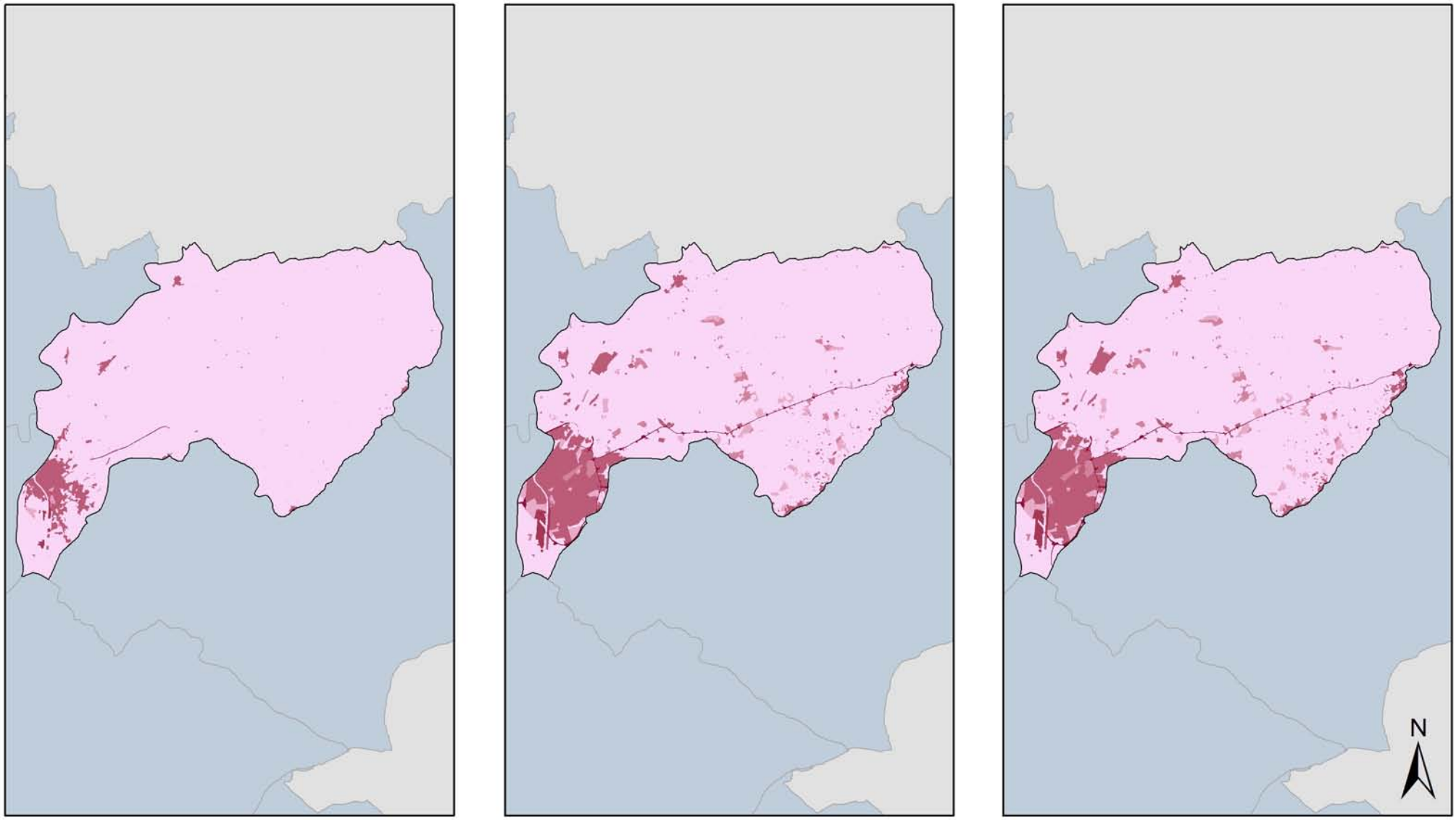


Mapa 7.4.10. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: NH_4 (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 50
0 - 5	15 - 30	> 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000



Mapa 7.4.11. Subcuenca 4 - Vega, Terrazas y Alcores: Pb (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 100
0 - 5	15 - 30	>100

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000

7.8 Análisis de la Subcuenca 5: Corbones

7.8.1 Descripción básica del ámbito de análisis

Con una superficie de 370,9 km^2, el ámbito de la subcuenca 5 abarca la totalidad de la cuenca del río Corbones, así como la pequeña cuenca del arroyo Azanaque, afluente directo del Guadalquivir localizado en el extremo nororiental del territorio metropolitano. En términos territoriales, la subcuenca engloba el extremo septentrional de la plataforma y la cornisa de los Alcores, junto con el sector más septentrional de la campiña de Carmona. En conjunto, se trata de un paisaje de carácter muy homogéneo, con una marcada vocación agrícola y escasos elementos de tipo artificial o natural. La topografía presenta un carácter muy variable a lo largo del ámbito. La cornisa es el principal hito del relieve, alcanzando en algunos puntos cotas superiores a los 200 metros. El valle del Corbones se sitúa en su mayor parte entre los 50 y los 100 metros, si bien desciende por debajo de este rango en el tramo más próximo a la confluencia con el Guadalquivir. En el extremo septentrional de la unidad el relieve es acolinado, con pendientes más pronunciadas que en el resto de la campiña, y con una altura superior a los 100 metros; estos mismos rasgos se localizan también en un área más reducida en el extremo sur de la subcuenca.

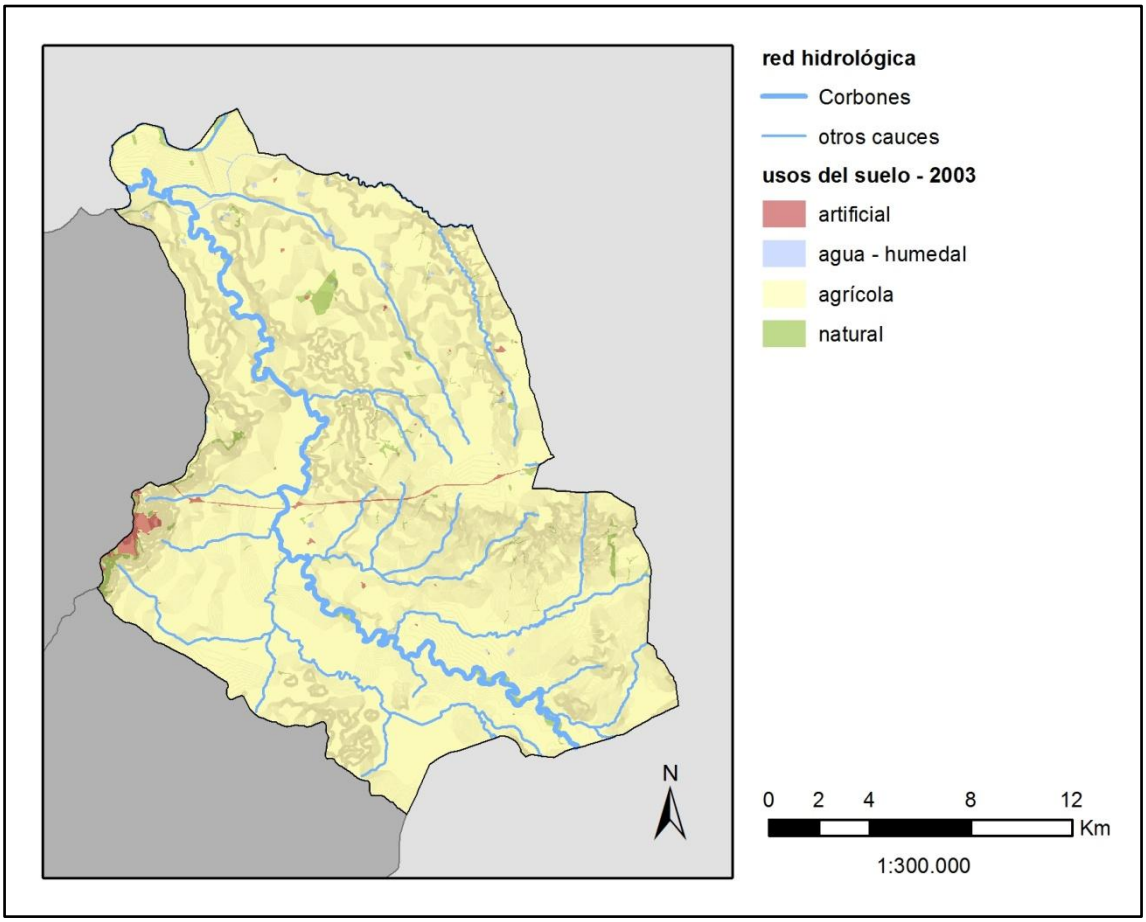
Figura 7.8 El río Corbones a su paso por la campiña de Carmona



El río Corbones es el principal eje fluvial y territorial de la subcuenca, con una disposición sureste-noroeste. Presenta numerosos afluentes a lo largo de su recorrido: en la margen derecha, destacan los arroyos de Masegoso, de la Higuera, de Matasanos y de la Aljabara; en la izquierda sobresalen los de de la Alberquilla y del Galapagar. Por último, como se ha indicado anteriormente, en el extremo septentrional de la cuenca se ubica el arroyo Azanaque.

Con respecto a los núcleos de población, sólo se localiza en el ámbito de la subcuenca una parte del área urbana de Carmona. No existen más zonas urbanizadas destacables en toda la zona, reduciéndose la presencia de usos artificiales a la autovía A-4 y a algún desarrollo residencial vinculado al medio agrícola, de carácter muy puntual.

Mapa 7.5.1 Subcuenca 5 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

7.8.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

En relación con la litología de la subcuenca, se pueden distinguir varios sectores bien diferenciados. En la zona de la vega fluvial y la mayor parte de la campiña predomina un sustrato compuesto por arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23 del *Mapa Litológico de Andalucía*). En el área de la plataforma y el escarpe de los Alcores, así como en las zonas de relieve más ondulado de la mitad septentrional y el sector más meridional, predominan las calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33) y, en las zonas más elevadas, los conglomerados, arenas, lutitas y calizas (unidad 41). Por último, con un carácter puntual, aparecen en el sector suroriental de la cuenca algunas áreas muy localizadas correspondientes a margas, areniscas, lutitas y silexitas (unidad 35).

La edafología presenta un carácter muy variado tanto en su composición como en su disposición espacial. En el entorno del Corbones dominan los fluvisoles calcáreos (unidad 2 del

Mapa de Suelos de Andalucía), suelos generalmente profundos y bien drenados. Con una disposición anexa a los fluvisoles se localizan áreas dominadas por cambisoles cálcicos (unidad 42). En la mayor parte de la campiña, el sustrato edáfico corresponde no obstante a los vertisoles (unidades 22 y 23), de textura arcillosa, que dificultan el drenaje y propician el encharcamiento en época de lluvias.

En el sector norte de la cuenca, sobre las áreas con un relieve más pronunciado, abundan los planosoles (unidad 61), caracterizados por un horizonte subsuperficial rico en arcilla que dificulta el drenaje. Se localizan también en esta área zonas dominadas por luvisoles cálcicos y crómicos (suelos rojos y pardo-rojizos, unidad 58). Con carácter puntual, los luvisoles cálcicos y crómicos (unidades 58 y 59) aparecen también asociados a cambisoles cálcicos (unidad 47) sobre la plataforma de los Alcores. Por último, los regosoles calcáreos, de textura media y con un buen drenaje, están presentes tanto en el área de los Alcores como en las zonas acolinadas del sur de la cuenca.

La tabla 7.5.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.5.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico
2	Fluvisoles calcáreos	B
13	Regosoles calcáreos	B
22, 23	Vertisoles	D
42	Cambisoles cálcicos	B
47, 58	Cambisoles cálcicos, luvisoles cálcicos y crómicos	B
59	luvisoles cálcicos, crómicos y gleicos	C
61	Planosoles eútricos	C

7.8.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

Los cultivos herbáceos constituyen el uso dominante en toda la subcuenca, representando más del 90% de la cobertura del territorio en el año 2003. Este hecho dota al paisaje de la subcuenca de una gran homogeneidad. La presencia de áreas naturales es muy escasa, no alcanzando el 2% de la cobertura total del territorio. Por su parte, los usos artificiales no llegan al 1% de la superficie total, con el núcleo urbano de Carmona como único componente relevante en cuanto a extensión. La autovía A-4 destaca como un elemento artificial de gran relevancia estructural y ambiental, pero con una escasa entidad en términos de ocupación del territorio.

La tabla 7.5.2 refleja los cambios de uso que se han producido durante el periodo de estudio. La composición del paisaje en 1956 presenta un mayor grado de diversidad que en épocas posteriores, debido a la presencia de zonas naturales de extensión significativa en las áreas de relieve acolinado en el sector septentrional de la subcuenca. En esta etapa inicial, se muestran especialmente abundantes las masas forestales de espesor claro y medio; en 2003, no obstante, este tipo de cobertura ha pasado a tener un carácter minoritario (prácticamente

marginal en el caso de las masas de espesor medio), debido a su transformación en tierras de cultivo.

Tabla 7.5.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	0,21	0,41	0,41
Urbanizaciones residenciales	0,05	0,02	0,02
Zonas industriales	0,02	0,02	0,02
Áreas impermeables	0,17	0,21	0,21
Agua / humedal	0,26	0,29	0,45
Cultivo herbáceo secano	71,63	85,93	83,99
Cultivo herbáceo regadío	2,91	7,07	7,76
Cultivo leñoso secano	1,82	1,78	2,17
Cultivo leñoso regadío	-	0,28	1,05
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	0,01	-	-
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	0,02	0,13	0,13
Cultivos mixtos de secano y regadío	-	0,01	0,01
Masa forestal clara	7,77	1,59	1,57
Masa forestal media	8,88	0,86	0,86
Masa forestal espesa	0,26	0,09	0,09
Pastizal sin arbolado	1,82	1,78	1,14
Pastizal arbolado / zonas verdes	0,63	0,06	0,06
Espacios sin vegetación / en construcción	0,03	0,03	0,03

Como consecuencia de lo anterior, el tipo de uso más favorecido en el balance final son los cultivos herbáceos, a pesar de presentar un leve retroceso en el periodo 1999-2003. También muestran un avance notable en términos relativos los cultivos leñosos de regadío, que aumentan su presencia en el extremo septentrional del ámbito (en las proximidades de la vega del Guadalquivir). Por su parte, los cultivos leñosos de secano tienen un descenso neto, aunque con un cierto repunte entre 1999 y 2003.

Finalmente, los usos artificiales muestran un cierto avance, muy modesto en todo caso en comparación con el crecimiento de esta tipología en otros ámbitos del área metropolitana.

7.8.4 Resultados del análisis

La tabla 7.5.3 presenta los resultados obtenidos para las diversas variables sometidas a estudio. Se puede observar cómo los valores de impermeabilización son en este ámbito singularmente bajos, sobre todo en comparación con otras subcuencas más próximas a la ciudad central. Hay un cierto incremento de esta variable con respecto a 1956, pero en términos netos esta evolución supone un avance muy moderado. En contraste con el grado de impermeabilización, la altura media y el volumen total de escorrentía presentan unos valores elevados, lo cual estaría vinculado a la propia naturaleza del medio físico: el sustrato presenta un carácter arcilloso en la mayor parte de la campiña, lo cual, unido al predominio neto de la cobertura agrícola herbácea, favorece la producción de escorrentía superficial. Las zonas que muestran unos mayores niveles de escorrentía dentro de la matriz agrícola corresponden lógicamente a las áreas con mayor pendiente, siendo el relieve el principal factor de diferenciación con respecto a este parámetro dentro de la subcuenca.

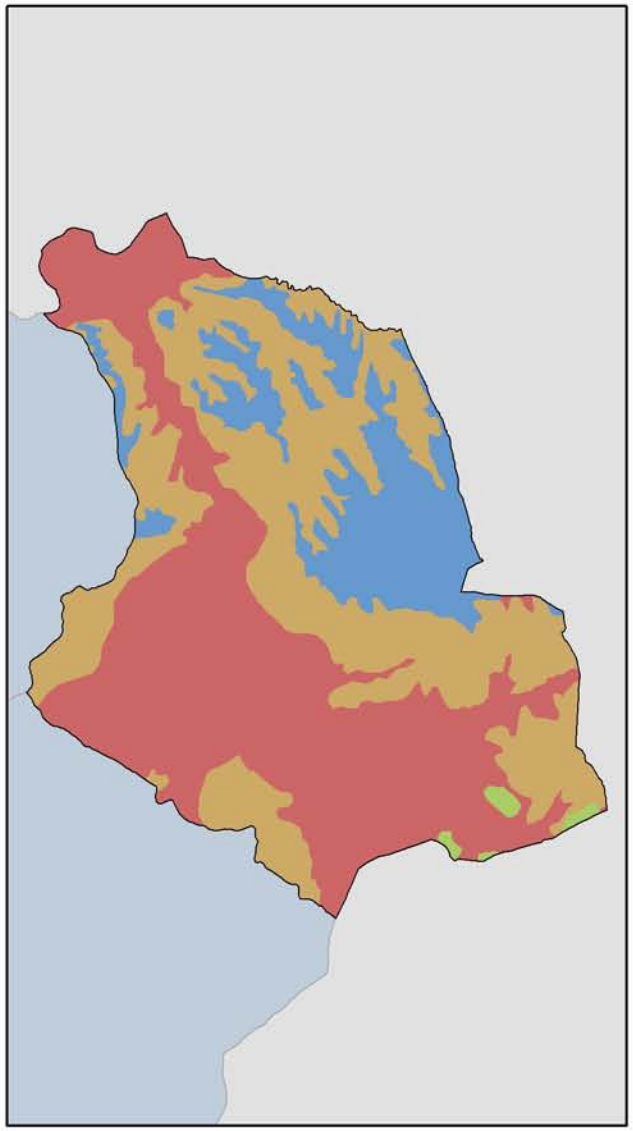
Tabla 7.5.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

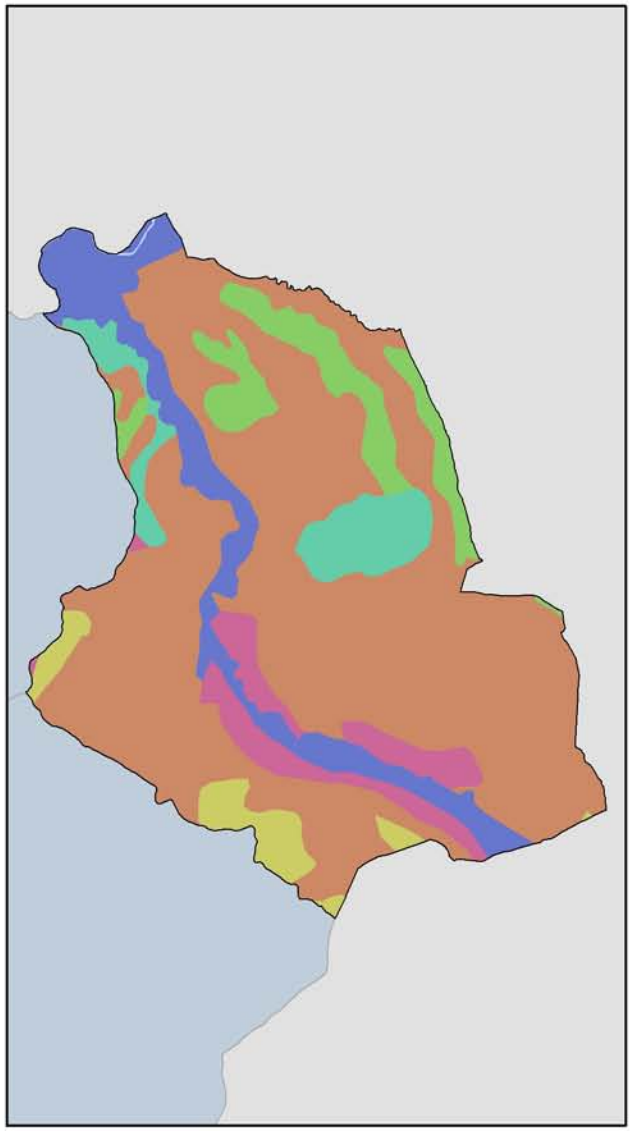
Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	0,38	0,59	0,59
Escorrentía media anual - altura (cm)	3,88	4,09	4,06
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	$14,40\ 10^6$	$15,17\ 10^6$	$15,05\ 10^6$
TSS (kg / año)	$47,44\ 10^3$	$64,16\ 10^3$	$64,19\ 10^3$
BOD (kg O_2 / año)	$6,29\ 10^3$	$8,82\ 10^3$	$8,82\ 10^3$
COD (kg O_2 / año)	$48,00\ 10^3$	$73,67\ 10^3$	$73,76\ 10^3$
NH_4 (kg / año)	6,55	3,35	3,35
PB (kg / año)	86,70	121,00	121,08

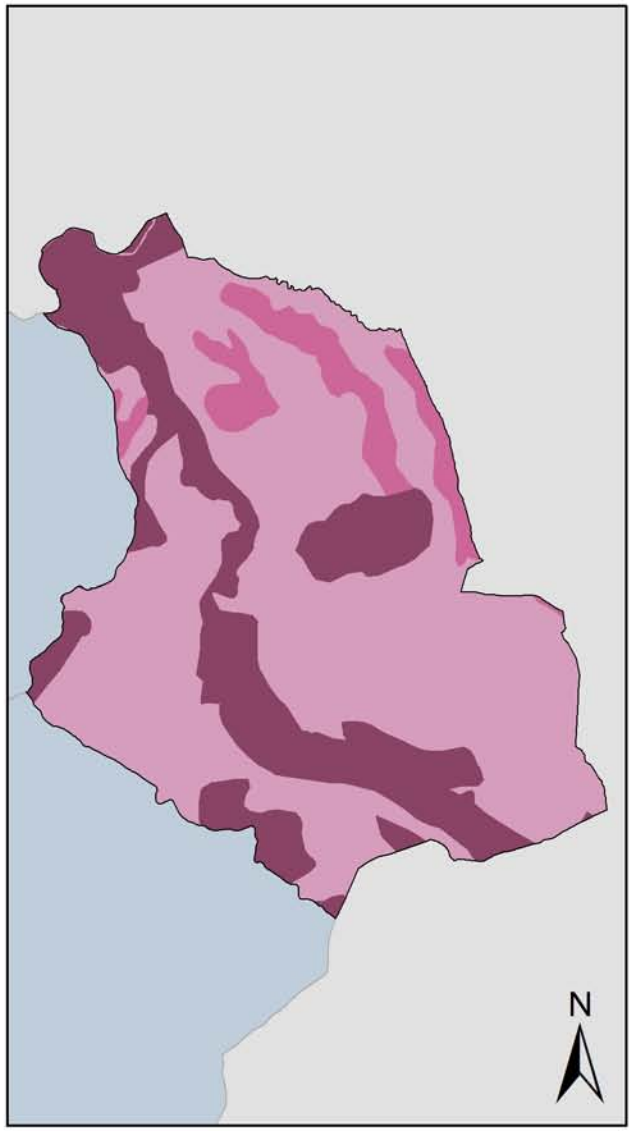
La evolución del volumen de escorrentía tiene como rasgo más llamativo la disminución de esta variable para el periodo comprendido entre 1999 y 2003. Este fenómeno es consecuencia del aumento de la superficie dedicada a los cultivos leñosos de regadío en el ámbito de la vega del Guadalquivir, así como de otros cambios menores en el seno de la matriz herbácea de secano (transformación en cultivos mixtos y herbáceos de regadío). Entre 1956 y 1999 destaca la escasa magnitud del incremento del impacto hidrológico. Para este periodo, el vector de cambio más importante ha sido la desaparición de la cobertura forestal en el sector septentrional de la cuenca. No obstante, el aumento de escorrentía asociado a estos cambios se ha visto compensado, en parte, en este mismo periodo por la expansión de los cultivos de regadío.

Dado que la presencia de usos artificiales es muy escasa en el conjunto de la subcuenca, los elevados índices de producción de escorrentía no son comparables al nivel de producción total de contaminación difusa. La cartografía muestra cómo la producción de contaminantes se concentra básicamente en el núcleo urbano de Carmona y en la autovía A-4. La tabla 7.5.3 señala una variación modesta para casi todos los contaminantes analizados a lo largo del periodo de estudio, con la única excepción del amonio. En este caso, se observa una disminución clara de esta variable entre 1956 y 1999, asociada al retroceso de los usos residenciales agrícolas registrado para este periodo en la cartografía base.

Mapa 7.5.2. Subcuenca 5 - Corbones: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo







Litología (unidades)

23
35
33
41

Edafología (suelos dominantes)

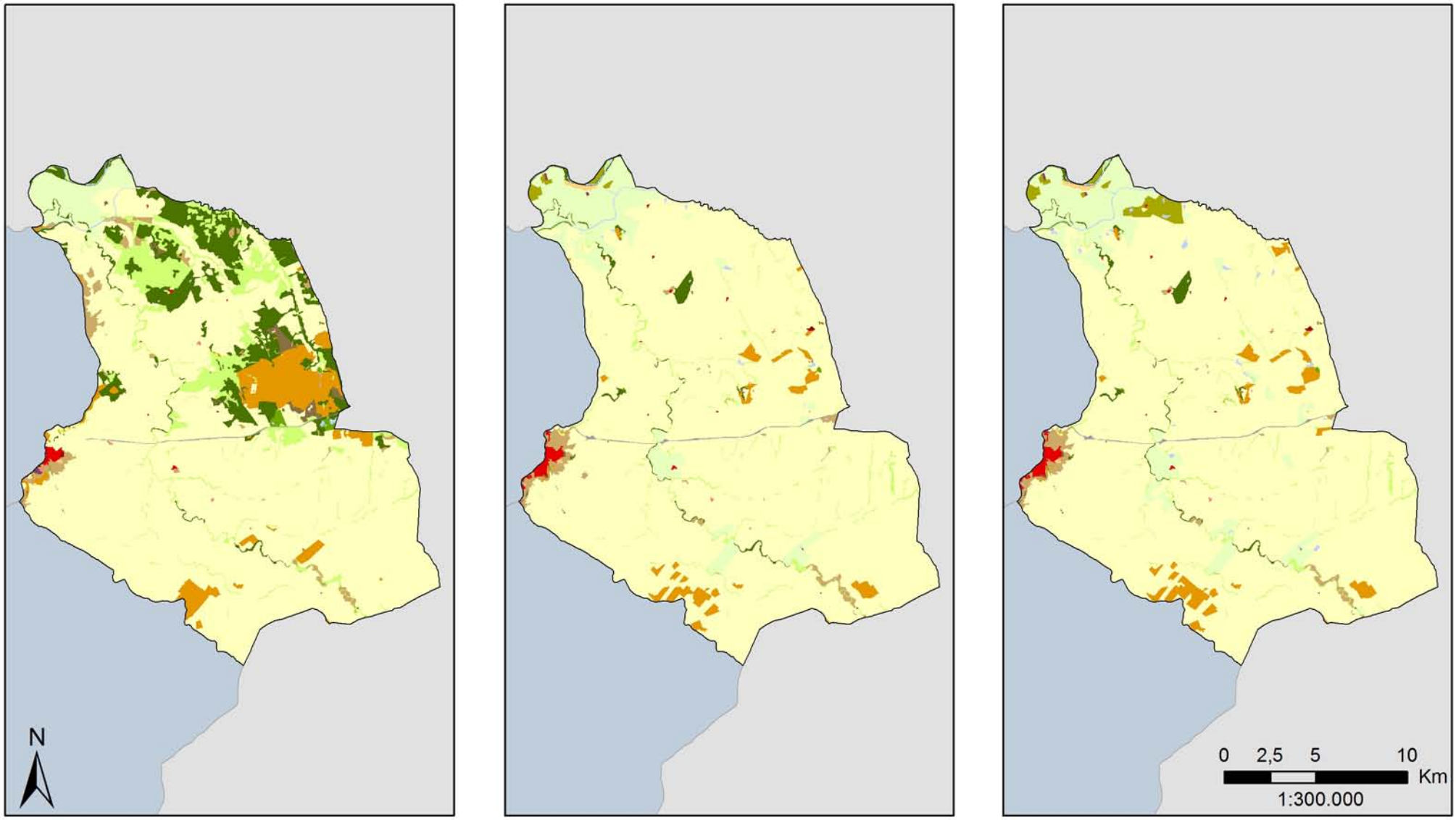
agua
luvisol
vertisol
cambisol
planosol
fluvisol
regosol

Grupo hidrológico de suelo

B
C
D

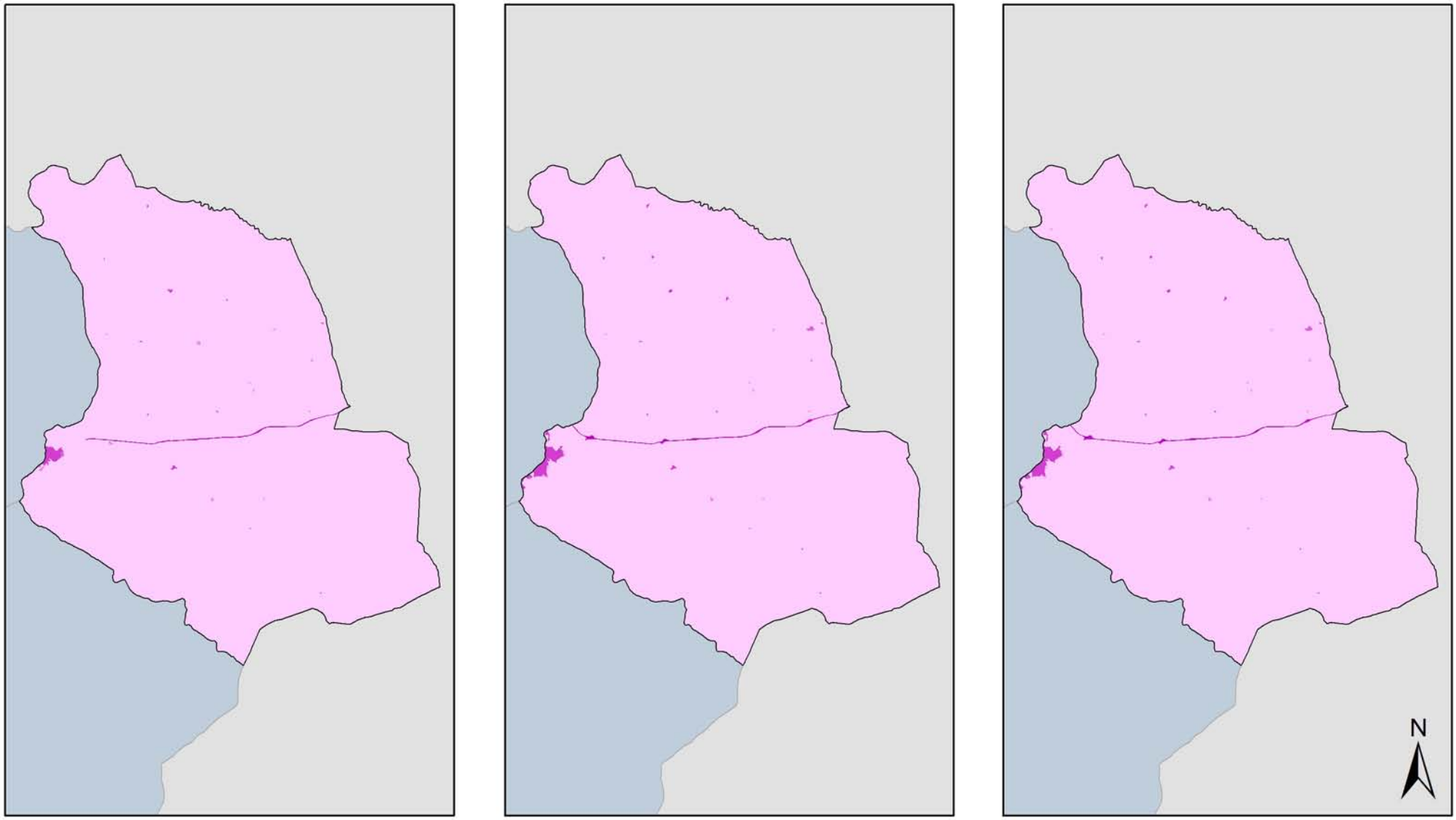
0 2,5 5 10 Km

1:300.000



Mapa 7.5.3. Subcuenca 5 - Corbones: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

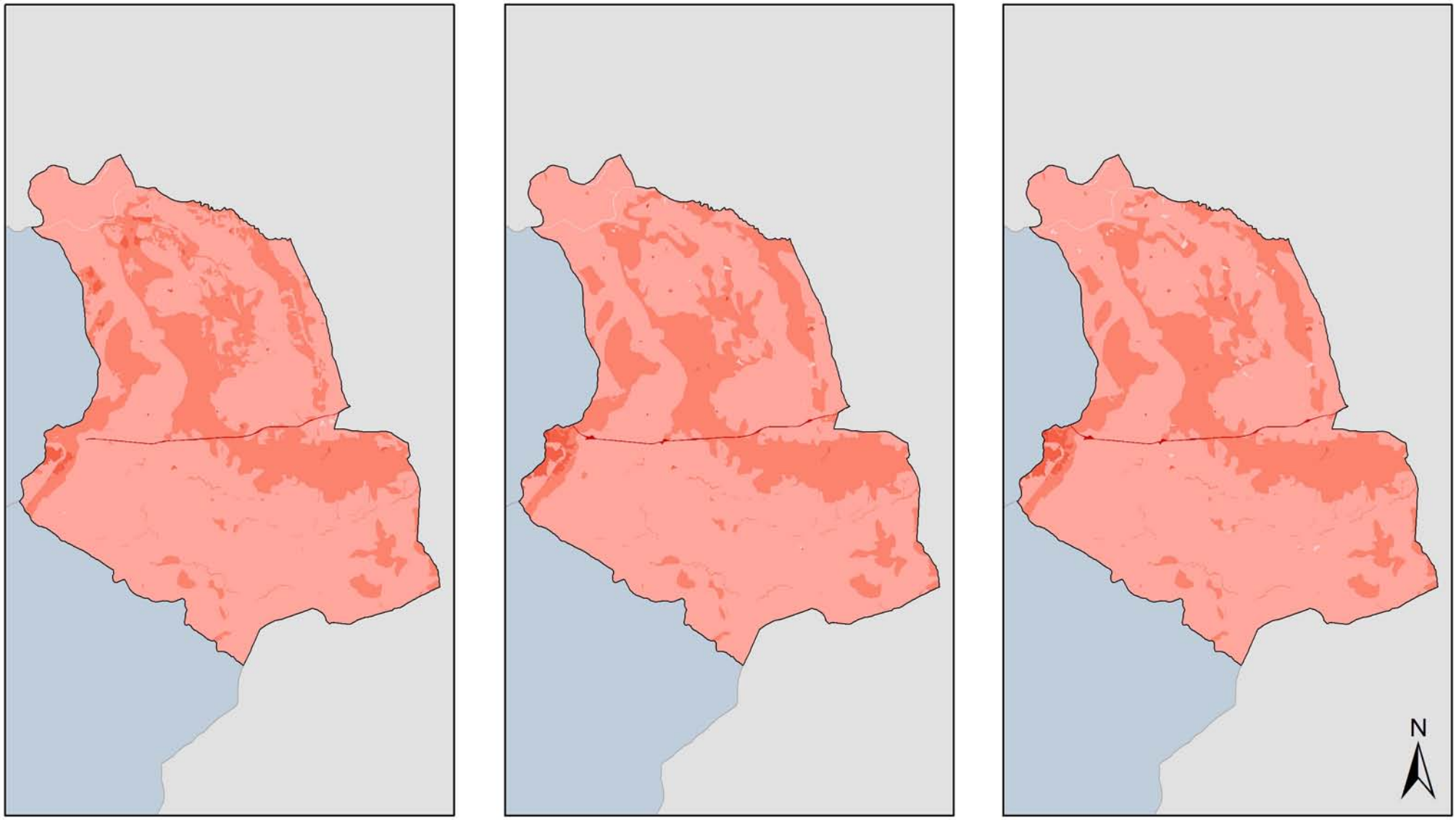


Mapa 7.5.4. Subcuenca 5 - Corbones: procentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



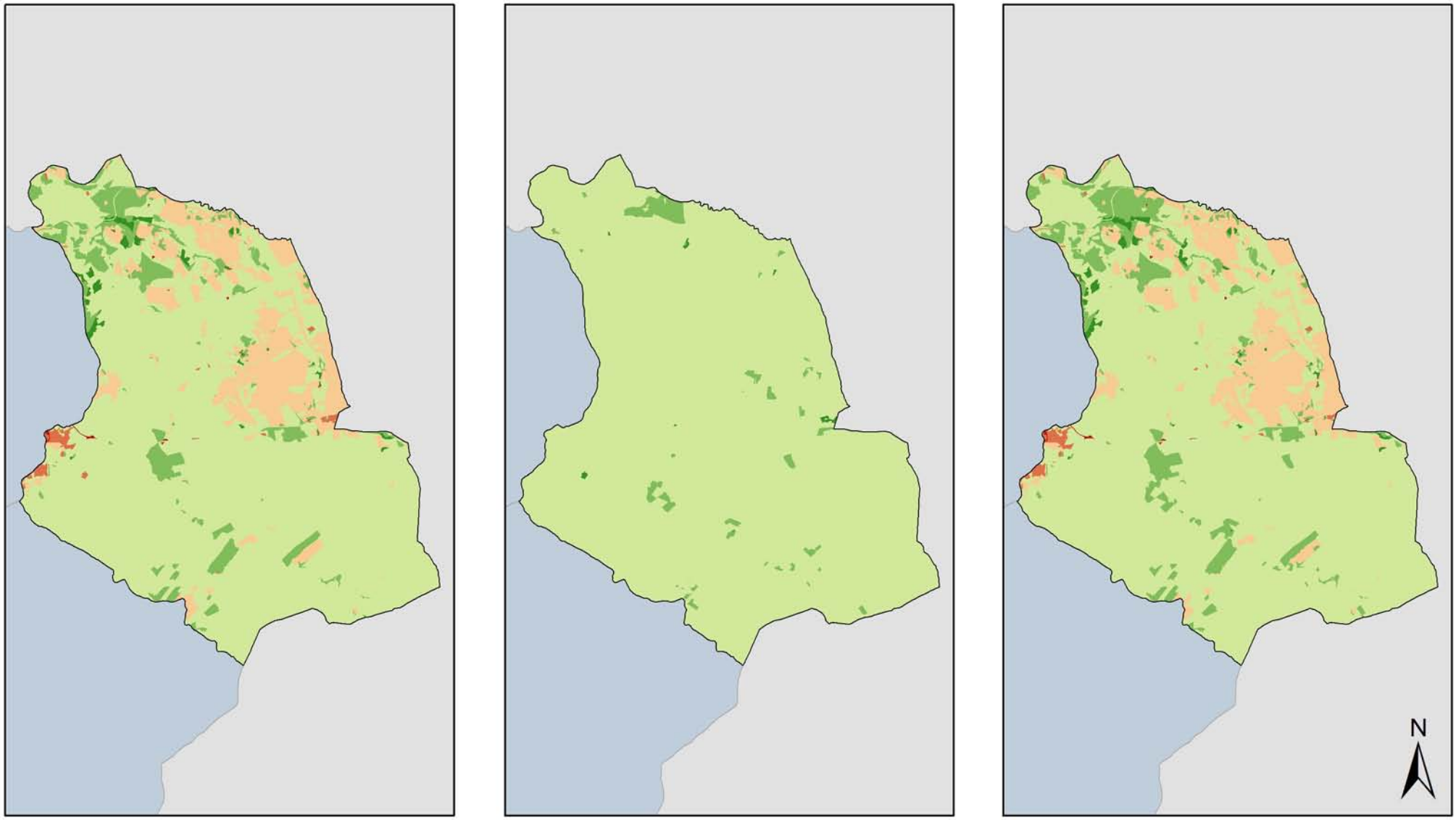
1956 1999 2003

Mapa 7.5.5. Subcuenca 5 - Corbones: Escorrentía superficial media anual (cm)

0 5 - 10 20 - 30
0 - 5 10 - 20 30 - 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



1956 - 1999

1999 - 2003

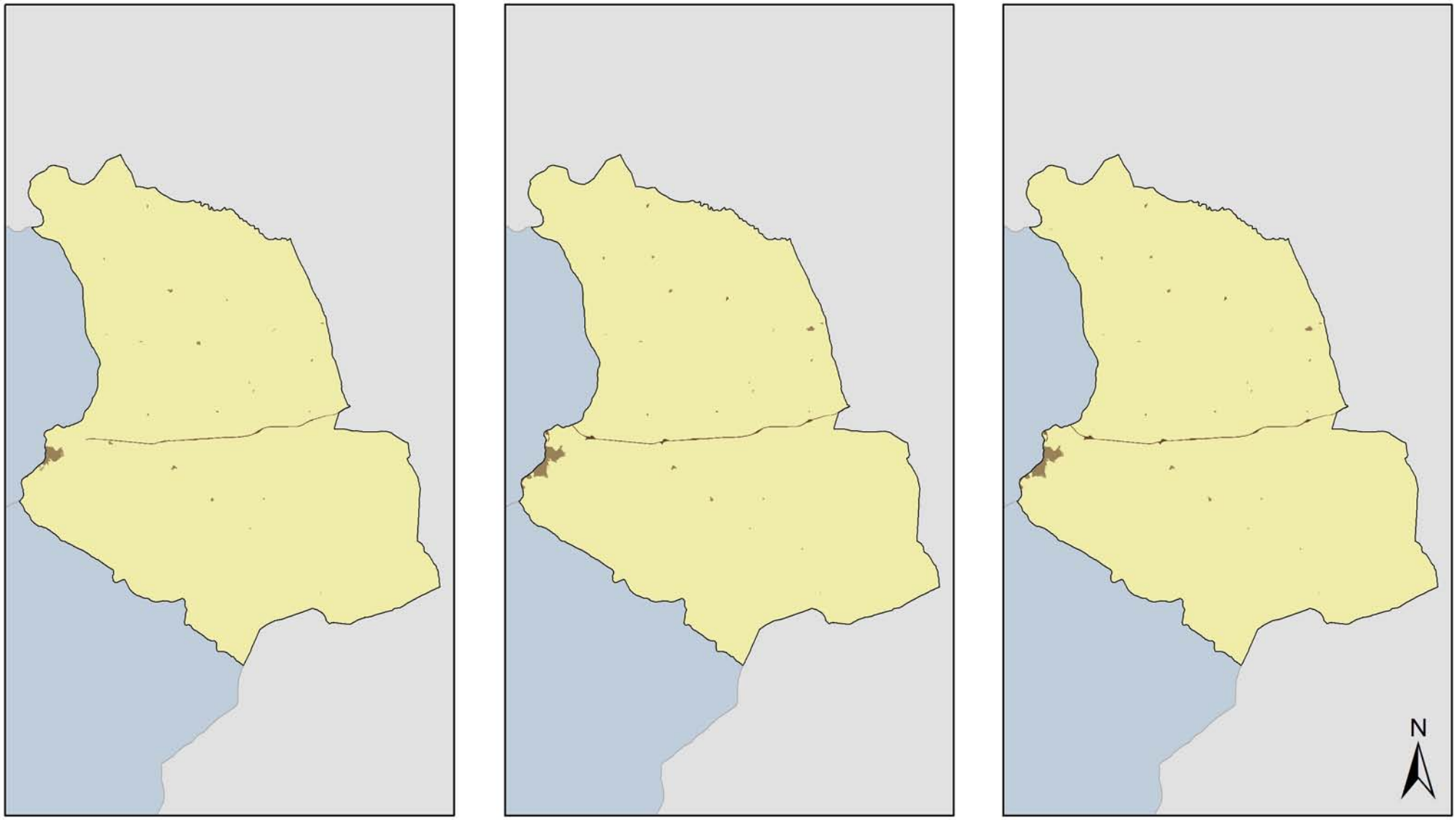
1956 - 2003

Mapa 7.5.6. Subcuenca 5 - Corbones: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5
-5 - 0
0
0 - 5
5 - 15
> 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



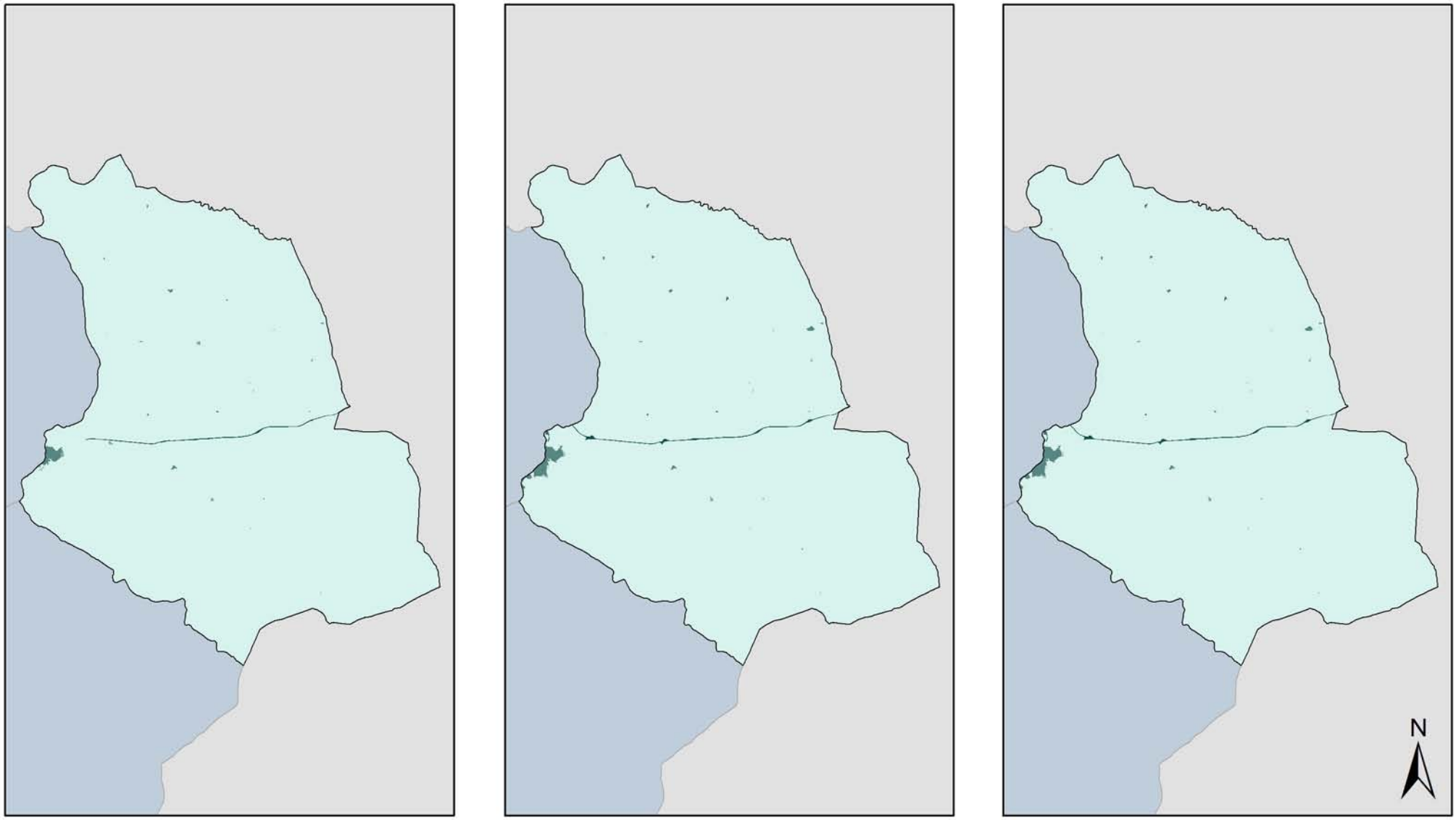
1956 1999 2003

Mapa 7.5.7. Subcuenca 5 - Corbones: TSS (g/m^2 año)

0 1 - 5 10 - 25
0 - 1 5 - 10 > 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



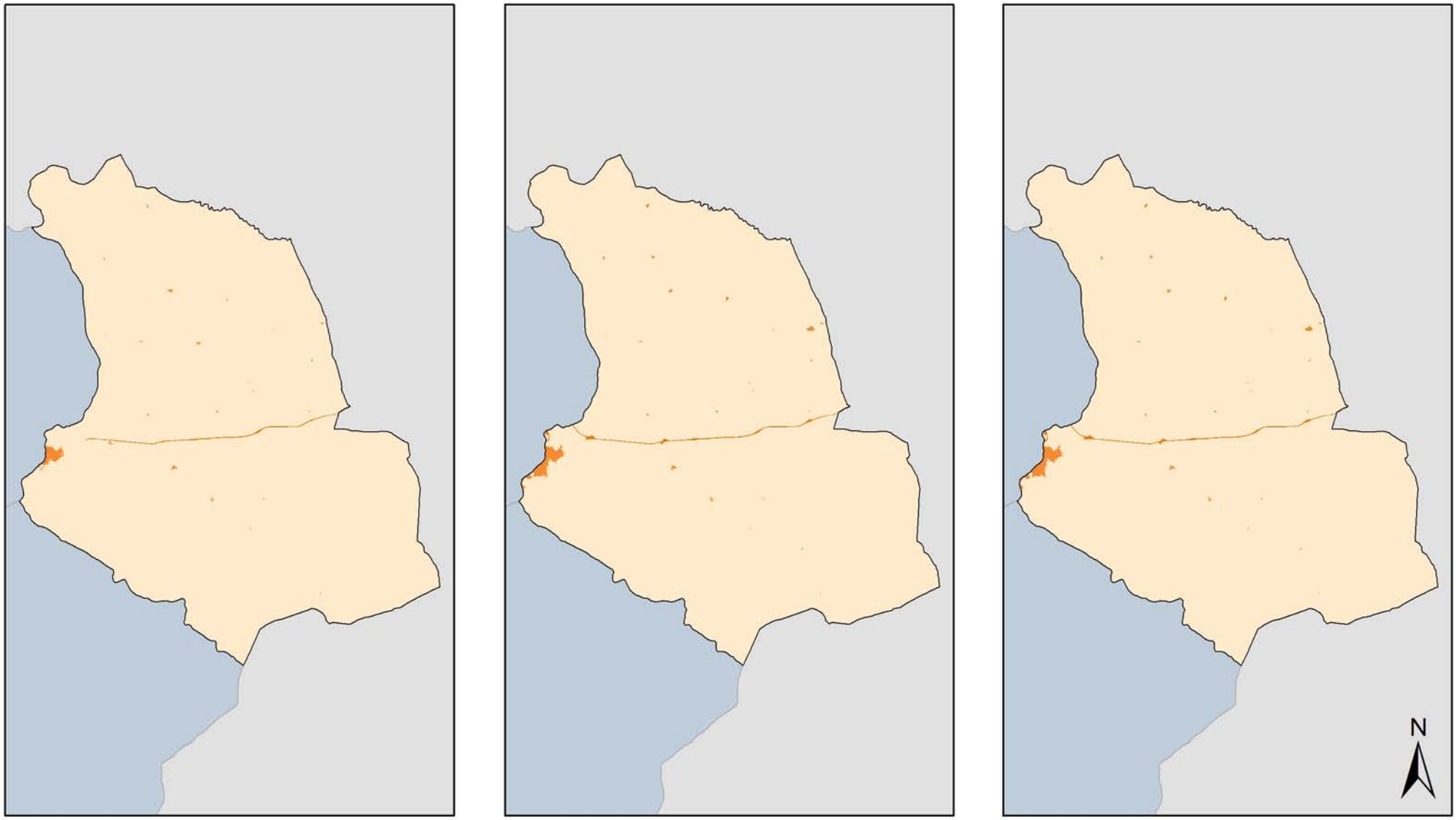
1956 1999 2003

Mapa 7.5.8. Subcuenca 5 - Corbones: BOD (g/m^2 año)

0 0,5 - 1 2 - 4
0 - 0,5 1 - 2 >4

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

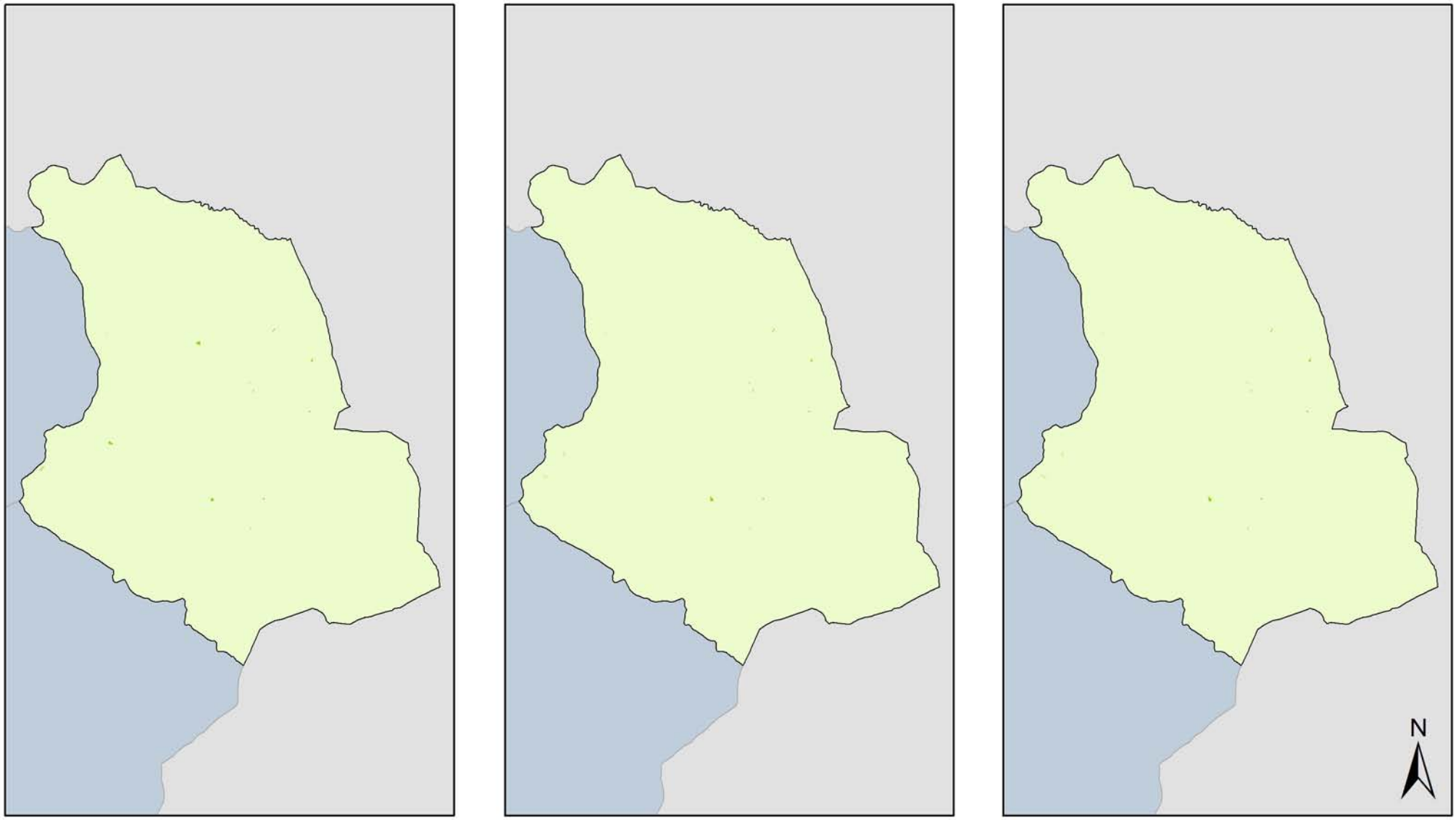


Mapa 7.5.9. Subcuenca 5 - Corbones: COD (g/m^2 año)

0	1 - 5	15 - 30
0 - 1	5 - 15	>30

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

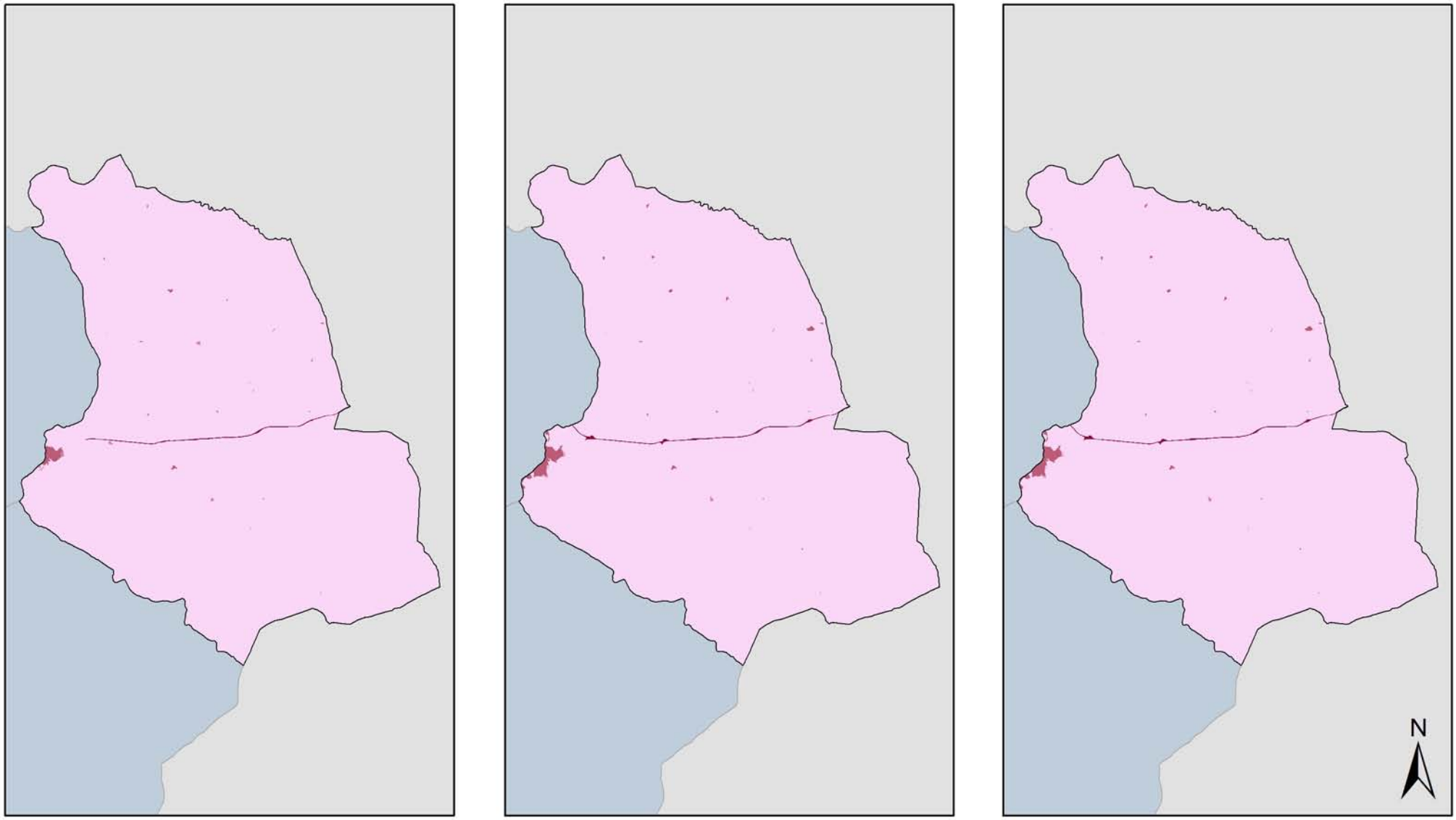


Mapa 7.5.10. Subcuenca 5 - Corbones: NH_4 (mg/m^2 año)

0 | 0 - 5 | 5 - 15 | 15 - 30 | > 30

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000



1956 1999 2003

Mapa 7.5.11. Subcuenca 5 - Corbones: Pb (mg/m^2 año)

0 5 - 15 30 - 100
0 - 5 15 - 30 >100

0 2,5 5 10 15 Km

1:300.000

7.9 Análisis de la Subcuenca 6: Guadaíra

7.9.1 Descripción básica del ámbito de análisis

La subcuenca abarca una superficie total de 663,9 km^2, englobando dentro de sus límites el sector más meridional de la campiña de Carmona y de la plataforma de los Alcores, e incluyendo los núcleos urbanos de Alcalá de Guadaíra y Dos Hermanas. Se trata de un territorio compuesto por dos unidades bien diferenciadas: la mitad occidental está dominada por un mosaico paisajístico con una fuerte presencia de usos urbanos y artificiales en general, mientras que la mitad oriental corresponde a un paisaje homogéneo de campiña, cuyo componente básico es, de forma casi exclusiva, el cultivo herbáceo.

Figura 7.9 Entorno del Guadaíra a su paso por Alcalá de Guadaíra

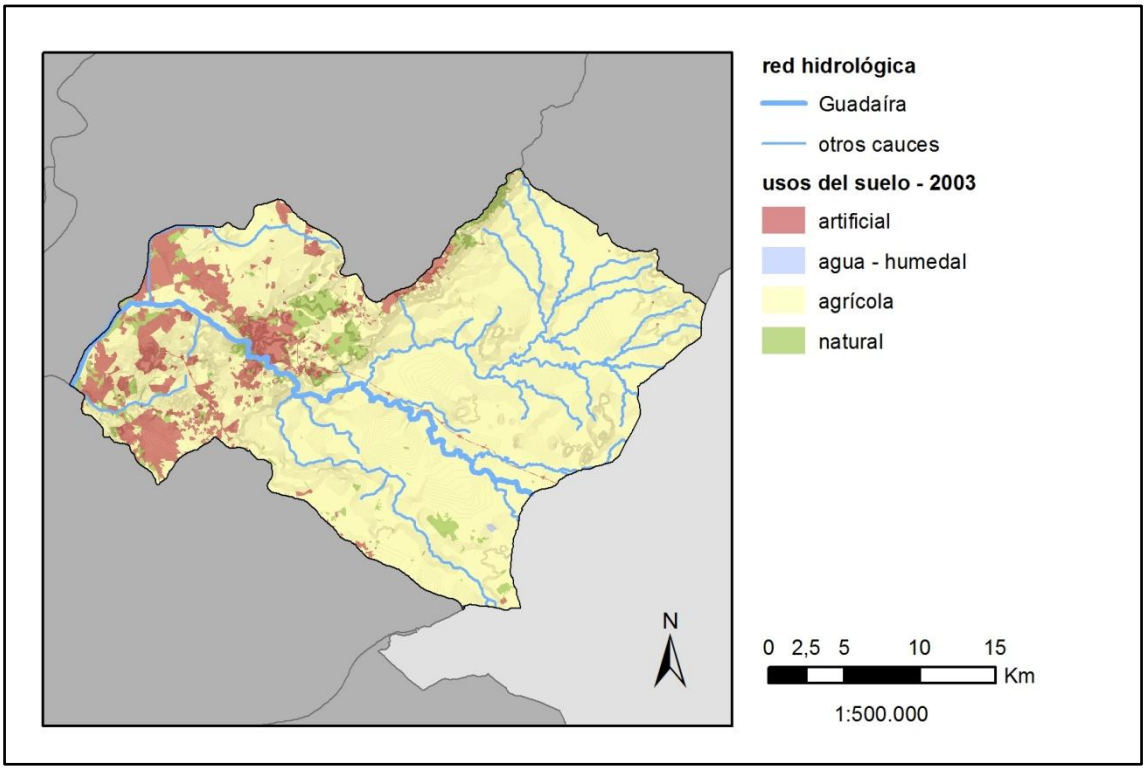


El río Guadaíra es el elemento central de la red hidrológica, atravesando la subcuenca en sentido sureste-noroeste y ejerciendo como principal eje estructural del territorio. El principal afluente del Guadaíra en su margen derecha es el arroyo Salado, que recoge a su vez las aportaciones de los numerosos arroyos que recorren este sector de la campiña (arroyo de Alcaudete, de Trecerrevueltas, del Chaparral, etc.). En la margen izquierda del Guadaíra se localiza el arroyo de Guadairilla, con una disposición prácticamente en paralelo al río principal. En el extremo occidental del ámbito el Guadaíra es canalizado y desviado hacia el sur, en dirección a la marisma; el tramo artificial del río define el límite de la cuenca en este sector.

Los principales núcleos de población de la subcuenca se concentran exclusivamente en el sector occidental de la misma. En este ámbito la subcuenca contacta con la ciudad central, por lo que se trata de un espacio con una fuerte incidencia de los procesos de crecimiento urbano. Las poblaciones principales son Dos Hermanas y Alcalá, aunque también está incluido en este

ámbito una parte del núcleo urbano de Sevilla. El sector de los Alcores incluido en la subcuenca comprende asimismo parte de los núcleos de Mairena de Alcor y El Viso del Alcor. Por su parte, la mitad oriental de la subcuenca no presenta prácticamente ningún desarrollo urbano o artificial digno de mención, salvando como únicas excepciones la autovía A-92 (con un trazado paralelo al del río Guadaíra) y la presencia puntual de algún núcleo residencial en el extremo meridional del ámbito.

Mapa 7.6.1 Subcuenca 6 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

7.9.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

La litología de la subcuenca presenta dos grandes áreas diferenciadas. La primera de ellas corresponde a rasgos generales a los suelos de la campiña, la vega del Guadaíra y la vega del Guadalquivir, y presenta un sustrato dominado por arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23 *del Mapa Litológico de Andalucía*). La segunda de estas áreas aparece vinculada a la plataforma de los Alcores y al sector más meridional de la subcuenca (al sur del Guadaíra), y se compone de calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33).

Asimismo, se localizan en la subcuenca otras unidades litológicas, si bien con una extensión más reducida que las anteriores y una distribución de carácter disperso. En el sector más occidental, en el entorno de Los Quintos y Dos Hermanas, aparecen áreas dominadas por arenas y margas (unidad 26). En la zona de contacto de la subcuenca con las terrazas del Guadalquivir, el sustrato corresponde a conglomerados, arenas, lutitas y calizas (unidad 41). Por último, en las áreas que presentan un relieve más marcado dentro del ámbito de la

campiña, la litología corresponde a margas y brechas (olitostroma; unidad 36) y, en menor medida, a margas, areniscas y lutitas o silexitas (unidad 35).

La composición edafológica del territorio es bastante compleja en cuanto a su distribución espacial. A grandes rasgos, el área de la campiña presenta un claro dominio de los vertisoles (unidades 22 y 23 del *Mapa de Suelos de Andalucía*), suelos de alto contenido en arcilla, que presentan un drenaje deficiente y favorecen el encharcamiento del terreno. El entorno del Guadaíra y de su afluente el arroyo de Guadairilla presentan suelos de tipo fluvisol (unidad 2), habitualmente profundos y bien drenados. De forma anexa a estos suelos, aparecen franjas dominadas por cambisoles cálcicos (unidad 42). La plataforma de los Alcores presenta un sustrato edáfico dominado por regosoles calcáreos (unidad 13) y por luvisoles cálcicos y crómicos en combinación con cambisoles cálcicos (unidades 47 y 58). Por último, la zona de contacto con la vega del Guadalquivir muestra un claro predominio de los planosoles (unidad 61).

La tabla 7.6.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.6.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico
2	Fluvisoles calcáreos	B
13	Regosoles calcáreos	B
22, 23	Vertisoles	D
42	Cambisoles cálcicos	B
47, 58	Cambisoles cálcicos, luvisoles cálcicos y crómicos	B
61	Planosoles eútricos	C

7.9.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

El territorio de la subcuenca presenta una clara vocación agrícola, abarcando los diferentes tipos de cultivo más de un 80% de la superficie total del ámbito. Dentro de la matriz agrícola, los cultivos herbáceos constituyen el uso dominante, ocupando la mayor parte de la campiña. Los cultivos leñosos de secano, siguiente uso en términos de extensión, tienen una presencia bastante más restringida, concentrándose fundamentalmente en el entorno del cauce del Guadaíra y en el mosaico de usos del sector occidental de la cuenca. Es en esta última área donde se localizan también los cultivos leñosos de regadío, con una extensión significativamente más reducida que los anteriores.

Los usos artificiales no llegan al 10% de la superficie total de la subcuenca, pero su fuerte concentración en el sector occidental de la misma hace que su impacto hidrológico sea mucho más pronunciado a efectos locales. A diferencia del tejido urbano continuo, los núcleos residenciales muestran una distribución muy fragmentada y dispersa en el mosaico paisajístico. La autovía A-92 actúa como principal vector de expansión para los usos artificiales, conformando un continuo artificial entre los núcleos de Sevilla y Alcalá de Guadaíra, en

paralelo al cauce del Guadaíra. También se encuentran presentes en esta zona sendos tramos de las autovías Sevilla-Utrera y A-4.

Los usos de tipo natural (masas forestales, pastizales) constituyen en conjunto la tipología más deficitaria de esta subcuenca. Su presencia se concentra sobre todo en tres áreas: al norte del núcleo de Alcalá de Guadaíra, en el borde la cornisa de los Alcores, y en el ámbito comprendido entre los cauces del Guadaíra y el Guadairilla. Aparte de estos enclaves principales, la presencia de vegetación natural en el resto de la cuenca se limita en su mayor parte a zonas de pastizal no arbolado que, con carácter más o menos fragmentario, se sitúan tanto en el entorno de los desarrollos artificiales como en las proximidades del tramo canalizado del Guadaíra.

La tabla 7.6.2 muestra los porcentajes relativos a los diferentes tipos de uso para las sucesivas etapas del periodo de estudio. Como cambio fundamental en la composición del paisaje se observa el retroceso de los cultivos leñosos de secano, cuya presencia constituía en el año 1956 la matriz dominante del territorio en el sector occidental de la cuenca. El avance del cultivo herbáceo en esta área, junto con el fuerte crecimiento urbano, han relegado al cultivo leñoso a una presencia residual de marcado carácter fragmentario.

Tabla 7.6.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 2

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	0,90	4,86	5,04
Urbanizaciones residenciales	0,19	2,34	2,39
Zonas industriales	0,01	0,06	0,16
Áreas impermeables	0,25	0,49	0,53
Agua / humedal	0,03	0,05	0,11
Cultivo herbáceo secano	60,93	68,92	67,95
Cultivo herbáceo regadío	0,74	3,19	3,30
Cultivo leñoso secano	26,13	7,66	7,93
Cultivo leñoso regadío	0,55	2,57	2,71
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	0,65	0,28	0,28
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	0,06	0,16	0,16
Cultivos mixtos de secano y regadío	0,41	0,65	0,67
Masa forestal clara	2,73	1,29	1,27
Masa forestal media	1,20	0,42	0,42
Masa forestal espesa	1,49	0,58	0,57
Pastizal sin arbolado	2,35	3,15	2,71
Pastizal arbolado / zonas verdes	1,23	1,49	1,51
Espacios sin vegetación / en construcción	0,16	1,85	2,32

Las formaciones naturales también han sufrido las consecuencias de la expansión de los usos agrícolas y artificiales. Las masas forestales presentes en 1956 han perdido gran parte de su superficie inicial, un proceso claramente visible en el sector más meridional de la cuenca, pero también en la franja de territorio situada entre Dos Hermanas y Alcalá de Guadaíra. El único avance más o menos significativo dentro de los usos de tipo natural corresponde al pastizal, si bien dentro de esta categoría las zonas no arboladas muestran un retroceso palpable entre 1999 y 2003.

Por último, cabe destacar el fuerte incremento relativo de los espacios sin vegetación o en construcción, especialmente significativo para el periodo 1999-2003. Esta tendencia se relaciona con el fuerte dinamismo de los procesos de crecimiento urbano en el área, pudiendo ser considerada como un indicador de la continuidad de la expansión de los usos artificiales con posterioridad a 2003.

7.9.4 Resultados del análisis

La tabla 7.6.3 muestra los resultados del análisis para cada una de las variables consideradas. Se puede observar como el porcentaje de impermeabilización de la cuenca alcanza unos valores notables al final del periodo de estudio. Aún así, los niveles están lejos de los de subcuencas más intensamente urbanizadas, como son la 3 y la 4. Esto es debido a que los usos artificiales se concentran de forma absolutamente mayoritaria en un pequeño sector de la subcuenca, mientras que el resto está constituido por un territorio netamente agrícola, sin apenas presencia de coberturas impermeables.

En contraste con lo anterior, el nivel de escorrentía (tanto en valor medio de altura como en volumen total) alcanza aquí las mayores cotas de toda el área metropolitana de Sevilla. Esto se debe a la conjunción del efecto de la intensa urbanización del sector occidental de la subcuenca con la elevada capacidad de producción de escorrentía por parte de las zonas de campiña, donde confluyen la escasa presencia de cobertura natural y un sustrato rico en arcilla. Por este motivo, la producción de escorrentía en la subcuenca muestra un valor elevado incluso en 1956, de forma previa a la intensificación de los desarrollos urbanos.

Tabla 7.6.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	1,10	5,57	5,86
Escorrentía media anual - altura (cm)	4,41	5,67	5,75
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	29,25 10^6	37,64 10^6	38,19 10^6
TSS (kg / año)	201,64 10^3	660,74 10^3	701,21 10^3
BOD (kg O_2 / año)	29,11 10^3	103,88 10^3	110,06 10^3
COD (kg O_2 / año)	276,23 10^3	1218,51 10^3	1285,38 10^3
NH_4^+ (kg / año)	42,09	495,21	503,56
PB (kg / año)	397,10	1415,81	1499,65

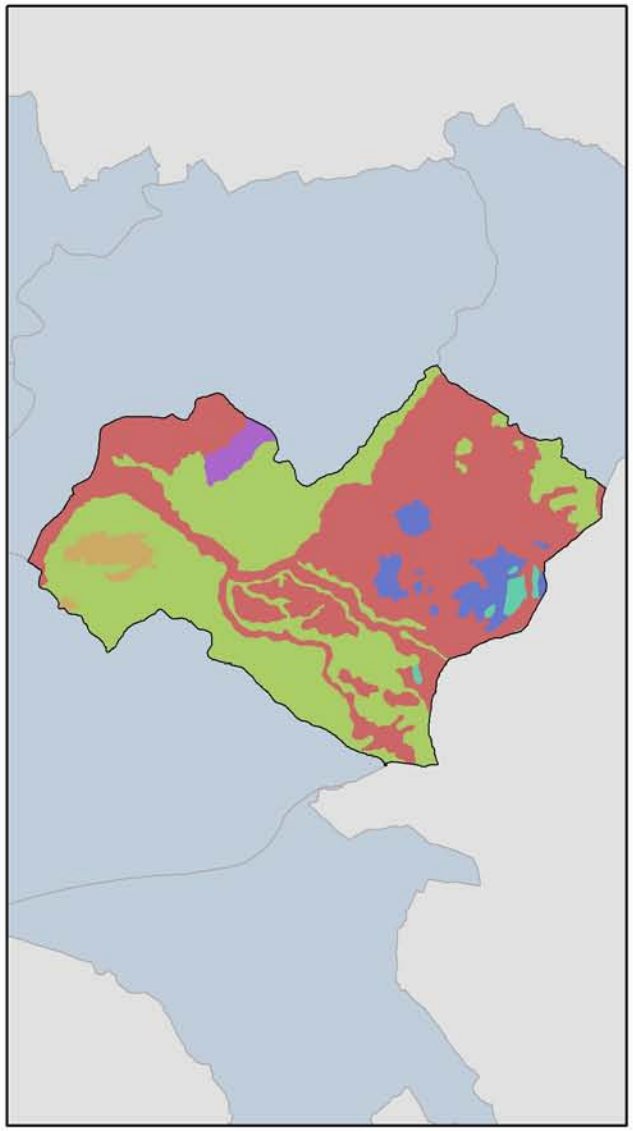
Cabe indicar, en todo caso, que los elevados valores de escorrentía responden al menos en parte a los mayores índices de precipitación registrados para la estación meteorológica correspondiente a la subcuenca. Por este motivo, los resultados obtenidos para el sector de campiña integrado en la subcuenca del Guadaíra son ligeramente superiores a los obtenidos para la adyacente subcuenca del Corbones.

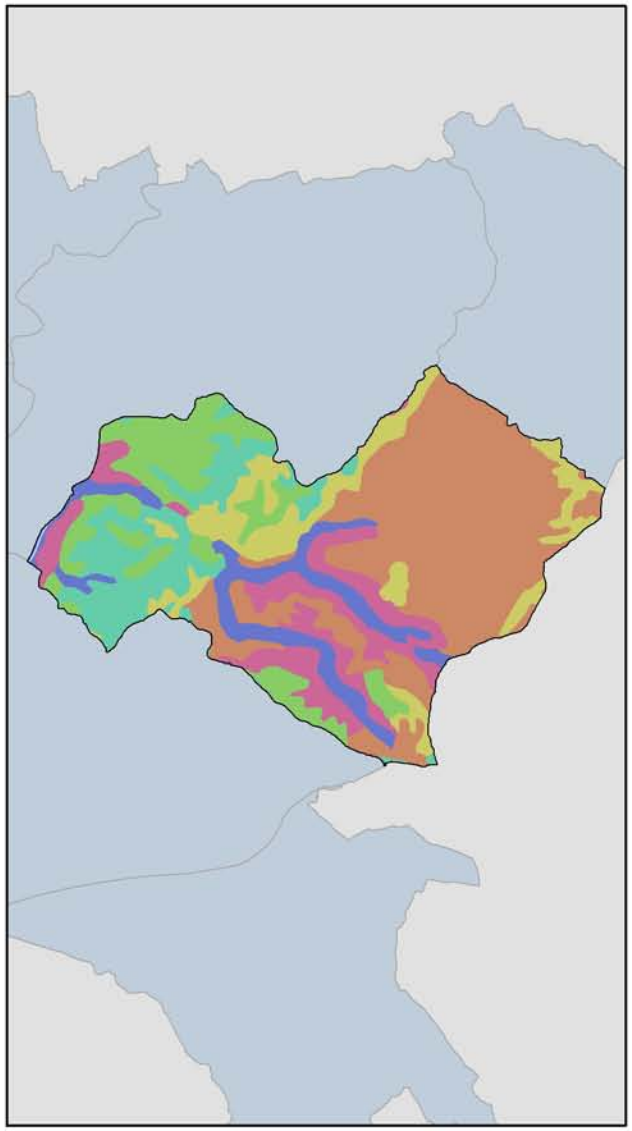
En lo que respecta a la variación de la escorrentía a lo largo del periodo de estudio, la cartografía muestra claramente cómo los mayores incrementos de esta variable se concentran en el sector occidental de la subcuenca. Este hecho está vinculado en parte con la sustitución de la cobertura leñosa dominante en 1956 por un mosaico agrícola en el que predominan los

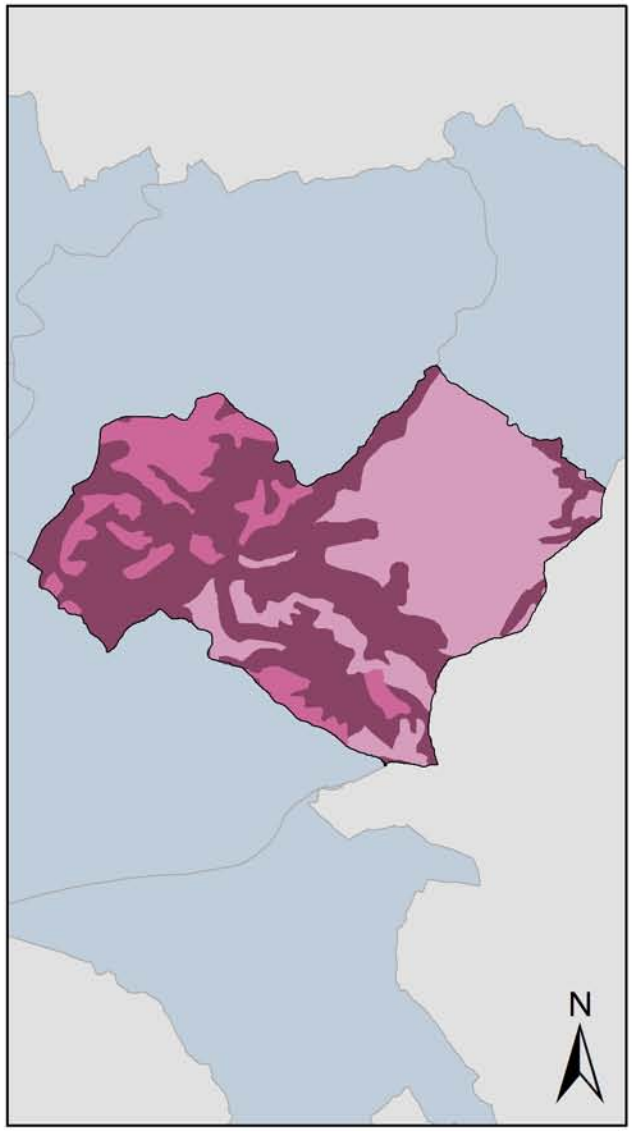
cultivos herbáceos, pero sobre todo tiene su origen en el potente aumento de los usos artificiales. En contraste, el sector oriental de la subcuenca presenta escasos cambios. Se puede destacar un cierto aumento local de la escorrentía en aquellos puntos en los que se ha producido la pérdida de cobertura natural; en otras zonas, en cambio, se observa una leve disminución de este fenómeno debido a la sustitución de los cultivos herbáceos de secano por otros leñosos de secano o herbáceos en regadío.

En lo que respecta a la contaminación difusa, la tabla 7.6.3 indica unos valores elevados para todos los compuestos considerados. Como cabía esperar, la producción de este tipo de contaminación en la subcuenca del Guadaíra se encuentra entre las más importantes de todo el ámbito metropolitano, debido a su elevado grado de desarrollo urbano. En el caso del amonio y de los sólidos totales en suspensión, los niveles estimados son los más altos de entre los obtenidos para el conjunto de las subcuencas metropolitanas. La evolución de la carga de contaminantes a lo largo del periodo de estudio es muy marcada, mostrando un fuerte grado de variación entre 1999 y 2003, lo cual es indicativo del dinamismo reciente de este ámbito en términos urbanísticos.

Mapa 7.6.2. Subcuenca 6 - Guadaíra: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo







Litología (unidades)

23
26
33
35
36
41

Edafología (suelos dominantes)

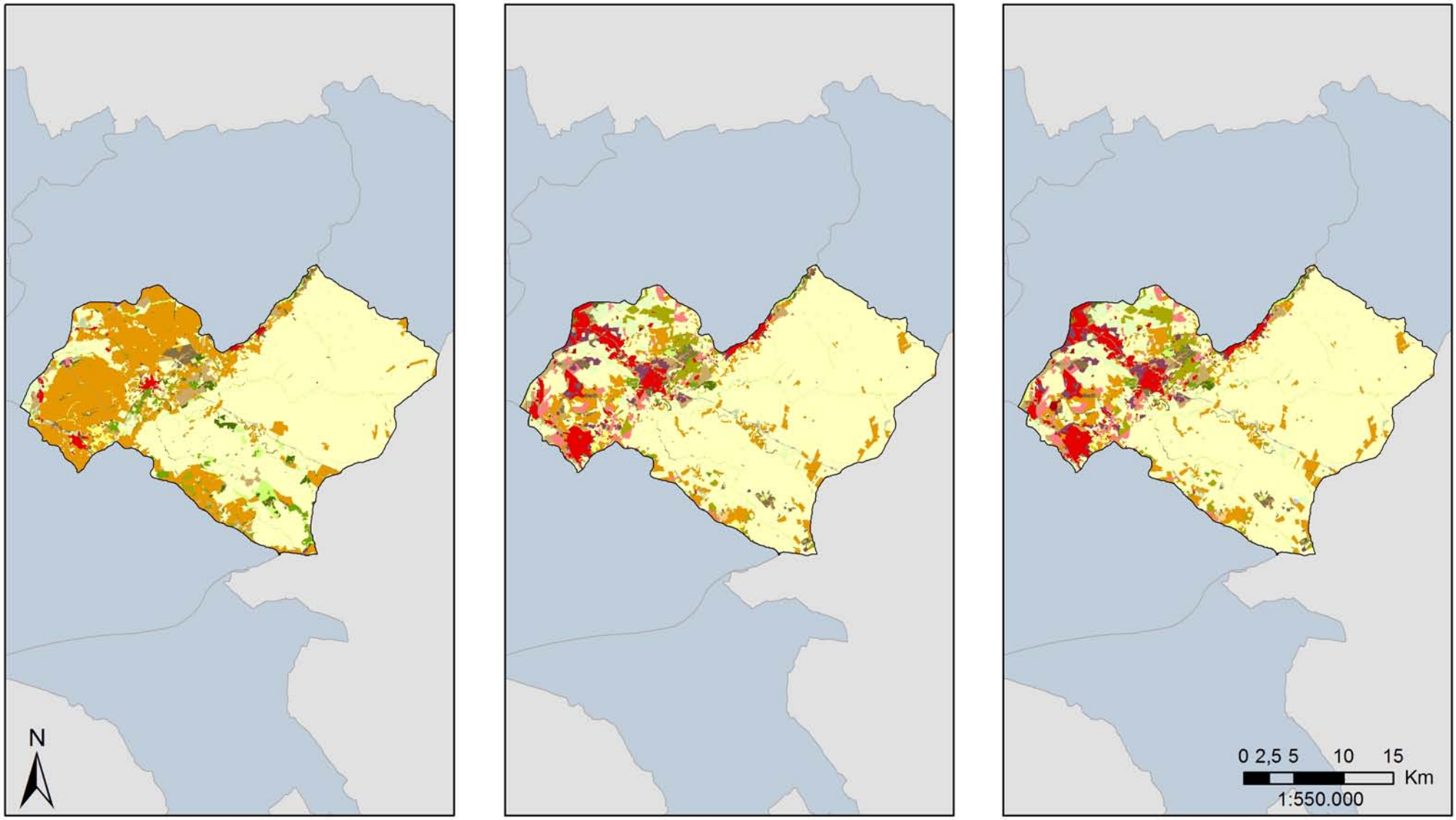
agua
cambisol
fluvisol
luvisol
planosol
regosol
vertisol

Grupo hidrológico de suelo

B
C
D

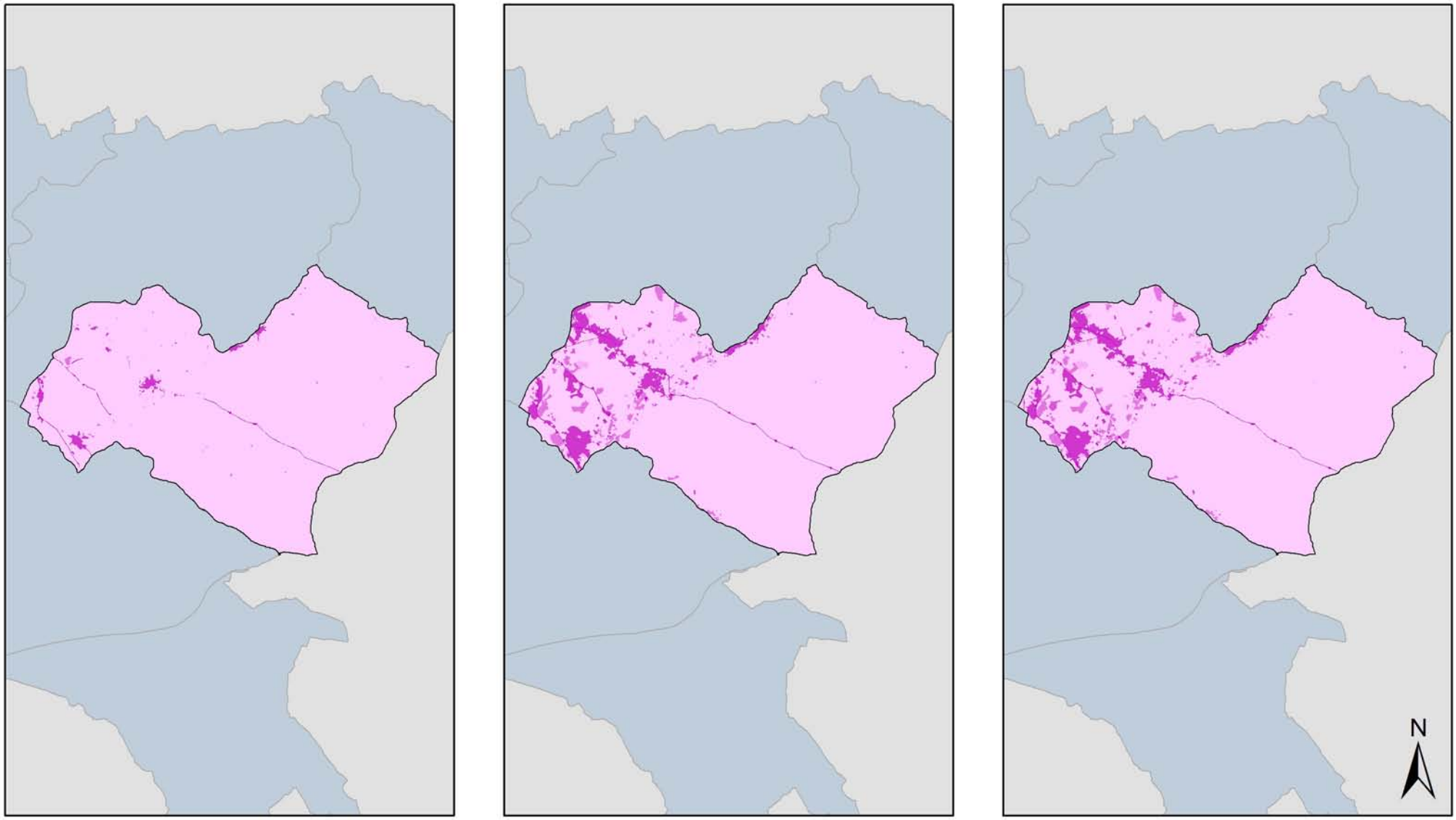
0 2,5 5 10 15
Km

1:550.000



Mapa 7.6.3. Subcuenca 6 - Guadaíra: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

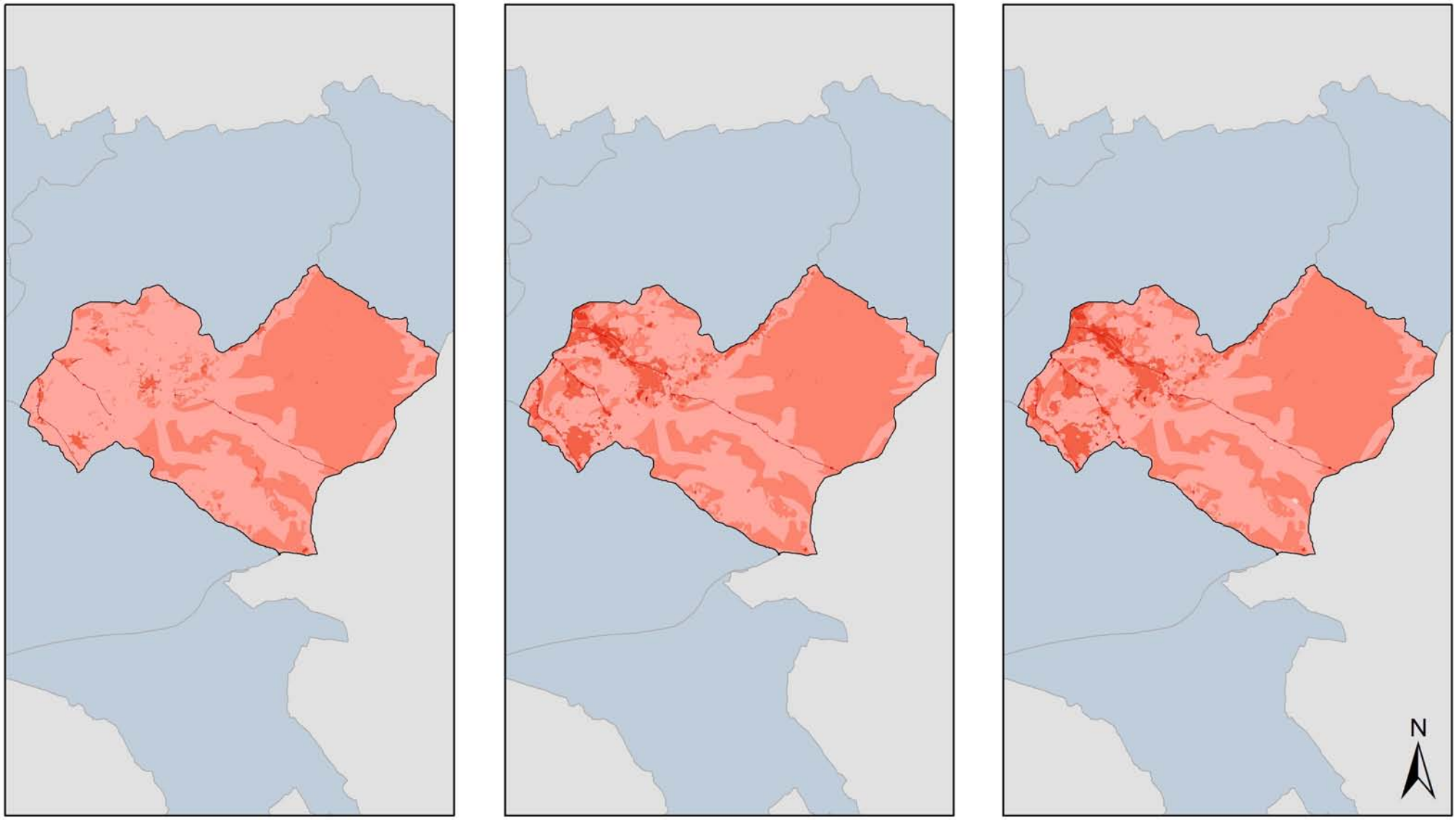


Mapa 7.6.4. Subcuenca 6 - Guadaíra: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 33% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:550.000

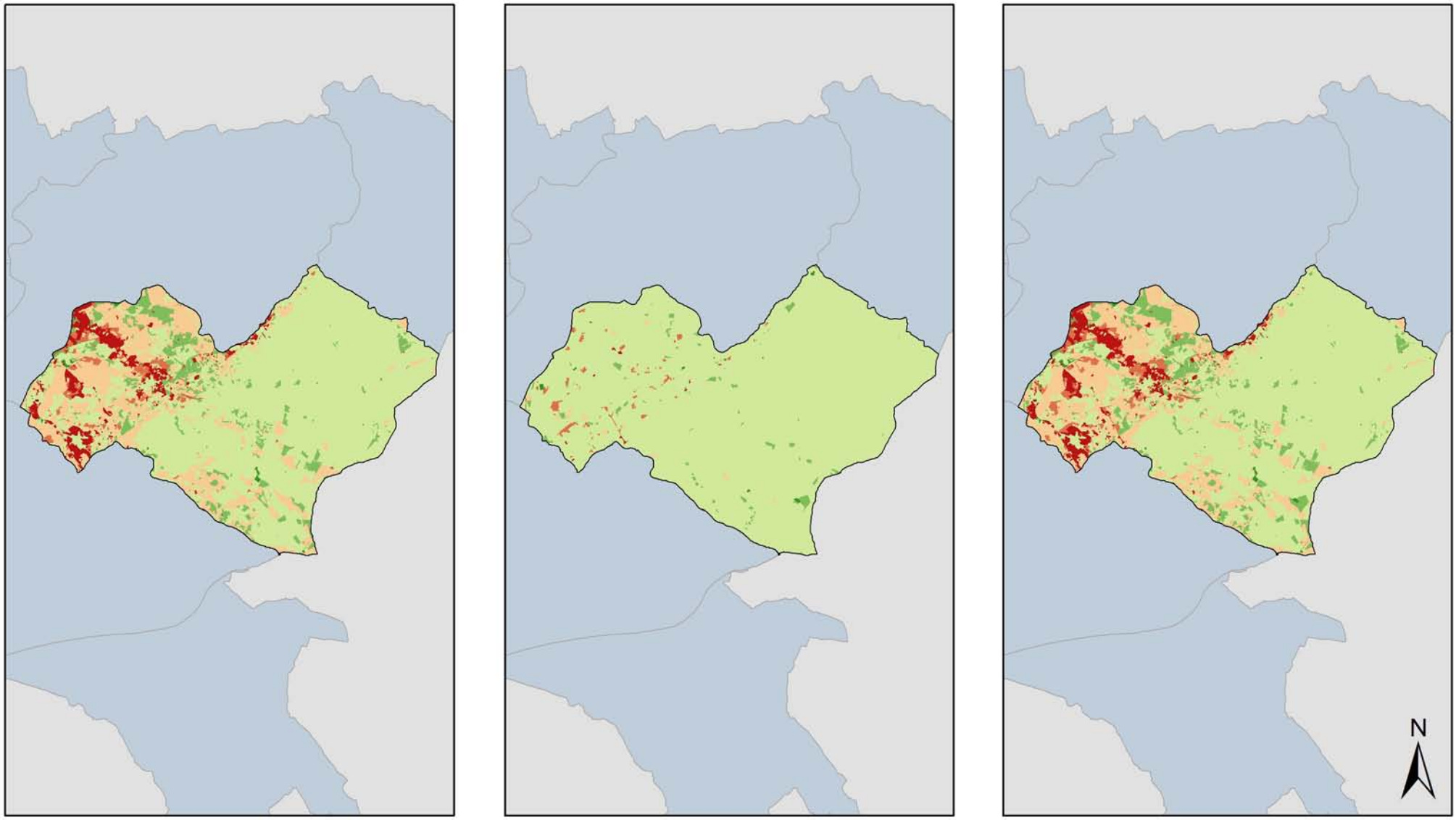


Mapa 7.6.5. Subcuenca 6 - Guadaíra: Escorrentía superficial media anual (cm)

0
0 - 5
5 - 10
10 - 20
20 - 30
30 - 50

0 2,5 5 10 15
Km

1:550.000



1956 - 1999

1999 - 2003

1956 - 2003

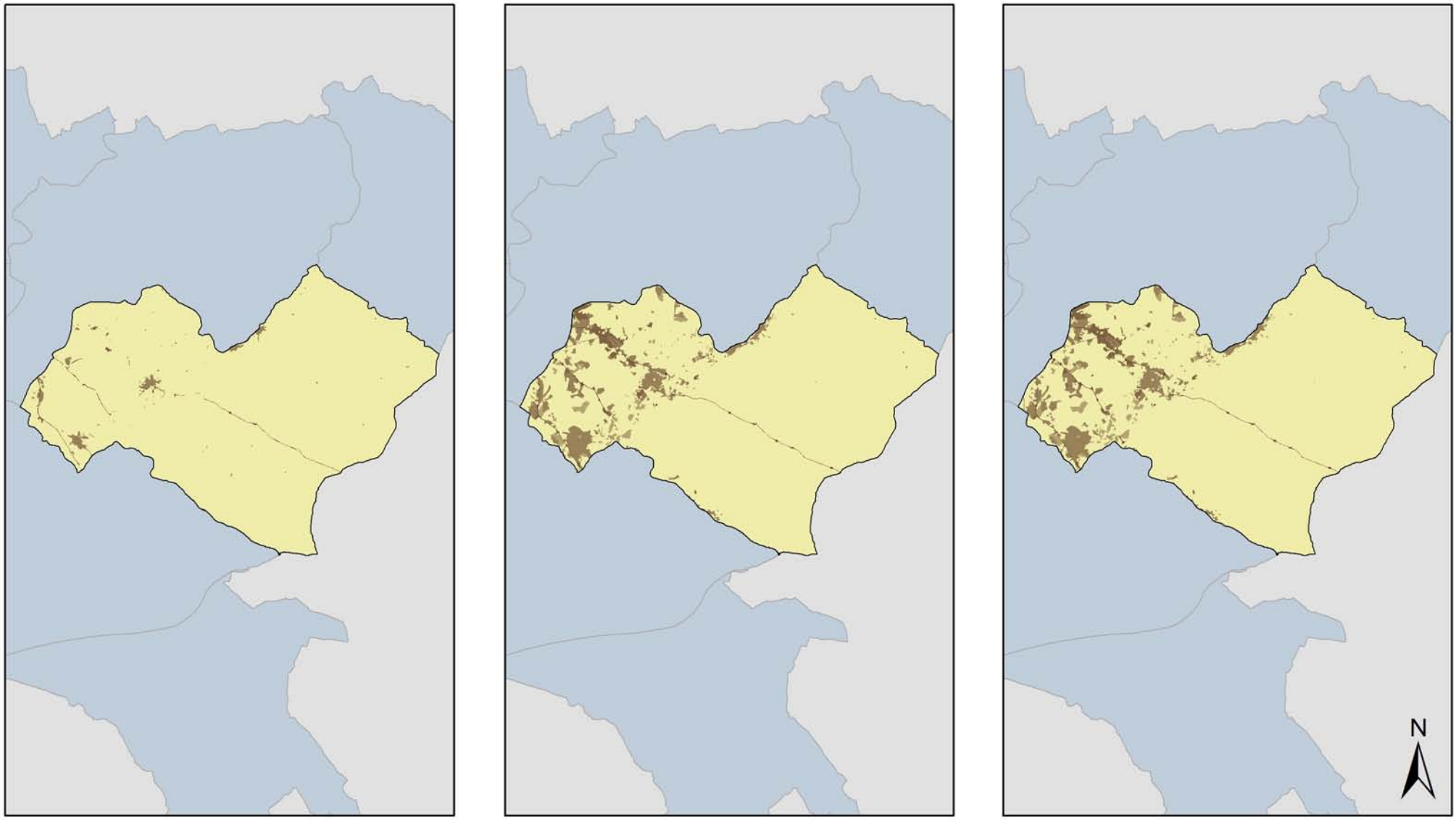
Mapa 7.6.6. Subcuenca 6 - Guadaíra: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5 | 0 | 5 - 15

-5 - 0 | 0 - 5 | > 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:550.000

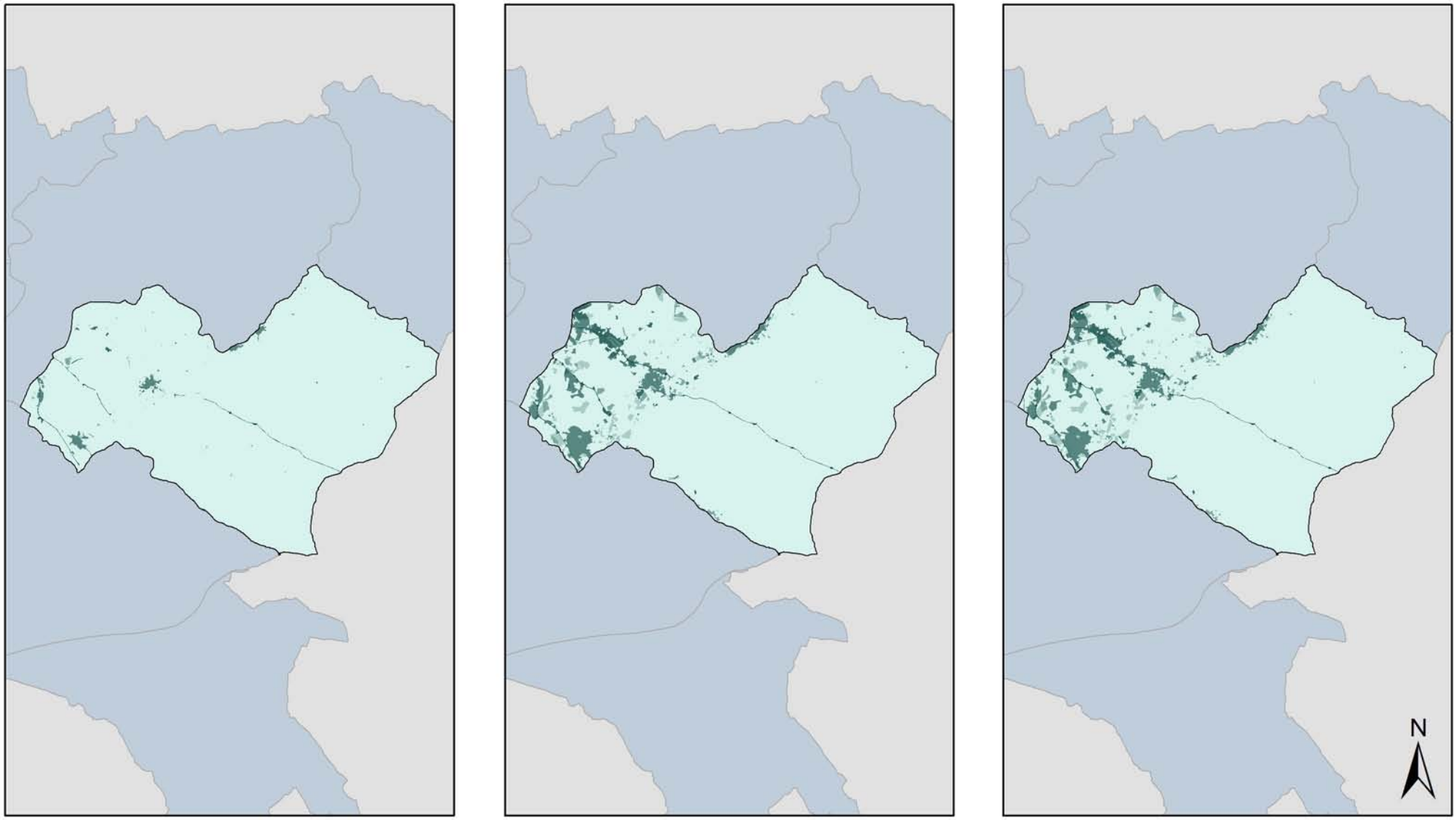


Mapa 7.6.7. Subcuenca 6 - Guadaíra: TSS (g/m^2 año)

0 | 1 - 5 | 10 - 25
0 - 1 | 5 - 10 | > 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:550.000



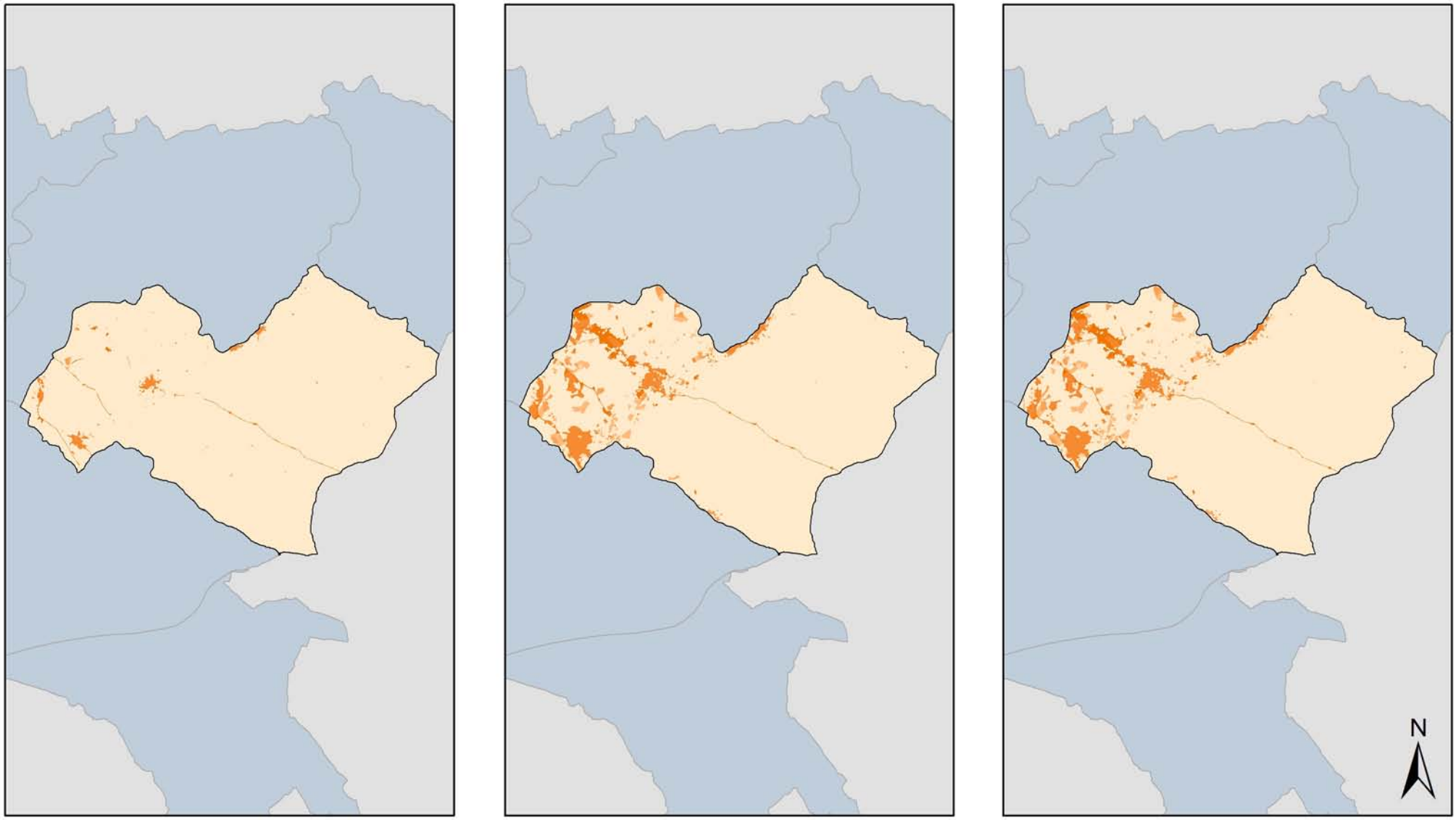
1956 1999 2003

Mapa 7.6.8. Subcuenca 6 - Guadaíra: BOD (g/m^2 año)

0 0 - 0,5 0,5 - 1 1 - 2 2 - 4 >4

0 2,5 5 10 15 Km

1:550.000

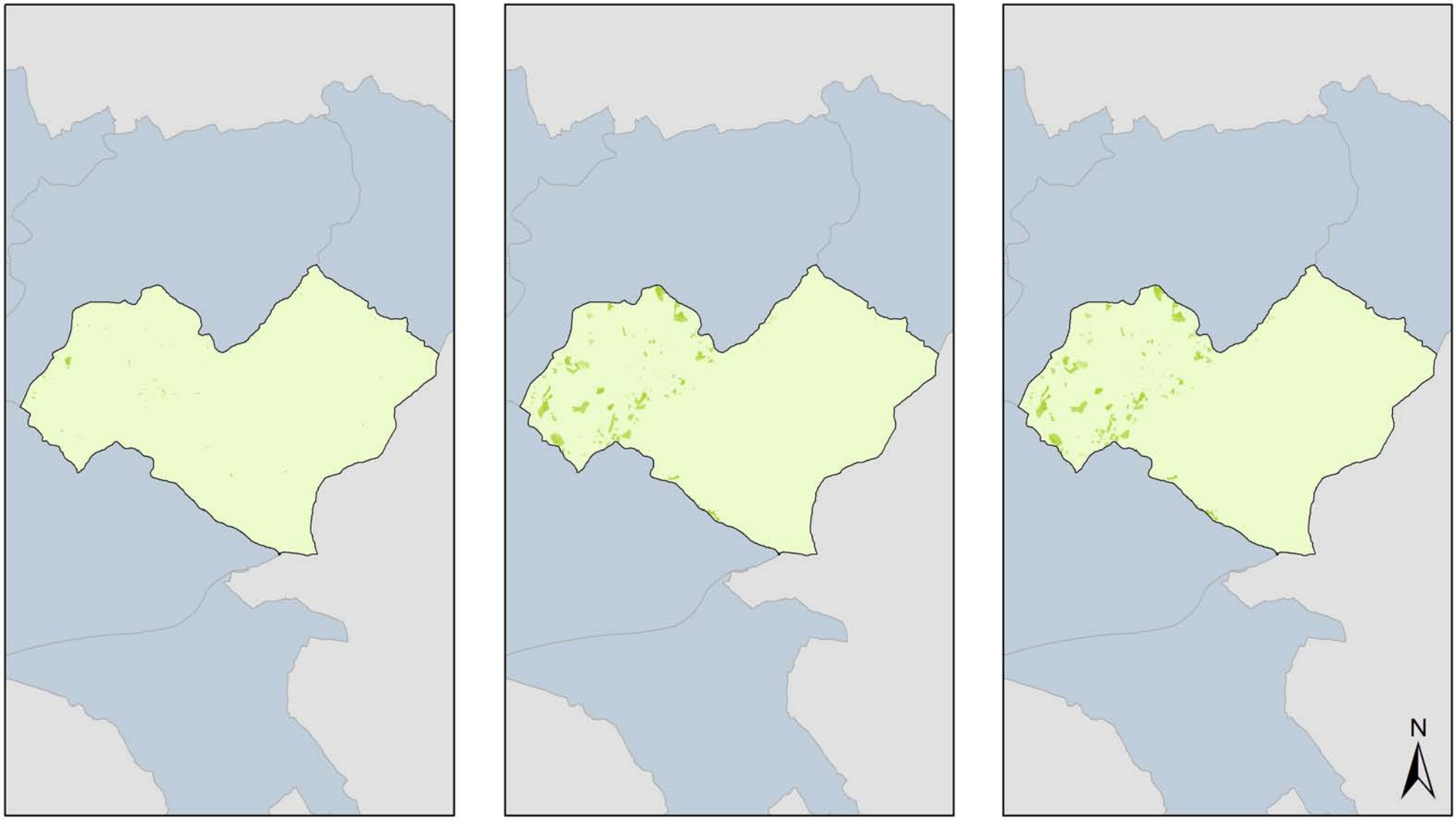


Mapa 7.6.9. Subcuenca 6 - Guadaíra: COD (g/m^2 año)

0
0 - 1
1 - 5
5 - 15
15 - 30
>30

0 2,5 5 10 15
Km

1:550.000

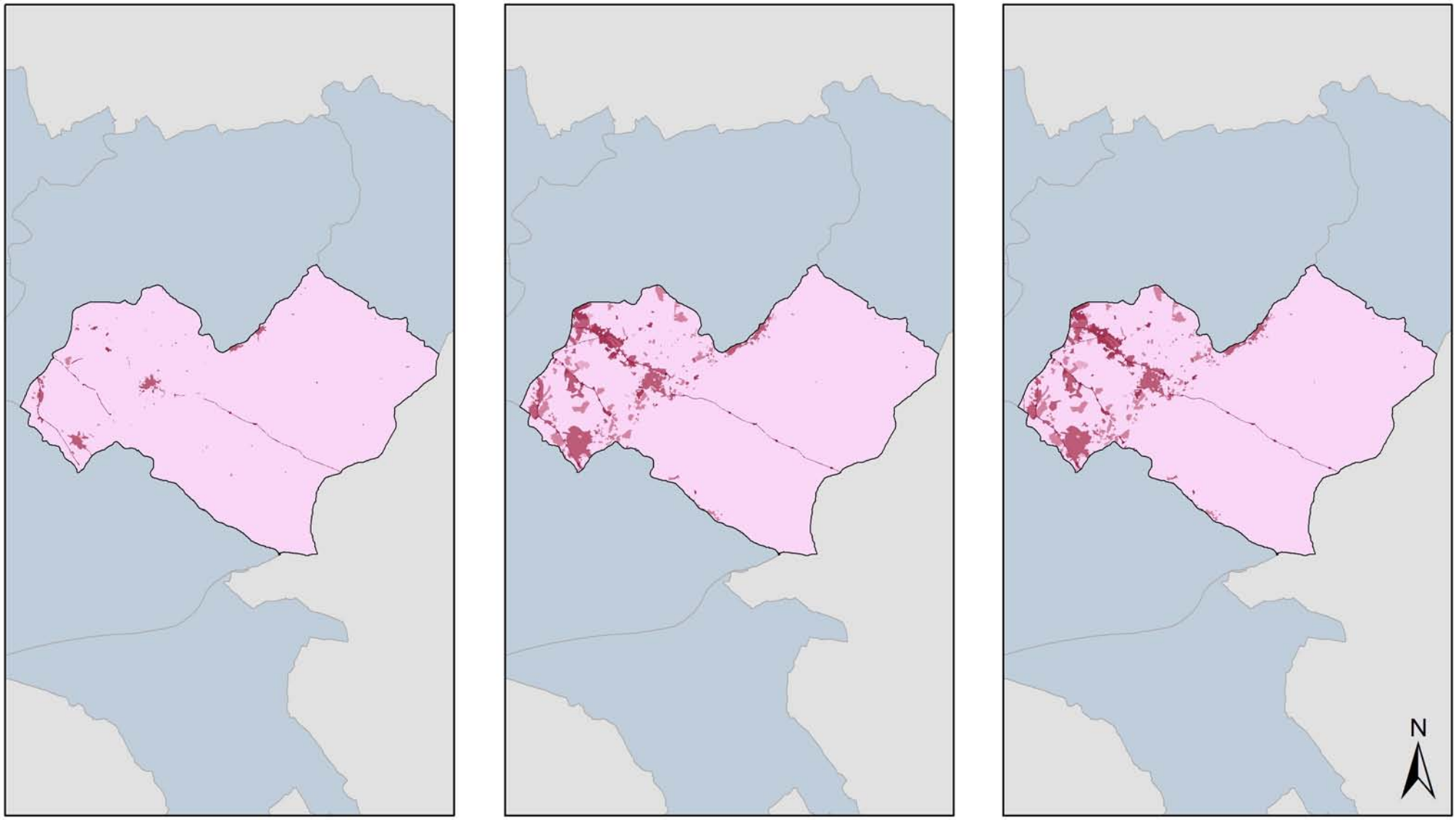


Mapa 7.6.10. Subcuenca 6 - Guadaíra: NH_4 (mg/m^2 año)

0
0 - 5
5 - 15
15 - 30
30 - 50
> 50

0 2,5 5 10 15
Km

1:550.000



Mapa 7.6.11. Subcuenca 6 - Guadaíra: Pb (mg/m^2 año)

0	5 - 15	30 - 100
0 - 5	15 - 30	>100

0 2,5 5 10 15 Km

1:550.000

7.10 Análisis de la Subcuenca 7: Guadalquivir Sur

7.10.1 Descripción básica del ámbito de análisis

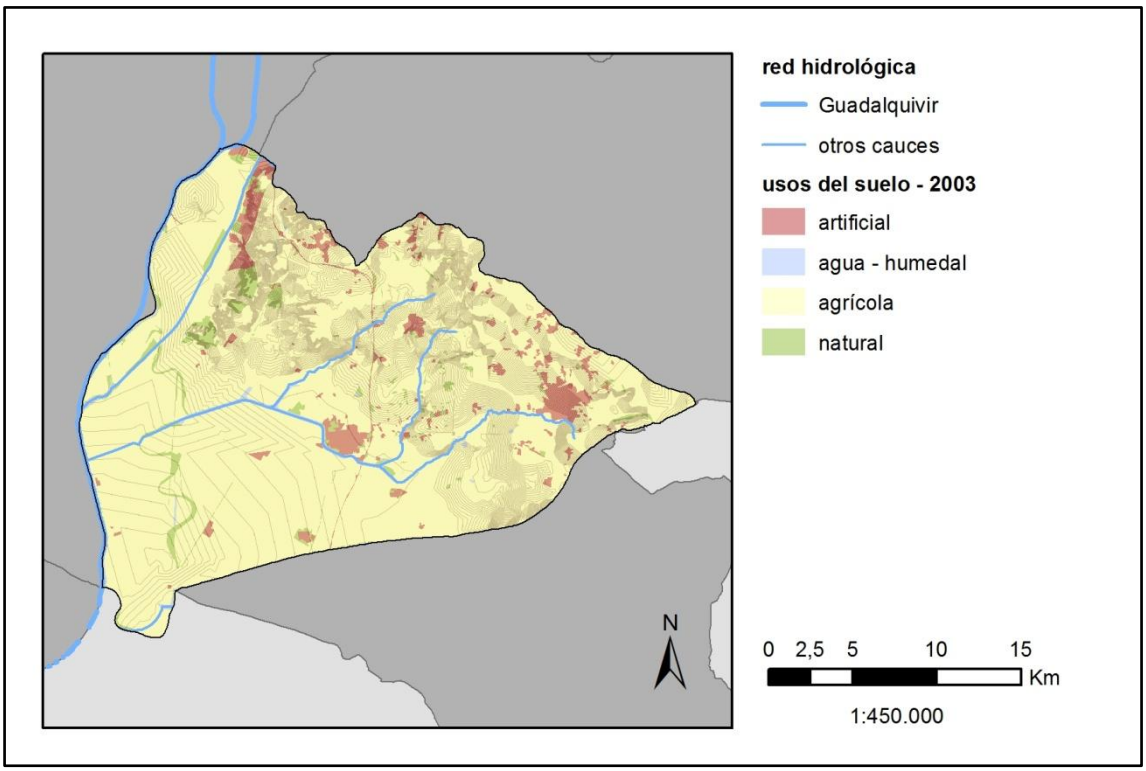
Con una superficie total de 566,5 km^2, la presente subcuenca se localiza en la margen izquierda del Guadalquivir, entre las cuencas del río Guadaíra y del arroyo Salado de Morón. El ámbito comprende gran parte del sector oriental del espacio marismeño, así como un amplio territorio de carácter agrícola al norte de los núcleos urbanos de Los Palacios y Utrera. La topografía de esta zona es predominantemente llana en la zona de las marismas, haciéndose algo más ondulada en el sector más septentrional de la subcuenca. La altitud media es baja: sólo una estrecha franja en el extremo noreste del ámbito se sitúa por encima de los 50 metros de altura.

Figura 7.10 Vista de la Isla de los Olivillos, en el entorno de la confluencia de los ríos Guadalquivir y Guadaíra



El entorno de la marisma es un medio profundamente transformado, tanto en lo que respecta a su dinámica hidrológica como en lo relativo al trazado de los cauces que discurren por su superficie. Los principales cursos de agua de la subcuenca se sitúan en los márgenes del ámbito: el Guadalquivir representa el límite occidental del mismo, mientras que el río Salado de Morón define parte del límite meridional. El Guadaíra, en su tramo canalizado, recorre parte de la subcuenca en paralelo al Guadalquivir, hasta la confluencia con éste a la altura de la denominada Isla de Los Olivillos. Los arroyos que recorren el territorio circundante a la marisma, como el del Puerco o el de Calzas Anchas, vierten a la red de drenaje artificial. Destaca por último la presencia de un antiguo brazo del Guadalquivir, el denominado Brazo del Este, desconectado del cauce actual del río y en avanzado estado de colmatación.

Mapa 7.7.1 Subcuenca 7 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

Los núcleos de población de mayor importancia dentro de los límites de la subcuenca son Utrera y Los Palacios. No obstante, en el seno de la matriz agrícola se localizan un cierto número de áreas urbanizadas de pequeña extensión y distribución dispersa, pertenecientes a los términos municipales de Coria del Río (La Hermandad, Tixges), Dos Hermanas (Nueva Andalucía), Alcalá de Guadaíra (El Nevero), Utrera (La Herradura, Casa Cerro) y los Palacios (Los Chapatales, El Trobal, Maribáñez).

7.10.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

En relación con la litología de la subcuenca, se puede destacar la existencia de dos unidades principales: la primera de ellas, conformada por limos y arcillas (unidad 25 del *Mapa Litológico de Andalucía*), constituye el sustrato básico del territorio marismeño; la segunda, con una composición de calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33), domina todo el sector noroccidental de la subcuenca. Adicionalmente, se localizan en el ámbito otras dos unidades litológicas: por un lado, se observa la presencia de arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23) tanto al noroeste de la subcuenca (en la vega del Guadalquivir) como en otras áreas dispersas de pequeña extensión; por otro, en el extremo más oriental de la cuenca hay un predominio de margas, areniscas y lutitas o silexitas (unidad 35).

La edafología responde a rasgos generales a la zonificación descrita para el sustrato litológico. En la marisma, se observa el dominio absoluto de los solonchaks takíricos y gleicos (unidad 24 del *Mapa de Suelos de Andalucía*); son suelos salinos y de carácter arcilloso, con un drenaje deficiente. En la vega del Guadalquivir predominan los fluvisoles calcáreos (unidad 2),

si bien se detecta también la presencia de una franja de cambisoles cálcicos (unidad 42) con una disposición paralela al cauce del Guadaíra.

Por su parte, el sector nororiental de la subcuenca presenta una composición edáfica más diversa y compleja que el resto del ámbito. Se observa aquí el predominio de dos grupos de suelos: de un lado, luvisoles cálcicos y crómicos (suelos pardo-rojizos y rojos) asociados a cambisoles cálcicos (unidades 47 y 58), y de otro, planosoles (unidades 61 y 62, esta última con una presencia prácticamente marginal). En menor proporción, se encuentran también en esta zona áreas donde predominan los regosoles calcáreos (unidad 13). Destaca por último la presencia en el extremo oriental de la subcuenca de una amplia extensión de vertisoles (unidades 21 y 22), suelos arcillosos con un drenaje deficiente.

La tabla 7.7.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.7.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico
2	Fluvisoles calcáreos	B
13	Regosoles calcáreos	B
21, 22	Vertisoles	D
24	Solochanks takíricos y gleicos	D
42	Cambisoles cálcicos	B
47, 58	Luvisoles cálcicos y crómicos, asociados con cambisoles cálcicos	B
61, 62	Planosoles eútricos y móllicos	C

7.10.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

En lo que respecta a la composición del mosaico territorial, la subcuenca presenta una marcada vocación agrícola, con más de un 80% de su superficie destinada al cultivo en el año 2003. La mitad meridional del ámbito se encuentra ocupada casi en su totalidad por cultivos herbáceos. Los cultivos leñosos de secano tienen asimismo una presencia destacable, concentrándose fundamentalmente en la mitad nororiental de la cuenca. Por su parte, los cultivos leñosos de regadío se ubican sobre todo en la vega del Guadalquivir, al noroeste del ámbito. También hay que destacar la presencia de cultivos bajo plástico (incluidos en la tipología de áreas impermeabilizadas) en todo el área agrícola situada al norte del núcleo de Los Palacios.

Las áreas naturales tienen una presencia modesta en las etapas finales del periodo de estudio, abarcando en su conjunto un 4,61% del territorio de la subcuenca. Las áreas más destacadas dentro de esta categoría son el Brazo del Este y las masas forestales ubicadas en el noroeste del ámbito, en las proximidades del encauzamiento del Guadaíra. Las zonas artificiales tienen también una presencia limitada en términos de extensión, representando un 5,26% de la superficie del ámbito. A diferencia de lo que sucede en las subcuencas centrales del área metropolitana, la distribución espacial de los usos artificiales tiene aquí un carácter disperso, lo que hace que el impacto hidrológico no esté tan localizado como en otros casos.

La tabla 7.7.2 muestra la evolución de los porcentajes correspondientes a los distintos tipos de uso de suelo a lo largo del periodo de estudio. El cambio más palpable corresponde a la transformación de grandes extensiones de cultivo leñoso de secano en zonas de cultivos herbáceos; el leñoso de secano dominaba el sector nororiental de la cuenca en 1956, pasando en 2003 a tener una presencia todavía notable, pero con un fuerte carácter fragmentario. El retroceso de los humedales en el ámbito marismeño, también en beneficio del crecimiento de los cultivos herbáceos, es igualmente significativo. El avance del cultivo herbáceo de regadío sobre el herbáceo de secano es particularmente visible en la mitad septentrional del sector marismeño. Por su parte, el cultivo leñoso de regadío también ha experimentado un crecimiento significativo en términos relativos a lo largo del periodo de estudio, mostrando además un cierto dinamismo entre 1999 y 2003.

Tabla 7.7.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 2

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano y áreas comerciales	0,44	2,34	2,49
Urbanizaciones residenciales	0,07	1,49	1,51
Zonas industriales	0,02	0,11	0,11
Áreas impermeables	0,06	0,57	0,77
Agua / humedal	8,73	1,88	1,92
Cultivo herbáceo secano	18,41	14,37	12,78
Cultivo herbáceo regadío	24,71	55,97	55,71
Cultivo leñoso secano	30,11	11,14	12,00
Cultivo leñoso regadío	0,50	2,66	3,54
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	2,36	0,18	0,30
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	0,04	0,05	0,05
Cultivos mixtos de secano y regadío	0,69	3,40	3,33
Masa forestal clara	4,06	1,48	1,48
Masa forestal media	1,41	0,35	0,35
Masa forestal espesa	1,38	0,64	0,64
Pastizal sin arbolado	5,64	1,74	1,49
Pastizal arbolado / zonas verdes	1,34	0,69	0,69
Espacios sin vegetación / en construcción	0,01	0,94	0,82

La cobertura natural ha sufrido un patente retroceso en términos globales entre 1956 y 2003. Las pérdidas son singularmente intensas entre 1956 y 1999 para el caso de las masas forestales claras y del pastizal no arbolado. No obstante, y con la única excepción de esta última clase, entre 1999 y 2003 se percibe un freno de esta tendencia negativa, estabilizando la situación de las masas forestales y el pastizal arbolado.

Los usos artificiales aumentan su presencia en la subcuenca a lo largo del periodo de estudio, pero la tasa de crecimiento está alejada de las que se pueden observar para esta tipología en zonas más centrales de la aglomeración urbana. Como se ha indicado, el desarrollo de este tipo de usos, y fundamentalmente el tejido urbano y las áreas comerciales, no se ha producido de forma excesivamente concentrada en un único sector. Las zonas residenciales de baja densidad han experimentado un notable crecimiento en términos relativos, sobre todo entre 1956 y 1999. En el periodo 1999-2003 se observa una moderación general del crecimiento de los usos artificiales; la clase que más crece en esta última etapa es

la que engloba a las autovías y otros usos impermeables, debido fundamentalmente a la construcción del tramo septentrional de la autovía A-4.

7.10.4 Resultados del análisis

La tabla 7.7.3 muestra los resultados obtenidos para las diferentes variables analizadas. Los valores relativos al porcentaje de impermeabilización no son muy destacables en comparación con el resto de las subcuencas. A pesar del notable avance experimentado entre 1956 y 2003, se sitúan lejos del umbral de referencia del 10%. La producción media de escorrentía está de hecho dentro de los niveles más bajos de todo el ámbito metropolitano, debido a la escasa presencia de usos artificiales y a la composición de la matriz agrícola, con un predominio neto del regadío y el cultivo leñoso. El volumen total de escorrentía anual es también más reducido que en las subcuencas centrales del área metropolitana.

Tabla 7.7.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

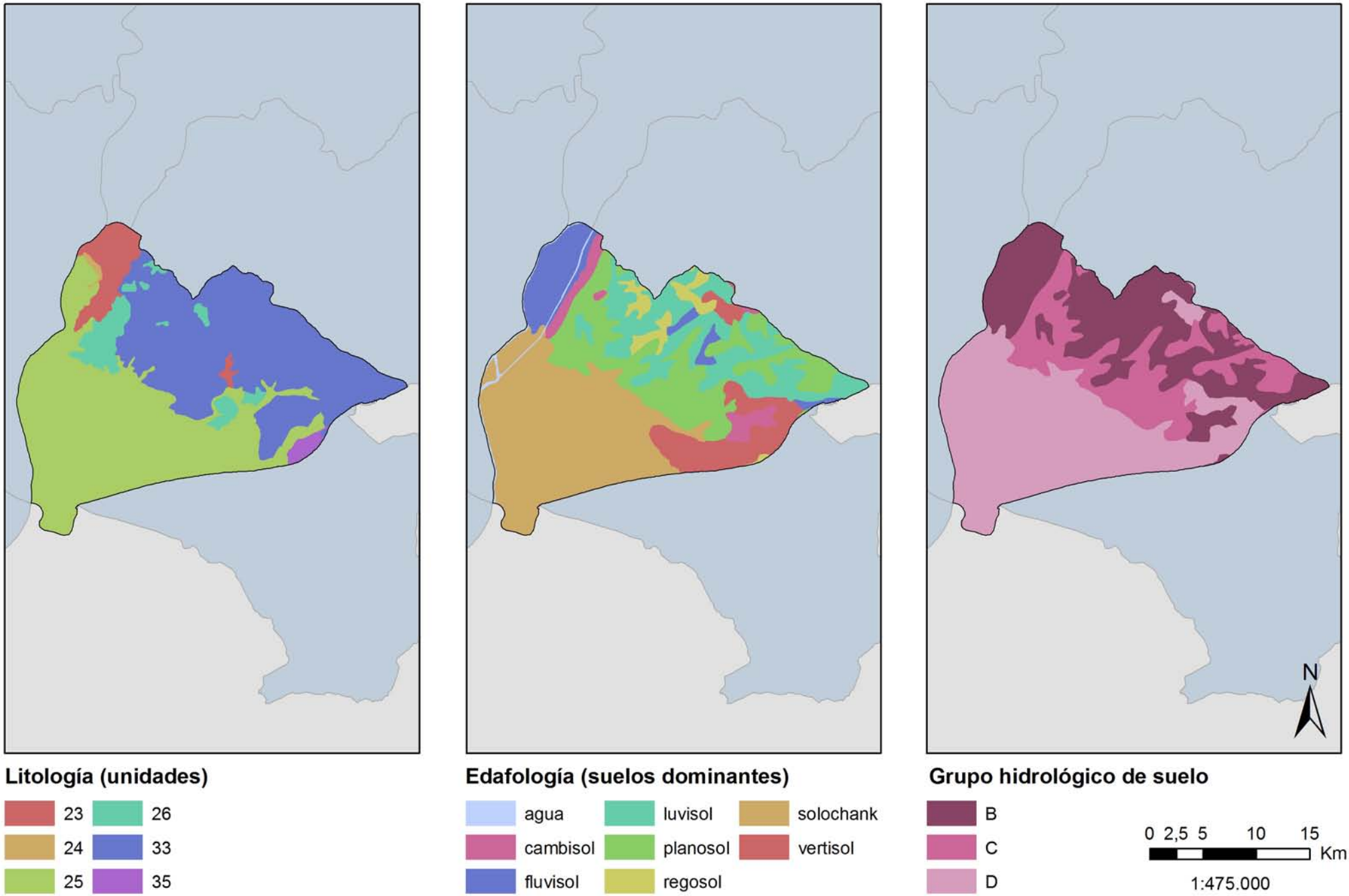
Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	0,48	3,28	3,55
Escorrentía media anual - altura (cm)	2,81	3,57	3,61
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	15,94 10^6	20,20 10^6	20,44 10^6
TSS (kg / año)	47,95 10^3	217,86 10^3	282,43 10^3
BOD (kg O_2 / año)	7,62 10^3	35,01 10^3	43,49 10^3
COD (kg O_2 / año)	86,52 10^3	436,10 10^3	498,10 10^3
NH_4^+ (kg / año)	8,36	217,21	220,30
PB (kg / año)	103,79	481,22	597,85

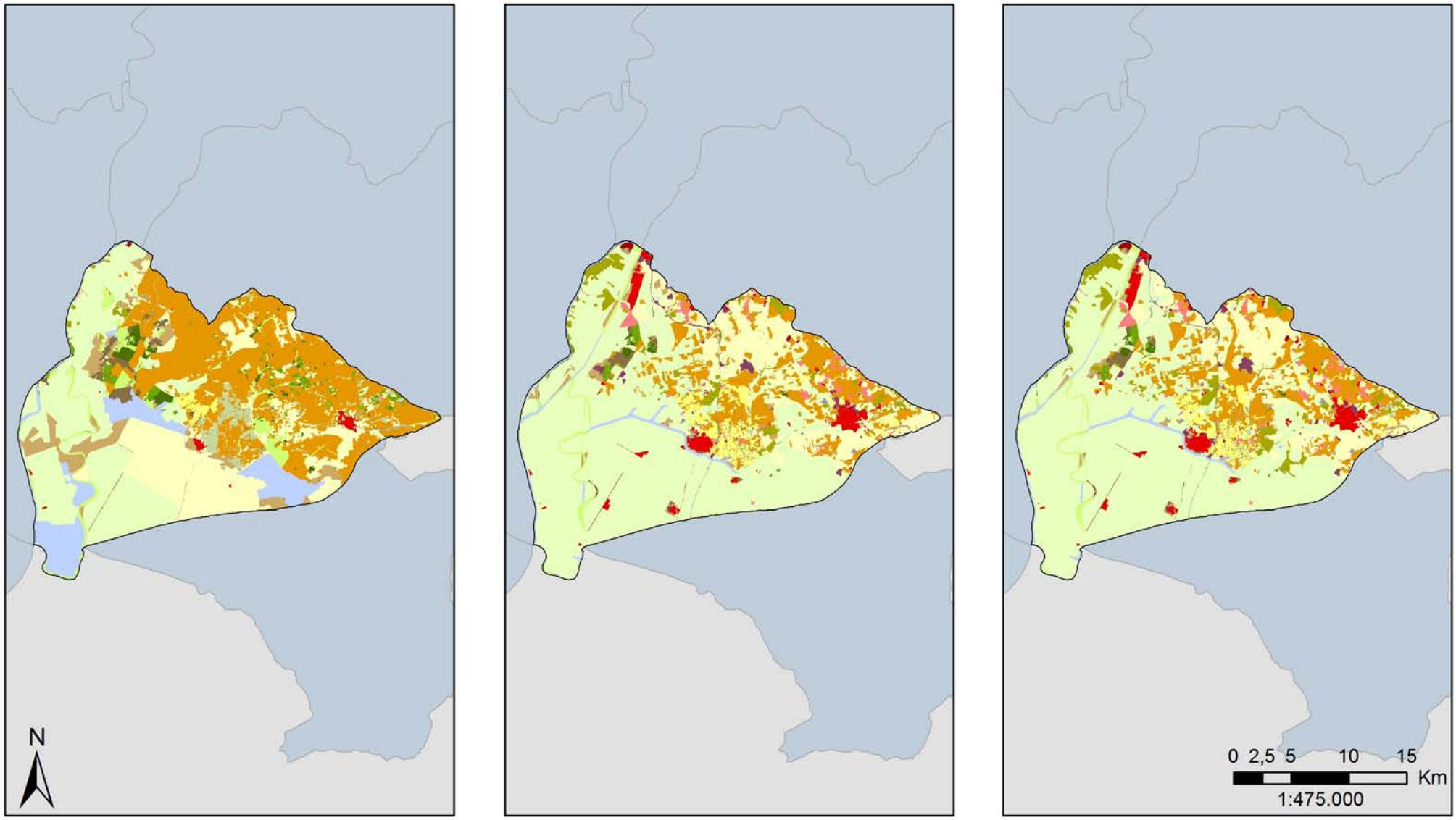
En la cartografía se puede observar el patrón de distribución espacial de los niveles de escorrentía a lo largo del periodo de estudio. Las zonas donde se concentran los mayores incrementos para esta variable son, lógicamente, las áreas urbanas y zonas de expansión de usos artificiales (zona industrial en el entorno del Guadaíra, trazado de la autovía A-4, etc.). Destaca también en este sentido el mosaico de cultivos bajo plástico en el entorno del núcleo de Los Palacios. En menor grado, también se observa un avance de los niveles de escorrentía en las áreas donde se ha producido un retroceso de los cultivos leñosos, así como en las zonas donde las áreas naturales originarias, principalmente humedales asociados al entorno marismeño, han sido sustituidas por el cultivo de regadío.

Las zonas que presentan un mayor descenso de la producción de escorrentía se concentran en el ámbito de la marisma, en las proximidades del Guadalquivir y el Brazo del Este; en este sector se ha producido una transformación de amplias zonas de pastizal no arbolado en cultivo de regadío, uso que posee un número de curva más reducido que el anterior para este tipo de suelos. Destaca también la reducción de la escorrentía debida a la transformación de cultivos de secano en regadío en toda el área nororiental del ámbito marismeño. Finalmente, en la mitad septentrional de la subcuenca aparecen áreas donde se produce una disminución local de la escorrentía, debido sobre todo a cambios de uso que implican una mayor presencia de cobertura arbórea.

En lo relativo a los niveles de contaminación difusa, si bien no son tan elevados como en las subcuencas del Aljarafe, la vega del Guadalquivir o el Guadaíra, sí muestran el efecto del incremento de usos artificiales a lo largo del periodo de estudio. A este respecto, llama la atención el fuerte incremento relativo que experimentan los contaminantes analizados (con excepción del amonio) entre 1999 y 2003, y que se debe sobre todo a la puesta en funcionamiento de la autovía A-4. El aumento de los sólidos totales en suspensión y de la demanda biológica de oxígeno se sitúa alrededor de un 30% para este periodo, lo cual muestra el elevado impacto potencial asociado a este tipo de infraestructuras de transporte. El aumento de la carga de amonio en el agua de escorrentía es también visible a lo largo del periodo de estudio, si bien este caso está relacionado principalmente con la expansión de las zonas residenciales de baja densidad en la subcuenca; por ello, el incremento de esta variable se produce fundamentalmente entre 1956 y 1999, periodo en el cual se concentra el avance de esta tipología de uso.

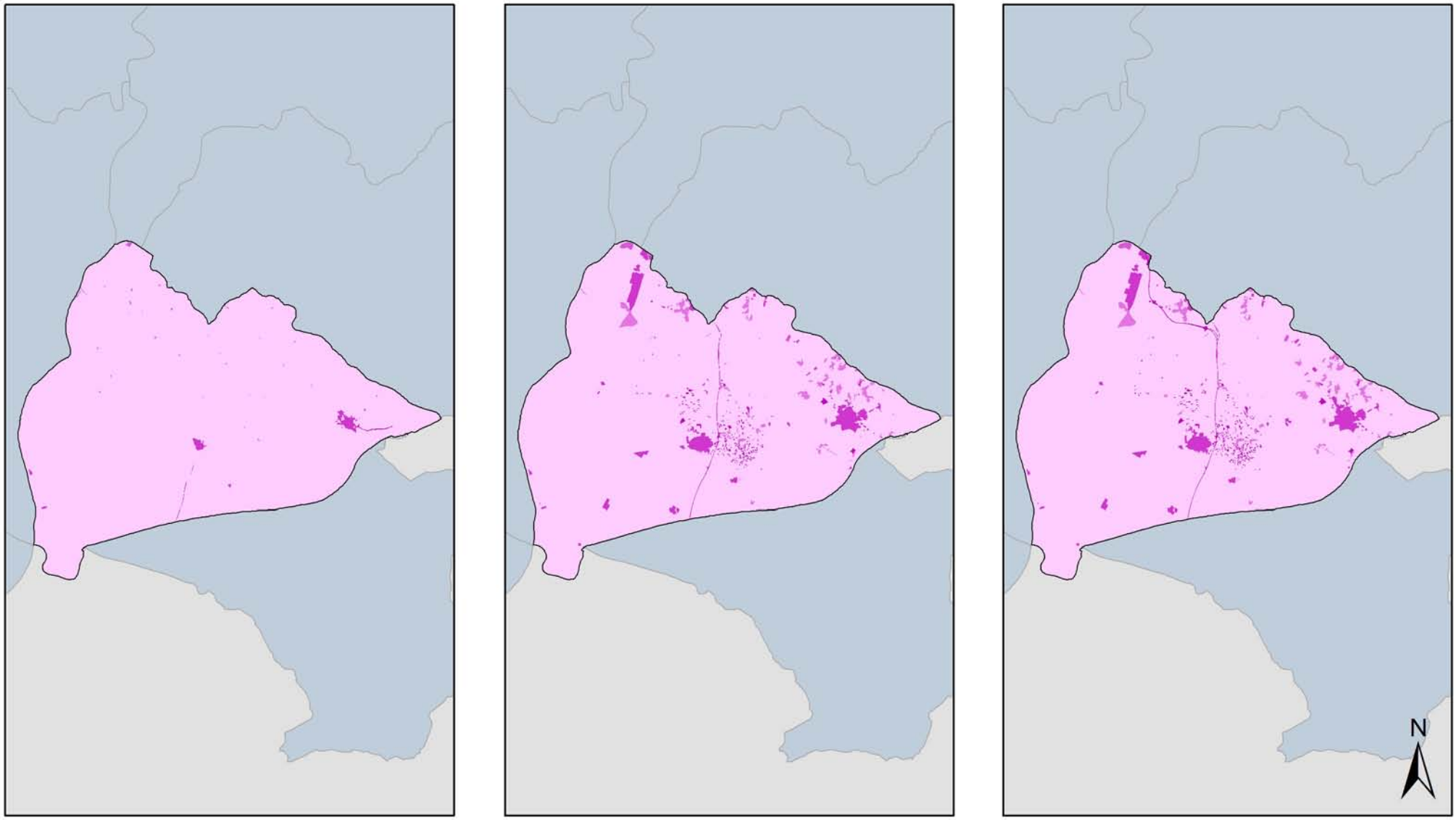
Mapa 7.7.2. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo





Mapa 7.7.3. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- infr. ferroviarias y técnicas
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

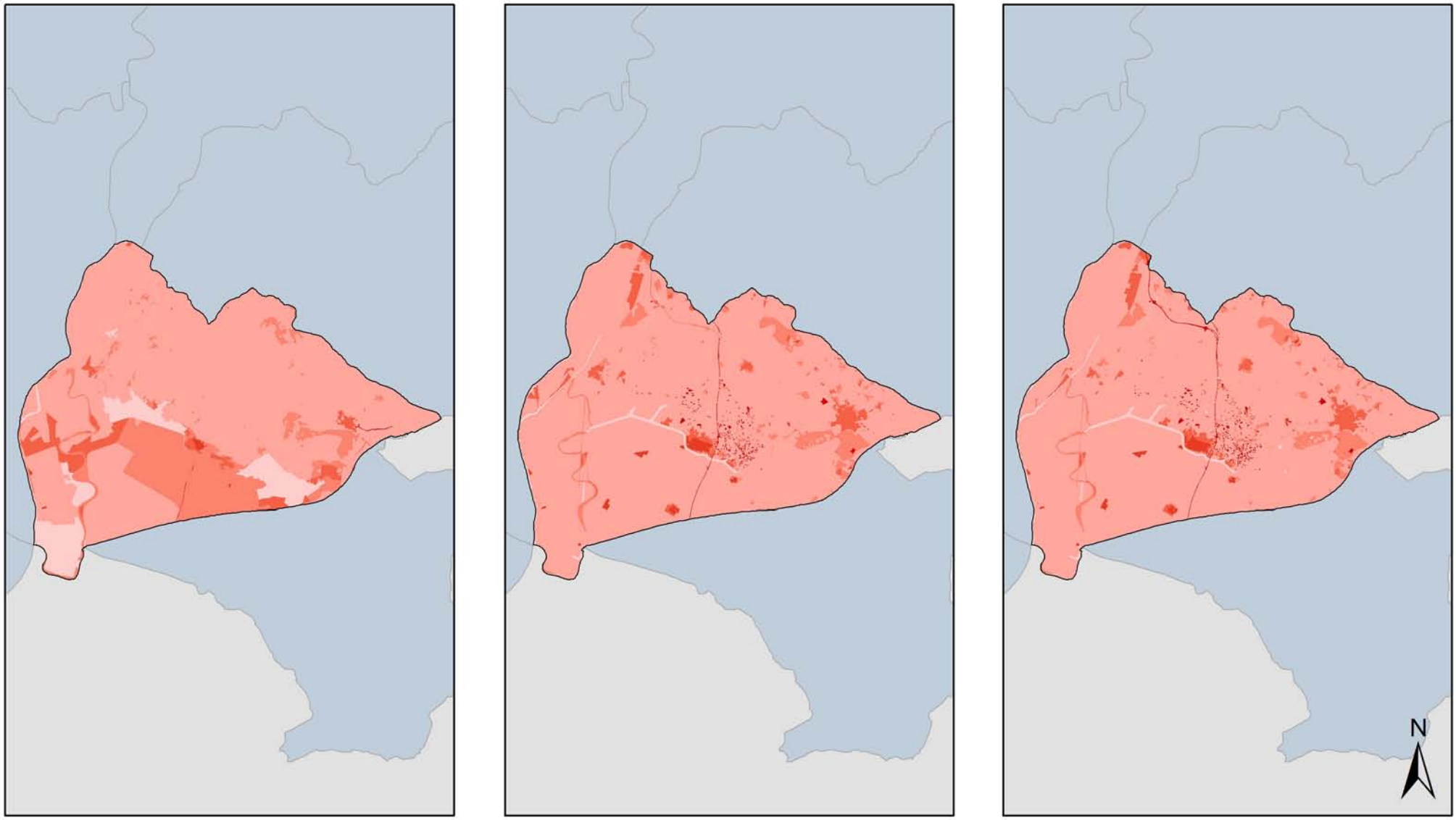


Mapa 7.7.4. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 33% 38% 72% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000

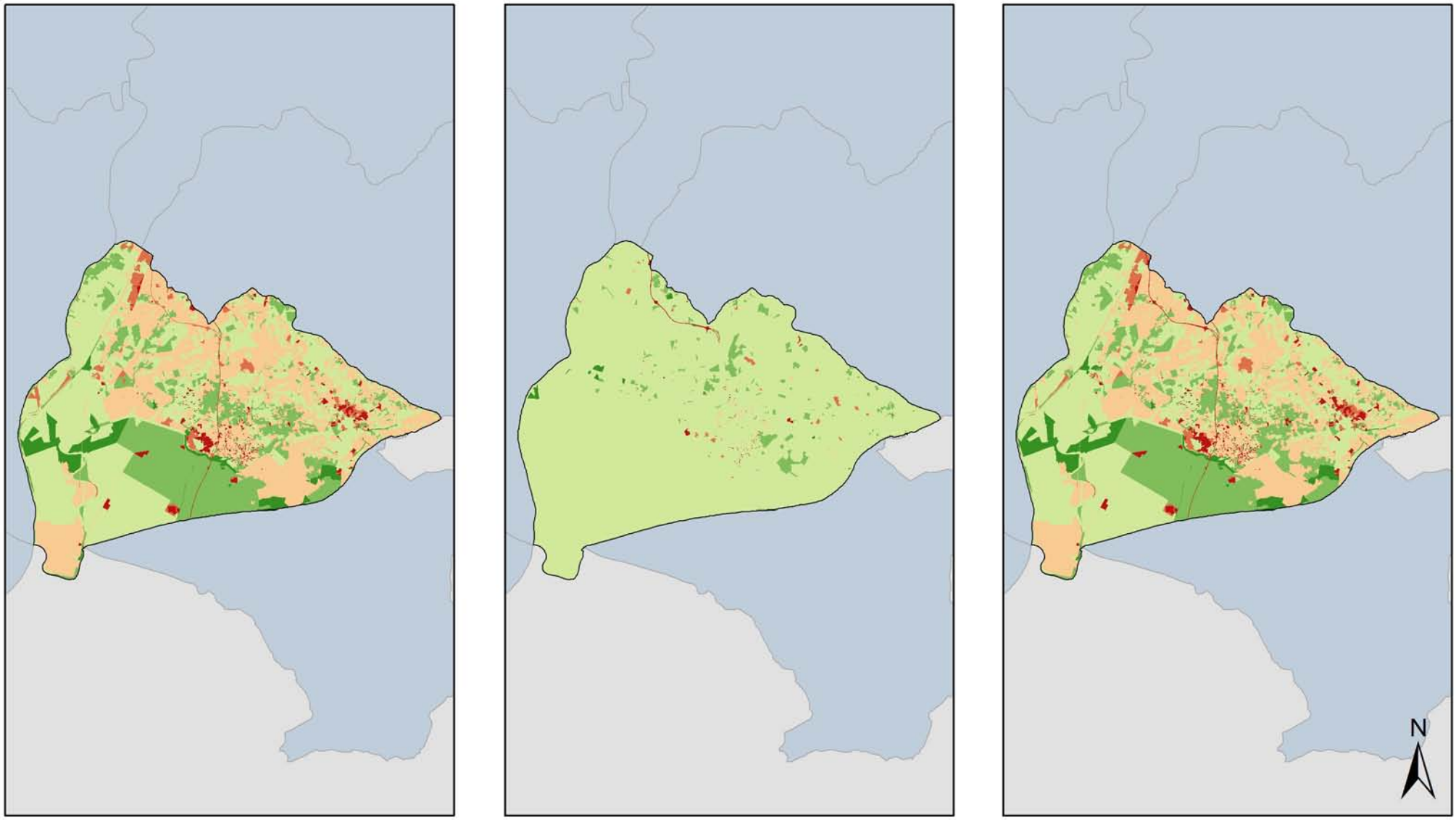


Mapa 7.7.5. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Escorrentía superficial media anual (cm)

0	5 - 10	20 - 30
0 - 5	10 - 20	30 - 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000



1956 - 1999

1999 - 2003

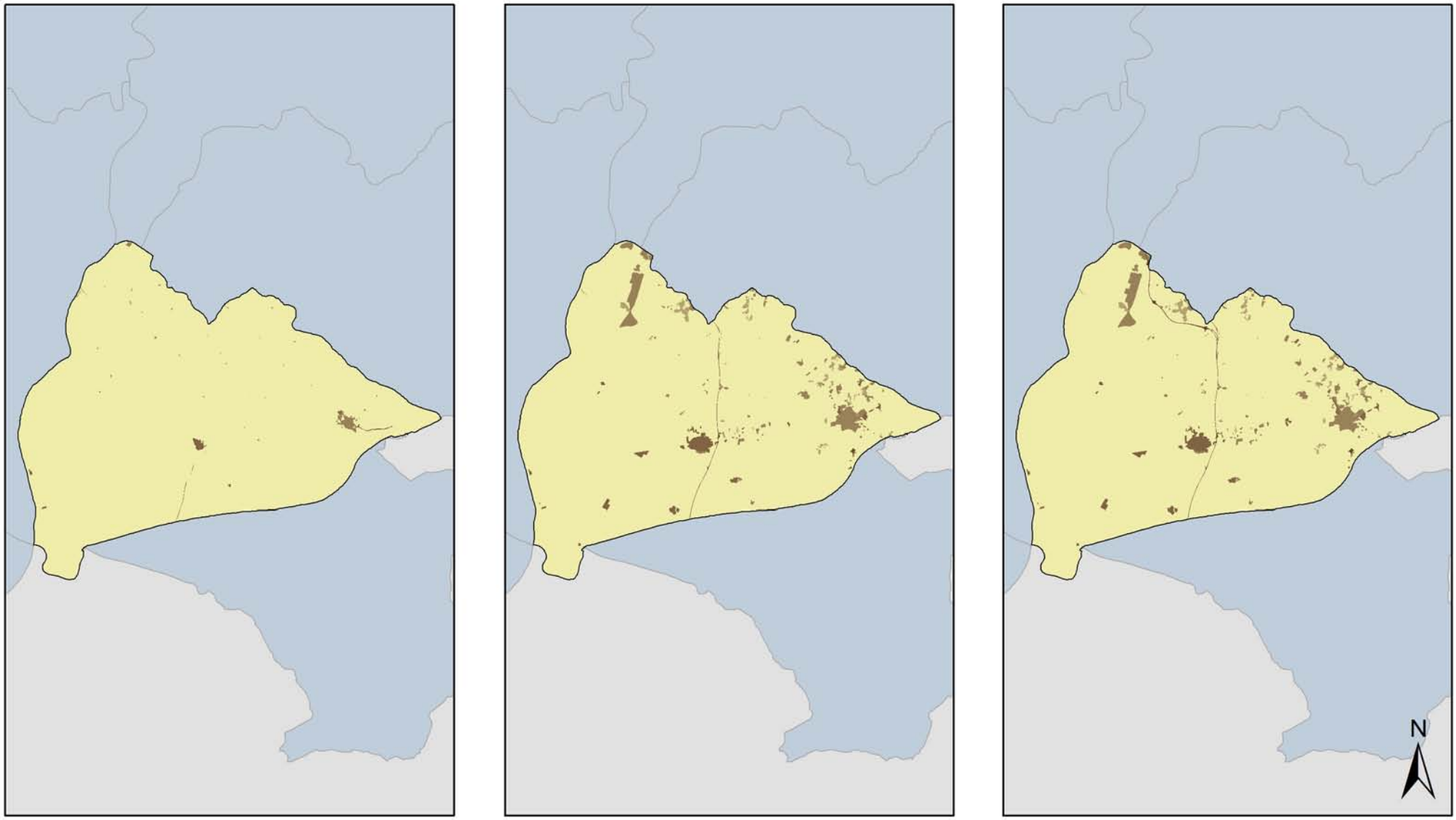
1956 - 2003

Mapa 7.7.6. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5
-5 - 0
0
0 - 5
5 - 15
> 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000



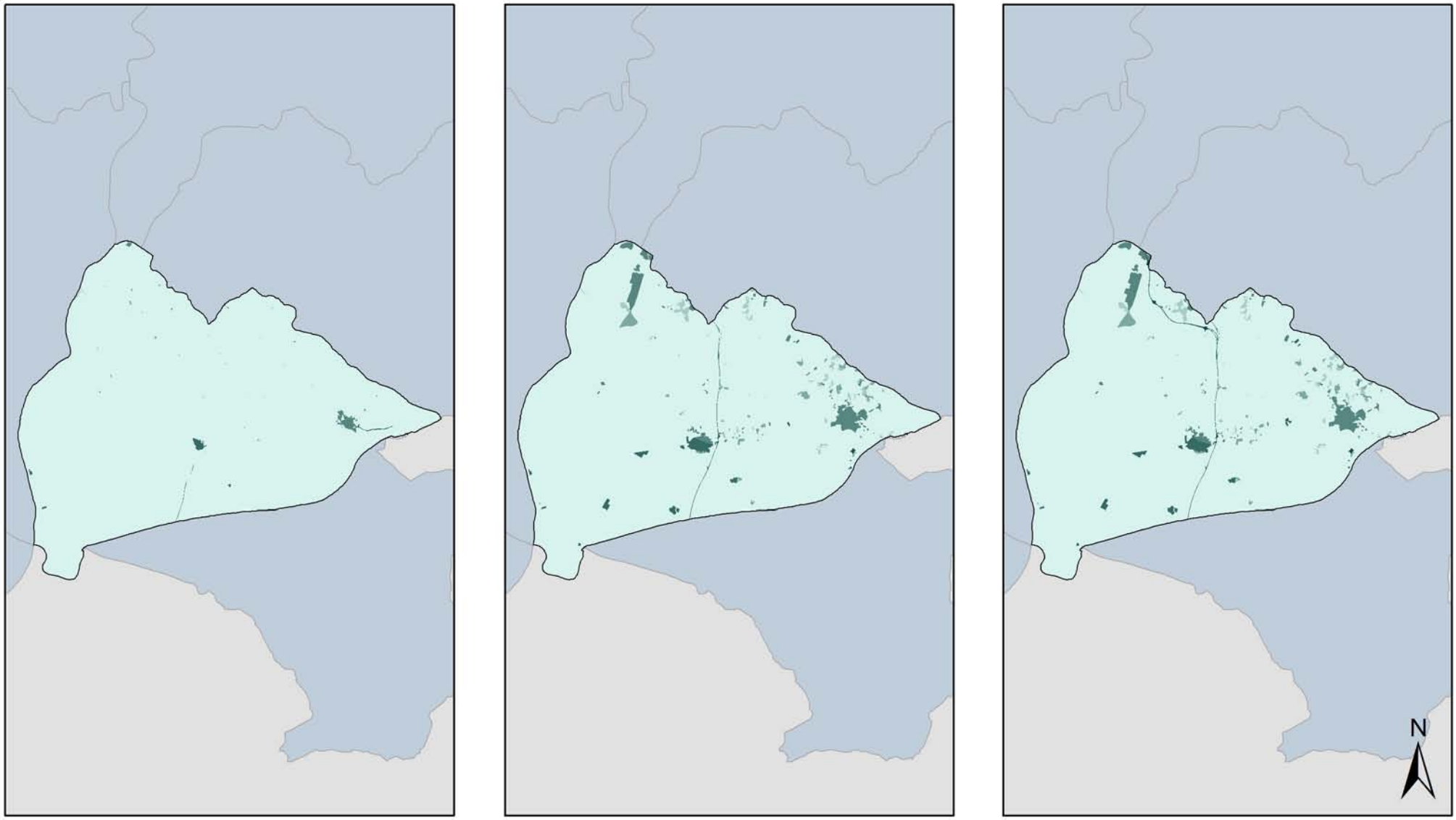
1956 1999 2003

Mapa 7.7.7. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: TSS (g/m^2 año)

0 1 - 5 10 - 25
0 - 1 5 - 10 > 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000

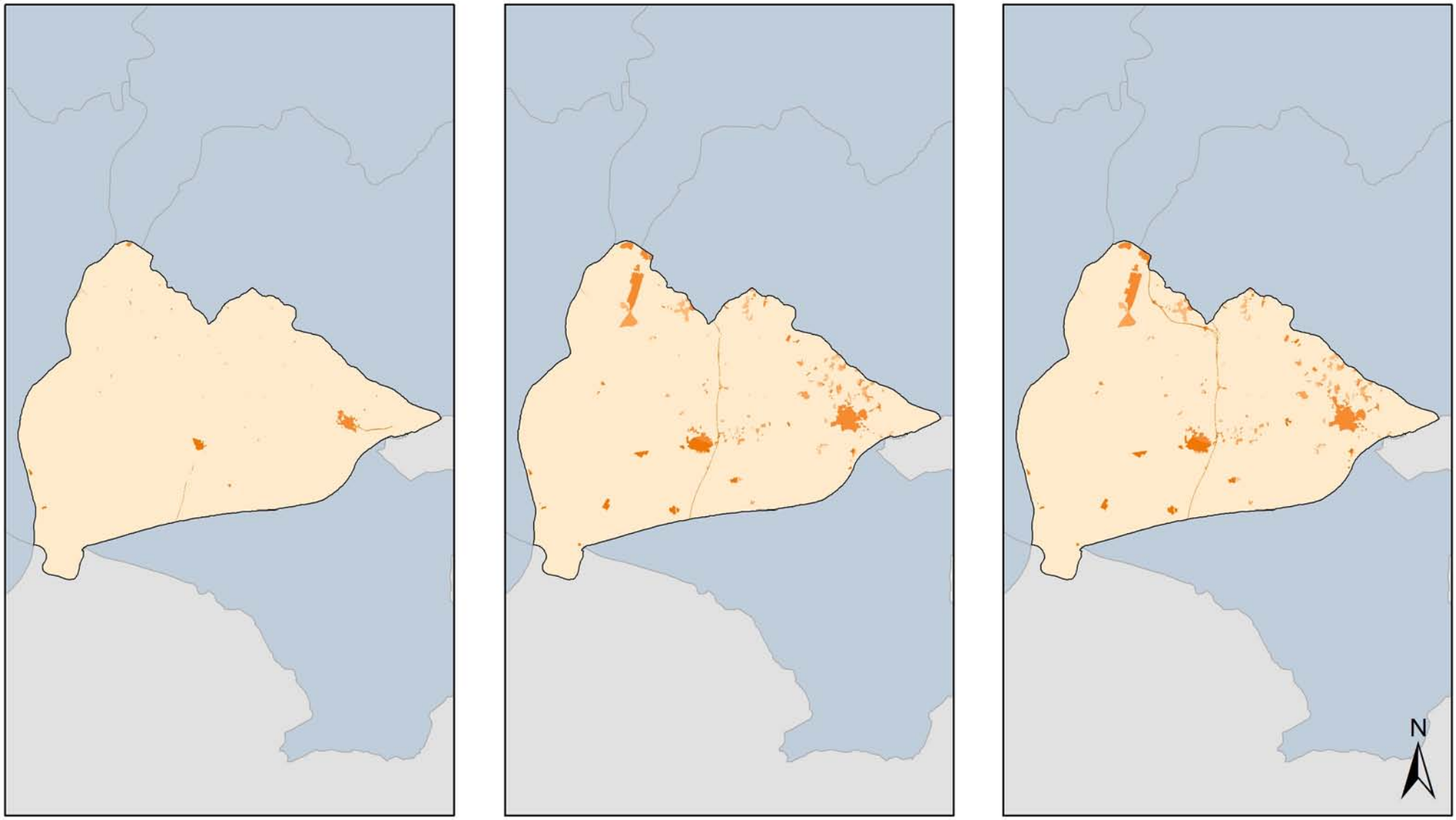


Mapa 7.7.8. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: BOD (g/m^2 año)

0
0 - 0,5
0,5 - 1
1 - 2
2 - 4
>4

0 2,5 5 10 15
Km

1:475.000

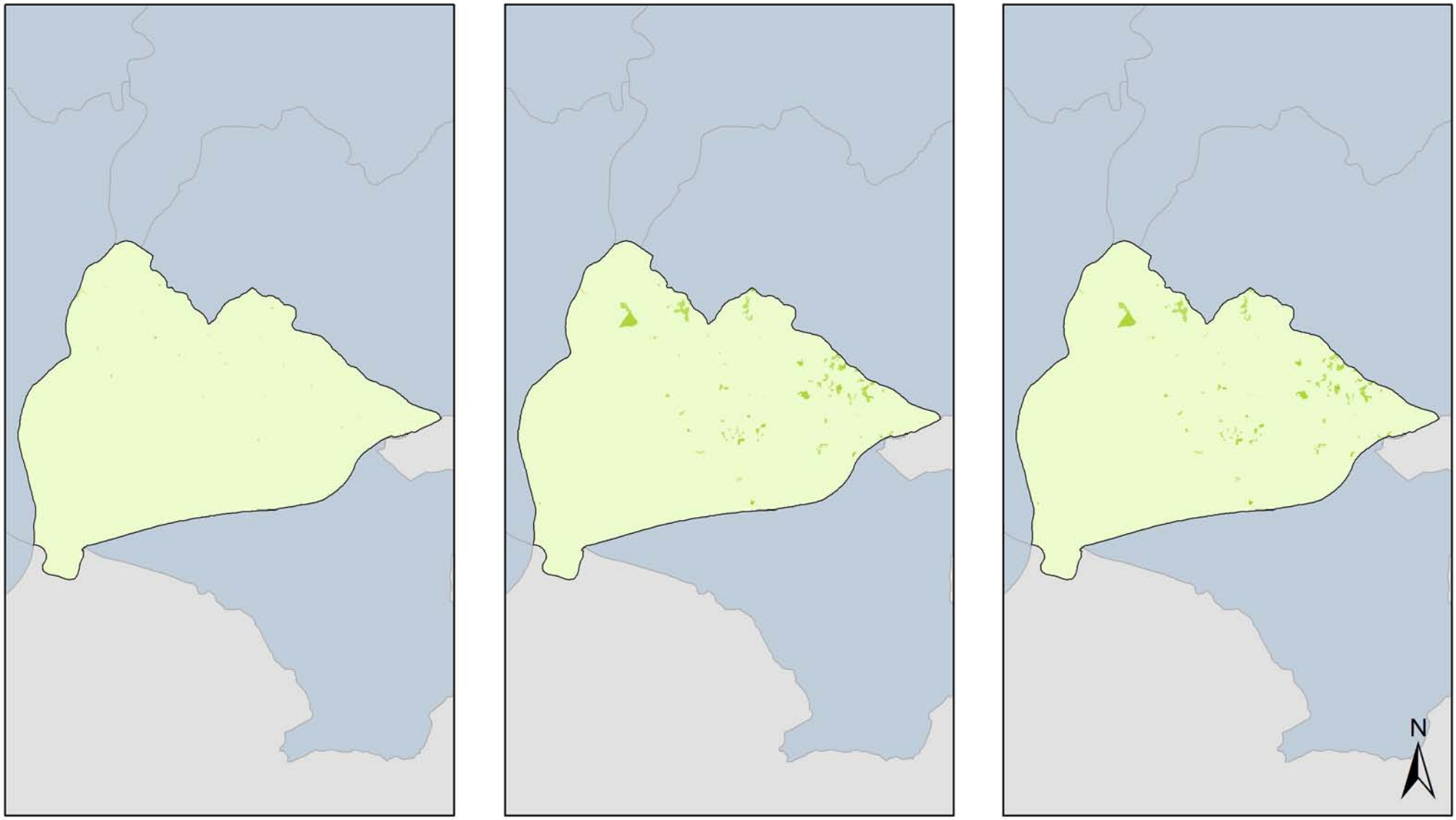


Mapa 7.7.9. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: COD (g/m^2 año)

0
0 - 1
1 - 5
5 - 15
15 - 30
>30

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000



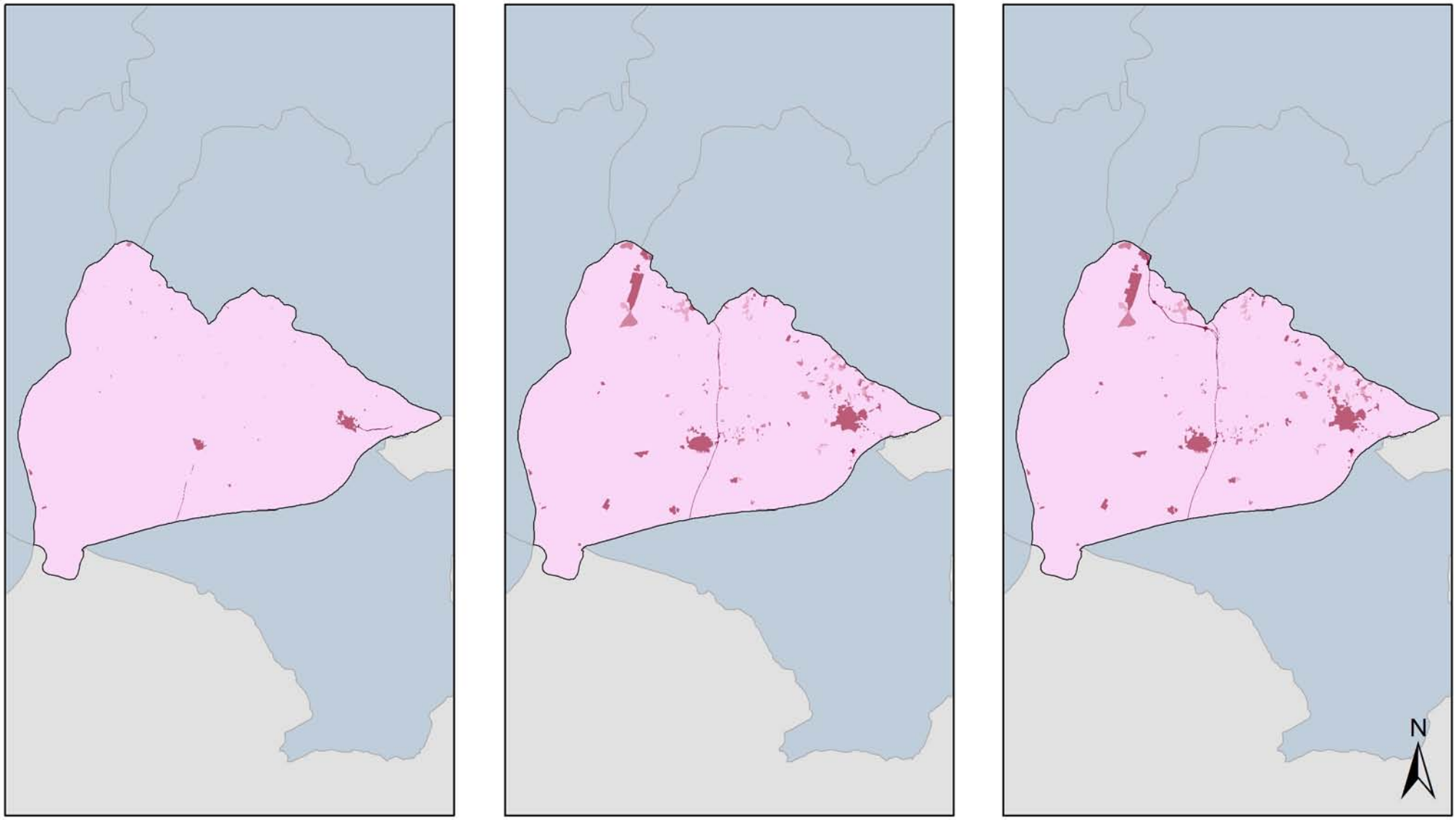
1956 1999 2003

Mapa 7.7.10. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: NH_4 (mg/m^2 año)

0 0 - 5 5 - 15 15 - 30 30 - 50 > 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000



1956 1999 2003

Mapa 7.7.11. Subcuenca 7 - Guadalquivir Sur: Pb (mg/m^2 año)

0 5 - 15 30 - 100
0 - 5 15 - 30 >100

0 2,5 5 10 15 Km

1:475.000

7.11 Análisis de la Subcuenca 8: Salado de Morón

7.11.1 Descripción básica del ámbito de análisis

La subcuenca abarca una superficie total de 490,7 km^2, comprendiendo dentro de sus límites tanto la cuenca del arroyo Salado de Morón como el resto del territorio que se extiende al sur de este ámbito, hasta el límite meridional del área metropolitana de Sevilla. Desde el punto de vista estructural, este territorio se compone de dos sectores bien diferenciados en cuanto a sus características físicas: el ámbito marismeño en el sector occidental de la cuenca y las estribaciones de la Sierra Sur en el sector oriental. Mientras que todo el ámbito de la marisma presenta una topografía prácticamente plana, con una altitud siempre por debajo de los 50 metros, el ámbito serrano se caracteriza por un relieve acolinado, con pendientes superiores al 3% en la mayor parte del área y altitudes comprendidas entre los 50 y los 200 metros.

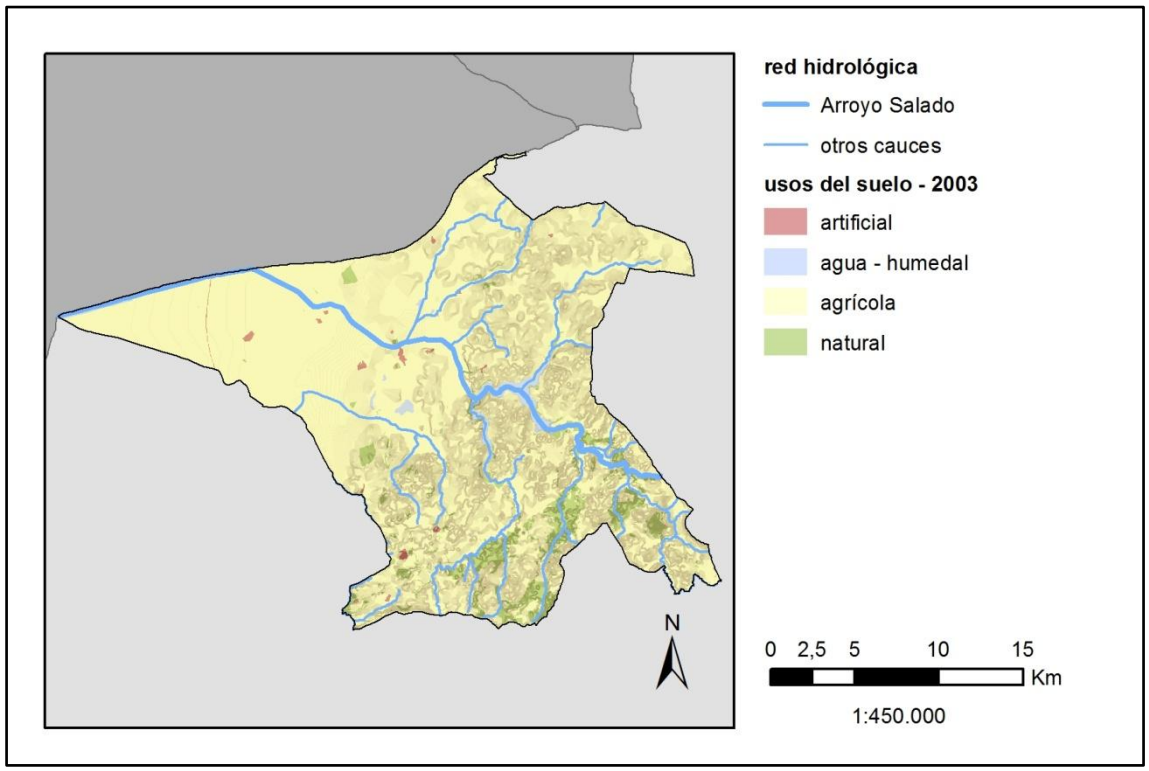
Figura 7.11 Vista del arroyo Salado y su entorno



El arroyo Salado recorre el ámbito de la subcuenca en un sentido aproximado este-oeste. Su tramo inferior se halla canalizado, constituyéndose como límite noroccidental de la subcuenca. Presenta numerosos afluentes, entre los que destacan, en la margen derecha, los arroyos de la Aguzadera, Guardainfantillla, del Sarro y de los Molares, y en la izquierda, los arroyos del Salado, de Montero y de Santiago. Más al sur se localiza el arroyo de las Pájaras, con su afluente el arroyo de los Alguacilillos; este curso se dirige hacia el sur, confluyendo con otros cauces fuera del ámbito metropolitano antes de su desembocadura en el Guadalquivir. En el sector central de la subcuenca destaca la presencia del embalse de Torre del Águila, que recoge las aguas del Salado de Morón, del Guardainfantilla y del arroyo de Santiago. Al oeste del embalse se sitúan las lagunas que conforman el denominado Complejo Endorreico de

Utrera, protegido bajo la figura de Reserva Natural. En su conjunto, las lagunas y el embalse conforman un grupo de humedales de elevado interés ecológico y territorial.

Mapa 7.8.1 Subcuenca 8 – Mapa de síntesis



Fte.: elaboración propia

La presencia de zonas artificiales dentro de la subcuenca es muy reducida. Sólo es posible destacar la presencia de algunas poblaciones de pequeña extensión, pertenecientes en su totalidad al término municipal de Utrera. Se trata de la subcuenca con un menor porcentaje de superficie urbanizada de todo el área metropolitana.

7.11.2 Descripción del medio edáfico y litológico y asignación de los grupos hidrológicos de suelo

La composición litológica de la subcuenca presenta una clara diferenciación entre los sectores marismeño y serrano. El sustrato de la marisma está formado por limos y arcillas (unidad 25 del *Mapa Litológico de Andalucía*), mientras que el ámbito de la serranía presenta dos unidades litológicas mayoritarias: al norte predomina un sustrato integrado por margas, areniscas y lutitas o silexitas (unidad 35), y al sur predominan las margas yesíferas, areniscas y calizas (unidad 34). Adicionalmente, se localizan en la periferia de la subcuenca tres pequeñas áreas con una composición litológica diferenciada del resto, caracterizada en un caso por la presencia de arenas, limos, arcillas, gravas y cantos (unidad 23), y en los otros dos por el predominio de calcarenitas, arenas, margas y calizas (unidad 33).

La topología edáfica de la subcuenca presenta una mayor complejidad, con una cierta variación en la composición de los suelos en función de la altitud. En el sector oriental de la marisma predominan los solonchaks takíricos y gleicos (unidad 24 del *Mapa de Suelos de*

Andalucía), suelos salinos típicos del territorio marismeño. Al oeste de esta unidad, ocupando la transición entre la marisma y la sierra y extendiéndose también por la mitad septentrional del ámbito serrano, se localizan suelos de tipo vértico (unidades 21 y 22). Intercalándose con los vertisoles se observa asimismo la presencia de regosoles calcáreos (unidad 13).

La mitad inferior del sector serrano está dominada casi en su totalidad por la unidad 49 del Mapa de Suelos. La composición de esta unidad es parecida a la alternancia de suelos descrita para el sector septentrional, con una marcada influencia del relieve: los vertisoles crómicos predominan en las zonas más bajas, mientras que los cambisoles vérticos se sitúan en zonas de ladera y lomas bajas y los regosoles cálcicos en zonas altas de mayor erosión. En áreas elevadas protegidas de la erosión hacen su aparición los cambisoles cálcicos.

Por último, distribuyéndose por las zonas más periféricas de la cuenca, se localizan también algunas áreas dominadas por fluvisoles calcáreos (unidad 2), litosoles (unidad 19), planosoles móllicos (unidad 62) y luvisoles cálcicos y crómicos (unidad 58).

La tabla 7.8.1 recoge la asignación de Grupo Hidrológico de Suelo para cada una de las unidades edáficas descritas.

Tabla 7.8.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo

Unidad edafológica	Tipo de suelo dominante	Grupo Hidrológico	Observaciones
2	Fluvisoles calcáreos	B	Sobre la unidad litológica 33
		C	Sobre las unidades litológicas 25 y 34
13	Regosoles calcáreos	B	
19	Litosoles	D	
21, 22	Vertisoles pélicos y crómicos	D	
24	Solonchaks takíricos y gleicos	D	
49	Cambisoles vérticos y vertisoles crómicos	D	
58	Luvisoles cálcicos y crómicos,	B	
62	Planosoles móllicos	C	

7.11.3 Descripción de los usos de suelo y coberturas naturales

El paisaje de la subcuenca muestra un predominio rotundo de la matriz agrícola. Los cultivos herbáceos constituyen el uso dominante del territorio, con un porcentaje de cobertura cercano al 90% de la superficie total de la subcuenca. Los cultivos leñosos tienen un peso muy secundario, si bien destaca de forma significativa la presencia un cierto número de manchas de esta tipología en la mitad superior del ámbito, dentro de un contexto dominado por el cultivo herbáceo de secano.

Las áreas de vegetación natural ocupan aproximadamente un 8% del territorio de la subcuenca, mostrando una presencia bastante significativa en toda la mitad inferior del ámbito, al sur del embalse de Torre del Águila. Se localizan en este sector algunas manchas de considerable tamaño, compuestas en su mayor parte por masas forestales de espesor claro y

medio y por amplias extensiones de pastizal sin arbolado. Más allá de estas áreas de carácter extensivo, la cobertura natural muestra una distribución muy fragmentada, con abundancia de elementos lineales vinculados a la red hidrológica.

Las zonas húmedas están representadas por el embalse de Torre del Águila y las lagunas del Complejo Endorreico de Utrera, si bien se localizan en el ámbito algunas otras masas de agua de reducido tamaño.

Los usos artificiales, como se ha indicado, tienen una presencia prácticamente marginal en toda la subcuenca. En su conjunto, no alcanzan el 1% de la superficie total del ámbito. Con independencia de los núcleos de población mencionados anteriormente, destaca en el sector oriental la presencia de la autovía A-4, que atraviesa la matriz agrícola en sentido norte-sur.

La tabla 7.8.2 muestra la evolución de los porcentajes relativos a los diferentes usos del suelo para el conjunto del periodo de estudio. Se puede comprobar cómo la subcuenca del Salado de Morón tiene un escaso dinamismo con respecto a los cambios de uso del suelo, con unas cifras alejadas en términos generales de las observadas para las subcuencas centrales del área metropolitana, y en particular en lo relativo al crecimiento urbano. El principal proceso de cambio corresponde al avance de los cultivos herbáceos, que se produce a costa tanto del cultivo leñoso de secano como de la transformación de algunas zonas húmedas y de un número significativo de áreas naturales. En este sentido, destaca la pérdida de grandes manchas de vegetación natural, sobre todo masas forestales espesas y pastizal, en toda la franja central de la subcuenca en sentido norte-sur.

Tabla 7.8.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca

Tipo de uso o cobertura	Año		
	1956	1999	2003
Tejido urbano	0,09	0,18	0,19
Urbanizaciones residenciales	0,06	0,03	0,03
Zonas industriales	-	-	-
Áreas impermeables	0,01	0,04	0,04
Agua / humedal	2,27	1,80	1,84
Cultivo herbáceo secano	70,46	64,76	64,17
Cultivo herbáceo regadío	6,66	23,25	23,77
Cultivo leñoso secano	3,84	1,46	1,67
Cultivo leñoso regadío	0,04	0,02	0,02
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en secano	0,05	-	0,00
Mezcla de cultivos herbáceos y leñosos en regadío	0,01	-	-
Cultivos mixtos de secano y regadío	-	0,10	0,12
Masa forestal clara	2,57	1,51	1,51
Masa forestal media	3,60	1,87	1,87
Masa forestal espesa	1,48	0,35	0,35
Pastizal sin arbolado	6,11	2,91	2,69
Pastizal arbolado / zonas verdes	2,48	1,61	1,61
Espacios sin vegetación / en construcción	0,28	0,11	0,12

7.11.4 Resultados del análisis

La tabla 7.8.3 muestra los resultados obtenidos para las diferentes variables consideradas en el análisis. Se observa como el porcentaje de impermeabilización de la subcuenca es muy bajo a

lo largo de todo el periodo de estudio, siendo de hecho el ámbito que presenta un menor grado de sellado artificial del suelo en todo el área metropolitana. Con todo, los valores de producción de escorrentía no son tan modestos en relación con el resto de subcuencas (de hecho, sólo es superada por las subcuencas ligadas al núcleo central de la aglomeración urbana), debido fundamentalmente a las condiciones del medio físico. El sustrato edáfico de la unidad está compuesto en su mayor parte por suelos clasificados dentro del grupo hidrológico D, lo que incide en una elevada capacidad para generar escorrentía superficial. La ausencia de grandes áreas de vegetación natural y el predominio de los cultivos herbáceos favorecen también este proceso.

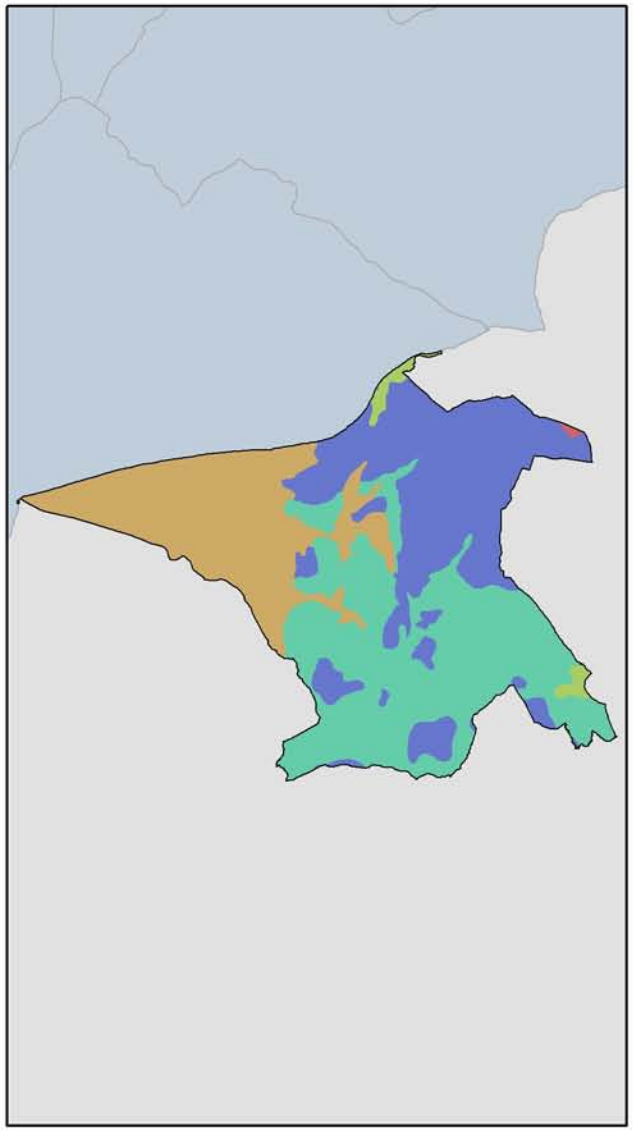
Tabla 7.8.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca

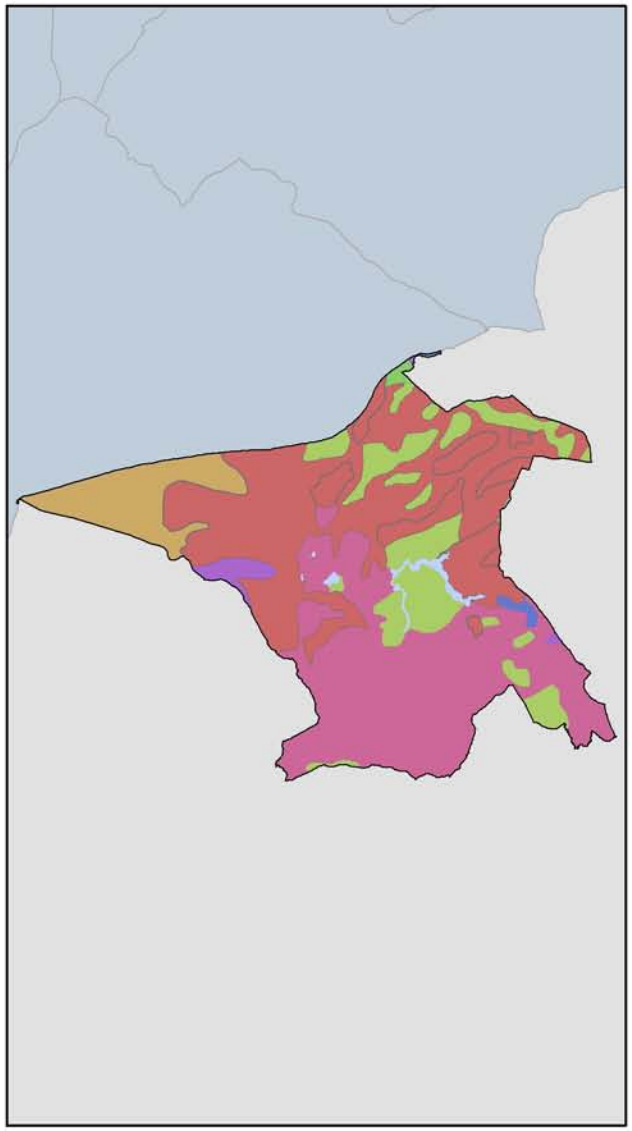
Variable	Año		
	1956	1999	2003
Porcentaje de impermeabilización (%)	0,10	0,21	0,21
Escorrentía media anual - altura (cm)	4,42	4,28	4,27
Escorrentía media anual - volumen (m^3)	$21{,}70\ 10^6$	$20{,}98\ 10^6$	$20{,}94\ 10^6$
TSS (kg / año)	$8{,}38\ 10^3$	$22{,}02\ 10^3$	$22{,}33\ 10^3$
BOD (kg O_2 / año)	$1{,}31\ 10^3$	$3{,}32\ 10^3$	$3{,}38\ 10^3$
COD (kg O_2 / año)	$16{,}11\ 10^3$	$35{,}83\ 10^3$	$36{,}73\ 10^3$
NH_4^+ (kg / año)	10,44	4,94	4,94
PB (kg / año)	18,12	44,95	45,75

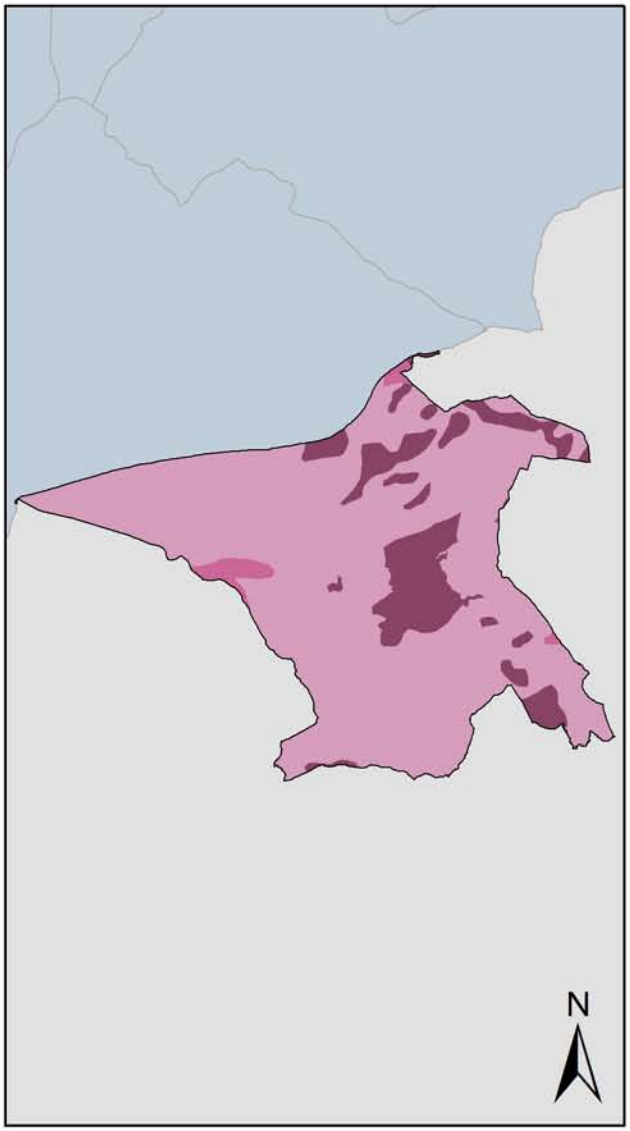
En lo que respecta a la evolución de la variable escorrentía, resulta destacable ante todo el hecho de que este fenómeno ve reducida su incidencia a lo largo del periodo de estudio. Se trata de un retroceso moderado, pero en cualquier caso supone una situación única dentro de todo el contexto metropolitano. Los factores clave en la reducción de la escorrentía son la conversión de una amplia zona de cultivo herbáceo de secano en regadío en todo el sector occidental de la subcuenca y la puesta en cultivo de áreas anteriormente ocupadas por pastizales sin arbolado (el número de curva asociado a este uso es mayor para el grupo hidrológico de suelo D).

En relación a la contaminación difusa, los valores obtenidos para los diferentes compuestos son los más bajos de todo el ámbito metropolitano, como es lógico dada la baja incidencia de los usos artificiales en la subcuenca. En el caso del amonio, de hecho, al final del periodo de estudio se observa un descenso del 50% con respecto a los niveles estimados para 1956, debido a la reducción de la presencia de urbanizaciones residenciales en el ámbito (al igual que se ha señalado para otras subcuencas, es posible que este fenómeno esté relacionado con la propia naturaleza de la cartografía de base utilizada, no correspondiendo a un proceso real).

Mapa 7.8.2. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo







Litología (unidades)

- 23
- 34
- 25
- 35
- 33

Edafología (suelos dominantes)

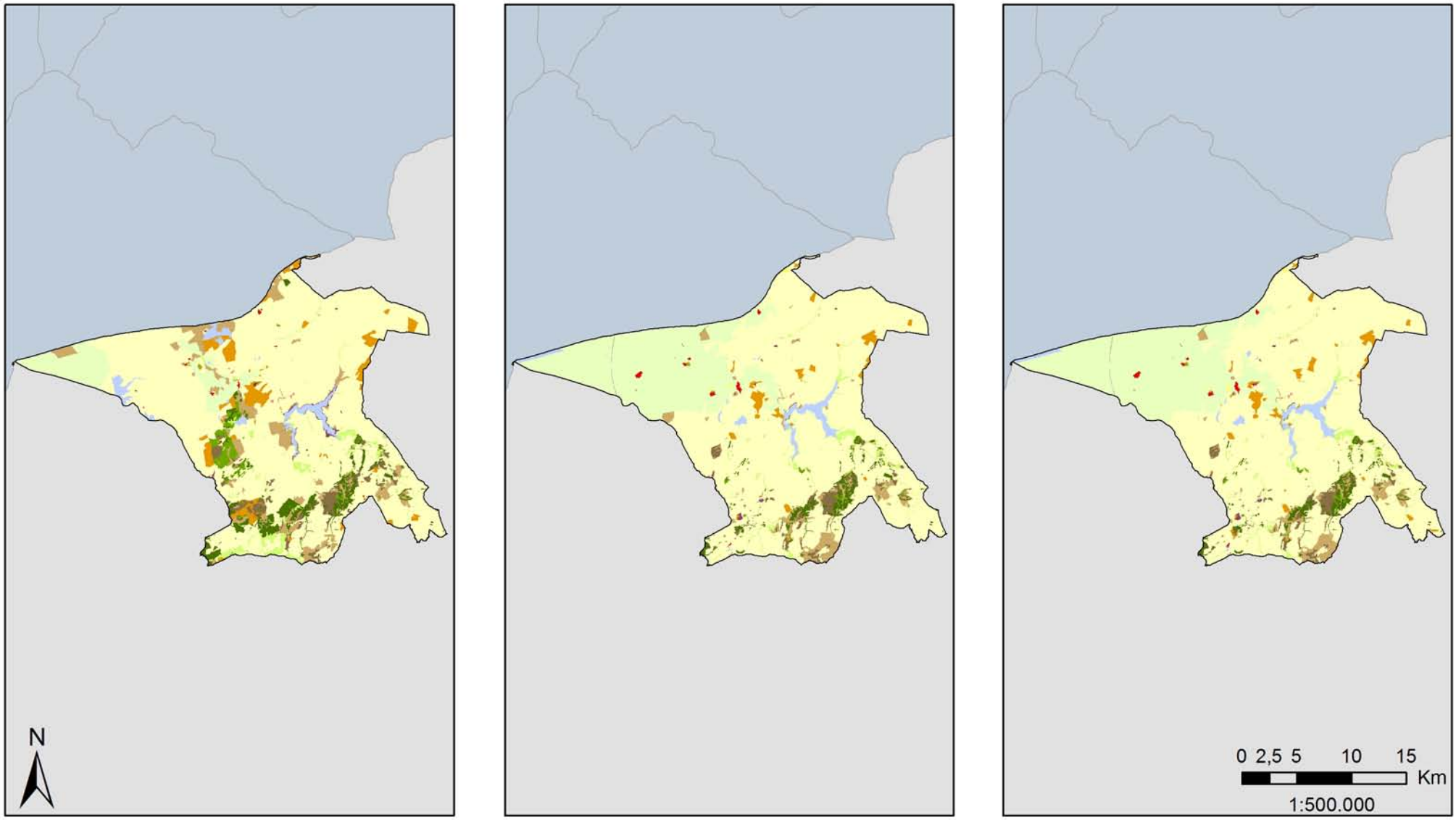
- agua
- litosol
- regosol
- cambisol
- luvisol
- solochank
- fluvisol
- planosol
- vertisol

Grupo hidrológico de suelo

- B
- C
- D

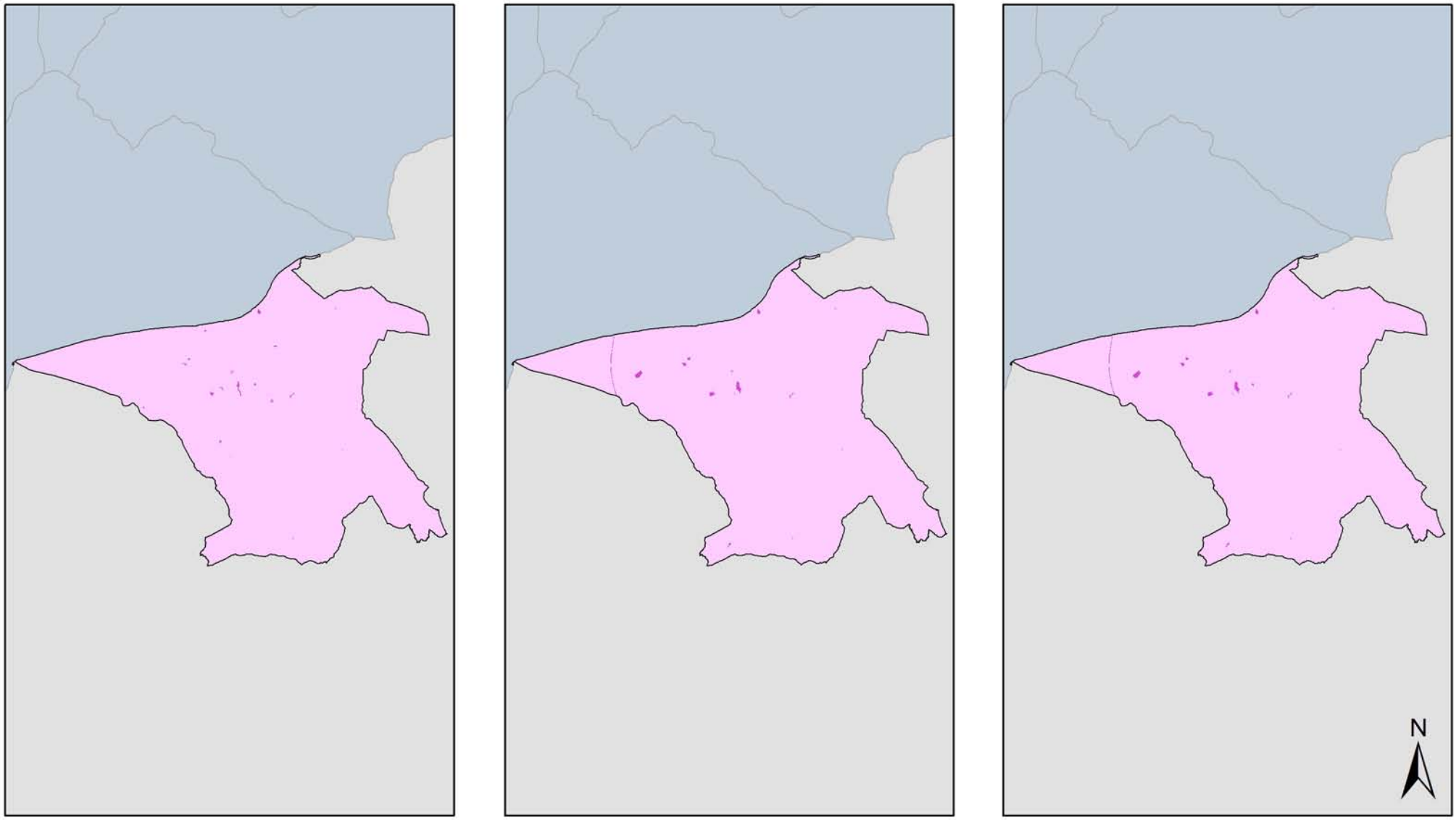
0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000



Mapa 7.8.3. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Usos de suelo

- tejido urbano y áreas com.
- urb. residenciales
- areas impermeables
- agua / humedal
- cul. herbáceos de secano
- cul. herb. y leñ. de secano
- cul. leñosos de secano
- cul. herbáceos de regadío
- cul. herb. y leñ. de regadío
- cul. leñ. reg. y plant. for.
- cul. mixtos de secano y regadío
- masa forestal clara
- masa forestal espesa
- masa forestal media
- pastizal no arbolado
- pastizal arbolado
- espacios sin vegetacion

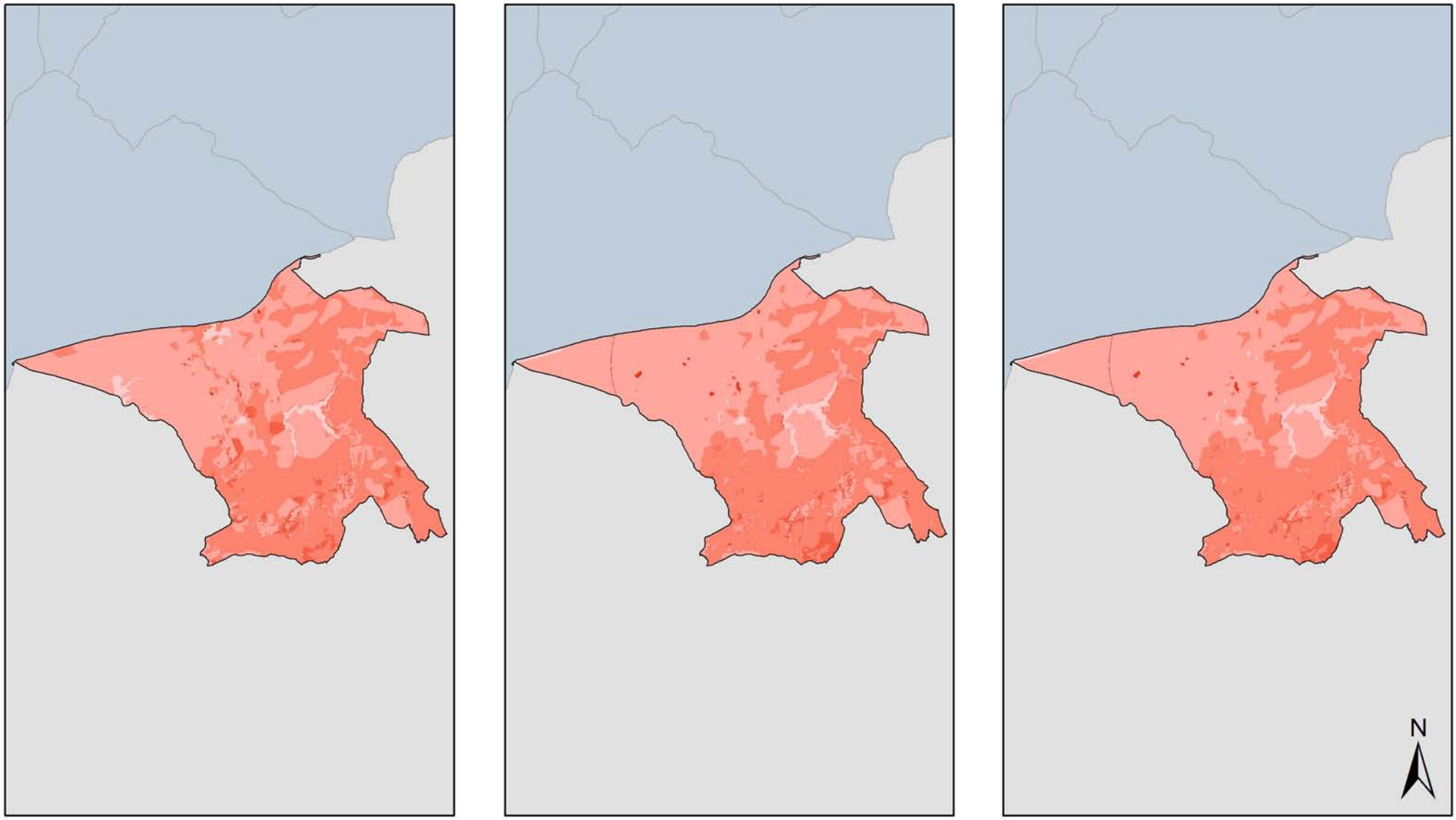


Mapa 7.8.4. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Porcentaje de impermeabilización del suelo

0% 5% 38% 85% 100%

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000

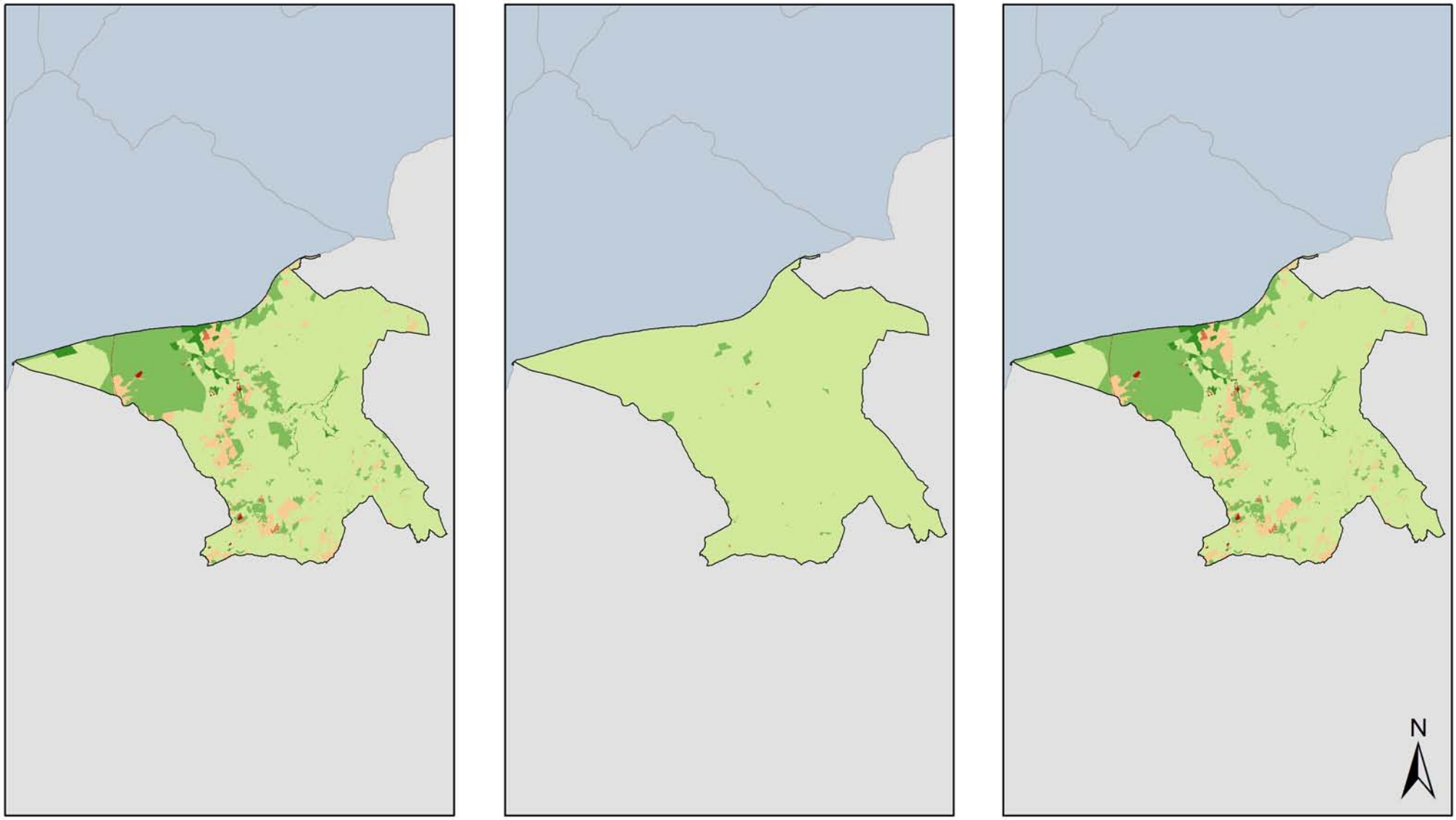


Mapa 7.8.5. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Escorrentía superficial media anual (cm)

0	5 - 10	20 - 30
0 - 5	10 - 20	30 - 50

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000



1956 - 1999

1999 - 2003

1956 - 2003

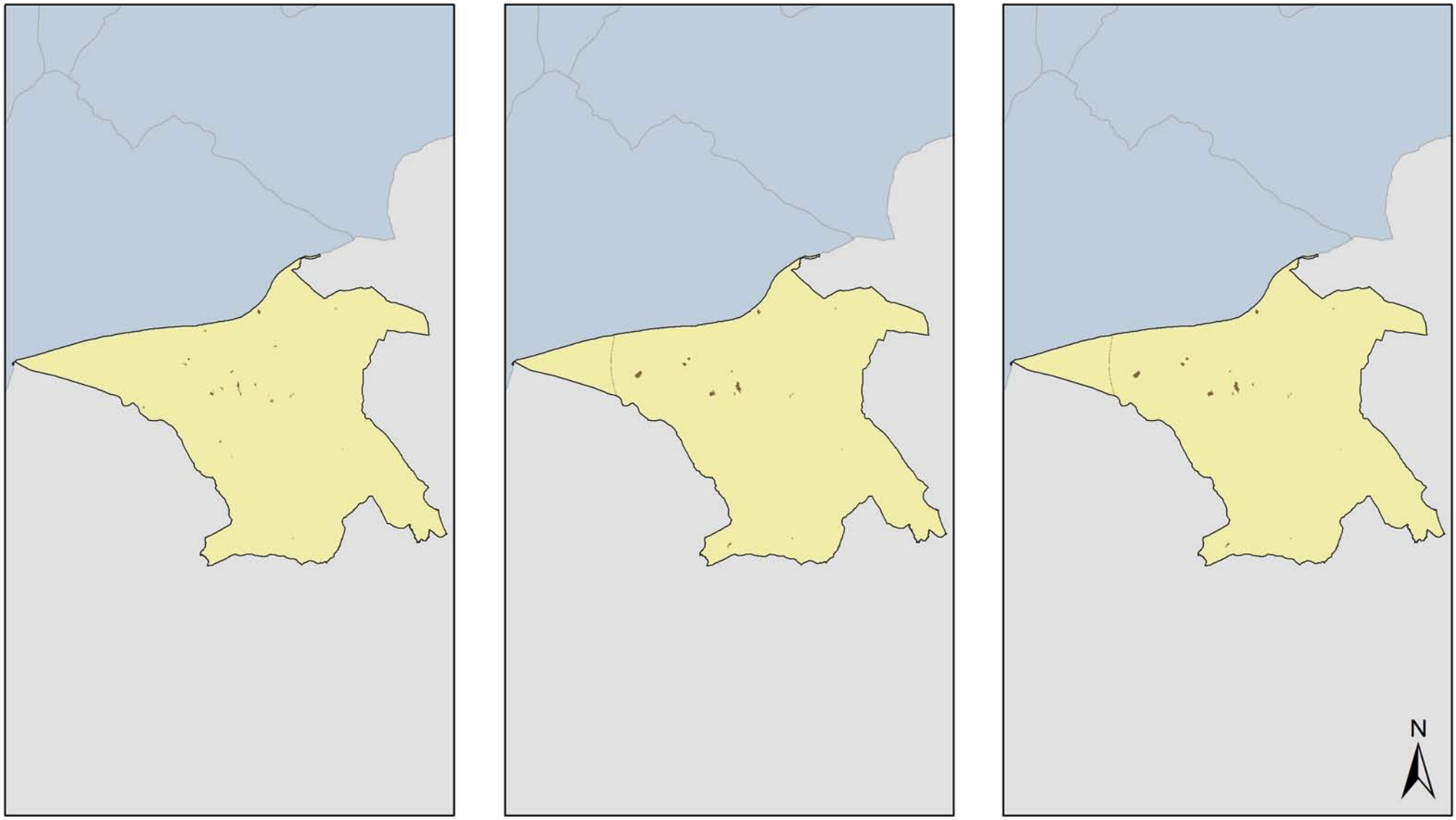
Mapa 7.8.6. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Variación de escorrentía media anual (cm)

< -5 | 0 | 5 - 15

-5 - 0 | 0 - 5 | > 15

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000



1956 1999 2003

Mapa 7.8.7. Subcuenca 8 - Salado de Morón: TSS (g/m^2 año)

0 1 - 5 10 - 25
0 - 1 5 - 10 > 25

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000

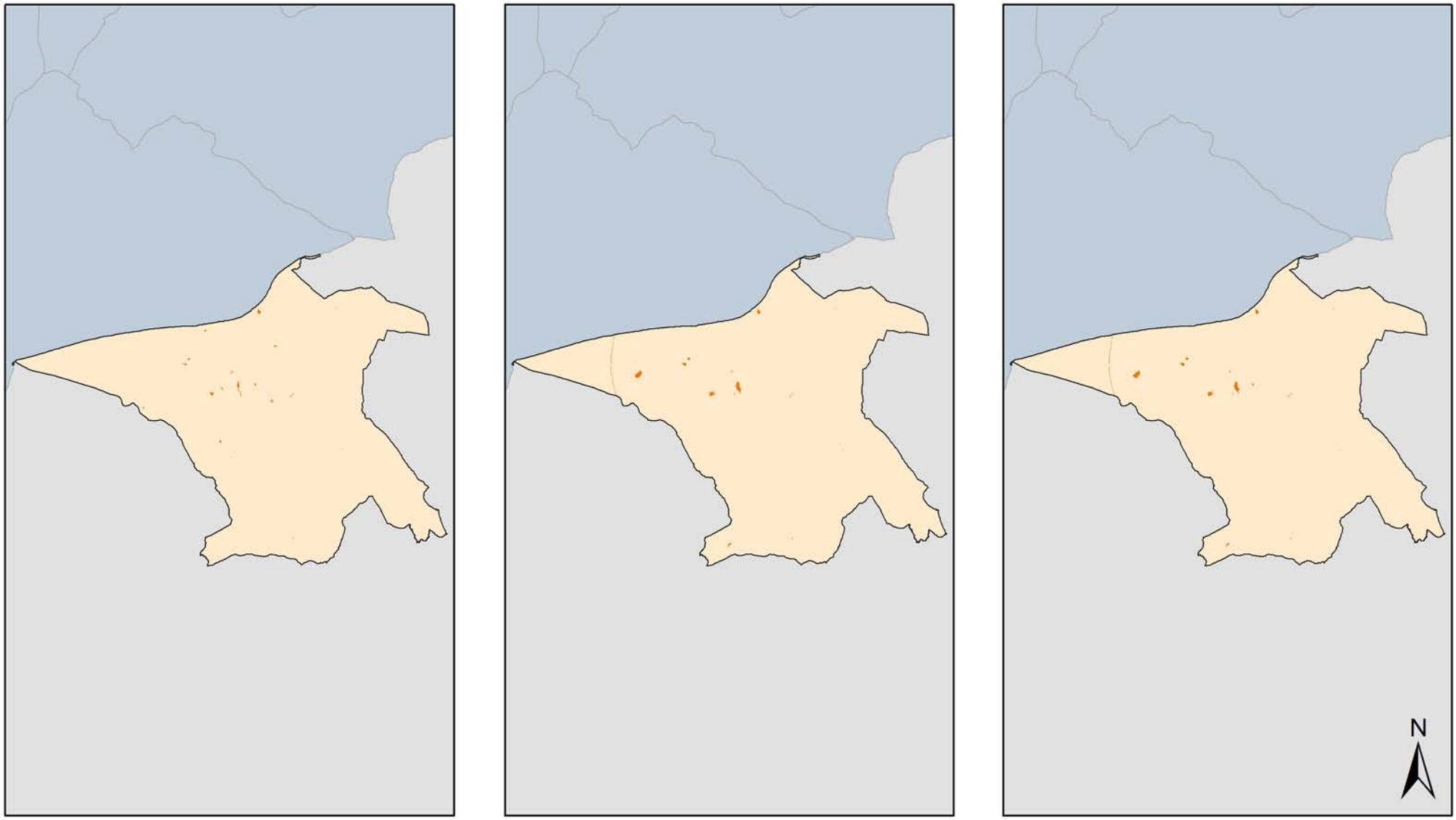


Mapa 7.8.8. Subcuenca 8 - Salado de Morón: BOD (g/m^2 año)

0
0 - 0,5
0,5 - 1
1 - 2
2 - 4
>4

0 2,5 5 10 15
Km

1:500.000



1956 1999 2003

Mapa 7.8.9. Subcuenca 8 - Salado de Morón: COD (g/m^2 año)

0 1 - 5 15 - 30
0 - 1 5 - 15 >30

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000

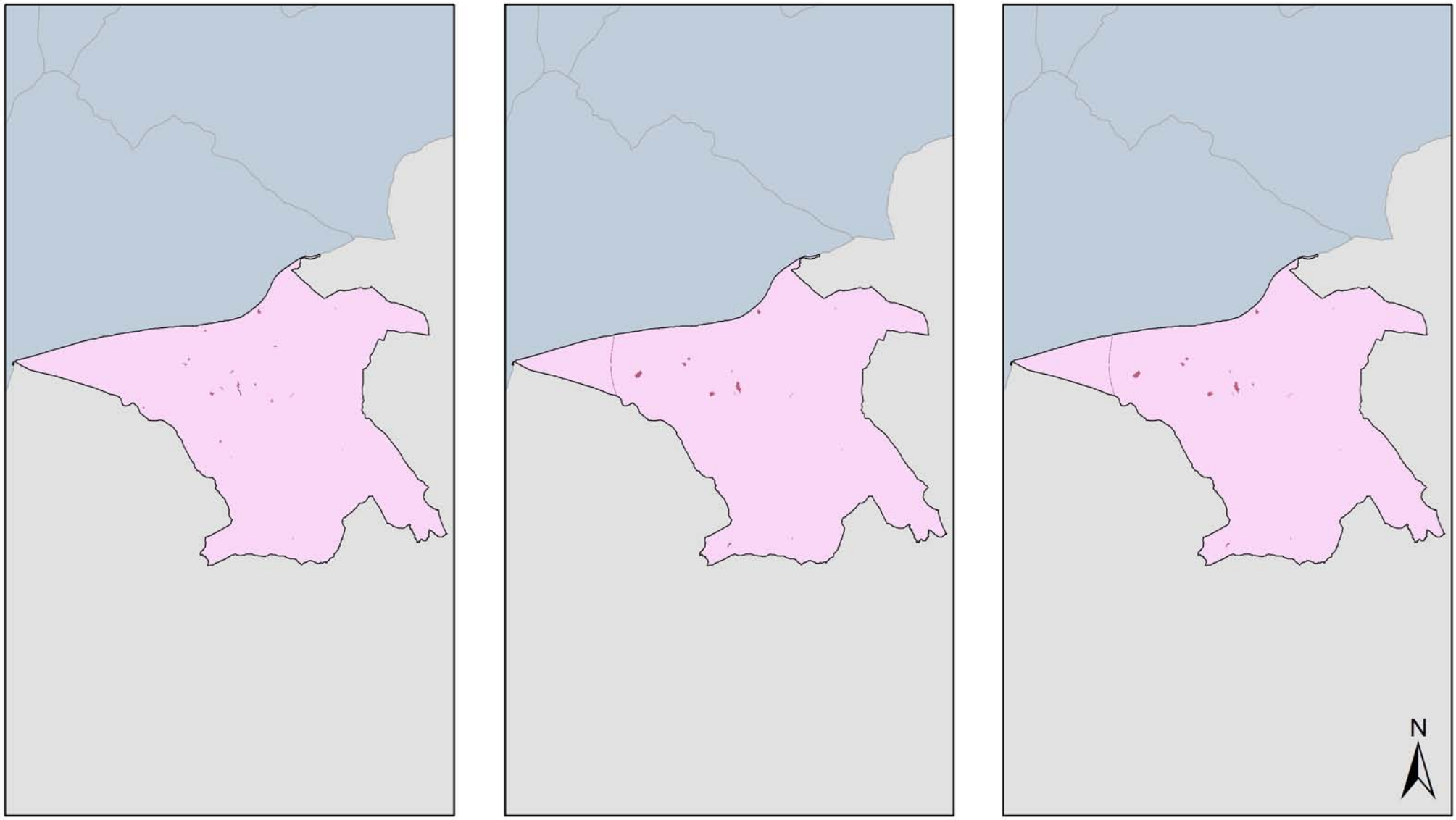


Mapa 7.8.10. Subcuenca 8 - Salado de Morón: NH_4 (mg/m^2 año)

0
0 - 5
5 - 15
15 - 30
>30

0 2,5 5 10 15
Km

1:500.000



1956 1999 2003

Mapa 7.8.11. Subcuenca 8 - Salado de Morón: Pb (mg/m^2 año)

0 0 - 5 5 - 15 15 - 30 30 - 100 >100

0 2,5 5 10 15 Km

1:500.000

Chapter 8*

Conclusions

*Versión en inglés del Capítulo 8 – Conclusiones, incluido como requisito para optar a la mención europea en el título de Doctor.

8.1 Introduction

Applying the various phases of the methodological process has furnished a large amount of information on the structural and functional components of the Seville metropolitan area territory. A detailed discussion has been provided of the findings for each of the three analytical approaches addressed in the preceding chapters with each of the subunits considered in the study being spotlighted in each case. Notwithstanding, by way of a final reflection, an overall interpretation of these findings is necessary, a synthetic cross-review of both the processes and the areas analysed. With this objective in mind, a series of general conclusions are presented in the following sections that seek to highlight some of the key aspects linked to the research. Firstly, some thoughts on the methodological procedure adopted will be presented, stressing both the strengths and the weaknesses that were detected, and noting some of the relevant factors for its improvement for future use. Subsequently, general thoughts will be presented regarding the findings for each phase of the research, with a global perspective of the whole metropolitan area. Finally, a series of broader conclusions will be put forward regarding the complexity of the built area - open space relationship that have come out of the conceptual and methodological focus used in this study.

8.2 Conclusions regarding the analytical methodology

8.2.1 Analysis of landscape structure and environmental functionality

In light of the findings, the use of landscape metrics has proven to be an appropriate approach for characterising urban areas from an environmental-territorial point-of-view on the sub-regional scale. A structural and functional analysis based on the calculation and interpretation of a set of landscape indices has revealed the main spatial patterns of the Seville metropolitan area territory make-up and allowed the spaces, hubs and key structural axes that underpin the basic environmental functionality of the urban agglomeration from the landscape angle to be identified. This approach has also allowed the major trends in landscape change to be examined and, especially, the differential aspects that are found in the various sectors of the conurbation to be recognised. This is fundamental for any intervention to be adapted to the particular determining factors of each specific territorial area.

The links established between the structural patterns detected and the various functional aspects of the territory considered should in all cases be understood as a general approach. The analytical scale used was appropriate for interpreting the relationship between the main landscape components, their evolution over time and their capacity for developing environmental functions. This meant that the variation in the potential capacity of the metropolitan territory to offer ecological services could be recognised and the impact of the various processes of change in said potentiality assessed. Nevertheless, as is logical, a detailed analysis of the services produced would require a different methodological approach capable of providing a greater degree of detail. The general nature of the findings is therefore connected to the analytical scale used, which can be referred to as sub-regional (in the context of the Andalusian planning system). The natural framework for the findings to be applied is the establishment of comprehensive criteria for intervention on the metropolitan scale; at the same time the findings are a useful basis for more specialised future studies focused on

specific areas or processes and aimed at laying down guidelines for intervention on a local level.

Apart from their use for the natural or semi-natural landscape components (the importance of which in the analysis lies in their role as a source of ecological services), on the basis of the findings the use of metrics for structurally characterising artificial uses has proven to be a particularly useful tool for understanding the urban dynamics of the metropolitan area. Processes such as the fragmentary and disorganised urban development associated with the proliferation of residential estates, the creation of conurbations through the merging of initially isolated population centres, and the compact growth of the central city's urban fabric are all perfectly reflected in the evolution of the landscape indices throughout the period under study. Metrics are therefore proven to be a valid instrument for recognising the different urban growth models in the metropolitan area. These models can be considered synthetic indicators of the degree of sustainability of a metropolitan area. In addition, the spatial characterisation of open space occupancy processes allows their relative impact on the potential functionality of non-built-up territory to be assessed, i.e., regarding its capacity for offering specific ecosystem services.

Subdividing the metropolitan area in landscape units was a highly useful methodological choice for identifying the main structural patterns and change processes. Delimiting landscape or territorial units guarantees a degree of homogeneity in the behaviour and processes analysed with metrics and helps greatly with interpretation. At the same time, to a certain extent it was possible to avoid the masking of more local processes. In this respect, it must be highlighted that the adoption of an overly large area for analysis (e.g., the urban agglomeration as a whole) would have led to the territorial reality being greatly simplified in the indices. In our opinion, the focus adopted has allowed a reasonable balance to be achieved between the synthetic nature of the results and their degree of accuracy in characterising the territory. Adopting landscape units as subdivisions of the metropolitan area has also proven to be a more practical option than other alternatives for delimitation that were initially considered, such as the use of administrative subdivisions (the artificial nature of which does not adapt to the way structural patterns for either natural or human uses are distributed in the territory), or the adoption of physical subdivisions, such as watersheds (which might adapt well to certain environmental processes, but are not *per se* an obvious determining factor for the distribution of artificial uses). Unlike these perspectives, the delimitation of landscape units responds to a mixed focus that takes both the physical composition of the metropolitan space and the specific human usage distribution patterns into account. This 'hybrid' nature of landscape units seems to be appropriate for the complex multifaceted nature of metropolitan territory.

One possible criticism of this approach that can be highlighted is that prior knowledge of the setting is largely required for establishing these units, and the researcher has to assume a certain degree of responsibility for their interpretation. As determining the area affects the metrics scores, the researcher's judgement can even be said to impact on the results of the analysis. However, in the final instance, knowledge of the area of study cannot be precluded from being a fundamental factor in optimising the methodological process and that, in this case, it notably improves its adaptation to reality, especially compared to the adoption of

external, theoretically more objective, criteria. Be that as it may, any advances that can be made in developing standardised criteria for delimiting landscape units and territorial areas, especially when these are characterised by a wide range of spatial processes and patterns and strong interaction between human and natural factors, as is the case in most metropolitan areas, would be highly significant. Standardised criteria for classifying landscape units are also a fundamental requirement for the comparative analysis of different areas of study.

Another aspect that has proven to be useful for gaining an overall vision of the composition and distribution of uses in the landscape was dual thematic resolution. The two levels of classification provide complementary information that helps the structural patterns found in the territory to be better understood. A comparative analysis of these two levels provides insights that could easily go unnoticed when working with a single classification. Notwithstanding, it has to be pointed out that the approach adopted in this research paper also has some limitations which should be borne in mind in any future methodological developments. In some cases it would be advisable to have a greater degree of desegregation, especially with respect to natural land cover, in order to achieve greater accuracy when analysing the composition of the habitat network. Given the increase in the volume of information that this option entails, the increase in thematic resolution seems especially appropriate when working with more detailed scales or for an approach focused more specifically on natural uses.

In other respects, it should be pointed out that the classification process entails adopting a series of decisions that are not always evident, but which have a palpable effect on the results of the analysis. The simplification of the landscape into a number of rigidly fixed categories leads irremediably to a loss of information in all the categories that are combined on a higher level in the hierarchy. Despite this, it would seem difficult to achieve the full systematisation of the use classification process in a way that all together satisfactorily minimises the component of the researcher's interpretation. Classification must adapt to the specific goals of each study and to the intrinsic features of the territory being analysed whereby, once again, the researcher's prior knowledge of the area under study is a resource that is difficult to replace.

An additional limiting factor linked to thematic classification relates to the base cartography used inasmuch as this can ultimately determine the minimum categories into which the landscape can be desegregated. In this research, the base cartography was the 1:25,000 scale Andalusian Map of Land Use and Land Cover. This was found to be rather limiting for urban green areas and sports and recreational infrastructure; this base material leads to a certain amount of conceptual confusion between these two types of use for these categories as it makes it difficult to differentiate between green areas and public spaces of a more artificial nature, and thus might have caused a degree of error in the analysis. Future methodological proposals must pay attention to any possible overlaps between the various categories envisaged by base cartography, although problems of this type can be solved by analysing orthophotos and satellite images.

Finally, spatial resolution has to be mentioned as an additional limiting factor which is caused by certain linear cartographic elements not being included. This is probably one of the

most significant determining factors of the structural analysis findings. The resolution of the original base cartography means that both secondary roads and smaller river basins are excluded from the analysis. If these elements were included this would have a notable effect on the behaviour of some of the landscape indices, especially with regard to the level of fragmentation of natural uses and the continuity of the artificial land use network. This shortcoming should be taken into account when considering the degree of accuracy of the findings. As has already been stated in the section on the methodological process, this limitation can be easily overcome by superimposing corresponding vector-based thematic layers on the base cartography. However, in the case of a diachronic analysis such as this, it is much more difficult to accomplish said correction for both the road and the river networks as both these factors (and the former, especially) change over the time period being considered. Any future analyses should bear this factor in mind, especially when what is proposed is a smaller-scale analysis focusing on areas where any fragmentation due to the road network could be a key factor. In any case, it should be stated that the inclusion of the secondary road network could further complicate the interpretation of the metrics associated with the set of artificial uses as the secondary roads would end up forming an uninterrupted network or, to put it differently, a single element (a patch or a fragment) that extends throughout the landscape as a whole in the form of a reticular network.

8.2.2 Analysis of the environmental functionality of urban and urban fringe space

As far as the structural analysis of the urban and urban fringe landscape is concerned, on the basis of the findings, the adoption of a dynamic area of analysis for each step of the study adapted to the specific dimensions of the urban agglomeration's central core, proved to be a useful focus for assessing the way that the structural complexity of the central city's immediate surroundings evolve. In broad terms, the structural analysis presents the same fundamental determinants as those already commented on in the previous section. However, the specific features of the area under study raise some additional elements for thought in this case. Firstly, a greater level of complexity can be seen when assessing the landscape metrics as any variations simultaneously correspond to the intrinsic changes in structural patterns in the landscape and the expanding limits of the scope of the study. Both these factors could be difficult to detect in a simple interpretation of the figures in the indices, as a result of which in this case a visual analysis of the cartography is even more relevant as it helps the way the metrics evolve to be interpreted correctly.

In other respects, the classification of land uses used for the analysis is also limiting to a certain extent. In this case, the same levels of classification have been used as for the overall analysis of the metropolitan area. This decision conforms to the goal of maintaining internal consistency in the various phases of the research whilst it also facilitates the comparative analysis with the landscape units. Even though the findings provide relevant information about the composition of urban and urban fringe space, higher thematic resolution, above all for artificial uses and, most especially, artificial spaces with vegetation, could have resulted in a better understanding of the internal composition of the urban fabric and its environmental functionality. This objective, which could be adopted in future studies, would, however, involve the use of other sources for preparing land use cartography, as the base cartography used here does not permit the urban fabric to be desegregated any further.

With regard to the IAF scores, the findings have proven to be useful as a general approach to a broad study of the percentages of tree coverage and the absorption of carbon from the atmosphere, especially as trend indicators. However, these scores need to be complemented with a detailed analysis of strictly urban vegetation to compensate for the more than likely underscoring of the indicators due to the methodological procedure that was adopted. Once again, this shortcoming arises from a fundamental limitation of the base cartography which, as has been stated, does not allow urban uses to be further desegregated. As a result, no areas of urban tree coverage or medium- and small-size parks and gardens have been taken into account that are not shown individually on the cartography.

The designation of general IAF reference scores and percentages of tree cover to the various land uses considered means that the true facts have been greatly simplified, as has already been explained in detail in the section on methodology; this approach is especially useful for detecting time trends and also for making comparative assessments between different situations, but it can be seen to be extremely limiting for providing net scores with an acceptable degree of confidence. For a more detailed and, therefore, more accurate analysis to be done it would be appropriate to adopt a methodological approach of a different nature based on the analysis of satellite images, or the systematic sampling of urban and urban fringe vegetation (using the UFORE model, for example). Approaches of this type of would allow the real potential of open space for providing certain services to be more precisely quantified rather than just an overall assessment made.

8.2.3 Analysis of hydrological processes in the metropolitan area

The analysis of sub watersheds has proven to be an appropriate strategy for identifying the hydrological areas that are subjected to a greater level of impacts from urbanisation processes. An analysis of the cartography shows that these impacts might be very local in nature in some cases, as a result of which the overall findings for each sub watershed might obfuscate major differences within the same area. For example, there might be small, highly urbanised basins in a mainly rural context, which means that the local impacts are subsumed in the findings for the sub watershed as a whole. Be that as it may, the methodology used does provide an initial overview of the areas that were most affected by hydrological factors and allows specific areas to be located that might be considered for future, more detailed, analyses because of their special problems.

Earlier thoughts regarding the limitations of the base cartography are also perfectly applicable to land-use classification and analysis for the landscape in each sub watershed. The fact that the secondary road network is not included logically leads to a certain degree of underscoring both of the estimated volume of run-off and, especially, of the total pollutant load obtained in the findings, as communication infrastructure acts as one of the main sources of nonpoint source pollution. In other respects, the base cartography's assimilation of land uses into the categories envisaged in the references used for assigning the curve figure might be connected with a high degree of interpretation by the researcher, especially regarding uses for which there is no direct correlation in the various classification systems. There is no easy objective solution to this failing, and there was no alternative but to reconnoitre the environment in person and consult available information on the most problematic use

categories. Similar reflections can be made for the assignation of the hydrologic soil group to the various edaphic units in the area under study. In some cases the accuracy of the assignations could have been improved by including a specific procedure, but this would not seem to compensate for the higher cost in time that this would involve, at least not within the framework of a study of this type.

One factor which is key to improving the accuracy of the results in future methodological applications is without doubt the estimation of average pollutant concentrations in run-off water (EMCs) specific to the area under study. As with all the other analyses, the findings in this field provide a general overview of water impacts resulting from the expansion of artificial uses, which is especially useful from a comparative point-of-view. However, if local EMC scores were available, this would allow greater accuracy in the estimated net scores for pollutant load. In addition, the inclusion of N and P loads linked to the different crop types (a water pollution factor that has not been taken into account in this research process) would be a notable advance in the scope of the methodological procedure.

8.3 Conclusions regarding the research findings

8.3.1 Analysis of landscape structure and environmental functionality

The analysis of the landscape reveals a diverse and complex area as far as its structural make-up is concerned. This is a widespread territory, delimited by administrative criteria (it is an aggregation of municipal areas) but encompassing a miscellany of areas with their own particular values, problems and potential, as has been shown by the detailed analysis of the different landscape units identified. Nevertheless, a cross-view of these areas allows a series of functional features and structures to be identified that give a certain cohesion to the metropolitan territory as a whole. It is also possible to speak of the territory having its own potential to become a fully functional entity on the environmental plane, and to be a territorial system that is more than just the sum of its constituent parts.

In this overview, the territory of the urban agglomeration can be seen to be a mainly rural space where urbanisation comes second in quantitative terms. Only one of the landscape units considered –the Guadalquivir river plains unit- presents more than a 20% of its surface covered by artificial land uses, being this percentage far lower for the rest of areas. Artificial uses are mainly concentrated in centralised sectors of the metropolitan territory: the Guadalquivir river plains, the Aljarafe plateau and the western-most areas of Los Alcores. The analysis of structural indices and cartography shows that urban growth processes follow different patterns in these areas, and it can be clearly stated that they represent different types of relationship between the city and its surroundings.

In the Guadalquivir plains area, there has been aggregated urban growth around the central city and this has led to an extensive urban fabric emerging over the period under study which is characterised by high density and visible internal homogeneity. This process is reflected in the performance of metrics related to the degree of fragmentation and the spatial configuration of the continuous urban fabric. In this regard, the absence of natural or rural interstitial spaces, or at least of elements of a certain territorial size, stands out. Open space is in fact concentrated on the fringe of this urban continuum, most especially around the

southern rim of the central city, with a noticeable degree of interconnectivity. These assorted spaces, the Guadalquivir river corridor and the green zones at the centre of the urban fabric (some of them excluded from the analysis due to reasons of scale) are the only elements that in any way compensate for the powerful homogeneity of artificial uses in this sector. As was remarked in the discussion of the findings for this unit, it is essential to take advantage of the potential of these resources if a certain balance is to be maintained between open space and built-up space in this sector, which also happens to be the most intensively altered by anthropic activity of all the metropolitan area.

The Guadalquivir River and the Aljarafe escarpment to the west of the central city mark the transition to a different urban growth model. The evolution of the artificial land use network is marked in this case by a high incidence of residential estates. Structurally it is characterised by an expansion of the urban fabric that is as intense as it is uncontrolled. This process ultimately creates a widespread conurbation formed out of the original population centres, as is shown by the spatial configuration indices calculated for the different artificial land uses. The erosion of the previously existing valuable rural matrix on both the structural and the functional planes can be clearly perceived in the eastern-most part of this area. If the minimum ecological functionality of the landscape is to be maintained, it requires both protection and greater importance to be given to the territorial resources that have survived (agricultural spaces, areas of public property linked to livestock trail and river networks), and, at the very least, serves to encourage more controlled greater-density growth.

The conurbation phenomenon can also be found in the sector to the east and south-east of the central city, albeit with different features; in this case it is basically linked to developments in the zones around major overland communication routes. It reaches its height in the industrial corridor that links the city of Seville and the town of Alcalá de Guadaíra. This is a major barrier to the landscape and is practically uninterrupted. The rest of the Los Alcores sector, from the area around the eastern mountain edge to the town of Dos Hermanas, is characterised by the presence of a structurally complex patchwork of uses. In this whole area the urban fabric and the residential estates are closely interwoven with different agricultural uses and residual natural areas. The diversity and dynamism of this land mosaic demand strategies to preserve the small-scale natural and rural spaces; in this respect, the available territorial resources offer interesting potential for drawing up a well connected green network (especially along the whole land strip that lies parallel to the eastern escarpment, as is shown by the results of the structural analysis).

Beyond the areas subject to major urban dynamics, urban territory for the most part comprises large swathes of cropland, characterised in the main by remarkable stability in the face of land use change and tensions from the central city. Apart from their isolation from urbanising processes, areas such as the Campo de Gerena, the countryside to the west and the agricultural land situated in the foothills of the Sierra Sur mountains exhibit a fundamental feature: their more than notable structural homogeneity, clearly reflected in the metrics related to spatial aggregation and diversity at a landscape level. In many cases the loss of landscape diversity cannot be attributed to changes in the agricultural matrix as such, but to the advancing of this over natural areas in or alongside cultivated spaces. This process must lead to reflection on the frailty of residual natural habitats in the rural environment which are

not strictly protected in any way yet provide major functionality on a local scale. It appears necessary to reverse this trend to a certain extent, either through the full ecological improvement of agricultural space (committing to a type of multifunctionality that goes beyond its mere vocation for production), or through the protection of residual habitat elements and the creation of green networks in the cultivated matrix. A landscape analysis at a greater level of detail might help to clarify the spatial homogeneity that can be seen on a metropolitan scale; this focus might help to identify on a fine scale features and elements that afford greater structural complexity (and, therefore, new functionalities) to these spaces.

Located well outside the outer edge of the urban agglomeration core area, the analysis reveals the metropolitan area's two great reservoirs of nature: the Doñana natural marshes and the foothills of Seville's Sierra Norte mountains. These areas are unequally protected. Due to its great ecological importance, major conservation efforts are ongoing in the former which, along with its spatial context, means that it remains unaffected by any type of territorial tension linked to metropolitan dynamics. In contrast with this, the Sierra Norte foothills area, is environmentally relevant mainly because of its proximity to the metropolitan area and its role as a transitional space to the Sierra Norte Natural Park. It is therefore not protected for the most part by any special regime and is, consequently, more vulnerable to processes of changes in use. In this respect, the building of the 'Autovía de La Plata' dual carriageway and the consequent improvement of the area's road links with the central city has become a determining factor that explains the recent expansion of residential estates there. The findings of the metric analysis show that this process has only had a small effect thus far compared to other sectors in the metropolitan area, but it becomes apparent that the proliferation of these types of developments need to be brought under control. It is also necessary to reflect once more on the natural habitats that do not come under any specific protection regime despite playing an important local or territorial role, and on just how vulnerable they are.

For this analysis, the way that the major peripheral natural areas are interconnected with the remainder of the metropolitan landscape is just as interesting as their current state. The structural analysis confirms that the river network has a preeminent role to play in this regard, especially through its two main axes in the metropolitan area: the Guadalquivir and the Guadiamar. The courses of both these rivers and the strips of vegetation along their banks offer complementary functions and potential. The distance of the Guadiamar valley from the central city means it is not affected by the major urbanising pressures associated with it and it continues to be the main ecological and territorial link between the mountains and the marshes. The Guadalquivir, on the other hand, runs through the most anthropically altered sector in the metropolitan area and its hinterland is directly affected by metropolitan tensions; notwithstanding, for the very same reason it is also the main artery of communication between the city, the rural environment and the two major reservoirs of nature in the area. In both cases strategies need to be adopted to reinforce the rivers' functionality as the main landscape axes. The sphere of action of these strategies should extend beyond the hinterlands of the river courses; if their environmental-territorial role is to be reinforced, it is fundamental that the resources near or attached to the rural matrix be taken advantage of, especially when it is considered that both have shortcomings as far as the continuity and integrity of the habitat associated with their banks is concerned. The role of these two great river corridors is completed by the presence of other components in the hydrological network: the Rivera de

Huelva river acts as a structural link between the northern mountains and the Guadalquivir, while the Guadaíra river connects the central city and the whole of the eastern part of the metropolitan area, flowing through the most urbanised area of Los Alcores and connecting up with the countryside to the east; similarly, the courses of the other secondary rivers that run through the metropolitan area act as environmental corridors on a local scale.

The road network, meanwhile, has a similarly important function to play in integrating the territory, but in this case from the perspective of artificial uses. Its effect can be observed in the high level of connectivity usually showed by the artificial land use class. On the ecological plane, its role can be considered as opposite to that of the rivers, as it is mainly responsible for fragmenting the rural landscape and acts as a vector for the expansion of the changes in uses connected with the expansion of artificial land. The most intense transformation is taking place along the sides of the major roads and is linked to both conurbation processes and the spread of low-density residential uses. The lower tier of the road network, made up of the livestock trails could, nonetheless, play an important role for the environment and for public use, especially with their margins being regarded as public property. Be that as it may, they are not included in the land use cartography used for this analysis; any assessment of their structural functionality in future analyses necessitates their inclusion on the land use maps.

8.3.2 Analysis of the environmental functionality of urban and urban fringe space

The analysis of urban and urban fringe space allows some small but important details to be added regarding the general reading of the territory as stated in the previous section, especially regarding what was said about the way the central city is connected to its immediate surrounding areas and the consequences of this relationship for certain environmental functions. Firstly, there is a strong trend towards an increasingly more complex and diffuse city edge, which is especially reflected in a low score for the contagion index and a high score for the diversity index at the landscape level. In the most recent stage of the study, the landscape metrics and the cartography defined the urban fringe space as a hybrid territory where the boundaries between what is urban and what is rural become blurred by a complex pattern of land uses. One permanent feature of the urban fringe is the net dominance of the agricultural matrix, and the lack of areas of natural habitat of any special value. Given this situation, one wonders what particular functionality this mixed territory might have to offer. The structural complexity of the patchwork and the land-use mix might point to a certain dysfunctionality connected with the chaos and the impacts that come from artificial uses; but heterogeneity can also be a potential basis for multifunctionality that is beneficial for the urban environment.

It should however be pointed out that not all the rural space around the central city follows the same structural patterns. Both in the eastern (transition to Los Alcores) and western sectors (Aljarafe) the rural urban fringe matrix seems to represent above all areas of growth for artificial uses. In both cases this is indicative of loss of relative importance that the production function of agricultural space has experienced, as it cannot compete with the advance of urbanisation. In contrast, the stretches of irrigable land to the north and the south of the city seem to be more resistant to urbanising tensions. This might be taken to reflect the value of this space for production, or as an indication of the fact that it is less adapted to the implementation of artificial uses. On the other hand, the southern border of the central city

has some particularly well defined boundaries due to the above mentioned existence of a strip of natural spaces. For the most part these are areas of treeless pastures whose state of conservation during the most recent period of the study does not seem to indicate that they could serve any important environmental or public use. However, as has been stated in the analysis, this should not be used as justification for these spaces being surrendered to the needs of urban growth; to the contrary, this should be an incentive for public intervention and their potential being put to good use.

The analysis of two additional functional indicators for this area underlines the need to reinforce the presence of substantial natural spaces in the heart and on the fringe of urbanised space: the leaf-area index and the capacity for absorbing carbon from the atmosphere. The annual carbon absorption rate shows an increment of 57% throughout the period under study, but this is due mainly to the fact that woody crop areas are incorporated into the urban fringe. The scores obtained for the percentage of tree cover and the net carbon absorption can be defined as modest. The regressive trend of the average IAF score (decreases about a 20% between 1956 and 2003, never reaching higher than 2) is also a clear reflection of the absence of large natural areas that provide important ecological services at the very core of the urban agglomeration. In other words, there is no so-called 'green lung' in this environment. As has been indicated, the great forest masses inside the limits of the metropolitan area are located a significant distance from the central sector and so cannot provide direct services to the core of the urban agglomeration. The proliferation of man-made green spaces does not seem to sufficiently compensate for this shortage, either; although there is a visible increment for this use between 1956 and 2003, it has a modest presence in terms of surface area (less than a 2% of the total study area in 2003). However, as has been stated in the reflections on the methodology, this conclusion needs to be qualified by a more desegregated analysis of urban space.

8.3.3 Analysis of hydrological processes in the metropolitan area

The findings support the idea that the main function of open space on the hydrological level is to compensate for the impact of sealed surfaces. As the findings show, the appropriate distribution of artificial uses and maintaining a certain balance between built-up space and non-built-up space on the basin level could become key factors in minimising the effect of urban growth on the water network. The heterogeneity that characterises the distribution of artificial uses in metropolitan territory as a whole means it is reasonable to expect the water impacts on the area under study to be distributed irregularly. An analysis of the different variables related to this aspect has confirmed this hypothesis, showing the coexistence of zones markedly saturated with artificial uses and broad rural zones with only a marginal presence of sealed surfaces. The Guadiamar, Rivera de Huelva and Corbones sub watersheds have low levels of imperviousness (lower than 2% for the whole period under study) whereas the sub watersheds of the Guadalquivir plains and the Aljarafe score very highly on this variable, approaching the 10% reference threshold. The Guadaíra and southern Guadalquivir sub watersheds are in between, with overall imperviousness scores in a medium range (5,86% and 3,55% respectively). However, as previously indicated, as the cartography allows these findings to be defined on the sub watershed level, it is possible to locate sectors in a single hydrological area that have been impacted to very different degrees.

The areas that show higher levels of nonpoint source pollution are the Aljarafe, the Guadalquivir river plains and the Guadaíra sub watersheds, as could be expected from the spatial distribution of artificial land uses in the metropolitan area. The increase of pollution levels in these three areas is very remarkable for the whole period under study. The Aljarafe sub watershed shows an increase of more than 500% for most of the pollutants considered, while the Guadaíra sub watershed shows an increase of more than 250% and the Guadalquivir river plains an increase of more than 200%. The evolution of the scores obtained for ammonium for the three sub watershed is even more noteworthy (with an increase of about 4000% for the Aljarafe sub watershed), due to the connexion between this pollutant and the growth of low density residential areas.

In more hydrologically impacted zones, especially in the Aljarafe area, the central city and the western part of the Guadaíra sub watershed a finer study scale is required to assess the state of the secondary basins most relentlessly affected by urbanisation processes. The findings of the analysis point to a need to promote a model of urbanisation that does not entail such a great overload in certain hydrological areas. Some key factors in this regard are a commitment to higher densities rather than the expansive processes connected with low density urbanisation, the consideration of a multicentred development model rather than excessive spatial aggregation, and the recognition that growth processes should be based on areas of hydrological functionality so that there is a balanced distribution of new uses based on the capacity of the basins to support them.

Strictly referring to surface run-off, areas of net agricultural use can be indicated (such as the whole area devoted to non-irrigated countryside) where the physical substrate favours this process which results in high scores being reached in this variable even when no artificial uses are present. This factor explains why the Guadaíra sub watershed presents the highest average level of run-off production in 2003 (5,75 cm), although showing a lower degree of urbanization than the Aljarafe area (5,50 cm) and the Guadalquivir river plains area (4,31 cm).The huge amount of run-off in these areas of the agricultural matrix is a relevant piece of data insofar as it could turn into a vector of pollutant dispersion linked to the use of fertilisers. And so, as was commented on in the methodology section, the inclusion in the methodology process of data on N and P loads in run-off water might give a significant twist to the role of agricultural space in regulating hydrological processes.

8.4 Broad reflections

On the basis of the research findings the metropolitan territory can be seen to be a heterogeneous and diverse area where processes of a very different nature come together. These reveal the complex way in which human and natural dynamics are interwoven. Artificial uses are a fundamental component of the landscape as, in the final analysis, they are what determine that territory should be considered as metropolitan; but this does not by any means make them the only relevant elements in this territorial system. Agricultural uses and the whole gamut of natural habitats that are included within the boundaries of metropolitan space not only have a prominent presence in quantitative terms (being clearly in the majority compared to the percentage of urbanised surface area), but must be appreciated above all with respect to their contribution to the way the territory functions. In this regard, integrated

uses in the non built-up space or open space category must be understood as fully functional components of metropolitan territory when this is understood as a multidimensional and multifunctional system. Seen from this angle, open space should no longer be considered as a neutral space, a blank canvas over which artificial uses can expand, which is still the case today for a large number of urban expansion processes. To the contrary, open space should rather be seen as an active component of the territory which incorporates both cultural elements and basic environmental processes which are worthy of protection in the face of change and potentially useable resources for improving the quality of urban development.

In the framework of this perspective, the relationship between the city and its surrounding territory becomes clearly bidirectional. Interaction between human and natural uses in the territory gives rise to the simultaneous coexistence of impacts and environmental service flows. As has been proven by the analyses that were conducted, city growth has a very wide range of impacts on the medium that it encroaches upon. In this regard, the example of the case study shows the major effect being felt by rural countryside structures and dynamics, with impacts linked to a loss of habitats, connectivity being badly affected, and the fragmentation of large natural and agricultural areas. The size of the impact on hydrology has also been seen through vectors that include the artificial sealing of surfaces, the increase in run-off scores and the rise in water pollution linked to artificial surfaces. However, compared to these impacts, the research findings confirm that a large part of the territory that absorbs expanding urban uses still manages to maintain its own functionality and internal dynamics in time. Apart from the production capacity of a large part of this rural environment, its supporting role for natural habitats and as a guarantor of ecological processes has also been identified; if these are preserved or managed properly they could, in the final instance, result in an improvement in the conditions of the urban environment. The advantages that come from conserving biodiversity in the city and its territorial hinterland, as well as the psychological and educational benefits that a more natural landscape might provide the inhabitants of the urban environment, as set out in the theoretical framework of the research, would seem to be evident factors in achieving more sustainable urban development. Likewise, the methodological process has allowed the potential of urban and urban fringe open space for absorbing carbon from the atmosphere and moderating the temperature and for the absorption of pollutants by the vegetation to be examined, shall we say, more directly, albeit on a very synthetic level.

The research findings lead one to reflect on how land planning, above all on the metropolitan scale, allows these ecological services to be reinforced whilst at the same time minimising the effect of human impacts on the surroundings. One of the keys to succeeding in this goal seems to lie in achieving a reasonable balance between built-up space and open space. It should be remarked that a harmonious relationship between these two components of the metropolitan system does not only depend on quantity (i.e., the proportions of each in terms of surface area), but also on quality and, most especially, spatial factors. The adoption of certain structural patterns that are sensitive to underlying ecological processes, respect them and minimise any detrimental effect on the functionality of the territory's biophysical matrix, and a commitment to an optimum balance between the size of the area and the compactness and density of artificial developments, are criteria that should inspire any approach to managing a metropolitan medium. In this respect, two fundamental issues have to be dealt

with: knowledge of the way the territory functions ecologically and the choice of a sustainable model of urban growth.

With regard to the first of these, it is evident from the foregoing reflections that before intervening in the metropolitan space, an overall understanding has to be had of its structure and the way it functions territorially and environmentally. The general interpretation of the territory must focus on identifying the main landscape components that reveal any relevant functions (extensive components, and structural axes and hubs), as well as the major trends in change. This initial approach should serve to identify the features and elements that must be preserved, as well as any potential there might be for reinforcing the supply of ecological services, and the limits of the pressure that can be put on the different areas which make up metropolitan territory. It is ultimately a question of establishing a general reference framework, a template on which to establish the growth of artificial uses. Recognition of both the functionality of the biophysical matrix and its dependence relationship with certain structural patterns must be the basis for adopting a model of sustainable development adapted to local conditions.

This conclusion leads on to the second of the above stated issues. If the potential diversity of both local resources and constraints that the metropolitan biomatrix might present are taken into account, it can be stated that no one pre-established city model exists which can be directly adopted in all cases. And yet it can be concluded that models with more extreme spatial implementation features will further impoverish the environment and will minimise the supply of ecological services. As has been stated in several points in the analysis, a disperse growth model entails a series of environmental dysfunctions apart from the over occupation of land and the harm done to landscape structures (e.g., dysfunctionality in the supply of public services and facilities, increased dependence on private vehicles, etc.). On the other hand, as has been seen in the analysis, a model that is too compact could entail a lack of internal functional open spaces and, once certain limits are exceeded, an overload on the medium from the over concentration of urban use impacts. Broadly-speaking, the analysis findings indicate a trend towards reasonably concentrated development that avoids the low density phenomenon linked to residential estates and that adopts a multicentred and multinuclear character capable of preventing both the build up of conurbations and the excessive concentration of impervious surfaces on the basin level, as being the most reasonable. As has been indicated, turning these general guidelines into optimum land-use distribution should in all cases adapt to the specific conditions of any given area.

It seems clear that the scale of intervention in the territory should at all times correspond appropriately to the scale adopted for its analysis. As is logical, a general reading of the territory such as that done in this research sacrifices a certain degree of detail and accuracy in the results but, on the other hand, it allows an overview to be had of the metropolitan system which is especially appropriate in the context of a planning or management strategy on a sub-regional scale. On this scale, metropolitan planning should provide a blueprint for urban planning as well as for any action of a more local nature to be taken in the area. Analytical methodologies on a finer scale should be considered as a more appropriate choice for more specific levels of intervention.

The time scale should also be adapted to the specific aims of the analysis. As the findings show, short- and long-term land use change processes differ with regard to their degree of impact on functionality and the capacity of the territory to offer ecological services. Recognising major change trends over a broad time scale provides valuable information on the a territory's dynamics and allows strategies to be devised to contain undesirable processes or, even, to reverse certain change trends with a view to returning to a previous, more favourable state. In other respects, it is fundamental to monitor short-term changes as this allows a rapid response to changes that might be irreversible even though their impacts are usually smaller in size than those of long-term changes, or which come to represent a severe impact on the medium by accumulation. In this regard, the huge dynamism detected in the central areas of Seville's urban agglomeration advocate that short-term structural changes should be regularly monitored over time. A follow up of changes every four years (the time scale adopted for short-term changes in the framework of this study) appears to be an appropriate reference scale for this objective.

To conclude, it should be highlighted that the theoretical and conceptual focus adopted as a basis for this research has proven to be of great use, not only because it developed into a viable methodological procedure, but also due to the fact that it helped the findings be interpreted in territorial code. The findings seem to show that the landscape approach, which focused on an analysis of the relationship between structure, function and change in the landscape, is an appropriate perspective for gaining a greater synthetic understanding of the dynamics in the metropolitan territory. In addition, creating a link between the landscape's spatial composition and the supply of ecological services facilitates a more direct understanding of the effects that land-use change processes might have on the environmental quality of the city and its territorial hinterland. Nonetheless, the methodological development of this theoretical focus could be improved in future applications, especially with regard to correcting the shortcomings and shortfalls detected in the framework of the research that were commented on in previous sections. One aspect that should be addressed in the future in this respect is a comparison of different case studies. An exploration of whether the reflections that have come out of research into the Seville metropolitan area can be extrapolated to other urban agglomerations would be of major interest. In this case a comparative analysis stands out as the most reasonable choice for finding more or less standardised criteria (albeit inevitably with a certain degree of flexibility) for devising strategies aimed at improving the sustainability of metropolitan spaces.

Capítulo 8

Conclusiones

8.1 Introducción

La aplicación de las diferentes fases del proceso metodológico ha dado como fruto la obtención de un importante volumen de información acerca de los componentes estructurales y funcionales del territorio del área metropolitana de Sevilla. En los capítulos anteriores se ha ofrecido, para cada una de las tres aproximaciones analíticas abordadas, una discusión pormenorizada de los resultados, poniéndose el foco de atención de forma concreta en las diferentes subunidades de estudio consideradas en cada caso. No obstante, a modo de reflexión final se hace necesario llevar a cabo una lectura global de dichos resultados, una revisión sintética que adopte un carácter transversal en lo que respecta tanto a los procesos como a los ámbitos analizados. Con este objetivo, en los siguientes apartados se presentan una serie de conclusiones generales que tratan de remarcar algunos de los aspectos clave vinculados a la investigación. En primer lugar, se expondrá una reflexión sobre el procedimiento metodológico desarrollado, haciéndose hincapié tanto en las fortalezas como en las debilidades detectadas en relación al mismo, y apuntándose algunos factores relevantes para su mejora de cara a futuras aplicaciones. Posteriormente, se llevará a cabo una reflexión general sobre los resultados de cada fase de la investigación, adoptándose en este caso una perspectiva global para el conjunto del ámbito metropolitano. Por último, se expondrán una serie de conclusiones de alcance más general en relación a la complejidad de la relación entre el espacio urbano y el espacio libre, surgidas a la luz del enfoque conceptual y metodológico asumido en el presente trabajo.

8.2 Conclusiones relativas a la metodología de análisis

8.2.1 Análisis de la estructura y funcionalidad ecológica del paisaje

A tenor de los resultados obtenidos, la aplicación de métricas de paisaje se muestra como una aproximación adecuada para la caracterización de ámbitos metropolitanos desde una óptica ecológico-territorial, permitiendo obtener una información útil para abordar procesos de ordenación territorial a escala subregional. En este sentido, a través de un análisis estructural y funcional basado en el cálculo e interpretación de un conjunto de índices de paisaje, ha sido posible reconocer los principales patrones espaciales de configuración del territorio del área metropolitana de Sevilla, así como identificar los espacios, nodos y ejes estructurales clave que sostienen la funcionalidad ecológica básica de la aglomeración urbana desde un enfoque paisajístico. Asimismo, esta aproximación ha facilitado el estudio de las grandes tendencias de cambio en el paisaje, permitiendo sobre todo reconocer los aspectos diferenciales con que estos procesos evolutivos se manifiestan en distintos sectores de la aglomeración urbana, algo fundamental para adaptar cualquier intervención a los condicionantes concretos de cada ámbito territorial.

El establecimiento de vínculos entre las pautas estructurales detectadas y los diferentes aspectos funcionales del territorio considerados debe entenderse, en cualquier caso, como una aproximación de carácter general. La escala de análisis adoptada resulta adecuada para interpretar, a un nivel global, la relación existente entre los principales componentes del paisaje, su evolución en el tiempo y su capacidad para desarrollar funciones ambientales. Ello hace posible reconocer la variación de la capacidad potencial del territorio metropolitano para ofrecer servicios ecológicos, y evaluar el impacto de diferentes procesos de cambio en dicha

potencialidad. No obstante, como es lógico, un análisis pormenorizado de los servicios generados requeriría de una aproximación metodológica diferente, capaz de aportar un mayor grado de detalle. El carácter general de los resultados obtenidos está por tanto ligado a la escala de análisis empleada, que podemos denominar como subregional (en el contexto del sistema de planificación andaluz). Los resultados encuentran su marco natural de aplicación en el establecimiento de criterios globales de intervención a escala metropolitana; al mismo tiempo, resultan útiles para el planteamiento de futuros estudios con un mayor nivel de concreción, centrados en este caso en ámbitos o en procesos específicos, y orientados al establecimiento de pautas de intervención a un nivel local.

Más allá de la aplicación de las métricas a los componentes naturales o semi-naturales del paisaje (cuya importancia en el análisis reside en su papel como fuente de servicios ecológicos), su utilización para la caracterización estructural de los usos de tipo artificial se percibe, a partir de los resultados obtenidos, como una herramienta particularmente útil para la comprensión de la dinámica urbanística del área metropolitana. Procesos como el desarrollo urbano fragmentario y desordenado asociado a la proliferación de urbanizaciones residenciales; la conformación de ámbitos conurbados mediante la fusión de núcleos de población inicialmente aislados; o el crecimiento de carácter compacto experimentado por la trama urbana de la ciudad central, quedan perfectamente reflejados en la evolución de los índices de paisaje a lo largo del periodo de estudio. Las métricas se muestran por tanto como un instrumento válido para el reconocimiento de los diferentes modelos de crecimiento urbano presentes en el área metropolitana, modelos que pueden ser considerados como indicadores sintéticos del grado de sostenibilidad de un ámbito metropolitano. Adicionalmente, la caracterización espacial de los procesos de ocupación del espacio libre permite valorar su impacto relativo sobre la funcionalidad potencial del territorio no construido, es decir, sobre su capacidad para ofrecer determinados servicios ecológicos.

En el contexto de la identificación de los principales patrones estructurales y procesos de cambio, la subdivisión del espacio metropolitano en unidades de paisaje ha resultado una opción metodológica de gran ayuda. La delimitación de unidades paisajísticas o territoriales garantiza una cierta homogeneidad de las pautas y procesos analizados mediante las métricas, facilitándose en gran medida la interpretación de las mismas. Al mismo tiempo, se ha conseguido evitar hasta cierto punto el enmascaramiento de aquellos procesos de carácter más localizado; en este sentido, cabe señalar que la adopción de un ámbito de análisis excesivamente extenso (p. ej., el conjunto de la aglomeración urbana) habría supuesto un elevado grado de simplificación de la realidad territorial a través de los índices. El enfoque asumido ha permitido a nuestro juicio obtener un equilibrio razonable entre el carácter sintético y el nivel de precisión de los resultados en lo que respecta a la caracterización del territorio. Asimismo, la adopción de unidades de paisaje como ámbitos para la subdivisión del área metropolitana se ha mostrado una opción más práctica que otras alternativas de delimitación inicialmente consideradas, como la utilización de subdivisiones administrativas (cuyo carácter artificial no se adapta a la distribución de patrones estructurales sobre el territorio, ya sean relativos a usos naturales o antrópicos), o la adopción de subdivisiones de carácter físico como las cuencas fluviales (que pueden adaptarse bien a determinados procesos de carácter ecológico, pero no supone *per se* un condicionante claro para la distribución de usos artificiales). A diferencia de estas perspectivas, la delimitación de

unidades de paisaje responde a un enfoque mixto, que tiene en cuenta tanto la configuración física del espacio metropolitano como las pautas específicas de distribución de los usos de origen antrópico. Esta naturaleza "híbrida" de las unidades paisajísticas parece responder de forma adecuada a la propia naturaleza compleja y multidimensional del territorio metropolitano.

Como posible crítica asociada a esta aproximación, se puede señalar que el establecimiento de unidades depende en gran medida del conocimiento previo del medio, estando sujeta a una cierta carga interpretativa por parte del investigador. En la medida en que la delimitación del ámbito influye en el valor numérico final de las métricas, sería posible afirmar que el criterio del investigador puede llegar a condicionar los resultados del análisis. No obstante, no se puede obviar que el conocimiento del ámbito de estudio es en última instancia un factor básico para la optimización del proceso metodológico, y que en este caso mejora sensiblemente la adaptación del mismo a la realidad objeto de estudio, sobre todo frente a la adopción de criterios externos y teóricamente más objetivos. En todo caso, se puede considerar de gran interés el avance en el desarrollo de criterios estandarizados para la delimitación de unidades de paisaje, en especial para aquellos ámbitos territoriales que, como la mayoría de las áreas metropolitanas, se caracterizan por una notable diversidad de pautas y procesos espaciales y una fuerte interacción entre factores antrópicos y naturales. La existencia de criterios unitarios de clasificación resulta además fundamental para el análisis comparado de diferentes ámbitos de estudio.

Otro aspecto que se ha mostrado útil para la obtención de una visión integral de la composición y la distribución de los usos en el paisaje ha sido la adopción de una doble resolución temática. Los dos niveles de clasificación ofrecen información de carácter complementario, que facilita una mejor comprensión de las pautas estructurales presentes en el territorio. El análisis comparado de ambos niveles aporta matices que pueden pasar fácilmente desapercibidos si se trabaja con una única clasificación. No obstante, es necesario señalar que la aproximación adoptada en el presente trabajo de investigación muestra también ciertas limitaciones, que deben ser tenidas en cuenta en futuros desarrollos metodológicos. En determinados casos sería aconsejable alcanzar un mayor nivel de desagregación, especialmente en lo que respecta a las coberturas naturales, de cara a obtener un mayor grado de precisión en el análisis de la configuración de la trama de hábitats. Dado el incremento del volumen de información que conlleva esta opción, el aumento de la resolución temática parece especialmente adecuado si se plantea trabajar a una escala de mayor detalle, o bien en el contexto de una aproximación centrada de forma más específica en los usos naturales.

Por otra parte, cabe señalar que el proceso de clasificación implica adoptar una serie de decisiones no siempre evidentes, pero que tienen una palpable influencia sobre los resultados del análisis. La simplificación del paisaje en un conjunto de categorías estancas redunda irremediablemente en una pérdida de información relativa a todas aquellas categorías que resulten unificadas en un nivel jerárquico superior. A pesar de todo, una completa sistematización del proceso de clasificación de usos, que minimice la componente interpretativa por parte del investigador, parece difícil de conseguir de forma plenamente satisfactoria. La clasificación debe adaptarse a los objetivos específicos de cada investigación,

así como a las características intrínsecas del territorio sometido a análisis por lo que, de nuevo, el conocimiento previo del ámbito de estudio por parte del investigador resulta en este punto un recurso difícilmente sustituible.

Un factor limitante adicional ligado a la clasificación temática es el relacionado con el material de base para la elaboración de la cartografía, en la medida en que éste pueda determina en última instancia las categorías mínimas en las que se puede desagregar el paisaje. En la presente investigación, que ha tomado como cartografía de base el Mapa de Usos y Coberturas de Andalucía a escala 1:25.000, se ha podido detectar una cierta limitación en el caso de las zonas verdes urbanas y el equipamiento deportivo y recreativo; para estas categorías, el material de partida conduce a una cierta confusión conceptual entre ambos tipos de uso, que hace difícil la diferenciación entre espacios verdes y espacios públicos de carácter más artificial y puede introducir un cierto grado de error en el análisis. Futuras propuestas metodológicas deben atender a los posibles solapamientos entre las diferentes categorías contempladas por la cartografía base, pudiéndose en todo caso corregir esta problemática recurriendo al análisis de ortofotos o imágenes de satélite.

Finalmente, es necesario hacer mención a la resolución espacial como un factor limitante adicional, materializado a través de la eliminación de ciertos elementos lineales de la cartografía. Este es probablemente uno de los condicionantes de mayor alcance en relación a los resultados de análisis estructural. La resolución original de la cartografía de base determina que tanto las carreteras de la red secundaria como los cauces fluviales menores queden excluidos del análisis. La inclusión de estos elementos incidiría en una notable alteración del comportamiento de ciertos índices de paisaje, sobre todo en lo relativo al grado de fragmentación de los usos naturales y a la continuidad de la trama artificial. Este déficit debe ser tenido en cuenta a la hora de considerar el grado de precisión de los resultados obtenidos. Como se ha indicado en la exposición del proceso metodológico, esta limitación es fácilmente corregible mediante la superposición a la cartografía base de la capas temáticas correspondientes de carácter vectorial. No obstante, en el caso de un análisis diacrónico como el aquí desarrollado es mucho más complejo llevar a cabo esta corrección, tanto en el caso de la red viaria como en el de la red fluvial, dado que ambos factores (sobre todo el primero) varían a lo largo del periodo considerado. El desarrollo de futuros análisis debe tomar en consideración este condicionante, sobre todo cuando se plantee un análisis de menor escala centrado en ámbitos donde la fragmentación por parte del viario pueda representar un factor clave. En todo caso, cabe señalar que la adición del viario secundario podría aumentar la complejidad de la interpretación de métricas asociadas al conjunto de usos artificiales, ya que estos acabarían configurándose como una red continua, o lo que es lo mismo, un único elemento (mancha o fragmento) expandido en forma reticular por el conjunto del paisaje.

8.2.2 Análisis de la funcionalidad ambiental del espacio urbano y periurbano

En relación con el análisis estructural del paisaje urbano y periurbano, la adopción de un ámbito de análisis de carácter dinámico, adaptado a las dimensiones particulares del núcleo central de la aglomeración urbana en cada etapa de estudio, se muestra a tenor de los resultados como un enfoque útil para evaluar la evolución de la complejidad estructural en el entorno inmediato de la ciudad central. En términos generales, el análisis estructural presenta

los mismos condicionantes básicos comentados en el apartado anterior. No obstante, las características particulares del ámbito de estudio introducen en este caso algunos elementos adicionales de reflexión. En primer lugar, se percibe un nivel mayor de complejidad en cuanto a la evaluación de las métricas de paisaje, dado que la variación de éstas responde de forma simultánea tanto a los cambios intrínsecos en los patrones estructurales del paisaje como a la ampliación de los límites del ámbito de estudio. Ambos factores pueden ser difíciles de discernir a partir de la simple lectura de los índices numéricos, por lo que el análisis visual de la cartografía representa en este caso un apoyo aún más relevante para la correcta interpretación de la evolución de las métricas.

Por otro lado, existe una cierta limitación derivada de la clasificación de usos utilizada para el análisis. En este caso, se han asumido los mismos niveles de clasificación que los aplicados para el análisis global de área metropolitana. Esta decisión responde al objetivo de mantener la coherencia interna entre las diferentes fases de la investigación, a la vez que facilita el análisis comparado con las unidades de paisaje. A pesar de que los resultados obtenidos ofrecen una información relevante sobre la configuración del espacio urbano y periurbano, un aumento de la resolución temática, vinculado sobre todo al caso de los usos artificiales y, en especial, de los espacios artificiales con vegetación, pueden mejorar la compresión de la configuración interna de la trama urbanizada y su funcionalidad ambiental. Este objetivo, asumible en futuras investigaciones, implicaría no obstante adoptar otras fuentes para la elaboración de la cartografía de usos, dado que la cartografía de base utilizada en el presente caso no permite un mayor nivel de desagregación para el tejido urbano.

En lo que respecta a los valores de IAF, el porcentaje de cobertura arbórea y la absorción de carbono atmosférico, los resultados obtenidos resultan útiles como una aproximación general al estudio de estos parámetros a una escala amplia, sobre todo como indicadores de tendencia. No obstante, estos valores deberían ser complementados con otros obtenidos mediante un análisis en detalle de la vegetación estrictamente urbana, a fin de compensar la más que probable infravaloración de los indicadores asociada al procedimiento metodológico adoptado. De nuevo, este déficit responde a una limitación esencialmente vinculada a la propia naturaleza de la cartografía de base, que como se ha indicado no permite un mayor nivel de desagregación para usos urbanos. En consecuencia, no se ha tenido en cuenta ni el arbolado urbano ni los parques y jardines de medio y pequeño tamaño, no individualizados en la cartografía.

La asignación de valores de referencia generales de IAF y porcentaje de cobertura arbórea a los distintos usos de suelo considerados supone, como se ha explicado con detalle en la exposición de la metodología, un alto grado de simplificación de la realidad; esta aproximación es útil sobre todo para la detección de tendencias en el tiempo y realizar valoraciones comparativas entre diferentes situaciones, pero se muestra muy limitada para proporcionar valores netos asociados a un grado aceptable de fiabilidad. Para llevar a cabo un análisis más pormenorizado y, por ende, más preciso, sería adecuada la adopción de una aproximación metodológica de diferente naturaleza, basada en el análisis de imágenes de satélite, o bien en un muestreo sistemático de la vegetación urbana y periurbana (por ejemplo, a través del modelo UFORE). Estas aproximaciones permitirían pasar de una evaluación global de la

potencialidad del espacio libre para la provisión de determinados servicios a una cuantificación más ajustada de la magnitud real de dichos procesos.

8.2.3 Análisis de procesos hidrológicos en el área metropolitana

El análisis por subcuencas se ha mostrado como una estrategia adecuada para identificar aquellos ámbitos hidrológicos sometidos a un mayor nivel de impactos derivados de los procesos de urbanización. El análisis de la cartografía permite percibir, no obstante, cómo los impactos adquieren en ciertos casos un carácter muy localizado, por lo que los resultados globales obtenidos para cada subcuenca pueden enmascarar la existencia de diferencias importantes dentro de un mismo ámbito. Por ejemplo, pueden existir pequeñas cuencas muy urbanizadas dentro de un contexto mayoritariamente rural, por lo que los impactos locales quedarían subsumidos en los resultados obtenidos para el conjunto de la subcuenca. En todo caso, la metodología aplicada sí hace posible un primer reconocimiento de las zonas con un mayor grado de afección hidrológica, permitiendo localizar aquellas áreas concretas que por su problemática particular se pueden considerar objeto de un análisis posterior a un mayor nivel de detalle.

En lo relativo a la clasificación y el análisis de los usos de suelo que componen el paisaje en cada subcuenca, las reflexiones anteriormente expuestas acerca de las limitaciones de la cartografía base son aquí perfectamente aplicables. La no inclusión de la de la red viaria secundaria implica lógicamente un cierto grado de infravaloración en lo que respecta tanto al volumen estimado de escorrentía como, sobre todo, a la carga total de contaminantes obtenida en los resultados, dado que las infraestructuras de comunicación actúan como una de las principales fuentes de contaminación difusa. Por otra parte, la asimilación de los usos de suelo de la cartografía base a la categorías contempladas en las referencias utilizadas para la asignación del número de curva, puede estar asociado a un alto componente interpretativo por parte del investigador, sobre todo en el caso de aquellos usos para los que no existe una correlación directa entre los diferentes sistemas de clasificación. Este hándicap es difícil de solventar de una forma objetiva, habiéndose recurrido en todo caso al conocimiento directo del medio y a la información disponible acerca de las categorías de uso más problemáticas. Una reflexión similar puede hacerse para el caso de la asignación del grupo hidrológico del suelo a las diferentes unidades edáficas presentes en el ámbito de estudio. En este sentido, la incorporación de un procedimiento específico para este fin podría haber mejorado en algunos casos la precisión de las asignaciones realizadas, pero ello no parece compensar el mayor coste temporal que supondría esta opción, al menos en el marco de una investigación de la naturaleza que aquí se plantea.

Un factor que resulta clave para mejorar la precisión de los resultados en futuras aplicaciones metodológicas es sin duda la estimación de valores medios de concentración de contaminantes en el agua de escorrentía (EMCs) específicos para el ámbito de estudio. Tal y como sucede con el resto de análisis realizados, los resultados obtenidos en este campo aportan una visión general del grado de impacto de las aguas por parte de la expansión de los usos artificiales, útil sobre todo desde el punto de vista comparativo. Sin embargo, contar con valores de EMC locales permitiría una mayor precisión en lo que respecta a los valores netos estimados de carga de contaminantes. Adicionalmente, la inclusión de las cargas de N y P

asociadas a los diferentes tipos de cultivo (un factor de contaminación hídrica que no ha sido tenido en cuenta en el presente proceso de investigación) constituiría un notable avance con respecto al alcance del procedimiento metodológico.

8.3 Conclusiones relativas a los resultados de la investigación

8.3.1 Análisis de la estructura y funcionalidad ecológica del paisaje

Los resultados del análisis del paisaje muestran un ámbito diverso y complejo en cuanto a su configuración estructural; un territorio extenso, delimitado en última instancia por criterios administrativos (responde a una suma de términos municipales), que encierra un conjunto variopinto de ámbitos con valores, problemáticas y potencialidades particulares, tal y como se ha podido comprobar mediante el análisis pormenorizado de las diferentes unidades de paisaje identificadas. No obstante, una mirada transversal sobre estos ámbitos permite percibir una serie de rasgos funcionales y de elementos estructurales que proporcionan una cierta cohesión interna al conjunto del territorio metropolitano, y que hacen posible hablar de una potencialidad del mismo para constituirse como una verdadera entidad funcional en el plano ambiental, un sistema territorial que represente más que la mera suma de sus partes constituyentes.

El territorio de la aglomeración urbana se muestra en esta visión de conjunto como un espacio mayoritariamente rural, en el que el fenómeno de la urbanización presenta un carácter secundario en términos cuantitativos. Sólo una unidad, la de la vega y las terrazas del Guadalquivir, presenta más de un 20% de su superficie cubierta por usos artificiales, siendo este porcentaje muy inferior en el resto de ámbitos. Los usos artificiales se concentran en su mayor parte en aquellos sectores del territorio metropolitano que ocupan una posición de centralidad en el contexto metropolitano: la vega del Guadalquivir, la plataforma del Aljarafe y el sector más occidental ámbito de Los Alcores. El análisis de los índices estructurales y la cartografía permite afirmar que, en cada uno de estos sectores, los procesos de crecimiento urbano se manifiestan siguiendo unas pautas diferenciadas, pudiendo de hecho afirmarse que representan diferentes modelos de relación entre la ciudad y su entono.

En el ámbito de la vega del Guadalquivir, el crecimiento urbano se ha producido de forma agregada alrededor de la ciudad central, como queda reflejado en la evolución de las métricas que cuantifican la fragmentación y la configuración espacial del tejido urbano. Ello ha contribuido a configurar, a lo largo del periodo de estudio, una trama urbana extensa caracterizada por su compacidad y una visible homogeneidad interna. En este sentido, llama la atención la ausencia de espacios intersticiales de carácter natural o rural, al menos en lo que respecta a elementos de una cierta dimensión territorial. El espacio libre se concentra en cambio en la periferia de este continuo urbanizado, principalmente en todo el perímetro sur de la ciudad central. Este rosario de espacios (con un grado notable de interconectividad), unido a la presencia del eje fluvial del Guadalquivir y al conjunto de áreas verdes presentes en el seno del tejido urbano (en parte excluidos del análisis por motivos de escala), son los únicos elementos que contribuyen a compensar la potente homogeneidad de los usos artificiales en este sector. Tal y como se ha apuntado en la discusión de los resultados obtenidos para esta unidad, el aprovechamiento de la potencialidad de estos recursos es esencial para mantener

un cierto equilibrio entre espacio libre y espacio construido en este sector, a la sazón el más intensamente antropizado de la aglomeración urbana.

Al oeste de la ciudad central, la presencia del Guadalquivir y el escarpe del Aljarafe marcan la transición hacia un modelo diferente de crecimiento urbano. La evolución de la trama de usos artificiales está marcada en este caso por la fuerte incidencia de las urbanizaciones residenciales, y en términos estructurales se caracteriza por una expansión tan intensa como desordenada de la trama urbanizada. Este proceso, que acaba por configurar una extensa conurbación a partir de los núcleos de población originarios, queda plasmado de forma visible en los índices que definen la configuración espacial de los diferentes tipos de usos artificiales. El menoscabo de la valiosa matriz rural preexistente, tanto en el plano estructural como funcional, es claramente perceptible en el sector más oriental de esta zona. El mantenimiento de una mínima funcionalidad ambiental en el paisaje requiere de la protección y potenciación de los recursos territoriales que subsisten (espacios agrarios, ámbitos de dominio público asociado a la red de vías pecuarias y a la red fluvial), y en todo caso incita a apostar por un crecimiento más controlado, vinculado a mayores densidades.

El fenómeno de la conurbación aparece también, aunque con diferentes rasgos, en el sector localizado al este y el sureste de la ciudad central; en este caso se vincula fundamentalmente a los desarrollos asociados al entorno de las grandes vías de comunicación. Este proceso encuentra su máxima manifestación en el corredor industrial que conecta los núcleos de Sevilla y Alcalá de Guadaíra, que representa una importante barrera artificial en el paisaje, con un carácter prácticamente continuo. El resto del sector de Los Alcores, desde el entorno de la cornisa oriental hasta el núcleo de Dos Hermanas, se caracteriza por la presencia de un mosaico de usos de una notable complejidad estructural. En todo este ámbito, la trama urbana y las urbanizaciones residenciales se articulan de forma intrincada con usos de tipo agrícola y áreas naturales relictas. La diversidad y el dinamismo de este mosaico invitan a plantear estrategias de conservación de los espacios naturales y rurales a pequeña escala; en este sentido, los recursos territoriales disponibles ofrecen en función de los resultados del análisis estructural una interesante potencialidad para la configuración de una red verde bien articulada (sobre todo a lo largo de toda la franja lineal paralela a la cornisa).

Más allá de las áreas sometidas a las grandes dinámicas urbanas, el territorio metropolitano se compone en su mayor parte de amplias extensiones de tierras de cultivo, caracterizadas en su mayor parte por una notable estabilidad frente a los cambios de uso y las tensiones derivadas de la ciudad central. Áreas como el Campo de Gerena, la campiña oriental o las tierras agrícolas situadas en las estribaciones de la Sierra Sur presentan, aparte de su aislamiento frente a los procesos urbanísticos, un rasgo fundamental: una más que notable homogeneidad estructural, reflejada en los índices de agregación y diversidad a nivel de paisaje. En muchos casos, la pérdida progresiva de diversidad observada no se debe a los cambios experimentados por la propia matriz agrícola, sino al avance de ésta sobre áreas naturales insertas o anexas a los espacios cultivados. Este proceso debe mover a la reflexión sobre la debilidad de los hábitats naturales relictos localizados en el medio rural, habitualmente exentos de cualquier régimen de protección, y que aportan una importante funcionalidad a una escala local. Parece necesario revertir hasta cierto punto esta tendencia, ya sea mediante la mejora ecológica integral del espacio agrícola (apostándose por una

multifuncionalidad que vaya más allá de su mera vocación productiva), como a través de la protección de los elementos residuales de hábitat y de la creación de tramas verdes en la matriz cultivada. Un análisis paisajístico realizado a un mayor nivel de detalle podría en todo caso ayudar a matizar la homogeneidad espacial que se percibe a escala metropolitana; este enfoque podría facilitar la identificación de rasgos y elementos de escala fina que añadan complejidad estructural (y, con ello, nuevas funcionalidades) a estos espacios.

Con una disposición claramente periférica en relación a los límites de la aglomeración urbana, el análisis del paisaje muestra la existencia de dos grandes reservorios naturales del área metropolitana: la marisma natural de Doñana y las estribaciones de la Sierra Norte de Sevilla. Dada su enorme trascendencia ecológica y su elevado grado de protección, el primero de estos espacios es objeto de grandes esfuerzos de conservación; junto con este factor, su propia contextualización espacial determina que se mantenga aislado de cualquier tipo de tensión territorial ligada a las dinámicas metropolitanas. El ámbito de la Sierra Norte, no obstante, adquiere su relevancia ambiental en función de su cercanía al área metropolitana, así como por su papel de espacio de transición hacia el Parque Natural de la Sierra Norte; no goza por tanto de un régimen de protección específico en la mayor parte de su superficie, y se muestra por ello más vulnerable a los procesos de cambio de uso. En este sentido, la construcción de la Autovía de la Plata y la consiguiente mejora de la conectividad de este ámbito con la ciudad central se han constituido en un factor determinante para explicar la expansión reciente de las urbanizaciones residenciales en este entorno. Aunque el grado de afección por este proceso es, a tenor del impacto sobre los índices de paisaje, de una magnitud moderada en comparación con otros sectores del área metropolitana, cabe llamar la atención sobre la necesidad de controlar la proliferación de este tipo de desarrollos. Asimismo, es necesario reincidir en la reflexión sobre el grado de vulnerabilidad que presentan aquellos hábitats naturales que, a pesar de jugar un papel importante en su contexto local o territorial, no gozan de un régimen de protección específico.

A efectos del análisis realizado, tan interesante como el estado actual de las grandes áreas naturales periféricas resulta su grado de articulación con el resto de la aglomeración urbana. El análisis estructural permite confirmar el papel que juega la red fluvial en este plano, especialmente a través de sus dos ejes principales en el área metropolitana: el Guadalquivir y el Guadiamar. Ambos cauces, así como las franjas de vegetación de ribera asociado a ellos, ofrecen funciones y potencialidades complementarias. El Guadiamar, alejado de las grandes presiones urbanísticas vinculadas a la ciudad central, se mantiene a la luz del análisis estructural como principal conector ecológico y territorial entre la sierra y la marisma. El Guadalquivir atraviesa en cambio el sector más antropizado del área metropolitana, viéndose su entorno afectado directamente por las tensiones metropolitanas; no obstante, por este mismo motivo se convierte en el vector principal de articulación entre la ciudad, el medio rural y los dos grandes reservorios naturales del área. En ambos casos, parece necesario adoptar estrategias de refuerzo de esta funcionalidad vertebradora; estrategias cuyo ámbito de actuación debe ir más allá del entorno del cauce: el aprovechamiento de los recursos próximos o anexos presentes en la matriz rural resulta básico para la potenciación del papel ecológico-territorial de estos elementos, máxime si consideramos que ambos presentan déficits y amenazas en lo que respecta a la continuidad y la integridad del hábitat asociado a sus márgenes. El papel de los dos grandes ejes fluviales se ve completado por la presencia de otros

componentes de la red hidrológica: el Rivera de Huelva ejerce como vínculo estructural entre el ámbito de la sierra y el Guadalquivir, mientras que el Guadaíra actúa como conexión entre la ciudad central y todo el sector oriental del área, atravesando el área más urbanizada de los Alcores y conectando con la campiña oriental; de igual forma, el resto de cauces secundarios que recorren el área metropolitana sirven como elementos de vertebración a escala local.

Por su parte, la red viaria ejerce una función de integración territorial igualmente importante, pero en este caso desde la óptica de los usos artificiales, papel que queda claramente reflejado en los elevados índices de conectividad que presenta habitualmente esta clase. En el plano ecológico, su papel puede ser considerado como inverso al de la red fluvial, siendo el principal responsable de la fragmentación del paisaje rural y ejerciendo como vector de expansión para los cambios de uso ligados a la expansión del suelo artificial. La transformación más intensa del territorio tiene lugar en los márgenes de las grandes vías de comunicación, vinculados a los procesos tanto de conurbación como de difusión de usos residenciales de baja densidad. El nivel inferior de la trama viaria, compuesto por el conjunto de vías pecuarias que atraviesan el espacio metropolitano, no obstante, puede jugar un rol ambiental y de uso público importante, sobre todo en relación al dominio público asociado a sus márgenes. En todo caso, su presencia no es contemplada por la cartografía de usos utilizada en el presente análisis; la evaluación de su funcionalidad estructural en futuros análisis requiere de su incorporación al mapa de usos.

8.3.2 Análisis de la funcionalidad ambiental del espacio urbano y periurbano

El análisis del espacio urbano y periurbano permite añadir algunos matices relevantes a la lectura general del territorio expuesta en el apartado anterior, sobre todo en lo relativo a la articulación de la ciudad central con su entorno inmediato y a las consecuencias de esta relación sobre determinadas funciones ambientales. En primer lugar, resulta destacable la tendencia hacia un borde urbano progresivamente complejo y difuso, reflejado particularmente en las métricas de contagio y de diversidad estimadas a nivel de paisaje. Para la etapa de estudio más reciente, los índices de paisaje y la cartografía permiten definir el espacio periurbano como un territorio híbrido, donde los límites entre lo urbano y lo rural se desdibujan en el contexto de un complejo mosaico de usos. Un rasgo permanente dentro de la franja periurbana es el predominio neto de la matriz agrícola, así como la ausencia de áreas de hábitat natural de un cierto valor. Ante esta situación, cabe preguntarse acerca de la funcionalidad particular que puede ofrecer este territorio mixto. La complejidad estructural del mosaico y la mezcla de usos puede apuntar hacia una cierta disfuncionalidad, vinculada con el desorden y los impactos derivados de los usos artificiales; pero también la heterogeneidad puede ser la base de una multifuncionalidad potencial beneficiosa para el medio urbano.

En todo caso, cabe señalar que no todo el espacio rural que rodea a la ciudad central presenta unas mismas pautas estructurales. Tanto en el sector oriental (transición hacia Los Alcores) como en el occidental (Aljarafe), la matriz rural periurbana parece actuar de forma prioritaria como ámbito de crecimiento para los usos artificiales. En ambos contextos, esta situación es indicativa de la pérdida de relevancia de la función productiva del espacio agrícola, incapaz de competir con el avance de la urbanización. En contraste, las extensiones de regadío al norte y al sur de la ciudad central parecen mostrar una mayor resistencia frente a las

tensiones urbanísticas. Este hecho puede entenderse como un reflejo del valor productivo de este espacio, o bien como un indicio de la menor adecuación del mismo para la implantación de desarrollos artificiales. El borde meridional de la ciudad central presenta por su parte unos límites particularmente bien definidos, al estar presente la ya mencionada franja de espacios de carácter natural. Se trata en su mayor parte de zonas de pastizal no arbolado, cuyo estado de conservación en la etapa más reciente del periodo de estudio no parece el más indicado para ejercer una importante función ambiental o de uso público. No obstante, como se ha señalado en el análisis, esta situación no debe convertirse en justificación para la cesión de estos espacios a las necesidades de crecimiento urbano, sino todo lo contrario: debe suponer un incentivo para la intervención pública y el aprovechamiento de sus potencialidades.

La necesidad de reforzar la presencia de espacios naturales de cierta entidad en el seno y en la periferia del espacio urbanizado queda remarcada a partir del análisis de los dos indicadores funcionales aplicados a este ámbito: el índice área foliar y la capacidad para captación de carbono atmosférico. La tasa anual de absorción de carbono presenta un incremento de aproximadamente un 57% a lo largo del periodo de estudio, pero este avance se debe principalmente a la incorporación de áreas de cultivo leñoso en la franja periurbana, y no a la inclusión de espacios naturales arbolados (cuya superficie se sitúa por debajo del 1% para todo el periodo de estudio). En general, los valores netos de absorción, al igual que los relativos a la cobertura arbórea, se pueden calificar como modestos. La tendencia regresiva mostrada por el valor medio de IAF (decrece aproximadamente en un 20% a lo largo del periodo de estudio y se sitúa siempre en un valor inferior a 2), es asimismo un claro reflejo de la ausencia de grandes áreas naturales proveedoras de servicios ecológicos en el núcleo central de la aglomeración urbana. En otras palabras, no existe lo que se podría denominar un “pulmón verde” en este entorno. Las grandes masas forestales incluidas dentro de los límites del área metropolitana se localizan, como se ha indicado, a una distancia importante del sector central, por lo que no pueden ofrecer servicios directos al núcleo de la aglomeración urbana. La proliferación de espacios verdes de origen antrópico tampoco parece compensar de forma suficiente esta carencia; a pesar de su notable incremento relativo (más de un 200% entre 1956 y 2003), su incidencia sigue siendo modesta en términos de superficie total (menos de un 2% del ámbito en 2003). No obstante, como se ha apuntado en las reflexiones de carácter metodológico, esta conclusión debería ser matizada mediante un análisis más desagregado del espacio urbano.

8.3.3 Análisis de procesos hidrológicos en el área metropolitana

Los resultados obtenidos apoyan la idea de que la principal función del espacio libre en el plano hidrológico es compensar el impacto de las superficies selladas. La distribución adecuada de los usos artificiales y el mantenimiento de un cierto equilibrio entre espacio construido y no construido a nivel de cuenca pueden convertirse, según se refleja en los resultados, en factores clave para minimizar el efecto del crecimiento urbano sobre la red hidrológica. Debido a la heterogeneidad que caracteriza a la distribución de los usos artificiales en el conjunto del territorio metropolitano, es razonable esperar una distribución irregular del impacto hidrológico en el ámbito de estudio. El análisis de diversas variables relacionadas con este aspecto ha permitido confirmar esta hipótesis, mostrando la coexistencia de zonas con una marcada saturación de usos artificiales y de amplias zonas rurales con una presencia marginal

de superficies impermeabilizadas. De esta forma, las subcuencas del Guadiamar, el Rivera de Huelva y el Corbones presentan un nivel bajo de impermeabilización (con valores inferiores al 2% en todo el periodo de estudio), mientras que las subcuencas de la vega del Guadalquivir y el Aljarafe muestran valores muy elevados para esta variable, cercanos al umbral de referencia del 10%. Las subcuencas del Guadaíra y del Guadalquivir-sur, se encuentran en una situación intermedia, con valores globales de impermeabilización dentro de un rango medio (5,86% y 3,55%, respectivamente, en 2003). Sin embargo, como se ha indicado anteriormente, la cartografía permite matizar estos resultados a nivel de subcuenca, permitiendo localizar dentro de un mismo ámbito hidrológico sectores con muy diferente grado de afección.

Las subcuencas con valores netos de contaminación difusa más elevados son las del Aljarafe, la vega del Guadalquivir y el Guadaíra, como cabría esperar a partir de la distribución espacial de los usos artificiales. El incremento de la contaminación en estos ámbitos es muy marcado a lo largo del periodo de estudio. La subcuenca del Aljarafe presenta un incremento de más del 500% para la mayoría de compuestos considerados, mientras que la del Guadaíra muestra aumentos superiores al 250%, y la de la vega del Guadalquivir mayores del 200%. La evolución de los valores obtenidos para el amonio en estos ámbitos es aún mayor (con incrementos de hasta el 4000% para el Aljarafe), debido a su relación con la expansión de las urbanizaciones residenciales de baja densidad.

En las zonas con un mayor grado de impacto hidrológico, sobre todo en el área del Aljarafe, la ciudad central y el sector occidental de la cuenca del Guadaíra, parece necesario adoptar una escala de estudio más fina, a fin de evaluar el estado de las cuencas secundarias más intensamente afectadas por los procesos de urbanización. Los resultados del análisis apuntan a la necesidad de promover un modelo de urbanización que implique un menor grado de sobrecarga de determinados ámbitos hidrológicos. Algunos factores clave en este sentido son la apuesta por densidades más altas frente a los procesos expansivos ligados a la urbanización de baja densidad; la consideración de un modelo de desarrollo policéntrico frente a un nivel excesivo de agregación espacial; y el reconocimiento de los ámbitos de funcionalidad hidrológica subyacentes a los procesos de crecimiento, de tal forma que los nuevos usos se distribuyan de forma equilibrada en función de la capacidad de soporte de las cuencas que los acogen.

En lo que respecta estrictamente a la escorrentía superficial, cabe indicar la existencia de zonas de vocación netamente agrícola (como todo el ámbito de la campiña de secano) donde el sustrato físico favorece este proceso, por lo que esta variable alcanza valores elevados aún en ausencia de desarrollos artificiales. Esto determina que la subcuenca por un mayor nivel medio de escorrentía anual al final del periodo de estudio sea la del Guadaíra (5,75 cm), a pesar de presentar un nivel inferior de urbanización que la del Aljarafe (5,50 cm) o la vega del Guadalquivir (4,31 cm). La magnitud que alcanza la génesis de escorrentía en estas zonas de la matriz agrícola es un dato relevante, además, en la medida en que puede convertirse en un vector de contaminación difusa vinculada con el uso de fertilizantes. Por ello, tal y como se ha comentado en el apartado metodológico, la introducción en el proceso metodológico de datos relativos a la carga de N y P en el agua de escorrentía puede añadir un matiz importante al papel del espacio agrícola en la regulación de procesos hidrológicos.

8.4 Reflexiones globales

A la vista de los resultados de la investigación, el territorio metropolitano se muestra como una entidad heterogénea y diversa, donde se produce la confluencia de procesos de muy diferente naturaleza, que ponen de manifiesto la compleja imbricación de las dinámicas antrópicas y naturales. Los usos artificiales constituyen un componente fundamental del paisaje, dado que son los que en última instancia determinan la consideración de un territorio como metropolitano; pero este hecho no los sitúa en ningún caso como únicos elementos relevantes dentro de este sistema territorial. Los usos agrícolas y el conjunto de hábitats naturales que se incluyen dentro de los límites del espacio metropolitano no sólo tienen una presencia muy destacada en el plano cuantitativo (siendo claramente mayoritarios frente al porcentaje de superficie urbanizada), sino que deben ser apreciados sobre todo en lo que respecta a su aportación al funcionamiento del territorio. En este sentido, los usos integrados bajo la categoría de espacio no construido o espacio libre deben ser entendidos como componentes plenamente funcionales del territorio metropolitano, entendido éste como un sistema multidimensional y multifuncional. Desde esta óptica, el espacio libre debe dejar de ser considerado como un espacio neutro, un lienzo en blanco para la expansión de usos artificiales, tal y como sucede aún hoy en día en el contexto de numerosos procesos de expansión urbana. Antes bien, el espacio libre se manifiesta como un componente activo del territorio, que acoge tanto elementos patrimoniales y procesos ecológicos fundamentales merecedores de protección frente a los cambios, como recursos potencialmente aprovechables para la mejora de la calidad del desarrollo urbano.

En el marco de esta perspectiva, la relación entre ciudad y territorio circundante adquiere un carácter claramente bidireccional. La interacción entre los usos antrópicos y naturales en el territorio da lugar a la coexistencia simultánea de flujos de impactos y de servicios ecológicos. Tal y como se ha podido comprobar a través de los análisis desarrollados, el crecimiento de la ciudad produce impactos de muy diversa naturaleza en el medio sobre el que se asienta. En este sentido, se ha podido observar para el caso de estudio la importante afección que se produce sobre las estructuras y dinámicas del paisaje rural, con impactos asociados a la pérdida de hábitat, el menoscabo de la conectividad y la fragmentación de las extensiones naturales y agrícolas. También se ha comprobado la magnitud del impacto generado sobre la hidrología, a través de vectores como el sellado artificial de suelo, el aumento de los valores de escorrentía y el incremento de la contaminación hídrica asociada a las superficies artificiales. Sin embargo, frente a estos impactos, los resultados de la investigación permiten confirmar cómo una gran parte del territorio que acoge la expansión de los usos urbanos consigue mantener en el tiempo su propia funcionalidad y sus dinámicas internas. Más allá del valor productivo de gran parte de este entorno rural, se ha podido identificar su papel como soporte de hábitats naturales y de garante de procesos ecológicos que, preservados o gestionados correctamente, pueden en última instancia redundar en una mejora de las condiciones ambientales y paisajísticas del medio urbanizado. Las ventajas derivadas de la conservación de la biodiversidad en la ciudad y su entorno territorial, así como los beneficios psicológicos o educativos que un paisaje de carácter más natural pueden proporcionar a los habitantes del medio urbanizado, expuestos en el marco teórico de la investigación, parecen evidentes de cara la consecución de un desarrollo urbano más sostenible. Asimismo, el proceso metodológico ha permitido analizar, aun a un nivel muy sintético, la potencialidad del espacio

libre urbano y periurbano para ofrecer servicios ambientales de carácter, si se quiere, más directo, como son la absorción de C atmosférico, la moderación de la temperatura o la absorción de contaminantes por parte de la vegetación.

Los resultados de la investigación invitan a reflexionar sobre la forma en que la ordenación territorial, sobre todo a una escala metropolitana, permite potenciar estos servicios ecológicos, minimizando a su vez los impactos de la influencia antrópica sobre el entorno. Una de las claves para lograr este objetivo parece residir en la consecución de un equilibrio razonable entre el espacio construido y el espacio libre. Es necesario remarcar que la relación armónica entre ambos componentes del sistema metropolitano no sólo responde a aspectos cuantitativos (es decir, a la proporción en términos de superficie), sino también a factores de carácter cualitativo y, sobre todo, de índole espacial. La adopción de determinadas pautas estructurales sensibles y respetuosas con los procesos ecológicos subyacentes, que minimicen el menoscabo de la funcionalidad de la matriz biofísica del territorio, y la apuesta por un balance óptimo entre la extensión, la compacidad y la densidad de los desarrollos artificiales, son criterios que deben inspirar cualquier aproximación a la ordenación de un medio metropolitano. En este sentido, cabe atender a dos cuestiones fundamentales: el conocimiento del funcionamiento ecológico del territorio y la elección de un modelo sostenible de crecimiento urbano.

En lo relativo al primero de estos aspectos, parece evidente a partir de las reflexiones anteriores que, de forma previa a la intervención sobre el espacio metropolitano, es necesario realizar una interpretación comprensiva, a nivel global, de la estructura y el funcionamiento ecológico-territorial del mismo. Esta lectura general del territorio debe estar enfocada a identificar los principales componentes del paisaje que muestren una funcionalidad relevante (componentes extensivos, ejes y nodos estructurales), así como las grandes tendencias de cambio. Esta aproximación inicial debe servir para localizar los rasgos y los elementos que hay que preservar, así como las potencialidades existentes para el refuerzo de la provisión de servicios ecológicos, y los límites de presión a los que pueden ser sometidos los diferentes ámbitos que componen el territorio metropolitano. Se trata, en última instancia, de establecer un marco de referencia general, una plantilla sobre la que articular el crecimiento de los usos artificiales. El reconocimiento tanto de la funcionalidad de la matriz biofísica como de su relación de dependencia con determinadas pautas estructurales, debe constituirse en la base para la adopción de un modelo de crecimiento sostenible adaptado a los condicionantes locales.

Esta conclusión nos lleva a la segunda de las cuestiones anteriormente anunciadas. Si se tiene en cuenta la diversidad potencial tanto de recursos como de limitantes que puede presentar la matriz biofísica metropolitana, cabe afirmar que no existe un único modelo de ciudad preestablecido que sea directamente asumible en todos los casos. Sí es posible concluir, en cambio, que aquellos modelos que presenten rasgos más extremos en cuanto a su implantación espacial implicarán un mayor perjuicio ambiental y minimizarán la provisión de servicios ecológicos. Un modelo de crecimiento disperso, como se ha comentado en varios puntos del análisis, conlleva una serie de disfunciones ambientales, más allá de la excesiva ocupación de suelo y el menoscabo de las estructuras paisajísticas (p. ej. disfuncionalidad en relación a la provisión de servicios y equipamientos públicos, incremento de la dependencia

del vehículo privado, etc.). En cambio, un modelo excesivamente compacto, como se ha comprobado, puede conllevar un déficit de espacios libres funcionales en su interior y suponer, a partir de ciertos límites, una sobrecarga sobre el medio al concentrarse excesivamente los impactos asociados a los usos urbanos. En general, los resultados del análisis muestran como más razonable una tendencia hacia un desarrollo razonablemente concentrado, que evite las densidades bajas asociadas al fenómeno de las urbanizaciones residenciales, y que adopte un carácter policéntrico, multinuclear, capaz de evitar tanto la conformación de áreas conurbadas como una concentración excesiva de superficies impermeabilizadas a nivel de cuenca. Como se ha indicado, la concreción de estas pautas generales en una distribución óptima de los usos de suelo debe en todo caso adaptarse a las condiciones específicas de cada ámbito concreto.

Parece claro que la escala de intervención en el territorio debe mantener en todo caso una correspondencia adecuada con la escala asumida para su análisis. Como es lógico, una lectura general del territorio como la desarrollada en el contexto de la presente investigación sacrifica un cierto grado de profundidad y de precisión en los resultados, pero permite a cambio obtener una comprensión global del sistema metropolitano, que resulta especialmente adecuada en el contexto de una estrategia de ordenación a escala subregional. A esta escala, la planificación debe proporcionar un marco rector para el conjunto de planes urbanísticos y para toda actuación que, con carácter más localizado, se pretenda desarrollar sobre el área. La aplicación de metodologías de análisis a una escala más fina debe considerarse como una opción más adecuada para apoyar estos niveles más específicos de intervención.

La escala temporal, por su parte, debe adaptarse también a los fines concretos del análisis. Tal y como se muestran los resultados, los procesos de cambio de usos de suelo a largo y corto plazo difieren lógicamente en cuanto a su grado de impacto sobre la funcionalidad y la capacidad del territorio para ofrecer servicios ecológicos. El reconocimiento de las grandes tendencias de cambio en una escala temporal amplia aporta una información valiosa sobre el dinamismo de un territorio, y permite diseñar estrategias para contener procesos no deseados o, incluso, para revertir ciertas tendencias de cambio con objeto de retornar hacia un estatus previo más favorable. Por otro lado, el seguimiento de los cambios a corto plazo es fundamental, ya que permite plantear una respuesta rápida ante cambios que, si bien presentan habitualmente una menor magnitud que los producidos a largo plazo, pueden tener un carácter irreversible, o llegar a suponer por acumulación un impacto severo sobre el medio. En este sentido, el gran dinamismo detectado en las zonas centrales de la aglomeración urbana de Sevilla sugiere la conveniencia de monitorizar los cambios estructurales a corto plazo, con una cierta continuidad temporal. El seguimiento cuatrienal de los cambios (escala temporal asumida para el corto plazo en el marco de la presente investigación) parece una referencia adecuada para este objetivo.

Para concluir, cabe señalar que el enfoque teórico y conceptual asumido como base para la investigación se ha mostrado de gran utilidad no sólo a través de su plasmación en un procedimiento metodológico viable, sino también en relación a su aportación para la interpretación en clave territorial de los resultados obtenidos. La aproximación de carácter paisajístico, centrada en el análisis de la relación entre estructura, función y cambio en el paisaje, aparece a la vista de los resultados obtenidos como una perspectiva adecuada para

obtener una mejor comprensión sintética de la dinámica del territorio metropolitano. El establecimiento de un vínculo entre la configuración espacial del paisaje y la provisión de servicios ecológicos facilita, por su parte, un entendimiento más directo de la incidencia que pueden tener los procesos de cambio de uso sobre la calidad ambiental de la ciudad y su entorno territorial. En todo caso, el desarrollo metodológico de este enfoque teórico puede ser mejorado en posteriores aplicaciones, sobre todo a partir de la corrección de los déficits y carencias que, como se ha comentado en apartados anteriores, han sido detectados en el marco de la presente investigación. En este sentido, un aspecto que conviene ser abordado en el futuro es el de la comparación entre diferentes casos de estudio. Resultaría de gran interés explorar si las reflexiones extraídas a partir la investigación realizada sobre el área metropolitana de Sevilla resultan extrapolables a otras aglomeraciones urbanas. El análisis comparado se muestra en este caso como la opción más razonable para la búsqueda de criterios más o menos estandarizados (aunque necesariamente dotados de un cierto grado de flexibilidad) para el diseño de estrategias orientadas a mejorar la sostenibilidad de los espacios metropolitanos.

ÍNDICE DE CARTOGRAFÍA

CAPÍTULO 4. EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA: APROXIMACIÓN GENERAL AL ÁMBITO DE ESTUDIO

Mapa 4.1 Ámbitos territoriales y red hidrológica 91
Mapa 4.2 Municipios del área metropolitana 97
Mapa 4.3 Infraestructuras de comunicaciones 100
Mapa 4.4 Usos de suelo (2003) 102
Mapa 4.5 Espacios naturales protegidos y Red NATURA 2000 103

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y LA FUNCIONALIDAD ECOLÓGICA DEL PAISAJE DEL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA

Análisis de la Unidad 1: la Sierra Norte de Sevilla

Mapa 5.1.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 164
Mapa 5.1.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 165
Mapa 5.1.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 166
Mapa 5.1.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 167
Mapa 5.1.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 168
Mapa 5.1.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 169
Mapa 5.1.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 170
Mapa 5.1.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 171

Análisis de la Unidad 2: Aljarafe, campiña norte y cuenca del Guadiamar

Mapa 5.2.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 196
Mapa 5.2.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 197
Mapa 5.2.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 198
Mapa 5.2.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 199
Mapa 5.2.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 200
Mapa 5.2.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 201
Mapa 5.2.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 202
Mapa 5.2.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 203

Análisis de la Unidad 3: la marisma y su entorno

Mapa 5.3.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 224
Mapa 5.3.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 225
Mapa 5.3.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 226
Mapa 5.3.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 227
Mapa 5.3.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 228
Mapa 5.3.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 229
Mapa 5.3.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 230
Mapa 5.3.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 231

Análisis de la Unidad 4: vega y terrazas del Guadalquivir

Mapa 5.4.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 254
Mapa 5.4.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 255
Mapa 5.4.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 256
Mapa 5.4.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 257
Mapa 5.4.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 258
Mapa 5.4.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 259
Mapa 5.4.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 260
Mapa 5.4.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 261

Análisis de la Unidad 5: los Alcores

Mapa 5.5.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 283
Mapa 5.5.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 284
Mapa 5.5.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 285
Mapa 5.5.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 286
Mapa 5.5.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 287
Mapa 5.5.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 288
Mapa 5.5.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 289
Mapa 5.5.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 290

Análisis de la Unidad 6: campiña oriental

Mapa 5.6.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 309
Mapa 5.6.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 310
Mapa 5.6.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 311
Mapa 5.6.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 312
Mapa 5.6.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 313
Mapa 5.6.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 314

Mapa 5.6.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 315
Mapa 5.6.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 316
Análisis de la Unidad 7: campiña sureste y estribaciones de la Sierra Sur
Mapa 5.7.1 Unidad 1 – Mapa de síntesis 335
Mapa 5.7.2 Evolución del paisaje en la Unidad 1 336
Mapa 5.7.3 Unidad 1 – Nivel 1 – 1956 337
Mapa 5.7.4 Unidad 1 – Nivel 1 – 1999 338
Mapa 5.7.5 Unidad 1 – Nivel 1 – 2003 339
Mapa 5.7.6 Unidad 1 – Nivel 2 – 1956 340
Mapa 5.7.7 Unidad 1 – Nivel 2 – 1999 341
Mapa 5.7.8 Unidad 1 – Nivel 2 – 2003 342

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE LA FUNCIONALIDAD AMBIENTAL DEL ESPACIO LIBRE URBANO Y PERIURBANO
Mapa 6.1.1 Delimitación de áreas de estudio – Mapa de síntesis 380
Mapa 6.1.2 Área de estudio – 1956 381
Mapa 6.1.3 Área de estudio – 1999 382
Mapa 6.1.4 Área de estudio – 2003 383
Mapa 6.2.1 Evolución de las áreas de estudio 384
Mapa 6.2.2 Usos de suelo – Nivel 1 – 1956 385
Mapa 6.2.3 Usos de suelo – Nivel 1 – 1999 386
Mapa 6.2.4 Usos de suelo – Nivel 1 – 2003 387
Mapa 6.2.5 Usos de suelo – Nivel 2 – 1956 388
Mapa 6.2.6 Usos de suelo – Nivel 2 – 1999 389
Mapa 6.2.7 Usos de suelo – Nivel 2 – 2003 390
Mapa 6.3.1 Índice de área foliar – 1956 391
Mapa 6.3.2 Índice de área foliar – 1999 392
Mapa 6.3.3 Índice de área foliar – 2003 393
Mapa 6.4.1 Cobertura arbórea – 1956 394
Mapa 6.4.2 Cobertura arbórea – 1999 395
Mapa 6.4.3 Cobertura arbórea – 2003 396

CAPÍTULO 7. ANÁLISIS DE PROCESOS HIDROLÓGICOS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA
Análisis de la Subcuenca 1: Guadiamar
Mapa 7.1.1 Subcuenca 1 – Mapa de síntesis 425
Mapa 7.1.2 Subcuenca 1 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 431
Mapa 7.1.3 Subcuenca 1 – Usos de suelo 432
Mapa 7.1.4 Subcuenca 1 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 433
Mapa 7.1.5 Subcuenca 1 – Escorrentía superficial media anual 434
Mapa 7.1.6 Subcuenca 1 – Variación de escorrentía media anual 435
Mapa 7.1.7 Subcuenca 1 – TSS 436
Mapa 7.1.8 Subcuenca 1 – BOD 437
Mapa 7.1.9 Subcuenca 1 – COD 438
Mapa 7.1.10 Subcuenca 1 – NH_4 439
Mapa 7.1.11 Subcuenca 1 – Pb 440
Análisis de la Subcuenca 2: Rivera de Huelva
Mapa 7.2.1 Subcuenca 2 – Mapa de síntesis 442
Mapa 7.2.2 Subcuenca 2 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 449
Mapa 7.2.3 Subcuenca 2 – Usos de suelo 450
Mapa 7.2.4 Subcuenca 2 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 451
Mapa 7.2.5 Subcuenca 2 – Escorrentía superficial media anual 452
Mapa 7.2.6 Subcuenca 2 – Variación de escorrentía media anual 453
Mapa 7.2.7 Subcuenca 2 – TSS 454
Mapa 7.2.8 Subcuenca 2 – BOD 455
Mapa 7.2.9 Subcuenca 2 – COD 456
Mapa 7.2.10 Subcuenca 2 – NH_4 457
Mapa 7.2.11 Subcuenca 2 – Pb 458
Análisis de la Subcuenca 3: Aljarafe
Mapa 7.3.1 Subcuenca 3 – Mapa de síntesis 460
Mapa 7.3.2 Subcuenca 3 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 466
Mapa 7.3.3 Subcuenca 3 – Usos de suelo 467
Mapa 7.3.4 Subcuenca 3 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 468
Mapa 7.3.5 Subcuenca 3 – Escorrentía superficial media anual 469
Mapa 7.3.6 Subcuenca 3 – Variación de escorrentía media anual 470

Mapa 7.3.7 Subcuenca 3 – TSS 471
Mapa 7.3.8 Subcuenca 3 – BOD 472
Mapa 7.3.9 Subcuenca 3 – COD 473
Mapa 7.3.10 Subcuenca 3 – NH_4 474
Mapa 7.3.11 Subcuenca 3 – Pb 475
Análisis de la Subcuenca 4: Vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores
Mapa 7.4.1 Subcuenca 4 – Mapa de síntesis 478
Mapa 7.4.2 Subcuenca 4 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 484
Mapa 7.4.3 Subcuenca 4 – Usos de suelo 485
Mapa 7.4.4 Subcuenca 4 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 486
Mapa 7.4.5 Subcuenca 4 – Escorrentía superficial media anual 487
Mapa 7.4.6 Subcuenca 4 – Variación de escorrentía media anual 488
Mapa 7.4.7 Subcuenca 4 – TSS 489
Mapa 7.4.8 Subcuenca 4 – BOD 490
Mapa 7.4.9 Subcuenca 4 – COD 491
Mapa 7.4.10 Subcuenca 4 – NH_4 492
Mapa 7.4.11 Subcuenca 4 – Pb 493
Análisis de la Subcuenca 5: Corbones
Mapa 7.5.1 Subcuenca 5 – Mapa de síntesis 496
Mapa 7.5.2 Subcuenca 5 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 500
Mapa 7.5.3 Subcuenca 5 – Usos de suelo 501
Mapa 7.5.4 Subcuenca 5 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 502
Mapa 7.5.5 Subcuenca 5 – Escorrentía superficial media anual 503
Mapa 7.5.6 Subcuenca 5 – Variación de escorrentía media anual 504
Mapa 7.5.7 Subcuenca 5 – TSS 505
Mapa 7.5.8 Subcuenca 5 – BOD 506
Mapa 7.5.9 Subcuenca 5 – COD 507
Mapa 7.5.10 Subcuenca 5 – NH_4 508
Mapa 7.5.11 Subcuenca 5 – Pb 509
Análisis de la Subcuenca 6: Guadaíra
Mapa 7.6.1 Subcuenca 6 – Mapa de síntesis 512
Mapa 7.6.2 Subcuenca 6 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 517
Mapa 7.6.3 Subcuenca 6 – Usos de suelo 518
Mapa 7.6.4 Subcuenca 6 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 519
Mapa 7.6.5 Subcuenca 6 – Escorrentía superficial media anual 520
Mapa 7.6.6 Subcuenca 6 – Variación de escorrentía media anual 521
Mapa 7.6.7 Subcuenca 6 – TSS 522
Mapa 7.6.8 Subcuenca 6 – BOD 523
Mapa 7.6.9 Subcuenca 6 – COD 524
Mapa 7.6.10 Subcuenca 6 – NH_4 525
Mapa 7.6.11 Subcuenca 6 – Pb 526
Análisis de la Subcuenca 7: Guadalquivir sur
Mapa 7.7.1 Subcuenca 7 – Mapa de síntesis 528
Mapa 7.7.2 Subcuenca 7 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 533
Mapa 7.7.3 Subcuenca 7 – Usos de suelo 534
Mapa 7.7.4 Subcuenca 7 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 535
Mapa 7.7.5 Subcuenca 7 – Escorrentía superficial media anual 536
Mapa 7.7.6 Subcuenca 7 – Variación de escorrentía media anual 537
Mapa 7.7.7 Subcuenca 7 – TSS 538
Mapa 7.7.8 Subcuenca 7 – BOD 539
Mapa 7.7.9 Subcuenca 7 – COD 540
Mapa 7.7.10 Subcuenca 7 – NH_4 541
Mapa 7.7.11 Subcuenca 7 – Pb 542
Análisis de la Subcuenca 8: Salado de Morón
Mapa 7.8.1 Subcuenca 8 – Mapa de síntesis 544
Mapa 7.8.2 Subcuenca 8 – Litología, edafología y grupo hidrológico de suelo 548
Mapa 7.8.3 Subcuenca 8 – Usos de suelo 549
Mapa 7.8.4 Subcuenca 8 – Porcentaje de impermeabilización del suelo 550
Mapa 7.8.5 Subcuenca 8 – Escorrentía superficial media anual 551
Mapa 7.8.6 Subcuenca 8 – Variación de escorrentía media anual 552
Mapa 7.8.7 Subcuenca 8 – TSS 553
Mapa 7.8.8 Subcuenca 8 – BOD 554
Mapa 7.8.9 Subcuenca 8 – COD 555

Mapa 7.8.10 Subcuenca 8 – NH_4 556
Mapa 7.8.11 Subcuenca 8 – Pb 557

ÍNDICE DE FIGURAS

CAPÍTULO 2. APROXIMACIÓN AL ESTUDIO DEL MEDIO AMBIENTE URBANO Y METROPOLITANO
Figura 2.1 Ciudades de más de 10 millones de habitantes en el año 2000 24
Figura 2.2 Modelo C-S-R para hábitats urbanos 32
Figura 2.3 Clasificación del espacio libre en función de la intensidad de uso y la sensibilidad ecológica 38

CAPÍTULO 3. LA MATRIZ TERRITORIAL METROPOLITANA COMO FUENTE DE SERVICIOS ECOLÓGICOS
Figura 3.1 Servicios ecológicos vinculados a los ecosistemas agrícolas 55
Figura 3.2 La relación entre estructura, función y valor como eje de los servicios ecológicos en el paisaje 58
Figura 3.3 Componentes del ciclo urbano del agua en función del grado de impermeabilización 61
Figura 3.4 Clasificación de las especies por su acumulación de materia sedimentable total (MST) 69
Figura 3.5 Isla de calor urbano 71
Figura 3.6 Número de aves (individuos) por ha en función del uso de suelo 78
Figura 3.7 Número de especies de aves por ha en función del uso de suelo 78

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y LA FUNCIONALIDAD ECOLÓGICA DEL PAISAJE DEL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA
Figura 5.1 Delimitación de unidades paisajísticas 124
Figura 5.2 Unidades de paisaje del área metropolitana de Sevilla 124
Figura 5.3 Vista de la Sierra Norte de Sevilla 143
Figura 5.4 Vista de la Sierra Norte de Sevilla 144
Figura 5.5 Urbanizaciones residenciales en el Aljarafe 173
Figura 5.6 Vista del Valle del Guadiamar, con la cornisa occidental del Aljarafe al fondo 174
Figura 5.7 Vista del Campo de Gerena con el núcleo urbano de Gerena al fondo 175
Figura 5.8 Vista de un lucio en el Parque Nacional de Doñana 206
Figura 5.9 Campos de cultivo al sur del Aljarafe 207
Figura 5.10 Panorámica de la vega del Guadalquivir 233
Figura 5.11 Vista de la ciudad central desde el suroeste 235
Figura 5.12 Mosaico de usos en las proximidades de la cornisa de los Alcores 264
Figura 5.13 El río Guadíra a su paso por Alcalá de Guadaíra 265
Figura 5.14 Panorámica de la Campiña de Carmona 291
Figura 5.15 Vista del embalse de Torre del Águila y su entorno 317

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE LA FUNCIONALIDAD AMBIENTAL DEL ESPACIO LIBRE URBANO Y PERIURBANO
Figura 6.1 Vista del centro urbano de Sevilla y el río Guadalquivir 360
Figura 6.2 Vista de la ciudad central desde la cornisa del Aljarafe 361

CAPÍTULO 7. ANÁLISIS DE PROCESOS HIDROLÓGICOS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA
Figura 7.1 Red hidrológica del área metropolitana de Sevilla 413
Figura 7.2 Subcuencas delimitadas para el análisis hidrológico 413
Figura 7.3 Esquema metodológico para el análisis del impacto hidrológico, basado en el modelo LTHIA-NPS 421
Figura 7.4 El cauce del Guadiamar en las proximidades de Aznalcollar 424
Figura 7.5 Entorno del cauce del Rivera de Huelva en las estribaciones de la Sierra Norte 441
Figura 7.6 Degradación del cauce del arroyo Riopudio 459
Figura 7.7 Vista del Guadalquivir al sur de la ciudad central 477
Figura 7.8 El río Corbones a su paso por la Campiña de Carmona 495
Figura 7.9 Entorno del Guadaíra a su paso por Alcalá de Guadaíra 511
Figura 7.10 Vista de la Isla de los Olivillos, en el entorno de la confluencia de los ríos Guadalquivir y Guadaíra 527
Figura 7.11 Vista del arroyo Salado y su entorno 543

ÍNDICE DE TABLAS

CAPÍTULO 2. APROXIMACIÓN AL ESTUDIO DEL MEDIO AMBIENTE URBANO Y METROPOLITANO

Tabla 2.1 Evolución de la población urbana global 22
Tabla 2.2 Evolución de la población urbana (%) por regiones 22
Tabla 2.3 Evolución de las aglomeraciones urbanas de más de 10 millones de habitantes 23
Tabla 2.4 Tipología de espacios libres y verdes en un término municipal (Asociación Española de Parques y Jardines Públicos, 1995) 35
Tabla 2.5 Funciones de los espacios libres y zonas verdes (CMA, Junta de Andalucía, 2007) 38

CAPÍTULO 3. LA MATRIZ TERRITORIAL METROPOLITANA COMO FUENTE DE SERVICIOS ECOLÓGICOS

Tabla 3.1 Ejemplos de clasificación de servicios ecológicos 52
Tabla 3.2 Servicios ecológicos urbanos 54
Tabla 3.3 Atributos de la flora vascular urbana en diversas zonas del antiguo Berlín Occidental 78
Tabla 3.4. Incentivos para el fomento de servicios ecológicos 84

CAPÍTULO 4. EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA: APROXIMACIÓN GENERAL AL ÁMBITO DE ESTUDIO

Tabla 4.1 Población por ámbitos en el área metropolitana de Sevilla (nº de habitantes) 94
Tabla 4.2 Población por ámbitos en el área metropolitana de Sevilla (porcentaje del total y crecimiento relativo) 94
Tabla 4.3 Población del área metropolitana de Sevilla entre 1960 y 2009 (por municipios) 95
Tabla 4.4 Usos y coberturas de suelo (clasificación agregada) 101
Tabla 4.5 Usos y coberturas de suelo (clasificación desagregada) 101

CAPÍTULO 5. ANÁLISIS DE LA ESTRUCTURA Y LA FUNCIONALIDAD ECOLÓGICA DEL PAISAJE DEL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA

Tabla 5.1 Relación entre algunos procesos ecológicos y métricas de paisaje 114
Tabla 5.2 Componentes estructurales del paisaje de carácter universal, a nivel de paisaje 119
Tabla 5.3 Componentes estructurales del paisaje de carácter universal, a nivel de clase 120
Tabla 5.4 Revisión de casos: análisis de la estructura del paisaje 126
Tabla 5.5 Reclasificación a partir del mapa de usos y coberturas vegetales 132
Tabla 5.6 Clasificación de usos y coberturas para el análisis paisajístico 136
Tabla 5.7 Métricas de paisaje seleccionadas para el análisis (a nivel de clase) 137
Tabla 5.8 Métricas de paisaje seleccionadas para el análisis (a nivel de paisaje) 137
Tabla 5.9 Definición de las métricas a nivel de clase 138
Tabla 5.10 Definición de las métricas a nivel de paisaje 141

Análisis de la Unidad 1: la Sierra Norte de Sevilla

Tabla 5.1.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 151
Tabla 5.1.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 151
Tabla 5.1.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 152
Tabla 5.1.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 153
Tabla 5.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 154
Tabla 5.1.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 155
Tabla 5.1.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 156
Tabla 5.1.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 157
Tabla 5.1.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 157
Tabla 5.1.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 158
Tabla 5.1.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 159
Tabla 5.1.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 160
Tabla 5.1.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 160
Tabla 5.1.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 160
Tabla 5.1.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 161
Tabla 5.1.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 162
Tabla 5.1.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 163

Análisis de la Unidad 2: Aljarafe, campiña norte y cuenca del Guadiamar

Tabla 5.2.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 183
Tabla 5.2.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 183
Tabla 5.2.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 184
Tabla 5.2.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 185

Tabla 5.2.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 186
Tabla 5.2.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 187
Tabla 5.2.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 188
Tabla 5.2.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 189
Tabla 5.2.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 189
Tabla 5.2.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 190
Tabla 5.2.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 191
Tabla 5.2.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 192
Tabla 5.2.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 192
Tabla 5.2.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 192
Tabla 5.2.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 193
Tabla 5.2.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 194
Tabla 5.2.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 195
Análisis de la Unidad 3: la marisma y su entorno
Tabla 5.3.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 212
Tabla 5.3.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 212
Tabla 5.3.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 213
Tabla 5.3.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 214
Tabla 5.3.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 215
Tabla 5.3.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 216
Tabla 5.3.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 216
Tabla 5.3.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 217
Tabla 5.3.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 217
Tabla 5.3.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 218
Tabla 5.3.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 219
Tabla 5.3.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 220
Tabla 5.3.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 220
Tabla 5.3.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 220
Tabla 5.3.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 221
Tabla 5.3.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 222
Tabla 5.3.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 223
Análisis de la Unidad 4: vega y terrazas del Guadalquivir
Tabla 5.4.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 241
Tabla 5.4.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 241
Tabla 5.4.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 242
Tabla 5.4.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 243
Tabla 5.4.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 244
Tabla 5.4.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 245
Tabla 5.4.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 245
Tabla 5.4.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 246
Tabla 5.4.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 247
Tabla 5.4.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 248
Tabla 5.4.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 249
Tabla 5.4.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 250
Tabla 5.4.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 250
Tabla 5.4.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 250
Tabla 5.4.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 251
Tabla 5.4.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 252
Tabla 5.4.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 253
Análisis de la Unidad 5: los Alcores
Tabla 5.5.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 271
Tabla 5.5.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 271
Tabla 5.5.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 272
Tabla 5.5.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 273

Tabla 5.5.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 274
Tabla 5.5.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 275
Tabla 5.5.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 275
Tabla 5.5.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 276
Tabla 5.5.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 277
Tabla 5.5.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 277
Tabla 5.5.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 278
Tabla 5.5.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 279
Tabla 5.5.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 279
Tabla 5.5.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 279
Tabla 5.5.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 280
Tabla 5.5.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 281
Tabla 5.5.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 282

Análisis de la Unidad 6: campiña oriental

Tabla 5.6.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 297
Tabla 5.6.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 297
Tabla 5.6.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 298
Tabla 5.6.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 299
Tabla 5.6.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 300
Tabla 5.6.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 301
Tabla 5.6.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 301
Tabla 5.6.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 302
Tabla 5.6.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 302
Tabla 5.6.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 303
Tabla 5.6.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 304
Tabla 5.6.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 305
Tabla 5.6.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 305
Tabla 5.6.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 305
Tabla 5.6.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 306
Tabla 5.6.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 307
Tabla 5.6.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 308

Análisis de la Unidad 7: campiña sureste y estribaciones de la Sierra Sur

Tabla 5.7.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 323
Tabla 5.7.2 Métricas a nivel de de PAISAJE. Clasificación NIVEL 323
Tabla 5.7.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 324
Tabla 5.7.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 325
Tabla 5.7.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 326
Tabla 5.7.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 327
Tabla 5.7.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 328
Tabla 5.7.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 328
Tabla 5.7.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 329
Tabla 5.7.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 330
Tabla 5.7.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 330
Tabla 5.7.12 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 331
Tabla 5.7.13 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 331
Tabla 5.7.14 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 1 331
Tabla 5.7.15 Matriz de cambios de uso 1956-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 332
Tabla 5.7.16 Matriz de cambios de uso 1956-1999 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 333
Tabla 5.7.17 Matriz de cambios de uso 1999-2003 (unidad: ha). Clasificación NIVEL 2 334

CAPÍTULO 6. ANÁLISIS DE LA FUNCIONALIDAD AMBIENTAL DEL ESPACIO LIBRE URBANO Y PERIURBANO

Tabla 6.1 Valores de superficie asociados a los ámbitos de estudio delimitados 351
Tabla 6.2 Valores promedio de IAF para diferentes biomas a escala global 353
Tabla 6.3 Valores promedio de IAF para hábitats europeos a partir de la clasificación EUNIS 354

Tabla 6.4 Valor de IAF y porcentaje de cobertura arbórea correspondientes a las clases de uso y coberturas 357
Tabla 6.5 Porcentaje de superficie asociado a los diferentes valores de IAF 367
Tabla 6.6 Valor promedio de IAF para el conjunto del ámbito de estudio 367
Tabla 6.7 Porcentaje de superficie asociado a los diferentes valores de cobertura arbórea 369
Tabla 6.8 Porcentaje total de cobertura arbórea y tasa de captación de C atmosférico 369
Resultados del análisis de la estructura del paisaje
Tabla 6.1.1 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 361
Tabla 6.1.2 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 371
Tabla 6.1.3 Métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2 372
Tabla 6.1.4 Métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 373
Tabla 6.1.5 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 1 374
Tabla 6.1.6 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 1 375
Tabla 6.1.7 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS ARTIFICIALES 376
Tabla 6.1.8 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: AGUA-HUMEDAL. 377
Tabla 6.1.9 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS AGRÍCOLAS 378
Tabla 6.1.10 Interpretación de métricas a nivel de CLASE. Clasificación NIVEL 2: USOS NATURALES 379
Tabla 6.1.11 Interpretación de métricas a nivel de PAISAJE. Clasificación NIVEL 2 379

CAPÍTULO 7. ANÁLISIS DE PROCESOS HIDROLÓGICOS EN EL ÁREA METROPOLITANA DE SEVILLA
Tabla 7.1 Porcentaje de impermeabilización en función del tipo de uso de suelo (USDA-NRCS) 402
Tabla 7.2 Grado de impermeabilización en función del uso del suelo (proyecto URGE) 402
Tabla 7.3 Grupos Hidrológicos de Suelo 405
Tabla 7.4 Tasa de acumulación de diversos contaminantes para usos de suelo urbanos 407
Tabla 7.5 EMC para diferentes usos de suelo 409
Tabla 7.6 Usos de suelo y número de curva 418
Tabla 7.7 Porcentaje de impermeabilización asociado a diferentes tipos de uso de suelo 419
Tabla 7.8 Características de las series de datos de precipitación empleadas para el análisis 419
Tabla 7.9 Valores de EMC correspondientes a los usos urbanos 420
Análisis de la Subcuenca 1: Guadiamar
Tabla 7.1.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 427
Tabla 7.1.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 428
Tabla 7.1.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 429
Análisis de la Subcuenca 2: Rivera de Huelva
Tabla 7.2.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 444
Tabla 7.2.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 445
Tabla 7.2.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 446
Análisis de la Subcuenca 3: Aljarafe
Tabla 7.3.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 462
Tabla 7.3.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 463
Tabla 7.3.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 464
Análisis de la Subcuenca 4: Vega del Guadalquivir, terrazas y Alcores
Tabla 7.4.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 480
Tabla 7.4.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 481
Tabla 7.4.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 482
Análisis de la Subcuenca 5: Corbones
Tabla 7.5.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 497
Tabla 7.5.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 498
Tabla 7.5.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 499
Análisis de la Subcuenca 6: Guadaíra
Tabla 7.6.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 513
Tabla 7.6.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 514
Tabla 7.6.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 515
Análisis de la Subcuenca 7: Guadalquivir sur

Tabla 7.7.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 529
Tabla 7.7.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 530
Tabla 7.7.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 531
Análisis de la Subcuenca 8: Salado de Morón
Tabla 7.8.1 Asignación del grupo hidrológico de suelo 545
Tabla 7.8.2 Evolución de los usos de suelo y coberturas naturales en la subcuenca 546
Tabla 7.8.3 Resultados del análisis hidrológico y de contaminación difusa para el conjunto de la subcuenca 547

Bibliografía

ACOSTA, G.; BURRACO, M. *Glosario básico de la ordenación urbanística y territorial.* Sevilla: Consejería de Gobernación y Justicia, Junta de Andalucía, 1998.

AKBARI, H.; ROSENFELD, A.; TAHA, H. "Recent developments in heat island studies: technical and policy". En: GARBESI, K.; et al. (eds.) *Controlling summer heat island*. Berkeley: Lawrence Berkeley Laboratory, 1990.

AKBARI, H.; et al. "The impact of summer urban heat islands on cooling energy consumption and CO_2 emissions". En: *Proceedings of the 1988 ACEEE summer study on energy efficency in buildings*. Washington: American Council for an Energy Efficient Economy, 1988.

ALBERTI, M.; BETTINI, V. "Sistemas urbanos e indicadores de sostenibilidad". En: BETTINI, V. (ed.) Elementos de ecología urbana. Madrid: Ed. Trotta, 1998, p. 183-214.

ALCOFORADO, M. J.; ANDRADE, H. "Global warming and the urban heat island". En: MARZLUFF, J.M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 249-262.

ANTLE, J. M.; CAPALBO, S. M. "Agriculture as a managed ecosystem: policy implications". *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 2002, vol. 27, nº 1, pp. 1-15.

ARNOLD Jr., L. C.; GIBBONS, C. J. "Impervious surface coverage: The emergence of a key environmental indicator". *Journal of the American Planning Association*, 1996, vol. 6, pp. 243-259.

ARNOT, C.; et al. "Landscape metrics with ecotones: pattern under uncertainty". *Landscape Ecology*, 2004, vol. 19, pp. 181–195.

AUNAP, R.; et al. "Spatial correlograms and landscape metrics as indicators of land use changes". *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 2006, vol. 89, pp. 305-315.

BADHURI, B.; et al. "Assessing Watershed-Scale, Long-Term Hydrologic Impacts of Land-Use Change Using a GIS-NPS Model". *Environmental Management*, 2000, vol. 26, pp. 643-658.

BAILEY, D.; et al. "Thematic resolution matters: Indicators of landscape pattern for European agro-ecosystems". *Ecological Indicators* 2007, vol. 7, pp. 692-709.

BAIRD, C.; M. JENNINGS. *Characterization of Nonpoint Sources and Loadings to the Corpus Christi Bay National Estuary Program Study Area*. Texas Natural Resource Conservation Commission, 1996.

BALRAM, S.; DRAGICEVIC, S. "Attitudes towards urban green spaces: integrating questionnaire survey and collaborative GIS techniques to improve attitude measurements". *Landscape and Urban Planning*, 2005, vol. 71, pp. 147-162.

BALVANERA, P.; et al. "Conserving biodiversity and ecosystem services". *Science*, 2001, vol. 291, p. 2047.

BASKENT, E. Z.; KADIOGULLARI, A. I. "Spatial and temporal dynamics of land use pattern in Turkey: A case study in Inegöl". *Landscape and Urban Planning*, 2007, vol. 81, pp. 316-327.

BELL, M. L.; DAVIS, L. D.; FLETCHER, T. "A retrospective assessment of mortality from the London smog episode of 1952: the role of influenza and pollution". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 263-268. Publicado originalmente en: *Environmental Health Perspectives*, 2004, vol. 112, nº 1, pp. 6-8.

BENDOR T. K.; DOYLE M. W. "Planning for ecosystem service markets" *Journal of the American Planning Association*, 2010, vol. 76, nº1, pp. 59-72.

BENGOCHEA, A. "A hedonic valuation of urban green areas". *Landscape and Urban Planning*, 2003, vol. 66, pp. 35-41.

BENNET, A. F. *Linkages in the Landscape. The Role of the Corridor and Connectivity in Wildlife Conservation*. Gland y Cambridge: UICN, 2003.

BETTINI, V. "La ciudad, un mosaico de hábitats". En: BETTINI, V. (ed.) *Elementos de ecología urbana.* Madrid: Ed. Trotta, 1998a, p. 131-156.

BETTINI, V. "El balance de la ciudad". En: BETTINI, V. (ed.) *Elementos de ecología urbana.* Madrid: Ed. Trotta, 1998b, p. 77-108.

BETTINI, V. "Lo que no es ecología urbana". En: BETTINI, V. (ed.) *Elementos de ecología urbana.* Madrid: Ed. Trotta, 1998c, p. 55-76.

BIRDSEY, R. A. "Methods to estimate forest carbon storage". En: SAMPSON, R. N.; HAIR D. (eds.) *Forests and Global Change*, vol. 1, pp. 255–261. Washington, DC: An American Forests Publication, 1992.

BJORKLUND, J.; LIMBURG, K. E.; RYDBERG, T. "Impact of production intensity on the ability of the agricultural landscape to generate ecosystem services: an example from Sweden". *Ecological Economics*, 1999, nº 29, pp. 269-291.

BLAIR, R. B. "Land use and avian species diversity along an urban gradient". *Ecological Applications*, 1996, vol. 6, nº 2, pp. 506-519.

BLAIR, R.B. "Creating a homogeneous avifauna". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 405-424. Publicado originalmente en: MARZLUFF, J. M.; BOWMAN, R.; DONELLY, R. (eds.) *Avian ecology and conservation in an urbanizing world*. Kluwer Academic Publishers, 2001, pp. 459-486.

BOLUND, P.; HUNHAMMAR, S. "Ecosystem services in urban areas". *Ecological Economics,* 1999, 29: 293-301.

BOTEQUILHA LEITÃO, A.; AHERN, J. "Applying landscape ecological concepts and metrics in sustainable landscape planning". *Landscape and Urban Planning*, 2002, vol. 59, pp. 65-93.

BOYD, J.; BANZHAF, S. "What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units". *Ecological Economics*, vol. 63, pp. 616-626.

BREUSTE, J. H. "Decision making, planning and design for the conservation of indigenous vegetation within urban environment". *Landscape and Urban Planning*, 2004, vol. 68, pp. 439-452.

BROWN, D. G.; DUH, J.-D.; DRZYZGA, S. A. "Estimating error in an analysis of forest fragmentation change using North American Landscape Characterization (NALC) data". *Remote Sensing of the Environment*, 2000, vol. 71, pp. 106–117.

BUREL, F.; BAUDRY, J. *Ecología del paisaje.* Madrid: Ed. Mundi-Prensa, 2002.

CAETANO, M.; NAVARRO, A. "Evaluation of the dynamic of urban morphological zones using remotely sensed data". *International Archive of Photogrammetry and Remote Sensing*, 1998, vol. 32, pt. 7, pp. 691-697.

CALVO, M.; SANCHO, F. *Estimación de la huella ecológica en Andalucía y aplicación a la aglomeración urbana de Sevilla.* Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 2001.

CAMARASA, A. M.; LÓPEZ-GARCÍA, M. J.; PASCUAL, J. A. "Análisis mediante SIG de los parámetros de producción de escorrentía". En: CAMACHO OLMEDO, M. T.; CAÑETE PÉREZ, J. A.; LARA VALLE, J. J. (eds.) *El acceso a la información espacial y las nuevas tecnologías geográficas : Actas del XII Congreso Nacional*. Granada: Editorial Universidad de Granada, 2006, pp. 49-63.

CASTRO NOGUEIRA, H. *Integración territorial de espacios naturales protegidos y conectividad ecológica en paisajes mediterráneos.* Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2002.

CATHCART, J. F.; et al. "Carbon storage and Oregon's land-use planning program". *Journal of Forestry*, 2007, vol. 105, nº 4, pp. 167-172.

CAVAILHÈS, J.; et al. "The Periurban City: Why to LiveBetween the Suburbs and the Countryside", *Regional Science and Urban Economics*, 2004, vol. 34, nº 6, pp. 681–703.

CELESTI GRAPOW, L.; BLASI, C. "A comparison of the urban flora of different phytoclimatic regions in Italy". *Global Ecology and Biogeography Letters*, 1998, vol. 7, pp. 367-378.

CERMAK J; et al. "Stand biometry and leaf area distribution in an old olive grove at Andria, southern Italy". *Annals of Forest Science*, 2007, vol. 64, pp.491-501.

CHIESURA, A. "The role of urban parks for the sustainable city". *Landscape and Urban Planning*, 2004, vol. 68, pp. 129-138.

COLDING, J.; LUNDBERG; J., FOLKE, C. "Incorporating green-area user groups in urban ecosystem management". *Ambio*, 2006, vol. 5, nº 5, pp. 237-244.

COMISIÓN EUROPEA. *Agriculture and the environment*. Bruselas: European Commission, Directorate General for Agriculture, 2003.

COMISIÓN EUROPEA. *Agri-environment measures. Overview on general principles, types of measures and application*. Bruselas: European Commission, Directorate General for Agriculture and Rural Development, 2005.

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL GUADALQUIVIR. *Esquema Provisional de Temas Importantes*. Documento de consulta pública, para el proceso de elaboración del Plan Hidrológico del Guadalquivir [en línea]. Sevilla: Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2008 [Consulta: 18 de abril de 2010]. Disponible en: <http://www.chguadalquivir.es/opencms/portalchg/planHidrologicoDemarcacion/participacionPublica/consultaPublica/>

CONFEDERACIÓN HIDROGRÁFICA DEL GUADALQUIVIR. *Fichas informativas de los embalses de la Cuenca del Guadalquivir: Agrio, Cala, el Gergal, Torre del Águila* [en línea]. Sevilla: Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 2008 [consulta: 18 de abril de 2010]. Disponible en: <http://www.chguadalquivir.es/opencms/portalchg/laDemarcacion/infraest ructurasHidraulicas/embalses/>

COROMINAS, J. "Experiencia sobre control de las extracciones para uso agrario en el acuífero de Almonte-Marismas". En: BALLESTER, A.; FERNÁNDEZ, J. A.; LÓPEZ, J. A. (eds.) *Medida y evaluación de las extracciones de agua subterránea*. Madrid: Instituto Geológico y Minero de España, 1999, p. 55-68.

CORRY, R. C. "Characterizing fine-scale patterns of alternative agricultural landscapes with landscape pattern indices". *Landscape Ecology*, 2004, vol. 20, pp. 591-608.

COSTANZA, R.; et al. "The value of the world's ecosystem services and natural capital". *Nature* 1997, vol. 387, nº 15, pp. 253–260.

CUSHMAN, S. A.; MCGARIGAL, K.; NEEL, M. C. "Parsimony in landscape metrics: Strenght, universality and consistency". *Ecological Indicators*, 2008, vol. 8, pp. 691-703.

DAILY, G. C., 1997. "What are ecosystem services?" En: DAILY, G. C. (ed.) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D. C.: Island Press, 1997, pp. 1-10.

DAILY, G. C.; et al. "Ecosystem services in decision making: time to deliver". *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2009, vol. 7, nº 1, pp. 21-28.

DE GROOT, R.; HEIN, L. "Concept and valuation of landscape functions at different scales". En: MANDER, Ü.; WIGGERING, H.; HELMING, K. (eds.) *Multifunctional land use. Meeting future demands for landscape goods and services*. Berlin: Springer, 2007, pp. 15-36.

DE GROOT, W. T.; VAN DEN BORN, R. J. G. "Visions of nature and landscape type preferences: an exploration in The Netherlandds". *Landscape and Urban Planning*, 2003, vol. 63, pp. 127-138.

DEFRIES, R.; ESHLEMAN, K. N. "Land-use change and hydrologic processes: a major focus for the future", *Hydrological processes*, 2004, nº 18, pp. 2183-2186.

DEL MORAL, L. *La obra hidráulica en la cuenca baja del Guadalquivir (siglos XVIII-XX). Gestión del agua y organización del territorio*. Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, colección KORA, 1991.

DESROCHERS, D. W.; KEAGY, J. C.; CRISTOL, D. A. "Created versus natural wetlands: Avian communities in Virginia salt marshes". *Ecoscience*, 2008, vol. 15, nº 1, pp. 36-43.

DEUTSCHEWITZ, K.; et al. "Native and alien plant species richness in relation to spatial heterogeneity on a regional scale in Germany". *Global Ecology & Biogeography*, 2003, vol. 12, pp. 299-311.

DOUGLAS, I. *The urban environment.* London: Edward Arnold, 1983.

DRAMSTAD, W. E.; OLSON, J. D.; FORMAN, R. T. T. *Principios de ecología del paisaje en arquitectura del paisaje y planificación territorial*. Madrid: Fundación Conde del Valle de Salazar, D.L., 2005.

DUHME, F.; PAULEIT, S. "Some examples of different landscape systems and their biodiversity potential". *Landscape and Urban Planning*. 1998, vol. 41, pp. 249-261.

DWIVEDI P.; RATHORE C. S.; DUBEY Y. "Ecological benefits of urban forestry: The case of Kerwa Forest Area (KFA), Bhopal, India" *Applied Geography*, 2009, vol. 29, nº 2, pp. 194-200.

EFE, R.; TAGIL, S. "Quantifying landscape pattern change and human impacts on southern lowlands of the Mt. Ida (NW Turkey)". *Journal of Applied Sciences* 2007, vol. 7, nº 9, pp. 1260-1270.

EGBERT, S. L.; et al. "Using conservation reserve program maps derived from satellite imagery to characterize landscape structure". *Computers and Electronics in Agriculture*, 2002, vol. 37, pp. 141-156.

EGOH, B.; et al. "Integrating ecosystem services into conservation assessments: A review". *Ecological Economics*, 2007, nº 63, 714-721.

ELLIS, J. B.; MITCHELL, G. "Urban diffuse pollution: key data information approaches for the Water Framework Directive". *Water and Environment Journal*, 2006, vol. 20, pp. 19–26.

ENDLICHER, W.; et al. "Heat waves, urban climate and human health". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 269-277. Publicado originalmente en: *China Meteorological Press*, 2006.

ENGEL, B. *LTHIA-NPS Long-Term Hydrologic Impact Assessment and Non Point Source Pollutant Model User's Manual* [en línea]. West Lafayette: Purdue University, 2003 [consultado: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.ecn.purdue.edu/runoff>

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Landscape Monitoring and Assessment Research Plan.* US EPA 620/R-94/009. Las Vegas: Environmental Monitoring Systems Laboratory, Office of Research and Development, 1994.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *The Quality of our Nation's Water: 1992*. #EPA-841-S-94-002. Washington D.C.: United States Environmental Protection Agency, Office of Water, 1994.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Mid-Atlantic Landscape Indicators Project Plan. Environmental Monitoring and Assessment Program (EMAP)*. US EPA 620/R-95/003. USA National Exposure Research Laboratory, Office of Research and Development, Research Triangle Park, 1995.

ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *PLOAD Version 3.0. An ArcView GIS Tool to Calculate Nonpoint Sources of Pollution in Watershed and Stormwater Projects. User's Manual* [en línea]. U. S. Environmental Protection Agency, 2001 [consultado: 7 mayo 2010]. Disponible en: www.epa.gov/waterscience/BASINS/b3docs/PLOAD_v3.pdf

ERNSTSON, H.; SÖRLIN, S.; ELMQVIST, T. "Social movements and ecosystem services - The role of social network structure in protecting and managing urban green areas in Stockholm". *Ecology and Society* [en línea], 2008, vol. 13, nº 2 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss2/art39/>

ESPAÑOL, I. *Manual de ecología del paisaje aplicada a la planificación urbana y de infraestructuras*. Madrid: Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, 2006.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). *Towards an urban atlas. Assessment of spatial data on 25 European cities and urban areas.* Environmental issue report No 30. Bruselas: Comisión Europea, Joint Research Centre, 2002.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). *Urban Morphological Zones 2000 version F1v0. Definition and procedural steps*. Barcelona: European Topic Centre Terrestrial Environment, 2007.

EZZATI, M.; et al. "Selected Major risk factors and global and regional burden of disease". *Lancet*, vol. 360., pp. 1347-1360.

FAGGI, A. M.; et al. "Biodiversity in the Argentinian Rolling Pampa ecoregion: changes caused by agriculture and urbanization". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 377-390. Publicado originalmente en: *Erdkunde*, vol. 60, pp. 127-138.

FAULKNER, S. "Urbanization impacts on the structure and function of forested wetlands". *Urban Ecosystems*, 2004, vol. 7, pp. 89-106.

FAUTH P. T.; GUSTAFSON E. J.; RABENOLD K. N. "Using landscape metrics to model source habitat for Neotropical Migrants in the midwestern US". *Landscape Ecology*, 2000, vol. 15, pp. 621–631.

FEDERER, C. A. "Effect of trees in moderating urban microclimate". En: *Trees and Forests in an Urbanizing Environment Symposium*. Amherst: Co-operative Extension Service, Universidad de Massachusetts, 1970.

FERIA, J. M. (dtor.) *Área metropolitana de Sevilla. Análisis del medio físico*. Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 1998.

FERIA, J. M. (coord.) *La ciudad de Sevilla y su dimensión metropolitana.* Documento de trabajo para el PGOU de Sevilla, inédito. Sevilla: Ayuntamiento de Sevilla, 2000.

FERIA, J. M.; SANTIAGO, J. "Funciones ecológicas del espacio libre y planificación territorial en ámbitos metropolitanos: perspectivas teóricas y experiencias recientes en el contexto español". *Scripta Nova* [en línea], 2009, vol. 13, nº 299 [consulta: 7 mayo, 2010]. Disponible en: <http://www.ub.es/geocrit/sn/sn-299.htm>

FERNANDES, J. P. "Landscape ecology and conservation management-evaluation of alternatives in a highway EIA process". *Environmental Impact Assessment Review*, 2000, vol. 20, nº 6, pp. 665-680.

FERRER, J. *Recomendaciones para el cálculo hidrometeorológico de avenidas*. Madrid: CEDEX, Ministerio de Fomento, 1993.

FERRER, M.; BLANCO, J.; RAMÍREZ, J. "Propuesta metodológica para la adaptación del parámetro del número de curva a las nuevas fuentes de datos". En: *III Congreso de Ingeniería Civil, Territorio y Medio Ambiente "Agua, Biodiversidad e Ingeniería"*. Zaragoza: Colegio de Ingenieros de Camino, Canales y Puertos, 2006.

FERRER, M.; RODRÍGUEZ J.; ESTRELA, T. "Generación automática del número de curva con sistemas de información geográfica". *Ingeniería del Agua*, 1995, vol. 2, nº 4, pp. 43-58.

FOLCH, R. (ed.) *El territorio como sistema.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003.

FOLCH, R. "Los conceptos socioecológicos de partida". En: FOLCH, R. (ed.) *El territorio como sistema.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003a, p. 19-42.

FOLCH, R. "La aproximación sostenibilista. Evolución de la mirada y del proyecto sobre el territorio". En: FOLCH, R. (ed.). *El territorio como sistema. Conceptos y herramientas de ordenación*. Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003b, p. 91-99.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS (FAO). *Terrestrial Essential Climate Variables for Climate Change Assessment, Mitigation and Adaptation*. Global Terrestrial Observing System GTOS 52 - Biennial Report Supplement. Roma: FAO, 2008.

FORMAN, R. T. T. *Land Mosaic: The ecology of landscapes and regions*. Nueva York: Cambridge University Press, 1995.

FORMAN, R. T. T. *Mosaico territorial para la región metropolitana de Barcelona*. Barcelona: Ed. Gustavo Gili**,** 2004.

FORMAN, R. T. T. *Urban Regions. Ecology and Planning Beyond the City*. Nueva York: Cambridge University Press, 2008.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape Ecology*. Nueva York: John Wiley & Sons, 1986.

FORTÍN, M. J. "Spatial Statistics in landscape ecology". En: KLOPATEC, J.; GARDNER, R. (eds.). *Landscape Ecological Analysis: Issues and Applications*. Nueva York: Springer, 1999, pp. 253-279.

FROHN R. C. *Remote Sensing for Landscape Ecology: New Metric Indicators for Monitoring, Modeling and Assessment of Ecosystems*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers, 1998.

GEOGHEGAN, J. "The value of open spaces in residential land use". *Land Use Policy*, 2002, vol. 19, pp. 91-98.

GEOGHEGAN, J.; WAINGER, L. A.; BOCKSTAEL, N. E. "Spatial landscape indices in a hedonic framework: an ecological economics analysis using GIS". *Ecological Economics*, 1997, vol. 23, pp. 251-264.

GILBERT, O. L. *The ecology of urban habitats*. Londres: Chapman and Hall, 1989.

GNECCO, I.; et al. "Storm water pollution in the urban environment of Genoa, Italy". *Atmospheric Research*, 2005, vol. 77, pp. 60–73.

GOBER, P.; BURNS, E. K. "The Size and Shape of Phoenix's Urban Fringe". *Journal of Planning Education and Research*, 2002, vol. 21, nº 4, pp. 379–390.

GODEFROID, S.; KOEDAM N. "Distribution pattern of the flora in a peri-urban forest: an effect of the city–forest ecotone". *Landscape and Urban Planning*, 2003a, vol. 65, pp. 169-185.

GODEFROID, S.; KOEDAM N. "How important are large vs. small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context?". *Global Ecology & Biogeography*, 2003b, vol. 12, pp. 287-298.

GÓMEZ, J. A.; GIRALDEZ, J. V.; FERERES, E. "Rainfall interception by Olive trees in relation to leaf area". *Applied Water Management*, 2001, vol. 49, pp. 65-76.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. *Ecología y paisaje*. Madrid: Ediciones Blume, 1981.

GONZÁLEZ HIDALGO, J. C. "Los procesos de erosión del suelo: hechos, mitos y paradojas". *Geographicalia*, 1998, vol. 36, pp. 47-65.

GRANDE, R. "El estuario del Guadalquivir y su problemática agraria". *Revista de Estudios Agrosociales*, 1977, nº 101, pp. 27-42.

GRAU, H. R.; et al. "A peri-urban neotropical forest transition and its consequences for environmental services". *Ecology and Society* [en línea] 2008, vol. 13, nº 1 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol13/iss1/art35>

GREENCLUSTER. Clustering five ongoing research projects on green space in urban areas. Review Report 2: Tools [en línea]. Greencluster, 2004 [consulta: septiembre 2007] Disponible en: <http://www.greencluster.org>

GRIME, J. P. *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester: Wiley, 1979.

GÜNLÜ, A.; et al. "Spatiotemporal changes of landscape pattern ion response to deforestation in Northeastern Turkey: a case study in Rize". *Environmental Monitoring Assessment*, 2009, vol. 148, pp. 127-137.

GUSTAFSON, E. J. "Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art?". *Ecosystems*, 1998, vol. 1 nº 2, pp. 143–156.

HASSAN, R.; SCHOLES, R.; ASH, N. (eds.) *Ecosystems and human well-being: Current state and trends: Findings of the Condition and Trends Working Group*. Washington D.C.: Island Press, 2005.

HEROLD, M.; GOLDSTEIN, N. C.; CLARKE, K. C. "The spatiotemporal form of urban growth: measurement, analysis and modeling". *Remote Sensing of the Environment*, 2002, vol. 86, pp. 286–302.

HERZOG, F. "Agri-environment schemes as landscape experiments". *Agriculture, Ecosystems and Environment* 2005, vol. 108, pp. 175-177.

HERZOG, F.; et al., "Landscape metrics for assessment of landscape destruction and rehabilitation". *Environmental Management*, 2001, 27, pp. 91–107.

HOUGH, M. *Naturaleza y ciudad. Planificación urbana y procesos ecológicos.* Barcelona: Editorial Gustavo Gili, 1998.

HUANG, J.; et al. "The potential of vegetation in reducing summer cooling loads in residential buildings". *Journal of Climate and Applied Meteorology*, 1987, vol. 26, pp. 1103-1106.

HUBER, W. C.; DICKINSON, R. E. *Storm Water Management Model, Version 4, User's Manual*. Report EPA/600/3-88-001a. Athens: US Environmental Protection Agency, 1988.

JAEGER, J. A. G. "Landscape division, splitting index, and effective mesh size: new measures of landscape fragmentation". *Landscape Ecology*, 2000, vol. 15, pp. 115–130.

JAMES, P.; et al. "Towards an integrated understanding of green space in the European built environment". *Urban Forestry & Urban Greening,* vol. 8, nº 2, 2009, pp. 65-75.

JARDEL, E. J. "Medio Ambiente, sustentabilidad y ecosistemas urbanos". Ponencia presentada en el Primer Encuentro Nacional Gobierno-Sociedad por el Hábitat. Secretaría de Desarrollo Social. Puerto Jayarta, Jalisco, México, 2001.

JIM, C. Y.; CHEN, W. Y. "Assessing the ecosystem service of air pollutant removal by urban trees in Guangzhou (China)" *Journal of Environmental Management*, 2008, vol. 88, nº 4, pp. 665-676.

JIM C. Y.; CHEN W. Y. "Ecosystem services and valuation of urban forests in China". *Cities*, 2009, vol. 26, nº 4, pp. 187-194.

JO, H. "Impacts of urban greenspace on offsetting carbon emissions for middle Korea". *Journal of Environmental Management*, 2002, vol. 64, pp. 115-126.

JO, H. K.; MCPHERSON, E. G. "Carbon storage and flux in urban residential greenspace". *Journal of Environmental Management,* 1995, vol. 45, pp.109–133.

JOHNSON L. F.; et al. "Mapping vineyard leaf area with multispectral satellite imagery". *Computers and Electronics in Agriculture*, 2003, vol. 38, nº 1, pp. 33-44.

JORGENSEN, A.; ANTHOPOULOU, A. "Enjoyment and fear in urban woodlands - Does age make a difference?". *Urban Forestry and Urban Greening*, 2007, vol. 6, nº 4, pp. 267-278.

JRC/SAI. *Landscape indicators for nature protection*. ITT RGC 13/99: SSSA Strategy & Systems for Space Applications Unit. Ispra: Space Applications Institute, Joint Research Centre, European Comission, 1999.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Catálogo de Suelos de Andalucía.* Sevilla: Agencia de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1984.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Plan Especial de Protección del Medio Físico de la Provincia de Sevilla*. Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 1988.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *El Medio Ambiente Urbano en Andalucía.* Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1997.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Informe sobre los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía y la metodología y técnicas de toma de muestra y análisis para su investigación*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1999.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Plan de Ordenación de los Recursos Naturales del Complejo Endorreico de Utrera*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2000.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Atlas de Andalucía Interactivo* [CD-ROM]. Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 2001.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Ciencia y Restauración del Río Guadiamar, PICOVER 1998-2002*. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2003.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Espacios Naturales Protegidos. Mapas de síntesis 2003, Información ambiental* [CD-ROM]. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2003.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Mapa Litológico de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2004.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Ortofoto Digital de Color. Provincia de Sevilla (1:10.000/1 m)* [DVD]. Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 2004.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Mapa de Suelos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2005.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Plan de Ordenación del Territorio de Andalucía*. Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, Junta de Andalucía, 2006.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Guía técnica del Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía 1:25.000.* Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2007.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Mapa de Usos y Coberturas Vegetales del Suelo de Andalucía 1:25.000* [DVD]. Sevilla: Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 2007.

JUNTA DE ANDALUCÍA. *Plan de Ordenación del Territorio de la Aglomeración Urbana de Sevilla*. Sevilla: Consejería de Vivienda y Ordenación del Territorio, Junta de Andalucía, 2009.

KADIOGULLARI, A. I.; BASKENT, E. Z. "Spatial and temporal dynamics of land use pattern in Eastern Turkey: a case study in Gümüshane". *Environmental Monitoring Assessment*, 2008, vol. 138, pp. 289-303.

KAPLAN, S.; KAPLAN, R. *The Experience of Nature. A Psychological Perspective*. Cambridge: Cambridge University Press, 1989.

KASUMOKO, C.; ANIYA, M. "Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura District, Zimbabwe". *Land Degradation and Development*, 2007, vol. 18, pp. 221-233.

KIM, G. K. *Climate, urbanization and green spaces in urban areas. The case of Seoul, Republic of Korea*. París: UNESCO MAB, 1989.

KONG, F.; NAKAGOCHI, N. "Spatial-temporal gradient analysis of urban green spaces in Jinan, China". *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 78, pp. 147-164.

KOSOY, N.; et al. "Payments for environmental services in watersheds: insights from a comparative study of two cases in Central America". En: *Seminar on Environmental Services and Financing for the Protection and Sustainable Use of Ecosystems* [en línea]. Génova, 2005 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.qeh.ox.ac.uk/dissemination/conference-papers>

KOWARIK, I. "On the role of alien species in urban flora and vegetation". En: MARZLUFF, J.M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 321-338. Publicado originalmente en: PYSEK, P.; et al. (eds.) *Plant invasions – General aspects and special problems*. SPB Academic Publishing, 1995, pp. 85-103.

KRAAS, F. *Mapa de las ciudades de más de 10 millones de habitantes en el año 2000* [en línea]. Página web del proyecto Megacities Task Force. Universidad de Colonia, 2002 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.megacities.uni-koeln.de/>

KREUTER, U. P.; et al. "Change in ecosystem service values in the San Antonio area, Texas". *Ecological Economics*, 2001, vol. 39, nº 3, pp. 333-346.

KUTTLER, W. "The urban climate – Basic and applied aspects". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 233-248.

LAMBIN, E. F. "Modelling and monitoring land cover change processes in tropical regions". *Progress in Physical Geography*, 1997, vol. 21 nº 3, pp. 375– 393.

LASCHEWSKI, L.; EGGERS, J.; SCHELEYER, C. "The making of Agri-environmental policy – Regional responses to European policies in Brandenburg (Germany)". En: *Workshop in Political Theory and Policy Analysis* [en línea]. Bloomington: Indiana University, 2004 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.indiana.edu/~workshop/ >

LAUSCH, A.; HERZOG, F. "Applicability of landscape metrics for the monitoring of landscape change: issues of scale, resolution and interpretability". *Ecological Indicators*, 2002, vol. 2, pp. 3–15.

LAVALLE C.; et al. "Monitoring mega-cities: the MURBANDY/MoLAND approach". *Development in Practice*, 2001, vol. 11, pp. 350-357.

LEHMANN, P., et al. *Promoting the multifunctionality of agriculture, forestry and rural areas – Design and implementation of public policies in Germany*. Leipzig: UFZ-Centre for Environmental Research, 2005.

LI, H.; REYNOLDS, J. F. "A simulation experiment to quantify spatial heterogeneity in categorical maps". *Ecology*, 1994, vol. 75, pp. 2446–2455.

LI, W. “Land cover dynamic changes in northern China: 1989-2003”. *Journal of Geographical Sciences*, 2008, vol. 18, pp. 85-94.

LI, X.; et al. “Quantifying landscape structure of the Heihe River Basin, north-west China, using FRAGSTATS”. *Journal of Arid Environments*, 2001, vol. 48, pp. 521-535.

LI, X.; et al. “Evaluation of landscape changes and ecological degradation by GIS in arid regions: a case study of the terminal oasis of the Shiyang River, northwest China”. *Environmental Geology*, 2007, vol. 52, pp. 947-956.

LI, Z.; et al. “Land-use change analysis in Yulin prefecture, northwestern China using remote sensing and GIS”. *International Journal of Remote Sensing*, 2004, vol. 24, nº 25, pp. 5691-5703.

LLOP, C. “De la reserva urbana al proyecto del territorio municipal”. En: FONT, A. (coord.) *Planeamiento urbanístico. De la controversia a la renovación.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003, p. 151-168.

LÓPEZ ALONSO, R., “Consideraciones acerca de los límites de la aplicación del método del número de curva del Soil Conservation Service”. *Montes*, 2001, nº 66, pp. 92-97.

LÓPEZ GARCÍA, M. J.; CAMARASA, A. M.; MATEU, J. M. “Cambios en los usos del suelo y producción de escorrentía en ramblas mediterráneas: Carraixet y Poyo (1956-1998)”. *Boletín de la A.G.E.*, 2007, nº 44, pp. 69-94.

LÓPEZ-LOZANO, R.; et al. “Optimal geometric configuration and algorithms for LAI indirect estimates under row canopies: The case of vineyards”. *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, vol. 149, nº 8, pp. 1307-1316.

LOVELL, S. T.; JOHNSTON, D. M. “Designing landscapes for performance based on emerging principles in landscape ecology”. *Ecology and Society* [en línea] 2009, vol. 14 nº 1 [Consulta: 7 mayo 2010] Disponible en: <http://www.ecologyandsociety.org/vol14/iss1/art44>

LUCK, M.; WU, J. “A gradient analysis of urban landscape pattern: a case study from the Phoenix metropolitan region, Arizona, USA”. *Landscape Ecology*, 2002, vol. 17, pp. 327-339.

LUNIAK, M, “Fauna of the big city – Estimating richness and abundance in Warsaw, Poland”. En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 349-354.

LYYTIMÄKI, J.; SIPILA M. “Hopping on one leg. The challenge of ecosystem disservices for urban green management”. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2009, vol. 8, nº 4, pp. 309-315.

LYYTIMÄKI, J.; et al. “Nature as a nuisance? Ecosystem services and disservices to urban lifestyle”. *Environmental Sciences*, 2008, vol. 5, pp. 161-172.

MÄKINEN, K., TYRVÄINEN, L. “Teenage experiences of public green spaces in suburban Helsinki”. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2008, vol. 7, nº 4, pp. 277-289.

MANDER, Ü.; WIGGERING, H.; HELMING, K. (eds.). *Multifunctional land use. Meeting future demands for landscape goods and services*. Berlín: Springer, 2007.

MARGALEF, R. *Ecología*. Barcelona: Ediciones Omega, 1991.

MARTÍNEZ DE AZAGRA, A.; MONGIL, J.; DEL RÍO, J. *Pequeña guía de uso de modelo MODIPE* [en línea] [consultado: mayo 2010]. Disponible en: <http://www.oasificacion.com>

MARTÍNEZ, M. L.; LÓPEZ-BARRERA, F. “Special issue: Restoring and designing ecosystems for a crowded planet”. *Ecoscience*, 2008, vol. 15, nº 1, pp. 1-5.

MARZLUFF, J. M. “Island biogeography for an urbanizing world: How extinction and colonization may determine biological diversity in human-dominated landscapes”. En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 355-371. Publicado originalmente en: *Urban Ecosystems*, 2005, vol. 8, pp. 157-177.

MARZLUFF, J. M.; et al. “An introduction to Urban Ecology as an interaction between humans and nature”. En: MARZLUFF, J.M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. vii-xi.

MATSUSHITA, B.; XU, M.; FUKUSHIMA, T. “Characterizing the changes in landscape structure in the Lake Kasumigaura Basin, Japan using a high-quality GIS dataset”. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 78, pp. 241-250.

MAURER, U.; PESCHEL, T.; SCHMITZ, S. “The flora of selected urban land-use types in Berlin and Postdam with regard to nature conservation in cities”. *Landscape and Urban Planning*, 2000, vol. 46, pp. 209-215.

MAYOR, X. "Preservación del entorno mediante el tratamiento de la matriz territorial: directrices y criterios estratégicos". En: MATA, R.; TARROJA, A. (eds.) *El paisaje y la gestión del territorio.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2006, p. 79-88.

MAYRAND, K.; PAQUIN, M. *Pago por servicios ambientales: Estudio y evaluación de esquemas vigentes*. UNISFERA, Comisión para la Cooperación Ambiental (CCA), 2004.

MCARTHUR, A.; WILSON, E. O. "An equilibrium theory of insular zoogeography". *Evolution*, 1963, vol. 17, nº 4, p. 373-387.

MCARTHUR, A.; WILSON, E. O. *The theory of island biogeography*. Princeton: Princeton University Press, 1967.

MCDONNELL, M. J.; et al. "Ecosystem processes along a urban-to-rural gradient". *Urban Ecosystems*, 1997, vol. 1, pp. 21-36.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. "The gradient concept of landscape structure". En: WIENS, J.; MOSS, M. (eds.) *Issues and Perspectives in Landscape Ecology*. Cambridge: Cambridge University Press, 2005, pp. 112-119.

MCGARIGAL, K; et al. *FRAGSTATS: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps*. Programa informático, versión 3. Amherst: University of Massachusetts , 2002.

MCKINNEY, M. L. "Urbanization, biodiversity, and conservation". *BioScience*, 2002, vol. 52, nº 10, pp. 883-890.

MCKINNEY, M. L. "Urbanization as a major cause of biotic homogeneization". *Biological Conservation*, 2005, vol. 127, pp. 247-260.

MCKINNEY, M. L. **"**Effects of urbanization on species richness: A review of plants and animals". *Urban Ecosystems*, 2008, vol. 11, nº 2, pp. 161-176.

MCMILLEN, D.P. "An Empirical Model of Urban Fringe Land Use". *Land Economics*, 1989, vol. 65, nº 2, pp. 138–145.

MCPHERSON, E. G. "Cooling urban heat islands with sustainable landscapes". En: PLATT, R. H.; ROWNTREE, R. A.; MUICK, P. C. (eds.) *The ecological city. Preserving and restoring urban biodiversity*. Amherts: University of Massachusetts Press, 1994, pp. 151-171.

MCPHERSON, E. G.; ROWNTREE, R. A.; WAGAR, J. A. "Energy-efficient landscapes". En: BRADLEY. G. A. (ed.) *Urban forest landscapes. Integrating multidisciplinary perspectives*. Seattle: University of Washington Press, 1995, pp. 150-160.

MCPHERSON, E. G.; et al. "Quantifying urban forest structure, function and value: the Chicago Urban Forest Climate Project". *Urban Ecosystems*, 1997, vol. 1, pp. 49-61.

MEEUS, S. J.; GULINCK, H. "Semi-Urban Areas in Landscape Research: A Review", *Living Reviews in Landscape Res*earch [en línea], 2008, vol. 2, nº 3. [consultado: 24 de abril de 2010] Disponible en: <http://www.livingreviews.org/lrlr-2008-3>

MILTNER, R. J.; WHITE, D.; YODER C. "The biotic integrity of streams in urban and suburbanizing landscapes". *Landscape and Urban Planning*, 2004, vol. 69, pp. 87-100.

MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE Y MEDIO RURAL Y MARINO. *Informe del estado actual de las actuaciones del Proyecto Doñana 2005* [en línea]. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino, 2008 [Consulta: 18 de abril de 2010]. Disponible en: <http://www.mma.es/portal/secciones/el_ministerio/ organismos/oapn/donana2005>

MIYAMOTO, A.; SANO, M. "The influence of forest management on landscape structure in the cool-temperate forest region of central Japan". *Landscape and Urban Planning*, 2008, vol. 86, pp. 248-256.

MOLLER M.; et al. "Use of thermal and visible imagery for estimating crop water status of irrigated grapevine". *Journal of Experimental Botany*, 2007, vol. 58, nº 4, pp. 827-838.

MONSI, M.; SAEKI, T. "Über den Lichtfaktor in den Pflanzengesellschaften und seine Bedeutungf¨ur die Stoffproduktion", *Japan Journal of Botany*, 1953, vol. 14, pp. 22–52.

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. "Ecosystem Services: A Fragmentary History". En: Daily, G. (ed.) *Nature's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Washington D.C.: Island Press, 1997, pp. 11-19.

MORENO-CASASOLA, P.; MARTÍNEZ, M. L.; CASTILLO-CAMPOS, G. "Designing ecosystems in degraded tropical coastal dunes". *Ecoscience*, 2008, vol. 15, nº 1, pp**.**44-52.

NACIONES UNIDAS. *World Population Prospect: The 2003 Revision* [en línea]. Naciones Unidas, U.N. Population Division, 2004 [consultado: septiembre 2007]. Disponible en: <http://esa.un.org/unpp>

NACIONES UNIDAS. *World Population Prospect: The 2007 Revision* [en línea]. Naciones Unidas, U.N. Population Division, 2008 [consultado: octubre 2009]. Disponible en: <http://esa.un.org/unpp>

NAVEH, Z. "Landscape ecology as an emerging branch of human ecosystem". En MAOFADYEN, A.; FORD, E. D. (eds.) *Advances in Ecological Research 12*. Nueva York: Academic Press, 1982, pp. 191-233.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. *Landscape ecology. Theory and ap*plication. Nueva York: Springer-Verlag, 1984.

NEBBIA, G. "Historia natural de los bienes en el ecosistema urbano". En: BETTINI, V. (ed.) *Elementos de ecología urbana.* Madrid: Ed. Trotta, 1998, p. 215-232.

NEEL, M. C.; MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A. "Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area". *Landscape Ecology*, 2004, vol. 19, pp. 435-455.

NEWCOME, J.; et al. *The economic, social and ecological value of ecosystem services: A literature review*. Londres: Department for Environment, Food and Rural Affairs, 2005.

NIEMELA, J. "Is there a need for a theory of urban ecology?". *Urban ecosystems,* 1999a, vol. 3, pp. 57-65.

NOWAK, D. J.; et al. "Effects of urban tree management and species selection on atmospheric carbon dioxide". *Journal of Arboriculture*, 2002, vol. 28, nº 3, pp. 113-122.

ODUM, E.P. *Basic Ecology.* Filadelfia: Saunders College Publishing, 1983.

OECD. *Multifunctionality: Towards an analytical framework*. París: OECD, 2001.

OJEDA, J. F.; DEL MORAL, L. "Percepciones del agua y modelos de su gestión en las distintas fases de la configuración de Doñana". *Investigaciones Geográficas*, 2004, nº 35, pp. 25-44.

OKE, L. "City size and the urban heat island". *Atmospheric Environment*, vol. 7, pp. 769-779.

OPLUSTILOVA, M.; et al. "Leaf Area Index, its significance and methods of estimation". *Lesnictvi*, 1995, vol. 41, nº 8, pp. 353-359.

PADRO J. "Summary of ozone dry deposition velocity measurements and model estimates over vineyard, cotton, grass and deciduous forest in summer". *Atmospheric Environment*, 1996, vol. 30, nº 13, pp. 2363-2369.

PAGIOLA, S. "Payments for environmental services in Costa Rica". *Ecological Economics*, 2008, vol. 6, nº 4, pp. 712-724.

PANIAGUA, D.; ILLANA, A.; ECHEGARAY, J. "Balsas de riego en Álava y medidas para su uso por la fauna silvestre". *Sustrai: revista agropesquera*, 2005, nº. 76, 2006, pags. 54-56

PARK, M. H.; SWAMIKANNU, X.; STENSTROM, M. K. "Accuracy and precision of the volume-concentration method for urban stormwater modeling". *Water research*, 2009, vol. 43, nº 11, pp. 2773-2786.

PAUL, J. P.; MEYER, J. L. "Streams in the urban landscape". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 207-231. Publicado originalmente en: *Annual Review of Ecology and Systematics*, 2001, vol. 32, pp. 333-365.

PEARSON, D. M. "The application of local measures of spatial autocorrelation for describing pattern in north Australian landscapes". *Journal of Environmental Management*, 2002, vol. 64, pp. 85–95.

PINO, J.; RODÀ, F.; GUIRADO, M. "La ecología del paisaje y la gestión de la matriz de espacios abiertos". En: MATA, R.; TARROJA, A. (eds.) *El paisaje y la gestión del territorio.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2006, p. 61-78.

PITT, R. E. "Effects of urban runoff on aquatic biota". En: HOFFMAN, D. J.; et al. (eds.) *Handbook of Ecotoxicology*. Boca Ratón, Florida: Lewis Publishers, 1995, pp. 609-630.

PLATT, R. H. "The ecological city: introduction and overview". En: PLATT, R. H.; ROWNTREE, R. A.; MUICK, P. C. (eds.) *The ecological city. Preserving and restoring urban biodiversity.* Amherts: University of Massachusetts Press, 1994a, pp. 1-20.

PLATT, R. H. "From commons to commons: evolving concepts of open space in North American cities". En: PLATT, R. H.; ROWNTREE, R. A.; MUICK, P. C. (ed.) *The ecological city. Preserving and restoring urban biodiversity*. Amherts: University of Massachusetts Press, 1994b, p. 21-39.

PYSEK, P. "Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison". *Journal of Biogeography*, 1998, vol. 25, pp. 155-163.

RIITTERS, K. H.; et al. "A factor analysis of landscape pattern and structure metrics". *Landscape Ecolog*, 1995, vol. 10, pp. 23–39.

RODÀ, F. "La matriz del paisaje. Funciones ecológicas y territoriales". En: FOLCH, R. (ed.) *El territorio como sistema.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003, p. 43-56.

RODRÍGUEZ-AVIAL, L. *Zonas verdes y espacios libres en la ciudad.* Madrid: Instituto de Estudios de la Administración Local, 1982.

SABATÉ, J. "Balance y perspectivas del planeamiento urbanístico municipal". En: FONT, A. (coord.) *Planeamiento urbanístico. De la controversia a la renovación.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003, p. 181-206.

SAL'NIKOV, A. L.; PILIPENKO, V. N. "Anthropogenic transformation of flora in the city of Astrakhan and its environs over the past 100 years". *Russian Journal of Ecology*, 2005, vol. 36, nº 6, pp. 383-390.

SALVADOR PALOMO, P. J. *La planificación verde en las ciudades*. Barcelona: Gustavo Gili, 2003.

SANTIAGO, J. *La naturaleza en la ciudad: perspectivas teóricas y metodológicas para el estudio de la funcionalidad ambiental del espacio libre*. Sevilla: Consejería de Obras Públicas y Transportes, 2008.

SAWHILL, R. B.; FERGUSON, B. K. "The potential for recycling municipal sewage sludge as a substrate for wetland creation". *Landscape and Urban Planning*, 1998, vol. 42, pp. 123-134.

SCHUELER, T. R. "Mitigating the Adverse Impacts of Urbanization on Streams: A Comprehensive Strategy for Local Government". En: Kumble P.; Schueler T. (eds.) *Watershed Restoration Sourcebook*. Washiongton D.C.: Metropolitan Washington Council of Governments, 1992.

SCHULZ T.; SCHLAPFER F. "Demand for landscape management: Regulation versus financing". *Society and Natural Resources*, 2009, vol. 22, nº 1, pp. 27-41.

SCURLOCK, J. M. O.; ASNER, G. P.; GOWER, S. T. *Worldwide Historical Estimates and Bibliography of Leaf Area Index, 1932-2000*. ORNL Technical Memorandum 2001/268 [en línea]. Oak Ridge: Oak Ridge National Laboratory, 2001 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.ornl.gov/~webworks/cppr/y2002/rpt /112600.pdf>

SEPULCRE-CANTÓ, G.; et al. "Discriminating irrigated and rainfed olive orchards with thermal ASTER imagery and DART 3D simulation". *Agricultural and Forest Meteorology*, 2009, vol. 149, pp. 962-975.

SEVILLA GLOBAL. *Atlas Sevilla Metropolitana: Territorio y Actividades Productivas.* Sevilla: Agencia Urbana de Promoción Económica, Ayuntamiento de Sevilla, 2003.

SHOCHAT, E.; et al. "Urbanization and spider diversity: influences of human modification of habitat structure and productivity". En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 455-472.Publicado originalmente en: *Ecological Applications*, 2004, vol. 14, pp. 268-280.

SINGH, S. P. "Balancing the approaches of environmental conservation by considering ecosystem services as well as biodiversity". *Current Science*, 2002, vol. 82, pp. 1331–1335.

SMITH, P. N.; MAIDMENT, D. R. *Hydrologic data development system* [en línea]. Austin: Center of Research in Water Resources, University of Texas, 1995 [consulta: 7 mayo 2010]. Disponible en: <http://www.ce.utexas.edu/prof/maidment/gishydro/docs/reports/smith/rep95_1.htm>

SOPPER, W. "Forests as living filters for urban sewage". En: GORDON, D. (coord.) *Green Cities. Ecologically sound approaches to urban space*. Montréal: Black Rose Books, 1990, pp. 145-158.

SOUTHWORK, J.; MUNROE, D.; NAGENDRA, H. "Land cover change and landscape fragmentation –comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region". *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, vol. 101, pp. 185-205.

STADLER, J.; et al. "Exotic plant species invade diversity hot spots: the alien flora of northwestern Kenya". *Ecography*, 2000, vol. 23, pp. 169-176.

STEPHAN B.; CARL F.; JOHAN C. "Social-ecological memory in urban gardens. Retaining the capacity for management of ecosystem services". *Global Environmental Change* (en prensa).

SUKOPP, H. "On the early history of urban ecology in Europe". *Preslia*, 2002, 74: 373-393.

SUKOPP, H.; WERNER, P. *Naturaleza en las ciudades. Desarrollo de flora y fauna en áreas urbanas.* Edición en español. Madrid: Secretaría de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente, Ministerio de Obras Públicas y Transportes, 1991.

SUKOPP, H.; WITTIG, R. *Stadtökologie. Ein Fachbuch für Studium und Praxis*. Stuttgart: Gustav Fischer, 1998.

SULLIVAN, A.; TERNAN, J. L.; WILLIAMS, A. G. "Land use change and hydrological response in the Camel catchment, Cornwall". *Applied Geography,* 2004, nº 24, pp. 119-137.

SUSINO, J. *Movilidad residencial: Procesos demográficos, estrategias familiares y estructura social.* Tesis doctoral, inédita, 2003.

SWIFT, M. J.; IZAC, A.-M. N.; VAN NOORDWIJK, M. "Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes – are we asking the right questions?" *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 2004, nº 104, pp. 113-134.

SYED, A. U.; JODOIN, R. S. *Estimation of Nonpoint-Source Loads of Total Nitrogen, Total Phosphorous, and Total Suspended Solids in the Black, Belle, and Pine River Basins, Michigan, by Use of the PLOAD Model*. Scientific Investigation Report 2006-5071. Reston, Virginia: U.S. Geological Survey, 2006.

TAGIL, S. "Monitor land degradation phenomena through landscape metrics and NDVI: Gördes, Kavacik, Ilicak, Kumçay and Marmara Lake basins (Turkey)". *Journal of Applied Sciences*, 2007, vol. 7, nº 14, pp. 1827-1842.

TARRANT, M. A.; CORDELL, H. K. "Amenity values of public and private forests: examining the value-attitude relationship". *Environmental Management*, 2002, vol. 30, nº 5, pp. 692-703.

TÉMEZ, J. R. *Cálculo hidrometeorológico de caudales máximos en pequeñas cuencas naturales*. Madrid: Dirección General de Carreteras, MOPU, 1978.

TERMORSHUIZEN, J.W.; OPDAM, P. "Landscape services as a bridge between landscape ecology and sustainable development" *Landscape Ecology*, 2009, vol. 8, nº 24, pp. 1037-1052.

TERRADAS, J. "El paisaje y la matriz del paisaje". En: FOLCH, R. (ed.) *El territorio como sistema.* Barcelona: Diputación de Barcelona, 2003, p. 57-72.

TERRADAS, J. *Ecología urbana.* Barcelona: Rubes Editorial, 2001.

TESTI, L.; ORGAZ, F.; VILLALOBOS, F. "Carbon exchange and water use efficiency of a growing, irrigated olive orchard". *Environmental and Experimental Botany*, 2008, vol. 63, pp. 168-177.

TESTI, L.; VILLALOBOS, F.J.; ORGAZ F. "Evapotranspiration of a young irrigated olive orchard in southern Spain". *Agricultural and Forest Metheorology*, 2004, vol. 121, pp. 1-18.

TRATALOS, J.; et al. "Urban form, biodiversity potential and ecosystem services". *Landscape and Urban Planning*, 2007, vol. 83, pp. 308-317.

TROLL, C. "Luftbildplan und okologische Bodenforschung". *Zeitschraft der Gesellschaft fur Erdkunde Zu Berlin*, 1939, nº 74, p. 241-298.

TURNER, M.G. "Landscape ecology: the effect of planning and process". *Annual Review of Ecology and Systematics*, 1989, vol. 20, pp. 171-197.

TYRVÁINEN, L. "Economic valuation of urban forest benefits in Finland". *Journal of Environmental Management*, 2001, vol. 62, pp. 75-92.

TYSON, P. D.; GARSTANG, M.; EMMITT, G. D. *The structure of heat islands*. Occasional paper nº 12. Johanesburgo: Department of Geography and Environmental Studies, University of Witwatersrand, 1973.

U.S. SOIL CONSERVATION SERVICE (US-SCS). *National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology.*, Washington, D.C.: US-SCS, United States Department of Agriculture, 1985.

U.S.D.A. NATIONAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (USDA-NRCS). *Technical Release 55: Urban Hydrology for Small Watersheds*. U.S. Department of Agriculture, NRCS, 1986.

URBAN GREEN ENVIRONMENT (URGE). *Making Greener Cities. A practical approach*. Leipzig-Halle: UFZ Centre for Environmental Research, 2004.

UUEMAA, E.; ROOSAARE, J.; MANDER, U. "Scale dependence of landscape metrics and their indicatory value for nutrient and organic matter losses from catchments". *Ecological Indicators*, 2005, vol. 5, nº 4, pp. 350–369.

UUEMAA, E.; et al. "Landscape Metrics and Indices: An Overview of Their Use in Landscape Research". *Living Reviews in Landscape Research* [en línea], 2009, vol. 3, nº 1 [consulta: mayo 2010]. Disponible en: <http://landscaperesearch.livingreviews.org/Articles/lrlr-2009-1/>

UY, P. D.; NAKAGOSHI, N. "Analyzing urban green space pattern and eco-network in Hanoi, Vietnam". *Landscape and Ecological Engineering*, 2007, vol. 3, pp. 143-157.

VEJRE, H.; JENSEN, F. S.; THORSEN, B. J. "Demonstrating the importance of intangible ecosystem services from peri-urban landscapes". *Ecological Complexity* (en prensa).

VERBOOM, J.; WAMELINK, W. "Spatial modeling in landscape ecology". En: WIENS, J. A., MOSS, M. R. (eds.) *Issues in Landscape Ecology, Proceedings of Fifth World Congress, International Association for Landscape Ecology*. Snowmass Village, Co, USA: International Association for Landscape Ecology, 1999, pp. 38-44.

VILA, J.; et al. "Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía". *Documents d'Anàlisi Geogràfica*, 2006, nº 48, pp. 151-166.

WACKERNAGEL, M.; REES, W. *Our ecological footprint: reducing human impact on the earth.* Gabriola Island, BC: New Society Publishers, 1996.

WALLACE, K. J. “Classification of ecosystem services: Problems and solutions”. *Biological Conservation*, 2007, nº 139, pp. 235-246.

WANIA, A.; KÜHN, I.; KLOTZ, S. “Plant richness patterns in agricultural and urban landscapes in Central Germany – spatial gradients of species richness”. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 75, pp. 97-110.

WENG, Y.-C. “Spatiotemporal changes of landscape pattern in response to urbanization”. *Landscape and Urban Planning*, 2007, vol. 81, pp. 341-353.

WESSOLEK, G. “Sealing of soils”. En: MARZLUFF, J.M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 161-179.

WESTERINK, J.; BUIZER, M.; SANTIAGO, J. *European lessons for Green and Blue Services in The Netherlands*. Documento de trabajo, Proyecto PLUREL, inédito. Wageningen: Alterra Wageningen UR, 2008.

WHITE, M. D.; GREER, K. A. “The effects of watershed urbanization on the stream hydrology and riparian vegetation of Los Peñasquitos Creek, California”. *Landscape and Urban Planning*, 2006, vol. 74, pp. 125-138.

WHITFORD V; ENNOS A N.; HANDLEY, J. F. ""City Form and Natural Process": indicators for the ecological performance of urban areas and their application to Merseyside, UK." *Landscape and Urban Planning,* 2001, vol. 57, pp. 91-103.

WILSON, E. O. *The diversity of life*. Cambridge: Harvard Univesity Press, 1992.

WOLMAN, A. “The metabolism of cities”. *Scientific American,* 1965, 213: 179-190.

WOLTER, C. “Towards a mechanistic understanding of urbanization impacts on fish”. En: MARZLUFF, J. M.; et al. *Urban Ecology*. *An International Perspective on the Interaction Between Humans and Nature*. Nueva York: Springer, 2008, pp. 425-436.

WONG, K.; STRECKER, E. W.; STENSTROM, M. K. “A geographic information system to estimate stormwater pollutant mass loadings”. *Journal of Environmental Engineering*, 1997, ASCE 123 (8), pp. 737–745.

WU, J. “Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations”. *Landscape Ecology*, 2004, vol. 19, nº 2, p. 125-138.

WU, J.; HOBBS, R. “Key issues and research priorities in landscape ecology: an idiosyncratic synthesis”. *Landscape Ecology*, 2002, vol. 17, pp. 355–365.

WUNDER, S. *Payments for environmental services: Some nuts and bolt. CIFOR occasional paper nº 42* [en línea]. Center for International Forestry Research, 2005 [consulta: octubre 2007]. Disponible en: <www.cifor.cgiar.org/publications/pdf_files/OccPapers>

YANG, J.; et al. “The urban forest in Beijing and its role in air pollution reduction”. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2005, vol. 3, pp. 65-78.

YU, X.; NG, C. “An integrated evaluation of landscape change using remote sensing and landscape metrics: a case study of Panyu, Guangzhou”. *International Journal of Remote Sensing*, 2006, vol. 6, nº 27, pp. 1075-1092.

ZARCO-TEJADA, P. J. “Assessing vineyard condition with hyperspectral indices: Leaf and canopy reflectance simulation in a row-structured discontinuous canopy”. *Remote Sensing of Environment*, 2005, vol. 99, nº 3, pp. 271-287.

ZERBE, S.; et al. "Biodiversity in Berlin and its potential for nature conservation”. *Landscape and Urban Planning*, 2003, vol. 62, pp. 139-148.

ZHANG, L.; et al. “A GIS-based gradient analysis of urban landscape pattern of Shangai metropolitan area, China”. *Landscape and Urban Planning*, 2004, vol. 69, pp. 1-16.

ZHANG, W.; et al. “Ecosystem services and dis-services to agriculture”. *Ecological Economics*, 2007, vol. 64, pp. 253-260.

ZONNEVELD, I. S. “The land unit: a fundamental concept in landscape ecology, and its applications”. *Landscape Ecology*, 1989, vol. 3, nº 2, pp. 67-86.