



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE PAISAGEM, AMBIENTE E ORDENAMENTO

Biodiversidade em espaço urbano:

Alternativas ao uso extensivo de relvados no contexto mediterrânico

María del Puy Alonso Martínez

Orientação:

Prof. Doutora Maria da Conceição Lopes Castro

Co-orientação:

Prof. Doutor Carlos José Pinto Gomes

Mestrado em Arquitetura Paisagista

Dissertação

Évora, 2014



UNIVERSIDADE DE ÉVORA

ESCOLA DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

DEPARTAMENTO DE PAISAGEM, AMBIENTE E ORDENAMENTO

Biodiversidade em espaço urbano:

Alternativas ao uso extensivo de relvados no contexto mediterrânico

María del Puy Alonso Martínez

Orientação:

Prof. Doutora Maria da Conceição Lopes Castro

Co-orientação:

Prof. Doutor Carlos José Pinto Gomes

Mestrado em Arquitetura Paisagista

Dissertação

Évora, 2014

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora, professora Doutora Conceição Lopes Castro pela sua proximidade e disponibilidade durante todo o trajeto deste trabalho, pela sua dedicação e pelos seus conselhos na fase das correções e pela paciência com que me acompanhou durante este tempo.

Ao meu co-orientador Professor Doutor Carlos Pinto Gomes pelo entusiasmo que me transmitiu pela vegetação e pelo incentivo a que fosse sempre mais longe neste estudo.

À professora Doutora Rute Sousa Matos pela sua proximidade, amizade e por todas as conversas partilhadas durante o tempo passado em Évora.

A todos os professores do Mestrado em Arquitetura Paisagista, pela sua abertura, disponibilidade e paciência com uma estudante estrangeira ávida por aprender.

À minha família e amigos, que sempre me apoiaram nesta aventura, sustentando-me nos momentos em que mais precisei.

RESUMO

Este trabalho explora o papel que os espaços abertos podem desempenhar para fomentar a biodiversidade em espaço urbano, com especial enfoque em intervenções em contexto mediterrâneo. Efectuou-se uma pesquisa de modo a encontrar alternativas ao uso extensivo de relvados propondo-se soluções mais viáveis, tendo em consideração a sustentabilidade dos espaços intervencionados.

Durante um ano, acompanhou-se a evolução de um prado em dois estudos de caso em Illescas (Toledo, Espanha), o que permitiu avaliar esta opção como forma de reduzir os custos de manutenção, contribuindo também para o incremento da biodiversidade.

RESUMEN

BIODIVERSIDAD EN EL ESPACIO URBANO. ALTERNATIVAS AL USO EXTENSIVO DE CÉSPEDES EN EL CONTEXTO MEDITERRÁNEO.

Este trabajo explora el papel que los espacios abiertos pueden desempeñar para el fomento de la biodiversidad en el espacio urbano, con una especial atención a las intervenciones dentro del contexto mediterráneo. Se realizó una búsqueda de alternativas al uso extensivo de céspedes, 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 estudios de caso en Illescas (Toledo, España), lo que ha permitido evaluar esta opción para reducir costes de mantenimiento, contribuyendo también al incremento de la biodiversidad.

ABSTRACT

BIODIVERSITY IN URBAN SPACES. ALTERNATIVES TO THE EXTENSIVE USE OF LAWN IN MEDITERRANEAN CONTEXT.

This work explores the role that open spaces can play in promoting biodiversity in urban spaces, with special attention to interventions in 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.

INDICE

1	INTRODUCCIÓN	1
2	CONTEXTO Y CONCEPTOS CLAVE	5
2.1	La ciudad y la crisis socio-ecológica actual	5
2.2	Sostenibilidad y Biodiversidad	8
2.2.1	El concepto de desarrollo sostenible	8
2.2.2	Biodiversidad y marco político	9
2.2.3	El concepto de Biodiversidad	12
2.2.4	Beneficios o Servicios de la Biodiversidad	14
2.3	El concepto de sucesión ecológica	18
2.4	Estética y aceptación del público	21
3	CRITERIOS PARA EL DISEÑO DE PLANTACIONES	25
3.1	El empleo del césped en la región mediterránea	25
3.2	La evolución en el diseño de plantaciones desde una perspectiva ecológica en la historia reciente de la arquitectura paisajista europea y americana	27
3.3	Un recorrido por las perspectivas contemporáneas en el diseño de plantaciones con enfoque ecológico	34
3.4	Alternativas al césped y su mantenimiento	46
4	ESTUDIO DE CASOS	53
4.1	Contexto del área de estudio	53
4.1.1	Contexto biofísico	53
4.1.2	Contexto bioclimático	55
4.1.3	Características del sustrato de la zona de estudio	59
4.1.4	Comunidades vegetales	61
4.2	Metodología y resultados	64
4.2.1	Siembra de especies preferentemente perennes y seguimiento de su evolución - PIT [Zona A]	64
4.2.2	Siembra de especies anuales y gestión siguiendo el ciclo agrícola - Veredilla III [Zona B]	77
5	CONCLUSIONES Y PROPUESTAS DE FUTURO	93
6	BIBLIOGRAFÍA	97

ANEJOS:

ANEJO 1.- RESULTADOS ANALÍTICOS DE LAS MUESTRAS DE SUELO

ANEJO 2.- REGISTRO FOTOGRÁFICO

ÍNDICE DE FIGURAS

Fig. 1.- Año 0. Area abandonada con algunas herbáceas adventicias de campo agrícola.

Fig. 2.- 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.

Fig. 3.- 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.

Fig. 4.- 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.

Fig. 5.- 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 (Clément, 2007)

Fig. 6.- Esquema simplificado de la dinámica de una comunidad vegetal en relación con su estabilidad. Fuente: elaboración propia.

Fig. 7.- Lurie Park en Chicago visitado por turistas. Fuente: <http://oudolf.com/garden/lurie>

Fig 8.- Thijsssepark, proyectado em 1940, además de su importante concepción ecológica, integra una fuerte componente estética. Fuente: Salomé-Cruz, 2003.

Fig. 9.- Heiner Luz (2001). Propuestas de plantaciones. Fuente: Topos 2001: 17.

Fig. 10- Nigel Dunnett y su praderas diseñadas para la ciudad olímpica de Londres 2012. Fuente: <http://www.nigeldunnett.info/Londonolympicpark/>

Fig. 11.- Jardín de la Vallée. Fuente: Salomé-Cruz, 2003: 141.

Fig. 12.- Lurie Garden en el Millenium Park de Chicago. Diseñado por Kathryn Gustafson, Piet Oudolf y Robert Israel (2004). Fuente: <http://oudolf.com/garden/lurie>

Fig. 13.- *High Line* en Nueva York, otoño - invierno.

Fig. 14.- *Valdebebas* (Madrid) plantaciones en zonas verdes del entorno residencial. Proyecto de SC Paisajismo. Fuente: Puy Alonso.

Fig. 15.- 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). Adaptado de Dunnett, N. y Hitchmough, J., 2004.

Fig. 16.- Distintas perspectivas del planteamiento de las zonas verdes en Montpellier. Fuente: <http://www.montpellier.fr/3313-biodiversite.htm>

Fig. 17.- localización del área de estudio. Fuente: elaboración propia

Fig. 18.- Illescas y paisaje agrícola al fondo (fuente imagen: <http://ilarcus.wordpress.com/>)

Fig. 19.- Principales usos del suelo

Fig. 20.- Gráfico ombrotérmico relativo a las dos estaciones de referencia (Toledo y Getafe). Fuente: elaboración propia a partir de los datos de AEMET.

Fig. 21.- Mapa geológico. Fuente: elaboración propia desde Hoja 605. Aranjuez. Escala 1:50.000. (MAGMA, 2010)

Fig. 22.- Los seis ejes de la diversidad paisajística ibérico-balear. Fuente: Sainz, 2003

Fig. 23.- 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. (Sainz Ollero, 2011)

Fig. 24.- Mapa de paisajes vegetales potenciales. Fuente: Sainz, 2010.

Fig. 25.- Localización de las zonas verdes del PIT (Parque Industrial y Tecnológico) de Illescas. Fuente: elaboración propia.

Fig. 26.- Zonificación de las áreas verdes asociadas al Parque Industrial y Tecnológico de Illescas atendiendo a su principal función. Fuente: elaboración propia.

Fig. 27- Sección tipo de la zona verde destinada a filtro visual entre la zona industrial y residencial. Fuente: Proyecto de zonas verdes.

Fig. 28.- localización de las parcelas de seguimiento de la zona A de estudio

Fig. 29.- Comparación entre el aspecto general del parque antes y después de las siembras.

Fig. 30.- Evolución de la pradera en PIT y presencia de principales polinizadores.

Fig. 31.- Localización de la parcela de estudio y usos del suelo colindantes.

Fig. 32.- Parcela de estudio. Fuente: elaboración propia.

Figs. 33.- Glorieta en abril de 2013, abril y mayo de 2014

Fig. 34.- 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).

Fig. 35.- Vista general de la rotonda, al fondo a la derecha olivar colindante. El color que domina es el amarillo de *Calendula* y *Diploaxis* (mayo de 2014).

Fig. 36.- Parcela de control en mayo de 2014

Fig. 37.- Aspecto de la rotonda con la primera siembra hasta la preparación para la nueva (noviembre 2012- diciembre 2013)

Fig. 38.- Seguimiento de parcela de control (febrero – junio 2014)

Fig. 39.- *Coccinella septempunctata* sobre *Matricaria arvensis*

Fig. 40.- Abeja sobre *Borago officinalis*

Fig. 41.- Varios insectos sobre *Calendula officinalis*

Fig. 42.- Insectos de la familia *Melyridae* sobre *Calendula arvensis*

INDICE DE TABLAS

Tabla 1.- Datos normales de temperatura y precipitación. Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

Tabla 2.- Tipos de índices de continentalidad

Tabla 3.- Pisos bioclimáticos mediterráneos

Tabla 4.- Clasificación de los pisos bioclimáticos en base a la precipitación

Tabla 5.- Composición de la mezcla en PIT (Zona A)

Tabla 6.- Evolución de cobertura y composición florística en zona A (2014)

Tabla 7.- Resumen de acciones llevadas a cabo en la glorieta de estudio

Tabla 8.- Selección e especies y propuesta de mezclas de semillas en Veredilla III (Zona B)

Tabla 9.- Periodo de floración de las especies elegidas

Tabla 10.- Evolución de cobertura y composición florística en zona B(2014)

1 Introducción

Durante los últimos años de mi trabajo profesional he estado involucrada en la elaboración de proyectos de arquitectura paisajista de zonas verdes, tanto en espacios urbanos como periurbanos en el centro de la Península Ibérica. Durante la elaboración de estos proyectos, y por las conversaciones mantenidas con personas responsables del mantenimiento posterior de estos espacios, he podido constatar que la definición de la cubierta de superficies con mezclas de especies vegetales (praderas, áreas de césped, etc) siempre supone un reto entre la funcionalidad esperada, lo económicamente viable, los recursos disponibles y la aceptación por parte del público.

A esto habría que añadir la constatación de que los proyectos de arquitectura paisajista, al ser proyectos que trabajan con procesos dinámicos y con un alto grado de incertidumbre (Prominski, 2005; Corner, 2001), no terminan, podríamos decir, una vez construidos, sino que están sometidos a cambios a lo largo del tiempo. Las comunidades vegetales inicialmente propuestas, cambian en composición y cobertura, modificando el aspecto del espacio verde a lo largo de las estaciones y de los años, respondiendo a procesos ecológicos complejos y en función de la gestión posterior que se lleve a cabo (Clément, 2007; Dunnett, Swanick y Woolley, 2002; Dunnett y Hitchmough, 2004).

Por otro lado, nuestro contexto mediterráneo, cada vez más urbanizado y fragmentado -no sólo desde el punto de vista físico, sino también desde el punto de vista de nuestra relación con la naturaleza- supone para mí una provocación para la búsqueda de propuestas en los proyectos de arquitectura paisajista que respondan y colaboren para el bienestar futuro de las personas sin comprometer el sostenimiento del planeta.

Este trabajo nace, por tanto, de mi experiencia profesional y del interés por profundizar en el papel que los espacios verdes urbanos y periurbanos pueden jugar en el contexto mediterráneo para el desarrollo de la ciudad futura. Nos interesa ahondar en cómo las zonas verdes pueden colaborar en el fomento de la biodiversidad y ayudar así a introducir la naturaleza y sus procesos en las ciudades, superando la actual división ciudad-naturaleza (Magalhães, 2007; Ribeiro Telles, 1994).

En este sentido, los espacios abiertos¹, consolidados o intersticiales, juegan o pueden jugar un papel fundamental en el mantenimiento de procesos ecológicos y de servicios de los ecosistemas en la ciudad (Dunnett et al., 2002; Elmqvist, Fragkias, Goodness, Güneralp, Marcotullio et al., 2013; Green, 2013; Montes, Santos Martín, Aguado, Martín-López, González et al., 2011; Oscariz y Prats, 2009; Sousa-Matos, 2012). Servicios de regulación, como puede ser la mejora del microclima urbano, la polinización o el control de plagas; de abastecimiento, como sería el caso de los huertos urbanos; o culturales, respondiendo a

¹ En este trabajo utilizaremos 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 entramos a discutir la terminología que a nuestro modo de ver, aunque es la más ampliamente aceptada, no describe adecuadamente la riqueza de oportunidades que estos espacios contienen para nuestro objeto de estudio. Por otro lado utilizaremos 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; Sousa Matos, 2012).

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 jugar un papel en el desarrollo de la ciudad futura.

En grandes ciudades como Madrid o Barcelona en España en el ámbito mediterráneo, como en otras metrópolis europeas, se está trabajando en los últimos años desde la Administración local y desde organismos relacionados 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 (García Moreno, González, Nuevo, Piñango, Rubí y Tejero, 2007; Castiella y Martínez, 2004), que hacen especial hincapié en el diseño con especies adaptadas a las condiciones edafoclimáticas locales y en una gestión adecuada. Resulta también significativo el desarrollo más reciente de planes para la biodiversidad en grandes municipios como en el caso de Barcelona, Londres, Bonn, París y Montpellier entre otros.

Sin embargo, en una ciudad como Madrid, de clima mediterráneo continental, muchas de las zonas verdes existentes, conservan aún modelos de diseño en los que las grandes extensiones de césped son el principal valor reconocido por la población, siendo un municipio donde las lluvias son escasas². A pesar de una gestión cada vez más eficiente en el uso de agua de riego, las praderas de césped implican un importante consumo de este recurso en nuestro clima. Las labores de mantenimiento como son las necesidades de siega, aportes de fertilizantes y control de plagas, necesarias para un buen estado ornamental de las praderas, conllevan esfuerzos económicos que conviene valorar dentro de la crisis actual.

Los modelos desarrollados en una gran parte de los espacios libres consolidados de nuestras ciudades (parques, jardines, medianas, rotondas, etc.) provienen de imágenes completamente ajenas a nuestro paisaje o a motivaciones exclusivamente estéticas y funcionales. Arbolado caduco y grandes coníferas, junto a interminables extensiones de césped, se incorporaron a nuestro modo de entender y ver el jardín en el siglo XIX. Se olvidaron, así, otras soluciones más acordes con nuestros condicionantes edafoclimáticos, a pesar de la larga y rica tradición del jardín mediterráneo (Añón y Basegoda, 2001; Rubió y Tudurí, 2000; 2006). Aunque en los últimos años existen propuestas que divergen de esta línea, son aún muchos los parques y jardines que siguen este concepto y planteamiento.

Por otro lado, en las grandes ciudades es también patente la ruptura entre la población urbana y la naturaleza (Corner, 2006; Magalhães, 2007). El urbanita ha olvidado su relación con la naturaleza. Esta se ha convertido en algo externo con lo que difícilmente se relaciona, salvo desde un punto de vista meramente estético-ornamental o como soporte para sus actividades de ocio. El conocimiento y entendimiento que adquiera de los procesos naturales dependerá, en muchos casos y particularmente en las edades tempranas de la infancia, de lo que pueda ver en parques y jardines (Collado, 2012). De esta forma, los espacios verdes podrán convertirse en lugares privilegiados para devolver a

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).

las personas el conocimiento y el gusto por nuestros paisajes, por sus procesos y valores naturales, así como espacios para promover actividades creativas y de interacción con la naturaleza (Dunnett et al., 2002).

El arquitecto paisajista, como proyectista de estos espacios, juega un papel fundamental y tiene una gran responsabilidad. 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.

El objetivo de este trabajo se ha enfocado a la búsqueda de alternativas al uso extensivo de césped en los proyectos de arquitectura paisajista para el contexto mediterráneo, que sirvan para promover la biodiversidad en los espacios abiertos, urbanos y periurbanos.

En este sentido, las alternativas que buscamos deben captar la esencia de nuestro paisaje y encontrar la aceptación de la población. De este modo, servirán como lugares tanto de ocio como de conocimiento de la naturaleza y sus procesos para las generaciones presentes y futuras. Estas alternativas deben, al mismo tiempo implicar una gestión posterior equilibrada y acorde con los procesos ecológicos que se desarrollen en estos espacios.

Para ello hemos querido profundizar en los planteamientos que se están llevando a cabo en otros países, preocupados desde hace más tiempo que nosotros por la sostenibilidad en las ciudades, la biodiversidad y la aceptación por parte del público. En este primer análisis del estado de la cuestión hemos tratado de encontrar un camino aplicable a nuestro entorno mediterráneo, desde una perspectiva contemporánea que equilibre ecología, funcionalidad y valor estético, y para ello hemos analizado dos casos prácticos.

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 nos resultan relevantes para los objetivos del estudio.

Hemos creído necesario contextualizar la actual situación de crisis ambiental a nivel mundial y su relación con el crecimiento de las ciudades, el fenómeno de la creciente preocupación ecológica y, en los últimos años, la aparición de los términos *biodiversidad* y *desarrollo sostenible*, que han requerido una revisión epistemológica. Hemos introducido también el concepto de *sucesión ecológica*, imprescindible para poder entender algunos de los enfoques que se están desarrollando en Europa. Cierra este primer capítulo una reflexión sobre la importancia que la aceptación del público tiene a la hora de abordar las intervenciones en los espacios abiertos.

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

El tercer capítulo entra de lleno en los dos casos prácticos escogidos para este estudio, elegidos a partir del trabajo profesional que hemos venido desarrollando en los últimos años (2009-2012).

Durante este tiempo he participado en la elaboración de varios proyectos de ejecución en zonas verdes de diferente tipología en el municipio de Illescas (Toledo, España), en los cuales se vio la necesidad de incorporar praderas como solución de diseño para cubrir grandes superficies.

Uno de estos casos es un parque público desarrollado en un entorno residencial, al Norte del municipio, al que denominaremos 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 que denominaremos Veredilla (Zona B), sobre la que hemos podido experimentar con una mezcla de semillas preparada al tiempo que este trabajo.

En ambos casos se trataba de aunar criterios económicos, funcionales, estéticos y ecológicos en la propuesta de diseño, con la mirada puesta en que la gestión posterior fuera lo más sostenible posible. De hecho, en el proyecto de ejecución del primer caso, la mezcla de semillas se consensuó con el responsable técnico del departamento de Medio Ambiente del Ayuntamiento, departamento encargado del mantenimiento futuro del parque.

En muchas ocasiones la labor del arquitecto paisajista acaba en la asistencia técnica durante la ejecución de las obras. Atendiendo a los motivos expuestos al comienzo de este trabajo y al caso concreto de los dos espacios aquí presentados, nos ha parecido relevante acompañar la evolución posterior de las siembras. De esta manera podremos comprender y analizar más profundamente cuál será su evolución. Además, de las conclusiones aquí extraídas, podremos obtener posibles correcciones o modificaciones para proyectos futuros o bien plantear las recomendaciones que sean pertinentes para la fase posterior de gestión.

De esta manera, hemos querido comenzar por observar qué ocurre en estos dos casos concretos del municipio de Illescas (Toledo). Se trata de un municipio que tiene además la particularidad de encontrarse en el centro de la Península Ibérica, con un clima mediterráneo continental y con un crecimiento urbano importante en los últimos decenios, siendo por ello un buen ejemplo de la problemática que hemos descrito con anterioridad.

Por tanto, en este tercer capítulo entramos a detallar los trabajos realizados, los resultados obtenidos y las conclusiones que de ello extraemos en las dos zonas elegidas. Los trabajos han consistido en el seguimiento sistemático, durante el periodo comprendido entre febrero 2013 y julio 2014, de la evolución en la cobertura y en la composición florística, de dos praderas en condiciones de secano sembradas en dos tipologías diferentes de espacios como señalamos más arriba.

En el último capítulo extraemos 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. Además, incluimos las sugerencias y planteamientos que pueden ser útiles para posteriores trabajos.

2 Contexto y conceptos clave

2.1 La ciudad y la crisis socio-ecológica actual

Aunque en la actualidad sólo el 2% de la superficie de la Tierra está ocupada por ciudades, sus habitantes utilizan el 75% de los recursos del planeta. Según el informe *Ecosystems and biodiversity* (2005), la huella ecológica de las ciudades –la superficie necesaria para su sostenimiento: recursos necesarios y recepción de residuos- es muy superior al territorio realmente ocupado por la ciudad. La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio en España (Montes, Santos Martín, Aguado, Martín-López, González, Benayas, López, Piñeiro, Gómez Sal, Carpintero, Díaz Pineda, 2011) indica a su vez, que la huella ecológica de España es de dos veces su superficie, siendo necesarias 3,5 Españas para satisfacer las demandas de consumo de su población.

El documento *Biodiversidad, un enfoque Global* (2009) elaborado por el Ministerio de Medio Ambiente de España, recoge que el crecimiento de las ciudades europeas en los últimos años ha supuesto una ocupación cada vez mayor del territorio, provocando la insularización de las áreas mejor conservadas desde el punto de vista 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.

Las ciudades son los sistemas que mayor impacto pueden estar generando en el Planeta y, por eso, la batalla de la sostenibilidad se juega, de alguna manera, en el modo de organizar y gestionar las ciudades (Cumbre Mundial de Río, 1992).

En 1987 ya se alertaba de que al finalizar el milenio prácticamente la mitad de la población mundial viviría en ciudades y que para el siglo XXI el mundo sería fundamentalmente urbano (Brundtland, 1987), necesitando incrementar en más de un 65% su capacidad de producción y gestión de infraestructuras, servicios y abrigos para mantener las condiciones mínimas de bienestar para los ciudadanos. Es dudoso que pueda sostenerse el actual ritmo de consumo de recursos y alteraciones del medio sin cambios profundos y quizás irreversibles. Sin hablar de las desigualdades y desequilibrios en ese uso de recursos y en la calidad de vida en las diferentes partes del planeta.

La mitad de la población mundial actual vive en ciudades, en Europa el porcentaje llega al 80%, al igual que en España (el 80,7% de la población vive en ciudades de más de 10.000 habitantes) ocupando en este caso el 4% del territorio nacional (Montes et al., 2011). El impacto de las ciudades sobre los sistemas rurales, tanto dentro como fuera de ellas, es intenso. Sobre todo en territorios donde como en España el 90% de la superficie del territorio puede considerarse rural. La población urbana promueve la explotación de servicios de abastecimiento para satisfacer una demanda creciente de

agua y alimentos, lo cual provoca la disminución de servicios de regulación como consecuencia de la tecnificación de la producción en el mundo rural.

Según el *Informe del estado de las Ciudades del Mundo (2008-2009): Ciudades Armoniosas*, publicado por UN-HABITAT, se espera que para el año 2050, el 70% de la población mundial viva en ciudades (López Moreno, 2008).

Según el informe *Urbanización mundial, diversidad biológica y servicios de los ecosistemas: desafíos y oportunidades* (Elmqvist, Fragkias, Goodness, Güneralp et al., 2013), si continúa la tendencia actual, se calcula que en el año 2050 la población urbana mundial será de 6.300 millones de habitantes, casi el doble de los 3.500 millones de habitantes urbanos en todo el mundo que había en 2010. Más del 60 por ciento del área que se proyectó que estaría urbanizada para 2030 aún no se ha construido. Se prevé que la mayoría de este crecimiento se producirá en ciudades pequeñas y medianas, no en las grandes ciudades.

Este desarrollo urbano varía en velocidad y forma a lo largo de las regiones y dentro de cada país. En Europa entre el 70 y el 80% de la población vive en ciudades como ya se ha comentado. En los últimos decenios, sin embargo, más que de la población, el crecimiento ha sido del área ocupada por suelo urbano. Las poblaciones no crecen pero sí la ocupación del suelo (Montes et al., 2011).

Las ciudades y su funcionamiento son por tanto clave para abordar la crisis ecológica actual, tanto a nivel local como global, por su amplio desarrollo y dependencia de otros territorios de donde extrae recursos para su funcionamiento.

Por otro lado, ya desde 1960 como señalaba Caldeira Cabral en su lección *Continuum naturale*, se empezaba a considerar la necesidad de “mantener de forma congruente los elementos esenciales del paisaje natural, conservando o incluso restaurando su continuidad y funcionalidad” (Caldeira Cabral, 1980: 37), Gonçalo Ribeiro Telles (1994) acuñaba el término Paisaje Global (*Paisagem global*) para romper con la dicotomía espacio urbano y espacio rural (Magalhães, 2007). Para 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 recoge esta misma idea cuando señala que “Se empieza a tener en cuenta la necesidad de generar mayores espacios públicos en los que se eliminen los impactos negativos sobre la calidad de vida de los individuos y se permita la penetración de los ecosistemas cercanos a través, por ejemplo, de corredores verdes o de la conservación de parte de los ecosistemas originales en los que se asientan” (Montes et al., 2011: 75); la idea de Infraestructura Verde, que las políticas europeas empiezan a abordar con fuerza, procede de esta misma preocupación y visión (COM(2013)249).

La estrategia de una planificación territorial que contemple una mirada unitaria entre sistemas urbanos y rurales es sin duda una tarea que no debe abandonarse, sino más aún potenciarse y fomentarse, poniéndose en práctica en aquellos territorios donde

esté pendiente, siempre desde la capacidad biofísica o “capital natural” del territorio. El concepto de *Continuum naturale* se vuelve cada vez más necesario, sin olvidar como decía Caldeira Cabral el *Continuum culturale*, porque “sólo en el entendimiento de estos dos continuos, el natural y el cultural, se puede encontrar la posición correcta en relación con el hombre” (Caldeira Cabral, 1980: 37).

La planificación y gestión de las zonas verdes dentro de las ciudades y su conectividad con los ecosistemas exteriores es un aspecto crítico para la sostenibilidad y el papel de las ciudades en la reducción de su huella ecológica (*Ecosystems and Biodiversity. The Role of Cities*, 2005). En esto no sólo los parques urbanos son importantes, también los pequeños jardines juegan su papel en la mejora de la biodiversidad y en el mantenimiento de los servicios ecológicos y culturales relacionados, como ha sido demostrado en un estudio de la Universidad de Sheffield³.

Además, los espacios abiertos pueden jugar un papel fundamental en la mejora del microclima urbano, en la corrección de impactos (ruido, contaminación, etc.), como conectores con parques naturales próximos y refugio para la fauna, como lugares lúdicos y sociales, para la mejora de las condiciones de vida en las ciudades, como espacios beneficiosos para la salud de las personas y como respuesta a sus necesidades estéticas, e incluso como lugares potencialmente productivos en la ciudad futura. La recuperación de la multifuncionalidad perdida con el movimiento moderno debe ser un objetivo a la hora de abordar el planteamiento de los espacios verdes, para dejar de ser espacio *verde* amorfo y residual (Sousa-Matos, 2010).

Los espacios abiertos deben jugar también un importante papel en la recuperación de la biodiversidad, el ciclo hídrico y la recuperación de los valores ecológicos y paisajísticos en las ciudades; así como en la necesidad de profundizar en la comunicación de estos valores a las poblaciones urbanas, cada vez más alejadas de la comprensión y, por tanto, de la valorización del paisaje y de los procesos ecológicos.

Una de las causas principales de la actual degradación de los ecosistemas y la pérdida de la biodiversidad asociada, en particular en el caso de España, se relaciona con el actual modelo económico. La aproximación economicista al bienestar humano basado en un nivel de vida que incluye estilos de vida poco sostenibles en cuanto al uso de recursos y servicios de los ecosistemas, por encima de la capacidad biofísica del territorio, además de a una ruptura de los vínculos que existen entre la naturaleza y la sociedad (Montes et al., 2011).

Las áreas verdes, dentro de los espacios libres urbanos, son espacios privilegiados para la recuperación de este vínculo, acercando al ciudadano a la comprensión de la importancia que los servicios de los ecosistemas y la biodiversidad tienen para el sostenimiento de la vida humana. Es necesario un nuevo planteamiento de estos

³ *Biodiversity in Urban Gardens* (BUGS) son dos proyectos desarrollados por la Universidad de Sheffield para la observación y estudio de la biodiversidad y su conservación relacionada con jardines domésticos en zonas urbanas. El primero se llevó a cabo en 2002 y el segundo entre los años 2004-2006. En la página web <http://www.bugs.group.shef.ac.uk/> se puede encontrar más información relacionada con estos proyectos, así como los resultados y publicaciones del estudio.

espacios de forma que sirvan de conexión entre la ciudad y el espacio rural, colaborando en esa recuperación del *Contínuum naturale* al que aludía Caldeira Cabral y no permaneciendo como islas de paisajes ideales que nos alejan más de esta comprensión.

2.2 Sostenibilidad y Biodiversidad

2.2.1 El concepto de desarrollo sostenible

En 1987 con el denominado Informe Brundtland se populariza el concepto de desarrollo sostenible y se rompe la idea de que crecimiento económico y desarrollo van necesariamente de la mano de un deterioro ambiental. El informe de Naciones Unidas mira a la posibilidad de un desarrollo económico responsable si se ponen en marcha acciones y medidas para trabajar juntos por un futuro más próspero y ambientalmente saludable.

En dicho informe se recoge que por desarrollo sostenible debe entenderse aquel desarrollo que trata de responder a las necesidades del presente sin comprometer la capacidad de las futuras generaciones para responder a sus propias necesidades. Este concepto incluye dos ideas clave: 1) el concepto de “necesidad”, las necesidades básicas de los pobres, a la que se le debe dar la prioridad y 2) la idea del límite impuesto por el conocimiento tecnológico y la organización social para alcanzar a solucionar las necesidades presentes y futuras (Brundtland, 1987).

En aquellas situaciones en las que los modos de vida han alcanzado una calidad que va más allá del mínimo básico requerido, un desarrollo será sostenible sólo si los estándares de consumo miran a su sostenibilidad a largo plazo (Brundtland, 1987).

Desde siempre el hombre ha modificado y alterado su entorno para responder a sus necesidades de supervivencia. Empleó el fuego para defenderse del frío y procurarse alimento, transformando con ello el paisaje. Supo construir su propio refugio más allá de las guaridas que le aportaba la naturaleza, convirtiéndolo en su hogar. Aprendió a transformar el medio en el que vivía para que le diera alimento, vestido y cobijo a lo largo de las estaciones del año, sin necesidad de migrar a latitudes de climas más benignos y se convirtió en agricultor y ganadero, empezando con ello la transformación del paisaje. Su naturaleza racional le ha permitido sobrevivir en condiciones que un animal tan poco dotado físicamente, difícilmente habría superado con tanto éxito.

En el último siglo el desarrollo científico y tecnológico ha supuesto alteraciones que ponen en riesgo el planeta. 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 desarrollo lleva consigo intervenciones sobre el territorio y los recursos que pueden poner en peligro los sistemas naturales que dan soporte a la vida en la Tierra: atmósfera, agua, suelo y seres vivos. Hasta ahora la intervención del hombre en el territorio era limitada, en el último siglo su intensidad en escala e impacto pueden poner en peligro irreversible la vida en el planeta (Brundtland, 1987). Es evidente que

todo desarrollo y crecimiento económico requiere cambios en los ecosistemas, pero el informe Brundtland (1987) alerta de que la explotación de recursos renovables debe tener en cuenta la capacidad de regeneración natural de los mismos; mientras que la explotación de aquellos recursos que no son renovables, como los combustibles fósiles, debe realizarse de manera equilibrada, dando prioridad al reciclado y a un uso responsable, mientras no haya otros sustitutos disponibles.

Por otro lado, el desarrollo tiende a simplificar los ecosistemas, reduciendo su biodiversidad. El informe 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.**

“...desarrollo sostenible es en esencia el proceso de cambio en el que la explotación de los recursos, la dirección de las inversiones, la orientación del desarrollo tecnológico y los cambios institucionales estén en armonía y aseguren el actual y futuro potencial para alcanzar las necesidades y aspiraciones humanas” (Traducción libre. Brundtland, 1987: 38).

El concepto de desarrollo sostenible introducido por el Informe Brundtland obtuvo su mayor presencia a partir de la Cumbre de Río (1992) que lo llevaba por título y en cuya Declaración final se recogían entre sus principios el de “atender de forma equitativa a las necesidades de las generaciones actuales y futuras (3); que para alcanzar el desarrollo sostenible la protección ambiental debe ser parte integrante del proceso y no debe considerarse de forma separada (4); que la mejor forma para tratar las cuestiones ambientales es la de asegurar la participación de todos los ciudadanos interesados, por medio del acceso a la información y a través de la oportunidad de participar en los procesos de toma de decisiones, comprometiéndose los Estados a facilitar e incentivar la sensibilización y participación del público (10)”. En la cumbre se determinó que la protección del medio ambiente, el desarrollo social y el desarrollo económico eran fundamentales para lograr el desarrollo sostenible.

En 2002, durante la Cumbre de la Tierra de Johannesburgo se reafirmaron los principios para el desarrollo sostenible.

2.2.2 Biodiversidad y marco político

La preocupación por la biodiversidad a nivel político se hace explícita en 1992 cuando se proclama el Convenio sobre la Diversidad Biológica (1992) en la Cumbre de Río de Janeiro 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 y que son:

- La conservación de la diversidad biológica.
- El uso sostenible de sus componentes.

-
- El reparto justo y equitativo de los beneficios derivados de la utilización de los recursos genéticos.

El Convenio de Río de Janeiro sobre la Diversidad Biológica (CDB) de 1992 entiende por **diversidad biológica** “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”.

Ya en 1987 el Informe Brundtland *Our common future* alertaba sobre la importancia de la conservación de las especies y los ecosistemas al hablar de desarrollo sostenible (Brundtland, 1987).

Dentro del panorama mundial y desde el comienzo, la Unión Europea adoptó en sus políticas la preocupación por la conservación de la biodiversidad. En 1992 publicó la directiva de Hábitats (DIR 92/43/CEE), cuyo objetivo era contribuir a garantizar la biodiversidad mediante la conservación de los hábitats naturales (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 cada Estado miembro.

A nivel mundial, desde 2002 y como resultado de la Cumbre Mundial sobre Desarrollo Sostenible de Johannesburgo, los estados allí representados reconocieron en el CDB el principal instrumento para la lucha contra la reducción de la biodiversidad de cara al año 2010, dado el rápido incremento de dicha pérdida. La Meta 2010 era: Reducir significativamente para 2010 la tasa de pérdida de biodiversidad a escala global, regional y nacional como contribución fundamental al alivio de la pobreza y procurando el beneficio de todos los seres vivos del Planeta. Meta que fue además incorporada por la Asamblea General de Naciones Unidas entre los Objetivos de Desarrollo del Milenio en 2004. Sin embargo, esta meta no se ha alcanzado, según ha reconocido la 10ª Conferencia de las Partes del CDB. La reducción de la diversidad de genes, especies y ecosistemas continúa y se mantienen constantes o se incrementan las presiones sobre la diversidad biológica como resultado de la acción humana principalmente.

Con las actuales tendencias de pérdida de biodiversidad existe un elevado riesgo de consecuencias drásticas para la humanidad, como consecuencia de la pérdida de servicios de los ecosistemas. La conservación de la biodiversidad se explica por los beneficios reconocidos para el ser humano, entre otros la mejora de la salud, la seguridad alimentaria y la lucha contra la pobreza.

Actualmente y como resultado de la 10ª Conferencia de las Partes del CDB, celebrada en Nagoya (Japón) en 2010, está vigente el Plan estratégico del CDB para el periodo 2011-2020.

La Misión adoptada para 2020 es: “Tomar medidas efectivas y urgentes para detener la pérdida de la diversidad biológica con el fin de asegurarse que en 2020 los ecosistemas tienen resiliencia y siguen suministrando servicios esenciales, garantizando de este modo la variedad de la vida del planeta y contribuyendo al bienestar humano y a la erradicación de la pobreza. Para asegurar esto, las presiones sobre la diversidad biológica se reducen, los ecosistemas se restauran, los recursos biológicos se utilizan

de manera sostenible y los beneficios que surgen de la utilización de los recursos genéticos se comparten en forma justa y equitativa; se proveen recursos financieros adecuados, se mejoran las capacidades, se integran las cuestiones y valores de la diversidad biológica, se aplican eficazmente las políticas adecuadas, y la toma de decisiones se basa en razones científicas sólidas” (Plan estratégico 2011-2020).

Desde 1992 en Europa se vienen planteando estrategias y planes de acción para detener la pérdida de biodiversidad. Sin embargo, las evaluaciones que se han ido realizando para conocer el estado de la biodiversidad, aconsejan reforzar las medidas.

En marzo de 2010, a partir de la 10ª Conferencia de las Partes de Nagoya y acorde con sus objetivos y metas, el Consejo de Medio Ambiente de la Unión Europea acordó una meta que compromete a la UE a detener la pérdida de biodiversidad y la degradación de los servicios de los ecosistemas para 2020 y a restaurarlos en la medida de lo posible, así como a intensificar la contribución de la UE para evitar la pérdida de biodiversidad en todo el mundo (COM(2011)244 final). Además establece una nueva visión para 2050 en la que la UE se compromete a que “la biodiversidad de la Unión Europea y los servicios ecosistémicos que presta (el capital natural de la UE) se protegerán, valorarán y restaurarán debidamente, dado el valor intrínseco de la biodiversidad y su contribución esencial al bienestar humano y a la prosperidad económica, evitando así los catastróficos cambios provocados por la pérdida de biodiversidad” (COM(2011)244 final: 2).

La Estrategia *Europa 2020*, fue respaldada por el Consejo Europeo en junio de 2010 y refleja el compromiso de los Jefes de Estado y de Gobierno de la Unión Europea con esta visión y meta.

La nueva estrategia de la UE 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 la sociedad. Desde la estrategia europea para la diversidad 2020 se reconoce el valor económico que la pérdida de biodiversidad supone para determinados sectores. Ejemplo de esto es la importancia que para el sector agrícola tiene la polinización de los insectos para las cosechas. El valor económico estimado de la polinización para este sector es de unos 15 billones de euros al año.

Los diferentes países Parte firmantes del CDB han adoptado en su legislación nacional estas estrategias adaptándolas a su ordenamiento nacional. De esta manera y como ejemplo, España cuenta hoy con la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. Esta Ley establece el régimen jurídico básico de la conservación, uso sostenible, mejora y restauración del patrimonio natural y de la biodiversidad en España, además de regular el Plan Estratégico Nacional sobre Patrimonio Natural y Biodiversidad vigente 2011-2017. A parte de esta Ley existe normativa sectorial como herramientas para el uso sostenible de la biodiversidad y el patrimonio natural.

2.2.3 El concepto de Biodiversidad

El término Biodiversidad es complejo y, aunque el hombre se relaciona de forma cotidiana con la diversidad biológica, no ha creado imágenes suficientemente claras en los distintos sectores y grupos sociales; sus implicaciones no han sido comprendidas en toda su magnitud y su manejo es confuso, lo que ha limitado la participación social en la formulación de políticas públicas en la materia. Esto tiene consecuencias en la sensibilización, estrategias educativas y de comunicación y, como consecuencia, en la lucha por evitar su pérdida. La complejidad del concepto no ayuda a su interiorización por parte de la población que en definitiva es la que puede intervenir en su preservación solicitando a la administración que actúe de una determinada manera (Savard, Clergeau y Mennechez, 2000, citado en Caurín y Martínez, 2013).

El término “Biodiversidad” es un neologismo que se utiliza para hablar de la diversidad biológica del planeta. Con él nos referimos a la variedad de seres vivos y de los patrones naturales que los conforman (Caurín, 2013), el término engloba a todas las especies de plantas, animales y microorganismos, así como los ecosistemas y los procesos ecológicos de los que forman parte. El término abarca en número y frecuencia tanto las especies como los ecosistemas y los genes en su conjunto. Se considera habitualmente tres niveles cuando se habla de biodiversidad: el de la diversidad genética, diversidad de especies y diversidad de ecosistemas (McNeely, Miller, Reid, Mittermeier y Werner, 1990).

La biodiversidad resulta 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, le han mantenido y alterado. Su pérdida supone entonces la pérdida de todos esos procesos y por tanto es difícilmente recuperable, por no decir irreversible.

Actualmente preocupa la pérdida de biodiversidad y se habla ya de la sexta gran extinción del planeta causada por primera vez por la acción del hombre.

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.

La principal causa de este problema es la fragmentación, degradación y destrucción de hábitats, pero también influyen otros factores como el cambio climático, la sobreexplotación de los recursos, la desertización, la introducción de especies exóticas, la contaminación, etc (Ministerio de Medio Ambiente, 2009; Montes et al., 2011).

Está plenamente aceptada la idea de que 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, de acuerdo con patrones económicos dominantes, y poniendo así en peligro la estabilidad de los procesos ecológicos (Montes et al., 2011). 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 intensivo.

Hasta ahora, la estrategia para la conservación de la diversidad biológica ha estado enfocada a la protección de aquellos espacios que contaban con ecosistemas menos alterados. En Estados Unidos, los Parques nacionales son espacios prácticamente vírgenes en los que la acción humana es casi inexistente. En Europa, el paisaje, fuertemente transformado por la mano del hombre durante los últimos milenios, hace que los ecosistemas menos alterados queden concentrados en pequeños espacios del ámbito rural, principalmente en lugares de difícil explotación por parte del hombre como pueden ser los hábitats de montaña. Estos espacios están cada vez más fragmentados e incomunicados, lo que pone en grave peligro su permanencia futura por la dificultad de intercambio genético y movilidad. La estrategia de la Unión Europea desde que se publicara la Directiva de Hábitats y se fuera definiendo la red Natura 2000 y las áreas de especial protección, ha supuesto un paso adelante en la conservación de la fauna y flora silvestre europea. Sin embargo, ha estado enfocada a espacios concretos dentro de la matriz del paisaje europeo. La insularización de estos espacios de protección ha puesto de manifiesto los problemas asociados a una falta de conexión entre los mismos que permitan el intercambio genético y la necesidad de establecer corredores ecológicos que impidan la pérdida de biodiversidad. En este sentido la estrategia de una *infraestructura verde* para Europa puede ser una herramienta que ayude a definir un nuevo enfoque para la conservación y recuperación de la biodiversidad (COM(2013)249 final). Su aplicación también al contexto urbano para favorecer el concepto de *Continuum naturale* nos parece especialmente relevante (Caldeira Cabral, 1980; Ribeiro-Telles, 1994, 1997; Magalhães, 2007).

La diversidad biológica del contexto mediterráneo es por todos conocida. Considerada como uno de los grandes *hotspots* de la biodiversidad a nivel mundial (Myers, Mittermeier, Mittermeier, Fonseca y Kent, 2000), las adaptaciones de la flora y la fauna a las condiciones edafoclimáticas mediterráneas son numerosas⁴.

La biodiversidad está reconocida como la base para la existencia del ser humano en la Tierra y por tanto es un componente clave para la sostenibilidad. La biodiversidad es el componente fundamental de los ecosistemas, siendo la diversidad funcional asociada con microorganismos, vegetación e invertebrados la que más contribuye a los servicios de los ecosistemas (Montes et al., 2011). De todas las presiones que implican una

⁴ Algunas de las adaptaciones de la flora mediterránea para escapar de los rigores del clima pueden ser por ejemplo los rápidos ciclos de las especies anuales, con floraciones efímeras y alta producción de semillas en primavera, o la acumulación de agua bien sea en raíces (bulbos, rizomas, tubérculos, etc.), bien sea en tallos u hojas; o adaptándose morfológicamente para luchar contra la sequedad del clima mediante hojas preparadas para una menor pérdida de humedad por evapotranspiración, como son las plantas esclerófilas; mediante la presencia de espinas o la pérdida de las hojas durante el periodo seco. Otras adaptaciones son la presencia de pelos en el follaje como doble estrategia para luchar contra el calor y la sequedad, el color grisáceo de las hojas, para reflejar la luz y reducir así el calor a nivel de la superficie de la hoja, disminuyendo así también la evapotranspiración y por tanto la pérdida de humedad o las plantas especializadas en aprovechar la escasa humedad del aire.

reducción de la biodiversidad, es el cambio del uso del suelo el principal factor y en concreto la expansión de la agricultura intensiva, la urbanización del territorio y la fragmentación del hábitat como consecuencia del aumento de las infraestructuras lineales de transporte. 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 es ejercida principalmente sobre plantas vasculares, artrópodos, anfibios, reptiles y mamíferos.

España es el país de Europa Occidental con mayor número de especies de plantas por unidad de superficie (en Montes et al., 2011), por lo que tiene una gran responsabilidad en su conservación a nivel europeo.

2.2.4 Beneficios o Servicios de la Biodiversidad

Para poder considerar en su justa medida la importancia de la biodiversidad para la vida humana es importante, ante todo, comprender el alcance que tiene. El ser humano transforma su entorno para su supervivencia y protege aquello que considera de algún modo útil para ello. Pero existe también una responsabilidad ética si se le reconoce un valor intrínseco en cuanto tal, además de un valor que pueda cuantificarse económicamente o un valor social por los bienes y servicios esenciales que proporcione al ser humano.

El reconocimiento de los beneficios o, usando un término menos economicista, servicios que los ecosistemas y la biodiversidad tienen 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 ruptura de la relación entre el hombre y la naturaleza hace que en general los vínculos entre ecosistemas, biodiversidad y bienestar no sean visibles para la población. De esta manera es difícil entender que exista un problema y por tanto que haya que buscar una solución (Montes et al., 2011).

Este apartado intenta, por ello, ahondar en cuáles son esos servicios que la biodiversidad tiene para la vida humana para poder comprender un poco más esos vínculos hombre-naturaleza sin los cuales se hace difícil la sostenibilidad futura. No profundizaremos, aunque no por ello sea menos interesante, en el análisis sobre la cuestión ética, desarrollada fundamentalmente desde los años 50 del pasado siglo por personalidades como Leopold (1949)⁵ y Carson (1962)⁶ en Estados Unidos que

⁵ Aldo Leopold señala que hasta que no se produzca un cambio en las conciencias, no se logrará una ética real en nuestra relación con la tierra. El mero hecho de ser miembro de la comunidad, sin necesariamente tener valor económico directo, debería garantizar la conservación de una especie, pues puede además tener funciones importantes para el equilibrio y salud de dicha comunidad. La separación del sistema educativo y económico de un afecto real por el territorio, es el obstáculo más importante que Leopold encuentra para el desarrollo de una ética de la tierra (The Land Ethic) que él propugna (Leopold, 1949), unido a la visión del territorio como un adversario contra el cual luchar.

⁶ El texto publicado en 1962 por Rachel Carson, Primavera silenciosa, hizo llegar al público la problemática relacionada con el creciente y masivo uso de pesticidas para el control de los insectos y sus consecuencias desastrosas para la vida silvestre y humana, denunciando la necesidad de una actitud

promovieron el movimiento conservacionista americano e iniciaron la preocupación por la ética ambiental⁷, u otros autores europeos como Lovelock o Naess (1973)⁸ de visiones fuertemente eco o biocéntricas entre otros.

Revisando lo que documentos, informes y publicaciones más recientes recogen sobre el tema, encontramos que uno de los principios más aclamados a favor de la biodiversidad que pueden ser aplicados a nuestro objeto de estudio, es que cuanto más complejos o diversos son los sistemas más capaces son de adaptarse a posibles cambios externos.

Esto se apoya en dos argumentos teóricos de peso: por un lado que las especies responden de forma diferente a los cambios, de manera que 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. El otro argumento se basa en que cuanto mayor número de especies exista en una comunidad, mayor probabilidad de que los efectos adversos provocados por factores externos en una determinada especie importante para el ecosistema, pueda ser reemplazada por otra sin que el ecosistema deje de funcionar (McCann, 2000; citado en Dunnett y Hitchmough, 2004). Así, la biodiversidad puede ser una estrategia de cara a la sostenibilidad.

Una diversidad biológica adecuada limita los efectos de determinados riesgos ambientales tales como el cambio climático o las plagas de parásitos. La diversidad –en amplio espectro- es esencial para mantener la viabilidad a largo plazo de la agricultura y la pesca, y constituye la base de numerosos procesos industriales (aceites, resinas, grasas vegetales, ceras y otros muchos compuestos derivados de las especies vegetales y animales sirven para la transformación en fibras, detergentes, alimentos, etc) y de la

menos pretenciosa y más prudente si no queremos que las mismas armas se vuelvan contra nosotros y si queremos seguir disfrutando de lo que la naturaleza nos puede dar.

⁷ Para un análisis de las diferentes actitudes del hombre frente al entorno nos parece interesante el análisis que hace Ian Thomson (1998), filósofo y arquitecto paisajista americano, apoyándose en O’Riordan. Divide las posiciones según a lo que dan valor intrínseco, en antropocéntricas o no antropocéntricas. La primera posición se dividiría a su vez en egocéntrica y homocéntrica, mientras que la segunda lo haría en biocéntrica y ecocéntrica. Se apoya en el análisis que hace en 1981 O’Riordan, acerca de las diferentes actitudes políticas en la gestión de los recursos.

Las posiciones antropocéntricas colocarían a la especie humana en el centro del universo moral, sería la única especie con valor intrínseco, frente al resto de seres que sólo tendrían valor en la medida en que puedan servir para resolver las necesidades del ser humano. En el extremo de esta posición estaría el egocentrismo, asociado al liberalismo, capitalismo y libre mercado, el *laissez faire*, poco preocupado por la problemática ambiental. La naturaleza es sólo un recurso que puede ser explotado a beneficio del hombre.

⁸ Naess, filósofo sueco, es uno de los principales defensores de las posiciones biocéntricas, las cuales defenderían que todos los seres vivos son iguales. Para él, las acciones ecológicamente responsables deben contemplar siete puntos fundamentales, entre ellos el igualitarismo biosférico: los organismos así como las personas, no son elementos aislados de su medio sino que se comprenden en su ser relación; hay que defender la igualdad de toda la biosfera: respeto o incluso veneración por toda forma de vida, el mismo derecho a vivir y germinar; principio de diversidad y simbiosis, coexistir y cooperar y no explotar y suprimir; el principio de “vive y deja vivir”; posición anti-clasista, evitar las diferencias de clase; la lucha contra la contaminación y reducción de recursos sin poner en causa los otros principios; principio de la complejidad, no complicación; autonomía local y descentralización (1973).

fabricación de medicamentos nuevos (al menos la mitad de los cuales derivan de organismos).

Algunos de los servicios proporcionados por la biodiversidad son la degradación de desechos orgánicos, la formación de suelo y el control de la erosión, la fijación del nitrógeno, el secuestro de dióxido de carbono, el control biológico de plagas, la polinización de plantas y, a gran escala, el incremento de los recursos alimenticios de cosechas y su producción, la regulación del clima, los productos farmacéuticos y naturistas. La biodiversidad presta estos servicios de una manera más eficaz que otras soluciones artificiales (Plan Estratégico 2011-2017).

Los seres humanos se benefician de todos estos servicios y bienes. Los beneficios de la diversidad biológica deberían no sólo valorarse en términos económicos (TEEB, 2010), para una mayor comprensión de su aportación al desarrollo humano, sino que también y muy especialmente como valores estéticos, éticos, religiosos, culturales, sentido de pertenencia y para el conocimiento científico (Montes et al., 2011).

De los problemas relacionados con la pérdida de la biodiversidad los relacionados con el suelo son especialmente importantes en el contexto mediterráneo. El suelo es un recurso escasamente renovable que aporta servicios tanto ecológicos como económicos y sociales y que está sometido a fuertes presiones por su interés común. Dentro de los servicios ecológicos que presta está el relacionado con el mantenimiento del ciclo del agua y la protección frente al riesgo de inundaciones. Su degradación provoca, además, la pérdida de fertilidad y por consiguiente de capacidad de soporte para actividades relacionadas con la alimentación humana (Montes et al., 2011).

La presión sobre el suelo está relacionada directamente con el cambio de uso y las condiciones climáticas, la expansión urbana y la pérdida de cubierta vegetal, la impermeabilización de los mismos y el desarrollo de procesos erosivos. El mantenimiento del suelo y los ecosistemas relacionados, en los que intervienen especies vegetales y animales, así como los microorganismos que en ellos interactúan, es especialmente importante para asegurar dichos servicios ecosistémicos (Montes et al., 2011).

El Plan de Acción a Favor de la Biodiversidad (2006) de la Unión Europea identificaba entre las razones para proteger la biodiversidad su propio valor intrínseco, los servicios que proporciona (abastecimiento, regulación, cultural) o la contribución a la resiliencia de los ecosistemas.

El nuevo Plan estratégico para la Biodiversidad para 2020 vigente en la UE, pone su acento en “el inmenso valor de los servicios ecosistémicos y la necesidad urgente de mantener y restaurar para el beneficio mutuo de la naturaleza y de la sociedad” (COM(2011)244 final), puesto que la pérdida de biodiversidad supone un coste elevado para la sociedad y en especial para aquellos sectores que dependen de los servicios de los ecosistemas.

Por todo lo anterior, parece interesante considerar que en un mundo en el que las ciudades van a jugar un papel importante en la concentración del uso del suelo, también han de jugar un papel importante en la atención a la biodiversidad y sus servicios, y en esto los espacios verdes tienen, sin duda, un protagonismo especial.

Desde la Convención sobre Diversidad Biológica se viene trabajando por hacer visible el valor que la biodiversidad tiene para el sostenimiento de la vida humana. En este sentido el Programa científico de Evaluación de los Ecosistemas del Milenio, aprobado por Naciones Unidas en 2000 y finalizado en 2005, ha tratado de suministrar información científica sólida a políticos y a la sociedad en general sobre las consecuencias que las alteraciones en los ecosistemas y la pérdida de su biodiversidad pueden tener para la vida humana. Para 2015 se espera una revisión de esta Evaluación amparada por el PNUMA (Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente) dentro del marco de la Plataforma Intergubernamental Ciencia-Política sobre Biodiversidad y Servicios de los Ecosistemas.

A escala de la Unión Europea destaca además el proyecto *La Economía de los Ecosistemas y la Biodiversidad* (TEEB: The Economics of Ecosystem and Biodiversity)⁹ que pretende traducir a lenguaje monetario el valor de la biodiversidad y los servicios de los ecosistemas, como manera de hacer consciente a gestores y público en general de las consecuencias que para la vida humana tiene su pérdida.

Según este proyecto, por ejemplo, la biodiversidad tendría un valor económico de entre 10 y 100 veces el coste relacionado con su conservación. Otra de sus conclusiones es que durante la primera década del siglo XXI la pérdida de servicios relacionados con los ecosistemas terrestres suponen un valor de unos 50.000 millones de euros anuales, si se tiene en cuenta alguno de los servicios que los ecosistemas suministran por la biodiversidad terrestre (Montes et al., 2011).

Quizás si queremos alejarnos de una visión monetaria del valor que la biodiversidad tiene para la vida del ser humano, debemos adoptar el término *Servicios* como alega la Evaluación del Milenio en España (Montes et al., 2011), quien define de forma general el Servicio de los ecosistemas incluyendo la biodiversidad como “las contribuciones directas e indirectas de los ecosistemas al bienestar humano”. La Evaluación del Milenio recoge los **tres tipos esenciales de servicios: abastecimiento, regulación y culturales**.

Abastecimiento: alimento tradicional, agua dulce, materias de origen biótico, materias de origen geótico, energía renovable, acervo genético y medicinas naturales.

Regulación: regulación climática, calidad del aire, regulación hídrica, control de la erosión, fertilidad del suelo, perturbaciones naturales, control biológico y polinización.

Culturales: Conocimiento científico, actividades recreativas, disfrute estético, disfrute espiritual y religioso, conocimiento ecológico local, identidad cultural y educación ambiental.

Nos parece interesante recoger a continuación algunos puntos que los profesores James Hitchmough y Nigel Dunnett (2004) señalan como posibles estrategias en los proyectos de arquitectura paisajista, para favorecer la biodiversidad y sostenibilidad:

- La estabilidad frente a la vulnerabilidad de los sistemas más simples asegurará la supervivencia en casos de cambios externos.

⁹ Más información en TEEB: <http://teebweb.org>

-
- Iniciar procesos de sucesión ecológica, favoreciendo una mayor complejidad de los sistemas y por tanto una mayor diversidad biológica, puede asegurar la perdurabilidad a largo plazo con un bajo coste de mantenimiento.
 - Cuanto mayor es la diversidad de plantas mayor la diversidad de fauna (fundamentalmente pájaros e insectos) pues se incrementa la variedad de fuentes de alimento y hábitats posibles. En esto juega un papel importante la estructura tanto horizontal como vertical de la comunidad vegetal que se plante.
 - Para asegurar un control de especies herbáceas indeseadas con el menor coste posible de mantenimiento se pueden incorporar especies que puedan vivir en todos los nichos disponibles. De esta manera se reducen los huecos que pueden ser ocupados por especies indeseadas.
 - Incorporar especies de fuerte impacto visual por sus flores y que florezcan a lo largo de las estaciones aumenta el atractivo visual de las propuestas. Esto juega a favor de una mejor aceptación por parte del público y, por tanto, un éxito más probable y duradero.

Se hace necesario profundizar, no sólo en cómo proyectar para una mayor biodiversidad, sino cómo comunicar a todos los niveles de la sociedad. Desde la arquitectura paisajista no debemos olvidar los diferentes niveles en los que se juega el éxito de nuestro papel en la sociedad.

2.3 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 arquitecto paisajista Gilles Clément (2007) explica de manera esquematizada (Figuras 1 a 5) 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).



Fig. 1.- Año 0. Area abandonada con algunas herbáceas adventicias de campo agrícola.



Fig. 2.- 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.



Fig. 3.- 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.



Fig. 4.- 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.



Fig. 5.- 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 (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 podríamos aplicarla al mantenimiento de una pradera de césped o de un sistema agrícola intensivo (González Bernáldez, 1981), los cuales requieren un aporte constante de energía mediante el laboreo, la eliminación de organismos competidores (malas hierbas), parásitos y depredadores, así como incorporar fertilizantes y explotar la biomasa producida (hierba cortada, cereal, producto agrícola, etc).

El principio básico de los procesos de sucesión de los sistemas ecológicos puede servirnos para razonar una estrategia de gestión de los espacios verdes desde el punto de vista del consumo de energía y 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.



Fig. 6.- Esquema simplificado de la dinámica de una comunidad vegetal en relación con su estabilidad. Fuente: elaboración propia.

En la figura 6 se representa de una forma simplificada la evolución en el tiempo, en ausencia de intervención humana, de un sistema ecológico inmaduro hacia uno maduro (de izquierda a derecha); al mismo tiempo que aumenta su estabilidad y complejidad. De manera inversa, la mayor productividad necesaria para mantener en equilibrio un sistema ecológico inmaduro (en nuestro ejemplo, una pradera de césped) conlleva un mayor aporte de energía y materia, frente al caso del sistema maduro (una etapa cercana al clímax), en el que la estabilidad del sistema se consigue con una menor intervención, pudiendo llegar a ser auto regulado.

2.4 Estética y aceptación del público

Los espacios verdes en las ciudades deben ser aceptados 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.

Esto puede parecer obvio pero posiblemente no lo es tanto si preguntáramos por la preferencia de la población hacia un parque con tapiz continuo de una pradera de

césped bien recortada, frente a un parque en el que ese tapiz cambia de color, florece en primavera pero se seca en verano, presenta diferentes alturas y, sin embargo, en su mayor complejidad visual, cuenta con una muy superior diversidad florística y seguramente faunística.

Algunas investigaciones llevadas a cabo 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 abiertos con arbolado disperso o en pequeños bosquetes) los preferidos por el público (Jorgensen, 2004). Estos modelos de parque son los que más se difundieron en nuestro entorno occidental próximo, en particular por los arquitectos y planificadores de muchas ciudades de la posguerra (Jorgensen, 2004). 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.

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).

¿Qué papel juega el arquitecto paisajista o el planificador de la ciudad en el planteamiento de nuevas propuestas paisajísticas que puedan ser aceptadas y valoradas por el público? En esta preferencia por un paisaje siempre verde y la resistencia hacia otras propuestas más acordes con el paisaje del entorno próximo ¿no será más bien que en el último siglo la población no ha tenido referentes de peso que incline su preferencia hacia lo que sería más propio de nuestros paisajes?.

Nosotros consideramos que debe darse el mayor peso posible a un enfoque ecológico en el diseño de plantaciones, enfoque que muchas veces se ha infravalorado a favor de una determinada estética o funcionalidad. Este no debe estar reñido con la aceptación

por parte del público, puesto que es un factor que incrementa el valor de nuestros espacios verdes, como se ha discutido en los capítulos anteriores. Esto no quiere decir que no requiera esfuerzo llegar a una plena aceptación por parte del público para aquellas propuestas en las que las siempre verdes praderas sean sustituidas –en determinadas circunstancias- por prados que sigan la evolución natural del paisaje mediterráneo.

Es interesante saber que 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 50. En Portugal, la escuela de Evora está claramente apoyada sobre estos principios. Sin embargo en los países del Sur de Europa parece no ser todavía una preocupación del público en general. Nos resulta chocante que no exista una demanda por parte del público justamente en estos países del Sur, donde la energía empleada para mantener nuestras zonas verdes es seguramente mayor que 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 ser una forma de introducir los principios de sostenibilidad e incremento de la biodiversidad de una manera que pueda ser aceptable por el público. Las propuestas de paisajistas como Gilles Clément están tomando cada vez mayor interés también en nuestro país, hecho que se constata por sus conferencias cada vez más frecuentes o su participación en talleres y encuentros. 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 (conversación con el autor, 2014) y con ello a su aceptación.

Creo que en cualquiera de los casos debe ir acompañado de un análisis y estudio de la evolución temporal, la presencia y aumento real de la biodiversidad, no solo florística sino de fauna asociada e incluso de análisis de costes-beneficio económico en su instalación y mantenimiento posterior, así como en un seguimiento de la valoración y aceptación o no por parte del público. En este sentido la participación ciudadana desde las primeras fases de la propuesta puede favorecer la aceptación posterior.

Un aspecto fundamental a la hora de hacer más aceptables por parte del público propuestas novedosas y que puedan salir de lo convencional es la comunicación. Desde la presentación de las propuestas, apoyadas por elementos gráficos que ayuden a entender lo que se pretende y su evolución en el tiempo, a la visita o presentación de imágenes o vídeos de situaciones parecidas.



Fig. 7.- Lurie Park en Chicago visitado por turistas. Fuente: <http://oudolf.com/garden/lurie>

Durante la elaboración de este trabajo ha sido muy interesante constatar que alguno de los parques en los que se han incorporado estos enfoques, han surgido gracias a la iniciativa directa de los vecinos de la zona y su mayor interés por las propuestas que favorecían el acercamiento a la naturaleza. Un ejemplo de esto es el parque *HighLine* de Nueva York, en el que los vecinos son los promotores y dinamizadores del parque. 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 espacio.

Consideramos que mucho del éxito de estas propuestas está en poner la atención en la aceptación del público y esto debe ser considerado desde las primeras fases del diseño.

Si las praderas de césped son tan ampliamente aceptadas por parte del público pero implican tantos costes de recursos, ¿qué alternativas podemos buscar? ¿cómo encontrarlas? En el siguiente capítulo ahondamos en la historia del uso del césped en parques y jardines en el contexto mediterráneo y buscamos qué propuestas han ofrecido los arquitectos paisajistas a lo largo de los últimos siglos y en la actualidad, para un diseño de plantaciones en los que los criterios ecológicos estuvieran de algún modo presentes, haciendo especial hincapié en aquellas experiencias que puedan servirnos como alternativas al uso extensivo del césped.

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.

El césped utilizado como técnica para cubrir el suelo a gran escala en los jardines 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 ‘tapis vert’ (tapiz verde) 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 nos encontramos en Francia, próximos a Paris, 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. Las praderas de césped se vuelven célebres entre la aristocracia inglesa primero y, más tarde, en Estados Unidos alrededor de las casas de las personalidades más importantes.

En contraste, Nicolás M. Rubió y Tudurí (2006) define el jardín mediterráneo como resultado de la evocación del oasis en tierras resacas y calurosas como son las del mediterráneo, tanto oriental como occidental. Vergel donde abundan frutos y sombras, y donde el agua –tan escasa fuera del jardín- mana y refresca las tardes de estío. De la milenaria historia de los pueblos del mediterráneo nace un arte del jardín que él denomina latino, con sus características propias, adaptadas a las condiciones del exigente clima mediterráneo. Un jardín estructurado muchas veces en terrazas según la topografía, con setos y plantas de flor, siempre una naturaleza controlada y artificializada, en oposición al duro clima exterior. Este jardín es como el oasis de las regiones desérticas africanas, no en balde heredero de los primeros jardines persas denominados *pairidaiza* (tras los muros) de donde deriva el nombre griego *paradeisos*, paraíso, ‘impregnado de sutil geometría, reminiscencia agrícola y de elemental arquitectura’ (Rubió y Tudurí, 2000: 87).

Sin embargo, como señalábamos antes, tras la irrupción del jardín inglés de finales del XVIII en el arte de los jardines, como contestación al exceso de geometrización del jardín de Le Nôtre, el jardín latino parece perder su influencia en el Sur de Europa a favor de los modelos centro europeos (Rubió y Tudurí, 2000; Añón, 2001), al oasis mediterráneo del jardín latino se introduce el verdor del Norte de Europa con sus extensiones verdes de praderas segadas.

La principal pega al césped en sus primeros años fue la necesidad de las frecuentes siegas, realizadas hasta 1868 de forma manual. En esa fecha llega la primera segadora manual

helicoidal a Estados Unidos, tras su invencin en Inglaterra, donde el csped empezaba a popularizarse entre las clases altas. En 1919 ya se fabrica el cortacsped a motor lo cual favorece la ‘democratizacin’ del csped, smbolo de un nivel de vida ms elevado para las familias de clase media americana. De 1950 a 1974 el csped se vuelve cada vez ms popular en Estados Unidos, segn se desprende de la venta de segadoras que pasa de un milln en 1950 a siete millones en 1974 (Filippi, 2011).

En 1929 Rubi y Tudur, jefe de parques y jardines de Barcelona hasta los aos 30 y discipulo del paisajista francs Forestier, sealaba: ‘aunque ello no cuadre perfectamente al jardn espaol, constituye a veces una solucin necesaria en los jardines modernos el establecimiento de prados de corta extensin, sea para cubrir taludes, sea para producir superficies horizontales y homogneas, tiles en la composicin, (...) el ms ‘internacional’ de todos ellos, parece ser el ‘csped’, *gazon* o *Ray gras*. 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 nico que puede decirse sobre los csspedes es que cuestan muy caros; objecin sera, sin duda, pero de carcter econmico y no tcnico ni artstico’ (Rubi y Tudur, 2006: 187).

A partir de la segunda Guerra Mundial es cuando el csped empieza a tener un estandar de calidad que evoluciona hacia mezclas exclusivamente formadas por unas pocas especies de gramneas de color uniforme a lo largo del ao. Esto sucede al mismo tiempo que aparecen en el mercado abonos qumicos, pesticidas y herbicidas selectivos como consecuencia del desarrollo de la agricultura intensiva (Filippi, 2011). Desde los aos 70 se extiende el uso del csped en los jardines del Sur de Europa. Los jardineros utilizan cada vez ms el riego automtico por aspersin, homogeneizando el paisaje e introduciendo en la mentalidad de todos un paisaje ajeno al mediterrneo.

Un ejemplo de este modo de entender el jardn es el que describe en los aos 80 del pasado siglo, la Marquesa de Casa Valdés al hablar del jardn ideal: ‘La casa sera amplia, moderna, y las ventanas de la planta baja se abriran a nivel del jardn a modo de puertas. Veriamos entonces un extenso csped, fino y recortado (...) siguiendo paso a paso a los ingleses, siempre a la cabeza por el arte, la aficin y los conocimientos que aporta este pas a la jardineria’ (Casa Valdés, 1987: 272 - 273) y a pesar de la larga y rica historia del jardn mediterrneo y en concreto espaol.

En los paisajes mediterrneos tenemos 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 csped (Filippi, 2007, 2011). Algunas de ellas, utilizadas desde antiguo, son plantas adaptadas a nuestro suelo y a nuestro clima y pueden servir como alternativas a las praderas de csped en funcin de los objetivos que se planteen o, al menos, reduciendo su superficie (Filippi, 2011).

En la actual crisis econmica el mantenimiento de grandes extensiones de csped y el importante consumo de agua en nuestro clima pone en entredicho su uso, haciéndose necesario encontrar nuevas propuestas que recuperen tanto nuestra tradicin jardinera como las necesidades contemporneas de las nuevas situaciones urbansticas.

En los siguientes captulos profundizaremos en las propuestas de plantaciones que se han venido realizando en la historia reciente de Europa y Estados Unidos desde una perspectiva ecolgica, poniendo especial nfasis 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 Jan Woudstra (2004) podríamos 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 siguiendo 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 América¹⁰.

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 o exótica.

En cualquier caso Woudstra (2004) señala 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

¹⁰ Hemos seguido a este autor por el análisis que realiza de la evolución en el diseño de plantaciones en los últimos 200 años (hasta la década de los 80 del pasado siglo), a pesar de que este análisis se limita a algunos países europeos (Alemania, Holanda, Suecia y Gran Bretaña) y Estados Unidos, fundamentalmente anglosajones, sin ninguna alusión a otros del arco mediterráneo que serían sin duda de gran interés para nuestro trabajo. En concreto Francia, Portugal, Italia y España, donde, al menos en el último de ellos puede decirse que el diseño de plantaciones no ha seguido criterios principalmente ecológicos, sino donde han primado criterios estéticos y funcionales, lo cual responde, sin duda, a razones de tipo histórico en la concepción del jardín y en la influencia de diferentes personalidades. El caso de Portugal es paradigmático, pues no por casualidad Francisco Caldeira Cabral (1908-1992), fundador de la arquitectura paisajista portuguesa del siglo XX, se formó en Alemania en los años 30, influyendo posteriormente en un enfoque ecológico de la escuela de Évora en la práctica de la profesión. Sin embargo, en países como España, no ha existido una relación tan directa en la práctica de la arquitectura paisajista, generalmente practicada por arquitectos que bebían de la tradición del jardín mediterráneo (Rubió y Tudurí, 1953) e hispano-islámico, en los que dominaba más la estética en las plantaciones, por su uso escultural (Kingsbury, 2004) y donde quizás haya existido una menor permeabilidad entre la ciencia de la ecología y la práctica de la arquitectura paisajista (Fernando González Bernaldez (1933-1992), ecólogo español conocedor de los trabajos de Humboldt y de la ecología moderna, ha tenido posiblemente más influencia en la práctica de la arquitectura paisajista en Portugal que en España).

en el carcter, forma de distribucin y funcin de la vegetacin, pero sin especial inters en el origen geogrfico de las especies.

El cambio ms evidente en la percepcin de la naturaleza reflejado en el arte de los jardines fue seguramente el paso del jardn clnico francs de Le Ntre al modelo pintoresco desarrollado en Inglaterra a partir de la influencia de pensadores como Alexander Pope, Joseph Addison y Anthony Shaftesbury, posteriormente aceptado en Francia, y por el cual se trataba de imitar a la naturaleza lo ms posible. El trazado geomtrico y fuertemente arquitecturizado de setos recortados de Versalles y otros ejemplos de la poca, 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 extendi por toda Europa.

La influencia ms importante en la prctica del diseo de parques y jardines desde una perspectiva ecolgica –antes a n del nacimiento de la ecologa como ciencia- es la del gegrafo alemn Alexander von Humboldt (1769-1859) y en concreto, en el modo de enfocar las plantaciones teniendo en cuenta su distribucin natural. Las publicaciones de Humboldt, fruto de sus numeros viajes por el mundo y del estudio cientfico de la vegetacin, favorecieron un nuevo modo de entender el mundo de las plantas. Su influencia marc el comienzo del diseo de plantaciones desde una perspectiva geogrfica o fitogeogrfica que se desarrollara gradualmente hacia un enfoque ecolgico, cada vez ms sofisticado a medida que fue avanzando el conocimiento¹¹.

En algunos pasajes este enfoque para las plantaciones ha influido tanto en el diseo como en la gestin del mantenimiento posterior. En primer lugar en Alemania, su pas natal, para extenderse despus a los pasajes del centro y norte de Europa (Holanda, Dinamarca, Suecia y Gran Bretaa, fundamentalmente) y ms tardamente del sur.

Las primeras influencias se constatan en el modo de concebir los jardines botnicos. El jardn Botnico de Berln era considerado uno de los pocos en los que la distribucin de las plantas se haba realizado segn su nativa distribucin ya a comienzos del siglo XIX (Loudon, 1822, citado por Woudstra, 2004). En este jardn se sigui una distribucin de estilo ms informal, al contrario que en otros jardines botnicos en los que las plantas se distribuyen en cuadros de plantacin para organizarse de manera sistemtica y en base a plantaciones metdicas.

Este estilo informal de los jardines botnicos se extendi rpidamente a otros como el de Birmingham (1831), el Arboretum de Derby (1839) y el jardn botnico de Sheffield (1834) en Gran Bretaa. Sin embargo, el enfoque de las plantaciones seguía siendo esttico antes que seguir los principios cientficos de la fitogeografa (Woudstra, 2004), aunque se promovieran “jardines cientficos” que incluyeran categoras como *Flora britnica*, *Floras locales*, *Jardines geogrficos*, donde las plantas deban distribuirse segn se encontraban en sus ambientes nativos o *Jardines geolgicos*, en los que las plantas se distribuían segn

¹¹ En escritos como *Essai sur la gographie des plantes* (1805) concluye que las zonas de distribucin de la vegetacin a lo largo del planeta estn determinadas por la temperatura y la precipitacin, y que las plantas de cada zona poseen similares adaptaciones a las condiciones locales.

el tipo de suelo sobre el que mejor se desarrollaran (Loudon, 1835, citado por Woudstra, 2004).

Como señalamos más arriba, 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.

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 paisajista alemán Willy Lange¹³ y el arquitecto paisajista alemán Erwin Barth.¹⁴

En los años 30 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

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 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 ejemplo 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.

fisionómicos, 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. El profesor 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.

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.

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 se entendía como el cambio direccional de un tipo de vegetación: cada tipo se establece por sí mismo en un determinado lugar gracias a las modificaciones favorables provocadas por el anterior tipo de vegetación que le precedió y terminando en un tipo climax estable y que se automantiene en las condiciones de clima y suelo dadas. 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 únicamente 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 más artístico y hortícola que ecológico, inspirado sobre todo en

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 fisionómico en la selección de especies vegetales. (Woudstra, 2004).

las plantas silvestres de la campiña británica. Jekyll, a pesar de seguir un enfoque puramente ornamental, es un ejemplo del cambio en los modos de distribuir la plantación de esquemas más formales a informales, fórmula ya empleada anteriormente en los jardines paisajísticos.

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 el paisajismo inglés 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, o en Brian Hackett (1971) quien señala 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 alóctonas 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.

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.

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. Su crítica en 1918 al parque St Erik de Estocolmo expresaba algo que ya era consciente en la arquitectura paisajista sueca de la época, como era el poco respeto que se tenía en el diseño por las características del espacio. 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 30 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” (en 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.

En Holanda el diseño de plantaciones naturalistas comienza a principios del siglo XX. A finales del siglo XIX era el estilo paisajista 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 – figura 8) en Amstelveen (1939 y 1940) considerados los mejores de su género (Woudstra, 2004).

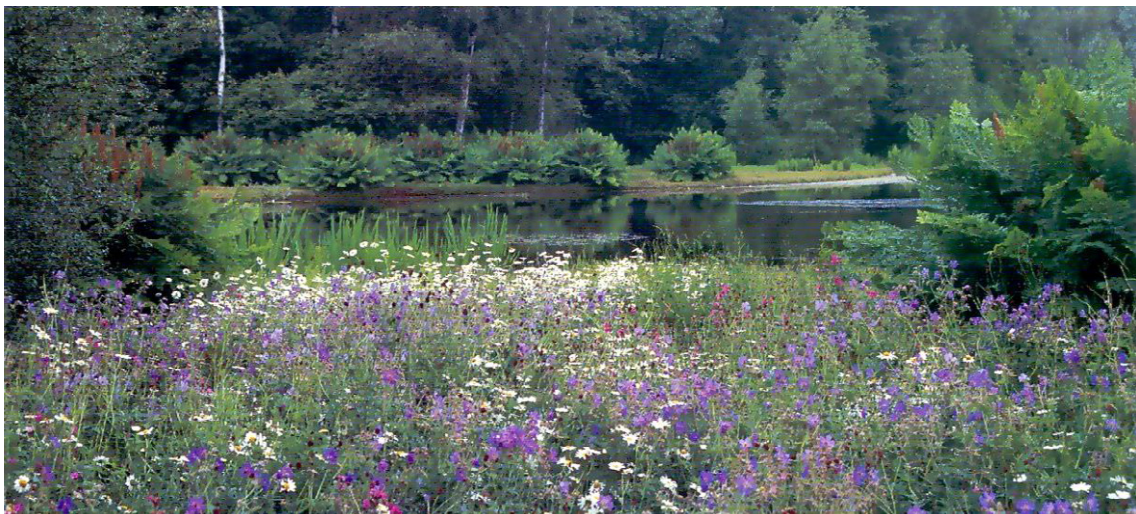


Fig 8.- Thijsssepark, proyectado en 1940, además de su importante concepción ecológica, integra una fuerte componente estética. Fuente: Salomé-Cruz, 2003.

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. (J. M. van den Houten, 1935 citado por Woudstra, 2004)

Ya en 1930 se promovían los esquemas de plantación desde una perspectiva fitogeográfica para zonas verdes, introducido por el director del jardín botánico de Amsterdam A. J. van Lauren.

Durante los años 30 está en pleno auge la discusión sobre los diferentes esquemas de plantación: por comunidades vegetales (flora de las dunas, los bosques, turberas, etc.) adecuado para grandes espacios; de acuerdo a criterios sistemáticos (agrupadas según familias) y el más utilizado, agrupaciones siguiendo criterios estéticos y fisiológicos (agrupaciones armónicas). El término fitogeográfico se abandona por fitosociológico en los años 50.

En Holanda, el interés por los criterios ecológicos en los esquemas de plantación ya en los años 30 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” (citado por Woudstra, 2004: 38).

Este interés quedó plasmado en la guía para la selección de especies vegetales en planificación del paisaje de Holanda de 1959, aunque estaba enfocada a los proyectos forestales y por tanto a las plantas leñosas y no tanto a zonas verdes. En 1973 Ger Londo, del Departamento para la Gestión de la Naturaleza, recoge la experiencia de mantenimiento de los *heemparks* (*Wildeplantentuinen*, 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* (*Jardines y parques naturales: establecimiento y mantenimiento, Natuurtuinen enparken: Aanleg en Onderhoud*, 1977, citado por Woudstra, 2004).

En los años 70 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 80, en Holanda, el interés se focaliza hacia 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.

En Estados Unidos existe un interés por encontrar un estilo propio denominado “prairie style” desde que a finales del siglo XIX algunos arquitectos paisajistas comenzaran a experimentar con flora autóctona (Ossian Cole Simonds (1855) y Jens Jensen (1860-1951), citados en Woudstra, 2004). 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 autóctona– 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 la ecología y concretamente de los trabajos realizados por Cowles en el lago Michigan. 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 Salomé-Cruz, 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 Salomé-Cruz, 2003).

Otros arquitectos paisajistas 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 especies autóctonas mejoradas para la práctica hortícola pues podían introducir cualidades estéticas que mejoraran las propuestas.

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.

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 autóctona 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 70 el interés por la plantación con especies autóctonas 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) en su *Sand County Almanac* 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 50 peleaba contra las praderas de césped de las entradas a las viviendas típicamente americanas, promoviendo en su propio jardín el empleo de especies autóctonas.

3.3 Un recorrido por las perspectivas contemporáneas en el diseño de plantaciones con enfoque ecológico

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 (Salomé-Cruz, 2003). La diferencia entre ambos modelos estaría en que mientras el jardín formal se podría describir por las leyes de la geometría, el informal no respondería a una geometría precisa (Andersson, 1993).

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 (Salomé-Cruz, 2003).

Sin embargo, los arquitectos paisajistas contemporneos que siguen un modelo informal en el diseo de las plantaciones, utilizan a menudo el trmino "naturalista", "natural" o "ecolgico" para describir sus trabajos, muchas veces de una manera no siempre clara.

Para poder profundizar un poco ms en el significado de un enfoque que pueda denominarse como ecolgico en el diseo de plantaciones seguiremos el anlisis que Noel Kingsbury (2004). Este autor se fija en una serie de factores para evaluar los diferentes planteamientos contemporneos en arquitectura paisajista desde el punto de vista de la propuesta de plantaciones, y los ordena de mayor a menor inter s por determinados elementos. El menor o mayor grado de proximidad en su concepci n a lo que son hbitats naturales o seminaturales, la mayor o menor importancia que se da en el proyecto a los procesos din micos naturales y el mayor o menor uso de plantas aut ctonas o –podr amos a aadir- adaptadas a las condiciones edafoclim ticas locales.

La diferencia entre unas propuestas y otras conlleva adem s, seg n Kingsbury (2004), una diferencia sustancial en el mantenimiento posterior.

Teniendo en cuenta que nuestro trabajo se interesa por el contexto urbano y periurbano de nuestras ciudades mediterrneas y que buscamos alternativas al uso del c sped, recogemos aqu l las formas que Kingsbury (2004) se aala como m s adecuadas para lograr praderas de aspecto silvestre en el que se a unen criterios ecolgicos y soluciones est ticas. De esta manera permitiremos que el p blico acepte m s f cilmente dichas soluciones:

1. Seleccionar las comunidades vegetales en base a su atractivo visual para el p blico, adaptando el entorno para armonizar con ellas.
2. Utilizar diferentes tipos de comunidades vegetales como material que estructura el espacio a gran escala.
3. Alterar la mezcla de especies para conseguir un resultado visual m s atractivo.

En contextos urbanos las soluciones que m s xito parecen tener para el p blico en el norte de Europa y en muchos lugares de Estados Unidos, son las praderas de mezcla de gramneas, que combinan atractivo visual y diversidad flor stica, con un limitado mantenimiento en suelos relativamente pobres. Para nuestro entorno mediterrneo, estas soluciones pasan inevitablemente por la necesidad de riego si buscamos que se mantengan verdes en el tiempo y tan atractivas como en el centro y norte de Europa, intervenci n que nos separa de un planteamiento realmente ecolgico. La alternativa habr que buscarla promoviendo un gusto por el cambio crom tico estacional del verde al dorado de nuestros paisajes, mediante actuaciones inteligentes de arquitectura paisajista (Filippi, 2011).

Otro modo de favorecer el atractivo visual en las plantaciones, sobre todo para espacios de gran escala y utilizado por arquitectos paisajistas contemporneos, es contrastar los espacios abiertos y cerrados mediante el empleo de la vegetaci n, tal y como ocurre en el espacio rural en el que los bosques m s o menos cerrados contrastan con la apertura de los ambientes de pradera o de tipo estepa. Este modo de proyectar el paisaje a trav s del empleo de comunidades vegetales propias del bosque y de las praderas o recubrimientos en ese claro contraste, busca atraer la mirada y favorecer su recorrido para las personas que a l se acercan.

Entre los profesionales que trabajan con plantas autóctonas en Estados Unidos el profesor de la School of Environmental Design de la Universidad de Georgia, Darrel Morrison es un ejemplo de ello. Para él 'cada diseño debe reflejar y revelar el carácter del paisaje local' (Morrison, 2001, citado en Kingsbury, 2004: 66). Para Morrison, uno de los elementos clave en el diseño de plantaciones es la distribución vertical de las plantas, que determina no sólo su riqueza visual, sino la riqueza de hábitats y vida silvestre.

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 como se perciben y señala que cuando unos pocos elementos dominan, la morfología nos habla de claridad y sencillez (figura 9). La fitosociología nos enseña que sólo unas pocas especies dominan cada comunidad vegetal, determinan su apariencia y los cambios estacionales. Sin embargo, 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. Menos es más también en el diseño de plantaciones según Luz. Podemos 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%.



Fig. 9.- Heiner Luz (2001). Propuestas de plantaciones. Fuente: Topos 2001: 17

Algunos arquitectos paisajistas americanos, por ejemplo el equipo de Andropogon Associates, insisten 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 (en 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 silvestres 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.

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, 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 por sus cualidades formales. En Arizona, región desértica del suroeste de los Estados Unidos, Martino ha influido con sus proyectos al utilizar la belleza escultural de los árboles, arbustos y crasas del desierto y el fuerte colorido estacional de la flora silvestre a nivel suelo.

Nos parece un buen punto de partida para el diseño de plantaciones, adoptar los puntos sintéticos identificados por Kingsbury (2004), para generar mezclas de herbáceas de efectos visuales impactantes:

- Seleccionar las especies de mayor impacto visual.
- Desplazar el mayor porcentaje de las gramíneas hacia las plantas de flor.
- Evitar elementos de mayor altura.
- Concentrarse en especies que puedan ser decorativas por alguna razón particular.
- Concentrarse en aquellas especies que tengan un color particular de las flores, o elementos con cualidades estéticas especiales.
- Centrarse en un efecto ‘minimalista’, reduciendo la complejidad visual, generalmente a través de 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 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 silvestre 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/ inicio del otoño, similar a la que se realiza en los campos de heno.

En 1980 y en Holanda Rob Leopold y Dick van der Burg ya experimentaron 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. 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 – figura 10). Dunnett 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) y la restauración ecológica (Luken y Pywell) 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).



Fig. 10- Nigel Dunnett y sus praderas diseñadas para la ciudad olímpica de Londres 2012. Fuente: <http://www.nigeldunnett.info/Londonolympicpark/>

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* “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. Las mezclas de herbáceas diseñadas tienen un aspecto muy natural puesto que se trata 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 oceánicos de la región eurosiberiana, 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. 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 podamos encontrar especies de floración tardía con las que trabajar.

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 y que además cuentan con un estilo informal estarían Beth Chatto y Chris Baines en Inglaterra y Sara Stein en Estados Unidos (Kingsbury, 2004). Sus trabajos buscan crear efectos de fuerte impacto estético pero también con cierta sensibilidad hacia su potencial valor para la vida silvestre local.

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 hortícola, 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.

Otro de los ejemplos a resaltar es el trabajo desarrollado en Alemania por el profesor Richard Hansen y sus seguidores. Urs Walser, uno de sus seguidores más influyentes, es profesor en la Universidad Técnica de Dresden de diseño de plantaciones aplicadas a entornos urbanos. Sus esquemas de plantación, influidos por su fascinación por los paisajes alpinos, se basan en la estética de las texturas, la estructura de las plantas y el

color de las flores antes que en razones de ecología. Su modo de plantear el diseño de plantaciones no lo considera una copia del natural, sino una abstracción a partir del conocimiento de las comunidades vegetales naturales. No se limita a utilizar juntas únicamente especies de un mismo origen geográfico, aunque pone cuidado en no juntar especies que aunque puedan tener una amplia distribución geográfica por su aspecto no combinen bien y puedan dar impresión de falsedad. A la hora de elegir especies se fija en las que dominan en las comunidades naturales al igual que Luz (2001) y en aquellas que tienen atractivo durante más tiempo, por ejemplo por su floración y durante el periodo que emiten semillas (Walser, 1998, citado en Kingsbury, 2004).

Otra aproximación en el diseño de plantaciones que sigue estas ideas sería la de las plantaciones tipo estepa. Este planteamiento tiene gran potencial en espacios urbanos y seguramente en los de clima mediterráneo, pues se basa en el empleo de especies propias de las estepas del Este de Europa con algunas plantas perennes mediterráneas muy bien adaptadas a situaciones de suelos pobres y condiciones de sequía. Este estilo ha tenido mucho éxito en Alemania sobre todo a partir de diferentes festivales de jardines urbanos. En estos casos la selección de especies incluye perennes que se plantan de manera solitaria o en pequeños grupos como elemento de acento o cubresuelos y plantas distribuidas de forma dispersa como puedan ser bulbos que florecerán en primavera (Kingsbury, 2004).

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, quien –como señalabamos en el capítulo anterior- 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 más significativo fue el realizado a partir de un campo abandonado en Vassivière-en-Limousin, en el centro de Francia, denominado *La Vallée* (figura 11); 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 en su *jardín en movimiento* (2007) parte 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, la *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 recortado 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.



Fig. 11.- 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 están 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 bambús para estructurar mínimamente el espacio.

La siembra se realizó en septiembre de 1991 con cuatro mezclas de semillas, sembradas de una sola pasada, seleccionadas según la exposición en el parque: para suelos secos, a sembrar en las zonas más planas y expuestas; para ambientes húmedo o frescos, en las zonas más bajas; una mezcla de gramíneas al 50% para aquellas zonas en las que se preveía algo más de tránsito de visitantes; y una mezcla para los límites del jardín y en la diagonal por ser las zonas de mayor tránsito esperado, diagonal que posteriormente se “armó” con suelo alveolar por la intensidad de las visitas.

Para terminar nuestro recorrido por las diferentes tendencias en el diseño contemporáneo de plantaciones señalamos aquellos arquitectos paisajistas que emplean especies autóctonas no tanto por su preocupación ecológica como por su atractivo visual, utilizadas de forma completamente convencional en los proyectos de arquitectura paisajista. Algunos exponentes son: Burt Clark, uno de los primeros que, rompiendo con la clásica geometría de los jardines de herencia portuguesa, introdujo la flora autóctona en ambientes urbanos brasileños y Steve Martino que emplea especie del desierto de Arizona en algunos casos por sus cualidades esculturales en contraste con los lisos muros coloreados de sus propuestas.

Piet Oudolf es uno de los ejemplos actuales más influyentes. Inspirándose en la naturaleza no basa la selección de las especies vegetales en criterios ecológicos para sus composiciones, sino en sus características estéticas, sobre todo en la forma y color de sus floraciones y frutos. La importancia que le da a la forma de las plantas a la hora de seleccionarlas en el diseño (estructura, forma de las flores, inflorescencias y fructificaciones), se debe a que será la responsable de mantener la estructura de la plantación más o menos constante a lo largo del año. El color es una característica mudable y efímera, con presencia únicamente en el momento de la floración, un espacio de tiempo mucho menor. El color lo plantea como un extra, una sorpresa, no el motivo principal de la elección. Las combinaciones de plantas deberían funcionar bien y ser armoniosas incluso si las viéramos en blanco y negro. De esta manera podemos entender mejor que el color es un dato más en el diseño, no la parte fundamental. En cualquier caso, son las flores en primer lugar las protagonistas de la selección. Las hojas aportan igualmente su propio rango de color, forma y textura al que hay que poner atención para componer las plantaciones, pero se fija en ellas en un segundo momento. Combinando formas y texturas promueve una tensión que mantenga el interés visual, pero de una forma equilibrada. 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, 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 (figura 13) con Field Operation y su colaboración con Gustavsson en el parque *Lurie* de Chicago (figura 12).



Fig. 12.- Lurie Garden en el Millenium Park de Chicago. Diseñado por Kathryn Gustafson, Piet Oudolf y Robert Israel (2004). Fuente: <http://oudolf.com/garden/lurie>

Además de tratar de evocar el impacto de 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 (figura 13), 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.



Fig. 13.- High Line en Nueva York, otoño - invierno.

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 gracias a proyectos en los que Oudolf ha participado como son el propio *High Line* de Nueva York.

Su influencia puede apreciarse en proyectos como las zonas verdes de la urbanización del nuevo desarrollo residencial de Valdebebas (Madrid) (figura 14), donde se han 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.



Fig. 14.- Valdebebas (Madrid) plantaciones en zonas verdes del entorno residencial. Proyecto de SC Paisajismo. Fuente: Puy Alonso.

3.4 Alternativas al césped y su mantenimiento

El mantenimiento de las praderas de césped implica en nuestro clima un aporte de agua de riego a lo largo del año, sobre todo en el periodo seco de abril a septiembre, pudiendo alcanzar casi los 2.000 litros por metro cuadrado anuales en los casos más extremos (Filippi, 2011)¹⁶. 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.

Por otro lado, la composición de las praderas varía pero no suele ser de más de 3 o 4 especies de gramíneas como mucho. En nuestro clima es habitual la mezcla de 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. Para situaciones de pisoteo intenso, como pueda ser uso deportivo, las mezclas recomendadas llevan un contenido superior en Ray grass inglés (80%) y *Poa pratensis* (20%), con un consumo también mayor en agua y nutrientes para una calidad superior del césped, si entendemos por ello un césped más fino y de color verde intenso.

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 polinizadores y fauna relacionada. Desde esta perspectiva, por tanto, son áreas con un limitado interés desde el punto de vista de la biodiversidad.

¹⁶ 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 1000 l/m².año.

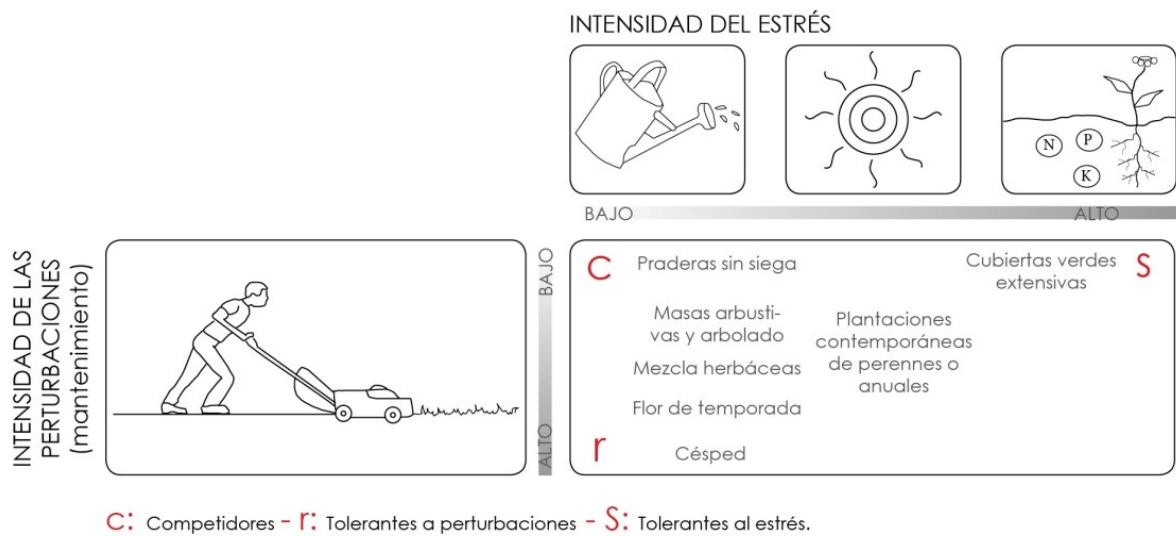


Fig. 15.- Esquema funcional simplificado de los tipos de respuesta de comunidades vegetales ante la intensidad de las operaciones necesarias para su mantenimiento y el estrés ambiental (agua, luz, nutrientes). Adaptado de Dunnett, N. y Hitchmough, J., 2004.

En el esquema de la figura 15 se resumen las diferentes estrategias de las plantas según Grime (1982, citado en Dunnett y Hitchmough, 2004). El cuadro se ha adaptado a las diferentes situaciones de comunidades vegetales que podríamos encontrar en un espacio verde diseñado a partir de la propuesta de Nigel Dunnett (2004:103). Este esquema nos ayuda a situarnos en cuáles son las situaciones más apropiadas para cada solución y a encontrar así diferentes planteamientos para las praderas, no sólo desde el punto de vista de las necesidades de mantenimiento y aporte de nutrientes, sino también en cuanto a la riqueza florística y atractivo para la fauna local.

Siguiendo a Alfaya (2012) y su análisis de la evolución de taludes de carreteras en el entorno de la Comunidad de Madrid, ‘después de una perturbación intensa el proceso de sucesión transcurre desde el protagonismo de especies con estrategias ruderales, hacia etapas más tardías donde las plantas tolerantes a restricciones acaban dominando en un medio más estable, pero cuyos recursos se han reducido hasta niveles limitantes para el desarrollo de otras especies’ (Alfaya, 2012: 56). En medios de alta productividad, como es el caso de praderas de césped con un alto nivel de siega, las especies dominantes son las que siguen estrategias competitivas, fundamentalmente gramíneas, mientras que en medios sometidos a un mayor nivel de estrés dominan las adaptadas a condiciones limitantes de clima y suelo (Dunnett y Hitchmough, 2004).

Las alternativas a las praderas de césped de gramíneas dependerán de las características edafoclimáticas que tengamos y de los objetivos que queramos que cumplan en el proyecto de arquitectura paisajista.

Si lo que buscamos son especies que se adapten a suelos pobres y pedregosos, en ambientes secos y contrastados, en los que queramos un mínimo de trabajo de mantenimiento y las mínimas aportaciones externas (abonados, siegas, etc.) deberemos buscar entre aquellas 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 podremos 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 son las 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 necesitemos cubrir mayores extensiones con menores labores, podremos utilizar especies que se han ido adaptando a condiciones de perturbaciones periódicas como son las propias de las labores agrícolas sobre el suelo. Tomando como flora de referencia, todas aquellas especies de anuales que se den en nuestras condiciones climáticas y de suelo, pudiendo obtener floraciones primaverales, aunque de corta duración, con el único trabajo de una labor otoñal y una siembra de refuerzo.

Si lo que nos 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; tendremos que 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 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. Esto nos llevará 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 tono en el verano, si se realiza sin riego o manteniéndola verde si se prevé algún riego de apoyo en verano. En nuestro contexto 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, podríamos acogernos a la dinámica natural de la naturaleza, siguiendo su evolución según la dinámica de la sucesión ecológica y dejar parte de nuestras 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 o jardín. Con la única intervención por nuestra parte de aceptar o impedir el desarrollo de determinadas especies leñosas que tiendan a cerrar el espacio.

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 hemos indicado anteriormente, la gestión de los espacios verdes periurbanos, o en algunas zonas de sus parques públicos, se ha orientado hacia el tipo de praderas floridas con especies anuales y praderas semi-perennes compuestas además de por especies anuales, por vivaces y bienales, 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 (Guibert, 2006), aunque estas sean aún pocas. Desde hace años algunos municipios de Francia se plantean la gestión diferenciada de los espacios verdes, promoviendo el incremento de la biodiversidad frente al jardín ornamental 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 natural.

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 nos parecen interesantes las siguientes líneas de trabajo:

1. Gestión de parques, jardines y espacios seminaturales
2. Creación de un Agriparc
3. 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, más hortícola, por otra más natural, incorporando las praderas floridas o también denominadas praderas secas, que atraen a insectos, himenópteros, lepidópteros y auxiliares (figura 16).

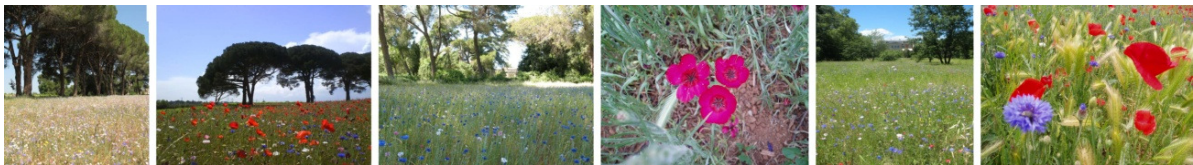


Fig. 16.- Distintas perspectivas del planteamiento de las zonas verdes en Montpellier. Fuente: <http://www.montpellier.fr/3313-biodiversite.htm>

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 panales. 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 natural 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* (Caldeira Cabral, 1980). Esto se está realizando en colaboración con Gilles Clément quien está encargado del estudio de todos estos espacios abandonados pero ricos en biodiversidad y cuyos resultados orientarán la gestión municipal (Plan Biodiversité Montpellier 2010-2014).

Otro ejemplo que pone de manifiesto la necesidad de un cambio en el modo de diseñar el espacio verde urbano hacia concepciones más ecológicas, como estrategia para los posteriores requerimientos de gestión, es Sabadell. En este municipio de Barcelona, con

una extensión de casi 38 km², se viene llevando a cabo una gestión de las zonas verdes que se ha ido adaptando poco a poco a unos recursos económicos cada vez más escasos. En los años 1990 y 2000 se realizaron numerosos proyectos para nuevas áreas verdes hasta alcanzar las 190 Ha actuales. De ellas unas 50 Ha corresponden a praderas y céspedes.

Como consecuencia de la crisis económica iniciada en 2007, Sabadell tuvo que modificar su gestión de las praderas adaptándola a unos recursos cada vez más limitados, sin poner en riesgo la estética de los parques. En este caso el cambio en la gestión se ha orientado al ahorro en el consumo de agua y nutrientes, manteniendo en la medida de lo posible el aspecto de pradera de cespitosas, pero bajando el estandar de calidad a una más rica en especies, que van apareciendo por estar más adaptadas a las nuevas condiciones y gracias a los huecos que van dejando las gramíneas más exigentes. En estas praderas mixtas el consumo de agua, de abono y el número de siegas se ha conseguido reducir a la mitad¹⁷, evitando también la aplicación de herbicidas. La decisión de no recoger los restos de siega favorece, además, el aporte de materia orgánica al suelo, lo que abre oportunidades a la germinación de otras especies y el cambio hacia una pradera mixta, mientras que las sigas menos frecuentes permiten la floración y formación de espigas y la diseminación de las semillas para la regeneración de la pradera. De este modo, aunque más discretamente que en el ejemplo de Montpellier, las antiguas praderas de césped se convierten en zonas de mayor interés ecológico para la ciudad.

¹⁷ El consumo de agua ha pasado, según el responsable de parques y jardines de Sabadell, de 1,2 m³/m². año a 0,5-0,7 m³/m². Año. Conversación mantenida en 2014.

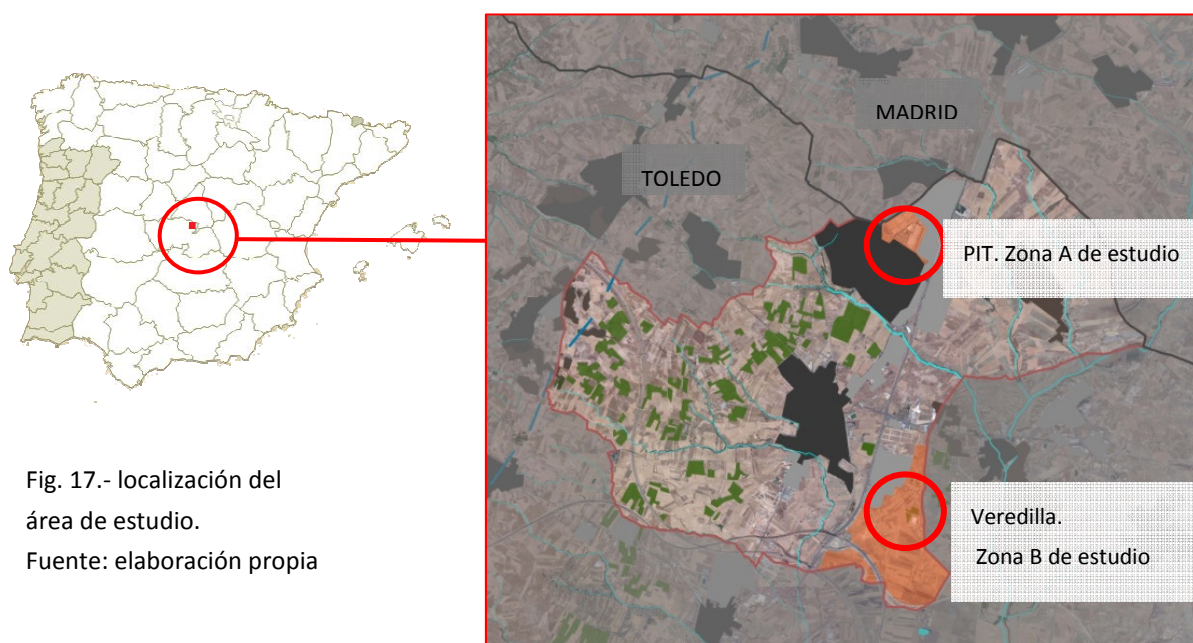
4 Estudio de casos

4.1 Contexto del área de estudio

4.1.1 Contexto biofísico

El primer aspecto a tener en cuenta a la hora de abordar el estudio de caso que hemos realizado 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 17).



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% (figura 18). No existen puntos especialmente elevados en el municipio, aunque algunos enclaves permiten una visibilidad amplia de todo el paisaje municipal y territorios próximos.



Fig. 18.- Illescas y paisaje agrícola al fondo (fuente imagen: <http://ilarcuris.wordpress.com/>)

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 que discurre de Norte a Sur, a unos 1.500 m al Este del municipio y que atraviesa la vecina Yeles (figura 19).

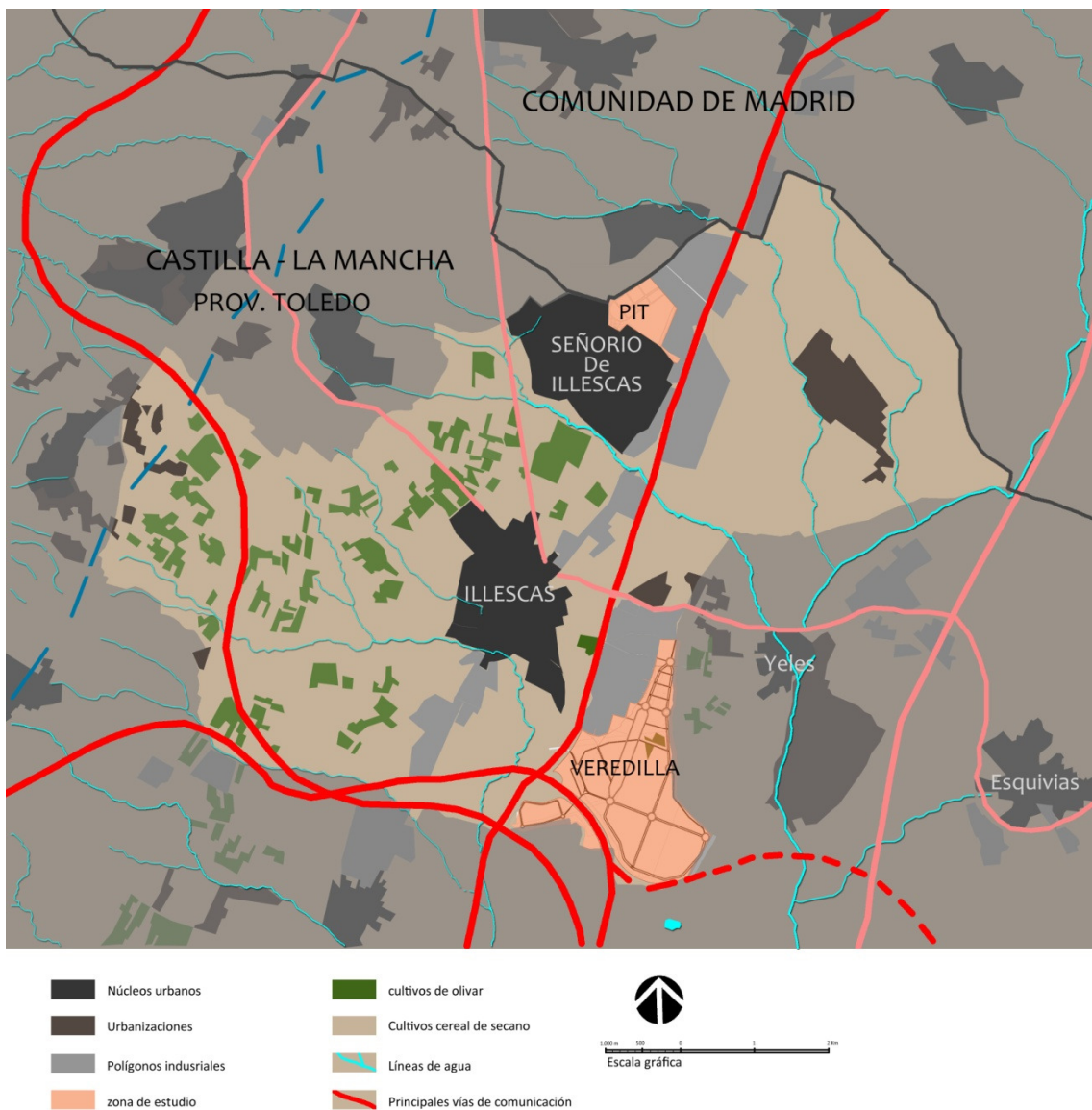


Fig. 19.- Principales usos del suelo

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, Panadero, Pillet, Sancho 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 60, 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 (figura 19) 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.

4.1.2 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 2) 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 20), característico del clima mediterráneo.

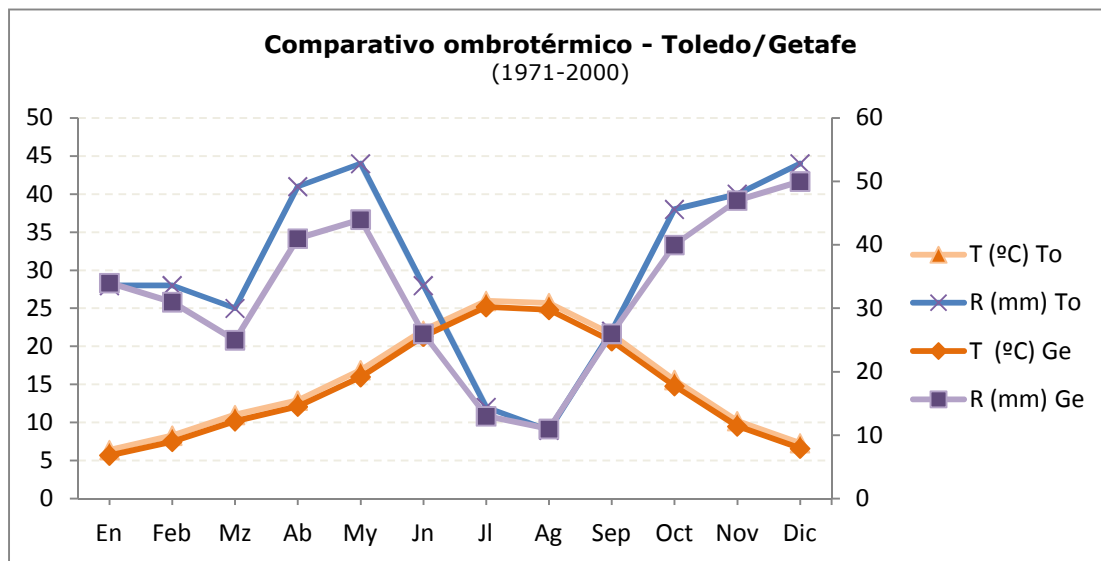


Fig. 20.- Gráfico ombrotérmico relativo a las dos estaciones de referencia (Toledo y Getafe). Fuente: elaboración propia a partir de los datos de AEMET.

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 otro 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), sin embargo, este dato tan bajo es de carácter puntual, siendo la mínima la correspondiente a Toledo (-9,6°C el 27 de enero de 2005) la más habitual. Esto nos sirve para elegir especies cuya zona climática se corresponda a la zona 8¹⁸ (Temperaturas que alcanzan los -12,2°C).

¹⁸ USDA 1960, adaptado para Europa por Heinz y Schreiber

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:

Tabla 1.- Datos normales de temperatura y precipitación. Fuente: AEMET Toledo (1971-2000)

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)

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

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

Tabla 2. Tipos de índices de continentalidad.

Tipos	Subtipos	Ic
Hiperocéánico	Ultrahiperocéánico	0-3
	Euhiperoceánico	3-7
	Poco oceánico	7-11
Oceánico	Euocéánico	11-18
	Semicontinental	18-21
Continental	Subcontinental	21-28
	Eucontinental	28-46
	Hipercontinental	46-65

Según el Índice de continentalidad calculado con los datos de Toledo y comparándolo con la tabla 2, nuestra zona de estudio pertenecería a clima mediterráneo (fig 20) continental subtipo eucontinental.

Para determinar el piso bioclimático nos fijamos en la temperatura media anual y la comparamos con la siguiente tabla:

Tabla 3.- Pisos bioclimáticos mediterráneos

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

En nuestra zona de estudio, con una temperatura media anual de 15,4 ºC, nos encontramos en el piso Mesomediterráneo como señalamos en la tabla 3.

De acuerdo con los datos de precipitación (ver tabla 1) y la tabla 4, nos encontraríamos en un clima en el límite entre clima seco y semiárido.

Tabla 4.- Clasificación de los pisos bioclimáticos en base a la precipitación

	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

4.1.3 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 (figura 20). La situada al norte del centro del casco histórico de Illescas, que denominamos PIT en la figura 20, 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 (PIT, zona A de nuestro trabajo) 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. El grado de compacidad de estos materiales va de medianamente denso en superficie, aumentando en profundidad hasta alcanzar grados de compacidad densos a muy densos” (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 (PIT), presenta un pH inferior, de 8 unidades, a la zona del Sur, con un valor de pH 9. También se constata la diferente coloración de los materiales, marrón rojizo en PIT frente a un material gris verdoso en la zona Veredilla (ver Anejo 1).

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 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 (ver Anejo 1).

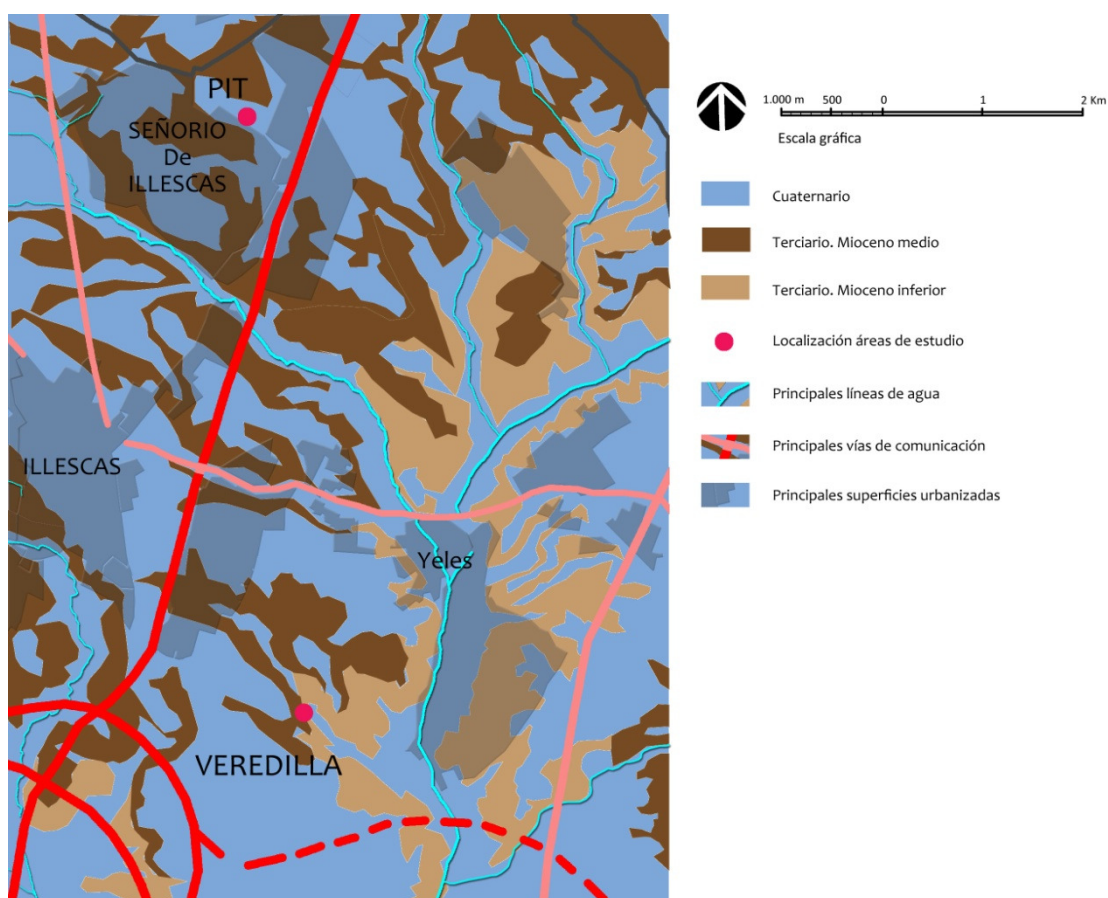


Fig. 21.- Mapa geológico. Fuente: elaboración propia desde Hoja 605. Aranjuez. Escala 1:50.000. (MAGMA, 2010)

Durante la conformación de las diferentes superficies tanto del parque denominado PIT como en el área VEREDILLA (zonas A y B respectivamente), es sabido que ha existido aporte 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 de estudio, 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.

En ambas zonas de estudio tomamos muestras de suelo y les realizamos un análisis granulométrico, así como de pH, contenido en materia orgánica y nutrientes. Los resultados se recogen en el Anejo 1.

4.1.4 Comunidades vegetales

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, 2011).

Según Sainz Ollero (2010, 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 (figura 22).

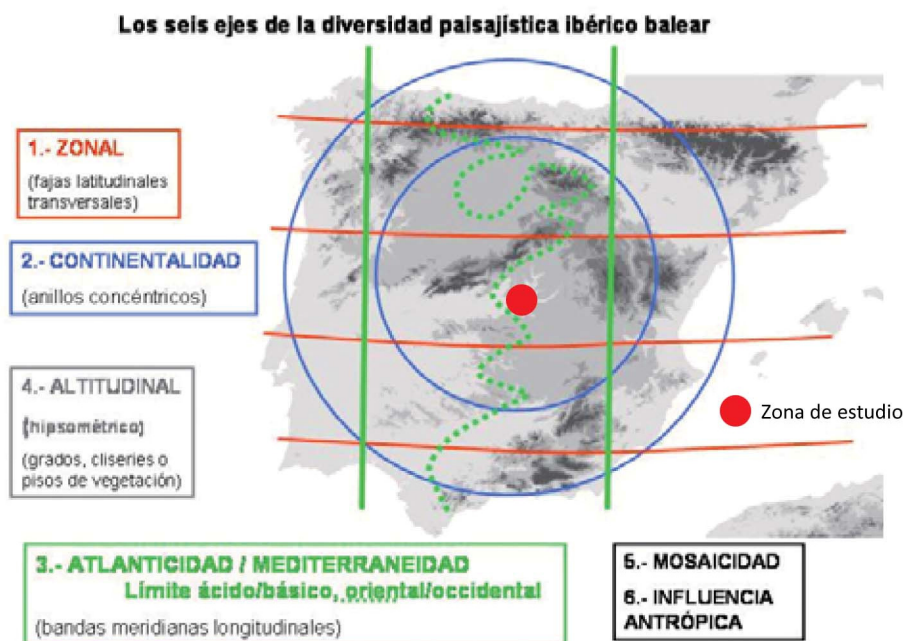


Fig. 22.- Los seis ejes de la diversidad paisajística ibérico-balear. Fuente: Sainz, 2003

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 23, en nuestra zona de estudio la vegetación climática correspondería a coscojares o encinares (carrascales) y pinares xerofíticos.

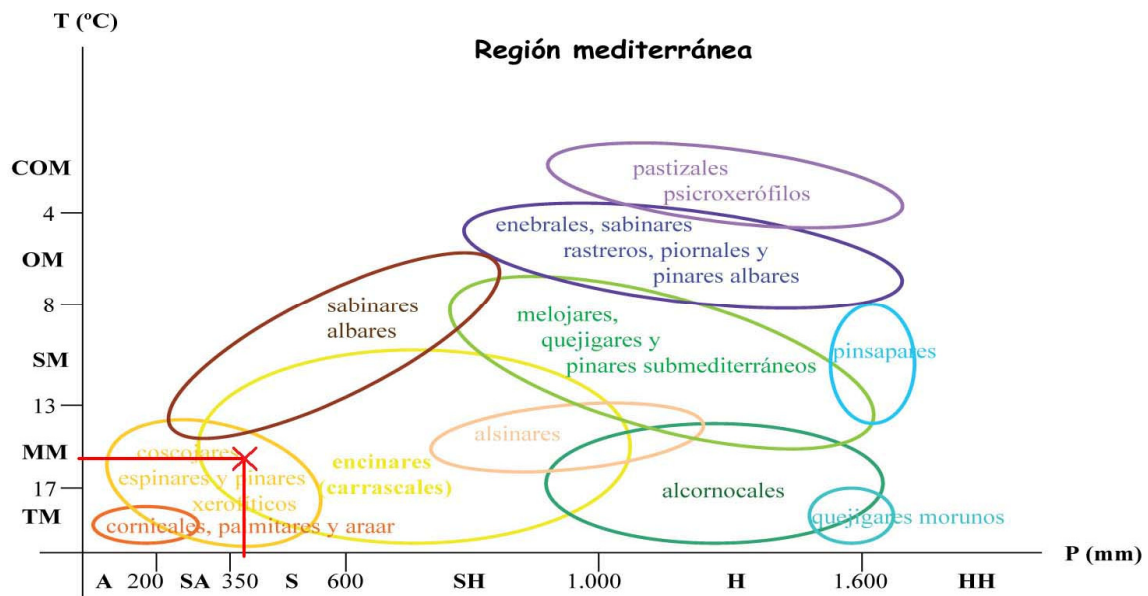


Fig. 23.- Ámbitos ombrotérmicos de los principales tipos de vegetación climática española de la región mediterránea. Pisos bioclimáticos: TM – Termomediterráneo, MM – Mesomediterráneo, SM – Supramediterráneo, OM – Oromediterráneo, COM – Crioromediterráneo. Ombroclimas: A – Árido, SA – Semiárido, S – Seco, SH – Subhúmedo, H – Húmedo, HH – Hiperhúmedo. (Sainz Ollero, 2011)

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.

Mientras que según el mapa de paisajes vegetales elaborado en 2010 por Sainz Ollero y sus colaboradores (figura 24), 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).

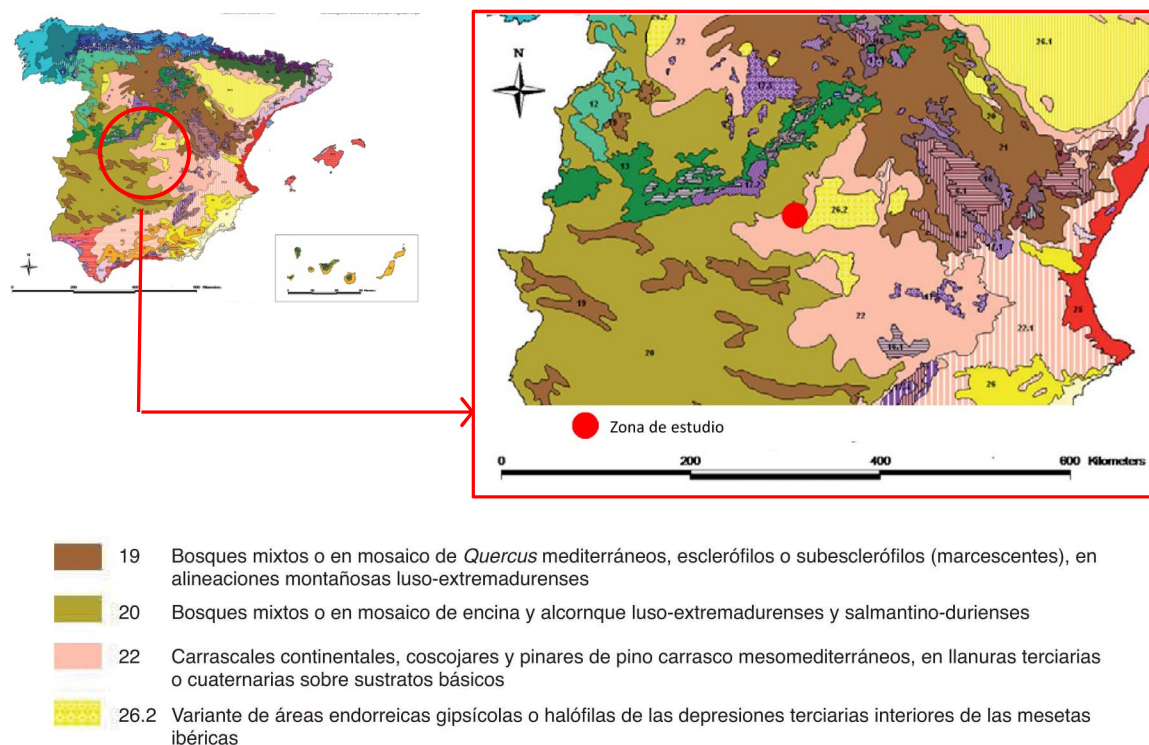


Fig. 24.- Mapa de paisajes vegetales potenciales. Fuente: Sainz, 2010.

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 subarborescentes 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-Secalieta* 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 (PIT, 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 (Veredilla III, 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, 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 por parte de la empresa de semillas involucrada en el proyecto de urbanización que se está desarrollando en la actualidad en dicha zona.

4.2.1 Siembra de especies preferentemente perennes y seguimiento de su evolución – PIT (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) (figura 25).

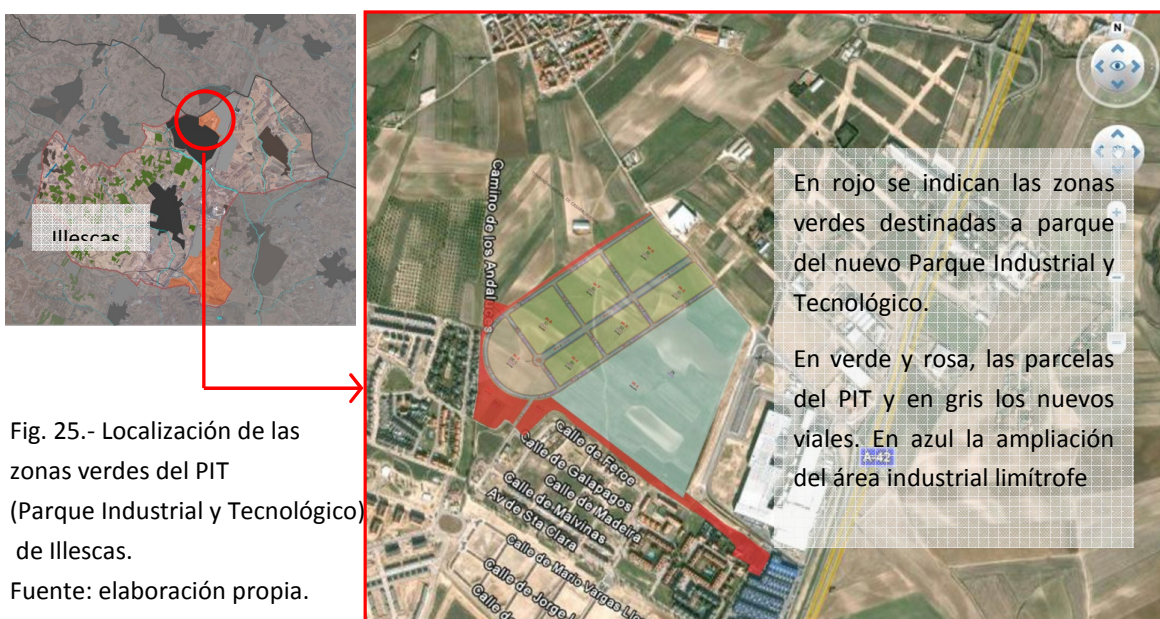


Fig. 25.- Localización de las zonas verdes del PIT (Parque Industrial y Tecnológico) de Illescas.

Fuente: elaboración propia.

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.



Fig. 26.- Zonificación de las áreas verdes asociadas al Parque Industrial y Tecnológico de Illescas atendiendo a su principal función y entorno inmediato. Fuente: elaboración propia.

El espacio disponible para parque se distribuía en dos zonas claramente diferenciadas por su forma y función (figura 26).

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 estadia, 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 (figura 26), 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 (Figuras 26 y 27).

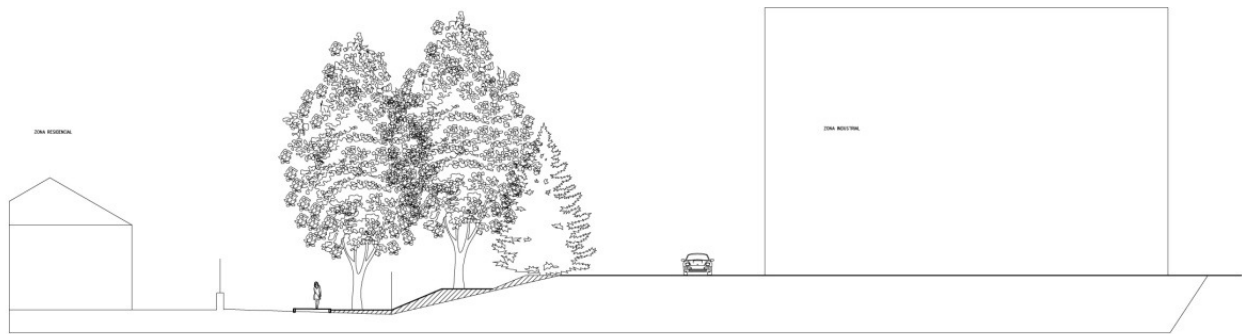


Fig. 27- Sección tipo de la zona verde destinada a filtro visual entre la zona industrial y residencial. Fuente: Proyecto de zonas verdes.

Para cubrir la superficie no transitable 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 (Tabla 5) 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 28).

Teniendo en cuenta las diferencias topográficas existentes en la zona de seguimiento, hemos elegido para la toma de datos de la composición florística, una parcela de 6x4m en la parte alta del 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 nuestro 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 nuestro 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 hemos preferido tomar los datos en la parte alta del talud pues nuestro interés es considerar la evolución de las siembras en condiciones de secano.



- Parcela de acompañamiento de la mezcla de proyecto. (Parcela Control)
- Parcela sin siembra específica. (Parcela Blanco)

Fig. 28 .- localización de las parcelas de seguimiento de la zona A de estudio

En la tabla 5 se recoge la composición y porcentaje en peso de especies propuesta en proyecto.

Tabla 5.- Composición de la mezcla en PIT (Zona A)

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%

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 partimos 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 los técnicos que desarrollaron el proyecto de arquitectura paisajista del PIT.

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 ha realizado entre los meses de febrero de 2013 y julio de 2014 y se recoge en el Anejo 2.

En la figura 28 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, hemos procedido 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 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 siguiente tabla, 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 el anejo 2 se recoge el registro fotográfico realizado a lo largo de estos meses.

Tabla 6.- Evolución de coberturas y composición florística en zona A (2014)

	Control ¹⁹	Blanco	Control	Blanco	Control	Blanco
Fecha	27/02/2014		27/03/2014		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	
2 <i>Moricandia arvensis</i>	+		+		+	
3 <i>Onobrycis 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>						+
9 <i>Echium plantagineum</i>				+		+
10 <i>Plantago 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>					+	

¹⁹ 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.

	Control ¹⁹	Blanco	Control	Blanco	Control	Blanco
Fecha	27/02/2014		27/03/2014		28/04/2014	
15 <i>Bromus hordeaceus</i>					+	
<i>Hordeum murinum</i> subsp.					+	
16 <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

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 (Tabla 6, 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 y que se describirá a continuación), 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 arvensis y ruderal de nuestro entorno (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.

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 *Onobrychis 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 30), nos 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 ha permitido 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. Nos fijamos principalmente en 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 pudimos ver varias especies de abejas (*Apis sp.*), abejorros (*Bombus sp.*), coleópteros y otros insectos en gran cantidad. Constatamos una mayor presencia de estos insectos hacia los meses de mayo-julio y sobre todo libando sobre la alfalfa (*Medicago sativa*). Otra especies de insectos preferían *Onobrychis viciiflora* (avispas) y *Daucus carota*. Hemos podido observar hasta cinco especies diferentes de mariposas (figura 30).

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)

Fig. 29.- Comparación entre el aspecto general del parque antes y después de las siembras.



Fig. 30.- Evolución de la pradera en PIT y presencia de principales polinizadores.

4.2.2 Siembra de especies anuales y gestión siguiendo el ciclo agrícola – Veredilla III (Zona B)

La segunda zona en la que hemos trabajado 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 31).

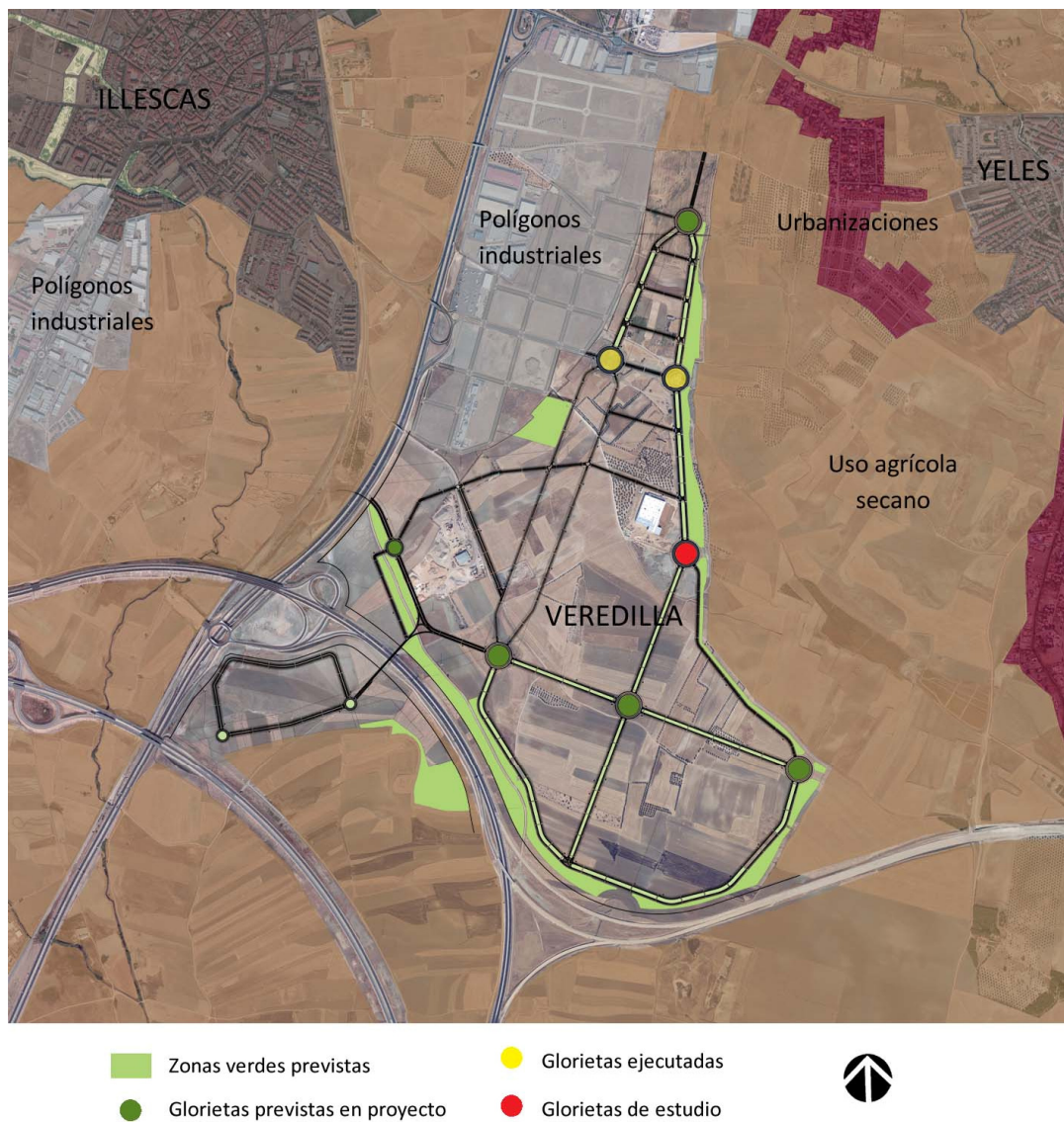


Fig. 31.- Localización de la parcela de estudio y usos del suelo colindantes.

La urbanización del polígono industrial se está realizando por fases estando actualmente ejecutadas las fases 0 y un vial de la fase 1, el resto se mantiene con el actual uso propio de cultivos de secano, fundamentalmente cebada y algún campo de olivos.

Hemos elegido, de las tres glorietas actualmente existentes (ver figura 30 y 31), la situada más al sur, colindante con lo que será un futuro parque, dentro del anillo perimetral de zonas verdes prevista (figura 32). Actualmente este espacio cuenta con un olivar existente y una zona de olivar trasplantado, limitando por el este con los campos de labor del término municipal de Yeles. La urbanización del polígono no está aún desarrollada al sur de la glorieta, pero sí está ya edificada la parcela situada a oeste.

La glorieta, de casi 5.000 m² de superficie, cuenta 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 ha realizado únicamente en la mitad de la glorieta donde existen estos olivos (ver figura 32), sembrándose en la otra mitad mostaza (*Sinapis alba*) por razones ajenas a este estudio.



Fig. 32.- Parcela de estudio. Fuente: elaboración propia.

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 (tabla 7). El registro fotográfico de esta evolución se recoge en el Anejo 2 y en la figura 37 y 38 una muestra fotográfica de dicha evolución.

Tabla 7.- Resumen de acciones llevadas a cabo en la glorieta de estudio

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

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 *Diplotaxis eruroides*, *Diplotaxis 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 pudimos seguir 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 *Diplotaxis eruroides* (marzo 2013) lo que condicionó la altura general de la pradera (más de un metro de altura), 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 33). 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 generación de semillas de las especies de floración más tardía y esta fue incompleta.

Estos hechos hicieron replantearnos la mezcla de semillas hacia especies de menor altura y floración más tardía, evitando las crucíferas de floración temprana como *Diplotaxis* y tratando de incorporar otras que fueran de floración más prolongada, intentando retrasar el momento de la siega.

En el otoño de 2013 se procedió a la roturación del terreno y a su preparación para la siembra que, por razones ajenas a nosotros, tuvo que realizarse 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 interés buscado 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 nuestro clima 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 es dar con especies que prolonguen su floración desde el invierno hasta el inicio del verano y con un desarrollo en altura que no sea excesivo (50/60 cm a lo sumo).

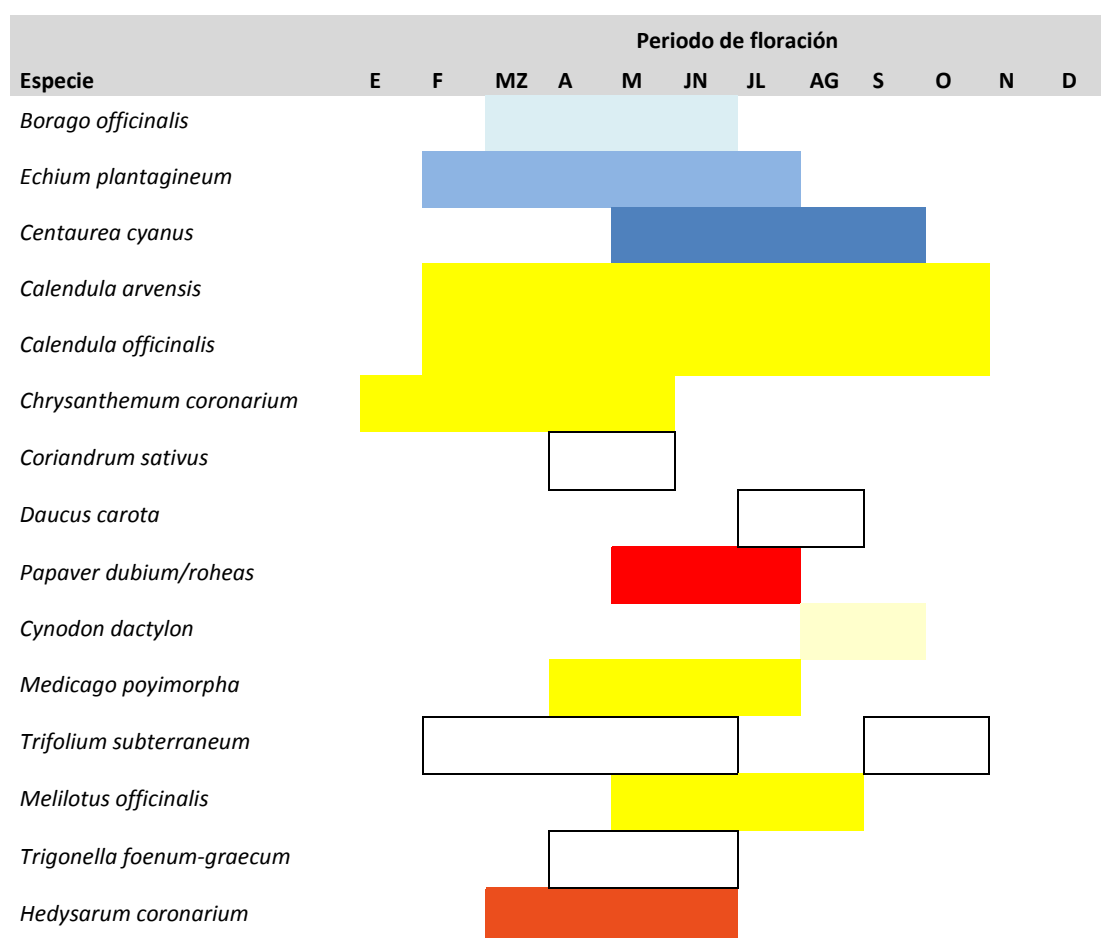
La mezcla de semillas propuesta fue la siguiente:

Tabla 8.- Selección de especies y propuesta de mezcla de semillas en Veredilla III (Zona B)

	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%

La mezcla contiene por tanto 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. Optamos 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 nuestra intención era, además de atraer a polinizadores y fauna auxiliar, tratar de que la parcela estuviera florida el mayor tiempo posible, por ello también elegimos especies de floración prolongada o tardía (tabla 9).

Tabla 9.- Periodo de floración de las especies elegidas



En la tabla 10 se recogen los resultados obtenidos del seguimiento de la evolución de la cubierta vegetal en la glorieta, centrándonos 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 dentro en el olivar colindante que nos sirvió de parcela blanco.

De los resultados obtenidos, hemos podido constatar una escasa germinación en los primeros meses del año a pesar de un buen periodo de lluvias otoñales e invernales, lo cual nos hace pensar en que la tardía siembra ha podido ser la causa. 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.

En la tabla 10 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.

Tabla 10.- Evolución de cobertura y composición florística en Zona B (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>							+	

Por otro lado, otro elemento 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 33). 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.



Abril 2013



Abril 2014



Mayo 2014

Figs. 33.- Glorieta en abril de 2013, abril y mayo de 2014.

Como puede observarse además, la mitad de la rotonda en la que se había procedido a la siembra de apoyo de *Sinapis alba*, durante 2014 permaneció roturada, 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 pase del tractor y la siembra correspondiente). Este dato nos confirma que en nuestro clima es preferible no incorporar ciertas gramíneas en las mezclas si queremos que se prolongue el color verde y las floraciones, pues su ciclo acaba en mayo - principios de junio, cuando ya han producido sus semillas, y dar prioridad a especies de flor que se mantengan en verde o flor durante más tiempo.

En cuanto a la composición florística (tabla 10), teniendo en cuenta la escasa germinación entre febrero y marzo, optamos 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 nos sirvieron para confirmar la identificación de especies presentes. La identificación de la flora se ha realizado apoyándonos en la Guía de la Flora vascular de Andalucía Occidental (1987), así como en 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 ha dominado el cardo

(*Cardus bourgeanus*) motivo por el cual fue roturada la parcela por parte de la urbanizadora (figura 34).



Fig. 34.- 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).

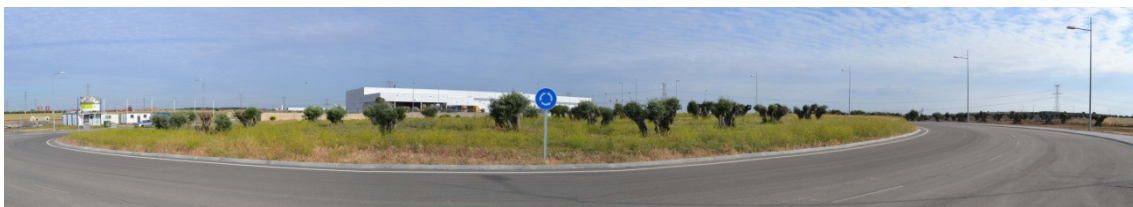


Fig. 35.- Vista general de la rotonda, al fondo a la derecha olivar colindante. El color que domina es el amarillo de *Calendula* y *Diplotaxis* (mayo de 2014).

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

En cuanto a los aspectos fenológicos de la pradera, fundamentalmente altura y duración de la floración, podemos señalar como indicábamos más arriba (figura 33), 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 estética 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, hemos podido observar que las principales especies que aportan colorido (fundamentalmente las dos especies de *Calendula*, *Matricaria* y *Chrysanthemum*, así como las especies de jaramago (*Diplotaxis*)) son las responsables de un tono amarillento en las floraciones pero su abundancia ha sido relativa, no dando un colorido y coberturas homogéneos y tampoco de gran espectacularidad. Nos parece que sería interesante poderlo potenciar, aumentando la presencia 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 nos interesa). Igualmente hemos 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 ha crecido como debía en altura ni florecido abundantemente como era de esperar, pues ha sido 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.



Fig. 36.- parcela de control en mayo de 2014

La evolución se recoge en el registro fotográfico incluido a continuación y en el Anejo 2.



27 noviembre 2012



1 febrero 2013



27 marzo 2013



30 abril 2013



27 mayo 2013



24 julio 2013



3 octubre 2013



26 nov – 5 dic 2013

Fig. 37.- Aspecto de la glorieta con la primera siembra hasta la preparación para la nueva (noviembre 2012- diciembre 2013)



27.02.2014



27.03



28.04



12.05



27.05



19.06

Fig. 38.- Seguimiento de parcela de control (febrero – junio 2014)

En cuanto a la presencia de polinizadores y fauna auxiliar hemos podido constatar la presencia de pequeños insectos como abejas, coléopteros como mariquitas (*Coccinella septempunctata*), pero escasas mariposas, posiblemente por la frugalidad de las floraciones.



Fig. 39.- *Coccinella septempunctata* sobre *Matricaria arvensis*



Fig. 40.- Abeja sobre *Borago officinalis*



Fig. 41.- Varios insectos sobre *Calendula officinalis*



Fig. 42.- Insectos de la familia *Melyridae* sobre *Calendula arvensis*

Todas estas imágenes se tomaron entre abril y mayo de 2014, fechas de mayor cantidad observada de insectos 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 (PIT), únicamente se observó una especie que también se observó en las parcelas limítrofes, de la que no se pudo obtener registro fotográfico.

5 Conclusiones y propuestas de futuro

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

La revisión de lo que en otros países se ha realizado y las tendencias actuales en el diseño de plantaciones, nos ha permitido profundizar en las alternativas que existen desde un punto de vista ecológico y no sólo funcional o estético.

Hemos reconocido que 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 del territorio.

En nuestro clima estas alternativas pueden ser praderas perennes o semi-perennes, con especies preferentemente de flor, praderas realizadas 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 nuestro 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, damos prioridad a las especies autóctonas, aunque podamos también considerar el empleo de 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 vayamos a intervenir y de los objetivos buscados en cada solución (Myers et al., 2000; Raposo, 2013).

Creemos imprescindible aprovechar lo que la flora local y potencial nos pueda aportar como una manera de preservar su existencia y también para fomentar su apreciación por parte del público en contextos urbanos.

Proponemos el diseño de las mezclas de semillas teniendo, por tanto, 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. Nuestra propuesta queda avalada además por los trabajos de Alfaya (2012) sobre taludes de la Comunidad de Madrid y de Raposo (2013) relativas a las oportunidades que pueden tener las comunidades vegetales potenciales y locales 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 nuestros paisajes, donde la dinámica y estética de las comunidades vegetales es bien diferente a la de las praderas de césped convencional.

Para que las propuestas sean mejor aceptadas por el público y sirvan como espacios para la biodiversidad, hemos identificado 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 lograremos así incrementar también la diversidad faunística en estos espacios. Aconsejamos en todo caso limitar la presencia de gramíneas en la mezcla (Salomé-Cruz, 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 hemos 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 de este 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.

Creemos, sin embargo, que 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 hemos procedido a una siembra con especies seleccionada por nosotros (Zona B), hemos podido constatar una escasa cobertura inicial, posiblemente consecuencia de lo tardío de la siembra (diciembre 2013). Han germinado únicamente parte de las especies elegidas y han aparecido otras que formaban parte del banco de semillas locales, en parte debido a que quisimos evitar el uso de herbicidas antes de la siembra.

Por ello, consideramos de interés estudiar la evolución de este tipo de praderas a lo largo de un periodo de tiempo mayor, resemebrando 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.

Nos parece un logro el buen aspecto general de la pradera en cuanto a altura y mantenimiento del color (Zona B), consiguiendo una siega más tardía que el año anterior por parte de la propiedad, lo que consideramos indicativo de una mejor aceptación de la propuesta por su parte.

Hemos constatado con nuestros 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, hemos observado que las praderas con mayor abundancia de especies perennes, como la de nuestra zona A (PIT) son 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, nos parece aconsejable que las labores de siega se realicen a finales de ese periodo, pasado el mes de julio, si bien carecemos de 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 nuestro clima (floraciones de especies atractivas para las mariposas, lugares de puesta y de refugio para las diferentes fases de su desarrollo).

En cuanto a los aspectos estéticos de los casos aquí presentados, podemos decir 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 durante 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 de pisoteo, 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, nuestra experiencia en Veredilla (Zona B) nos 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 queremos 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) o Dunnet y Hichmough (2004) entre otros.

Vemos como totalmente desaconsejable la incorporación de especies de gramíneas y crucíferas como *Diploaxis*, 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 nos 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 nuestra meseta castellana la proliferación de conejos que buscará alimentarse de lo que sembremos 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. En nuestro caso concluimos que para las praderas de anuales estos protocolos deberían 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.

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 nos haya permitido profundizar suficientemente en ello, nos parece también recomendable la realización de 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. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Biológicas.
- Alonso, R. (2008). *Estudio Geotécnico del terreno*. Anexo 2 del *Proyecto de Urbanización del Parque Industrial y Tecnológico de Illescas*. EPTISA.
- Andersson, S. (1993). *Formal characteristic for the informal garden*. En *Historic Gardens and Sites*. The UNESCO ICOMOS Documentation Centre.
- 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.; Blanca, G.; Cabezudo, B.; Clemente Muñoz, M.; Cubas, P.; Devesa, J. A.; Díaz de la Guardia, C et al. (1987). *Flora Vascular de Andalucía Occidental*. Barcelona: Ketres Editora.
- 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].
- Biodiversity by Design. A guide for Sustainable Communities*. (2004). Londres: TCPA (Town and Country Planning Association) disponible en: <http://www.tcpa.org.uk/pages/biodiversity-by-design.html>. [Consultado el 23-01-2014].
- Braun-Blanquet, J. (1928). 'Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde'. *Biologische Studienbücher*. Berlín. 7, 330.
- Brown, I. (2013). *Landscape Biodiversity Planning-Design System*. Technical Report. San Francisco: AECOM.
- Brundtland, G. (1987). *Our Common Future*. Oslo: Naciones Unidas.
- Caldeira Cabral, F. (1980). *O 'continuum naturale' e a conservação da natureza*. En *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. C. M. L.; Ponte-e-Sousa, C. M. C. (2012). *Lawns and ornamental meadows as an alternative in the South Europe*. En *World in Denmark 2012*. Universidad de Copenhague. Departament of

- Geosciences and Natural Resource Management. Landscape and Architecture Planning. 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*. 1-8, 10-15, 17-18, 21. Real Jardín Botánico, CSIC, Madrid.
- Caurín Alonso, C. y 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.
- Cities and Biodiversity Outlook*. (2012). Montreal: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: <http://www.cbd.int/en/subnational/partners-and-initiatives/cbo>. [Consultado el 12-01-2014].
- City Biodiversity Report: Urban Nature in Bonn. Summary*. (2007). Disponible en: <http://www.cbd.int/doc/groups/cities/cities-2007-bonn-summary-en.pdf>. [Consultado el 12-01-2014].
- Clément, G. (2007). *Le jardin en mouvement*. (1ª ed. 2001) 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. Universidad Autónoma de Madrid. 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.
- COM(2011)244 final. *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.
- COM(2013)249 final. *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. Staten Island, New York*. 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.

- Cubillo, I. (2009). *Proyecto de Urbanización del Parque Industrial y Tecnológico de Illescas*. EPTISA.
- Chatto, B. (2000). *Gravel Garden. Drought Resistant Planting*. Londres: Frances Lincoln Limited.
- Declaración de Río sobre Medio Ambiente y el Desarrollo*. Conferencia de Naciones Unidas. Río de Janeiro. 3-14 junio de 1992. Disponible en:
<http://www.un.org/spanish/esa/sustdev/documents/declaracionrio.htm>. [Consultado el 12-01-2014].
- 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].
- Dunnett, N. (2003, 12 abril). *Park Life*. En *The Telegraph*. Disponible en:
<http://www.telegraph.co.uk/gardening/gardenstovisit/3310080/Park-life.html>. [Consultado el 9-03-2014].
- Dunnett, N. P. & 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., 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, Th., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P.J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M. Sendstad, M., Seto, K. C., Wilkinson, C. (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.; González, I.; Nuevo, M. A.; Piñango, Ch.; Rubí, M. y Tejero, L. (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]

- Guibert, J. (2006, marzo). 'L'enseignement paysager en mouvement'. *PHM-Revue Horticole*. 478, 22-24.
- 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*. 1, 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.
- 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.
- 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.
- Laorga, S. (1986). *Estudio de la flora y vegetación de las comarcas toledanas del tramo central de la cuenca del Tajo*. Tesis doctoral. Universidad Complutense de Madrid. Facultad de Farmacia.
- Leopold, A. (1949). *A Sand County Almanac. And Sketches here and there*. Nueva York: Oxford University Press.
- Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y de la Biodiversidad. España. BOE núm. 299, de 14/12/2007.
- López Moreno, E. (2008). *State of the World's Cities 2008-2009: Harmonious Cities*. Londres: UN-HABITAT, Earthscan.
- Luz, H. (2001). 'The principle of dominant species'. *Topos*. 37, 16-21.
- Mata Olmo, R.; Panadero, M. Pillet, F.; Sancho, J.; Tapiador, F.; del Pozo, C. (2011). *Atlas de los Paisajes de Castilla - La Mancha*. Ciudad Real: Ediciones de la Universidad de Castilla-La Mancha.
- 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., Miller, K., Reid, W., Mittermeier, R., Werner, T. (1990). *Conserving de world's Biological Diversity*. Gland y Washington, D.C.: IUCN, WRI, CI, WWF-US, the World Bank.
- Montes, C., Santos Martín, F., Aguado, M., Martín-López, B., González, J. A., Benayas, J., López, C., Piñeiro, C., Gómez Sal, A., Carpintero, O., Díaz Pineda, F. (2011). *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.
- Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Fonseca, G. y Kent, J. (2000). 'Biodiversity hotspots for conservation priorities'. *Nature*. 403, 853-858.
- 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.
- Oudolf, P. y 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.
- Parques y Jardines. Espacios para la Biodiversidad en Santander*. (1 de marzo de 2011). Taller "Herramientas para la integración de la biodiversidad en las políticas municipales". Ayuntamiento de Santander.
- Peinado, M., Martínez Parras, J. M. (1987). *El paisaje vegetal de Castilla La Mancha*. Toledo: Junta de Comunidades de Castilla La Mancha.
- Perspectiva de las ciudades y la diversidad biológica - Resumen Ejecutivo*. (2012). Montreal: Secretaría del Convenio sobre la Diversidad Biológica. Disponible en: www.cbd.int/en/subnational/partners-and-initiatives/cbo. [Consultado el 12-01-2014].
- 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].
- Plan Estratégico del CDB para el período 2011-2020*. Disponible en: <http://www.cdb.int/sp>. [Consultado el 12-01-2014].
- Plan Estratégico del Patrimonio Natural y Biodiversidad 2011-2017*. (2011). España. Ministerio de Medio Ambiente, Medio Rural y Marino. Disponible en: http://www.magrama.gob.es/es/biodiversidad/publicaciones/libro_plan_estrategico_pnb_tcm7-202703.pdf. [Consultado el 12-01-2014].
- 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 Arquitetura Paisagista (Distrito Évora)*. Dissertação Mestrado em Arquitetura Paisagista. Escola de Ciências e Tecnologia. Universidade de Évora.
- Raposo Magalhães, M. (2007). *Estrutura ecológica da paisagem. Conceitos e delimitação - escalas regional e municipal*. Lisboa: ISA Press.
- Ribeiro Telles, G. (1994). *Paisagem global: um conceito para o futuro*. Lisboa: Iniciativa.
- Ribeiro Telles, G. (1997). *Plano verde de Lisboa*. Lisboa: Edições Colibri.
- Rivas Martínez, S., Costa, M. (1971). 'Comunidades gipsícolas del centro de España'. *Anales Inst. Bot. Cavanilles*. 27, 193-223.
- 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 editores.
- 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 R. Soc. 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.
- Salomé Cruz, M. (2003). *As plantas no jardim do século XX na tradição ocidental*. Trabajo fin de Licenciatura. Universidad de Évora.
- Sousa Matos, R. (2010). *A Reinvenção da Multifuncionalidade da Paisagem em Espaço Urbano - Reflexões*. Tesis doctoral. Universidad de Évora.
- 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.
- 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.

ANEJO 1: CARACTERIZACIÓN DE SUELOS

En cada una de las zonas de estudio se tomaron muestras de suelo para analizar en el laboratorio de la Universidad de Evora (Laboratorio de Química Agrícola, Herdade de Mitra).

Las muestras se tomaron de los primeros 20 cm de suelo, a partir de la mezcla de partes alícuotas en cada punto de muestreo. Cada alícuota se fué reuniendo en un cubo de plástico donde se removió y mezcló, se eliminaron los restos orgánicos más visibles tales como paja, semillas, etc, y los fragmentos minerales de tamaño superior a los 10 mm. Una vez homogeneizada la mezcla, se tomó una muestra de unos 500 gr de peso y se guardó en una bolsa plástica de cierre hermético, se rotuló y guardó hasta su envío al laboratorio.

Los resultados analíticos obtenidos se recogen en las siguientes tablas.

PIT (Zona A)

Se tomó una única muestra de suelo del entorno de la parcela de control. En la siguiente tabla se recogen los resultados analíticos del laboratorio:

Nº	Ref	pH	MO (%)	Fósforo (P ₂ O ₅) ppm	Potasio (K ₂ O) ppm	Nitrógeno total (%)
M1	264	8,1	0,7	136	184	

Nº	Ref	Arena gruesa (%)	Arena fina (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura*
M1	264	42,2	17,3	12,4	25,1	Franco arcillo arenosa

*USDA – triángulo de texturas

Destaca un pH algo más bajo que el encontrado en Veredilla III, el bajo contenido en materia orgánica propio de los suelos de la región.

Veredilla (Zona B)

Se tomaron 4 muestras en la zona de trabajo; 3 dentro de la Glorieta y 1 muestra fuera del área de actuación con el fin de contar con una muestra del suelo del entorno, para poder comparar la calidad del suelo y la germinación de semillas en la zona de estudio (en la que se había rellenado con tierras de préstamo de origen impreciso) y las espontáneas presentes en las parcelas limítrofes.

En la siguiente tabla se recogen los resultados analíticos del laboratorio:

ANEJO 1: CARACTERIZACIÓN DE SUELOS

Nº	Ref	pH	MO (%)	Fósforo (P ₂ O ₅) ppm	Potasio (K ₂ O) ppm	Nitrógeno total (%)
M1	785	8,6	0,8	96	160	0,02
M2	786	9,0	0,6	119	164	0,01
M3	787	8,8	0,8	178	304	0,01
M4	788	8,6	0,9	79	360	0,05

Nº	Ref	Arena gruesa (%)	Arena fina (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	Textura*
M1	785	49	19,4	9,5	22,1	Franco arcillo arenosa
M2	786	46,4	20,3	9,7	23,6	Franco arcillo arenosa
M3	787	31,9	18,3	12,4	37,4	Arcillo arenosa
M4	788	31,1	12,8	12,4	43,7	Arcillosa

*USDA – triángulo de texturas

Destaca el elevado pH en todas las muestras, el bajo contenido en materia orgánica y la textura con alto contenido en arcillas sobre todo en la muestra tomada fuera de la rotonda.

ANEJO 2: REGISTRO FOTOGRÁFICO

