

DISEÑO DE ÁREAS VERDES CON CRITERIOS ECOLÓGICOS

ESTUDIO DE DOS CASOS EN LA COMUNIDAD
DE CASTILLA-LA MANCHA, ESPAÑA

PUY ALONSO MARTÍNEZ

Bióloga y paisajista

Este documento es un resumen del Trabajo Final de Máster en Arquitectura Paisagista: "Biodiversidade em espaço urbano: Alternativas ao uso extensivo de relvados no contexto mediterrânico", dirigido por la profesora Maria da Conceição Lopes Castro y codirigido por el profesor Carlos José Pinto Gomes en la Escola de Ciências e Tecnologia. Departamento de Paisagem, Ambiente e Ordenamento de la Universidad de Évora (Portugal), durante el curso 2014/2015

Julio / Agosto 2015

Director:	José Fariña Tojo
Consejo de Redacción:	
<i>Director</i>	Ester Higuera García
<i>Jefe de redacción</i>	María Emilia Román López
<i>Vocales</i>	Julio Alguacil Gómez (Univ. Carlos III de Madrid), Pilar Chías Navarro (Univ. Alcalá de Henares, Madrid), José Antonio Corraliza Rodríguez (Univ. Autónoma de Madrid), Alberto Cuchí Burgos (Univ. Politécnica de Cataluña), José Fariña Tojo (Univ. Politécnica de Madrid), Agustín Hernández Aja (Univ. Politécnica de Madrid), Mariam Leboreiro Amaro (Univ. Politécnica de Madrid), Rafael Mata Olmo (Univ. Autónoma de Madrid), Fernando Roch Peña (Univ. Politécnica de Madrid), Carlos Manuel Valdés (Univ. Carlos III de Madrid)
Consejo Asesor:	M ^a Teresa Arredondo (Directora de Relaciones con Latinoamérica, Univ. Politécnica de Madrid), Luis Maldonado (Director de la Escuela Superior de Arquitectura, Univ. Politécnica de Madrid), Antonio Elizalde, Julio García Lanza, Josefina Gómez de Mendoza, José Manuel Naredo, Julián Salas, Fernando de Terán
Comité Científico:	Antonio Acierno (Univ. Federico II di Napoli, Nápoles, ITALIA), Miguel Ángel Barreto (Univ. N ^{al} . del Nordeste, Resistencia, ARGENTINA), Luz Alicia Cárdenas Jirón (Univ. de Chile, Santiago de Chile, CHILE), José Luis Carrillo (Univ. Veracruzana, Xalapa, MÉXICO), Marta Casares (Univ. N ^{al} . de Tucumán, ARGENTINA), María Castrillo (Univ. de Valladolid, ESPAÑA), Mercedes Ferrer (Univ. del Zulia, Maracaibo, VENEZUELA), Fernando Gaja (Univ. Politécnica de Valencia, ESPAÑA), Alberto Gurovich (Univ. de Chile, Santiago de Chile, CHILE), Josué Llanque (Univ. N ^{al} . S. Agustín Arequipa, PERÚ), Angelo Mazza (Univ. Federico II di Napoli, Nápoles, ITALIA), Luis Moya (Univ. Politécnica de Madrid, ESPAÑA), Joan Olmos (U. Politécnica de Valencia, ESPAÑA), Ignazia Pinzello (Univ. degli Studi di Palermo, Palermo, ITALIA), Julio Pozueta (Univ. Politécnica de Madrid, ESPAÑA), Alfonso Rivas (UAM Azcapotzalco, Ciudad de México, MÉXICO), Silvia Rossi (Univ. N ^{al} . de Tucumán, ARGENTINA), Adalberto da Silva (Univ. Estadual Paulista, Sao Paulo, BRASIL), Carlos Soberanis (Univ. Francisco Marroquín, Guatemala, GUATEMALA), Carlos A. Torres (Univ. N ^{al} . de Colombia, Bogotá, COLOMBIA), Graziella Trovato (Univ. Politécnica de Madrid, ESPAÑA), Carlos F. Valverde (Univ. Iberoamericana de Puebla, MÉXICO), Paz Walker (Univ. de la Serena, Santiago de Chile, CHILE), Fernando N. Winfield (Univ. Veracruzana, Xalapa, MÉXICO)

Maquetación: Antonio Jesús Antequera Delgado: ciur.urbanismo.arquitectura@upm.es

Distribución: Maireia Libros: distribucion@maireia-libros.com

© COPYRIGHT 2015

MARÍA DEL PUY ALONSO MARTÍNEZ

I.S.S.N. (edición impresa): 1886-6654

I.S.S.N. (edición digital): 2174-5099

Año VIII, Núm. 101, julio-agosto 2015, 80 págs.

Edita: Instituto Juan de Herrera

Imprime: FASTER, San Francisco de Sales 1, Madrid

DESCRIPTORES:

Áreas verdes / Espacios abiertos / Césped / Pradera / Pradera florida / Biodiversidad

KEY WORDS:

Green areas / Open spaces / Lawn / Meadow / Flowering meadow / Biodiversity

RESUMEN:

Este trabajo explora los fundamentos para el diseño de áreas verdes desde una perspectiva ecológica, poniendo especial énfasis en el papel que los espacios abiertos pueden desempeñar para el fomento de la biodiversidad en el espacio urbano y periurbano en el contexto mediterráneo. El trabajo se centra en la búsqueda de alternativas al uso extensivo del césped, proponiéndose soluciones más viables atendiendo a la sostenibilidad de los espacios de intervención. Se ha acompañado durante un año la evolución de unas praderas en dos zonas verdes en Illescas (Toledo, España), lo que ha permitido evaluar esta opción para reducir costes de mantenimiento, contribuyendo también al incremento de la biodiversidad.

ABSTRACT:

This work explores the fundamentals for the design of green areas from an ecological perspective, with special emphasis on the role that open spaces can play in promoting biodiversity in urban and periurban spaces of the Mediterranean context. A search for alternatives to extensive use of lawns was performed, proposing solutions more viable considering the sustainability of intervention spaces. For one year a monitoring of the evolution of a meadow was carried out in two case studies in Illescas (Toledo, Spain), allowing evaluate this option to reduce maintenance costs, also contributing to increased biodiversity.



Figura 0. Jardín de la Fundación Calouste Gulbenkian de Lisboa, diciembre 2012.

Fuente: Fotografía de la autora

CONSULTA DE NÚMEROS ANTERIORES/ACCESS TO PREVIOUS WORKS:

La presente publicación se puede consultar en color en formato pdf en la dirección:

This document is available in pdf format and full colour in the following web page:

<http://www2.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/institucional/publicaciones/ciur/>

ÍNDICE

1	Introducción.....	06
2	Contexto y conceptos clave	09
	2.1 Ciudad y naturaleza	09
	2.2 Sostenibilidad y biodiversidad.....	11
	2.3 Importancia de la biodiversidad.....	12
	2.4 El concepto de sucesión ecológica	16
	2.5 Estética y aceptación del público.....	18
3	Criterios para el diseño de plantaciones.....	21
	3.1 El empleo del césped en la región mediterránea.....	21
	3.2 La evolución en el diseño de plantaciones desde una perspectiva ecológica en la historia reciente de la arquitectura paisajista europea y americana	23
	3.3 Perspectivas contemporáneas en el diseño de plantaciones con enfoque ecológico	30
	3.4 Alternativas al césped y su mantenimiento	37
4	Estudio de casos	42
	4.1 Contexto del área de estudio.....	42
	4.2 Metodología y resultados	49
5	Conclusiones y propuestas de futuro	67
6	Bibliografía.....	71

1 INTRODUCCIÓN

El presente documento resume el trabajo final de Master de la autora, enfocado a la búsqueda de nuevos planteamientos, frente al uso extensivo de praderas de gramíneas y céspedes en los proyectos de arquitectura paisajista para zonas urbanas y periurbanas, en el contexto mediterráneo.

Los espacios abiertos¹, consolidados o intersticiales, juegan un papel fundamental en el mantenimiento de los procesos ecológicos y de los servicios de los ecosistemas en la ciudad. Servicios de regulación, como puede ser la mejora del microclima urbano, el control del ciclo hidrológico; de abastecimiento, como sería el caso de los huertos urbanos; o culturales, respondiendo a aspectos funcionales, estéticos e identitarios, necesarios para las personas. Su concepción, construcción y mantenimiento deben responder a condicionantes de tipo biofísico, cultural, económico y social si pretenden ser sostenibles en el tiempo y servir para el bienestar de las personas en la ciudad futura (Dunnett, Swanick y Woolley, 2002; Grimm et al., 2008; Matos, 2012; Montes, et al., 2011; Elmqvist, et al., 2013; Green, 2013; Oscariz y Prats, 2009).

Las praderas de césped son uno de los principales, más visibles e influyentes elementos conformadores de la red de espacios abiertos de las ciudades occidentales, de su infraestructura verde, contribuyendo a la provisión de servicios ecosistémicos y sociales en los entornos urbanos y periurbanos pero también a impactos ambientales y económicos (Ignatieva y Stewart, 2009; Ignatieva y Ahrné, 2013).

Los modelos desarrollados en una gran parte de las áreas verdes de las ciudades españolas (parques, jardines, medianas, rotondas, etc.) provienen de imágenes ajenas a su paisaje y cultura, y a motivaciones fundamentalmente de carácter estético y funcional. La influencia del jardín inglés, de los modelos pintoresco y victoriano, se hacen notar también en el modo de concebir los parques y jardines, homogeneizando el paisaje urbano al igual que ha ocurrido en otros países de influencia inglesa (Ignatieva y Stewart, 2009). En España, el arbolado caduco y grandes coníferas, aislados o en pequeños bosquetes, junto a grandes extensiones de césped o praderas de gramíneas bien segadas, fueron tomando importancia en el modo de entender y ver el jardín a partir del siglo XIX. Se fueron relegando así, otras soluciones más acordes con los condicionantes edafoclimáticos del sur de Europa, a pesar de la larga y rica tradición del jardín mediterráneo (Añón y Basegoda, 2001; Rubió y Tudurí, 2000; 2006).

Las praderas de césped tienen sin duda su atractivo como espacios para el recreo, para el deporte e incluso por su valor visual y estético; sin embargo por su mantenimiento intensivo: siegas frecuentes, necesidad de aporte de agua en climas

¹ En este trabajo se utilizan los términos zonas verdes, espacios verdes o áreas verdes, para aquellos espacios abiertos públicos o privados permeables (no cementados), que albergan o pueden albergar procesos naturales. No se entra a discutir la terminología que aún siendo la más ampliamente aceptada, no parece describir adecuadamente la riqueza de oportunidades que estos espacios contienen para el objeto de estudio. Por otro lado se utilizan los términos espacios abiertos para aquellos espacios que pueden albergar zonas verdes (permeables) o no permeables, tales como plazas y calles, donde pueden o no tener cabida los procesos ecológicos (Fariña, 2012; Matos, 2012).

secos, aplicación de herbicidas y fertilizantes y uso de productos químicos, tienen un impacto negativo significativo sobre el medio ambiente, la biodiversidad y la salud humana, sin entrar en la homogeneización de los paisajes urbanos por su uso indiscriminado en el espacio público y privado (Ignatieva y Stewart, 2009; Ignatieva y Ahrné, 2013).

En una ciudad como Madrid, de clima mediterráneo continental, muchas de las zonas verdes existentes conservan aún grandes extensiones de césped como principal valor reconocido por la población, siendo un municipio donde las lluvias son escasas² y donde a pesar de una gestión cada vez más eficiente en el uso de agua de riego, su consumo es elevado³.

En grandes ciudades como Madrid o Barcelona en España, se está trabajando en los últimos años desde la Administración local y desde organizaciones relacionadas con la gestión de parques públicos, para que el diseño y mantenimiento posterior de los espacios libres sea responsable tanto ambiental como socialmente. Así lo demuestra la proliferación en los últimos años de manuales y guías, jornadas técnicas y congresos relacionados en concreto con la jardinería pública, que hacen especial hincapié en el diseño con especies adaptadas a las condiciones edafoclimáticas locales y en su gestión adecuada (Castiella y Martínez, 2004; Moreno et al., 2007). Resulta también significativo el desarrollo más reciente de planes para la biodiversidad en grandes municipios como en el caso de Barcelona⁴, al igual que sucede en otras metrópolis europeas como Londres, Bonn o París⁵.

En el contexto mediterráneo se hace necesario buscar propuestas y soluciones en los proyectos de arquitectura paisajista que respondan mejor a las condiciones edafoclimáticas propias, a su identidad y sus valores paisajísticos. El arquitecto paisajista, como proyectista de los espacios verdes, juega un papel fundamental y tiene una gran responsabilidad en este sentido (Thomson, 1998; Castro y Ponte e Sousa, 2012; Ponte e Sousa, 2012; Alonso Martínez, Castro y Pinto-Gomes, 2014).

Del mismo modo, las políticas que a nivel municipal se desarrollen en el ámbito de parques y jardines deben profundizar en la incorporación de criterios ecológicos, además de funcionales y estéticos, tanto en el diseño como en la gestión de los espacios abiertos públicos y privados (Robinson, 2004).

El objetivo de este trabajo es la búsqueda de alternativas al uso extensivo del césped en los proyectos de arquitectura paisajista para el contexto mediterráneo, que sirvan para promover la biodiversidad en la red de espacios libres, urbanos y periurbanos, que permitan además extraer la esencia del paisaje local utilizando

² A pesar de que la región de Madrid cuenta con gran diversidad climática gracias a la existencia de la Sierra de Guadarrama, las dos terceras partes de la provincia reciben menos de 600 mm/año y el área metropolitana y municipios del sur menos de 450 mm/año (Izco, 1984; AEMET-Agencia Estatal de Meteorología).

³ La experiencia en jardines en Madrid indica un consumo medio de agua de riego de aproximadamente 6-9 litros/m² y día en los meses más calurosos (junio-agosto), siendo el aporte medio anual de unos 1.300 l/m². año para completar las necesidades de riego, para unas condiciones locales de precipitación de unos 450 mm anuales. Según algunos autores como Olivier Filippi (2011), la media de riego para un césped en la región de Montpellier o Marsella al sur de Francia podría estar en los 1.000 l/m². año.

⁴ Plan del Verde y de la biodiversidad de Barcelona 2020.

⁵ *Biodiversity Action Plan 2010-2015*. Londres; *Plan Biodiversité de Paris 2011*.

especies nativas poco empleadas en los proyectos de zonas verdes y que sirvan para acercar a la población al conocimiento y gusto por la naturaleza. De este modo, servirán como lugares tanto de ocio como de conocimiento de la naturaleza y sus procesos para las generaciones presentes y futuras, además de favorecer el mantenimiento y mejora de la biodiversidad en un mundo cada vez más urbano. Estas alternativas deben, al mismo tiempo implicar una gestión posterior equilibrada y acorde con los procesos ecológicos que se desarrollen en estos espacios, de manera que supongan una solución económicamente viable y preferible a las actuales.

Para ello este trabajo profundiza en los planteamientos que se están llevando a cabo en otros países de mayor tradición en la preocupación ambiental; tanto en lo relativo a la sostenibilidad en las ciudades, como en lo que se refiere a la incorporación de criterios ecológicos y de fomento de la biodiversidad en el espacio público.

El trabajo se desarrolla en 4 secciones. En la primera de ellas se sintetizan aspectos conceptuales, así como el marco político desarrollado en los últimos años y que resultan relevantes para los objetivos del estudio.

El segundo apartado profundiza en los diferentes enfoques para el diseño de plantaciones desde una perspectiva ecológica, que se han desarrollado en Europa y Estados Unidos en los últimos años. Se centra en aquellos ejemplos que pueden servir como alternativas viables al uso extensivo de praderas de gramíneas en el contexto mediterráneo. El capítulo termina con un breve apartado sobre la problemática del mantenimiento del césped y un ejemplo de gestión municipal diferenciada del Sur de Europa.

El tercer apartado presenta dos casos prácticos escogidos para este estudio, elegidos a partir del trabajo profesional de la autora en los últimos años en Illescas (Toledo) entre los años 2009 y 2012.

En muchas ocasiones la labor del arquitecto paisajista acaba en la asistencia técnica durante la ejecución de las obras de construcción de la zona verde. Los proyectos de arquitectura paisajista, son proyectos que trabajan con procesos dinámicos y con un alto grado de incertidumbre, por lo que una vez construidos están sometidos a cambios que se suceden en el tiempo (Corner, 2001; Prominski, 2005). Las comunidades vegetales inicialmente propuestas, cambian en composición y cobertura, modificando el aspecto del paisaje a lo largo de las estaciones y de los años, respondiendo a procesos ecológicos complejos, condicionados por la gestión posterior que en ellos se lleve a cabo (Dunnnett, Swanick y Woolley, 2002; Dunnnett y Hitchmough, 2004; Clément, 2007; Ignatieva, 2012, Smith y Fellowes, 2014).

Es por ello que los dos casos presentados recogen datos relativos a la composición florística y evolución de las coberturas de los recubrimientos de herbáceas utilizados en ambos proyectos. Además se tomaron datos referentes a la presencia de polinizadores a lo largo del tiempo, que pudieran servir como punto de partida para futuros proyectos de arquitectura paisajista en el contexto mediterráneo.

El municipio de Illescas (Toledo) se encuentra localizado en el centro de la Península Ibérica, con un clima mediterráneo continental y con un crecimiento urbano importante en los últimos decenios. Sus características biogeográficas no resultan apropiadas para el empleo de praderas de césped sin el empleo de agua de riego y otros insumos, por lo que se trata de un entorno típico en el que la búsqueda de alternativas para el recubrimiento de superficies vegetales se vuelve necesaria a la hora de proyectar parques y jardines desde un enfoque ecológico.

De los dos casos presentados, uno es un parque público desarrollado en un entorno residencial, al Norte del municipio de Illescas, denominado PIT (Zona A), proyectado en 2009 y ejecutado en 2011. El otro caso, al Sur del municipio, es una rotonda que forma parte de un nuevo desarrollo industrial denominado Veredilla III (Zona B), sobre la que se ha podido experimentar con una mezcla de semillas preparada al tiempo que este trabajo, como alternativa al recubrimiento del suelo con herbáceas procedentes de mezclas comerciales.

Los trabajos consistieron en el seguimiento sistemático, durante el periodo comprendido entre febrero 2013 y julio 2014, de la evolución en la cobertura y de la composición florística, de las dos praderas sembradas en condiciones de secano en dichas zonas verdes.

En el último capítulo se recogen las conclusiones más significativas obtenidas a partir del análisis del estado de la cuestión, así como del estudio y seguimiento de los dos casos prácticos. Se incluyen además las sugerencias y planteamientos que pueden ser útiles para posteriores trabajos.

2 CONTEXTO Y CONCEPTOS CLAVE

2.1 Ciudad y naturaleza

Las ciudades son los sistemas responsables probablemente del mayor impacto sobre el Planeta. Por ello, el modo de organizar y gestionar las ciudades juega un papel fundamental a la hora de abordar el desarrollo para que este sea sostenible en el tiempo (Cambio global España 2020/2050, 2009).

El crecimiento de la población urbana supone el incremento del consumo de recursos y una ocupación cada vez mayor del territorio, como consecuencia del desarrollo de las ciudades y la necesidad de infraestructuras para su abastecimiento. Esto conlleva la insularización de las áreas de mayor valor ecológico y la pérdida de biodiversidad, la impermeabilización y el sellado de grandes superficies, la distorsión del ciclo hídrico, la pérdida de valores paisajísticos, un consumo de materiales, agua y energía cada vez mayor, al mismo tiempo que se incrementa la emisión de contaminantes a la atmósfera (Montes et al., 2011). En Europa la población no crece al ritmo que crece la ocupación del suelo, en los últimos decenios más que la población, el crecimiento es del área ocupada por el suelo urbano (Biodiversidad, un enfoque Global, 2009; Montes et al., 2011). A partir de los años 60 del siglo XX, con el auge del movimiento conservacionista americano tras la publicación de Carson (1962) "La primavera silenciosa", la crisis ecológica empieza a entrar de lleno en el centro de las preocupaciones sobre todo en los países anglosajones.

McHarg (1969) influye notablemente en la planificación del paisaje, y la percepción de la necesidad de mantener de forma congruente los elementos esenciales del paisaje natural, manteniendo o incluso restaurando su continuidad y funcionalidad, como estrategia para un desarrollo equilibrado.

El sistema de parques de Olmsted en Estados Unidos, el movimiento de la Ciudad Jardín en Europa en el siglo XIX, el concepto de *Greenbelt* (anillo verde) o los *Greenways* (vías verdes), tratan de conectar el espacio urbano y rural de forma multifuncional y a diferentes escalas en Estados Unidos y Europa, lo que junto con los espacios verdes de la ciudad constituirán en el siglo XXI la infraestructura verde (Ignatieva, Stewart y Meurk, 2011). En los países más avanzados, desde el punto de vista de la conservación y planificación, se toma por tanto conciencia de la necesidad de mantener el *continuum naturale* y el *continuum culturale* (Caldeira Cabral, 1980: 37) como vía para un desarrollo más sostenible de las ciudades a nivel de planeamiento.

Ribeiro Telles (1994) acuñaba el término Paisaje Global (*Paisagem global*) para romper con la dicotomía espacio urbano y espacio rural (Magalhães, 2007). Como señala Ribeiro Telles, debe existir una conexión entre espacio urbano y rural de tal manera que sin que pierdan cada uno sus características propias y su funcionamiento autónomo, sirvan a los intereses comunes de la sociedad en cada ámbito, estableciendo para ello el *continuum naturale* entre los respectivos paisajes, permitiendo la aproximación de los dos modos de vida y de las personas.

La Evaluación del Milenio en España (Montes *et al.*, 2011) y las actuales políticas europeas (Biodiversidad, Corredores verdes, Infraestructura verde) avalan esta línea de pensamiento, dando especial importancia a la penetración de los procesos naturales en el ámbito urbano. De manera que la planificación y gestión de las zonas verdes en las ciudades, tanto en el espacio público como en el privado⁶, se presenta de gran importancia para asegurar la mejora de la biodiversidad y mantener los servicios ecológicos y culturales relacionados (*Ecosystems and Biodiversity. The Role of Cities*, 2005).

El diseño y gestión de la red de espacios libres debería enfocarse hacia la multifuncionalidad real y dejar de ser espacios *verdes* sin personalidad (Sousa-Matos, 2010), puesto que son una garantía para la mejora del microclima urbano y la corrección de impactos (ruido, contaminación, etc.), sirven como conectores con los parques naturales o de alto valor ecológico próximos, y por tanto son lugares potenciales para la recuperación de la biodiversidad, el ciclo hídrico y la recuperación de los valores ecológicos y paisajísticos en las ciudades. Son espacios lúdicos y sociales, que mejoran las condiciones de vida de los ciudadanos, lugares beneficiosos para la salud de las personas tanto física como mental y respuesta a sus necesidades estéticas. (Kaplan, 1995; Corraliza y Collado, 2011; Collado, 2012; Collado y Corraliza, 2013;).

Deben ser, por tanto, espacios que ofrezcan diversidad de oportunidades en la ciudad futura y lugares privilegiados para la comprensión e interiorización del valor

⁶ *Biodiversity in Urban Gardens* (BUGS) <http://www.bugs.group.shef.ac.uk/>. Proyectos de investigación desarrollados por la Universidad de Sheffield para la observación y estudio de la biodiversidad señalan la importancia de los jardines domésticos urbanos en el mantenimiento de la biodiversidad.

de los procesos naturales y la íntima dependencia de los seres humanos con los mismos. Es por ello necesario un nuevo planteamiento para las zonas verdes de forma que sirva de conexión entre la ciudad y el espacio rural, colaborando en esa recuperación del *Contínuum naturale y Cultural* al que aludía Caldeira Cabral y no permaneciendo como islas de paisajes ideales que nos alejan más de esta comprensión.

Su diseño debe siempre considerar aspectos ecológicos además de funcionales y estéticos, y son una oportunidad para el mantenimiento y mejora del capital natural en las ciudades (Dunnett, Swanick y Woolley, 2002; Robinson, 2004; Dunnett y Hitchmough, 2006).

2.2 Sostenibilidad y biodiversidad

Desde siempre el hombre ha modificado y alterado su entorno para responder a sus necesidades de supervivencia. Sin embargo, en el último siglo el desarrollo científico y tecnológico ha supuesto alteraciones que ponen en riesgo el planeta como señalan numerosos informes (Brundtland, 1987; McNeely et al. 1990; Myers et al. 2000; Montes et al. 2011). Esta crisis se ha hecho más evidente y también más consciente en las últimas décadas, haciendo necesaria una reflexión dirigida a nuestro modo de relacionarnos con nuestro entorno.

El informe Brundtland (1987) señala que la pérdida de especies vegetales y animales puede limitar de forma importante las opciones de las generaciones futuras para su desarrollo, por lo que el desarrollo sostenible requiere la conservación de la diversidad biológica. La preocupación por la pérdida de biodiversidad fue recogida en la Cumbre de Río cuando se proclama el *Convenio sobre la Diversidad Biológica* (1992) y este se ratificara por diferentes países hasta alcanzar los 193 que actualmente lo han firmado en todo el mundo.

A partir de entonces los diferentes países han regulado en sus territorios nacionales y a través de la legislación nacional o sectorial los aspectos relacionados con la biodiversidad, enfocando sus estrategias hacia el cumplimiento de los objetivos establecidos en dicho Convenio ⁷.

Se entiende por diversidad biológica o biodiversidad “la variabilidad de organismos vivos de cualquier fuente, incluidos, entre otras cosas, los ecosistemas terrestres y marinos y otros ecosistemas acuáticos y los complejos ecológicos de los que forman parte; comprende la diversidad dentro de cada especie, entre las especies y de los ecosistemas” (*Convenio sobre la Diversidad Biológica*, 1992). El término se refiere a la variedad de seres vivos y de los patrones naturales que los conforman (Caurín y Martínez, 2013). Se consideran habitualmente tres niveles cuando se habla de biodiversidad: el de la diversidad genética, diversidad de especies y diversidad de ecosistemas (McNeely et al., 1990)

A nivel político y normativo, la Unión Europea ha adoptado en sus políticas la preocupación por la conservación de la biodiversidad desde que en 1992 publicara la directiva de Hábitats (DIR 92/43/CEE), cuyo objetivo era contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats de mayor valor ecológico

⁷ Para más información se puede consultar la página www.cbd.int

(naturales y semi-naturales) y de la fauna y flora silvestres en todo el territorio europeo. Para ello se creó la red Natura 2000 y las áreas de protección especial según determinara cada Estado miembro.

Sin embargo, las evaluaciones que se han ido realizando desde entonces para conocer el estado de la biodiversidad indican que continúa perdiéndose⁸ y que hay que reforzar las medidas. La principal fuente de la actual degradación y agotamiento de los sistemas biológicos y de su diversidad es el hombre, al favorecer estrategias para convertir ecosistemas complejos en ecosistemas simples (Montes et al., 2011; Gonzalez Bernaldez, 1981). El *Informe del Milenio* en España reconoce como primera causa de pérdida de biodiversidad el cambio del uso del suelo de los ecosistemas terrestres hacia suelo urbano o agrícola intensivo⁹.

La Estrategia *Europa 2020* (COM, 2011), actualmente vigente, añade al objetivo de detener la pérdida de biodiversidad, el inmenso valor de los servicios de los ecosistemas y la urgente necesidad de mantenerlos y restaurarlos para beneficio de la naturaleza y de la sociedad.

En la nueva estrategia se ha querido dar especial importancia al valor económico que la pérdida de biodiversidad supone para determinados sectores con el fin de sensibilizar a los agentes implicados. Se estima por ejemplo que el valor económico de la polinización para el sector agrícola es de unos 15 billones de euros al año (TEEB: *The Economics of Ecosystem and Biodiversity*, 2010).

Además, con la posterior *Comunicación sobre infraestructura verde de la Comisión* (COM, 2013) se refuerza la idea de que para proteger la biodiversidad se hace necesario recuperar la continuidad y funcionalidad de los elementos esenciales del paisaje a través de la planificación estratégica de una red continua de espacios de alto valor ecológico, junto a otros elementos ambientales con carácter multifuncional en el espacio urbano y rural, en lugar de focalizar la atención a determinados espacios o elementos de protección como se había venido haciendo hasta ahora.

Su aplicación también al contexto urbano nos parece especialmente relevante y abre vías para nuevas formas de plantear la concepción y desarrollo de la red de espacios verdes públicos y privados (Ignatieva y Ahrné, 2013).

2.3 Importancia de la biodiversidad

La biodiversidad está reconocida como la base para la existencia del ser humano en la Tierra y por tanto es un componente clave para su desarrollo y bienestar futuro. Es el componente fundamental de los ecosistemas, siendo la diversidad funcional asociada con microorganismos, vegetación e invertebrados la que más contribuye a

⁸ La última actualización de la Lista Roja de Especies Amenazadas de la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) de 2009 revela que más de 17.000 especies de las casi 50.000 estudiadas están en peligro de extinción. Los resultados indican que el 21% de los mamíferos, el 30% de los anfibios, el 12% de las aves, el 28% de los reptiles, el 37% de los peces de agua dulce, el 70% de las plantas y el 35% de los invertebrados evaluados están amenazados.

⁹ Entre los años 1987-2006 en España se produjo un incremento del 51,9% de las zonas artificiales (OSE, 2011; citado en Montes et al., 2011) La presión ejercida sobre la biodiversidad afecta principalmente a plantas vasculares, artrópodos, anfibios, reptiles y mamíferos.

los servicios de los ecosistemas y seguramente la menos conocida (Montes et al., 2011). El reconocimiento de la importancia de la biodiversidad para el bienestar humano, puede más fácilmente conducir a su protección; mientras que lo contrario nos lleva a la desatención e indiferencia (Corraliza y Collado, 2011; Collado, 2012).

La biodiversidad es el resultado de procesos y patrones ecológicos y evolutivos irrepetibles. Lo cual significa que la actual configuración de la diversidad biológica puede explicarse históricamente mediante el análisis de los procesos que le han dado origen, la han mantenido y alterado. Su pérdida supone entonces la pérdida de todos esos procesos y por tanto es difícilmente recuperable, por no decir irreversible.

En el contexto mediterráneo, la diversidad biológica de la región se considera prioritaria no sólo para Europa sino también a escala mundial, puesto que se trata de uno de los grandes *hotspots* de biodiversidad (Myers et al. 2000). España es el país de Europa Occidental con mayor número de especies de plantas por unidad de superficie (Montes et al., 2011)

Sin entrar en el análisis sobre la cuestión ética, desarrollada fundamentalmente desde los años 50 del pasado siglo por personalidades como Leopold (1949) y Carson (1962) en Estados Unidos que promovieron el movimiento conservacionista americano e iniciaron la preocupación por la ética ambiental, u otros autores europeos como Lovelock o Naess (1973) de visiones fuertemente eco o biocéntricas entre otros, hemos revisado documentos, informes y publicaciones más recientes en los que se destaca la importancia de la biodiversidad.

Uno de los principios más aclamados a favor de la biodiversidad es que cuanto más complejos o diversos son los sistemas, es decir cuanto mayor es su biodiversidad, más capaces son de adaptarse a posibles cambios externos.

Esto se se basa en dos argumentos de peso: por un lado al responder de forma diferente las especies a los cambios, si se produce uno, cuantas más especies haya en una comunidad mayor probabilidad de que a escala de la comunidad entera los cambios queden suavizados. Por otro lado cuanto mayor número de especies exista en una comunidad, mayor probabilidad hay de que los efectos adversos provocados por factores externos en una determinada especie importante para el ecosistema, no afecten en la capacidad de función de ese ecosistema gracias al reemplazo de esa especie por otra (McCann, 2000; Dunnett y Hitchmough, 2004).

Los servicios que los ecosistemas nos aportan, incluyendo la biodiversidad como base de los mismos, o “las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano” (Montes et al., 2011) se resumen en la siguiente tabla:

Servicios	Procesos	Tipos
Aprovisionamiento	Nutrición	Cultivos agrícolas y ganadería
		Animales y plantas no domesticados y sus productos
		Animales y plantas procedentes de acuicultura
		Agua superficial y subterránea potable
	Materiales	Fibras y otros materiales procedentes de animales, plantas para su uso directo o para ser procesados
		Materiales procedentes de plantas o animales para uso agrícola
		Material genético
		Agua superficial y subterránea para usos diferentes a la bebida.
	Energía	Recursos basados en plantas o animales
		Energía basada en animales
Regulación y mantenimiento	Tratamiento de residuos, tóxicos y otros procesos nocivos	Bio-remediación mediante micro organismos, algas, plantas y animales
		Filtración/secuestro/almacenamiento /acumulación por micro organismos, plantas, algas y animales
		Filtración/secuestro/almacenamiento /acumulación por ecosistemas
		Dilución en la atmósfera, agua y ecosistemas marinos
		Control del ruido/olor/impactos visuales
	Control de flujos	Estabilización y control de la erosión
		Filtro y atenuación de flujos de masa
		Mantenimiento del ciclo hidrológico
		Protección contra inundaciones
		Protección contra tormentas
		Ventilación y transpiración

Regulación y mantenimiento	Mantenimiento de las condiciones físicas, químicas y biológicas.	Polinización y diseminación de semillas
		Mantenimiento de poblaciones y sus hábitats.
		Control de plagas
		Control de enfermedades
		Procesos de meteorización
		Decomposición y procesos de fijación
		Condiciones químicas de las aguas continentales
		Condiciones químicas de las aguas marinas
		Regulación del clima por reducción de la concentración de gases de efecto invernadero.
Regulación del microclima		
Culturales	Interacción físicas e intelectual con la biota, los ecosistemas y los paisajes (terrestres y marinos).	Uso experiencial de las plantas, animales y los paisajes (terrestres y marinos) en diferentes contextos ambientales
		Uso físico del Paisaje (terrestre o marino) en diferentes contextos ambientales
		Científico
		Educativo
		Tradición y cultura
		Ocio recreativo
	Espiritual, simbólico y otras interacciones con la biota, los ecosistemas y los paisajes (terrestres o marinos)	Estético
		Simbólico
		Sagrado y/o religioso
		Existencia
		Legado

Figura 1. Servicios de los ecosistemas.

Fuente: Adaptado de *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V4.3* (enero 2013). www.cices.eu

2.4 El concepto de sucesión ecológica

Los sistemas ecológicos experimentan una serie de cambios a lo largo del tiempo en lo que se denomina *sucesión ecológica*. Este proceso conduce a una auto-organización del sistema pasando de uno más inmaduro a otro de mayor madurez según las condiciones ecológicas del medio en el que se da.

La sustitución de una comunidad por otra en el proceso de sucesión se ve motivada por la modificación del medio promovida por la primera comunidad, la cual crea las condiciones apropiadas para el desarrollo de la siguiente comunidad. Los sistemas ecológicos maduros, propios de las etapas finales del proceso de sucesión, están formados por una mayor diversidad de organismos y estructuras y una mayor complejidad de relaciones entre sus elementos. Al proceso final del proceso de sucesión se le denomina *clímax*, mientras que al resto de etapas se las denomina *subseriales* (Rivas-Martínez, 1987).

El paisajista Gilles Clément (2007) explica de manera esquematizada (Figuras 2 a 6) el desarrollo de la vegetación en su dinámica natural en un período de unos 40 años. Cada figura podría corresponder a una asociación vegetal perteneciente a la dinámica, en este caso progresiva, de una serie de vegetación (Raposo, 2013). En estas figuras se representan etapas posibles del desarrollo de la vegetación a partir de un campo abandonado. La dinámica biológica implica una sucesión hasta alcanzar un estado de equilibrio –*clímax*– que varía según las condiciones edafoclimáticas. En la naturaleza estos equilibrios tienen un carácter dinámico, por lo que los estados *clímax* se reciclan a sí mismos (Clément, 2007).



Figura 2. Año 0. Área abandonada con algunas herbáceas adventicias de campo agrícola.

Fuente: CLÉMENT (2007)



Figura 3. Año 1 a 3. Sobre suelos agrícolas se podrá formar directamente una pradera, si no, se observará una pre-pradera de briofitas y después una pradera.

Fuente: CLÉMENT (2007)



Figura 4. 3 a 7 años. Sobre la pradera aparecen espinosas. Pradera armada (*prairie armée*). A pesar de la denominación, la pradera armada puede no estar constituida por espinosas. Con ello Clément (2007) se refiere de forma general a un estadio en la sucesión que, dependiendo de la serie de vegetación de la que se trate, podrá o no contener especies espinosas.

Fuente: CLÉMENT (2007)



Figura 5. 7 a 14 años. La superficie de la pradera disminuye a favor de las espinosas. Protegidos de los depredadores por las espinosas, comienzan a desarrollarse los futuros árboles.

Fuente: CLÉMENT (2007)



Figura 6. 14 a 40 años. Los árboles proporcionan sombra provocando la inhibición del crecimiento de arbustos que inicialmente les protegían, siempre que las condiciones pedológicas sean favorables. En algunos casos esta secuencia puede quedar bloqueada en una etapa anterior en función de las características del suelo (menos profundo, más pobre, etc), en estrato arbustivo o incluso en el herbáceo

Fuente: CLÉMENT (2007)

La introducción de perturbaciones en un sistema ecológico maduro supone su desorganización, tardando tiempo en reconstruirse. Sólo los sistemas ecológicos inmaduros pueden soportar una explotación continua. La explotación de un sistema ecológico o su perturbación lleva a una mayor simplificación, a su desorganización, o etapas de menor madurez, requiriendo un control más importante cuanto más inmaduro o simple es el sistema (González Bernáldez, 1981).

Esta idea puede aplicarse al mantenimiento de una pradera de césped o de un sistema agrícola intensivo (González Bernáldez, 1981). En estos casos se requiere un aporte constante de energía mediante el laboreo, la eliminación de organismos competidores ("malas hierbas"), parásitos y depredadores, así como la incorporación de fertilizantes y la explotación de la biomasa producida (hierba cortada, cereal, producto agrícola, etc) (González Bernáldez, 1981).

El principio básico de los procesos de sucesión de los sistemas ecológicos, pueden servir para razonar una estrategia de gestión de los espacios verdes desde el punto de vista del consumo de energía y de las ventajas que el incremento de la diversidad biológica puede tener para rebajar estos consumos.

González Bernáldez (1981) explica cómo en las situaciones de control intenso y alta productividad, como sería el caso de las praderas de césped, la inestabilidad implícita del sistema se remedia mediante aportaciones copiosas de energía (siegas) y materiales (biocidas, fertilizantes, riego en climas desfavorables) para mantenerlo estable. En el caso en que se permita cierta dinámica natural de las comunidades, ese control podrá ser mucho menor y su productividad neta (por ejemplo, restos de siega) será pequeña o nula. La ventaja de los sistemas maduros es la estabilidad. En este concepto se basan los trabajos de Dunnett y Hitchmough (2004, 2006) en Inglaterra y de Clément (2007) en Francia que se verán más adelante.

2.5 Estética y aceptación del público

Las zonas verdes en las ciudades deben ser aceptadas por la población y más especialmente en el caso de parques y jardines para aquellos que los visitan, si no, difícilmente serán sostenibles y muy fácilmente serán objeto de quebraderos de cabeza para los técnicos encargados de su mantenimiento y gestión en los correspondientes servicios municipales, que serán los receptores de las quejas vecinales.

Aunque el incremento de la biodiversidad y los principios ecológicos en el diseño de parques y jardines estén justificados desde el punto de vista económico, ético, técnico o político, de poco serviría si en el diseño no se tienen en cuenta cuestiones como la estética para la aceptación por parte del público. (Jorgensen, 2004; Ignatieva, 2010).

Algunas investigaciones llevadas a cabo fuera de nuestro país sobre la preferencia del público en cuanto a paisajes parecen coincidir en que son los paisajes que se parecen al estilo del movimiento inglés de comienzos del siglo XVIII (amplios y verdes espacios verdes con arbolado disperso o en pequeños bosquetes) los preferidos por el público (Jorgensen, 2004). Parece existir una opinión común

por la cual las praderas no segadas son signo de falta de cuidado (Ignatieva y Ahrné, 2013). Estos modelos de parque

Estos modelos de parque con amplias zonas de césped perfectamente segado son los que más se difundieron en occidente, primero en las colonias británicas como nostalgia del paisaje de Inglaterra y como señal de estatus social (Ignatieva y Ahrné, 2013), y durante la posguerra en muchas ciudades occidentales por parte de los arquitectos y planificadores (Jorgensen, 2004). Hoy día es el elemento esencial de la mayor parte de los parques y zonas verdes, jardines privados, campos de golf y otros espacios verdes urbanos. Cubre más del 70% del espacio público en las ciudades, independientemente de que las condiciones climáticas sean favorables o no (Stewart et al. 2009; citado en Ignatieva y Ahrné, 2013).

Es por tanto, el modelo más común y que forma parte de las referencias visuales de las personas que viven en las ciudades contemporáneas. ¿pero esta preferencia es inmutable? ¿se debe a motivaciones culturales o más bien a otras de tipo innato? No parece muy clara la respuesta. Parece más bien que las preferencias del público responden a cuestiones complejas y pueden ser mutables en el tiempo y a lo largo de la vida de la misma persona (Jorgensen, 2004).

Según Jorgensen (2004), estudios sobre el interés por los problemas ambientales y el apoyo a este tipo de programas ponen de manifiesto que los principales factores que influyen en este interés son la edad y el lugar de residencia, con el factor educación como el más significativo.

En cualquier caso podríamos decir que la satisfacción estética por los paisajes podría basarse en algunos valores comunes: el sentido de orden, la legibilidad del espacio (capacidad para ser comprendido, reconocido y explicado por una necesidad innata del hombre) y la necesidad de orientación espacial de las personas. Otros estudios identifican otros valores complementarios como son: diversidad que suponga interés frente a la monotonía, sensación de paz o calma, sin elementos que distorsionen (como podrían ser edificaciones poco integradas) y que sean accesibles (Jorgensen, 2004).

En cuanto a la influencia del género, aunque las teorías sobre la preferencia innata por un paisaje determinado indican que éste puede jugar un papel importante, seguramente será algo más complejo que una simple correlación entre género y preferencia por determinadas vistas o tipos de paisaje (Jorgensen, 2004). Sí se ha observado en algunos estudios que para paisajes urbanos, las mujeres se identifican como mucho más confiadas que los hombres en este tipo de paisajes (Valentine, 1989; Madge, 1997; Jorgensen, Hitchmough y Calvert, 2002; citado en Jorgensen, 2004).

En esta preferencia por un paisaje siempre verde y la resistencia hacia otras propuestas más acordes con el paisaje del entorno próximo como pueda ser el mediterráneo ¿no será más bien que en el último siglo la población no ha tenido referentes de peso que incline su preferencia hacia otras propuestas más adecuadas?.

En Alemania u Holanda la incorporación de principios ecológicos en el diseño de los espacios verdes data de los años 30 del siglo XX. En Inglaterra estas cuestiones están presentes a partir de la segunda década de los 1950. En Portugal, la escuela

de Évora se apoya sobre estos principios desde sus comienzos a finales de los 70 del pasado siglo.

Sin embargo en otros países del Sur de Europa como España parece no ser todavía una preocupación del público en general. Resulta chocante que no exista una demanda por parte del público justamente en estos países del Sur, donde el consumo de agua para mantener las praderas de césped es muy superior a la empleada en los países del Norte de Europa. Es verdad que en los últimos años y por parte de la administración local se están haciendo esfuerzos para incorporar estos principios, pero hay mucho por hacer aún.

Los enfoques presentados en este trabajo pueden servir de referencia para introducir los principios de sostenibilidad e incremento de la biodiversidad de una manera que sea aceptable por el público. Arquitectos paisajistas que supieron extraer el valor del propio paisaje en sus trabajos, como Jens Jensen (1860-1951) y sus propuestas de estilo pradera (*Prairie Style*), valoraron la pradera americana y la flora nativa para incorporarla en el diseño de los parques como alternativa al césped, influyendo en el modo de plantear los jardines y parques americanos (Ignatieva, 2012).

Un modo de abordar el interés por parte del público es el que emplea por ejemplo el arquitecto paisajista contemporáneo francés Gilles Clément. Este autor utiliza la escenografía como estrategia para ayudar al público a percibir la intencionalidad de sus intervenciones, introduciéndole de este modo a su comprensión y con ello a su aceptación (conversación con el autor, 2014), trabajando siempre a favor de los procesos naturales (Clément, 2007). Los profesores Nigel Dunnett y James Hitchmough en Inglaterra, utilizan especies de flor de fuerte impacto visual para hacer más atractivas sus propuestas.

Mucho del éxito de las intervenciones está en poner la atención en la aceptación del público desde las primeras fases del diseño.

Un ejemplo de éxito de participación pública es el caso del parque *HighLine* de Nueva York, proyectado por Field Operations de James Corner. Surgido gracias a la iniciativa directa de los vecinos de la zona, estos dieron su preferencia a las propuestas que favorecían el acercamiento a la naturaleza. Los vecinos, una vez construido el parque, son los encargados de dinamizarlo. Para ello se valen de blogs en el que constantemente dan noticias, información y propuestas de actividades relacionadas con el parque, valorando el diseño, aportando información de las plantaciones y su evolución en el tiempo.

Este tipo de iniciativas incrementa la aceptación por parte de los propios vecinos, pero también invita a nuevas personas a conocer el espacio, favoreciendo la valoración más allá de los límites geográficos de la propuesta, dinamizando el lugar a la vez que se genera un sentimiento de identidad cultural con el espacio¹⁰

¹⁰ www.thehighline.org

3 CRITERIOS PARA EL DISEÑO DE PLANTACIONES

3.1 El empleo del césped en la región mediterránea

Seguramente a la gran mayoría del público que utiliza los parques y jardines en la región mediterránea les resulte extraño saber que el césped tiene una historia muy reciente.

Aunque el césped se viene utilizando como elemento decorativo desde la edad media (Woudstra y Hitchmough, 2000; Ignatieva y Ahrné, 2013), como técnica para cubrir el suelo a gran escala, aparece por primera vez en el jardín barroco francés de la mano de Le Nôtre en Vaux-le-Vicomte y, más tarde, en 1680 en Versalles, en el eje hacia el Gran Canal, con lo que se llamaría el tapiz verde (*tapis vert*) mantenido a base de cortes frecuentes y con una mezcla de especies entre las que no sólo había lo que hoy constituiría propiamente un césped de gramíneas, sino que incluiría también tréboles y otras especies de flor (Filippi, 2011). Sin embargo se trata de Francia, en las proximidades de París, con un clima bien diferente a la región mediterránea del Sur, donde para mantener verde ese tapiz no era necesario el aporte de agua para compensar la falta de lluvia y en una época donde el mantenimiento continuo a base de siegas se realizaba manualmente y, por tanto, un lujo sólo accesible a unos pocos.

Posteriormente, el desarrollo en el siglo XVIII y en Inglaterra del jardín inglés en fuerte oposición al arquitecturizado francés, extiende la nueva moda por el paisaje verde de abiertas praderas y bosquetes de ‘Capability’ Brown. Los primeros céspedes tal y como hoy se entienden, fueron probablemente los campos bien mantenidos en Europa para el pasto del ganado, también utilizado como elemento ornamental (Ignatieva y Stewart, 2009). Las propiedades inglesas son un ejemplo de ello. Las praderas se vuelven célebres entre la aristocracia inglesa primero y, más tarde, en Estados Unidos alrededor de las casas de las personalidades más importantes, en Australia y Nueva Zelanda como reflejo del paisaje importado desde Inglaterra (Woudstra y Hitchmough, 2000; Ignatieva y Stewart, 2009; Filippi, 2011).

En el siglo XVIII el césped era un elemento esencial del paisaje de los parques ingleses y un importante elemento en los parques victorianos del siglo XIX, convirtiéndose en un símbolo de estatus social. En el siglo XX la moda del césped ha generado una industria multimillonaria en la producción de semillas, pesticidas, fertilizantes, sistemas de riego y segadoras (Woudstra y Hitchmough, 2000; Ignatieva y Ahrné, 2013; Filippi, 2011).

La principal pega al césped en sus primeros años fue la necesidad de las frecuentes siegas, realizadas hasta 1830 de forma manual (Ignatieva y Stewart, 2009). En 1868 llega la primera segadora manual helicoidal a Estados Unidos, donde el césped empezaba a popularizarse entre las clases altas. En 1919 ya se fabrica el cortacésped a motor, lo cual favorece la democratización del césped, símbolo de un nivel de vida más elevado para las familias de clase media americana. De 1950 a 1974 el césped se vuelve cada vez más popular en Estados Unidos, según se desprende de la venta de segadoras que pasa de un millón en 1950 a siete millones en 1974 (Filippi, 2011).

El jardín inglés de finales del XVIII gana también influencia en el Sur de Europa a favor de los modelos centro europeos. Al jardín mediterráneo de setos, elementos de agua, aromas y sombras, se le incorpora el verdor del Norte de Europa con sus extensiones verdes de praderas segadas (Rubió y Tudurí, 2000; Añón, 2001).

En 1929 Rubió y Tudurí, jefe de parques y jardines de Barcelona hasta los años 30 y discípulo del arquitecto paisajista francés Forestier, señalaba: 'aunque ello no cuadre perfectamente al jardín español, constituye a veces una solución necesaria en los jardines modernos el establecimiento de prados de corta extensión, sea para cubrir taludes, sea para producir superficies horizontales y homogéneas, útiles en la composición, (...) el más "internacional" de todos ellos, parece ser el "césped", *gazon* o *Ray grass*. Estos prados de un verde agradable, igual y correcto, son considerados por muchos impropios de nuestros climas. Los prados se secan en verano, es verdad (...) lo único que puede decirse sobre los céspedes es que cuestan muy caros; objeción seria, sin duda, pero de carácter económico y no técnico ni artístico' (Rubió y Tudurí, 2006: 187).

A partir de la segunda Guerra Mundial es cuando el césped empieza a tener un estándar de calidad que evoluciona hacia mezclas exclusivamente formadas por unas pocas especies de gramíneas de color uniforme a lo largo del año. Esto sucede al mismo tiempo que aparecen en el mercado abonos químicos, pesticidas y herbicidas selectivos como consecuencia del desarrollo de la agricultura intensiva (Filippi, 2011). Desde los años 70 se extiende el uso del césped en los jardines del Sur de Europa. Los jardineros utilizan cada vez más el riego automático por aspersión, homogeneizando el paisaje e introduciendo en la mentalidad de todos un paisaje ajeno al mediterráneo.

Un ejemplo de este modo de entender el jardín es el que describe en los años 80 del pasado siglo, la Marquesa de Casa Valdés al hablar del jardín ideal: 'La casa sería amplia, moderna, y las ventanas de la planta baja se abrirían a nivel del jardín a modo de puertas. Veríamos entonces un extenso césped, fino y recortado (...) siguiendo paso a paso a los ingleses, siempre a la cabeza por el arte, la afición y los conocimientos que aporta este país a la jardinería' (Casa Valdés, 1987: 272-273).

En el paisaje mediterráneo existe sin embargo multitud de especies vegetales capaces de cubrir el suelo con unas exigencias mucho menores en cuanto a riegos, abonos y tratamientos contra enfermedades que el césped (Filippi, 2007, 2011; Castro y Ponte-e-Sousa, 2012; Alonso Martínez, et al., 2014). Algunas de ellas, utilizadas desde antiguo, son plantas adaptadas al suelo y clima y pueden servir como alternativas a las praderas de césped en función de los objetivos que se planteen o, al menos, reduciendo su superficie (Filippi, 2011; Raposo, 2013).

En la actual crisis económica el mantenimiento de grandes extensiones de césped y el importante consumo de agua en los países del sur de Europa pone en entredicho su uso, haciéndose necesario encontrar nuevas propuestas que recuperen tanto la tradición jardinera como las necesidades contemporáneas de las nuevas situaciones urbanísticas (Dunnet y Hitchmough, 2004; Dunnett y Hitchmough, 2006; Ignatieva y Stewart, 2009; Ignatieva y Ahrné, 2013; Smith y Fellowes, 2014).

En los siguientes capítulos se profundiza en las propuestas de diseño de plantaciones que se han venido realizando en la historia reciente de Europa y Estados Unidos desde una perspectiva ecológica, poniendo especial énfasis en aquellas soluciones que se identifiquen con el carácter del lugar y que puedan ser alternativas a la pradera de césped convencional, para encontrar una posible vía para propuestas de arquitectura paisajista propias.

3.2 La evolución en el diseño de plantaciones desde una perspectiva ecológica en la historia reciente de la arquitectura paisajista europea y americana

Siguiendo a Woudstra y Hitchmough (2000), Woudstra (2004), Ignatieva, Stewart y Meurk (2011) e Ignatieva (2012), se puede decir que el modo de utilizar las plantas en los proyectos de arquitectura paisajista refleja los cambios que a lo largo de la historia se han dado en el modo de mirar a la naturaleza. El diseño de plantaciones a partir de criterios más o menos ecológicos (aunque esta palabra no existiera en el vocabulario) ha aparecido en los últimos 200 años de la mano del desarrollo en el conocimiento en fitogeografía y de la ciencia de la ecología, al mismo tiempo que se han ido sucediendo los diferentes movimientos sociales y políticos, sobre todo en la Europa templada y América¹¹.

Inicialmente, a finales del siglo XIX, el interés se centró en los jardines botánicos, considerados el mejor lugar para exhibir y conocer las plantas. En un segundo momento, ya a comienzos del siglo XX, el interés por plantaciones más “ecológicas” radicó en la búsqueda de un modo más económico y sostenible para la gestión de parques y áreas verdes. Durante la Segunda Guerra Mundial, en algunos países como Alemania, el empleo de flora autóctona tuvo connotaciones políticas. Con el desarrollo de la ciencia de la ecología y tras la Segunda Guerra Mundial, el debate se centró en la gestión y mantenimiento de los espacios verdes y en el uso de flora autóctona (nativa) o exótica.

En cualquier caso Woudstra (2004) y Raposo (2013) señalan que en los últimos 200 años han existido dos enfoques que podrían denominarse de alguna manera ecológicos. Tales enfoques serían: el diseño de plantaciones a partir de criterios geográficos, que trata de recrear ejemplos de tipos de vegetación existentes en el planeta, y el enfoque fisonómico, que pone el énfasis en el carácter, forma de distribución y función de la vegetación, pero sin especial interés en el origen geográfico de las especies.

El cambio más evidente en la percepción de la naturaleza reflejado en el arte de los jardines fue seguramente el paso del jardín clásico francés de Le Nôtre al modelo pintoresco desarrollado en Inglaterra a partir de la influencia de pensadores como Alexander Pope, Joseph Addison y Anthony Shaftesbury. El trazado

¹¹ Woudstra (2004) analiza la evolución de las principales tendencias en diseño de plantaciones en los últimos 200 años (hasta la década de los 80 del pasado siglo), especialmente en algunos países europeos (Alemania, Holanda, Suecia y Gran Bretaña) y Estados Unidos, considerados en muchos casos ejemplo del empleo de la vegetación siguiendo criterios ecológicos en el diseño y gestión de los paisajes.

geométrico y fuertemente arquitecturizado de setos recortados de Versalles y otros ejemplos de la época, fue sustituido por un predominio de masas arbustivas y macizos de flores, junto a masas arboladas, ideal de los parques de comienzos del siglo XIX que se extendió por toda Europa (Hobhouse, 1997; Silva, 2003; Woudstra, 2004).

La influencia más importante en la práctica del diseño de parques y jardines desde una perspectiva ecológica –antes aún del nacimiento de la ecología como ciencia- es la del geógrafo alemán Alexander von Humboldt (1769-1859). Las publicaciones de Humboldt, fruto de sus numerosos viajes por el mundo y del estudio científico de la vegetación, favorecieron un nuevo modo de entender el mundo de las plantas. Su influencia marcó el comienzo del diseño de plantaciones desde una perspectiva geográfica o fitogeográfica que se desarrollaría gradualmente hacia un enfoque ecológico, cada vez más sofisticado a medida que fue avanzando el conocimiento (Woudstra, 2004).

En algunos países este enfoque para las plantaciones ha influido tanto en el diseño como en la gestión del mantenimiento posterior. En primer lugar en Alemania, su país natal, para extenderse después a los países del centro y norte de Europa (Holanda, Dinamarca, Suecia y Gran Bretaña, fundamentalmente) y más tardíamente del sur (Woudstra, 2004; Raposo, 2013).

Las primeras influencias se constatan en el modo de concebir los jardines botánicos. El jardín Botánico de Berlín era considerado uno de los pocos en los que la distribución de las plantas se había realizado según su nativa distribución ya a comienzos del siglo XIX (Loudon, 1822, citado por Woudstra, 2004). En este jardín la distribución de las plantas no sigue la tradicional clasificación en cuadros de plantación para organizarse de manera sistemática y en base a plantaciones metódicas. Ya en 1812 este jardín botánico había cambiado completamente su aspecto, bajo la dirección del botánico Karl Ludwig Willdenow, influenciado por Humboldt, hacia una disposición más naturalista.

Esta nueva disposición de los jardines botánicos se extendió rápidamente a otros como el de Birmingham (1831), el Arboretum de Derby (1839) y el jardín botánico de Sheffield (1834) en Gran Bretaña. Sin embargo, el enfoque de las plantaciones seguía siendo estético antes que seguir los principios científicos de la fitogeografía (Woudstra, 2004), aunque se promovieran “jardines científicos” que incluyeran categorías como Flora británica, Floras locales, Jardines geográficos, donde las plantas debían distribuirse según se encontraban en sus ambientes nativos o Jardines geológicos, en los que las plantas se distribuían según el tipo de suelo sobre el que mejor se desarrollaran (Loudon, 1835, citado por Woudstra, 2004).

Como ya se ha indicado, es en Alemania donde la influencia de Humboldt más se hace notar en aquellos primeros años. Gustav Meyer fue el primer arquitecto paisajista que reconoció en una publicación de 1860 la importancia de los descubrimientos de Humboldt. En su texto incluía listas de plantas utilizadas según su origen, hábitat y condiciones edáficas y relaciona por primera vez las principales formas de las plantas con sus adaptaciones a las diferentes condiciones ambientales. Meyer incorporó estas ideas en el diseño del parque de Berlín Humboldthain en 1869, con motivo del centenario del nacimiento de Humboldt. La

mayor parte del parque fue diseñado desde criterios científicos en los que se incluyeron especies nativas de Norteamérica y Siberia, además de las propias de los bosques de Alemania, eligiendo plantas que se podían desarrollar bien en ese clima y que eran recomendables por su belleza, sin necesidad de especiales protecciones (Woudstra, 2004).

El Real Jardín Botánico de Berlín, trasladado en 1897 a Dahlem bajo supervisión del entonces director Adolf Engler¹², influyó en el desarrollo de los principios ecológicos en el diseño de plantaciones en Alemania. Entre los que mayor influencia tuvieron se encuentran el profesor y arquitecto paisajista alemán Willy Lange¹³ y el arquitecto paisajista alemán Erwin Barth.¹⁴

En los años 1930 con el nacional socialismo se introduce en Alemania la prohibición de la flora exótica a favor de la nativa, reflejo de los planteamientos políticos imperantes. Durante este periodo se mantiene la discusión entre los enfoques fitosociológicos y fisonómicos, perdiéndose progresivamente en los años 60¹⁵. Es a partir de los años 70 cuando se vuelve a recuperar el interés por el enfoque ecológico pero ya sin la base científica que tuvo en el siglo anterior. A partir de entonces el acento y principal interés se pone en el uso de vivaces agrupadas de forma naturalística, emulando la naturaleza en su componente estética. El profesor

¹² Adolf Engler (1844-1930) botánico seguidor y promotor de los esquemas de plantación atendiendo a principios fitogeográficos, enfoque que se deja ver en el modo de distribuir las plantaciones en el nuevo jardín botánico de Berlín (1897)

¹³ Su principal obra, *Gartengestaltung der Neuzeit* (1907) fue muy divulgada y leída principalmente en los países del norte de Europa, lo que seguramente influyó en el desarrollo posterior en esos países de un planteamiento ecológico de plantaciones. En este texto adopta los principios fitogeográficos y analiza la composición de plantaciones en los jardines atendiendo a motivos naturales, sin pretender imitar la naturaleza sino avanzar su intención. Aunque sigue los avances científicos de la época, sobre todo en ecología, decide adoptar un enfoque fisonómico en la selección de las especies vegetales, porque parte de que un conocimiento profundo de las plantas y su forma es suficiente para que el arquitecto paisajista pueda elegir su correcta posición en el diseño general. Esta decisión le valdrá fuertes críticas de los ecólogos al chocar con los nuevos descubrimientos científicos. Su planteamiento requiere un conocimiento muy grande de las plantas además de que no siempre se correlacionan forma y requerimientos de cultivo. Por otro lado, su planteamiento deja abierta la posibilidad de introducir especies exóticas que por su forma puedan parecerse a las nativas (Woudstra, 2004).

¹⁴ Erwin Barth concibió en 1913 un parque público de 2Ha en Charlottenburg al Oeste de Berlín, que es considerado uno de los primeros ejemplos de la aplicación de los principios ecológicos en los proyectos de arquitectura paisajista. El objetivo era procurar un espacio para juego de niños y área de descanso para adultos que tuviera una plantación atractiva. Incluía un jardín de demostración con la intención de representar los tipos de vegetación natural y las formaciones geológicas de la zona de Brandenburgo. El proyecto tiene una marcada intención didáctica a través de un uso de la vegetación y del espacio en el que se recrean diferentes hábitats para el conocimiento y el ocio: pequeñas lagunas, con vegetación propia de humedales, praderas silvestres, bosquetes de coníferas y de frondosas, dunas y brezales. No solo se realizó una selección cuidadosa de las especies vegetales sino que además se introdujeron diferentes especies de fauna relacionada con los diferentes ambientes (Woudstra, 2004).

¹⁵ El trabajo de Reinhold Tüxen, influido por la metodología desarrollada por el fitosociólogo suizo Josias Braun-Blanquet, dará una herramienta a los arquitectos paisajistas alemanes de la época para componer con plantas adaptadas a cada tipo de suelo y condición climática en la zona noroeste de Alemania, donde Tüxen desarrolló sus trabajos. Puso además en práctica sus conocimientos en el parque de Hannover Annateich/Hermann Löns, diseñado según los principios de la fitosociología. Tüxen había estudiado la flora local y asesoró en el diseño de plantaciones del parque. Contemporáneo de Tüxen, Willy Lange desarrolla un enfoque más fisonómico en la selección de especies vegetales. (Woudstra, 2004).

Richar Hansen fue quien más desarrolló este nuevo enfoque, explorando el mejor modo de componer con diferentes plantas de forma armonizada, con el principal objetivo de encontrar asociaciones de plantas para el espacio público que fueran eficientes en las labores posteriores de mantenimiento (Woudstra, 2004).

Con el desarrollo de la ciencia de la ecología, iniciada por Ernest Haeckel (1834-1919) en Alemania al acuñar el término *oecologie*, ciencia de las relaciones entre los organismos vivos y el mundo exterior y su hábitat, se da un paso más profundizando en la influencia que los factores locales, fisiográficos y climáticos, tienen sobre la distribución de la vegetación (Woudstra, 2014).

Las aportaciones del fitogeógrafo danés Eugenius Warming (1909) tuvieron mucha influencia en el cambio de enfoque que se había venido haciendo, desde un énfasis en la clasificación de la vegetación que muchos naturalistas de campo seguían a un enfoque ecológico como alternativa. En esto tuvo una especial importancia la introducción del término *Comunidad o comunidades*. La influencia de Warming se hizo notar tanto en Gran Bretaña como en Estados Unidos, en autores como Henry Chandler Cowles, de la Universidad de Chicago, que estudió la influencia de los factores locales como los del lago Michigan en la cobertura de la vegetación; o Frederic E. Clements y su texto *Research Methods in Ecology* (1905). Frederic Clements y Henry Cowles contribuyeron con lo que después se conocería como dinámica ecológica, enfoque dirigido principalmente al fenómeno del desarrollo sucesional en las comunidades vegetales, propuesto antes por Warming. La sucesión ecológica fue después desarrollada por el ecólogo americano Odum (1969) y vista como la estrategia para el desarrollo de los ecosistemas.

En cuanto a la jardinería ecológica se considera a William Robinson, jardinero y periodista irlandés, como uno de los primeros en aplicar las ideas ecológicas, sobre todo gracias a su publicación *The Wild Garden* (1870). Pero aunque incluye un capítulo sobre la flora británica, no hay evidencias de que emplee principios fitogeográficos o ecológicos en sus propuestas y la distribución de las plantaciones sigue basándose fundamentalmente en criterios pictóricos o estéticos (Woudstra, 2004). En Gran Bretaña, antes de la Segunda Guerra Mundial la arquitectura paisajista estaba dominada por Gertrude Jekyll y William Robinson, quienes tenían un enfoque artístico y jardinero, inspirado sobre todo en las plantas silvestres de la campiña británica (Woudstra y Hitchmough, 2000; Ignatieva, 2012).

Hay que esperar a la publicación en 1939 de *The British Islands and Their Vegetation*, por el ecólogo británico Arthur G. Transley para que exista un impacto significativo en Gran Bretaña a la hora de poner en práctica el enfoque ecológico en las plantaciones. Este autor influyó notablemente en Sylvia Crowe (1956), quien consideraba los diagramas de las asociaciones vegetales silvestres incluidas en aquella publicación como la mejor guía para aplicar en las plantaciones naturalistas. Brian Hackett (1971) señala también como fuente de inspiración para el diseño de plantaciones, la distribución de las especies vegetales en la naturaleza y promueve un enfoque ecológico en el diseño de plantaciones, recomendando como metodología el análisis de los patrones naturales de la vegetación silvestre local y de cómo pueden ser utilizadas como base para el diseño de plantaciones.

En esta época empieza también a desarrollarse la idea de que limitarse al uso de especies autóctonas en Gran Bretaña va a empobrecer su paisaje. Arquitectos

paisajistas como Brenda Colvin y otros de su generación, parecen estar de acuerdo en utilizar criterios ecológicos para el diseño de plantaciones en las zonas rurales, mientras que prefieren concentrar el uso de especies exóticas a los parques y jardines de las ciudades. Brenda Colvin, insistió en la importancia de las plantaciones con criterios ecológicos por razones de conservación, apariencia, diversidad y economía (Woudstra, 2004).

A partir de los años 60 del siglo pasado en Gran Bretaña y antes en los países del norte de Europa, básicamente Alemania, Holanda y Suecia, los conceptos de ecología empiezan a permear lentamente el trabajo y las políticas de la arquitectura paisajista en el ámbito urbano. Ejemplos de esto en Gran Bretaña son el William Curtis Ecological Park, diseñado por Lyndis Cole y abierto en 1977, inspirado en ejemplos holandeses o la creación en 1979 del Ecological Park Trust hoy denominado Trust for Urban Ecology (Woudstra, 2004).

En Suecia Rutger Sernander (1866-1944), uno de los últimos sucesores de Linneo en la universidad de Upsala y profesor de botánica, influye radicalmente en la arquitectura paisajista de la época por su crítica a los parques tradicionales suecos. Promulga un enfoque más propio del paisaje natural del país antes que seguir esquemas importados de otros lugares. En 1926 el mismo Sernander publicó *Stockholms Natur*, considerado plan maestro del futuro parque para el Gran Estocolmo y para las reservas naturales en los límites de la ciudad.

Los arquitectos paisajistas suecos de los años 1930 adoptarían sus principios a partir de entonces, huyendo del diseño formal de los jardines hacia modelos más naturales y libres. Los jardines próximos a las zonas residenciales se enfocan entonces para el disfrute de las personas – en especial de los niños- y como consecuencia se favorecen las extensiones de praderas, aunque no siempre segadas, y un esquema de plantaciones que dé la impresión de que es “obra de la naturaleza o fruto de la casualidad” (Woudstra, 2004: 51). Este planteamiento es lo que más adelante se conocerá como Escuela de Estocolmo: un enfoque naturalista en el diseño de los parques suecos definido como naturalismo sensiblemente controlado (Woudstra, 2004).

En Holanda el diseño de plantaciones naturalistas comienza a principios del siglo XX. A finales del siglo XIX era el estilo pintoresco el que dominaba, pero por influencia de dos profesores de escuela que promovieron el gusto por la naturaleza - Jacobus P. Thijssse y Eli Heimans-, comenzaron a diseñarse parques con objetivos didácticos para el conocimiento de la flora silvestre. Estos parques son los denominados *heemparks*, a partir de la Segunda Guerra Mundial. Boemendaal es el primero de ellos. Fue diseñado por Springer en 1925, con el fin de conocer la flora y fauna de los sistemas dunares holandeses. Son parques en los que los esquemas de plantación obedecen a la flora silvestre local, pero en los que el mantenimiento no dista de las intensivas labores requeridas en un parque tradicional.

Otros parques creados con la misma intención fueron De Heimanshof en Vierhouten (1935), el parque científico del Zuiderpark de la Haya (1933 – 1935) o De Braak y Westelijk Bovenland (Jac. P. Thijsssepark) en Amstelveen (1939 y 1940) considerados los mejores de su género (Woudstra, 2004; Ignatieva, 2012).

Desde 1935 existen publicaciones enfocadas al uso de flora silvestre en la concepción de jardines, al mejor modo de utilizarla en el jardín atendiendo al tipo de suelo e incluso a los viveros de producción disponibles. (van den Houten, 1935 citado por Woudstra, 2004). Ya en 1930 se promovía el diseño de plantaciones desde una perspectiva fitogeográfica para las zonas verdes, bajo la influencia del director del jardín botánico de Amsterdam A. J. van Lauren (Woudstra, 2004).

En Holanda, el interés por los criterios ecológicos en las plantaciones ya en los años 1930 eran dobles, tanto prácticos como económicos, tal como muestra este texto de Bijhouwer, profesor de arquitectura paisajista que en su lección inaugural en 1939 señala: "En cualquier lugar en el que un espacio tenga tal carácter y tamaño que un visitante pueda experimentarlo como paisaje, un arquitecto paisajista debe ser sensible a adaptar su elección de especies a las condiciones del terreno y a la vegetación natural existente. Esto tiene también enormes ventajas: las plantas crecerán exitosamente, sin la necesidad de especiales mejoras del suelo" (Woudstra, 2004: 38).

En 1973 Ger Londo, del Departamento para la Gestión de la Naturaleza, recoge la experiencia de mantenimiento de los *heemparks* (Londo, 1973, citado por Woudstra, 2004). En otra publicación posterior este mismo autor introduce la idea de un mantenimiento a base de régimen de siegas anual o bianual que abaratará y simplificará el mantenimiento intensivo de los *heemparks* (Londo, 1977, citado en Woudstra, 2004).

En los años 1970 el artista y profesor holandés, Louis le Roy, tiene especial influencia. Trabaja la idea de la continuidad cultural y natural, impulsando la imagen de la naturaleza que entra en la ciudad y de una gestión de mantenimiento de los espacios verdes que favorezca la situación relativamente estable de climax, por medio de algunas sencillas podas y el empleo de cualquier especie vegetal, siguiendo la teoría darwiniana de que sobrevivirá la mejor adaptada.

A partir de los años 1980, en Holanda, el interés se centra en la recuperación de zonas fuertemente explotadas por la acción humana, como consecuencia de la agricultura intensiva. Los criterios ecológicos se aplican a la vegetación en el sentido de dejar que sean los procesos naturales los encargados de la regeneración natural (Woudstra, 2004).

En Estados Unidos existe un interés por encontrar un estilo propio denominado estilo pradera (*Prairie Style*) desde que a finales del siglo XIX algunos arquitectos paisajistas comenzaron a experimentar con flora autóctona como Ossian Cole Simonds (1855-1931) y Jens Jensen (1860-1951). Este término fue acuñado por Wilhelm Miller en 1915 al escribir sobre el trabajo de estos autores.

En 1936, el mismo Jensen, en su proyecto para el Lincoln Memorial de Springfield, Illinois, agrupa la vegetación –exclusivamente nativa– en asociaciones ecológicas tal y como se encuentran de forma silvestre. Su diseño sirve como base para el mosaico que se desarrollará con el paso del tiempo, adoptando criterios de sucesión ecológica en el diseño de plantaciones. Este proyecto partió de los avances alcanzados en ecología y concretamente de los trabajos realizados por Cowles en el lago Michigan (Silva, 2003; Woudstra, 2004; Ignatieva, 2012).

La intención de Jensen es la de evocar el 'espíritu' de la pradera tanto espacial como estructuralmente de una manera innovadora. En la actualidad este parque tiene una apariencia 'tan natural en su atmósfera que se hace difícil pensar que se trata de una creación artificial' (Hobhouse, 1997: 299, citado en Silva, 2003).

En las propuestas de Jensen, las plantas se distribuían siguiendo las pautas de la naturaleza; extensas masas con transiciones cuidadosamente estudiadas entre los diferentes hábitats naturales. Las masas herbáceas en los límites de los claros, seguidas por pequeños arbustos y árboles de alturas variadas recreando los límites del bosque, para dar paso, con arbolado de mayor altura, al bosque mismo (Grese, 2001 citado en Silva, 2003).

Otros arquitectos paisajistas americanos influyentes en los primeros años del siglo XX fueron Frank A. Waugh, formado en Alemania e influido por Humboldt, quien propuso el término "ecológico", Warren H. Manning de Boston, con un enfoque más pragmático, que promovía el uso de flora autóctona por la facilidad de cultivo, aunque no se negaba al uso de variedades pues podían introducir cualidades estéticas que mejoraran las propuestas (Woudstra, 2004).

La arquitecto paisajista Florence Bell Robinson, influye en otros como Garrett Eckbo, con su publicación *Planting Design* de 1940. Ian McHarg (1969), arquitecto paisajista de enorme influencia en la planificación del paisaje americano, utiliza conceptos de ecología aplicada a la planificación pero no entra tanto en el diseño de plantaciones. Su gran preocupación en las cuestiones de gran escala y en los procesos ecológicos aplicados a la planificación va a influir enormemente en los arquitectos paisajistas americanos contemporáneos, en la planificación de las ciudades y conurbaciones metropolitanas (Corner, 2006).

Lady Bird Johnson, mujer del presidente Lyndon Johnson (1963-1969), influyó también en la época para el acercamiento en el conocimiento y gusto por la flora nativa americana, en especial la flora asociada a las praderas silvestres. Johnson cedió 24 Ha. para la creación del National Wildflower Research Center en 1982, colofón de un trabajo iniciado en 1965 con la experiencia de la Capital Más Hermosa (More Beautiful Capital).

En los años 1970 el interés por la plantación con especies autóctonas en Estados Unidos, se desarrolla sobre todo en la restauración de paisajes con Jensen, Roberts, Rehman y Morrison como principales referencias en arquitectura paisajista, influidos también por la ética propugnada por Aldo Leopold (1949) para la recuperación de los paisajes degradados y la pérdida de suelo asociado.

Otra ambientóloga que influyó en la práctica del diseño de plantaciones fue Lorrie Otto, quien ya en los años 1950 peleaba contra las praderas de césped de las entradas a las viviendas típicamente americanas, promoviendo en su propio jardín el empleo de especies autóctonas (Woudstra, 2004).

3.3 Perspectivas contemporáneas en el diseño de plantaciones con enfoque ecológico

Como ya se ha comentado, en la historia del arte de los jardines la oposición entre jardín formal e informal fue una de las mayores fracturas a la hora de abordar el diseño del jardín y la distribución espacial de las plantaciones.

El formalismo conllevaría una expresión de cierto dominio sobre la naturaleza y de jardín asociado a la arquitectura; mientras que el modelo informal reclamaría una mayor proximidad a la naturaleza y a una relación más íntima entre el jardín y el paisaje (Silva, 2003). Sin embargo, los arquitectos paisajistas contemporáneos utilizan a menudo el término naturalista, natural o ecológico para describir sus trabajos, muchas veces de una manera no siempre fundamentada (Kingsbury, 2004).

Las propuestas de arquitectura paisajista contemporánea se podrían clasificar según su mayor o menor atención a aspectos ecológicos, atendiendo a los siguientes criterios: la mayor proximidad en su concepción a lo que son hábitats naturales o seminaturales (por ejemplo los proyectos relacionados con la recuperación de paisajes degradados), la importancia que se da en el proyecto a los procesos dinámicos naturales (por ejemplo favoreciendo la sucesión ecológica) y el mayor uso de plantas autóctonas o, se podría añadir, adaptadas a las condiciones edafoclimáticas locales en determinados contextos (Kingsbury, 2004). Atender a estos criterios implica además, sin lugar a dudas, una diferencia sustancial en el mantenimiento posterior del espacio (Dunnett y Hitchmough, 2004; Kingsbury, 2004; Ignatieva, 2010; Raposo, 2013). Algunos ejemplos de arquitectos paisajistas contemporáneos que responden de alguna manera a los criterios enumerados y que resultan de especial interés en el planteamiento de plantaciones desde una perspectiva ecológica, se recogen a continuación.

En Europa el arquitecto paisajista alemán Heiner Luz (2001) combina las preocupaciones ecológicas con consideraciones de tipo estético, incluyendo el uso de especies botánicas cultivadas y sus variedades, junto con especies autóctonas y poniendo especial atención en los aspectos formales y estructurales de las plantas. Luz estudia los aspectos morfológicos de las plantas y cómo se perciben, y señala que cuando unos pocos elementos dominan, la propuesta transmite claridad y sencillez. Resultan especialmente interesante sus conclusiones sobre los que la fitosociología enseña y su aplicación a los proyectos de arquitectura paisajista: sólo unas pocas especies dominan cada comunidad vegetal, le dan su apariencia y determinan los cambios estacionales. La diversidad viene dada por las especies que se asocian a ellas. Hay una unidad en conjunto y una diversidad en el detalle. Demasiada diversidad lleva al caos en la percepción, por lo que menos es más también en el diseño de plantaciones según Luz. Se pueden utilizar los periodos de floración de dos o tres especies, cada una dominando en primavera, verano u otoño e incorporar después otras especies que las acompañan para añadir diversidad a las mezclas. En sus propuestas las plantas dominantes se encuentran entre un 70 y un 75%.

Otro arquitecto paisajista alemán contemporáneo de interés es Peter Latz. Él no se plantea ningún criterio previo cuando utiliza la vegetación en sus propuestas de

paisaje, sino que deja que las plantas colonicen las viejas estructuras de los paisajes post-industriales que él reinterpreta (Silva, 2003). En uno de sus proyectos, el realizado en la antigua planta de sinterización de Duisborg, las praderas de flores silvestres y los bosquetes van ocupando el espacio de forma caótica, permitiendo que se exprese la fuerza de la naturaleza. Aprovecha las estructuras de la fábrica y las antiguas vías de ferrocarril para conformar el espacio, creando las diferentes áreas de encuentro, los caminos y elementos de paseo, los miradores. Él define sus propuestas como el diálogo arquetípico entre lo domesticado y lo salvaje.

Entre los arquitectos paisajistas que en los últimos años han mostrado interés en el empleo de especies vegetales, que aún no siendo autóctonas se adaptan a las condiciones locales estarían Beth Chatto y Chris Baines en Inglaterra y Sara Stein en Estados Unidos. Sus trabajos buscan crear efectos de fuerte impacto estético pero también con cierta sensibilidad hacia su potencial valor para la vida silvestre local (Kingsbury, 2004).

La experiencia de Beth Chatto y su jardín de grava creado en 1991 sobre un antiguo aparcamiento en Inglaterra, se inspiró en los lechos de grava de algunos ríos de Nueva Zelanda y las plantas que allí crecían en condiciones de suelo muy pobre. Su planteamiento, además de estético, se basa en la capacidad de adaptación de las plantas a condiciones extremas (Chatto, 2000).

Este enfoque, con una importante base jardinera, requiere una inversión relativamente importante en la mayoría de los casos y un gasto en mantenimiento también elevado, para impedir la entrada de especies no deseadas a lo largo del tiempo, si bien en los jardines de grava esto se ve limitado por las condiciones del suelo y el potencial empleo de mallas antihierbas.

En Estados Unidos algunos arquitectos paisajistas, por ejemplo el equipo de Andropogon Associates, insisten por su lado en la necesidad de mejorar las mezclas de especies vegetales utilizadas para potenciar su aspecto visual y así ser mejor aceptadas por el público: 'debemos seducir a la gente para que ame el paisaje' dice Carol Franklin (Kingsbury, 2004: 67). Sus trabajos comienzan relacionando el concepto del proyecto con el contexto biogeográfico de la zona de actuación, para después elaborar una lista detallada de las especies nativas propias de la región y una selección de las relaciones entre plantas más interesantes desde el punto de vista de atractivo visual. De esta manera tratan de captar el carácter esencial de cada lugar (Kingsbury, 2004).

En Estados Unidos el empleo de flora autóctona se ve favorecido por su gran diversidad, frente a países como Gran Bretaña donde la paleta es más limitada (Hitchmough, 2008). Profesionales como Steve Martino, en Estados Unidos, son un ejemplo de cómo incorporar la flora local a los proyectos aprovechando su atractivo visual. No emplea únicamente plantas locales sino que también incorpora otras procedentes de Sudáfrica, de clima mediterráneo, y que incluye en sus proyectos por sus cualidades formales. En Arizona, región desértica del suroeste de los Estados Unidos, Martino influye con sus proyectos en el descubrimiento de la belleza de la flora del desierto al utilizar los árboles, arbustos y crasas de una manera artística.

En Inglaterra James Hitchmough centra su investigación desde 1994 en la elaboración de mezclas de semillas de especies vivaces autóctonas y exóticas para praderas floridas a implantar en zonas verdes como alternativas a las praderas de césped. La elección de introducir especies exóticas, principalmente de la Europa continental y de Asia, se debe a la escasez de flora nativa en Gran Bretaña que tenga atractivo durante un largo periodo de tiempo (Hitchmough, 2008; Dunnett y Hitchmough, 2004). Las propuestas de Hitchmough, consistentes en una mezcla de gramíneas y herbáceas de flor, tienen un mantenimiento muy inferior al césped convencional, con un único momento de siega a finales del verano o inicio del otoño, similar a la que se realiza en los campos de heno (Dunnett y Hitchmough, 2004).

En 1980 y en Holanda Rob Leopold y Dick van der Burg ya habían experimentado con especies anuales y fueron creando mezclas de semillas siguiendo esquemas de colores, muy populares entre el público en general pero que generaron poco impacto entre los gestores públicos (Kingsbury, 2004). En 1990 Nigel Dunnett de la Universidad de Sheffield inició sus experimentos también con mezclas de semillas de anuales que han sido bien acogidas para los parques públicos por parte de los gobiernos locales (ejemplo de ello es su colaboración en la ciudad Olímpica de Londres en 2012). Dunnett (2004) insiste en la importancia de que las mezclas no contengan un gran número de especies (10 a lo sumo), de las cuales algunas deben tener una floración prolongada y ser fiables en cuanto a su capacidad de germinar. Otras especies pueden tener una floración espectacular en un determinado momento aunque sea más corto o tener alguna característica formal que las haga especiales. Además de las anuales se puede introducir alguna especie bianual sobre todo si se pretende dejar la pradera sin movilizar el suelo para que florezca durante más de un año por autosiembra.

En el caso de Dunnett y Hitchmough el reto de sus líneas de investigación consiste en desarrollar nuevos tipos de plantaciones que sean de bajo coste de instalación y puedan ser mantenidas con el mínimo coste medioambiental, a la vez que respondan a las expectativas sociales en cuanto a atractivo y sirvan como valiosos hábitats para la biodiversidad de la fauna local. Su planteamiento, fundamentalmente pragmático, se basa en los principios de la ecología contemporánea relativos a la competencia entre especies (Grime, Hodgson y Hunt, 1998) y la restauración ecológica y en la aplicación de estos conceptos al diseño de comunidades vegetales y, concretamente, a aquellas formadas por plantas herbáceas: gramíneas, vivaces de hoja ancha y geófitas en paisajes urbanos (Dunnett y Hitchmough, 2004).

Parten del principio de que el medio urbano da lugar a hábitats y como tal presenta, dentro de sus características peculiares a veces extremas, oportunidades para una serie de comunidades vegetales, ninguna de ellas consideradas a priori como paisajes degradados. Su planteamiento evita modificar las condiciones desfavorables del lugar aportando, por ejemplo, mejoras agronómicas al suelo que aseguren el "estandar" deseado para fines hortícolas, sino que diseñan plantaciones capaces de adaptarse a esas condiciones ecológicas específicas. Esto reduce considerablemente el coste de implantación. Las mezclas de herbáceas diseñadas buscan además tener un aspecto muy natural, favorecido por tratarse de siembras con un alto componente de azar, aunque pueda existir cierto patrón reforzado por

las posteriores labores de mantenimiento (Hitchmough, 2008). En el sur de Francia muchos municipios han adoptado el tipo de praderas floridas para sus espacios verdes, sobre todo en aquellas más alejadas del centro, en parques periurbanos o en determinadas zonas verdes de gran extensión (Filippi, 2011).

Hay que tener muy en cuenta, sin embargo, que este tipo de soluciones varía en sus efectos cromáticos veraniegos según el clima. En climas atlánticos, en los países centroeuropeos y del norte de Europa, así como de la cornisa cantábrica y Pirineos en la Península Ibérica, las templadas temperaturas y la humedad del verano permiten la floración prolongada y sin interrupción de las praderas hasta entrado el verano. Por el contrario, en clima mediterráneo del sur de Europa sea o no continental, la estación seca limita las floraciones a la primavera o comienzos del verano y el color de la pradera variará hacia el amarillo, teniendo que ser segada para evitar incendios. En función de las especies elegidas y del clima local, en el caso de clima mediterráneo el periodo de floración será más o menos corto, pero generalmente no irá más allá de la primavera, aunque siempre se puedan seleccionar especies de floración tardía con las que trabajar.

Un caso especial es el de Gilles Clément (Argenton-sur-Creuse, Francia 1943) paisajista, jardinero, botánico y ensayista francés, profesor en la Escuela Nacional Superior de Paisaje de Versalles desde 1979, utiliza la dinámica ecológica de los espacios abandonados como punto de partida para su particular modo de plantear el diseño del paisaje. Su primer proyecto fue el realizado a partir de un campo abandonado en Vassivière-en-Limousin, en el centro de Francia, denominado La Vallée (figura 6); terreno comprado en 1977 y sobre el que centró sus observaciones sobre los cambios ecológicos, estructurales y estéticos que se iban sucediendo.

El planteamiento de Gilles Clément (2007) con su concepto de jardín en movimiento es partir de la observación de la evolución de los campos abandonados. Aprovecha un terreno abandonado real y se plantea una intención: “Seguir el flujo natural de las plantas, circunscribirse a la corriente biológica que anima el lugar y orientarlo. No considerar a la planta como un objeto finito. No aislarla del contexto que la hace existir.” (Traducción libre, Clément, 2007: 18).

El jardín en movimiento es esencialmente dinámico, se persigue su evolución tanto temporal como espacial. Lo que observa como resultado es que las transformaciones que sufre el espacio generan cambios en el diseño del jardín. Todo está en las manos del jardinero que es el que concibe el jardín valiéndose de su movimiento y sus herramientas y teniendo a la vegetación como materia moldeable.

El jardín en movimiento se interesa sobre todo por el campo abandonado, en barbecho (*friche*), anteriormente agrícola, donde se observa una mayor variedad de especies vegetales. Especies poco exigentes, adaptadas a un medio y unas condiciones climáticas a veces muy diferentes. Gran capacidad de adaptación y poca competencia. Invasión de plantas que ocupan lugares antes vacíos, en fase transitoria hacia una situación climática o de mayor equilibrio. Para el jardín en movimiento la situación de climax es una referencia, una dirección, pero en ningún modo el fin último. No tiene la misma escala temporal que un jardín. Un campo abandonado sí puede considerarse que la tiene, pues su desarrollo natural evoluciona entre tres y catorce años desde que el suelo es abandonado. Clément

(2007) propone que este tiempo puede ser acortado si se trabaja sobre él para acelerar el proceso, para llegar a la riqueza florística de mayor interés, casi de manera inmediata como se haría con un jardín, a través de siembras con mezclas de especies elegidas para ello, evitando incorporar un alto porcentaje de gramíneas. Partiendo de la riqueza florística, sobre todo del estrato herbáceo y de ciclo rápido, puede trabajarse gestionando estos tiempos para hacer que el momento de clímax se retrase.

Se trabaja sin límites físicos que separen unas plantas de otras. Su distribución espacial varía no sólo por las estaciones, sino que aparecen y desaparecen en diferentes puntos del jardín provocando una especie de movimiento, cambiando el jardín de una semana a otra, de un mes a otro y de un año a otro. En función de la siega en un lugar u otro, siguiendo la aparición de determinadas plantas que se prefiere dejar, se modifican los caminos y la apariencia del jardín.

El objetivo del mantenimiento es triple: mantener y aumentar la biodiversidad como fuente de sorpresa y garantía para el futuro. Para ello mantener y aumentar la calidad biológica de los sustratos: agua, tierra y aire e intervenir con la máxima economía de medios, limitando las entradas, el gasto de agua y de energía mecánica.

El jardinero se convierte más en un observador, debe conocer lo mejor posible las especies y su comportamiento para aprovecharlas mejor en el jardín sin un gasto excesivo de energía y tiempo. En el jardín en movimiento el mantenimiento es creativo, acentuando la dinámica de sucesión, permitiendo la aparición de nuevas especies que transforman el jardín y aumentan su biodiversidad.

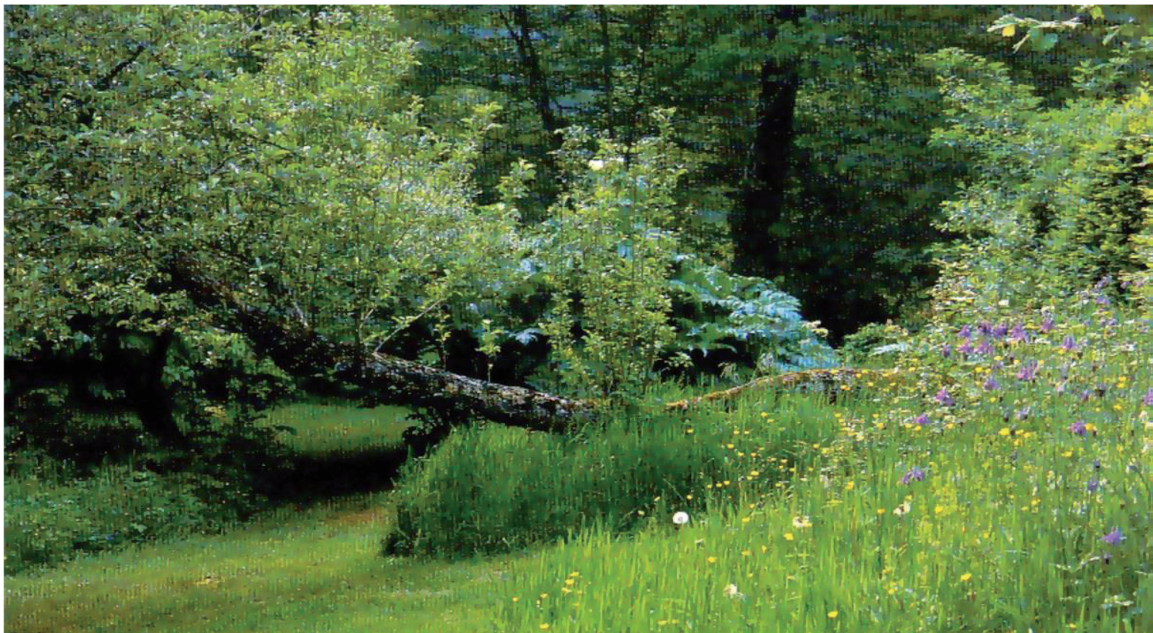


Figura 7. Jardín de La Vallée.

Fuente: SALOMÉ-CRUZ (2003:141)

Las plantas de interés en el jardín en movimiento son las herbáceas y sobre todo las bianuales: plantas que Clément llama vagabundas por su aparición espontánea y su movimiento por el jardín. Pasan su primer invierno en forma de roseta, siendo las más habituales en las experiencias de Clément, *Verbascum (flocosus, thapsus y bonbyciferum)*, *Digitalis (purpurea y excelsior)*, *Cirsium*, *Heracleum mantegazzianum* y *Salvia sclarea*.

Una parte del parque André-Citröen de París incluye un espacio diseñado por Clément siguiendo estos principios. El parque fue proyectado en 1992 en colaboración con el arquitecto Patrick Berger donde antes estuvo la fábrica de Citröen, operativa desde 1915 hasta su desmantelamiento en los años 70.

La parte del parque en la que se aplicaron las ideas del jardín en movimiento, es un jardín experimental que abrió sus puertas en 1993. Desde el inicio los jardineros estuvieron fuertemente involucrados en la gestión bajo la dirección de tres personas. Según comenta Clément (2007) la responsabilidad en este tipo de jardín es mayor que en uno tradicional, aunque la inversión en tiempo y energía inferior.

La concepción formal de los espacios en movimiento no sólo está a cargo de los jardineros sino también del público, aunque muchas veces de manera inconsciente. Las islas de flores son consecuencia, por un lado de la elección que los jardineros hacen de las especies que deben o no permanecer, de la primacía del sol o la sombra en determinadas zonas, y por el otro de los recorridos que el público realiza por el jardín, puesto que no existe un trazado definido.

El jardín en movimiento se creó mediante la preparación de mezcla de semillas propias de un campo abandonado en sus primeras etapas, puesto que se partía de un suelo desnudo (no como en el caso de la Vallé), muy penetrable pero también con alguna espinosa como rosales arbustivos o trepadores y algunas leñosas dispersas (*Parrotia*, *Ilex*, *Euonymus*) y por último bambúes para estructurar mínimamente el espacio.

Otro profesional contemporáneo es Piet Oudolf, uno de los ejemplos actuales más influyentes en el empleo de la vegetación en proyectos de arquitectura paisajista. Se inspira en la naturaleza pero no basa la selección de las especies vegetales para sus composiciones en criterios estrictamente ecológicos, sino en sus características estéticas, sobre todo en la forma, textura y color de las hojas, floraciones y frutos. Su proceso de diseño es muy personal, sin reglas fijas y de alta sensibilidad, con un alto grado de conocimiento de las plantas y su dinámica estacional (Oudolf y Kingsbury, 1999; Kingsbury, 2001).

Sus ejemplos más emblemáticos son quizás, su participación en las plantaciones de algunos de los sectores del High Line de Nueva York con Field Operation y su colaboración con Gustafson en el parque Lurie de Chicago (figura 8).

Además de tratar de evocar a la naturaleza potenciando sus propuestas con la forma y el color de las especies y cultivares elegidos, Piet Oudolf también trata de valorar las plantas en todo su ciclo vital, incluso en épocas del año, como el invierno, donde algunas de ellas parecen perder su atractivo, por lo que evita los cortes o la eliminación de aquellas partes de las plantas que puedan aparecer menos atractivas buscando su lirismo también por el color de sus tallos.



Figura 8. Lurie Garden en el Millenium Park de Chicago. Diseñado por Kathryn Gustafson, Piet Oudolf y Robert Israel (2004)

Fuente: <http://oudolf.com/garden/lurie>

Aunque no puede considerarse que Oudolf siga criterios ecológicos en la selección y composición de plantaciones (Kingsbury, 2004), su estilo evoca a la naturaleza y tiene una gran influencia en la arquitectura paisajista actual también en los países del Sur de Europa como España, donde empieza a tomar cada vez más interés el empleo de vivaces en los proyectos de arquitectura paisajista.

En este sentido puede apreciarse su influencia en proyectos como las zonas verdes de la urbanización del nuevo desarrollo residencial de Valdebebas (Madrid), donde se ha utilizado un gran número de especies de vivaces procedentes de viveros que se han ido especializando en flora mediterránea (no sólo europea sino de otros continentes). En este caso la selección de las especies vegetales tiene en cuenta las condiciones ecológicas del lugar, pero su especial énfasis radica en cuestiones de carácter estético.

La alta densidad de plantas y los requerimientos de riego, suponen un coste de implantación de este tipo de propuestas no asequible para todos los casos. Este proyecto tiene el interés de incorporar especies adaptadas a las condiciones climáticas poco habituales en la jardinería de Madrid, pero muchas veces poco aplicable a otras situaciones de parques urbanos y periurbanos por el alto coste de implantación y mantenimiento que supone.

3.4 Alternativas al césped y su mantenimiento

En contextos urbanos las soluciones que más éxito parecen tener para el público en el norte de Europa y en muchos lugares de Estados Unidos, son las praderas de mezclas de gramíneas y flor, que combinan atractivo visual y diversidad florística, con un limitado mantenimiento en suelos relativamente pobres. Para el entorno mediterráneo, estas soluciones pasan inevitablemente por la necesidad de riego si el objetivo es que se mantengan verdes en el tiempo y tan atractivas como en el centro y norte de Europa. Son soluciones por tanto que se alejan de un planteamiento realmente ecológico. La alternativa habrá que buscarla promoviendo además un gusto por el cambio cromático estacional del verde al dorado del paisaje mediterráneo, mediante actuaciones inteligentes de arquitectura paisajista u otro tipo de propuestas inspiradas en el paisaje propio de comunidades que cubren los suelos de forma discontinua (tomillares, espartales, etc) (Jorgensen, 2004; Filippi, 2011; Smith y Fellowes, 2014).

El mantenimiento de las praderas de césped implica en condiciones mediterráneas un aporte de agua de riego durante el periodo seco de abril a septiembre, que puede alcanzar casi los 2.000 litros por metro cuadrado anuales en los casos más extremos (Filippi, 2011). Además, las gramíneas presentes en las praderas de césped son muy exigentes en nutrientes, nitrógeno, fósforo y potasio, por lo que es necesario para su buen estado fisiológico aportes regulares de abono y otras labores como pueden ser escardas o perfilados y, en caso de altas exigencias de calidad de la pradera, la aplicación de herbicidas selectivos para la eliminación de especies de hoja ancha. El mayor coste para el mantenimiento de praderas de césped, además del asociado al consumo de agua, reside en la labor de siega que puede llegar a unos 3 o 4 cortes mensuales durante el periodo de mayor crecimiento de la pradera, según sean las exigencias de calidad de la misma (Filippi, 2011; Smith y Fellowes, 2014).

Por otro lado, la composición de las praderas varía pero no suele ser de más de 3 o 4 especies de gramíneas como mucho. Las mezclas comerciales más habituales en España contienen semillas de *Festuca arundinacea* (85%), *Lolium perenne* (10%) y *Poa pratensis* (5%), recomendado por las casas comerciales para situaciones de céspedes para parques públicos y jardines privados de clima mediterráneo continental o incluyendo *Cynodon dactylon*, para aquellos céspedes con temperaturas más suaves a lo largo del año, o *Festuca rubra* en el caso de céspedes en situaciones menos soleadas.

Las necesidades de corte continuado impide la formación de espigas y por tanto de semillas, potenciando la reproducción vegetativa de las plantas, lo que hace que sean superficies poco atractivas para polinizadores y fauna relacionada. Desde esta perspectiva, por tanto, son áreas con un limitado interés desde el punto de vista de la biodiversidad (Ignatieva y Ahrné, 2013).

En la figura 9 se resumen las diferentes estrategias de las plantas y su adaptación ante la intensidad de las perturbaciones (mantenimiento) y estrés (agua, luz y nutrientes) indicando a cuál de ellas pertenecen las comunidades vegetales más habituales de un espacio verde (Grime 1982, citado en Dunnett y Hitchmoug, 2004).

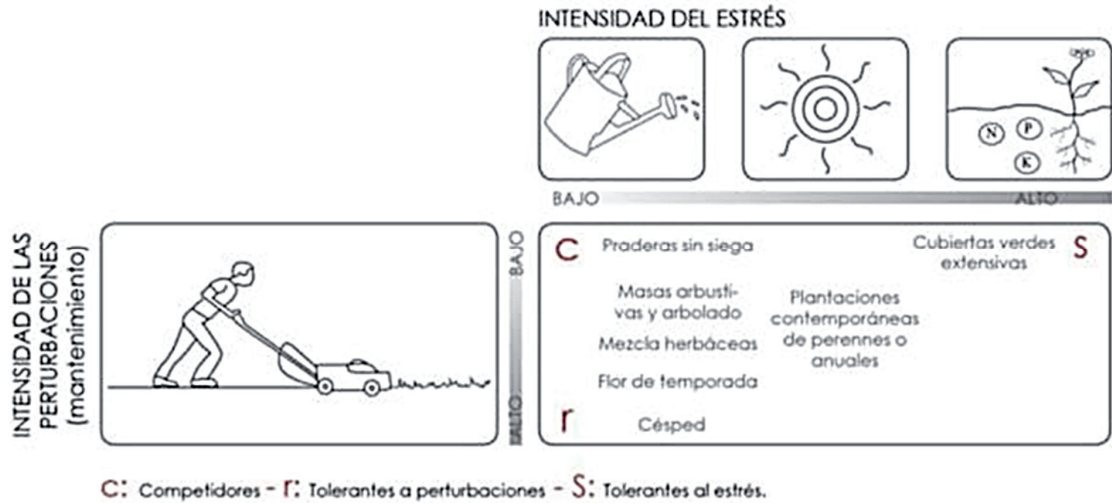


Figura 9. Esquema funcional simplificado de los tipos de respuesta de comunidades vegetales ante la intensidad de las operaciones necesarias para su mantenimiento y el estrés ambiental agua, luz, nutrientes.

Fuente: Adaptado de Dunnett, N. y Hitchmough, J., 2004.

Las alternativas a las praderas de césped de gramíneas dependerán de las características edafoclimáticas, las exigencias de mantenimiento y de los objetivos del proyecto de arquitectura paisajista.

Si lo que se buscan son especies que se adapten a suelos pobres y pedregosos, en ambientes secos y contrastados, en los que se quiera un mínimo de trabajo de mantenimiento y las mínimas aportaciones externas (abonados, siegas, etc.) se deberán seleccionar especies con estrategia S, adaptadas a situaciones de estrés, como las que son capaces de prosperar en las grietas de los muros, entre rocas, en condiciones de baja competencia o con rápido ciclo de crecimiento, como puedan ser las especies anuales. Con ellas se podrá trabajar en propuestas del tipo de la xerojardinería, en jardines de grava o en cubiertas extensivas, tipo estepa florida de muy escaso mantenimiento y que se adapten a las funciones de uso. Las especies vegetales a elegir propias del paisaje mediterráneo, tapizantes, arbustivas y subarbustivas de baja altura, vivaces y bulbosas, que adoptan formas esféricas en muchos casos como estrategia de adaptación, ocasionalmente espinosas o con adaptaciones foliares a la escasez de agua y a la fuerte insolación, de texturas y coloridos muy interesantes a lo largo del año.

En propuestas en las que se valore el paisaje agrícola y se requiera cubrir mayores extensiones con menores labores, se podrán utilizar especies que se han ido adaptando a condiciones de perturbaciones periódicas como son las propias de las labores agrícolas sobre el suelo. Se podrá elegir como flora de referencia a todas aquellas especies de anuales que se den en las condiciones climáticas y de suelo locales, pudiendo obtener floraciones primaverales, aunque de corta duración, con el único trabajo de una labor otoñal y una siembra de refuerzo.

Si lo que interesa es una cobertura del suelo permanente, siguiendo el modelo de las praderas silvestres en las que el ganado se encarga de mantener baja la

hierba mediante el pastoreo; se podrá buscar entre las especies que responden a perturbaciones y elevada competencia. Entre ellas las especies que crecen formando una roseta en su base, están especialmente adaptadas al pasto del ganado manteniéndose a ras de suelo y también a la competencia entre especies, pues no dejan crecer otras especies bajo sus anchas hojas.

En este caso se pueden plantear propuestas de praderas permanentes con un mantenimiento ligero a base de alguna siega a lo largo del año (a modo de pastoreo artificial) y, que por su adaptación a las condiciones de clima, sea sin riego. La selección de especies deberá orientarse hacia especies anuales de flor, bianuales, vivaces y bulbosas, que permitirán incrementar la biodiversidad no sólo a nivel vegetal sino también de la fauna asociada.

Esta selección inicial conducirá a una dinámica de la pradera que variará a lo largo del tiempo, con floración en determinados momentos del año, la mayor parte en la primavera, y un cambio de coloración en el verano, si se realiza sin riego o manteniéndola verde si se prevé algún riego de apoyo en verano. En el contexto de clima mediterráneo parece recomendable evitar incorporar en la mezcla especies de gramíneas, de corto ciclo y que para finales de mayo harán virar el color de la pradera hacia tonos amarillentos e implicará la siega temprana para evitar incendios.

Por último, siguiendo el planteamiento de Gilles Clément, se puede decidir por hacer con la naturaleza, siguiendo su evolución según la dinámica de la sucesión ecológica y dejar parte de las praderas convencionales que evolucionen según dicha dinámica, sin ningún esquema preconcebido y dejando que las condiciones locales de suelo y clima determinen la aparición y desarrollo de las especies que vayan dándose en el parque. Con la única intervención de aceptar o impedir el desarrollo de determinadas especies leñosas que tiendan a cerrar el espacio o realizar siegas puntuales de mantenimiento.

Con la mirada puesta en la aceptación por parte del público de las propuestas en arquitectura paisajista en el contexto urbano y periurbano, se resumen aquí los puntos a tener en cuenta para lograr praderas de aspecto silvestre con efectos visuales impactantes (Luz, 2001; Dunnett y Hitchmoug, 2004; Clément, 2007; Ignatieva, 2010):

- Seleccionar las especies de mayor impacto visual.
- Dar preferencia en la selección a las plantas de flor frente a las gramíneas.
- Evitar especies muy diferentes en altura.
- Concentrarse en especies que puedan ser ornamentales por alguna razón particular.
- Concentrarse en aquellas especies que tengan un color particular de las flores, o elementos con cualidades estéticas especiales como puede ser el tamaño o forma de las flores.
- Centrarse en un efecto 'minimalista', reduciendo la complejidad visual, generalmente seleccionando un número reducido de especies.

- Aceptar especies en la combinación que aunque sean propias de una misma región no se encuentren juntas en la naturaleza.

En cada una de estas situaciones la gestión a adoptar será muy diferente y tendrá sus consecuencias en cuanto a los costes económicos asociados y a los resultados de la intervención.

En muchos municipios del sur de Francia, como ya se ha indicado, la gestión de los espacios verdes periurbanos y en parte de sus parques públicos, se ha orientado hacia el tipo de praderas floridas con especies anuales y praderas semi-perennes, siguiendo una estrategia de gestión diferenciada de los espacios verdes.

En el caso de las praderas semi-perennes, la gestión se limita a algunas siegas anuales tras la floración antes del verano y posiblemente una segunda en otoño, con una única labor realizada para la primera siembra. En este tipo de planteamiento el aspecto varía con los años, desde una primera imagen similar a la pradera de anuales a un enriquecimiento con especies procedentes de lugares próximos, una disminución en la espectacularidad de la floración primaveral a favor de una prolongación de la floración en el tiempo. Este tipo de planteamientos es, además, el que genera una mayor diversidad también de fauna, insectos auxiliares e incluso pequeñas aves que de ellos se alimentan.

Para evitar una rápida propagación de especies pioneras como las gramíneas, no se dejan los restos de siega en el campo, para mantener un suelo no demasiado rico que las favorecería. La gestión de este tipo de praderas semi-perennes debe contemplar la regeneración mediante nueva labor del suelo y siembra a los cuatro-cinco años de su establecimiento, si no se va a seguir la estrategia de la dinámica natural que tendería a cerrar cada vez más la pradera por la aparición de especies espinosas y leñosas (Filippi, 2011).

En Francia el trabajo de Gilles Clément y su jardín en movimiento ha influido mucho en la gestión municipal del paisaje y en las escuelas de jardinería encargadas del mismo, aunque estas sean aún pocas (Guibert, 2006). Desde hace años algunos municipios de Francia se plantean la gestión diferenciada de los espacios verdes, promoviendo el incremento de la biodiversidad frente al parque tradicional, y la implementación de nuevas técnicas de gestión para los espacios verdes que sean más sostenibles. No pocos identifican este tipo de gestión con la gestión del futuro, sobre todo en los espacios periurbanos, debido al creciente abandono de los campos agrícolas y la necesidad de gestión de estos espacios.

Montpellier es un ejemplo de municipio comprometido con la biodiversidad en sus espacios verdes, siendo nombrada Capital Francesa y Europea de la Biodiversidad en 2011. Montpellier, situada al Sur de Francia, en la costa mediterránea cuenta con una población urbana de más de 250.000 habitantes, con una superficie municipal de 5.708 Ha de las cuales 954 son espacios verdes. La ciudad gestiona directamente 510 Ha de las cuales 233 Ha son espacios de alto valor natural gestionados y protegidos a partir del Plan Local de Urbanismo. De las 954 Ha de espacios verdes y de alto valor natural públicos, el 30% son parques y

jardines, el 23% espacios seminaturales, 46% otros espacios verdes públicos y un 1% de reserva natural¹⁶.

La política municipal parte del convencimiento de la importancia de la biodiversidad en el medio urbano y de cómo es fundamental la sensibilización de la población urbana por los problemas medioambientales para poder solucionarlos.

El enfoque para la protección de la biodiversidad se dirige a la conservación de numerosas especies silvestres tanto animales como vegetales y entre ellos: las aves, insectos, moluscos y gasterópodos, peces, reptiles, mamíferos y plantas vasculares. De las medidas que se llevan a cabo a favor de la biodiversidad son interesantes las siguientes líneas de trabajo:

- Gestión de parques, jardines y espacios seminaturales
- Creación de un Agriparc
- Valorización del patrimonio biológico de los campos abandonados

La gestión de los parques y espacios seminaturales del municipio ha sido modificada completamente desde 1992 para responder a las exigencias de calidad medioambiental. Prácticamente se han eliminado los productos químicos (herbicidas y pesticidas), se ha adaptado la maquinaria a una no contaminante y se utilizan especies vegetales mejor adaptadas a las condiciones climáticas locales en la jardinería.

En determinados parques, además, se reservan algunas zonas para atraer a especies de entomofauna y avifauna que les de un carácter más natural, en consonancia con las demandas vecinales.

Se ha ido sustituyendo la jardinería tradicional por otra más ecológica, incorporando las praderas floridas o también denominadas praderas secas, que atraen a insectos, himenópteros, lepidópteros y auxiliares.

En 2010 se creó un Agriparc de 20 Ha, en lugar del clásico parque con césped, praderas, árboles y arbustos, con un planteamiento más propio de la agricultura: viñedos productivos ecológicos, olivar, setos naturales entre parcelas para favorecer las funciones ecológicas y de atracción de fauna, y zona de producción de miel con la incorporación de colmenas. Se fomenta, así además, la sensibilización y educación de la población.

La valoración de terrenos baldíos y abandonados es otra de las estrategias del municipio para favorecer la biodiversidad y terminar generando una infraestructura verde, junto con los parques y espacios de alto valor ecológico existentes en la ciudad, que conecte el centro de la ciudad con el campo, a través de corredores verdes, siguiendo el concepto de *continuum naturale*.

¹⁶ www.montpellier.fr y Plan Biodiversité 2010-2014. Actions détaillées. (2010) Montpellier: Ayuntamiento de Montpellier

4 ESTUDIO DE CASOS

4.1 Contexto del área de estudio

Contexto biofísico

El primer aspecto a tener en cuenta a la hora de abordar el estudio de casos que se presenta en este trabajo son las características biofísicas del lugar donde se enclava. El estudio se ha llevado a cabo en el término municipal de Illescas, provincia de Toledo, en la Comunidad de Castilla - La Mancha (España) (Figura 10).

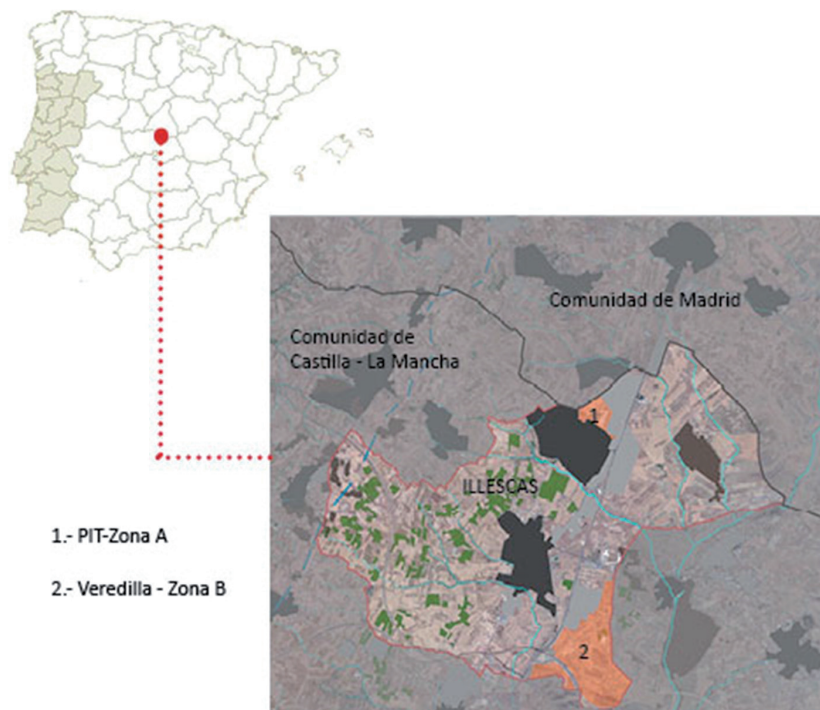


Figura 10. Localización del área de estudio

Fuente: Elaboración propia

El municipio de Illescas cuenta con una superficie total de 57 Km². Se encuentra situado al Norte de la provincia de Toledo limitando por el Norte con la Comunidad de Madrid. Pertenece a la comarca de la Sagra, comarca históricamente agrícola cerealista de secano que engloba otros municipios de la provincia de Toledo y Sur de Madrid y cuyo nombre se remonta a época romana o árabe ("*al-Sagra*" que significa "campo cultivado"), actualmente sometida a fuertes presiones urbanísticas por su proximidad a Madrid y su área metropolitana.

El municipio se encuentra situado a una altitud entre los 550 y los 650 m.s.n.m., en plena meseta castellana, con una topografía suave donde las pendientes dominantes son menores al 5%. No existen puntos especialmente elevados en el municipio, aunque algunos enclaves permiten una visibilidad amplia de todo el paisaje municipal y territorios próximos.

El término municipal se encuentra localizado en la cuenca hidrológica del Tajo, entre los ríos Guadarrama, al oeste, y el Jarama, al este. La práctica totalidad del municipio drena al río Tajo a través de un arroyo no permanente, el arroyo Guatén, que discurre de Norte a Sur, a unos 1.500 m al Este del municipio y que atraviesa la vecina Yeles. La comarca de la Sagra, en la que Illescas es ciudad principal, es de las más pobladas de Toledo, y la de mayor densidad demográfica (155,80 hab/km²). El paisaje de campiña se caracteriza por una topografía uniforme, de suaves lomas y amplios valles que en algunos lugares son ocupados por vegetación gipsífera (al este de nuestra zona de estudio). Las actividades productivas principales son la agricultura de secano, cereal, olivar y viñedos; la extracción de materiales para la construcción y el sector del mueble. (Mata Olmo et al., 2011).

La evolución territorial de la zona de estudio demuestra un aumento de la superficie destinada a suelo residencial urbanizado e industrial, en detrimento de la superficie agrícola en los últimos cincuenta años, perdiéndose terreno de olivar, si bien este último se encuentra protegido en el último Plan de Ordenación Urbana sobre todo en la zona oeste del municipio.

La ciudad de Illescas es una ciudad con años de historia. En el siglo XVI la población estimada era de unos 12.000 habitantes aunque esta cifra iría disminuyendo con el paso del tiempo, hasta que en 1752 el catastro arroja cifras de unos 1.500 habitantes. La explosión demográfica de Illescas tiene lugar en los años 1960, pasando de 2.325 habitantes en 1956 a 12.234 en 2001. Actualmente es el tercer municipio de la provincia de Toledo con 22.482 habitantes (2010). Cuenta con tres núcleos de población, la zona Centro (casco histórico), el Señorío de Illescas (una zona de nuevo desarrollo al Norte del municipio) y la Dehesa de Moratalaz (área de desarrollo al Noreste del municipio).

El uso del suelo es predominantemente agrícola de secano (cereal y olivar) aunque el gran desarrollo urbanístico de los últimos años está transformando a gran velocidad los usos del suelo, de agrícola a residencial e industrial. Como consecuencia de la crisis, sin embargo, esa transformación se ha visto frenada de manera drástica en los últimos años, lo cual deja un panorama en el municipio de gran contradicción: áreas agrícolas de mayor o menor intensidad de explotación, junto con desarrollos industriales o áreas residenciales parceladas pero sin edificación.

Contexto bioclimático

Para el análisis del clima del área de estudio se parte de la información recogida en dos estaciones meteorológicas de la red estatal (AEMET: Agencia Estatal de Meteorología) correspondientes a la población de Getafe (al Norte. Base Aérea; latitud 40°18'00N, longitud 3°43'21W, altitud 617 m) y Toledo (al Sur. latitud 39°53'05N, longitud 04°02'58O, altitud 516 m), localizadas prácticamente a la misma distancia de Illescas. Los datos corresponden al periodo 1971-2000.

El clima en esta zona presenta dos estaciones bien marcadas (verano e invierno) separadas por otras dos de transición (primavera y otoño). La diferencia de temperatura entre estas dos estaciones es de casi 20°C (6°C en enero/diciembre y 25°C en julio) lo que indica que se trata de un clima continental contrastado, como se verá más adelante (Tabla 3) con el cálculo del índice de continentalidad

(Rivas-Martínez, 1999). La pluviometría presenta registros anuales débiles rondando los 400 mm (Getafe (389 mm); Toledo (357 mm)). La distribución de la lluvia a lo largo del año hace coincidir el periodo de menor pluviometría con los de máximas temperaturas, prolongándose el período de sequía entre la mitad de mayo y septiembre (ver diagrama ombrotérmico adjunto, figura 11), característico del clima mediterráneo.

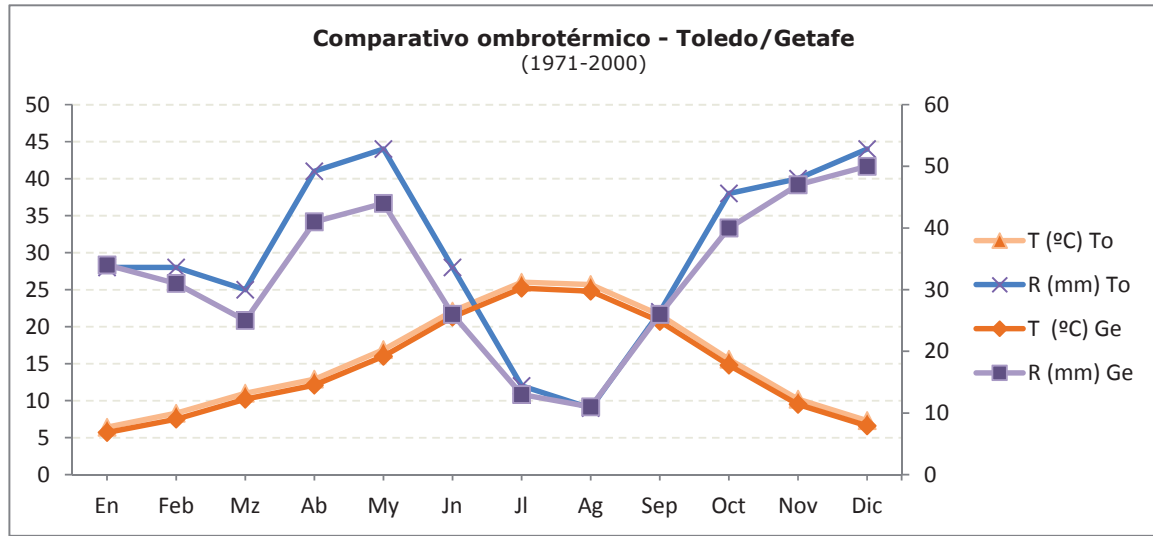


Figura 11. Gráfico ombrotérmico relativo a las dos estaciones de referencia (Toledo y Getafe)

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de AEMET

Analizando los datos de precipitaciones y temperaturas medias anuales se observa la presencia de un periodo húmedo comprendido entre los meses de octubre a mayo y un periodo de sequía bien definido en los meses de mayo (mediados de mes) a mediados de septiembre. Las temperaturas medias mensuales reflejan diferencias contrastadas a lo largo del año, con una curva de forma acampanada, de máxima temperatura en el verano y mínima en el invierno.

Por un lado, es importante tener en cuenta los valores más contrastados en cuanto a temperaturas y precipitaciones. Las temperaturas máximas que pueden darse durante el verano pueden ser muy elevadas (33,6° C la media de las máximas en el mes más cálido, correspondiente a julio en Toledo; y máximas absolutas registradas de 42,4°C en Toledo (24 julio 1995).

Por otro lado, en cuanto a las temperaturas mínimas, las heladas están presentes en un periodo que va de octubre a mayo, y aunque no son muy fuertes pueden alcanzar de forma puntual los -10°C (enero-febrero). Los valores extremos registrados en las dos estaciones meteorológicas son los correspondientes a Getafe (-12°C el 5 de febrero de 1963) y a Toledo (-9,6°C el 27 de enero de 2005) la más habitual. En cuanto a las precipitaciones, unido al dato de su escaso valor anual y a su distribución a lo largo del año, hay que señalar la presencia de periodos en los que se dan tormentas y lluvias de carácter torrencial. El periodo de mayor número de tormentas suele coincidir con el final de la primavera (de mayo – junio) o finales del verano. La precipitación máxima en 24 horas registrada corresponde a Getafe

(62 mm el 21 de sept de 1972) muy parecida a la sufrida en Toledo en otra fecha más reciente (61,7 mm el 5 de junio de 1993). Desde el punto de vista de la bioclimatología –rama de la climatología que trata de encontrar modelos que respondan a las relaciones que existen entre clima y vegetación- utilizamos el modelo de clasificación bioclimática de Rivas Martínez y Loidi Arregui (1999).

Los factores más determinantes para la distribución de la vegetación son la precipitación, la intensidad de las bajas temperaturas durante el invierno y el contraste térmico estacional (oceanicidad vs continentalidad). Los datos relativos a temperaturas y precipitación de la estación de Toledo que nos interesan para la clasificación bioclimática son los siguientes:

Mes	T	TM	Tm	R
Enero	6,4	11,2	1,6	28
Febrero	8,3	13,6	3,0	28
Marzo	11,0	17,1	4,8	25
Abril	12,9	18,8	6,9	41
Mayo	16,9	23,1	10,8	44
Junio	22,1	29,0	15,2	28
Julio	26,0	33,6	18,5	12
Agosto	25,7	33,1	18,3	9
Septiembre	21,6	28,4	14,8	22
Octubre	15,6	21,4	9,9	38
Noviembre	10,2	15,3	5,2	40
Diciembre	7,3	11,5	3,0	44
Total	15,4	21,4	9,3	357

T Temperatura media mensual/anual (°C)
 TM Media mensual/anual de las temperaturas máximas diarias (°C)
 Tm Media mensual/anual de las temperaturas mínimas diarias (°C)
 R Precipitación mensual/anual media (mm)

Figura 12. Datos normales de temperatura y precipitación

Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

Índice de continentalidad (compensado por la altitud de Rivas-Martínez)

$$Ic = (TM - Tm) \times (\text{altitud} \times 0,6/100) = 35,6$$

Tipos	Subtipos	Ic
Hiperocéánico	Ultrahiperocéánico	0-3
	Euhiperocéánico	3-7
	Poco oceánico	7-11
Océánico	Euoceánico	11-18
	Semicontinental	18-21
Continental	Subcontinental	21-28
	Eucontinental	28-46
	Hipercontinental	46-65

Figura 13. Tipos de índices de continentalidad

Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

Según el Índice de continentalidad calculado con los datos de Toledo y comparándolo con la figura 13, la zona de estudio pertenecería a clima mediterráneo continental subtipo eucontinental. Para determinar el piso bioclimático nos fijamos en la temperatura media anual y la comparamos con la siguiente tabla:

Mesomediterráneo	T anual 12 a 16° C
Supramediterráneo	T anual 8 a 12° C
Oromediterráneo	T anual 4 a 8° C
Crioromediterráneo	T anual < 4° C

Figura 14. Pisos bioclimáticos mediterráneos

Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

La zona de estudio cuenta con una temperatura media anual de 15,4 °C, indicativa del piso Mesomediterráneo como se recoge en la figura 14. De acuerdo con los datos de precipitación (ver Figura 12) y la figura 15, el clima se encuentra en el límite entre clima seco y semiárido.

	Precipitación (R)
Semiárido	200-350 l/año (mm)
Seco	350-600 l/año (mm)
Subhúmedo	600-1.000 l/año
Húmedo	1.000-1.600 l/año
Hiperhúmedo	>1.600 l/año

Figura 15. Clasificación de los pisos bioclimáticos en base a la precipitación

Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

Características del sustrato de la zona de estudio

El municipio de Illescas, se encuentra situado en la zona Noroeste de la Meseta Sur, dentro de la Depresión Terciaria de la región de Castilla la Mancha, en su zona occidental. Desde el punto de vista geológico nos encontramos dentro de la Cuenca Meso-Terciaria del Tajo, en la zona de transición de las facies de centro a borde de cuenca. La Cuenca del Tajo se encuentra limitada al norte por las rocas ígneo-metamórficas del Sistema Central Ibérico, concretamente la parte centro sur de la Zona Centroibérica, y al sur por los granitos y rocas metamórficas de los Montes de Toledo.

A partir de la cartografía geológica editada por el Instituto Geológico y Minero de España (MAGMA, hoja 605 Aranjuez), Illescas se encuentra en una zona podríamos decir de frontera entre los materiales detríticos del Terciario, formados a partir de la erosión de los granitos de la Sierra, y los materiales evaporíticos sedimentados en lagos y las terrazas calizas posteriores a la implantación del sistema fluvial (arroyo de Guatén).

Las zonas de estudio corresponden a diferentes zonas litológicas. La situada al norte del centro del casco histórico de Illescas, que denominamos Zona A de nuestro estudio de casos, corresponde a un área dominada por materiales cuaternarios, limos arenosos rojizos. En su litología dominan materiales finos, limos y arenas arcósicas, procedentes de la degradación de la Rampa de Griñon-Las

Rozas, de coloración rojiza a parda, con instalación de suelos pardo-rojizos con carbonataciones a veces intensas (Mapa Geológico de España, hoja 605, Aranjuez).

En el resumen del Estudio Geotécnico realizado para el Proyecto de Urbanización del Parque Industrial y Tecnológico de Illescas (zona A) se indica que, "en la zona de estudio se pueden diferenciar en primer lugar un primer nivel superficial, con un espesor variable entre 0,40 m y 0,60 m, correspondiente a la capa de suelo vegetal, que en este caso está formada por arenas arcillosas marrones. Inmediatamente por debajo de este nivel superficial, se localiza una serie de materiales de naturaleza predominantemente detrítica formados por arenas de todos los tamaños de grano (de muy finas a gruesas), concentradas o no en niveles en los que predomina un único tamaño, que presentan una fracción fina, arcillosa y/o limosa, en su matriz de proporción variable, definiéndose todos los términos existentes entre arenas poco/nada arcillosas/limosas a arenas arcillosas/limosas, ampliamente representados en la localidad de Illescas. De forma puntual, entre estas arenas se localizan niveles de potencia centimétrica de arcillas arenosas. Las tonalidades de estos materiales se definen como marrones/anaranjadas." (Alonso, R., 2008).

La zona B, situada al Sureste de la ciudad de Illescas, denominada Veredilla, se sitúa en una zona de frontera de edad Terciaria, entre el mioceno medio y el inferior, caracterizada por la presencia de arenas micáceas, limos y calizas (mioceno medio) y el conjunto evaporítico de los yesos carbonatados y margas yesíferas del mioceno inferior-medio (mioceno inferior). La memoria del mapa geológico (2010) indica que los sedimentos más característicos de este último corresponderían a yesos secundarios blancos o grises procedentes principalmente del reemplazamiento de gauberita, anhidrita y posiblemente también thenardita y halita, pudiendo ser visibles a simple vista glauberita de orden centimétrico dentro de una matriz de lutitas y margas magnésicas verdes o grises de unos 50 cm de espesor.

En ambas zonas nos encontramos ante sustratos con un pH básico, si bien la zona situada al norte (zona A), presenta un pH inferior, de 8 unidades, a la zona del sur, con un valor de pH 9 según se desprende de análisis de laboratorio realizado sobre muestras de suelo tomadas en la zona. Además la textura del sustrato varía de una zona a otra, aunque en ambas encontramos suelos con textura franco-arcillo-arenosas. En la zona B algunas muestras tomadas tienen un contenido mayor en arcillas, sobre todo la muestra tomada en las parcelas limítrofes a nuestra área de estudio, donde la textura es arcillosa.

Durante la conformación de las diferentes superficies tanto del parque denominado PIT como en el área VEREDILLA (zonas A y B respectivamente), se han producido aportes de suelo de fuera de la parcela. En el primer caso, procede de las primeras capas de suelo vegetal del mismo emplazamiento, materiales que por razones de proyecto proceden de la excavación para la construcción de los viales y que fueron utilizados para crear microtopografía y taludes. En este caso es de esperar un contenido en semillas propio de la zona, probablemente semillas de especies anuales adaptadas a la movilización periódica del terreno teniendo en cuenta el uso anterior agrícola. En el caso de la zona B, se desconoce la procedencia exacta del material de relleno, sin embargo, en la parcela se aprecia material del mismo color y textura de las parcelas limítrofes que no han sido tocadas, margas yesíferas de color gris verdoso.

Vegetación

Es por todos reconocida la diversidad del paisaje mediterráneo, consecuencia de su variedad geomorfológica, litológica y climática. En España la flora se divide en tres grupos según estos factores (iberoatlántico, mediterráneo y macaronésico), de los cuales el que ocupa el 80% del territorio corresponde al de tipo mediterráneo propiamente dicho, siendo el más rico y complejo por las adaptaciones en sus variantes de continentalidad, subtropicalidad o hiperxerofilia (Sainz Ollero y Sánchez de Dios, 2011).

Según Sainz Ollero, Sánchez de Dios y García-Cervigón Morales (2010) y Saínz Ollero y Sánchez de Dios (2011) la variedad de este paisaje se debe a la confluencia de seis factores: latitudinal, continentalidad, meridiano (incluye factores climáticos y litoedáficos), altitudinal (pisos bioclimáticos), ambientales locales y antrópicos. Teniendo en cuenta nuestra situación climatológica de distribución de lluvias y temperaturas medias, atendiendo a los índices y valores recogidos en el apartado de bioclimatología presentado en este trabajo y siguiendo lo expuesto en la figura 12, en nuestra zona de estudio la vegetación climática correspondería a coscojares o encinares (carrascales) y pinares xerófitos.

Según Izco (1984) nos encontraríamos dentro de la zona propia de encinares manchegos (*Bupleuro-Quercetum rotundifoliae*) denominado así por la sistemática fitosociológica, en área de carrascales mesomediterráneos basófilos según el mapa de series de vegetación de España de Rivas Martínez de 1987.

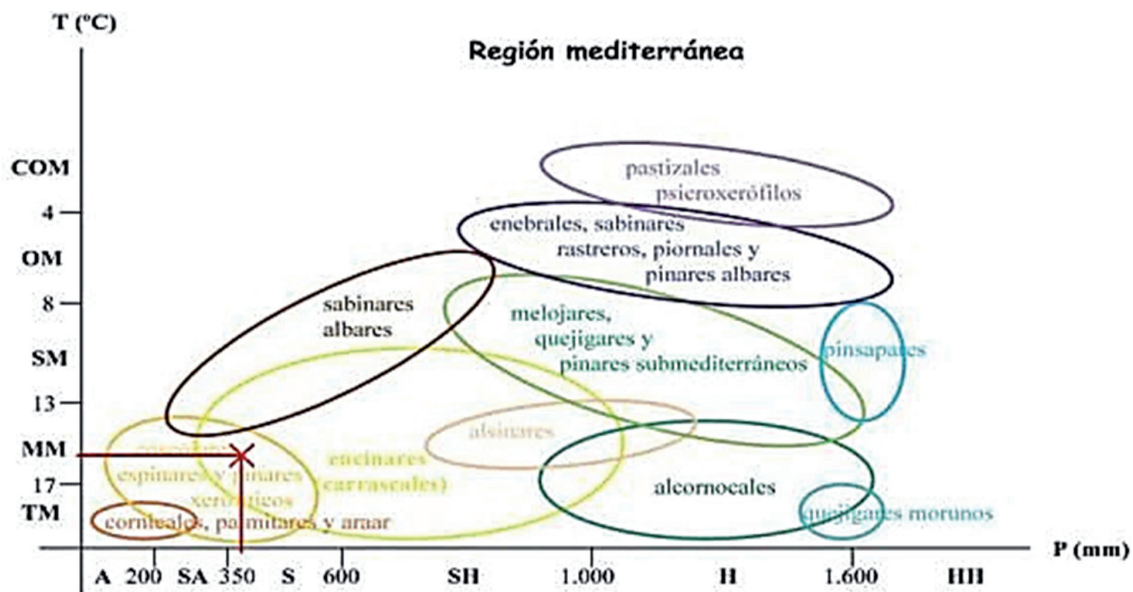


Figura 16. Ámbitos ombrotérmicos de los principales tipos de vegetación climática española de la región mediterránea. Pisos bioclimáticos: TM – Termomediterráneo, MM – Mesomediterráneo, SM – Supramediterráneo, OM – Oromediterráneo, COM – Crioromediterráneo. Ombroclimas: A – Árido, SA – Semiárido, S – Seco, SH – Subhúmedo, H – Húmedo, HH – Hiperhúmedo.

Fuente: SAINZ OLLERO, 2011

Mientras que según el mapa de paisajes vegetales elaborado en 2010 por Sainz Ollero y sus colaboradores, la zona de estudio se encontraría ubicada dentro del paisaje potencial de carrascal continental (*Quercus ilex* subsp. *Ballota* = rotundifolia), coscojares y pinares de pino carrasco (*Pinus halepensis*) en el piso mesomediterráneo, en llanuras terciarias o cuaternarias sobre sustratos básicos, donde actualmente abundan cultivos de cereal, almendros y olivares. Con etapas de sustitución de matorrales basófilos continentales (romerales, tomillares, aulagares, salviares, esplegares, espartales, etc).

En la actualidad, la vegetación existente está fuertemente antropizada por la histórica labor agrícola desarrollada en la zona. Labor de secano donde dominan los cultivos de cebada y olivar. Se puede aún encontrar algún ejemplar aislado de retama (*Retama spherocarpa*) como arbustos de sustitución del carrascal original, así como algunas especies de subarbusivas o espinosas identificadas en las proximidades (*Marrubium supinum* y *Asparagus acutifolius*).

La vegetación dominante en las zonas no labradas, son pastos terofíticos, sobre suelos poco evolucionados básicos y vegetación ruderal y arvense típica de ambientes antropizados agrícolas en las zonas próximas a los campos de cultivo, en los que la movilización del terreno facilita la germinación de especies pioneras adaptadas a perturbaciones periódicas; “malas hierbas” de los sembrados y herbazales ruderales y malezas nitrófilas con abundancia de cardos.

De la vegetación denominada genéricamente ruderal, las comunidades que pueden servir de referencia son las agrupadas en la clase *Rudero-Secalietae Bolós 1967*, dentro de las cuales las comunidades enmarcadas en el suborden *Brometalia rubenti-tectorum Rivas Martínez & Izco 1997*, en ambientes más subnitrófilos, o el *Chenopodietalia*, *Sisymbretalia* o *Hordeion leporini* a medida que aumenta la nitrificación. En terrenos removidos y márgenes de carreteras la asociación *Papaveri-Diplotaxietum virgatae* dominada por especies pioneras como *Diplotaxis virgata* puede servirnos de referencia (Alfaya, 2012).

4.2 Metodología y resultados

La propuesta para la definición de las mezclas de semillas en cada uno de los lugares que nos servirán de estudio han surgido a partir de estrategias diferentes, en base a las características edafoclimáticas locales y objetivos de proyecto de los lugares en los que se han sembrado.

En el caso del parque urbano (zona A), se ha elegido una mezcla de semillas de herbáceas y leñosas buscando una cobertura permanente del espacio que mantuviera el verdor durante el mayor tiempo posible; mientras que en el caso de la rotonda del nuevo desarrollo industrial limítrofe con un entorno agrícola (zona B), se han elegido especies de carácter ruderal que pudieran integrarse en un paisaje propio de rotación agrícola, especies fundamentalmente anuales.

Para la selección de las especies de la zona B, realizada en el contexto de este estudio, se han tenido en cuenta las especies ruderales características de nuestro entorno que mejor pudieran responder a nuestros objetivos, las referencias a

especies de flor presentes en taludes de carreteras recogidas en la Tesis doctoral de Alfaya (2012), así como la disponibilidad comercial de semillas.

Siembra de especies preferentemente perennes y seguimiento de su evolución – Zona A

Este parque fue proyectado por Irati Proyectos en 2009 con el título “Proyecto de las Zonas Verdes del Parque Industrial y Tecnológico de Illescas (Toledo)”. Las obras de construcción de las zonas verdes, incluidas las plantaciones, se desarrollaron entre el año 2010 y 2012. Las zonas verdes del nuevo Parque Industrial y Tecnológico de Illescas (PIT) se encuentran situadas a unos 4 km al Norte del centro del casco urbano, y a unos 1.400 m al Sur del centro del casco urbano de Casarrubuelos (Madrid).

Los espacios verdes objeto del proyecto incluían un parque urbano de unos 55.480 m² de superficie y un sistema de rotondas y medianas asociadas a los viales del nuevo desarrollo urbanístico. Las diferentes parcelas destinadas a parque se trataron de distinta forma atendiendo a su funcionalidad, su superficie y conexiones con el parque tecnológico y su entorno inmediato. El espacio disponible para parque se distribuía en dos zonas claramente diferenciadas por su forma y función.

Una al oeste y sur del nuevo desarrollo, en la que se trabajó la modelación del terreno, aprovechando las tierras excedentarias de la urbanización de los viales y se creó una red de caminos peatonales cosiendo pequeñas áreas dotadas de equipamiento de tipo deportivo. Las plantaciones, siguiendo los requisitos del departamento de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Illescas, se plantearon como una masa boscosa que a futuro cubriera el 80% de la superficie del parque y claros en las zonas de estadía, donde se propuso el empleo de arbolado de hoja caduca para generar sombra en verano y permitir el soleamiento en invierno.

La otra zona, localizada al sur, alargada y más estrecha, situada entre la zona industrial y la zona residencial, fue planteada para funcionar como filtro visual entre una zona y otra por requerimiento expreso de los vecinos de la zona, además de contar con un camino peatonal que permitiera acceder y recorrer el parque también para los vecinos allí localizados. Para cubrir la superficie no transitada del parque se decidió, junto a los servicios técnicos de Medio Ambiente del Ayuntamiento de Illescas, realizar una siembra con especies adaptadas a las condiciones edafoclimáticas locales.

El objetivo de las siembras era conseguir una cubierta tipo pradera, que se mantuviera verde la mayor parte del año aún en condiciones de secano, incorporando algunas especies autóctonas leñosas en la mezcla que pudieran iniciar una dinámica de sucesión, que redujera sustancialmente las labores de mantenimiento a alguna siega ocasional al comienzo del verano y que tuviera un interés estético estacional debido a la floración y cambio de color a lo largo del año.

La mezcla de siembra (Figura 18) estuvo formada fundamentalmente por especies pioneras entre las que destaca *Medicago sativa*, *Onobrychis viciifolia* y otras leguminosas en menor proporción que aportaran nitrógeno al suelo y se mantuvieran verdes la mayor parte del año aún en ausencia de riego. Se

incorporaron también algunas gramíneas como *Agropyrum cristatum* y *Dactylis glomerata*. Las semillas de especies leñosas mediterráneas que se utilizaron en mayor proporción correspondieron a *Retama sphaerocarpa*, *Cytisus scoparius*, *Cistus albidus* y *Spartium junceum*. El suelo corresponde en su mayor parte a tierra vegetal y de excavación procedente de la misma obra, que fue utilizada para la conformación de la nueva topografía, micromodulaciones y taludes en todo el nuevo parque. Es por ello que cabía esperar un aporte de semillas importante de la zona, en su mayor parte arvenses propias de campos de secano abandonados pero laboreados en los últimos decenios como se ha indicado con anterioridad.

La siembra se realizó en octubre de 2011 con una dosis de unos 15 gr/m². Durante 2013 el único mantenimiento que se llevó a cabo fue una siega a finales de septiembre. Desde el inicio el aspecto de la pradera ha sido bastante heterogénea, tanto en cobertura como en composición de especies, por lo que para la selección de las parcelas a seguir para este trabajo, tomamos la mayor presencia de alfalfa (*Medicago sativa*) como indicadora de una siembra más próxima a la mezcla de semillas definida en proyecto y seleccionamos el transecto longitudinal entre la zona residencial y la industrial, como el área más adecuada para registrar la evolución temporal del aspecto general de la pradera, por el mismo motivo (figura 17).



Figura 17. Localización de las parcelas de seguimiento de la zona A de estudio

Fuente: Elaboración propia

Teniendo en cuenta las diferencias topográficas existentes en la zona de seguimiento, elegimos para la toma de datos de la composición florística, una parcela de 6x4m en la parte alta de un talud. Parcela con una superficie más bien plana, alejada del camino peatonal del parque, para poder evitar 'contaminaciones' o 'perturbaciones' por pisoteo, dado también que estudios recientes sobre la evolución de la vegetación en taludes de carreteras en la Comunidad de Madrid, geográficamente muy próxima, confirman que en este clima existe, como no cabía esperar de otro modo, una distribución irregular de la vegetación a lo largo de la ladera, con mayores coberturas en el pie de talud, donde el balance hídrico es más favorable (Alfaya, 2012).

En este caso, al pie del talud existe una alineación de plátanos que cuenta con riego por goteo, lo que hace que las especies herbáceas se desarrollen de manera diferente al resto de zonas en las que no existe ningún tipo de riego. Por ello se prefirió tomar los datos en la parte alta del talud pues nuestro interés es considerar la evolución de las siembras en condiciones de secano.

En la figura 18 se recoge la composición y porcentaje en peso de especies propuesta en proyecto. De ellas casi el 90% serían herbáceas de las cuales el 54% corresponderían a leguminosas, el 35% a gramíneas y el 12% a otras familias. Así se parte de una mezcla cuya composición sigue lo identificado por Alfaya (2012) en su estudio de la evolución de los taludes en la Comunidad de Madrid, donde al menos el 50% de las especies corresponden a leguminosas, gramíneas y compuestas. Esta mezcla no procedía de ninguna mezcla comercial sino que se definió en conformidad con el servicio municipal de Medio ambiente de Illescas y la autora de este trabajo. Para el seguimiento de la evolución de la pradera hemos realizado visitas periódicas al emplazamiento tomando registros fotográficos del aspecto general del parque, la altura de la pradera y su coloración a lo largo de las estaciones. Este registro se realizó entre los meses de febrero de 2013 y julio de 2014.

Especies propuestas	% respecto total
HERBÁCEAS	
<i>Dactylis glomerata</i>	18,0%
<i>Medicago sativa</i>	18,0%
<i>Onobrycis viciifolia</i>	18,0%
<i>Agropyrum cristatum</i>	12,0%
<i>Trifolium subterraneum</i>	6,0%
<i>Sanguisorba minor</i>	4,0%
<i>Cynodon dactylon</i>	4,0%
<i>Medicago lupulina</i>	4,0%
<i>Brachypodium phoenicioides</i>	1,0%
<i>Plantago lanceolata</i>	1,0%
<i>Moricandia arvensis</i>	0,5%
<i>Papaver roheas</i>	0,5%
<i>Asphodelus fistulosus</i>	0,5%
ARBUSTIVAS	
<i>Cytisus scoparius</i>	3,0%
<i>Retama sphaerocarpa</i>	3,0%
<i>Cistus albidus</i>	2,0%
<i>Spartium junceum</i>	1,5%
<i>Thymus vulgaris</i>	1,0%
<i>Myrtus communis</i>	1,0%
<i>Pistacia lentiscus</i>	0,5%
<i>Lavandula latifolia</i>	0,5%

Figura 18. Composición de la mezcla en la zona A

Fuente: Elaboración propia

En la figura 20 se puede comparar el aspecto de una de las zonas del parque antes y después de las siembras para los mismos meses, donde se constata a primera vista la diferente composición florística, en tres momentos particularmente significativos en nuestras condiciones climáticas: primavera, donde se espera la mayor floración; comienzo del verano, donde por lo general los prados se agostan en ausencia de riego; y al final del otoño, donde las lluvias y la mayor suavidad de las temperaturas después del verano permite la germinación de determinadas especies. Por otro lado, en las parcelas elegidas, se procedió a la toma de datos de la composición florística, porcentaje de superficie cubierta, porcentaje de cobertura de cada especie, siguiendo una adaptación del método fitosociológico de Braun-Blanquet (1928). Los datos se tomaron en 2014 entre los meses de febrero a abril para poder registrar todas las especies presentes en la parcela. Los valores de cobertura para cada especie siguieron este método, valorándose según la siguiente relación en función del porcentaje de cobertura de la superficie:

5: 75-100% ; **4:** 50-75%; **3:** 25-50%; **2:** 10-25%; **1:** 1-10% y **+** < 1%

En cuanto a la valoración de la cobertura total del conjunto de especies, se tomaron fotografías colocando el objetivo paralelo a la superficie del suelo a una altura aproximada de 150 cm, a lo largo de un transecto que seguía un eje longitudinal de la parcela y tomándolas en 5 puntos distribuidos de forma homogénea a lo largo del mismo, para posteriormente poder medir a escala mediante el programa informático Autocad la superficie total y parcial y extraer el porcentaje cubierto por la vegetación y el vacío, sin cobertura.

Los resultados obtenidos se recogen en la tabla de la página siguiente (figura 21), comparando la parcela blanco (en la que no se ha realizado siembra según proyecto) con la parcela de control, (en la que sí se ha realizado siembra según proyecto).

En primer lugar se puede observar una diferencia clara en la cobertura del terreno a lo largo del tiempo entre una parcela y otra. En la parcela en la que se ha realizado siembra durante las obras de ejecución del parque, la cubierta de la superficie por parte de la vegetación es de un 95-100% frente a un escaso 40% inicial en la otra parcela (figura 19, febrero de 2014). La evolución en la cobertura de esta última es indicativo de la tipología de especies que están presentes: principalmente perennes en el primer caso y de terófitos arvenses en el segundo, donde en los últimos meses de control dominan las gramíneas.

Otro aspecto significativo de la comparación entre las dos parcelas es la evolución del aspecto general de la vegetación. Mientras en la parcela donde se realizó la siembra el aspecto verde perdura durante un mayor periodo de tiempo (hecho que puede constatarse mejor en el análisis de la evolución de la pradera a partir de los registros fotográficos tomados a lo largo de todo el año), en la parcela en la que no se ha realizado siembra, el periodo de color verde es muy efímero, limitándose prácticamente a los meses de marzo-abril, coincidente con lo que otros estudios señalan como máximo esplendor de la flora arvense y ruderal en el entorno mediterráneo (Alfaya, 2012; Filippi, 2011). En cuanto a la altura, esta se mantiene más o menos constante en la primera parcela, entre los 30 y 60 cm, mientras que en la segunda de no existir (las principales especies diferentes a las gramíneas se encuentran en forma de roseta a ras de suelo) pasa a no superar los 15 cm de

media general. En cuanto a la composición florística, hemos podido contar 12 especies diferentes en la parcela en la que se había realizado siembra, mientras que distinguimos 7 en la parcela sin siembra, por lo que la riqueza en especies es favorable al primer caso.

Por último, las especies dominantes en la parcela blanco son fundamentalmente gramíneas, mientras que en el caso de la parcela en la que se sembró la mezcla dominan las leguminosas y compuestas; especies de flor más interesantes para los insectos polinizadores.

	Control ¹⁷		Blanco		Control		Blanco	
Fecha	27/02/2014		27/03/2014		28/04/2014		28/04/2014	
Cobertura	95%	40%	99%	60-70%	100%	90%		
Altura media (cm)	30	<5	40	<5	60	15		
Color general que domina	verde	tierra	verde	verde	verde-blanco	verde-amarillo		
1 <i>Medicago sativa</i>	3		4		3			
<i>Moricandia</i>	+		+		+			
2 <i>arvensis</i>								
3 <i>Onobrychis viciifolia</i>	+		+		+			
4 <i>Anthemis arvensis</i>	3		3		4			
5 <i>Calendula arvensis</i>	+		+		+			
6 <i>Cardus bourgeanus</i>	+	3*	+	2	+	1		
7 <i>Diploaxis virgata</i>						1		
8 <i>Erodium cicutarium</i>						+		
<i>Echium</i>				+		+		
9 <i>plantagineum</i>								
<i>Plantago</i>						+		
10 <i>coronopus</i>								
11 <i>Silybum marianum</i>				1		+		
12 <i>Avena barbata</i>					+			
13 <i>Bromus diandrus</i>					1	4		
14 <i>Bromus rubens</i>					+			
<i>Bromus</i>					+			
15 <i>hordeaceus</i>								
<i>Hordeum murinum</i>					+			
16 subsp. <i>leporonium</i>								
17 <i>Lolium perenne</i>					+			

*Al comienzo no se pudo distinguir entre la roseta basal del cardo y otras especies, dado el escaso desarrollo. En este valor se incluyen todas las especies presentes de roseta basal

Figura 19. Evolución de coberturas y composición florística en zona A

Fuente: Elaboración propia

¹⁷ Control: parcela en la que ha existido siembra con la mezcla de proyecto; Blanco: parcela en la que no se ha constatado la siembra con la mezcla de proyecto, ausencia de alfalfa como indicador.

Por otro lado, comparando las especies encontradas en la parcela de control y la mezcla proyectada, encontramos únicamente tres especies, una de las cuales (*Medicago sativa*) es la dominante con diferencia. Estas especies son *Medicago sativa*, *Moricandia arvensis* y *Onobrycis viciifolia*, mientras que el resto de especies que aparecen muy bien pueden provenir del banco de semillas local.

En cuanto al aspecto general de la pradera en el parque, el registro fotográfico elaborado entre julio de 2013 y junio de 2014 (figura 23), muestra una duración del verde de fondo de unos seis meses (noviembre-mayo) con un intervalo en el que las bajas temperaturas de diciembre afectaron a la alfalfa que se había desarrollado aprovechando las suaves temperaturas del otoño.

El carácter perenne de la alfalfa permitió su recuperación a partir del mes de febrero. En junio y julio, el aspecto del parque adopta tonos más ocres pero aún abundan las flores sobre todo de la alfalfa y de las compuestas, más tardías en sus floraciones (*Cynara cardunculus*, *Daucus carota*, *Crepis sp.*).

A lo largo del año se procedió también al registro de la presencia de insectos siguiendo el mismo recorrido lineal en cada visita. Se tomó nota principalmente de las mariposas, por ser más evidentes a la hora de su visualización y por ser especies de gran atractivo para el público en general, aunque también se pudieron ver varias especies de abejas (*Apis sp.*), abejorros (*Bombus sp.*), coleópteros y otros insectos en gran cantidad. Se constató una mayor presencia de estos insectos hacia los meses de mayo-julio y sobre todo libando sobre la alfalfa (*Medicago sativa*).

Otra especie de insectos preferían *Onobrycis viciiflora* (avispas) y *Daucus carota*. Hemos podido observar hasta cinco especies diferentes de mariposas (figura 21).

Parece interesante por tanto señalar que si se pretenden utilizar las zonas verdes como lugares para la biodiversidad, atraer mariposas u otros polinizadores, debe permitirse la floración el máximo tiempo posible, limitando las siegas al menos a después del mes de junio o julio.

Estudios posteriores pueden también evaluar en conjunto el ciclo biológico de las mariposas en relación a la disponibilidad de alimento y de lugares para su reposo, reproducción y metamorfosis, que puedan arrojar luz al manejo de las praderas y sus siegas atendiendo también al hábitat para estos insectos.



Abril-Junio-Noviembre 2011 (antes de las siembras)



Abril-Junio-Noviembre 2013 (después de las siembras)

Figura 20. Comparación entre el aspecto general del parque antes y después de las siembras
Fuente: Elaboración propia

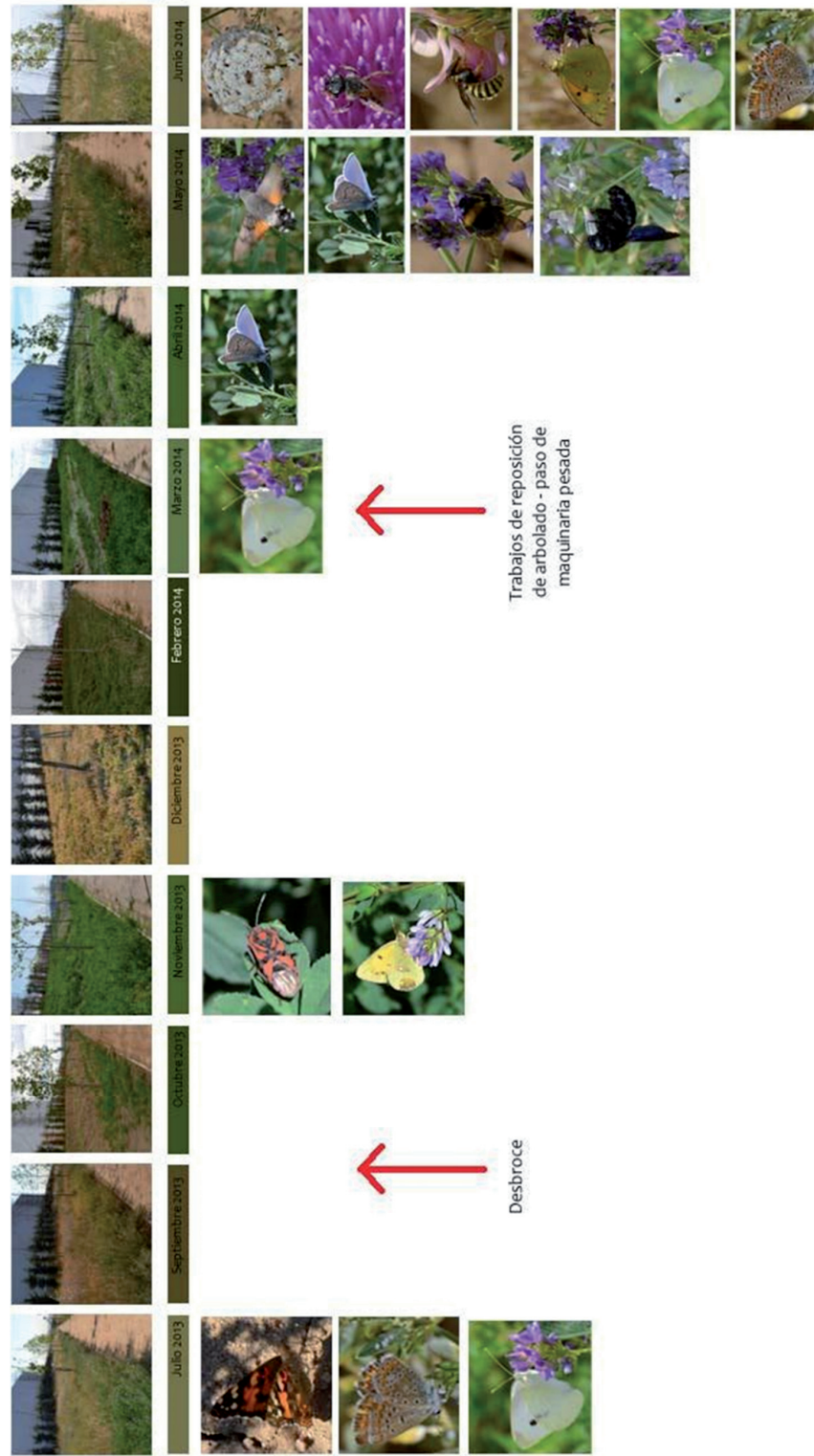


Figura 21. Evolución de la pradera en PIT y presencia de principales polinizadores.
Fuente: Elaboración propia

Siembra de especies anuales y gestión siguiendo el ciclo agrícola – zona B

La segunda zona de estudio es una glorieta en un nuevo polígono industrial al Sureste del centro histórico de Illescas y colindante con un área de uso agrícola de secano (figura 22).

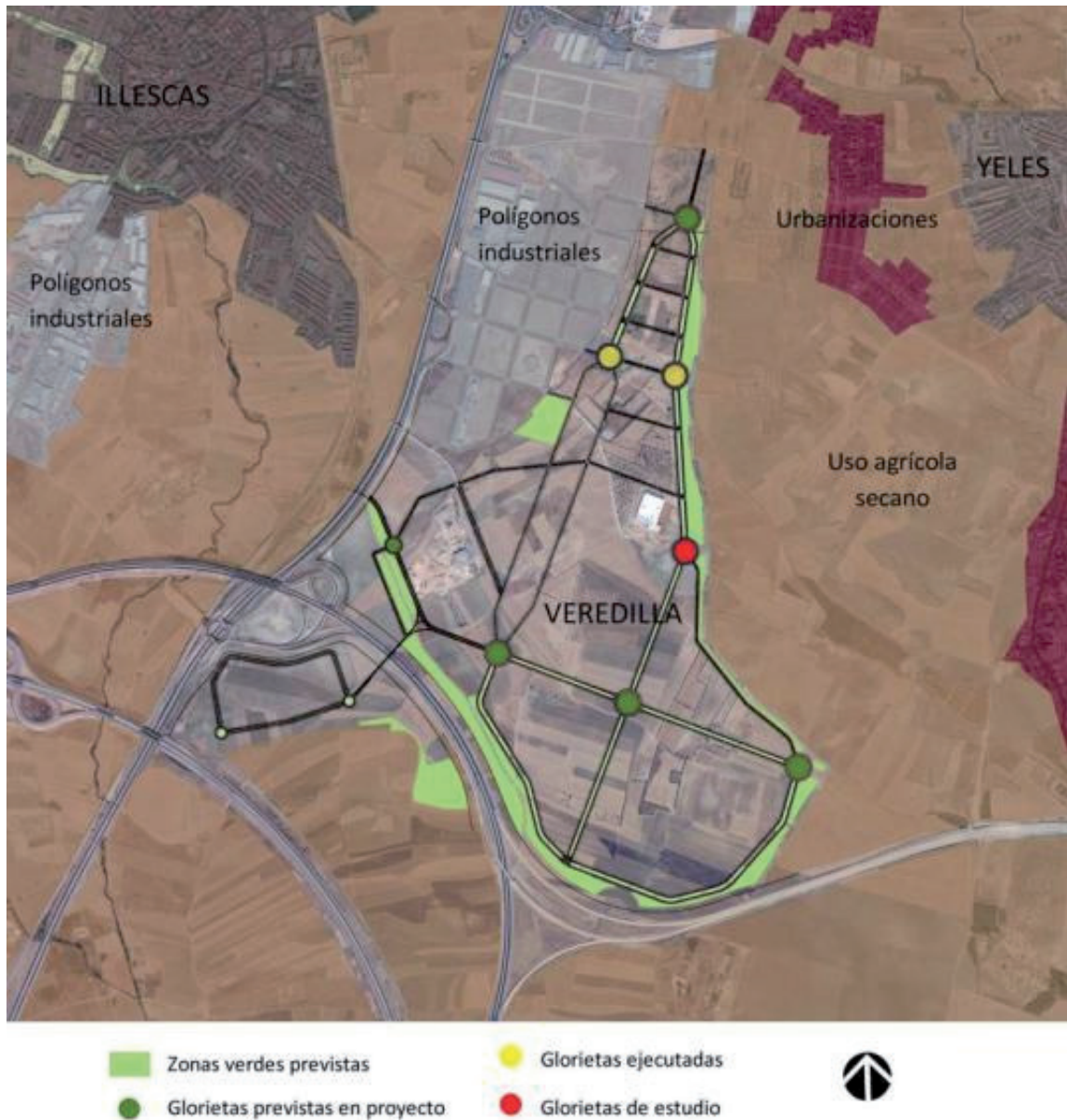


Figura 22. Localización de la parcela de estudio y usos del suelo colindantes

Fuente: Elaboración propia

La urbanización del polígono industrial se está realizando por fases, mientras el resto se mantiene con el actual uso propio de cultivos de secano, fundamentalmente cebada, trigo y olivares dispersos.

Para este estudio se eligió la glorieta situada más al Sur de las tres actualmente existentes (ver figura 22 y 23), colindante con lo que será un futuro parque, dentro del anillo perimetral de zonas verdes prevista (figura 22). Durante los trabajos realizados la futura zona verde contaba con un olivar preexistente y una zona de olivar transplantado, limitando por el este con los campos de labor del término municipal de Yeles. La urbanización del polígono no estaba aún completada al Sur de la glorieta.

La glorieta, de casi 5.000 m² de superficie, contaba con una plantación de olivos en la mitad de su superficie, procedentes de trasplante de parcelas limítrofes. La siembra realizada y acompañada para este trabajo se ejecutó únicamente en la mitad de la glorieta donde había olivos (ver figura 22), sembrándose en la otra mitad mostaza (*Sinapis alba*) por razones ajenas a este estudio.

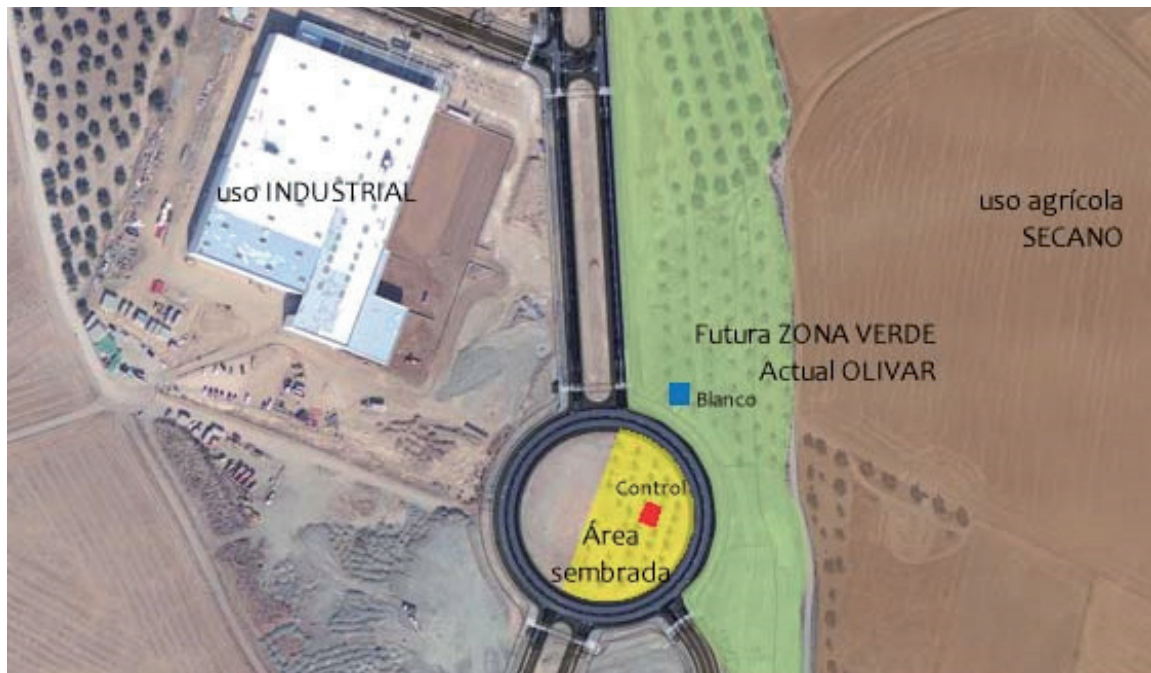


Figura 23. Parcela de estudio

Fuente: Elaboración propia a partir de fotografía aérea

El resumen de las labores realizadas en la glorieta son las siguientes: roturación y preparación del terreno con maquinaria agrícola y primera siembra en primavera de 2012. Siega a finales de mayo de 2013 y preparación de terreno para nuevas siembras realizadas en diciembre de 2013, con nueva mezcla elaborada teniendo en cuenta los resultados analíticos de muestras de suelo tomadas en la glorieta y ajustes en la selección de especies (figura 24). En las figuras 31 y 32 se recoge una muestra fotográfica de la evolución del aspecto de la glorieta en este periodo de tiempo.

2012				2013				2014
Primav.	Verano	Otoño	Inv.	Primav.	Verano	Otoño	Inv.	Primav.
Siembra (mezcla olivar)		Germinación		Siega		Preparación terreno	Siembra (mezcla adaptada)	Germinación

Figura 24. Resumen de acciones llevadas a cabo en la glorieta de estudio

Fuente: Elaboración propia

En 2012, por tanto, se había procedido a una siembra con una mezcla comercial elaborada con mezcla de especies autóctonas y adaptadas a las condiciones climáticas locales, pensadas para el cultivo ecológico del olivar y la atracción de polinizadores y auxiliares. La mezcla contenía entre otras especies *Diploaxis erucoides*, *Diploaxis catholica*, *Centaurea cyanus*, *Calendula arvensis*, *Calendula officinalis*, *Coriandrum sativum*, *Echium vulgare* y *Borago officinalis*, *Melilotus officinalis*, *Salvia verbenaca*, *Nigella damascena* y *Vicia sativa*.

A lo largo de 2013 se siguió la germinación y floraciones de la mezcla, observando una cobertura total del suelo, una distribución heterogénea de las especies, con una floración muy temprana de *Diploaxis erucoides* (marzo 2013) lo que condicionó la altura general de la pradera, ocultando parcialmente los olivos y pasando a una fase amarilla antes de que terminara mayo, cuando empezaban a florecer otras especies como *Centaurea cyanus* (ver figura 30).

El aspecto general de la pradera y las necesidades de un aspecto más ordenado para una inauguración prevista para junio de 2013, condicionó la siega prematura de la pradera en mayo, por lo que no se pudo esperar a la producción de semillas de las especies de floración más tardía y esta fue incompleta.

Como consecuencia de estos resultados se revisó el planteamiento proponiendo volver a sembrar con una mezcla de semillas de especies de menor altura y floración más tardía. Se excluyeron de la mezcla crucíferas de floración temprana como *Diploaxis* y se incorporaron otras de floración más prolongada, con el objetivo de retrasar el momento de la siega.

En el otoño de 2013 se roturó de nuevo el terreno y se preparó para la siembra, que se realizó en los primeros días de diciembre de 2013 a una dosis de 10 gr/m².

La mezcla pretendía ser de floración primaveral abundante, para acompañar el paisaje agrícola que le rodea, donde las labores periódicas sobre los campos de cebada de secano y olivares de la meseta manchega han hecho proliferar anuales adaptadas a las perturbaciones continuadas: amapolas, borrajas, viboreras, etc. Estas comunidades vegetales son un refugio para insectos polinizadores y pequeñas aves que de ellos se alimenten, en un ambiente dominado por gramíneas.

El objetivo era crear, en un entorno propio de campos de cultivo de secano, un área de concentración de especies de flor que tuviera, además de un atractivo para las personas que por allí transiten, un marcado carácter ecológico por su atracción de polinizadores y, en este sentido, potenciador de la biodiversidad asociada a las comunidades ruderales y la estética de las especies anuales.

En las condiciones climatológicas de la zona de estudio este tipo de comunidades presentan una floración efímera: a finales de junio se espera que

estén amarillas y sea necesaria la siega, pero es la estacionalidad y dinámica propia del paisaje manchego en el que nos encontramos. El reto fue seleccionar especies de floración prolongada o que fuera sucediéndose desde el invierno hasta el inicio del verano, con una altura contenida y homogénea entre especies (50/60 cm a lo sumo) que mantuviera el atractivo el mayor tiempo posible. La mezcla de semillas propuesta fue la siguiente:

	Especie	(%)
1	<i>Cynodon dactylon</i>	20%
2	<i>Trigonella foerum-graecum</i>	15%
3	<i>Medicago polymorpha</i>	10%
4	<i>Trifolium subterraneum</i>	10%
5	<i>Echium plantagineum</i>	5%
6	<i>Centaurea cyanus</i>	5%
7	<i>Calendula arvensis</i>	5%
8	<i>Chrysanthemum coronarium</i>	5%
9	<i>Daucus carota</i>	5%
10	<i>Melilotus officinalis</i>	5%
11	<i>Hedysarum coronarium</i>	5%
12	<i>Borago officinalis</i>	3%
13	<i>Calendula officinalis</i>	3%
14	<i>Coriandrum sativus</i>	3%
15	<i>Papaver dubium/roheas</i>	1%

Figura 25. Selección de especies y propuesta de mezcla de semillas en Veredilla III (Zona B)

Fuente: Elaboración propia

La mezcla contenía un 45% en peso de leguminosas, un 20% de gramíneas de una única especie y un 25% de compuestas, a parte de un 17% del resto de familias. Se optó por aportar una única gramínea pues esperamos que el propio banco de semillas del suelo, así como las presentes en fincas colindantes, irían colonizando nuestra parcela, prefiriendo dar prioridad a la cubierta con especies de flor pues la intención era, además de atraer a polinizadores y fauna auxiliar, tratar de que la parcela estuviera florida el mayor tiempo posible, por ello también se seleccionaron especies de floración prolongada o tardía (figura 26).

En la figura 27 se recogen los resultados obtenidos del seguimiento de la evolución de la cubierta vegetal en la glorieta, centrados en una parcela de unos 6 x 4m (al igual que hicimos en la zona A de estudio) y tomando también registros fotográficos y anotando las especies que aparecían en el olivar colindante que sirvió de parcela blanco. De los resultados obtenidos, se ha podido observar una escasa germinación en los primeros meses del año a pesar de un buen periodo de lluvias otoñales e invernales, probablemente por un siembra tardía. Las bajas

temperaturas invernales en la zona retrasan la germinación de las semillas a finales del invierno – principios de la primavera, mientras que si la siembra se hubiera realizado en el otoño, después de las primeras lluvias y con temperaturas más templadas habría sido de esperar una mayor germinación de especies.

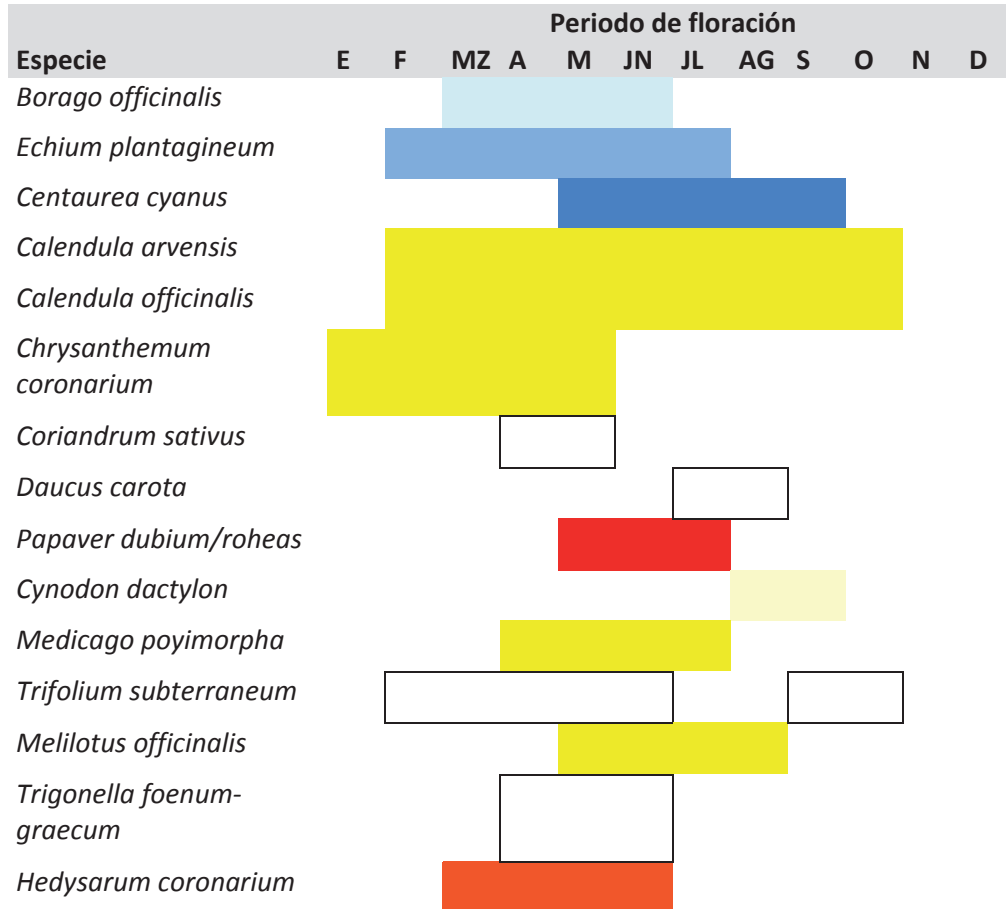


Figura 26. Período de floración de las especies elegidas

Fuente: Elaboración propia

En la figura 27 las primeras filas recogen los datos de cobertura vegetal en los meses de control (febrero – mayo), pudiendo observar cómo la cobertura dentro de la rotonda no superó el 70-80%, al igual que en la parcela de olivar colindante (abril 2014). En esta última, dada la abundancia de cardos, se roturó en mayo por razones ajenas a este trabajo.

Otro aspecto de interés constatado durante el acompañamiento fue la altura media de desarrollo de la pradera y su comparación con lo sucedido el año anterior (figura 31). En 2014 la altura media rondó los 50 cm, mientras que en 2013 tuvimos una altura de unos 130 cm. La comparativa entre un año y otro queda

patente en las fotografías correspondientes al mes de abril de 2013 y 2014 y mayo 2014.

	Parcela	Blanco	Parcela	Blanco	Parcela	Blanco	Parcela	Blanco
Fecha	27/02/2014		27/03/2014		28/04/2014		12/05/2014	
Cobertura	<1%	5%	1%	10%	70%	80%	70-80%	0%
Altura media (cm)	<2	<2	<5	<5	10-20	40-50	50	se roturó
Color que domina	tierra	tierra	tierra	tierra	verde-amarillo	verde-azul	verde amarillo	tierra
1 <i>Cardus bourgeanus</i>		5		5		5		
2 <i>Sonchus asper</i>						+		
3 <i>Calendula arvensis</i>			1				2	
4 <i>Diploaxis virgata</i>							1	
5 <i>Matricaria camomilla</i>							2	
6 <i>Chrysanthemum coronarium</i>							+	
7 <i>Coriandrum sativum</i>							1	
8 <i>Diploaxis eruroides</i>							1	
9 <i>Echium plantagineum</i>							+	
10 <i>Papaver roheas</i>							+	
11 <i>Erodium cicutarium</i>							+	
12 <i>Medicago orbicularis</i>							+	
13 <i>Trifolium resupinatum</i>							+	
14 <i>Borago officinalis</i>							+	
15 <i>Centaurea cyanus</i>							+	
16 <i>Salvia verbenaca</i>							+	
17 <i>Diploaxis catholica</i>							+	
18 <i>Calendula officinalis</i>							+	
19 <i>Avena barbata</i>							+	
20 <i>Lolium perenne</i>							+	
21 <i>Bromus matritensis</i>							+	

Figura 27. Evolución de cobertura y composición florística en zona B (2014)

Fuente: Elaboración propia



Abril 2013



Abril 2014



Mayo 2014

Figura 28.- Glorieta en abril de 2013, abril y mayo de 2014.

Fuente: Elaboración propia

Como puede observarse además, la mitad de la rotonda donde no hay olivos, en la que se había sembrado *Sinapis alba*, permaneció roturada durante 2014, sin que la mostaza germinara. En la fotografía de mayo puede observarse en primer término un dominio de gramíneas ya agostadas (marcadas con línea roja y flecha), correspondiente a una zona en la que no se pudo sembrar (la siembra se realizó mediante tractor y en esa zona la presencia de elementos de urbanización dificultó el paso del tractor y la siembra correspondiente). Este dato confirma que en este clima es preferible no incorporar ciertas gramíneas de ciclo corto en las mezclas, pues su ciclo acaba en mayo - principios de junio, y es preferible dar prioridad a especies de flor que se mantengan en verde o flor durante más tiempo.

En cuanto a la composición florística (figura 26), teniendo en cuenta la escasa germinación entre febrero y marzo, se optó por registrar la cobertura y porcentaje de especies en el momento de mayor desarrollo (12 de mayo de 2014), si bien las visitas realizadas en los meses anteriores y posteriores sirvieron para confirmar la identificación de especies presentes. La identificación de la flora se ha realizado con apoyo de la *Guía de la Flora vascular de Andalucía Occidental* (1987), así como de *Flora ibérica* (edición electrónica). Lo primero que destaca es la gran cantidad de especies identificadas dentro de la parcela y el escaso número en el olivar colindante, donde dominó el cardo (*Cardus bourgeanus*) motivo por el cual fue roturada la parcela por parte de la urbanizadora (figura 31).



Figura 31. Vista del olivar colindante a la rotonda (al fondo) en el que dominan casi exclusivamente el cardo (*Cardus bourgeanus*) posiblemente favorecido por la continua roturación del terreno (mayo 2014).

Fuente: Elaboración propia



Figura 32. Vista general de la rotonda, al fondo a la derecha olivar colindante. El color que domina es el amarillido de *Calendula* y *Diplotaxis* (mayo de 2014).

Fuente: Elaboración propia

En segundo lugar destaca la presencia de un gran número de especies procedentes de la mezcla de semillas aportada (no se puede asegurar si de la primera o de la segunda siembra pues algunas coinciden) y la falta de las leguminosas de la mezcla y de *Cynodon dactylon*, gramínea incluida en la segunda siembra.

En cuanto a los aspectos fenológicos de la pradera, fundamentalmente altura y duración de la floración, cabe señalar como ya se ha indicado, un mejor resultado en cuanto al aspecto general de la pradera en 2014, cuya altura media, inferior a los 50 cm, permite una mejor valoración del olivar, un mayor orden, apreciado en este caso por la propiedad, que nos sirve como referencia de la aceptación por parte del público.

En cuanto a la duración de la floración, se pudo observar que las principales especies que aportaron colorido (fundamentalmente las dos especies de *Calendula*, *Matricaria* y *Chrysanthemum*, así como las especies de jaramago (*Diplotaxis*) son las responsables del tono amarillento de las floraciones pero su abundancia ha sido relativa, no dando un colorido y coberturas homogéneos y tampoco de gran espectacularidad. Sería interesante poder reforzar el atractivo visual aumentando el porcentaje en la mezcla de las de mayor duración y tamaño (*Calendula*) (la experiencia con *Diplotaxis* nos dice que su pronta floración va seguida de un agostamiento para finales de mayo inicio de junio que no resulta interesante para el objetivo buscado). Igualmente se ha constatado que la colonia de conejos presentes en la glorieta (con madrigueras bajo varios olivos) siente preferencia por determinadas especies vegetales, primordialmente *Centaurea cyanus*, la cual no creció como debía en altura ni su floración fue lo abundante que era de esperar, pues fue cortada regularmente por estos animales. En junio-julio, sin embargo, se

ha podido apreciar su floración a ras de suelo favorecida por el corte regular de las matas por parte de los conejos.



Figura 33. Aspecto de la glorieta con la primera siembra hasta la preparación para la nueva (noviembre 2012 – diciembre 2013).

Fuente: Elaboración propia

En cuanto a la presencia de polinizadores y fauna auxiliar se pudo constatar la presencia de pequeños insectos como abejas, coléopteros como mariquitas (*Coccinella septempunctata*), pero escasas mariposas, posiblemente por la frugalidad de las floraciones. La mayor abundancia de insectos se observó entre abril y mayo de 2014, coincidente con el periodo de máxima floración. La presencia de mariposas fue, como se ha comentado, muy inferior a la observada en la zona A, únicamente se observó una especie que también se había detectado en las parcelas limítrofes, habitual en ambientes agrícolas.



Figura 34. Seguimiento de la parcela de control (febrero – junio 2014).

Fuente: Elaboración propia

5 CONCLUSIONES Y PROPUESTAS DE FUTURO

En este trabajo se ha querido profundizar en cómo el espacio abierto urbano y periurbano es, además de lugar de ocio y recreo para las personas, oportunidad para la biodiversidad y sus servicios asociados, a partir de la búsqueda de alternativas al uso extensivo de césped en las áreas verdes.

La revisión de lo que en otros países se ha realizado y las tendencias actuales en el diseño de plantaciones, ha permitido profundizar en las alternativas que existen desde un punto de vista ecológico y no sólo funcional o estético. En función del contexto de cada proyecto pueden desarrollarse diferentes alternativas al uso de césped extensivo, que respondan a consideraciones de tipo ecológico, funcional, estético y didáctico, enriqueciendo las propuestas para áreas verdes y acercando la población urbana a la naturaleza, en un futuro cada vez más urbano, atendiendo a las potencialidades de cada territorio.

En clima mediterráneo estas alternativas pueden ser praderas perennes o semi-perennes, con especies preferentemente de flor, praderas diseñadas con anuales adaptadas a labores de tipo agrícola o praderas mixtas en las que se quieran favorecer procesos de sucesión ecológica.

La cantidad de especies disponibles en el contexto mediterráneo es elevado, por lo que existe un amplio campo de investigación a desarrollar en el ámbito de la arquitectura paisajista en colaboración con otras disciplinas, para determinar qué especies elegir, para qué proyectos y con qué fines. En este sentido, debe darse prioridad a las especies nativas, aunque no se excluyan especies naturalizadas o

introducidas siempre que estas especies no sean invasoras. La decisión en la selección dependerá de la tipología del espacio en el que se vaya a intervenir y de los objetivos buscados en cada solución (Raposo, 2013). Resulta imprescindible aprovechar lo que la flora local y potencial pueda aportar como una manera de preservar su existencia y también para fomentar su apreciación por parte del público en contextos urbanos.

Se hace recomendable, por tanto, diseñar las mezclas de semillas teniendo en cuenta las características edafoclimáticas del lugar y la composición florística de las comunidades vegetales propias de cada zona, en lugar de limitarse al empleo de mezclas de semillas comerciales. Este planteamiento queda avalado además por los trabajos de Alfaya (2012) sobre taludes de la Comunidad de Madrid y de Raposo (2013) relativas a las oportunidades que las comunidades vegetales potenciales y locales pueden tener en los proyectos de arquitectura paisajista.

Cualquiera de las alternativas de plantaciones así concebidas estarán basadas en un enfoque ecológico, tanto por su adaptación a las condiciones edafoclimáticas locales como por crear hábitats para la fauna local. Además, todas ellas serán una oportunidad para fomentar el conocimiento, el uso didáctico, el acercamiento de la naturaleza a la ciudad, así como el reconocimiento del valor estético de los paisajes, donde la dinámica y estética de las comunidades vegetales es bien diferente a la de las praderas de césped convencional (Ignatieva, 2010; 2012; Filippi, 2011).

Para que las propuestas sean mejor aceptadas por el público y sirvan como espacios para la biodiversidad, se concluye que en la selección de especies vegetales es preferible dar prioridad a las de flor, eligiendo un número limitado de ellas en base a los efectos que se quieran conseguir (Luz, 2001; Dunnett y Hitchmough, 2004). Estas especies atraerán, además, a polinizadores y entomofauna, de manera que se incrementará también la diversidad faunística en estos espacios. Se aconseja en todo caso limitar la presencia de gramíneas en las mezclas (Silva, 2003; Clément, 2007; Green, 2013). Otras consideraciones de tipo funcional y estético a tener en cuenta en la selección de especies serán la altura deseada de las praderas, su momento de floración y coloración, y su carácter estructurante del espacio. (Oudolf y Kingsbury, 1999; Luz, 2001; Robinson, 2004; Dunnett y Hitchmough, 2004).

De los dos casos presentados, aunque en uno de ellos se ha partido de una pradera sembrada con anterioridad al inicio de este trabajo (Zona A), el tiempo de acompañamiento ha sido limitado (por razones del alcance del estudio ha durado poco más de un año), por lo que no se pueden extraer conclusiones detalladas sobre la dinámica de las mezclas y la fauna que la acompaña. Por ello, se considera de interés estudiar la evolución de este tipo de praderas a lo largo de un periodo de tiempo mayor, resembrando aquellas especies que han prolongado durante más tiempo su floración, promoviendo mediante una ligera labor la germinación de nuevas semillas o dejándola evolucionar para observar su dinámica natural.

En cualquier caso los datos recogidos arrojan resultados de interés y pueden ser un inicio para trabajos posteriores en clima mediterráneo. Este estudio puede servir como punto de partida para otras propuestas de mezclas de semillas, adaptadas a cada condición y situación en función de los objetivos buscados. Además, puede servir para el establecimiento de ensayos con mezclas de semillas en diferentes

contextos y su acompañamiento durante un periodo de tiempo superior al empleado en este trabajo.

En el caso de la parcela en la que se ha sembrado una mezcla seleccionada (Zona B), se ha podido constatar una escasa cobertura inicial, posiblemente consecuencia de lo tardío de la siembra (diciembre 2013). Germinaron únicamente parte de las especies elegidas y aparecieron otras que formaban parte del banco de semillas locales, en parte debido a que se quiso evitar el uso de herbicidas antes de la siembra. Es importante, por tanto, avanzar en protocolos para el correcto manejo del suelo y las siembras posteriores, identificando el mejor momento para hacerlas y las mejores técnicas para obtener mejores resultados en cuanto a cubrición de superficies. Se considera un logro el buen aspecto general conseguido para la pradera de la zona B en cuanto a altura y mantenimiento del color en comparación con el año anterior. Se logró que la propiedad segara más tarde que en el año anterior, lo que podría considerarse indicativo de una mejor aceptación de la propuesta por su parte.

Se ha constatado con estos dos casos que las praderas de flor son una oportunidad para el incremento de la biodiversidad en zonas verdes, sobre todo por su atractivo para insectos polinizadores. De los tipos de pradera de flor, se ha observado que las praderas con mayor abundancia de especies perennes, como la de la zona A de estudio, parecen más adecuadas para la atracción de mariposas, pues permiten un hábitat propicio para que se desarrolle su ciclo biológico completo. En estos casos, debido a la mayor abundancia de insectos hacia los meses de junio-julio, parece aconsejable que las labores de siega se realicen a finales de ese periodo, pasado el mes de julio, si bien no se han obtenido datos concluyentes para determinar la fecha idónea para ello. En cualquier caso, sería interesante que estudios posteriores arrojasen mayor luz sobre este aspecto, estudiando conjuntamente el ciclo biológico de estos insectos, con la evolución temporal de la pradera y su manejo en clima mediterráneo (floraciones de especies atractivas para las mariposas, lugares de puesta y de refugio para las diferentes fases de su desarrollo, etc).

En cuanto a los aspectos estéticos de los casos aquí presentados, se puede concluir que las praderas perennes (Zona A) en las que se han incorporado especies de larga duración en verde como la alfalfa, presentan un aspecto casi verde en un largo periodo de tiempo y una altura homogénea y bastante interesante desde el punto de vista formal (50/60 cm). Estas praderas podrían servir como alternativa en aquellas zonas verdes, parques o zonas de parques, en los que no se prevea un tránsito peatonal. Zonas intermedias, de transición, entre otras que pudieran ser de césped convencional (por necesidades funcionales del parque como son áreas deportivas, de picnic, juego, etc.), que permitirían contar con una zona de alta biodiversidad florística y faunística y cuya textura y coloración destaque de la siempre verde y recortada pradera de césped. De esta manera se potenciaría aún más el valor ornamental de la propuesta.

En cuanto a las praderas planteadas con especies anuales, la experiencia de la Zona B hace concluir que es necesario en estos casos identificar y estudiar bien las especies de floración prolongada y aquellas que tengan flores especialmente impactantes (bien sea por la cantidad, bien sea por el tamaño y color), si lo que se

pretende es que sean realmente una explosión de color y llamen la atención del público. Esto confirma los planteamientos de arquitectos paisajistas contemporáneos como Heiner Luz (2001), Dunnet y Hichmough (2004), Ignatieva (2010), Ignatieva, Stewart y Meurk (2011) entre otros.

Se desaconseja incluir especies de gramíneas y crucíferas como *Diploaxis* en las mezclas, pues éstas tienen un ciclo muy corto y condicionan el aspecto general de la pradera, viéndose seca o amarillentas a mediados de mayo, sin que haya dado casi tiempo a la floración de primavera – verano del resto de especies.

También parece importante señalar la necesidad de que las siembras se realicen a principios del otoño, para aprovechar las primeras lluvias y las suaves temperaturas y obtener así mejores resultados en cuanto a coberturas en la siguiente primavera.

En la selección de especies, sobre todo en espacios periurbanos, es también aconsejable tener en cuenta la presencia de posible fauna que se alimenta de ella poniéndola en riesgo (en la meseta castellana la proliferación de conejos que buscará alimentarse de lo sembrado condicionará el desarrollo de algunas plantas), bien sea aumentando la dosis de siembra, bien sea por las especies elegidas. Estudios posteriores podrían señalar cuáles son las especies más interesantes en este sentido.

Será interesante también poder realizar estudios conjuntos de la presencia de insectos polinizadores y fauna asociada con los diferentes tipos de pradera, estudiando el número de especies, su abundancia y el ciclo biológico en relación con la vegetación de la pradera, para poder sacar conclusiones acerca del mejor manejo para favorecer la biodiversidad.

Otro elemento importante para analizar y sacar conclusiones para el futuro es la del establecimiento de protocolos de mantenimiento de los diferentes tipos de pradera. De los casos de estudio aquí presentados se puede concluir que para las praderas de anuales estos protocolos deben incluir una ligera preparación del terreno a final del verano y siembra a comienzos del otoño, seguido por una siega y retirada de restos vegetales a finales de junio o principios de julio, en función de las especies elegidas en la mezcla de semillas. El suelo debería quedar ya sin movilizar para que las semillas producidas germinen por sí mismas.

Si la pradera es semi-perenne, las labores deberían ser las de preparación del terreno a finales del verano, siembra a principios del otoño del primer año y una única siega anual al finalizar el periodo de floración y de producción de semillas que coincidiría, en función de la mezcla de especies, hacia el final de cada verano, de acuerdo con lo que estudios relativos al ciclo biológico de polinizadores recomiende.

Por último, aunque el alcance de este trabajo no haya permitido profundizar suficientemente en ello, es recomendable realizar estudios de aceptación por parte del público, diferenciándolos por edades, por género y lugar de origen y residencia. Sería especialmente interesante contar con estudios específicos que relacionen este tipo de alternativas para zonas verdes y población infantil, su potencialidad para el conocimiento de la naturaleza, el bienestar y la salud en zonas urbanas.

6 BIBLIOGRAFÍA

ALFAYA ARIAS, V. (2012). *Colonización de taludes artificiales por medio de la vegetación natural*. Tesis doctoral. Madrid: Universidad Complutense. Facultad de Biológicas.

ALONSO MARTÍNEZ, P., CASTRO, M.C.M.L. & PINTO-GOMES, C. (2014). "Flowering meadows, a biodiverse alternative to lawns in mediterranean urban spaces". En: RODRIGUES, Ana (coord.). *The Garden as a lab. Where cultural and ecological systems meet in Mediterranean context*, (129-146). Évora: Universidade de Évora, CHAIA.

ALONSO, R. (2008). *Estudio Geotécnico del terreno. Anexo 2 del Proyecto de Urbanización del Parque Industrial y Tecnológico de Illescas*. EPTISA.

AÑÓN FELIÚ, C. Y BASSEGODA, J. (2001). *De los jardines privados a los jardines públicos. En Historia de los parques y jardines en España*. Madrid: Grupo FCC, 263-392.

APARICIO, A. et al. (1987). *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Barcelona: Ketres

BIODIVERSIDAD, UN ENFOQUE GLOBAL. (2009). *II Seminario Análisis y Prospectiva*. España: Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/biodiversidad_tcm7-17012.pdf. [Consultado el 12-01-2014].

BIODIVERSITY ACTION PLAN 2010–2015. Londres: Ayuntamiento de Londres. Disponible en: http://www.cityoflondon.gov.uk/things-to-do/green-spaces/city-gardens/wildlife-and-nature/Documents/CityGardensBAP2010_2015.pdf. [Consultado el 23-01-2014].

BRAUN-BLANQUET, J. (1928). "Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde", *Biologische Studienbücher*, Berlín. 7, 330.

BRUNDTLAND, G. (1987). *Our Common Future*. Oslo: Naciones Unidas.

CALDEIRA CABRAL, F. (1980). "O 'continuum naturale' e a conservação da natureza", *Seminário Conservação da natureza*, Lisboa: Serviço de Estudos do Ambiente. 18-19 abril 1980, 35-44.

CAMBIO GLOBAL ESPAÑA 2020/2050. PROGRAMA CIUDADES. (2009). Madrid: Centro Complutense de Estudios e Información Medioambiental. Disponible en: <http://www.upv.es/contenidos/CAMUNISO/info/U0531454.pdf>. [Consultado el 2-12-2013].

CARSON, R. (2010). *Primavera silenciosa*. Barcelona: Editorial Crítica.

CASA VALDÉS, M. (1987). *Jardines de España*. Valencia: El Puig.

CASTIELLA, T., MARTÍNEZ, L. (2004). *Guía de jardinería sostenible*. Barcelona: Ayuntamiento de Barcelona.

CASTRO, M. & PONTE-E-SOUSA, C. (2012). "Lawns and ornamental meadows as an alternative in the South Europe", *World in Denmark 2012*, Universidad de Copenhague. Departament of Geosciences and Natural Resource Management. Disponible en: <http://ign.ku.dk/english/research/landscape-architecture-planning/landscape-architecture->

urbanism/world-in-denmark/world-denmark-2012/papers/filer/lawns-castro.pdf. [Consultado el 2-02-2014].

CASTROVIEJO, S. (coord.). (1986-2012). *Flora ibérica*. Madrid: Real Jardín Botánico, CSIC.

CAURÍN ALONSO, C. & MARTÍNEZ PENELLA, M. J. (2013). "Análisis del concepto de biodiversidad en los libros de texto de segundo ciclo de primaria en la Comunidad Valenciana (España)", *Perfiles Educativos. IISUE-UNAM*. XXXV, 141, 97-114.

CLÉMENT, G. (2007). *Le jardin en mouvement*. Lassay-les-Châteaux: Sense y Tonka.

COLLADO, S. (2012). *Experiencia infantil en la naturaleza. Efectos sobre el bienestar y las actitudes ambientales en la infancia*. Tesis doctoral. Madrid: Universidad Autónoma Departamento de Ecología.

COLLADO, S. & CORRALIZA, J. A. (2013). "Children's Restorative Experiences and Self-Reported Environmental Behaviors", *Environmental and Behavior*. XX, 10, 1-19.

COLLADO, S. STAATS, H. & CORRALIZA, J.A. (2013). "Experiencing nature in children's summer camps: affective, cognitive and behavioural consequences", *Journal of Environmental Psychology*. 33, 37-44.

COMISIÓN EUROPEA (2011). *Estrategia de la UE sobre la biodiversidad hasta 2020: nuestro seguro de vida y capital natural*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones.

COMISIÓN EUROPEA (2013). *Infraestructura verde: mejora del capital natural de Europa*. Comunicación de la Comisión al Parlamento Europeo, al Consejo, al Comité Económico y Social Europeo y al Comité de las Regiones.

CONVENIO SOBRE LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA. (1992). Naciones Unidas. Disponible en <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>. [Consultado el 15-12-2013].

CORNER, J. (2001). *Lifescape. Fresh Kills Reserve*. New York: Staten Island. Preparado por Field Operation para la Ciudad de Nueva York. Disponible en: <http://www.nyc.gov/html/dcp/pdf/fkl/fien1.pdf>. [Consultado el 2-02-2014].

CORNER, J. (2006). "Terra Fluxus." en: Ch. Waldheim (Ed). *The Landscape Urbanism Reader*. Nueva York: Princeton Architectural Press, 21-33.

CORRALIZA, J. A., COLLADO, S. (2011). "La naturaleza cercana como moderadora del estrés infantil", *Psicothema*, XXIII, 2, 221-226.

CROWE, S. (1956). *Tomorrow's Landscape*. London: The Architectural Press.

CHATTO, B. (2000). *Gravel Garden. Drought Resistant Planting*. Londres: Frances Lincoln Limited.

DUNNETT, N. P. y HITCHMOUGH, J. D. (Ed.) (2004). *The Dynamic Landscape: the ecology, design and management of urban naturalistic vegetation*. Londres: E. & F. N. Spon.

DUNNETT, N. P., SWANICK, C. y WOOLLEY, H. (2002). *Improving urban parks: play areas and open spaces*. Londres: Department of Landscape, U. Sheffield, Department for Transport, Local Government and the Regions.

DUNNETT, N., HITCHMOUGH, J. D. (2006). *Making contracts work for wildlife: how to encourage biodiversity in urban parks*. Commission for Architecture and the Built Environment. Londres: CABE Space.

ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY. THE ROLE OF CITIES. (2005, septiembre). Nairobi : UNEP&UN-HABITAT. Disponible en: http://www.unep.org/urban_environment/PDFs/Ecosystems_and_Biodiversity_Role_of_Cities.pdf. [Consultado el 12-01-2014].

ELMQVIST, T. et al. (Eds.). (2013). *Urbanization, Biodiversity and Ecosystem Services: Challenges and Opportunities. A Global Assessment*. Frankfurt: Springer.

FARIÑA, J. (2012, 27 junio). "Infraestructura verde urbana". Disponible en: <http://elblogdefarina.blogspot.pt/2012/06/infraestructura-verde-urbana.html>. [Consultado el 9-03-2014].

FILIPPI, O. (2007). *Pour un jardin sans arrosage*. Arlés: Actes Sud.

FILIPPI, O. (2011). *Alternatives au gazon*. Arlés: Actes Sud.

GARCÍA MORENO, J. et al. (2007). *Criterios para una jardinería sostenible en la ciudad de Madrid*. Madrid: Área de Gobierno de Medio Ambiente y Servicios de la ciudad.

GONZÁLEZ BERNÁLDEZ, F. (1981). *Ecología y Paisaje*. Madrid: Blume Ediciones.

GREEN, J. (2013, 23 octubre). "Place making for bees". En *The Dirt. Uniting the Built & Natural Environments. American Society of Landscape Architects*. Disponible en: <http://dirt.asla.org/2013/10/23/place-making-for-bees/> [Consultado el 9-03-2014]

GRIME, J.P., HODGSON, J. G. y HUNT, R. (1989). *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. London: Unwin Hyman Ltd.

GRIMM, N.B., FAETH, C.L., REDMAN, WU, J., BAI, X., BRIGGS, [et al] (2008). "Global change and the ecology of cities". In: *Science* 319 (5864), 756-760.

GUIBERT, J. (2006, marzo). "L'enseignement paysager en mouvement", *PHM-Revue Horticole*, 478, 22-24.

HACKETT, B. (1971). *Landscape Planning*. Newcastle: Oriel Press.

HITCHMOUGH, J. (2008). "New approaches to ecologically based, designed urban plant communities in Britain: do these have any relevance in the United States?", *Cities and the Environment*. I, 2, artículo 10. Disponible en: <http://digitalcommons.lmu.edu/cate/vol1/iss2/10/> [Consultado el 9-03-2014].

HOBHOUSE, P. (1997). *Plants in Garden History*. Londres: Pavilion Books Limited.

IGNATIEVA, M. (2010). "Design and future of urban biodiversity". En: MÜLLER, N., WERNER, P. y KELCEY, J. G. (eds). *Urban Biodiversity and design*, (118-144). London: Blackwell Publishing Ltd.

IGNATIEVA, M (2012). "Plant material for urban landscapes in the era of globalization: roots, challenges and innovative solutions". En: RICHTER, M. y WEILAND, U. (Eds). *Applied Urban Ecology: a global framework*. England: Blackwell Publishing Ltd., 139-151.

IGNATIEVA, M. y STEWART, G. H. (2009). "Homogeneity of urban biotopes and similarity of landscape design language in former colonial cities". En: MCDONNELL, M. J., HAHS, A.K. y BREAST, J.H. (Eds.) *Ecology of cities and towns: a comparative approach* (399-421). Cambridge: University Press.

IGNATIEVA, M., STEWART, G. H. y MEURK, C. (2011). "Planning and design of ecological networks in urban areas". En: *Landscape and Ecological Engineering*, 7:17-25.

IGNATIEVA, M. y AHRNÉ, K. (2013). "Biodiverse green infrastructure for the 21st century: from 'green desert' of lawns to biophilic cities". En: *Journal of Architecture and Urbanism*, 37(1), 1-9.

IZCO, J. (1984). *Madrid Verde*. Madrid: Instituto de Estudios Agrarios, Pesqueros y Alimentarios.

JORGENSEN, A. (2004). "The social and cultural context of ecological plantings". En N. Dunnett & J. Hitchmough (Eds.). *The Dynamic Landscape: the ecology, design and management of urban naturalistic vegetation*. Londres: E. & F. N. Spon, 293-322.

KAPLAN, S. (1995). "The restorative benefits of nature: Toward and integrative framework". En: *Journal of Environmental Psychology*, 15, 169-182.

KINGSBURY, N. (2001). "New approaches in perennial use", *Topos*. 37, 75-83.

KINGSBURY, N. (2004). "Contemporary overview of naturalistic planting design", en N. Dunnett & J. Hitchmough (Eds.). *The Dynamic Landscape: the ecology, design and management of urban naturalistic vegetation*. Londres: E. & F. N. Spon, pp. 58-94.

LEOPOLD, A. (1949). *A Sand County Almanac. And Sketches here and there*. Nueva York: Oxford University Press.

LUZ, H. (2001). "The principle of dominant species". En: *Topos*. 37, 16-21.

MATA OLMO, R. et al. (2011). *Atlas de los Paisajes de Castilla - La Mancha*. Ciudad Real: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.

MAGALHÃES, M.R. (2007). *Estrutura ecológica da paisagem: conceitos e delimitação - escalas regional e municipal*. Lisboa: ISA Press.

MATOS, R.S.(2010). *A Reinvenção da Multifuncionalidade da Paisagem em Espaço Urbano - Reflexões*. Dir. Aurora Carapinha. Tesis doctoral. Évora: Universidad de Évora, Portugal.

MCCANN, K. S. (2000). "The diversity and stability of ecosystems", *Nature*, 405, 228-233.

MCHARG, I. (1969). *Design with Nature*. Nueva York: Natural History Press.

MCNEELY, J. et al. (1990). *Conserving de world's Biological Diversity*. Gland y Washington, D.C.: IUCN, WRI, CI, WWF-US, the World Bank.

MONTES, C. et al. (2011). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Madrid: Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente.

MYERS, N. et al. (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities", *Nature*. 403, 853-858.

NACIONES UNIDAS (1992). *Convenio sobre la Diversidad Biológica*. Disponible en <https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-es.pdf>. [Consultado el 15-12-2013].

NAESS, A. (1973). "The shallow and the deep ecology, long-range ecology movement. A summary", *Inquiry*, 16 (1), 95-100.

OSCARIZ, J. & PRATS, F. (2009). *Cambio Global España 2020/50. Programa ciudades*. Madrid: Centro Complutense de Estudios e Información Medioambiental.

LOUDON, P. & KINGSBURY, N. (1999). *Designing with plants*. Londres: Timber Press.

PARÉS, M., RIVERO, M., RULL, C. (2013). *Plan del verde y de la biodiversidad de Barcelona 2020*. Barcelona: Medi Ambient i Serveis Urbans-Hàbitat Urbà. Ayuntamiento de Barcelona.

PASTOR, T., VILLACAÑAS, S., PRIETO, A., ALONSO MARTÍNEZ, P., ROS, M., MATÉ, C., et al. (2014). *Infraestructuras verdes urbanas y periurbanas*. Madrid: CONAMA 2014.

PLAN BIODIVERSITÉ 2010-2014. ACTIONS DÉTAILLÉES. (2010) Montpellier: Ayuntamiento de Montpellier. Disponible en <http://www.montpellier.fr/3313-biodiversite.htm>. [Consultado el 16-03-2014].

PONTE E SOUSA, C. M. C. (2012). *Prados de flor como alternativa ao uso extensivo de relvados*. Dissertação Mestrado em Arquitetura Paisagista. Escola de Ciências e Tecnologia. Universidade de Évora.

PROMINSKI, M. (2005). "Designing landscape as evolutionary systems", *Design Studies*, 8 (3), 25-34.

RAPOSO, M. (2013). *O Interesse das Séries de Vegetação no Projeto em Arquitectura Paisagista (Distrito Évora)*. Dissertação Mestrado em Arquitectura Paisagista. Escola de Ciências e Tecnologia. Universidade de Évora.

RIBEIRO TELLES, G. (1994). *Paisagem global: um conceito para o futuro*. Lisboa: Iniciativa.

RIVAS MARTÍNEZ, S. (1983). 'Pisos bioclimáticos de España', *Lazaroa*, 5, 33-44.

RIVAS MARTÍNEZ, S. (1987). "Nociones sobre Fitosociología, Biogeografía y Climatología" En: M. Peinado & S. Rivas-Martínez (Eds.). *La vegetación de España*. Alcalá: Universidad de Alcalá, 19-45.

RIVAS MARTÍNEZ, S., LOIDI ARREGUI, J. J. (1999). "Bioclimatology of the Iberian Peninsula", *Itinera geobotanica*, 13, 41-47.

ROBINSON, N. (2004). *The planting design handbook*. Hants: Ashgate Publishing Limited.

- RUBIÓ Y TUDURÍ, N. (2000). *Del Paraíso al jardín latino* (2ª ed.). Barcelona: Tusquets.
- RUBIÓ Y TUDURÍ, N. (2006). *El jardín meridional*. Barcelona: Tusquets editores.
- SAINZ OLLERO, H. Y SÁNCHEZ DE DIOS, R. (2011). "La diversidad de los paisajes españoles", *Memorias Real Sociedad Española de Historia Natural*, 2ª ép., 9, 109-155.
- SAINZ OLLERO, H. & SÁNCHEZ DE DIOS, R. Y GARCÍA-CERVIGÓN MORALES, A. (2010). "La cartografía sintética de los paisajes vegetales españoles: una asignatura pendiente en geobotánica", *Ecología*, 23, 249-272.
- SILVA, S.C. M. (2003). *As plantas no jardim do século XX na tradição ocidental*. Trabajo fin de Licenciatura. Universidad de Évora, Portugal.
- SMITH, L.S. y FELLOWES, M.D.E. (2014). "The grass-free lawn: management and species choice for optimum ground cover and plant diversity". En: *Urban Forestry & Urban Greening* 13: 433-442.
- TEEB. (2010). *La economía de los ecosistemas y la biodiversidad: fundamentos ecológicos y económicos*. Londres: Pushpam Kumar.
- THOMAS, G. Y THOMSON, G. (2004). *A child's place: why environment matters to children*. Londres: Green Alliance/Demos Report.
- THOMSON, I. H. (1998). "Environmental Ethics and the Development of Landscape Architectural Theory", *Landscape Research*, 23(2), 175-194.
- UNIÓN EUROPEA. Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres. Disponible en <https://www.boe.es/doue/1992/206/L00007-00050.pdf>. [Consultado el 12-01-2014]
- WOUDSTRA, J. & HITCHMOUG, J. (2000). "The enameled mead: history and practice of exotic perennials grown in grassy swards". En: *Landscape Research*, 25 (1), 29-47.
- WOUDSTRA, J. (2004). "The changing nature of ecology: a history of ecological planting (1800-1980)". En N. Dunnett & J. Hitchmough (Eds.). En: *The Dynamic Landscape: the ecology, design and management of urban naturalistic vegetation*. Londres: E. & F. N. Spon, 23-54.

LOS CUADERNOS DE INVESTIGACIÓN URBANÍSTICA publicados por el Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio desde el año 1993, difunden bimensualmente aquellos trabajos de investigación realizados en el área del Urbanismo, la Ordenación Territorial, el Medio Ambiente, la Planificación Sostenible y el Paisaje, que por sus características, muchas veces de investigación básica, tienen difícil salida en las revistas profesionales. Su objetivo es la difusión de estos trabajos, en el convencimiento de que es necesario potenciar el uso de este idioma entre el mundo científico para conseguir alcanzar ámbitos de difusión a los que, de otra forma, no se podría acceder.

Su formato no es el convencional de una revista de este tipo, con artículos de diferentes autores que, en realidad, abordan aspectos parciales de cada trabajo, muy adecuados para la difusión y el conocimiento rápido de los mismos, pero que no pueden profundizar demasiado debido a su limitada extensión, sino que se trata de amplios informes de la investigación realizada que ocupan la totalidad de cada número. Esto permite, sobre todo a aquellos investigadores que se inician, el tener accesibles los aspectos más relevantes del trabajo y conocer con bastante precisión el proceso de elaboración de los mismos.

La realización material de los Cuadernos de Investigación Urbanística está a cargo del Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio de la Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Madrid, garantizándose el respeto de la propiedad intelectual, pues el registro es siempre en su totalidad propiedad del autor. Está permitida su reproducción parcial en las condiciones establecidas por la legislación sobre propiedad intelectual citando autor, previa petición de permiso al mismo.

NORMAS DE PUBLICACIÓN

Las condiciones para el envío de originales se pueden consultar en la página web:
<http://www.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/publicaciones/ciurpublicar.html>

FORMATO DE LAS REFERENCIAS

Monografías: APELLIDOS (S), Nombre (Año de edición). Título del libro (Nº de edición). Ciudad de edición: Editorial [Traducción castellano, (Año de edición), Título de la traducción, Nº de la edición. Ciudad de edición: editorial].

Partes de monografías: APELLIDOS (S), Nombre (Año de edición). "Título de capítulo". En: Responsabilidad de la obra completa, Título de la obra (Nº de edición). Ciudad de edición: Editorial.

Artículos de publicaciones en serie: APELLIDOS (S), Nombre (Año de publicación). "Título del artículo", Título de la publicación, Localización en el documento fuente: volumen, número, páginas.

Asimismo, se recuerda que el autor tendrá derecho a tres ejemplares gratuitos.

CONSULTA DE NÚMEROS ANTERIORES/ACCESS TO PREVIOUS WORKS

La colección completa se puede consultar en color y en formato pdf en siguiente página web:
The entire publication is available in pdf format and full colour in the following web page:

<http://www.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/publicaciones/ciurnumeros.html>

ÚLTIMOS NÚMEROS PUBLICADOS:

- 100 Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio ETSAM:** "Cien números de Cuadernos de Investigación Urbanística", 150 páginas, Mayo 2015.
- 99 María Teresa Broseta Palanca:** "La catalogación del patrimonio arquitectónico de la ciudad de Valencia", 94 páginas, Marzo 2015.
- 98 Sonia de Gregorio Hurtado:** "Políticas urbanas de la Unión Europea desde la perspectiva de la planificación colaborativa", 74 páginas, Enero 2015.
- 97 Juan Ramón Selva Royo:** "Antecedentes y formación del Plan General de Valencia de 1966 ", 68 páginas, Noviembre 2014.
- 96 Irina Tumini:** "The urban microclimate in open space. Case studies in Madrid", 78 páginas, Septiembre 2014.



PROGRAMA OFICIAL DE POSGRADO EN ARQUITECTURA

MASTER PLANEAMIENTO URBANO Y TERRITORIAL

Escuela Técnica Superior de Arquitectura de Madrid (UPM)

PREINSCRIPCIÓN DEL 15 DE MARZO AL 27 DE JUNIO DE 2014

COORDINADORA DEL MÁSTER: Ester Higuera García

PERIODO DE DOCENCIA: Septiembre 2014 -Junio 2015

MODALIDAD: Presencial y tiempo completo

NUMERO DE PLAZAS: 40 plazas

CREDITOS: 60 ECTS

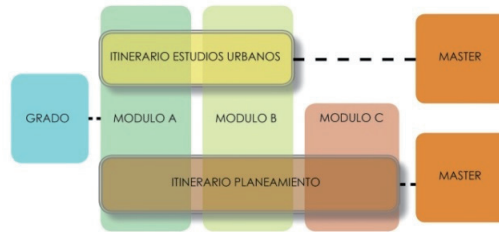
El Máster se centra en la comprensión, análisis, diagnóstico y solución de los problemas y la identificación de las dinámicas urbanas y territoriales en curso, atendiendo a las dos dimensiones fundamentales del fenómeno urbano actual: por un lado, el proceso de globalización y, por otro lado, las exigencias que impone la sostenibilidad territorial, económica y social. Estos objetivos obligan a insistir en aspectos relacionados con las nuevas actividades económicas, el medio físico y natural, el compromiso con la producción de un espacio social caracterizado por la vida cívica y la relación entre ecología y ciudad, sin olvidar los problemas recurrentes del suelo, la vivienda, el transporte y la calidad de vida. Estos fines se resumen en la construcción de un espacio social y económico eficiente, equilibrado y sostenible. En ese sentido la viabilidad económica de los grandes despliegues urbanos y su metabolismo se confrontan con modelos más maduros, de forma que al estudio de las técnicas habituales de planificación y gestión se añaden otras nuevas orientaciones que tratan de responder a las demandas de complejidad y sostenibilidad en el ámbito urbano.

El programa propuesto consta de un Máster con dos especialidades:

- Especialidad de Planeamiento Urbanístico (Profesional)
- Especialidad de Estudios Urbanos (Investigación Académica)

Se trata de 31 asignaturas agrupadas en tres módulos:

- MÓDULO A. Formación en Urbanismo.
- MÓDULO B. Formación en Estudios Urbanos e Investigación.
- MÓDULO C. Formación en Planeamiento.



Beatriz Fernández Águeda
Inés Sánchez de Madariaga
José Fariña Tojo
José Miguel Fernández Güell
Isabel González García
Agustín Hernández Aja

PROFESORADO:

Ester Higuera García
Francisco José Lamiqúiz
Julio Pozueta
Fernando Roch Peña
Felipe Colavidas
Luis Moya
José María Ezquilaga

Llanos Masía
Javier Ruiz Sánchez
Carlos Verdaguer
Enrique Villa Polo
Carmen Andrés Mateo
Álvaro Sevilla

ENTIDADES COLABORADORAS:

ci[ur]

CUADERNOS DE
INVESTIGACIÓN
URBANÍSTICA

urban

Consejo Superior
de los Colegios de Arquitectos
de EspañaEntidad
Pública
Empresarial
de SueloAyuntamiento Real Sitio
de San Fernando
de Henares

CONTACTO: masterplaneamiento.arquitectura@upm.es
www.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/masters/index.html

ALGUNAS DE LAS ACTIVIDADES REALIZADAS DURANTE EL CURSO 2014/15...

Frank Eckardt (Bauhaus Universität, Weimar, Alemania):

“Urban Life after Shrinkage: East German Cities 25 Years after Socialism”



15.30 H. AULA 1N3 (PRIMERA PLANTA, PABELLÓN NUEVO)

MARTES 9 DE SEPTIEMBRE DE 2014. ETSAM

ASIGNATURA: EVOLUCIÓN DE LA CIUDAD Y MEMORIA COLECTIVA

VIERNES 26 DE SEPTIEMBRE DE 2014

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



“Visita a la ciudad de Palencia”

RECEPCIÓN EN EL AYUNTAMIENTO Y PASEO POR LA CIUDAD Y SUS BARRIOS
TALLER DE PLANEAMIENTO URBANO SEMESTRE DE OTOÑO 2014 – PROFESORA: CARMEN ANDRÉS

José Fariña Tojo (Catedrático UPM, DUyOT)
Luis Felipe Alonso Teixidor (Catedrático “Ad Honorem” UPM, DUyOT)
Ramón López de Lucio (Catedrático “Ad Honorem” UPM, DUyOT)

“El sprawl y su paisaje”



11.30 H. SALA DE GRADOS B (PABELLÓN ANTIGUO)

JUEVES 9 DE OCTUBRE DE 2014. ETSAM

ASIGNATURA: SEMINARIO EN LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN
MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

Ana Mrdja (Faculty of Architecture, University of Zagreb)

“Tourism planning and carrying capacity”



11.30 H. SALA DE GRADOS B (PABELLÓN ANTIGUO)

JUEVES 18 DE SEPTIEMBRE DE 2014. ETSAM

ASIGNATURA: SEMINARIO EN LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN
MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO

MIÉRCOLES 11 DE FEBRERO DE 2015. ETSAM

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



James M. Buckley (MIT- Dept. of Urban Studies and Town Planning)

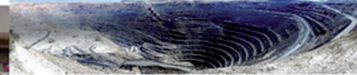
“Urban regeneration in USA”

11.30 H. AULA 1N3 (AULA MÁSTER)

INAUGURACIÓN ACADÉMICA DEL SEGUNDO SEMESTRE DEL MÁSTER

MIÉRCOLES 5 DE NOVIEMBRE DE 2014. ETSAM

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



Isabel López Meza (Universidad de Bío-Bío, Chile)

“La protección del patrimonio minero”

09.00 H. AULA 1N3 (AULA MÁSTER)

ASIGNATURA: POR UNA CIUDAD MÁS SOSTENIBLE



Mario Torres Jofré (Universidad de Chile)

“La ciudad contemporánea. Una perspectiva crítica”

16.00 H. AULA 1N3 (AULA MÁSTER)

ASIGNATURA: PROMOVER LA CIUDAD COMPLEJA

VIERNES 27 DE FEBRERO DE 2015

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



“Visita a Móstoles Sur (Madrid)”

15.30 H. METRO MANUELA MALASAÑA (METROSUR)

JUEVES 19 DE MARZO DE 2015

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



“Visita a Vitoria-Gasteiz”

12.00 H. PLAZA DE LA VIRGEN BLANCA (CENTRO)

MIÉRCOLES 25 DE MARZO DE 2015

MASTER UNIVERSITARIO EN PLANEAMIENTO Y ORDENACIÓN DEL TERRITORIO



“Visita a Toledo”

16.00 H. PLAZA DE ZOCODOVER (CENTRO)

JOINT WORKSHOP – SPRING 2015 – EVOLVING CITIES

Otros medios divulgativos del Departamento de Urbanística y Ordenación del Territorio:

urban

REVISTA del DEPARTAMENTO de URBANÍSTICA y ORDENACIÓN del TERRITORIO
ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE ARQUITECTURA

PRESENTACIÓN SEGUNDA ÉPOCA

DESDE el año 1997, **URBAN** ha sido vehículo de expresión de la reflexión urbanística más innovadora en España y lugar de encuentro entre profesionales y académicos de todo el mundo. Durante su primera época la revista ha combinado el interés por los resultados de la investigación con la atención a la práctica profesional, especialmente en el ámbito español y la región madrileña. Sin abandonar dicha vocación de saber aplicado y localizado, la segunda época se centra en el progreso de las políticas urbanas y territoriales y la investigación científica a nivel internacional.

CONVOCATORIA PARA LA RECEPCIÓN DE ARTÍCULOS:

Urban mantiene abierta una convocatoria permanente para la remisión de artículos de temática relacionada con los objetivos de la revista. Para más información:

<http://www2.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/institucional/publicaciones/urban/ns/instrucciones-para-autores/>

Por último, se recuerda que, aunque La revista **URBAN** organiza sus números de manera monográfica mediante convocatorias temáticas, simultáneamente, mantiene siempre abierta de forma continua una convocatoria para artículos de temática libre.

DATOS DE CONTACTO

Envío de manuscritos y originales a la atención de Javier Ruiz Sánchez: urban.arquitectura@upm.es

Página web: <http://www.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo/public/urban/info.html>



Consulta y pedido de ejemplares: ciur.urbanismo.arquitectura@upm.es

Web del Departamento de Urbanística y ordenación del Territorio:

<http://www.aq.upm.es/Departamentos/Urbanismo>

Donde figuran todas las actividades docentes, divulgativas y de investigación que se realizan en el Departamento con una actualización permanente de sus contenidos.