

Viabilidad de las plantas de los espartales y jarales para la construcción de techos verdes en clima mediterráneo continental



Autor: Diego González del Pino

Director y Tutor Académico: Dr. Pedro Villar Salvador

Alcalá de Henares, a 12 de septiembre de 2014

Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas



Universidad
de Alcalá



UNIVERSIDAD COMPLUTENSE
MADRID



POLITÉCNICA



Universidad
Rey Juan Carlos

Índice

1. Resumen	3
Abstract	3
Palabras Clave	4
2. Introducción	4
2.1 <u>Marco conceptual del problema</u>	4
2.2 <u>Cubiertas verdes como una opción para el desarrollo urbano</u>	5
2.3 <u>Beneficios de las cubiertas verdes</u>	6
2.4 <u>Tipos de cubiertas verdes</u>	8
2.5 <u>La importancia de la percepción</u>	9
2.6 <u>Situación de las cubiertas verdes en el mundo</u>	10
2.7 <u>Propuesta piloto sobre cubiertas verdes semi-extensivas para ambientes mediterráneos continentales</u>	16
3. Objetivos	18
4. Material y Métodos	19
5. Resultados	25
6. Discusión	33
7. Conclusiones	37
8. Agradecimientos	38
9. Bibliografía	39
10. Anexos	46

1. Resumen

La creciente expansión urbana y la necesidad de mejorar la calidad de vida en las ciudades ha incrementado el interés por el enverdecimiento de las mismas, permitiendo el auge de tecnologías como los techos verdes. En zonas de clima mediterráneo, estas estructuras son poco conocidas y su utilización está condicionada por su elevado coste de mantenimiento. Además, estudios previos han determinado la necesidad de construir techos verdes heterogéneos en porte, formas y colores para su buena acogida social. En este estudio se ha analizado la viabilidad de reproducir comunidades vegetales autóctonas capaces de incrementar la diversidad y tener unos costes de mantenimiento bajos. Se han seleccionado 13 especies de plantas comunes en los espartales de *Stipa tenacissima* y los jarales de *Cistus ladanifer*. Se testó, además, la importancia de la profundidad del sustrato (15 vs. 25 cm) en la viabilidad de los techos. Para ello se establecieron parcelas experimentales de dos profundidades de sustrato. Se midió la humedad del sustrato desde abril hasta agosto de 2014 y se evaluó la viabilidad de las plantas mediante su estado fisiológico, crecimiento y supervivencia. El estudio demuestra que algunas de las especies presentaron características adecuadas para su utilización en techos verdes y que un sustrato más profundo incrementa notablemente la viabilidad del techo verde al incrementar la supervivencia y crecimiento de las plantas. Futuros proyectos deberán orientarse a averiguar aspectos como el riego de apoyo necesario para su óptimo mantenimiento, valorar diferencias de micrositio, tiempo necesario para alcanzar una cobertura vegetal elevada o analizar el comportamiento de los individuos una vez alcanzada una talla mayor.

Abstract

The crescent urban expansion and the need to increase the quality of life in cities has raised the need to make our cities greener, allowing for the development of solutions such as green roofs. However, in the Mediterranean area, green roofs are hardly known and high maintenance costs further decrease their use. Previous studies have determined that, in order to be socially appreciated, green roofs should be heterogeneous in shape, color and vegetation height. The present study analyzed the viability of reproducing two autochthonous plant communities in a green roof, increasing biodiversity and keeping a reduced maintenance cost. Thirteen local species of plants commonly found in

association with *Cistus ladanifer* or *Stipa tenacissima* were planted in plots with different substrate depth (15 vs. 25 cm). The substrate moisture was measured from April to August 2014 and the plants' viability was evaluated measuring their physiological state, growth and survival. The results show that some of the tested species were adequate to be used in green roofs and that a deeper substrate (25 cm) remarkably enhances the roof's viability, as it increases plant survival and growth. Future studies are needed to determine the time period and the amount of support irrigation needed for optimal growth, as well as to assess the system's behavior when the plants reach larger sizes.

Palabras Clave: Clima Mediterráneo, Cubiertas verdes, Ecología Urbana, Espartales, Jarales, Restauración Ecológica, Techos verdes.

2. Introducción

2.1 Marco Conceptual del Problema

El espacio ocupado por asentamientos urbanos está aumentando rápidamente de forma que se espera que el 80% de la población mundial viva en áreas urbanas dentro de dos décadas (Briz & de Felipe, 2014). Numerosos estudios han evaluado los impactos de esta enorme expansión urbana sobre el medio ambiente, en concreto, la reducción de la calidad del aire (Frank, 2000), la cantidad y calidad del suministro de agua (Van Metre *et al.*, 2000) o la fragmentación y pérdida de hábitats naturales (Miller, 2006). Además de este tipo de impactos ambientales, la expansión urbana también conlleva asociados problemas sociales, como la pérdida de espacios públicos (Power, 2001) o la percepción de pertenencia social a una comunidad (Frumkin, 2002), e incluso problemas de salud físicos y mentales (Handy *et al.*, 2002).

Por ello, en los últimos años están surgiendo con fuerza iniciativas para enverdecer las ciudades, que van desde el acondicionamiento de zonas verdes urbanas, creación de corredores verdes, agricultura urbana, generación de jardines verticales y techos verdes (Peck, 2014), e incluso el ajardinamiento de vehículos, como la iniciativa española Phytokinetic (<http://www.phytokinetic.net/>). Se ha demostrado que muchas de estas

iniciativas paliar los efectos negativos de la expansión de las ciudades (Li *et al.*, 2005), por ejemplo mediante la captación de contaminantes atmosféricos por los techos verdes (Rowe, 2011) o por aislamiento térmico del edificio mediante jardines verticales (Wong *et al.*, 2010).

2.2 Cubiertas verdes como una opción para el desarrollo urbano

Actualmente, una de las iniciativas más innovadoras a nivel mundial para paliar los efectos negativos de las grandes urbes son los techos o cubiertas verdes (Yuen & Nyuk Hien, 2005; Emilsson *et al.*, 2007, Olivieri *et al.*, 2013). Se trata de una tecnología escalable, es decir, que puede generar beneficios a distintos niveles dependiendo de la dimensión a la que se instalen. Por ejemplo, la presencia de un único techo verde puede aislar térmicamente el edificio sobre el que se encuentra pero su instalación en toda la ciudad puede reducir el efecto “isla de calor” (Minke, 2004). Esto es ideal para mitigar los problemas citados, ya que los techos de los edificios suponen aproximadamente entre un 20 y un 25% de la superficie urbana (Akbari *et al.*, 2003).

Un techo verde es un sistema construido a partir de un techo convencional. Consta de capas de diferente naturaleza y función que van desde la impermeabilización o la protección frente a la acción mecánica de las raíces, hasta el sustrato y la vegetación como últimos componentes (Figura 1) (Acks *et al.*, 2006; MacIvor & Lundholm, 2011). Esta tecnología ha sido utilizada a lo largo de la historia, tanto en los climas fríos de Escandinavia o Canadá como en el clima cálido de Tanzania (Minke, 2004). Un ejemplo célebre es el de los Jardines Colgantes de Babilonia (Farrar, 1996; De Felipe & Briz, 2014). La razón de su utilización se debe fundamentalmente a su capacidad de aislamiento térmico (Theodosiou, 2003). Pero no ha sido hasta las últimas dos décadas cuando ha habido un creciente interés por su uso y sus beneficios, sobre todo en ambientes urbanos (Olivieri *et al.*, 2013).

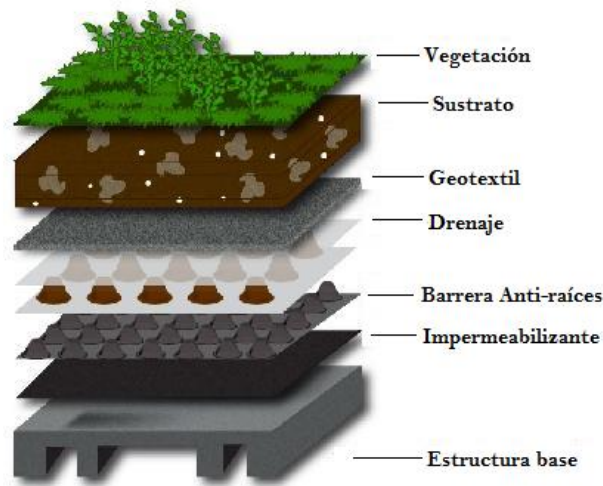


Figura 1. Estructura en capas de un techo verde.

2.3 Beneficios de las cubiertas verdes

Más allá del aislamiento térmico que producen (Acks *et al.*, 2006), los techos verdes permiten la **captación de partículas de polvo y contaminantes atmosféricos** (Rowe, 2011), reduciendo el ozono troposférico (Douset & Gourmelon, 2003) y los óxidos de nitrógeno (Hanson & Lidberg, 1991; De Felipe & Briz, 2014). Además, provocan una **reducción del efecto “isla de calor”** en unos 2°C (Susca *et al.*, 2011), ya que aumentan el albedo de la superficie donde se instalan y reducen la temperatura del aire exterior debido a la evapotranspiración y al sombreado (Acks *et al.*, 2006). Todo ello redundando en el **aislamiento térmico** de la estructura que los soporta en comparación con los techos no vegetados (Ip *et al.*, 2010; Kontoleon & Eumorphopoulou, 2010; Wong *et al.*, 2010). En muchos puntos de Europa, las temperaturas que pueden llegar a soportar las cubiertas de las edificaciones oscilan a lo largo del año en 100°C, máximas de 80°C en verano y mínimas de -20°C en invierno. Con la presencia de un techo verde esta variación se reduce a 30°C, con 30°C en verano y 0°C en invierno (Minke, 2004).

Otro de sus beneficios es la **retención de agua de lluvia y laminación de avenidas** (Bengtsson, 2005; Stovin, 2010). Los techos verdes mejoran el balance hídrico entre la evapotranspiración y la escorrentía con respecto a techos no vegetados (Villareal *et al.*, 2004), reteniendo hasta el 70% de la precipitación anual frente al 24% para cubiertas convencionales (Acks *et al.*, 2006). Este valor de retención de agua depende de la profundidad del sustrato y la inclinación de la estructura (Van Woert *et al.*, 2005), pero

puede ser muy útil para aquellas zonas urbanas que tengan sus sistemas de alcantarillado mal dimensionados.

Suponen un **aumento de la biodiversidad local** (Dunnett & Kingsbury, 2004; Fernández-Cañero & González-Redondo, 2010; Francis & Lorimer, 2011) y tienen el potencial para conectar las zonas urbanas con el entorno natural de su periferia (Acks *et al.*, 2006; De Felipe & Briz, 2014).

A nivel estructural, proporcionan un **aumento de la vida útil de la cubierta** sobre la que están instalados presentando una media de vida de 40 años (Minke, 2004; Acks *et al.*, 2006). Existen cubiertas verdes instaladas en 1899 en Handbuch der Architektur, Berlín (Alemania) que aún cumplen su función.

Además, presentan multitud de beneficios adicionales como la **generación de aromas**, si se utiliza la vegetación adecuada (Minke, 2004) o un **efecto estético y psicológico** (Oberndorfer *et al.*, 2007; Grinde & Patil, 2009), sin olvidarnos de **producción de oxígeno y secuestro de carbono** (Minke, 2004; De Felipe & Briz, 2014), **regulación de la humedad ambiental** (Minke, 2004), **aislamiento acústico** del edificio (De Felipe & Briz, 2014). Incluso pueden ser un instrumento para el fomento de la **educación ambiental** (Peck, 2014).

A nivel económico, se produce un **aumento del valor de la propiedad** (Acks *et al.*, 2006), así como una **disminución del gasto energético** relacionado con la climatización (Liu & Baskaran, 2003; Acks *et al.*, 2006), contribuyendo así a **combatir el cambio climático**.

Una investigación muy ambiciosa en el análisis coste-beneficio de esta tecnología llevado a cabo en Estados Unidos de América para edificios públicos en el año 2011, con el nombre de *Green Save Calculator*, reveló que, si se tienen en cuenta algunos de los beneficios presentados anteriormente a nivel económico, el retorno de la inversión en cubiertas verdes es de un 220% para una superficies de 460 m² o 247% para 4.600 m² (Peck, 2014).

Por todo ello, esta tecnología tiene repercusiones ecológicas y socio-económicas (Tyrväinen, 2001; Lütz & Bastian, 2002).

2.4 Tipos de cubiertas verdes

Originalmente los techos verdes se clasificaron en dos tipos: los intensivos o cubiertas ajardinadas y los techos o cubiertas extensivos.

Los **techos o cubiertas verdes intensivas** (Figura 2) presentan un sustrato más profundo que 15 cm y pueden ser incluso transitables. Permiten albergar una amplia gama de especies vegetales incluyendo fanerófitos y/o caméfitos. Sin embargo, son muy pesados (300-550 kg/m²), caros de construir y requieren un alto mantenimiento.



Figura 2. Techo verde intensivo del International Hall de Fukuoka en Japón (izquierda) y techo verde extensivo del Halifax Seaport Farmers' Market en Nueva Escocia (derecha).

Las **cubiertas verdes extensivas** (Figura 2) se caracterizan por tener una vegetación tapizante tolerante al estrés hídrico, al viento y a condiciones de sustrato poco profundo, además de ser más ligeras (100-150 kg/m²) que las cubiertas verdes intensivas. La vegetación no suele alcanzar un crecimiento de más de 10 cm de altura y suele tratarse de plantaciones de herbáceas (césped) o suculentas (*Sedum* sp.), generalmente que precisan poco mantenimiento, incluso sin fertilización o riego (Dunnet & Nolan, 2004; Köhler, 2006; MacIvor & Lundholm, 2011). Un dato interesante a efectos comparativos es que las cubiertas de grava en las azoteas pesan entre 90 y 100 kg/m², lo que indica su fácil sustitución por cubiertas verdes extensivas.

Actualmente se considera un tercer tipo de cubierta verde que presenta características de los dos tipos anteriores y es conocido como **techo o cubierta verde semi-extensiva** (Figura 3) (Dunnet & Nolan, 2004). Se trata de un sistema de techo verde con sustrato ligero donde la profundidad del mismo es mayor que en los extensivos (> 15 cm), lo que permite incorporar un mayor número de especies leñosas. Estas especies, sin embargo, deben ser muy bien seleccionadas ya que se enfrentan a condiciones mucho más restrictivas que las de las cubiertas intensivas, donde el mantenimiento es alto. Si las especies son las adecuadas, este sistema no es tan caro como el techo verde intensivo y necesita menor mantenimiento.



Figura 3. Techo verde semi-extensivo del Moorgate Crofts Business Centre de Rotherham, Reino Unido.

En resumen, las cubiertas verdes semi-extensivas son más baratas que las intensivas y visualmente más atractivas y más biodiversas que las extensivas (Dunnet & Nolan, 2004).

2.5 La importancia de la percepción

Existen pocos estudios acerca del valor estético de las cubiertas verdes y la manera en que están diseñados puede influir en la percepción u opinión de la gente hacia ellos. Algunos autores como Yuen & Nyuk Hien (2005) concluyeron, mediante encuestas, que la mayor parte de la población es favorable a la instalación de estas estructuras en su ciudad. Sin embargo, la preferencia por las casas vegetadas viene condicionada por el tipo de vegetación utilizada (White & Gatersleben, 2011).

Trabajos como este demuestran la importancia del aspecto estético en este tipo de proyectos para su éxito social. Estudios posteriores han evaluado las preferencias con

respecto a diferentes alternativas de diseño de techos verdes. Los resultados evidenciaron, en líneas generales, que los techos verdes intensivos o cubiertas ajardinadas compuestos por árboles y arbustos son los preferidos. La preferencia se reduce según se va reduciendo el porte y la variedad cromática y de forma de la vegetación, hasta llegar a los techos verdes extensivos de césped y finalmente los no vegetados y cubiertos de grava (Fernández-Cañero *et al.*, 2013).

Como resultados parciales del estudio, un aspecto interesante es la mayor puntuación otorgada a los techos verdes por los adultos encuestados frente a los adolescentes, y dentro de cada uno, la mayor puntuación otorgada por las mujeres frente a los hombres (Fernández-Cañero *et al.*, 2013). También están más valorados por aquellas personas que no poseen un jardín privado con árboles, frente a los que lo poseen, así como por aquellos que pasaron su infancia en un ambiente urbano o rural frente a los que la pasaron rodeados de ambiente forestal (Fernández-Cañero *et al.*, 2013).

Así, podemos aprender que los resultados marcan el mayor éxito de estas estructuras en ambientes urbanos, y ponen en valor la importancia de la elección de especies, así como el diseño heterogéneo en porte, formas y colores de la vegetación, para un mayor éxito social de este tipo de proyectos (Fernández-Cañero *et al.*, 2013). Estos atributos permiten también aumentar la biodiversidad potencial de los techos verdes, alcanzando así un doble objetivo, el ecológico y social (Francis & Lorimer, 2011).

2.6 Situación de las cubiertas verdes en el mundo

El uso de los techos verdes, aún no ha sido, en general, convenientemente regulado por una legislación ni tampoco existen incentivos generales para su implantación (Dvorak & Volder, 2010; Williams *et al.*, 2010; Francis & Lorimer, 2011; Zhang *et al.*, 2012).

Solamente en algunas ciudades del mundo, sobre todo en el norte de Europa y América del Norte, han comenzado a incentivar las cubiertas verdes urbanas mediante subsidios o algún tipo de regulación que obligue a compensar la pérdida de funcionalidad ecológica generada por la urbanización convencional (Clark *et al.*, 2008; Peck, 2014). Este es el caso de Berlín, Toronto, Chicago, Copenhague, México D.F. o Nantes, entre otros (De Felipe & Briz, 2014).

Así, en algunas regiones de Europa, como en Gran Bretaña o en los Alpes Suizos, existe tradición en el uso de cubiertas verdes desde hace varios siglos, mediante la construcción de casas con tejados de turba (Acks *et al.*, 2006). Pero no fue hasta principios de los años 70 del siglo pasado cuando se empezaron a utilizar para mejorar los entornos urbanos, destacando Alemania (Peck, 2014), gracias entre otros, a los trabajos del profesor Gernot Minke de la Universidad de Kassel. En 2001, el 14% de los edificios nuevos con cubiertas planas presentaban cubiertas verdes, lo que suponía una superficie de 13,5 millones de m² (Acks *et al.*, 2006).

En 2011, mediante la solicitud del Instituto Alemán para Tecnología de la Construcción de Berlín (DIBt), la Organización Europea de Aprobación Técnica (OEAT) publicó el Procedimiento de Evaluación Común para valorar las cubiertas verdes y que se pudiera obtener por las empresas la Aprobación Técnica Europea (ATE). Hasta esa fecha, no existían criterios técnicos oficiales a la hora de instalar esta tecnología (<http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/index.php>).

Por otra parte, en América del Norte, no fue hasta 1999 cuando iniciativas locales de diferentes ciudades, como Toronto, Portland o Chicago, comenzaron a apoyar programas de cubiertas verdes (Peck, 2014). Poco a poco se fueron uniendo más y más ciudades, algunas de la importancia de Nueva York o Washington D.C. (Peck, 2014).

Pero no fue hasta 2009 cuando se dio un gran paso, ya que en la ciudad de Toronto se adoptó la instalación de techos verdes por ley para nuevas edificaciones, además de especificar técnicamente cómo debía ser la construcción estándar de estas cubiertas en sus edificios (Peck, 2014). En el caso de no querer instalar un techo verde, se debe compensar económicamente para implementarlos en otro lugar (Peck, 2014).

Actualmente, existen multitud de empresas ocupadas de comercializar y apoyar investigación relativa a cubiertas verdes. A nivel internacional existen algunos ejemplos famosos de cubiertas verdes como la biblioteca de la Universidad de Warsaw, Polonia (Figura 4), construida en 2002, que presenta más de 10.000 m² de techo verde entre zonas extensivas, semi-extensivas e intensivas (Lukaszkiwicz & Piatek-Kozuchowska, 2014).

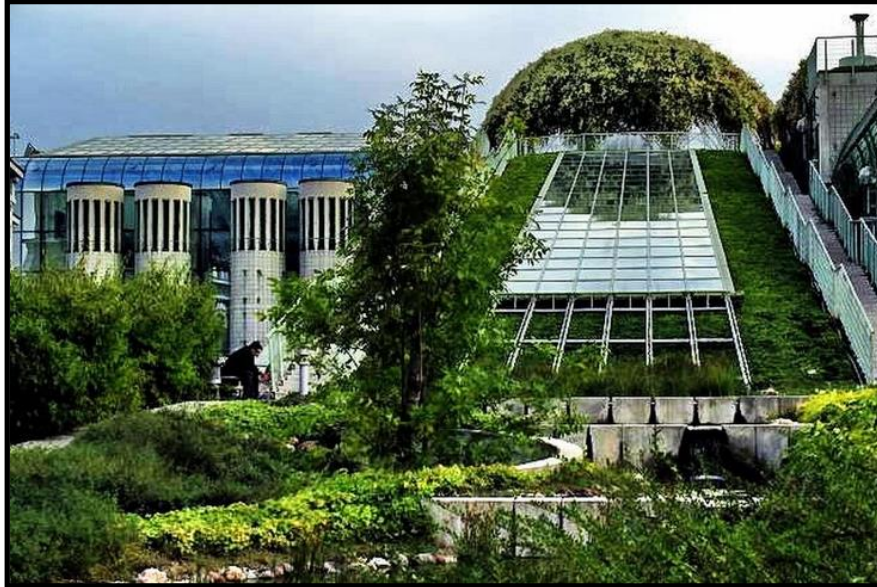


Figura 4. Techo verde de la Warsaw University Library en Polonia

- Situación de las cubiertas verdes en la Región mediterránea

En la Región mediterránea, existe una falta de conocimiento al respecto, al igual que de iniciativas gubernamentales de apoyo a esta tecnología (Kotsiris *et al.*, 2012). Aun así, se han llevado a cabo experiencias piloto en Italia y Grecia (Volterrani *et al.*, 2010; Nektarios *et al.*, 2011).

Un experimento interesante en esta línea fue llevado a cabo por Ntoulas *et al.* (2012), dónde trataron de buscar nuevas soluciones para el uso de cubiertas verdes en ciudades griegas. Para ello se apostó por el uso de una especie de planta autóctona tipo pasto (*Zoysia matrella*) y se probaron dos regímenes de riego para dos profundidades de sustrato (7,5 y 15 cm) de una mezcla hecha a partir de materiales localmente disponibles. La conclusión fundamental del estudio fue que la especie elegida respondía positivamente al aumento en la profundidad del sustrato, presentando un mayor éxito de establecimiento, un mayor crecimiento y una mayor tolerancia a la sequía; y que sólo a partir de determinado régimen de riego era sostenible en el tiempo (Ntoulas *et al.*, 2012).

Otro caso similar es el del estudio de Kotsiris *et al.* (2012), en el que testaron la especie *Lavandula angustifolia* para techos verdes semi-extensivos en los que evaluaron dos profundidades de sustrato (20 y 30 cm) y tres tipos de sustrato diferentes. *L. angustifolia*

vio aumentado su crecimiento y mejoró su estado fisiológico para sustratos de 30 cm con respecto a los de 20 cm. Se concluyó que la especie podría utilizarse en techos verdes semi-extensivos con sustratos de 20 cm, aunque un sustrato de 30 cm era más conveniente de cara a afrontar las duras condiciones del verano mediterráneo y proporcionar un mayor crecimiento a los individuos.

En el estudio de Nektarios *et al.* (2011) se evaluó la especie *Dianthus fruticosus* para dos tipos y profundidades de sustrato diferentes (7,5 y 15 cm). Sus conclusiones fueron muy similares al estudio de Kotsiris *et al.* (2012), ya que la especie tuvo éxito en el sustrato somero, pero presentó un mayor crecimiento en sustrato profundo.

- Situación de las cubiertas verdes en España

A pesar de que el mayor techo verde de Europa se encuentra en España, más concretamente el techo verde intensivo de 100.000 m² que se encuentra en la ciudad financiera del Banco Santander en Boadilla del Monte terminado en el año 2009 (Figura 5), lo cierto es que la utilización de esta tecnología en nuestro país es testimonial. Existen otros ejemplos importantes como los 70.000 m² del techo verde semi-extensivo del Pabellón 6 “Aguas Compartidas” del Parque Expo Zaragoza Empresarial realizado en el año 2008 (Figura 6), o la cubierta verde extensiva de 3.200 m² del aeropuerto de Ibiza realizado en el año 2010 (Figura 7).



Figura 5. Techo verde intensivo de la ciudad financiera del Banco Santander en Boadilla del Monte (Madrid, España).



Figura 6. Techo verde semi-extensivo del Pabellón 6 del Parque Expo de Zaragoza (España).



Figura 7. Techo verde extensivo del aeropuerto de Ibiza (España).

Ha habido iniciativas relacionadas con la “naturación urbana” desde comienzos de los años noventa, cuando se fundó PRONATUR (PROMoción de la NATuración Urbana y Rural), una asociación dedicada a la colaboración de docentes, investigadores, profesionales y ciudadanos en general para el enverdecimiento de las ciudades (Briz *et al.*, 2014). Uno de los logros más importantes ha sido el de conseguir que las ciudades más importantes de España como Madrid, Barcelona, Valencia, Zaragoza o Sevilla presenten hoy en día programas locales para el desarrollo de infraestructuras verdes (Briz *et al.*, 2014).

A nivel comercial, la mayoría de las empresas que comercializan este producto en España presentan el sistema de cubiertas ecológicas ZinCo, un sistema patentado de capas de diseño norte-europeo consistente en un aislante, una lámina antirraíz, mantas protectoras para la lámina antirraíz y acumuladoras de agua y nutrientes, una capa de drenaje que conduce el exceso de agua, y finalmente el sustrato y la vegetación (Figura 8) (<http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/index.php>).

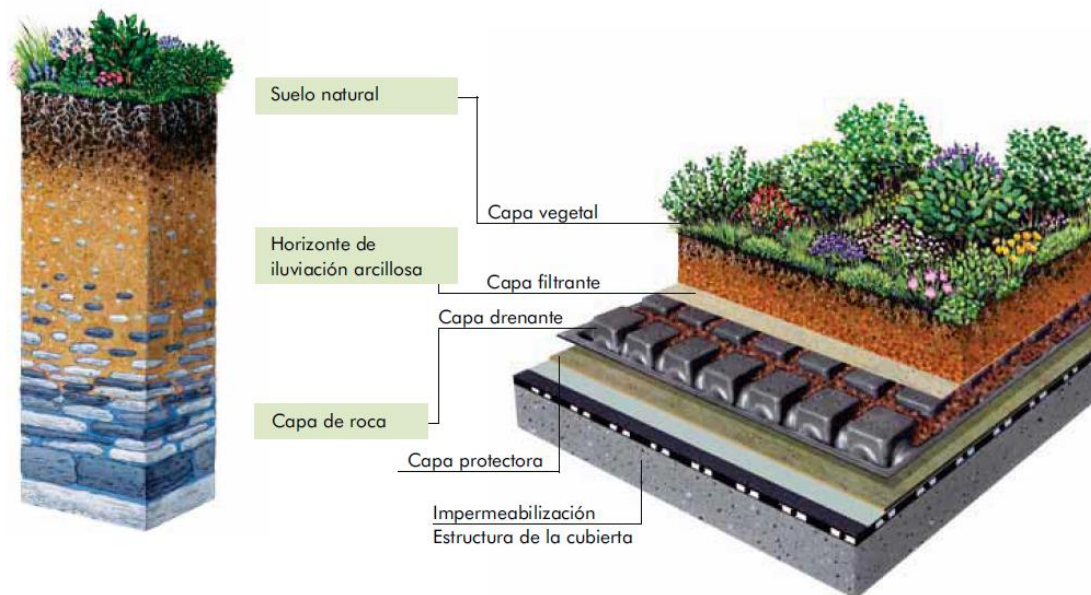


Figura 8. Estructura de capas característica de los Sistemas de Cubiertas Verdes ZinCo (<http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/index.php>).

Presentan sustratos patentados para las diferentes agrupaciones vegetales que comercializan, que van desde tapizantes florales, sedums o praderas, hasta aromáticas, arbustos y árboles (<http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/index.php>).

2.7 Propuesta piloto sobre cubiertas verdes semi-extensivas para ambientes mediterráneos continentales

Como hemos visto en apartados anteriores, la industria de las cubiertas verdes, a pesar de su juventud, está bien desarrollada en aquellos lugares donde se ha invertido en ella desde hace décadas, como el norte de Europa y América. En España, dónde no hay tradición en la utilización de cubiertas verdes y predomina el clima mediterráneo, la comercialización se ha iniciado más tarde utilizando e implementando la tecnología y modelos del norte de Europa. Sin embargo, dichos modelos muy a menudo no son adecuados para desarrollarlos bajo condiciones climáticas mediterráneas, lo que lleva a un aumento del coste por mantenimiento o a una menor disponibilidad de diseños con respecto al ofertado en dichos países.

Además, la mayoría de los productos comercializados presentan una orientación puramente agronómica o de jardinería. Sin embargo, existen propuestas que pretenden ir más allá y proponen utilizar esta tecnología como herramienta para la restauración ecológica o la conservación y fomento de la biodiversidad en ambientes urbanos. Muchas de las investigaciones actuales en cubiertas verdes están encaminadas a la viabilidad para conservación de aves (Fernández-Cañero & González-Redondo, 2010), especies raras de invertebrados (Kadas, 2006), líquenes (Köhler, 2006) o plantas (Brenneisen, 2006), sobre todo en Suiza y Reino Unido.

Basándonos en las investigaciones orientadas en esta dirección conservacionista, en este proyecto queremos proponer un modelo de cubierta verde diferente, en la que, sin perder las múltiples ventajas que ofrecen los techos verdes mencionados en los apartados previos, se fomente la biodiversidad local mediante la reproducción de algunas comunidades de plantas naturales “adaptadas” a las duras condiciones climáticas del clima mediterráneo continental y que forman parte de la identidad cultural de la zona. Una forma de conseguir esta conexión puede ser mediante la

inclusión de especies con tradición etnobotánica o que formen parte de los símbolos o tradición local.

Para nuestra propuesta, apostamos por plantas leñosas de bajo porte (caméfitos y subarbustos) y herbáceas perennes de comunidades leñosas mediterráneas por varias razones. Por un lado, estudios como el de Fernández-Cañero *et al.* (2013) demuestran su mayor preferencia social frente a las plantas anuales. Por otro lado, la utilización de plantas anuales de clima mediterráneo implica que durante el verano se sequen aunque se rieguen, ya que muchas de ellas son monocárpicas, lo que aumenta los riesgos de incendios, además de presentar un aspecto visual que no es bien valorado por el público. Los caméfitos, subarbustos y hierbas perennes anuales no suelen llegar a secarse si se mantiene moderadamente hidratados en verano. Por otro lado, las plantas leñosas de bajo porte y herbáceas perennes mediterráneas suelen consumir poca agua y toleran períodos de estrés hídrico relativamente largos. Finalmente, los techos verdes con estas especies presentarán costes de construcción y mantenimiento menores que si se usan grandes plantas leñosas.

Para el desarrollo de esta idea apostamos por un sistema de cubierta verde semi-extensiva, dado que presenta un buen equilibrio entre el compromiso de la aceptación social (Fernández-Cañero *et al.*, 2013) y las exigencias económicas y de diseño de su construcción (Dunnet & Nolan, 2004).

Un aspecto relevante que condiciona el funcionamiento de los techos verdes, especialmente en lugares secos, es la profundidad del sustrato, como se vio en el experimento de Ntoulas *et al.* (2011). En ambientes secos o en circunstancias en las que se requiera un bajo mantenimiento, consideramos que la profundidad del sustrato es un factor clave. Una mayor profundidad del sustrato permite aumentar la retención de agua y nutrientes (Ntoulas *et al.*, 2011), permitiendo, además, albergar plantas leñosas de pequeño porte, lo que en un techo verde extensivo no sería posible. Así, consideramos que la profundidad del sustrato puede determinar el mantenimiento reducido y la viabilidad de un techo verde dominado por plantas leñosas.

El fomento de la biodiversidad en espacios urbanos mediante la construcción de techos verdes con una elevada variedad de plantas tiene varias ventajas. La primera, es puramente ecológica, ya que una mayor diversidad proporciona más resiliencia y resistencia al sistema en caso de perturbaciones o estreses severos. Esto se traduce, por

ejemplo, en la supervivencia de unas especies frente a otras en caso de sequía o heladas severas, contaminación, etc., consiguiendo la supervivencia del techo. Dado que las grandes ciudades son importantes barreras para el flujo de numerosos organismos, otra ventaja de tipo ecológico es que una ciudad con muchos techos verdes muy diversos podría ayudar a permeabilizar las ciudades al movimiento de los organismos. Una tercera ventaja es que estos techos verdes podrían fomentar actividades económicas y de ocio, ya que puede ser empleado para el ecoturismo, la contemplación, educación ambiental o, simplemente, como atractor de especies animales de interés como aves o insectos.

3. Objetivos

El objetivo fundamental de este trabajo consiste en evaluar la viabilidad de la recreación parcial de dos comunidades de plantas como una opción para la construcción de cubiertas verdes. La primera comunidad modelo es el espartal de *Stipa tenacissima* del sur de la Comunidad de Madrid (CAM), sobre suelos básicos. La segunda son los jarales de *Cistus ladanifer* del norte de la CAM, sobre suelos ácidos. Los objetivos parciales del estudio son:

- Testar la viabilidad de ensamblar determinadas especies de plantas arbustivas y herbáceas autóctonas, que suelen coexistir en las mismas comunidades de plantas, en una cubierta verde semi-extensiva dentro de un contexto mediterráneo. La viabilidad se determinará en función de la supervivencia, crecimiento y el estado fisiológico de las plantas.
- Analizar el papel de la profundidad del suelo en las características señaladas en el objetivo anterior.
- Determinar el nivel de mantenimiento mínimo necesario para su correcto funcionamiento, tanto biológico como estético.

4. Material y Métodos

4.1 Diseño experimental

El estudio se llevó a cabo en el Real Jardín Botánico Juan Carlos I de la Universidad de Alcalá (40°30'25"N. 3°20'45"O, a 600 m.s.n.m) desde el 23 de Abril de 2014 al 27 de Agosto de 2014. Se establecieron ocho parcelas experimentales orientadas al noreste de 2,2 x 1,8 m (3,96 m²). Las parcelas se establecieron en dos parterres o túneles de cultivo (cuatro parcelas por túnel) dispuestos a nivel del suelo (Anexo IV). Se han definido cuatro tratamientos (dos tipos de comunidad vegetal × dos profundidades de sustrato) y cada tratamiento constó de dos repeticiones (ocho parcelas experimentales). La distribución de las parcelas entre los dos parterres fue aleatoria (Tabla 1). Además, se plantaron 2-3 individuos por especie de seis de las especies empleadas en el estudio en dos tipos de macetas cuyas alturas eran las mismas que las dos profundidades ensayadas.

Tabla 1: Distribución espacial de las parcelas en ambos túneles de cultivo indicando el número de parcela, la comunidad vegetal que lo ocupa y la profundidad de sustrato generada.

Parterre	Número de Parcela	Comunidad	Profundidad de Sustrato
I.1	7	Suelo Básico	20 cm
	3	Suelo Ácido	20 cm
	1	Suelo Ácido	30 cm
	5	Suelo Básico	30 cm
II.1	6	Suelo Básico	30 cm
	8	Suelo Básico	20 cm
	2	Suelo Ácido	30 cm
	4	Suelo Ácido	20 cm

4.2 Comunidades vegetales recreadas y diseño espacial de la plantación

Las especies vegetales seleccionadas corresponden a dos tipos de comunidades vegetales de la CAM. Una es el jaral pringoso de *Cistus ladanifer*, propia de suelos ácidos de la sierra de Madrid, mientras que la otra es el espartal de *Stipa tenacissima*, una comunidad propia de los suelos básicos del sur de Madrid. La relación de especies de plantas principales que lo forman, así como el número de individuos utilizados tanto en las parcelas como en las macetas se muestran en el Anexo I. Las especies botánicas seleccionadas están adaptadas a ambientes de fuerte estrés hídrico estival y bajas temperaturas invernales, condiciones características del clima mediterráneo continental. Además, son parte de la cultura de los lugares a los que pertenecen. En el caso del sur de la CAM existe tradición en el uso del esparto desde tiempos romanos según describió Plinio en el siglo I a.C. para la confección de calzado, cestos, alforjas... (Izco, 1984) y en el caso de los jarales pringosos de la sierra norte eran utilizados para alimentar al ganado ovino y caprino en otoño e invierno (Izco, 1984).

La distribución espacial de las plantas fue irregular, respetando determinados criterios, a fin de simular lo máximo posible las condiciones naturales y conseguir la heterogeneidad de formas y colores defendida como crucial para una mayor aceptación social del resultado (Fernández-Cañero *et al.*, 2013). El diseño de plantación se realizó teniendo en cuenta dos aspectos. Por un lado, el diámetro potencial de la parte aérea de las especies (Anexo II), de tal manera que con el tiempo se pudiera alcanzar prácticamente el 100% de cobertura vegetal, con el fin de generar los máximos beneficios posibles en cuestiones de aislamiento térmico y acústico, captación de contaminantes, etc. (Minke, 2004). Por otro lado, se estableció un compromiso entre el espacio potencial que podría ocupar la parte aérea de los individuos y el espaciado entre especies muy heliófilas, de fuerte transpiración y/o de fuerte desarrollo de sus raíces superficiales. El resultado completo del diseño puede verse en el anexo III.

A modo de ejemplo de los criterios de diseño espacial utilizados, en la figura 9 podemos ver como se han mantenido separadas a las jaras, majuelo y rosa por ser especies de alta transpiración.

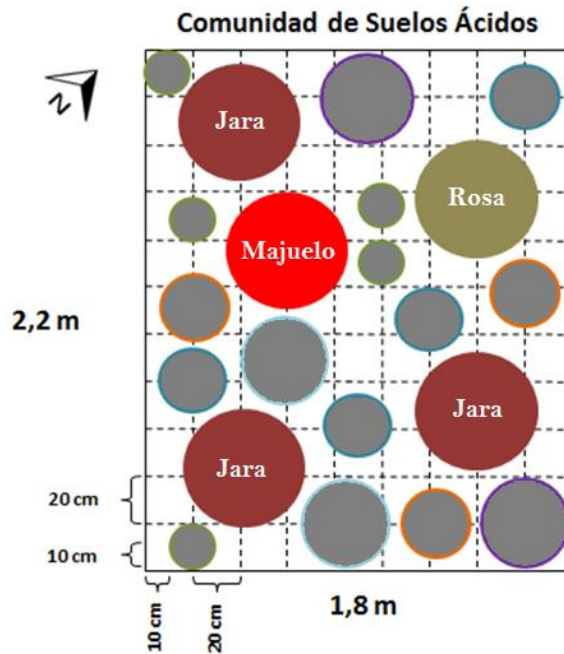


Figura 9. Diseño espacial de plantación de la comunidad de suelos ácidos (jaral pringoso) donde se muestran resaltadas las especies de mayor transpiración, en gris el resto de especies (Anexo II).

Mientras que en este otro caso (Figura 10) vemos a romeros y tomillos separados por ser especies muy heliófilas con gran desarrollo de sus raíces superficiales.

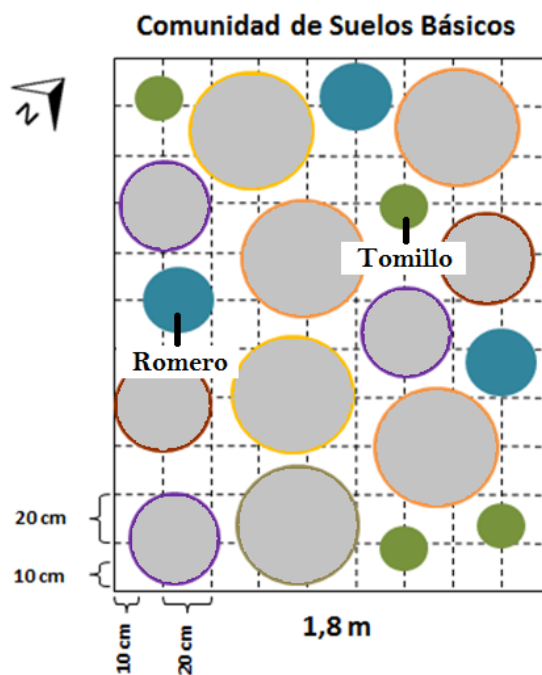


Figura 10. Diseño espacial de plantación de la comunidad de suelos básicos (espartal) donde se muestran resaltadas las especies más heliófilas, en gris el resto de especies (Anexo II).

4.3 Construcción de las parcelas

Las parcelas experimentales fueron construidas a partir de la excavación de los dos parterres (I.1 y II.1). Ello permitió obtener el espacio adecuado y dar a la parcela la inclinación necesaria para el correcto drenaje del agua. Como capa impermeable se utilizó una lámina de PVC de 0,5 mm de espesor que se fue haciendo aflorar entre parcelas para conseguir la separación y estanqueidad de las mismas. Para simular las condiciones de una cubierta verde, cada parcela presentó una inclinación del 2% con orientación descendente noroeste-sureste, con tres aberturas en la capa impermeable en su cara sureste de 5 cm de diámetro (Figura 11) a modo de desagüe del exceso de agua como es recomendado por Minke (2004). A continuación, se instaló una capa de drenaje de 5 cm de espesor mediante el uso de gravilla de 0,5-2 cm de diámetro. Además, se depositó una capa de sustrato ligero de 15 cm para las cuatro parcelas de suelo somero y de 25 cm para las restantes parcelas, de suelo profundo (Figura 12). El sustrato utilizado está basado en el propuesto por Ntoulas *et al.* (2012), pero adaptándolo funcionalmente a los materiales localmente disponibles. Consistió en una mezcla de 15% de suelo arcilloso extraído de la excavación de los túneles de cultivo, 20% de turba de *Sphagnum* rubia fertilizada 0,6 g/l (White C1, Kekkilä, Finlandia), 25% de perlita (granulometría 1-4 mm, densidad 85-110 kg/m³, A-13 PROJAR, España) y 40% de vermiculita (granulometría de 1 a 4 mm, densidad 60-90kg/m³, PROJAR, España). La secuencia de construcción puede verse en el anexo IV.

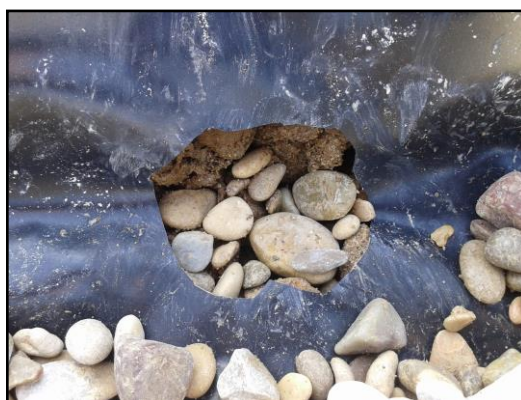


Figura 11. Abertura para el drenaje de agua de 5 cm de diámetro de la parte baja de las parcelas experimentales.

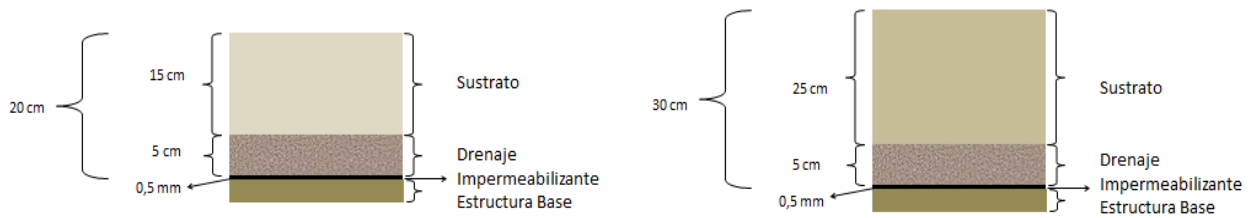


Figura 12: Corte transversal de las capas que conforman el experimento, mostrándose la estructura base, capa impermeable, capa de drenaje y el sustrato (15cm izquierda, 25 cm derecha).

Finalmente, el 23 de Abril de 2014 se procedió a la plantación y al riego de las parcelas para saturar el sustrato. Además, para asegurar la máxima supervivencia de los individuos en la fase de establecimiento, se regó tres días a la semana hasta el 28 de Mayo de 2014 mediante riego por difusores colocados en una estructura metálica por encima de las parcelas, como se ve en la figura 13. El riego aportó $21,4 \text{ l/m}^2$ a la semana, haciendo un total de 678 l/semana para el conjunto de las parcelas.



Figura 13. Sistema de riego por aspersión instalado en las parcelas experimentales.

Pasado ese período, se cortó el riego por completo para estudiar la supervivencia y crecimiento en condiciones de sequía y con sustrato ligero en estas especies. No obstante, se llevaron a cabo dos riegos de apoyo de 5 l/m^2 durante el mes de agosto a fin de asegurar la supervivencia del experimento, dada la tendencia fisiológica observada en la última medición del verano.

Las plantas procedieron de Viveros Fuenteamarga S.L. (Valladolid) y fueron de una savia, habiendo sido cultivados en vivero de forma estándar. Los individuos fueron asignados aleatoriamente dentro de las posiciones correspondientes para su especie en el

diseño espacial establecido (Anexo II). Se observó un mal estado sanitario de algunas especies de rosáceas, siendo el más afectado *Crataegus monogyna*. Se llegó a la conclusión que podría ser consecuencia de la carencia de algún elemento durante su cuidado en el vivero de origen, pero como medida preventiva se fumigó un fungicida de amplio espectro (DITIVER, Thianosan Expres, España) a una concentración de 3 g/l, según recomienda el fabricante.

4.4 Mediciones de supervivencia, crecimiento, fisiología de las plantas y humedad del suelo.

El crecimiento, supervivencia, estado fisiológico de los individuos y la humedad del suelo se midieron en diferentes momentos desde la plantación hasta finales de Agosto de 2014.

Para la **medición de la humedad del sustrato** se utilizó un TDR (IMKO Micromodultechnik GMBH, Alemania) en diferentes momentos una vez cesado el riego de establecimiento. Esto permitió conocer el volumen de agua en el sustrato y analizar el efecto de la profundidad del suelo, así como valorar la necesidad de riego de apoyo en momentos críticos de estrés hídrico estival.

Para la **comprobación del estado fisiológico y vital de las plantas** se midió la máxima eficiencia fotoquímica del fotosistema II (Fv/Fm). Para ello se utilizó un fluorímetro de campo (Hansatech Instruments, Reino Unido), realizándose las mediciones a mediodía en todos los individuos. Pasadas dos semanas del inicio del riego (12 de Mayo), se llevó a cabo la primera medición para determinar el estado óptimo inicial del cuál partían los individuos, repitiéndose en dos ocasiones más (18 de Junio y 24 de Julio). Además, a mitad del verano (24 de Julio) se midió el potencial hídrico de las plantas al mediodía solar (12-15h) mediante una cámara de Scholander (SKYE - SKPM 1400, Reino Unido).

Para la **medición del crecimiento** se tomó la altura, diámetro del cuello de la raíz y diámetro de la copa de todos los individuos al comienzo y al final del período experimental. Con los datos de diámetro de la copa se calculó la superficie de proyección de la copa de cada planta asumiendo que la copa se aproxima a un círculo.

Con los datos de superficie proyectada de la copa, se calculó también la variación de la cobertura de la vegetación en cada parcela.

4.5 Análisis Estadísticos

Los datos fueron analizados mediante el paquete estadístico *Statistica 7.0* (Statsoft Inc.) y la hoja de cálculo *Excel 2010* (Microsoft).

La evolución de **F_v/F_m** de los individuos, su **crecimiento** y la **humedad del sustrato** a lo largo del tiempo de experimentación se analizó mediante un análisis de la varianza (ANOVA) de medidas repetidas. Las variables independientes fueron la comunidad a la que pertenecen los individuos (ácida o básica), la profundidad del sustrato (20 o 30 cm) y la especie, que se anidó en el factor comunidad.

La **supervivencia** de los individuos se analizó mediante una modelo general linealizado para datos que siguen una distribución binomial y la función de enlace fue un modelo logístico. Los factores analizados fueron los mismos que para las variables fisiológicas.

La **cobertura** de la vegetación a escala de parcela se analizó con un ANOVA de dos vías. A nivel de parcelas también se analizó la relación de la supervivencia y crecimiento con la humedad del sustrato y F_v/F_m, mediante regresión lineal.

5. Resultados

A nivel de individuos, los resultados del ANOVA de medidas repetidas para **F_v/F_m** y **humedad del sustrato** se muestran en la Tabla 2.

F_v/F_m se redujo a lo largo del período de estudio, especialmente durante el verano. El factor especie presentó un efecto significativo sobre F_v/F_m si bien cada especie evolucionó a un ritmo diferente (Anexo V). Es importante destacar que las especies comunes en ambas comunidades (*Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina*) no presentaron diferencias significativas entre sí (Anexo V).

Tabla 2. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para Fv/Fm y la humedad del sustrato. Las variables independientes para Fv/Fm son profundidad, comunidad, tiempo y especie, esta última anidada en comunidad, y las mismas para humedad del sustrato, excepto especie.

Factor	Fv/Fm			Humedad del Sustrato		
	g.l.	F	p	g.l.	F	p
Especie (Comunidad)	12	8,65	<0.001			
Comunidad	1	7,54	0,007	1	2,89	0,16
Profundidad	1	13,1	<0.001	1	10,4	0,032
Comunidad * Profundidad	1	0,57	0,45	1	0,861	0,41
TIEMPO	2	95,9	<0.001	4	30,3	<0.001
TIEMPO * Especie (Comunidad)	24	2,08	0,003			
TIEMPO * Comunidad	2	0,55	0,58	4	1,12	0,38
TIEMPO * Profundidad	2	18,3	<0.001	4	0,984	0,44
TIEMPO * Comunidad * Profundidad	2	0,37	0,69	4	0,501	0,73

F_v/F_m fue más alta para los individuos de la comunidad ácida que para los de la básica (Figura 14). Sin embargo, como se puede apreciar en el anexo V, estas diferencias estuvieron condicionadas por los altos valores de F_v/F_m de *Cistus ladanifer* en la comunidad ácida, con un valor medio de F_v/F_m = 0,797, y los bajos valores de F_v/F_m de *Thymus zygis* en la comunidad básica, con un valor medio de F_v/F_m = 0,693.

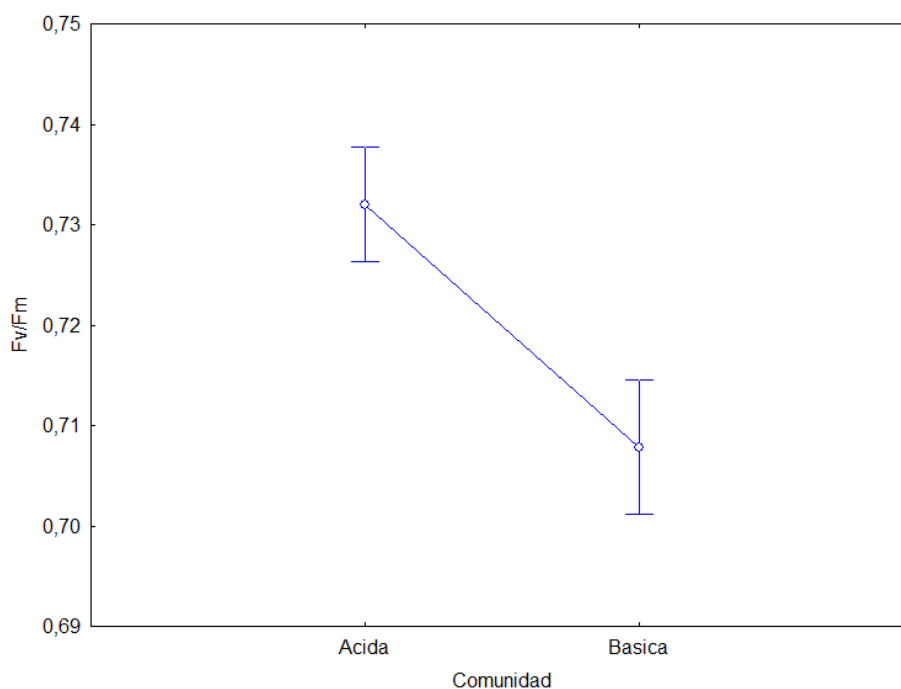


Figura 14: Diferencias de Fv/Fm (eficiencia fotoquímica del fotosistema II) entre los dos tipos de comunidad estudiadas. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

F_v/F_m fue en promedio significativamente mayor en las parcelas de 25 cm que en las de 15 cm. Sin embargo, esta diferencia sólo se apreció en la segunda mitad del verano, pero no en los dos primeros muestreos (interacción profundidad \times tiempo) (Figura 15).

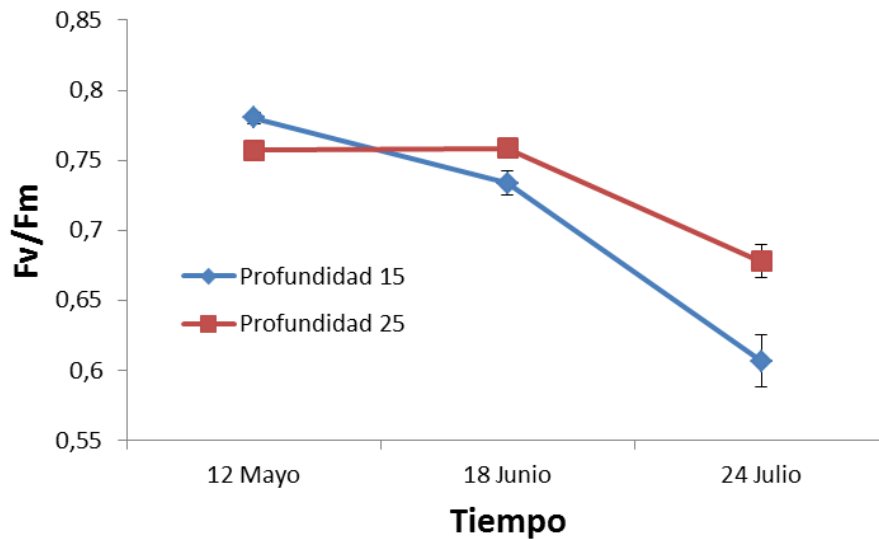


Figura 15: Evolución de F_v/F_m en el tiempo en relación con la profundidad del sustrato. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

La **humedad del sustrato** se redujo a lo largo del tiempo y las parcelas más profundas (25 cm) presentaron mayor humedad que las menos profundas (15 cm), siendo mayores las diferencias al final de la primavera y durante la primera mitad del verano (Figura 16).

Inicialmente las parcelas de 15 cm tenían tan sólo un 20% menos de humedad en el sustrato que las parcelas de 25 cm, pero al final del verano esta diferencia superó el 70%. El tipo de comunidad vegetal no ha tenido ningún efecto significativo en la humedad del sustrato.

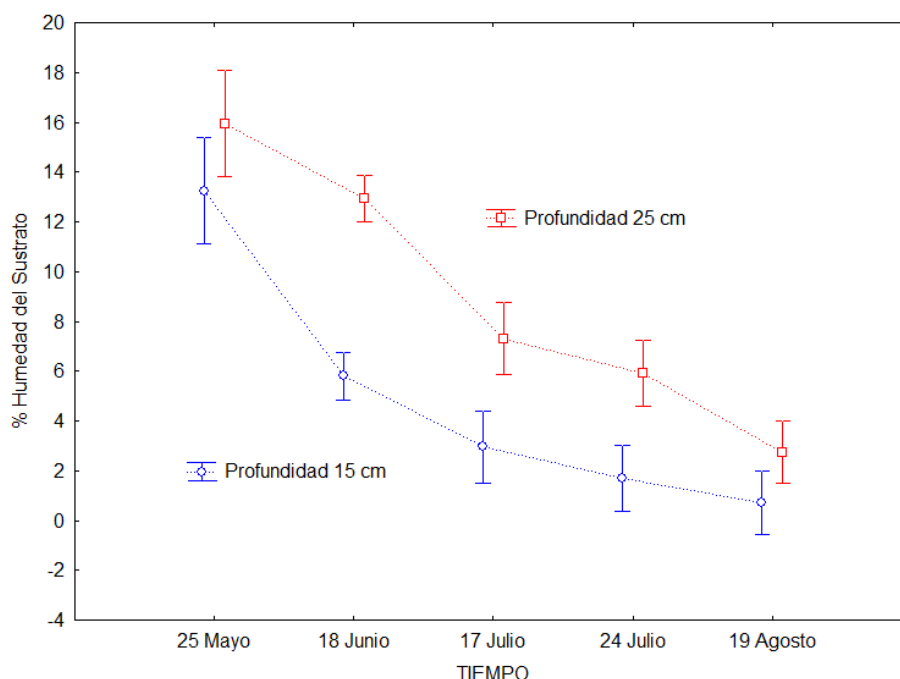


Figura 16. Evolución del porcentaje medio de humedad del suelo a lo largo del tiempo en las parcelas de ambas profundidades. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

Los resultados del ANOVA de medidas repetidas para el **crecimiento** en altura, diámetro del cuello de la raíz y de superficie proyectada se muestran en la tabla 3.

Tabla 3. Resultados del ANOVA de medidas repetidas para el crecimiento a nivel de incremento de altura, diámetro del cuello de la raíz y superficie proyectada. Las variables independientes son profundidad, comunidad, y especie, esta última anidada en comunidad.

	Incremento altura			Incremento diámetro			Incremento superficie		
	g.l.	F	p	g.l.	F	p	g.l.	F	p
Especie (Comunidad)	13	6,3	<0,001	13	4,81	<0,001	13	11,4	<0,001
Comunidad	1	10,4	0,0017	1	0,074	0,79	1	11,2	0,0011
Profundidad	1	27,1	<0,001	1	11,3	0,0011	1	9,15	0,003
Comunidad * Profundidad	1	0,21	0,65	1	1,68	0,20	1	3,0	0,09

Para el *incremento de altura*, se apreciaron diferencias significativas entre especies (Anexo V). Destacaron el alto crecimiento de *Jasminum fruticans* (222 mm) o *Rosmarinus officinalis* (168 mm). Esto contrasta con el escaso crecimiento de *Rosa canina* en la comunidad ácida (1 mm) o *Thymus zygis* (28 mm).

A nivel de comunidad, el incremento de altura fue mayor en la ácida para ambas profundidades de sustrato (Figura 17).

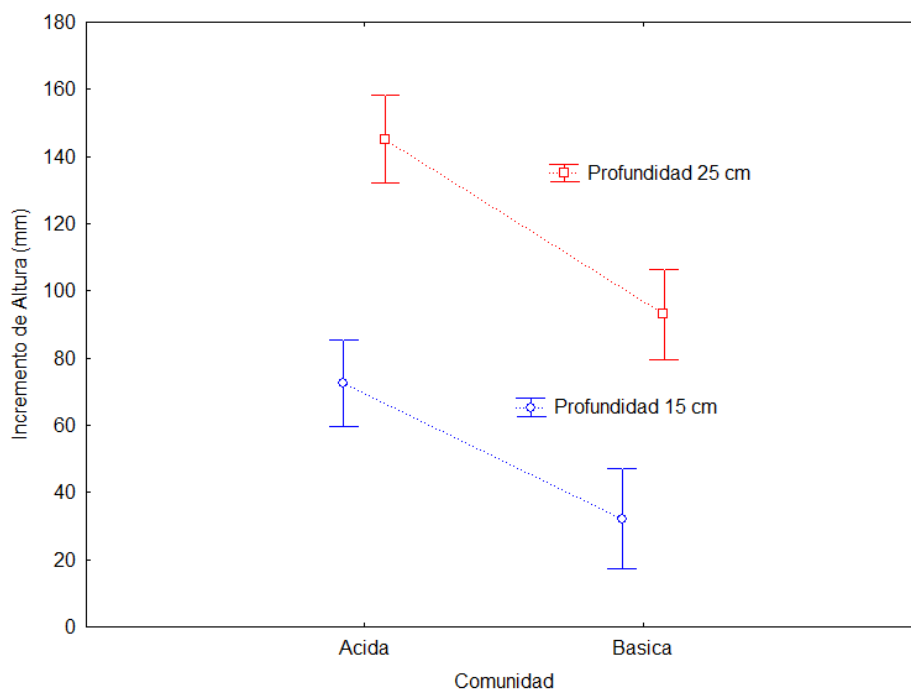


Figura 17. Diferencias de incremento de altura entre los dos tipos de comunidad en función de la profundidad del sustrato. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

El incremento del diámetro del cuello de la raíz también mostró diferencias significativas entre especies (Anexo V). Destacan el aumento en especies como *Crataegus monogyna* (3,1 mm) o *Rosa canina* en la comunidad básica (4,5 mm); mientras que *Rosa canina* en la comunidad ácida mostró un crecimiento muy pequeño (0,8 mm) al igual que *Lygeum spartum*, que apenas varió (0,5 mm).

La profundidad afectó de forma significativa al incremento del diámetro del cuello de la raíz, siendo un 35% más alto para 25 cm que para 15 cm.

En relación con el incremento de la superficie proyectada por la copa, se apreciaron de nuevo diferencias a nivel de especie (Anexo V). Destacaron, por su enorme expansión, *Rosa canina* de la comunidad básica (300.000 mm²); mientras que por su escasa expansión encontramos a *Lavandula latifolia* (221 mm²), e incluso especies que han reducido su superficie como *Crataegus monogyna* (-342 mm²) o *Jasminum fruticans* (-1180 mm²).

Las plantas crecidas en las parcelas de 25 cm tuvieron un 31% más de superficie proyectada de la copa que los individuos desarrollados en las parcelas de 15 cm. La comunidad afectó al incremento de tal forma que los individuos de la comunidad básica presentaron un 27% más de incremento que los de la ácida (Figura 18).

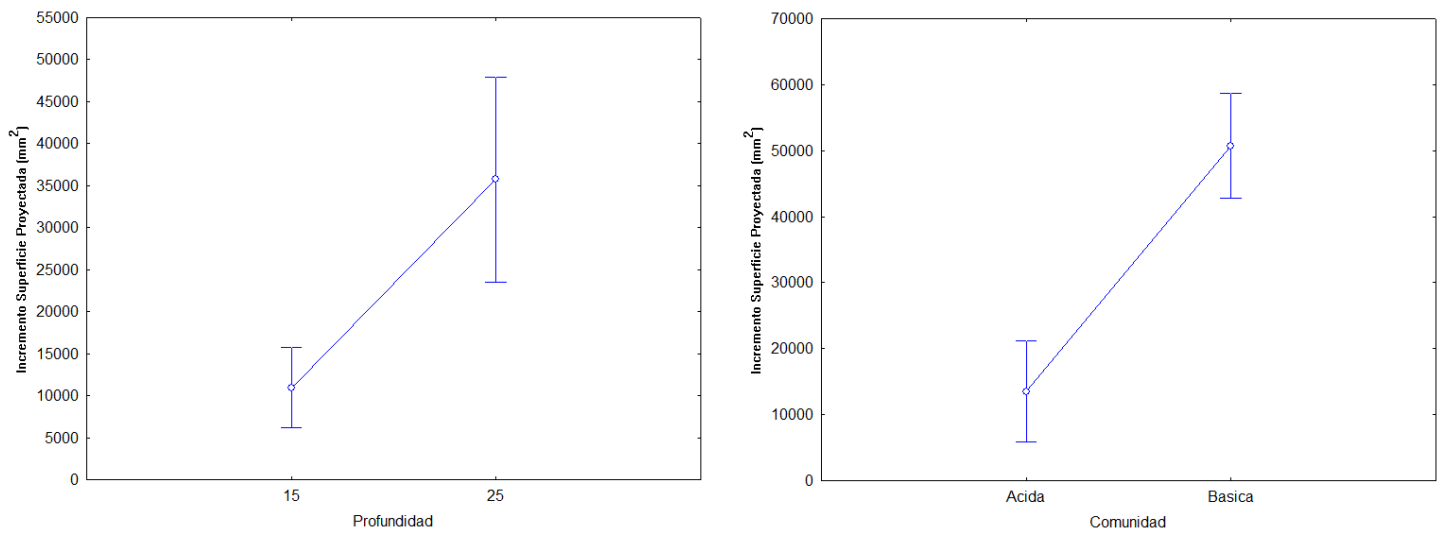


Figura 18. Diferencias de incremento en superficie proyectada entre profundidades (izquierda) y entre tipos de comunidad (derecha). Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

La **supervivencia** difirió entre especies ($\chi^2 = 40,2$; $p < 0,001$) (Figura 19). Destacó la supervivencia completa en *Cistus ladanifer*, *Lygeum spartum* y *Rosa canina*, frente al 25% de supervivencia para *Thymus zygis*.

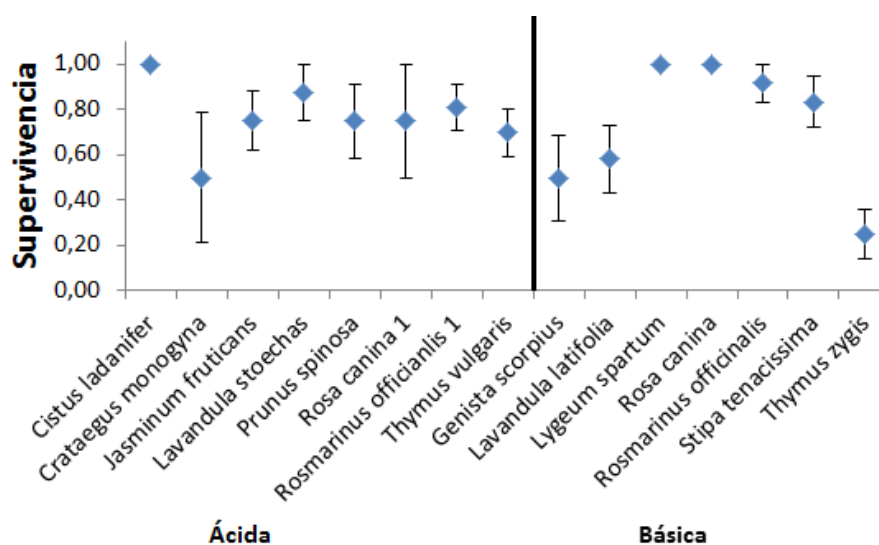


Figura 19. Supervivencia final de las especies. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar. Para las dos especies comunes en ambas comunidades (*Rosmarinus officianalis* y *Rosa canina*), se muestra como *Rosmarinus officianalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officianalis 1* y *Rosa canina 1* para los individuos de la comunidad ácida.

La supervivencia fue significativamente mayor en las parcelas de 25 cm que en las de 15 cm ($\chi^2 = 4,83$; $p = 0,027$) (Figura 20). Además, se observó una tendencia marginal de mayor supervivencia en la comunidad ácida que en la básica ($\chi^2 = 2,79$; $p = 0,094$).

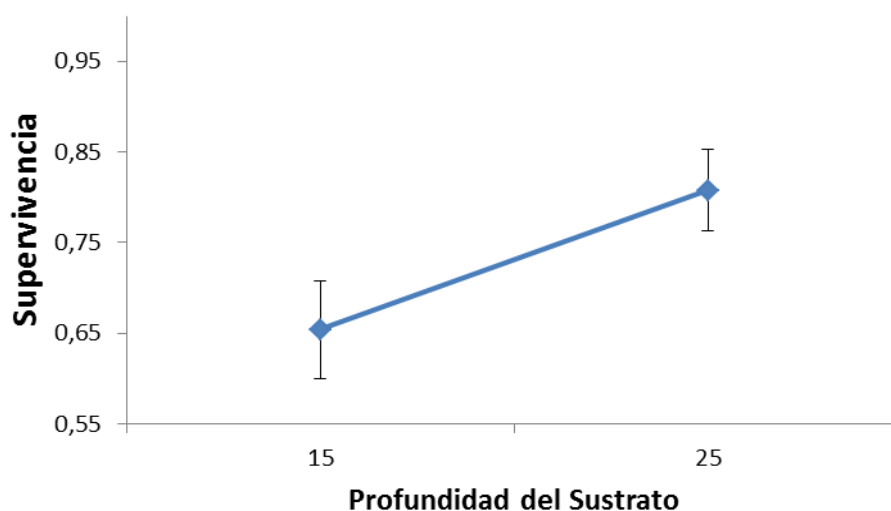


Figura 20. Supervivencia media a nivel de profundidad. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

A nivel de parcelas, los resultados de **cobertura de la vegetación** pueden verse en la tabla 4.

Tabla 4. Porcentaje de cobertura vegetal para las parcelas experimentales. Se muestra el número de parcela, profundidad del sustrato, comunidad, % cobertura inicial, final e incremento de la misma.

	Profundidad	Comunidad	Cobertura Inicial (%)	Cobertura Final (%)	Incremento Cobertura (%)
Parcela 1	25	Ácida	3,70	21,22	17,51
Parcela 2	25	Ácida	4,89	11,29	6,40
Parcela 3	15	Ácida	2,80	8,05	5,25
Parcela 4	15	Ácida	4,79	8,29	3,50
Parcela 5	25	Básica	1,98	27,64	25,66
Parcela 6	25	Básica	2,58	14,83	12,25
Parcela 7	15	Básica	2,52	9,30	6,78
Parcela 8	15	Básica	2,75	3,12	0,38

Se encontró una tendencia hacia una mayor cobertura en las parcelas de mayor profundidad frente a las de sustrato más somero ($F = 6,069$; $p = 0,069$; $g.l.=1$) (Figura 21). La cobertura no difirió entre los dos tipos de comunidad.

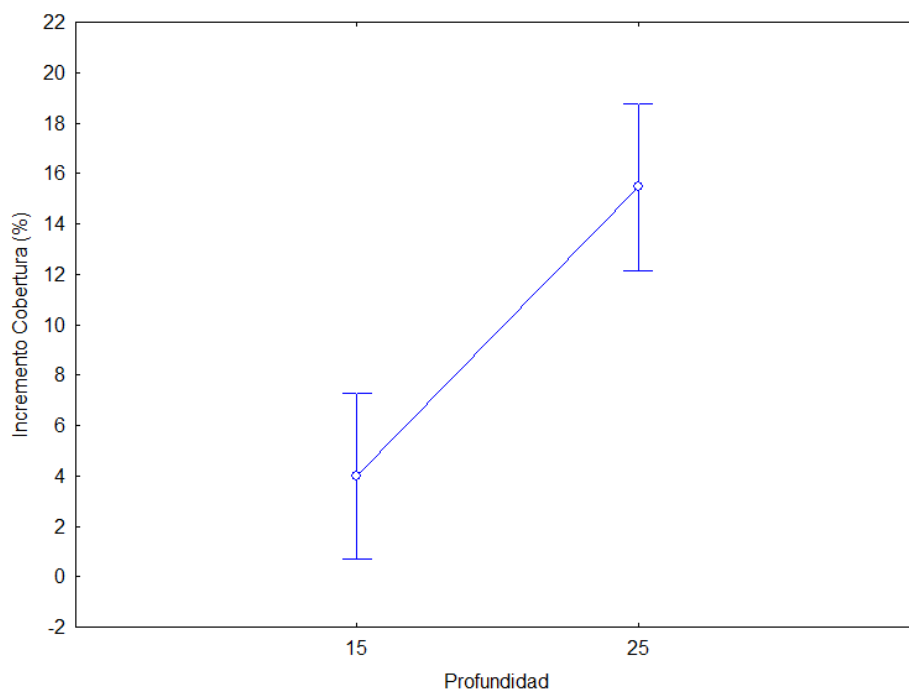


Figura 21. Diferencias en incremento de cobertura entre los dos tipos de profundidad estudiados. Los datos son medias y los corchetes son ± 1 error estándar.

El **incremento de cobertura** de la vegetación a escala de parcela se relacionó positivamente y de manera lineal con la F_v/F_m media de verano (18 de Junio y 24 de julio) ($r^2 = 0,88$; $F = 53,1$; $p < 0,001$) (Figura 22).

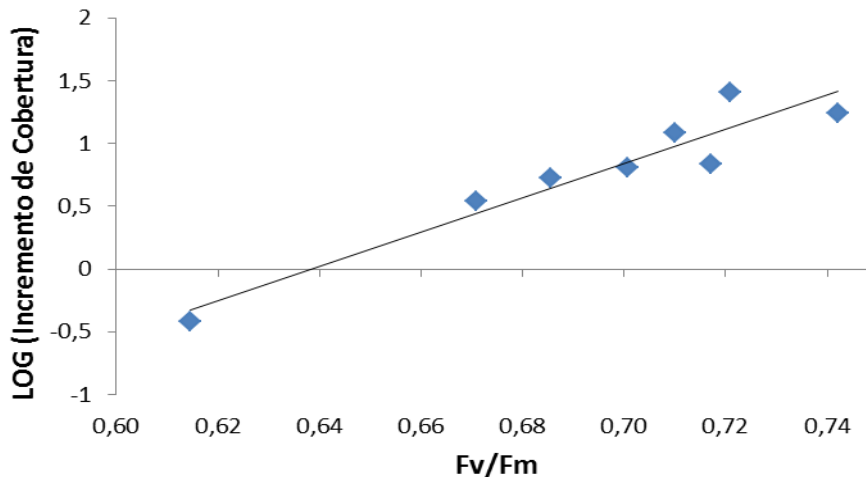


Figura 22. Regresión lineal entre el incremento de cobertura y la fluorescencia para las parcelas experimentales.

Ni el **incremento de altura**, el **diámetro del cuello de la raíz**, ni la **supervivencia** se relacionaron significativamente con F_v/F_m media en verano. Tampoco ninguna de las variables se relacionó significativamente con la **humedad del sustrato** media por parcela.

6. Discusión

Este experimento, a pesar de su corta duración, demuestra la factibilidad de construir techos verdes semi-extensivos reproduciendo parcialmente comunidades vegetales con una elevada diversidad de plantas autóctonas adaptadas al clima mediterráneo continental. Los resultados marcan también pautas para tomar decisiones importantes a fin de conseguir el éxito del proyecto.

Un **sustrato profundo** es clave para el desarrollo de los techos verdes en ambientes secos tal como indican el mejor estado fisiológico de las plantas en verano y el mayor crecimiento y supervivencia de las plantas en las parcelas de 25 cm frente a las de 15 cm. Un resultado semejante también se observó en el trabajo de Ntoulas *et al.* (2011),

donde la gramínea *Zoysia matrella* respondió positivamente al sustrato más profundo (15 cm) frente al somero (7,5 cm), presentando un mayor éxito de establecimiento, un mayor crecimiento y una mayor tolerancia a la sequía. También ocurrió así en el trabajo de Kotsiris *et al.* (2012), donde *Lavandula angustifolia* vio aumentado su crecimiento y mejoró su estado fisiológico para sustratos de 30 cm con respecto a los de 20 cm. Resultados similares se obtuvieron en el estudio de Nektarios *et al.* (2011).

Por esto se puede afirmar que con el nivel de riego utilizado, la mezcla de sustrato utilizada es viable siempre y cuando haya un mínimo de 25 cm de profundidad de sustrato. Un sustrato más profundo tiene el inconveniente de que el peso de la estructura será mayor, pero sin duda es necesario para el éxito del proyecto tanto a nivel ecológico como funcional y para poder mantener un nivel de mantenimiento moderado.

Una mayor profundidad de sustrato permite **almacenar más agua**, tal como indican los mayores valores de contenido en volumen de agua medido con el TDR con respecto al sustrato somero, lo que permitiría una situación de menor estrés hídrico estival para las plantas allí instaladas. Prueba de ello es que los valores de F_v/F_m , un indicador del grado de daño que experimentan las plantas (Schreiber *et al.*, 1995) fue menor en los individuos plantados en las parcelas de sustrato más profundo que en los de sustrato más somero. Esta conveniencia de un suelo más profundo se va haciendo más evidente conforme transcurre más tiempo de sequía estival, ya que las diferencias de humedad entre profundidades de sustrato se van acentuando hacia el final del verano a favor de los 25 cm (Anexo V). No obstante, aunque una mayor profundidad del sustrato permita a las plantas un mejor desarrollo durante el verano, son precisos varios riegos de apoyo a lo largo del mismo para minimizar las marras, al menos durante pone el primer año que suele ser un cuello de botella a nivel de supervivencia para las plantas (Dunnet & Nolan, 2004).

Los dos riegos de apoyo efectuados en agosto (5 l/m^2 cada uno) sirvieron únicamente para asegurar la supervivencia de los individuos. Es importante señalar que el nivel de irrigación de apoyo utilizado en nuestro experimento es muy bajo en comparación con el estándar en techos verdes intensivos, con varios riegos por semana durante todo el verano. Serán necesarios futuros trabajos para establecer la frecuencia y cantidad de riego que se precisa para mantener en buen estado fisiológico y estético las plantas del techo verde una vez estén bien establecidas y plenamente desarrolladas.

Algunas de las especies utilizadas en el proyecto parece que son difíciles de utilizar para un techo verde, al menos bajo las condiciones ambientales ensayadas. A pesar de ser especies adaptadas al clima mediterráneo continental, las condiciones más severas encontradas en el techo verde (con un sustrato mineralmente pobre, exposición al viento o la falta de sombra) hacen que no todas sean apropiadas. Si evaluamos su **estado fisiológico**, fue evidente su empeoramiento a lo largo del tiempo, consecuencia del estrés hídrico estival. Las más afectadas fueron *Jasminum fruticans* y ambas especies del género *Thymus*, que además tuvieron pobres crecimientos. En el otro extremo las especies que mantuvieron un mayor vigor fisiológico fueron *Rosa canina* de la comunidad ácida, *Prunus spinosa* y *Cistus ladanifer*. Las diferencias entre especies pueden deberse a diferencias interespecíficas en la resistencia al estrés hídrico y es de destacar que las especies grandes no tuvieron mayor mortandad que las de menor talla.

Thymus zygis es un caso a resaltar por su baja **supervivencia**, que contrasta con la mayor supervivencia de *T. vulgaris*, aunque su respuesta fisiológica fuera parecida. Este resultado nos ha resultado inesperado ya que, *a priori*, considerábamos a los tomillos como de las especies con mayor capacidad de supervivencia en techos verdes, por su ubicuidad en ambientes secos (Morales, 1997). Las diferencias entre especies de *Thymus*, además de reflejar diferencias interespecíficas en resistencia a la sequía, podría ser también debida a una mala calidad de planta, especialmente la de *T. zygis* debido al método de cultivo en el vivero de origen (Villar Salvador, 2003). En futuros proyectos sería bueno volver a evaluar esta especie.

Algunas especies como *Crataegus monogyna*, *Genista scorpius* o *Lavandula latifolia*, no han superado el 50% de supervivencia. En el caso de *C. monogyna* y *G. scorpius* presentaron un mala evolución desde el principio del experimento y ello creemos es consecuencia de un mal desarrollo en el vivero de origen. No obstante, los individuos de *C. monogyna* y *G. scorpius* plantados en macetas y con riego continuado presentaron un mejor aspecto y estado fisiológico (datos no mostrados), por lo que es posible que sea más conveniente su utilización en techos verdes con un mayor riego de mantenimiento o a menor densidad de plantación. A falta de una muestra de controles mayor, los resultados de la evolución de estas especies en el experimento no pueden ser entendidos como definitivos.

Para *L. latifolia*, además de su baja supervivencia, es de remarcar su escaso crecimiento en altura y del diámetro del cuello de la raíz, además de mostrar una reducción neta en la superficie proyectada. Por ello desaconsejamos su uso en este tipo de techos verdes con bajo mantenimiento, al menos para esta densidad de plantación.

Otro caso singular es el de *Rosa canina*, que ha experimentado un enorme desarrollo en las parcelas de comunidad básica pero muy pobre en las de la comunidad ácida. La explicación más plausible es la menor competencia por agua y nutrientes que puede haber tenido en las básicas por la menor densidad de plantación (n=18 frente a n=21). También pensamos que se ha visto favorablemente afectada por diferencias de micrositio dentro de las parcelas. A pesar de no haberse tenido en cuenta en el análisis de datos, existe un leve gradiente de humedad del sustrato ascendente hacia la parte sureste de las parcelas debido a la inclinación del 2% que presentan estas para su correcto drenaje, pudiendo favorecer a individuos que se encuentran plantados en esa zona. Sería recomendable realizar un análisis espacial de las variables estudiadas para verificar esta hipótesis en futuros trabajos y tener en cuenta las diferencias de micrositio en el diseño de los techos verdes. También recomendamos volver a testar esta especie con un mayor número de individuos.

Otras especies han mostrado un buen desarrollo como es el caso de *Cistus ladanifer* o *Lygeum spartum*, que han presentado supervivencia completa. Para *C. ladanifer*, además encontramos buenos datos de crecimiento en altura, diámetro del cuello de la raíz y valores muy altos de F_v/F_m en comparación con otras especies. A diferencia de *C. ladanifer*, *L. spartum* ha crecido más despacio pero es una especie con gran potencial para los techos verdes.

El resto de especies, como *Rosmarinus officinalis*, *Prunus spinosa*, *Stipa tenacissima* o *Lavandula stoechas*, han presentado en general buenos valores para las diferentes variables utilizadas, por lo que recomendamos su utilización para este tipo de proyectos.

Encontrar algunas de las especies para este experimento no ha sido fácil ya que la oferta viverística es muy reducida. Ello nos ha impedido controlar de manera satisfactoria la calidad de la planta usada. Creemos que con una mejor calidad de planta y una plantación más temprana el desarrollo de las plantas habría sido mayor. A fin de reducir las marras, de cara a futuros trabajos durante el primer período de estrés hídrico, puede ser interesante la instalación de una malla de sombreo para mejorar el estado fisiológico

y la supervivencia de los individuos (Rey Benayas, 1998; Rey Benayas *et al.* 2002). Esto podría ser una solución para continuar con el bajo mantenimiento utilizado en este tipo de techos semi-extensivos.

Las diferencias de **cobertura** parecen marcar una tendencia a favor de las parcelas más profundas aunque este es el único resultado donde la profundidad no muestra diferencias evidentes. A nivel de comunidad no hay diferencias, lo que puede estar muy influido por el enorme crecimiento de *Rosa canina* en la comunidad básica, siendo este resultado en general poco informativo.

A nivel de parcela, es claro el hecho de que aquellas que presentaron un mejor estado fisiológico medio durante el verano, aumentaron más su cobertura, ya que el 88% de su variación está explicada por el estado fisiológico. Esto es muy interesante ya que nos sirve para saber que F_v/F_m media de una parcela es un indicador fiable de la capacidad de desarrollo del techo verde.

Por otra parte, sería bueno realizar experimentos más prolongados en el tiempo, a fin de evaluar el tiempo necesario para alcanzar la cobertura máxima y que el techo sea lo más funcional posible a nivel de aislamiento térmico (Minke, 2004), acústico (De Felipe & Briz, 2014), de captación de contaminantes (Rowe, 2011), etc.

En general, existe una falta de trabajos de techos verdes para ambiente mediterráneo (Kotsiris *et al.*, 2012). Por lo que, una vez conocidos los puntos fuertes y débiles de nuestro diseño, estamos preparados para generar el techo verde semi-extensivo resultante como base para la investigación de nuevos aspectos. Aspectos ya evaluados en otros ambientes, como su eficacia real en clima mediterráneo para el aislamiento térmico, la captación de contaminantes, la retención y filtrado de agua de lluvia o su capacidad para ser soporte y/o atractor de biodiversidad, entre otros.

7. Conclusiones

El estudio demuestra que la generación de techos verdes semi-extensivos en clima mediterráneo continental mediante la reproducción parcial de comunidades de plantas arbustivas y herbáceas autóctonas es posible. En particular podemos afirmar que:

- Especies como *Cistus ladanifer*, *Lavandula stoechas*, *Lygeum spartum*, *Prunus spinosa*, *Rosa canina*, *Rosmarinus officinalis*, o *Stipa tenacissima*, tienen un potencial elevado para la construcción de techos verdes semi-extensivos muy diversos en plantas. En cambio otras especies como *Crataegus monogyna*, *Genista scorpius*, *Jasminum fruticans*, *Lavandula latifolia*, *Thymus vulgaris* y *T. zygis* requieren de más pruebas antes de su inclusión definitiva.
- Una profundidad del sustrato de 25 cm incrementa significativamente la supervivencia y el crecimiento de las plantas con respecto a una profundidad de 15 cm.
- La mayor supervivencia y crecimiento con la profundidad se explica por un mayor contenido de agua que permite a las plantas mantener un mejor estado fisiológico durante el período de sequía estival
- El nivel de riego de mantenimiento utilizado en el experimento es insuficiente para mantener un adecuado desarrollo de la vegetación y una aspecto visual atractivo

8. Agradecimientos

Agradecer a Diego Rodríguez Vieites por ayudar a sentar las bases de las cuales partió este proyecto. También agradecer al personal del Real Jardín Botánico Juan Carlos I de Alcalá por su colaboración e interés, en especial a Beatriz. A los proyectos de investigación AGL2011-24296 (ECOLPIN) y REMEDINAL-2 (S2009/AMB/1783). A Andrei, por hacer amenas las excursiones de recolección de materias primas. A mis compañeros de máster, de los que he aprendido muchísimo. A mi tutor académico Pedro Villar Salvador, por creer en el proyecto y saber poner en el suelo las ideas locas que se plantearon. A Leoncio y M^a Ángeles, por el apoyo tanto humano como económico, sin el cual esto no habría sido posible. A Rita, por su apoyo y comprensión incondicionales.

Agradecimiento especial al profesor Luis Balaguer Nuñez, gracias al cual cambié mi camino hacia la Restauración Ecológica. Él entendía esta disciplina como la forma de poder hacer sustentable la presencia del hombre en el mundo y de mejorar nuestra calidad de vida. Que este proyecto sea un pequeño paso hacia ese objetivo.

9. Bibliografía

- Acks, K., Beattie, D., Berghage, R., Braman, D., Cox, J., Gaffin, E., et al. 2006. *Green roofs in the New York Metropolitan Region: Research Report*. Columbia University Center for Climate Systems Research and NASA Goddard Institute for Space Studies, New York. United States of America.
- Akbari, H., Rose, S. L. & Taha, H. 2003. Analysing the land cover of an urban environment using high-resolution orthophotos. *Landscape and Urban Planning*, 63: 1-14.
- Bengtsson, L. 2005. Peak flows from thin sedum-moss roof. *Nordic Hydrology*, 36: 269-280.
- Brenneisen, S. 2006. Space for urban wildlife: Designing green roofs as habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4 (1): 27-36.
- Briz, J. & de Felipe, I. 2014. Foreword. En: Briz, J., Köhler, M. & de Felipe, I. *Green cities in the world*, pp. 15, Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, España.
- Briz, J., Köhler, M. & De Felipe, I. 2014. *Green cities in the world*. Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, España.
- Clark, C., Adriaens, P. & Talbot, F. B. 2008. Green roofs valuation: a probabilistic economic analysis of environmental benefits. *Environmental Science Technology*, 42: 2155-2161.
- De Felipe, I. & Briz, T. 2014. Evaluation, innovation and performance of green urban markets. En: En: Briz, J., Köhler, M. & de Felipe, I. *Green cities in the world*, pp. 39-52, Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, España.
- Dousset, B. & Gourmelon, F. 2003. Satellite multi-sensor data analysis of urban surface temperatures and landcover. *Journal of Photogrammetry Remote Sensing*, 58: 43-54.
- Dunnett, N. P. & Kingsbury, N. 2004. *Planting Green Roofs and Living Walls*. Timber Press, Portland, Estados Unidos de América.

- Dunnet, N. P. & Nolan, A. 2004. The effect of substrate depth and supplementary watering on the growth of nine herbaceous perennials in a semi-extensive green roof. *Proc. IC on Urban Horticulture*, 643: 305-309.
- Dvorak, B. & Volder, A. 2010. Green roof vegetation for North American ecoregions: a literature review. *Landscape and Urban Planning* 96: 197–213.
- Emilsson, T., Czemieli Berndtsson, J., Mattsson, J. E. & Rolf, K. 2007. Effect of using conventional and controlled release fertiliser on nutrient runoff from various vegetated roof systems. *Ecological Engineering*, 29: 260-271.
- Farrar, L. 1996. *Gardens of Italy and the western provinces of the Roman Empire from the 4th Century BC to the 4th Century AD*. Tempus Reparatum, Oxford, Inglaterra.
- Fernández-Cañero, R., Emilsson, T., Fernández-Barba, C. & Herrera Machuca, M. A. 2013. Green roof systems: A study of public attitudes and preferences in southern Spain. *Journal of Environmental Management*; 128: 106-115.
- Fernández-Cañero, R. & González-Redondo, P. 2010. Green roofs as a habitat for birds: a review. *Journal of Animal and Veterinary Advances*, 9: 2041-2052.
- Francis, R. A. & Lorimer, J. 2011. Urban reconciliation ecology: the potential of living roofs and walls. *Journal of Environmental Management*, 92: 1429–1437.
- Frank, L. D. 2000. Land use and transportation interaction: implications on public health and quality of life. *Journal of Planning Education and Research*; 20: 6-22.
- Frumkin, H. 2002. Urban sprawl and public health. *Public Health Reports*, 117: 201-217.
- Grinde, B. & Patil, G. G. 2009. Biophilia: does visual contact with nature impact on health and well-being? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 6: 2332-2343.

- Handy, S. L., Boarnet, M. G., Ewing, R. & Killingsworth, R. E. 2002. How the built environment affects physical activity: views from urban planning. *American Journal of Preventive Medicine*, 23: 64-73.
- Hanson, P. J. & Lindberg, S. E. 1991. Dry deposition of reactive nitrogen compounds: A review of leaf, canopy, and non-foliar measurements. *Atmospheric Environment*, 22 (8): 1615-1634.
- Ip, K., Lam, M. & Miller, A. 2010. Shading performance of a vertical deciduous climbing plant canopy. *Buildings and Environment*, 45: 81-88.
- Izco, J. 1984. *Madrid Verde*. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Comunidad de Madrid, España.
- Kadas, G. 2006. Rare invertebrates colonizing green roofs in London. *Urban Habitats*, 4: 66-86.
- Köhler, M. 2006. Long-term vegetation research on two extensive green roofs in Berlin. *Urban Habitats*, 4 (1): 3-26.
- Kontoleon, K. J. & Eumorphopoulou, E. A. 2010. The effect of the orientation and proportion of a plant-covered wall layer on the thermal performance of a building zone. *Building and Environment*, 45: 1287-1303.
- Kotsiris, G., Nektarios, P. A. & Paraskevopoulou, A. T. 2012. *Lavandula angustifolia* growth and physiology is affected by substrate type and depth when grown under Mediterranean semi-intensive green roof conditions. *HortScience*, 47: 311-317.
- Li, F., Wang, R., Paulussen, J. & Liu, X. 2005. Comprehensive concept planning of urban greening based on ecological principles: a case study in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning*, 72: 325-336.
- Liu, K. & Baskaran, B. 2003. *Thermal performance of green roofs through field evaluation*. Greening Rooftops for Sustainable Communities, the First North American Green Roofs Infrastructure Conference, Awards, and Trade Show, Chicago, United States of America.

- Lukaszkiwicz, J. & Piatek-Kozuchowska, E. 2014. Green roofs in Poland: landscape and sustainability. En: En: Briz, J., Köhler, M. & de Felipe, I. *Green cities in the world*, pp. 53-66, Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, España.
- Lütz, M. & Bastian, O. 2002. Implementation of landscape previous term planning next term and nature conservation in the agricultural landscape – a case study from Saxony. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 92: 159-170.
- MacIvor, J. S. & Lundholm, J. 2011. Insect species composition and diversity on intensive green roofs and adjacent level-ground habitats. *Urban Ecosystem*, 14: 225-241.
- Miller, J. R. 2006. Restoration, reconciliation, and reconnecting with nature nearby. *Biological Conservation*, 127: 356-361.
- Morales, R. 1997. Synopsis of the genus *Thymus* L. in the Mediterranean area. *Lagascalia*, 19: 249-262.
- Minke, G. 2004. *Techos verdes: Planificación, ejecución, consejos prácticos. 1ª Edición*. Ed. Fin de Siglo, Uruguay.
- Nektarios, P. A., Amountzias, I., Kokkinou, I. & Ntoulas, N. 2011. Green roof substrate type and depth affects the growth of the native species *Dianthus fruticosus* under reduced irrigation regimens. *HortScience*, 46: 1208-1216.
- Ntoulas N., Panayiotis, A. N., Spaneas, K. & Kadoglou, N. 2012. Semi-extensive Green roof substrate type and depth effects on *Zoysia matrella* “Zeon” growth and drought tolerance under different irrigation regimes. *Acta Agriculturae Scandinavica, Section B, Soil and Plant Science*; 62 (1): 165-173.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Gaffin, S., Köhler, M., Liu, K. K. Y. & Rowe, B. 2007. Green roofs as urban ecosystems: ecological structures, functions, and services. *Bioscience*, 57:823-833.
- Olivieri, F., Di Perna, C., D’Orazio, M., Olivieri, L. & Neila, J. 2013. Experimental measurements and numerical model for the summer performance

assessment of extensive green roofs in a Mediterranean coastal climate. *Energy and Buildings*, 63: 1-14.

- Peck, S. W. 2014. Developing the green roof and wall industry in North America for greener, healthier cities: challenges, opportunities and lessons learned. En: En: Briz, J., Köhler, M. & de Felipe, I. *Green cities in the world*, pp. 21-38, Editorial Agrícola Española S.A., Madrid, España.
- Power, A. 2001. Social exclusion and urban sprawl: is the rescue of cities possible? *Regional Studies*, 35: 731-742.
- Rey Benayas, J. M. 1998. Growth and survival in *Quercus ilex* L. seedlings after irrigation and artificial shading on Mediterranean set-aside agricultural land. *Ann. Sci. For.*, 55: 801-807.
- Rey Benayas, J. M., Lopez-Pintor, A., García, C., de la Cámara, N., Strasser, R. & Gómez Sal, A. 2002. Early establishment of planted *Retama sphaerocarpa* seedlings under different levels of light, water and weed competition. *Plant Ecology*, 159: 201-209.
- Rowe, D. B. 2011. Green roofs as a means of pollution abatement. *Environmental Pollution*, 159: 2100-2110.
- Schreiber, U., Bilger, W. & Neubauer, C. 1995. Chlorophyll fluorescence as a nonintrusive indicator for rapid assessment of in vivo photosynthesis. En: Schulze, E. & Caldwell, M. *Ecophysiology of Photosynthesis*, pp. 49-70, Editorial Springer Study, Berlín, Alemania.
- Stovin, V. R. 2010. The potential of green roofs to manage urban stormwater. *Water and Environment Journal*, 24: 192-199.
- Susca, T., Gaffin, S. R. & Dell'Osso, G. R. 2011. Positive effects of vegetation: Urban heat island and green roofs. *Environmental Pollution*, 159: 2119-2126.
- Theodosiou, T. G. 2003. Summer period analysis of the performance of a planted roof as a passive cooling technique. *Energy and buildings*, 35 (9): 909-917.

- Tyrväinen, L. 2001. Economic valuation of urban forest benefits in Finland. *Journal of Environmental Management*, 62: 75-92.
- Van Metre, P. C., Mahler, B. J. & Furlong, E. T. 2000. Urban sprawl leaves its PAH signature. *Environmental Science & Technology*; 34: 4064-4070.
- Van Woert, N. D., Rowe, B., Andresen, J. A., Rugh, C. L., Fernandez, R. T. & Xiao, L. 2005. Green roof stormwater retention: Effects of roof surface, slope and media depth. *Journal of Environmental Quality*, 34 (3): 1036-1044.
- Villareal, E. L., Semadeni-Davies, A. & Bengtsson, L. 2004. Inner city stormwater control using a combination of best management practices. *Ecological Engineering*, 22: 279-298.
- Villar Salvador, P. 2003. Importancia de la calidad de la planta en los proyectos de revegetación. En: Rey-Benayas, J. M., Espigares Pinilla, T. & Nicolau Ibarra, J. M. *Restauración de Ecosistemas en Ambientes Mediterráneos*. pp. 65-86. Universidad de Alcalá, Asociación Española de Ecología Terrestre, Madrid, España.
- Volterrani, M., Grossi, N., Gaetani, N. & Pompeiano, A. 2010. Zoysiagrass cultivar establishment rate and turf quality in central Italy. *Acta Horticulturae*, 881: 313-316.
- Williams, N. S. G., Rayner, J. P. & Raynor, K. J. 2010. Green roofs for a wide brown land: opportunities and barriers for rooftop greening in Australia. *Urban Forestry & Urban Greening*, 9: 245–251.
- Wong, N. H., Tan, A. Y. K., Chen, Y., Sekar, K., Tan, P. Y., Chan, D., Chiang, K. & Wong, N. C. 2010. Thermal evaluation of vertical greenery systems for building walls. *Building and Environment*, 45: 663-672.
- Yuen, B. & Nyuk Hien, W. 2005. Resident perceptions and expectations of rooftop gardens in Singapore. *Landscape and Urban Planning*, 73: 263-276.
- Zhang, X., Shen, L., Tam, V. W. Y. & Lee, W. W. Y. 2012. Barriers to implement extensive green roof systems: a Hong Kong study. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 16: 314–319.

Recursos Web:

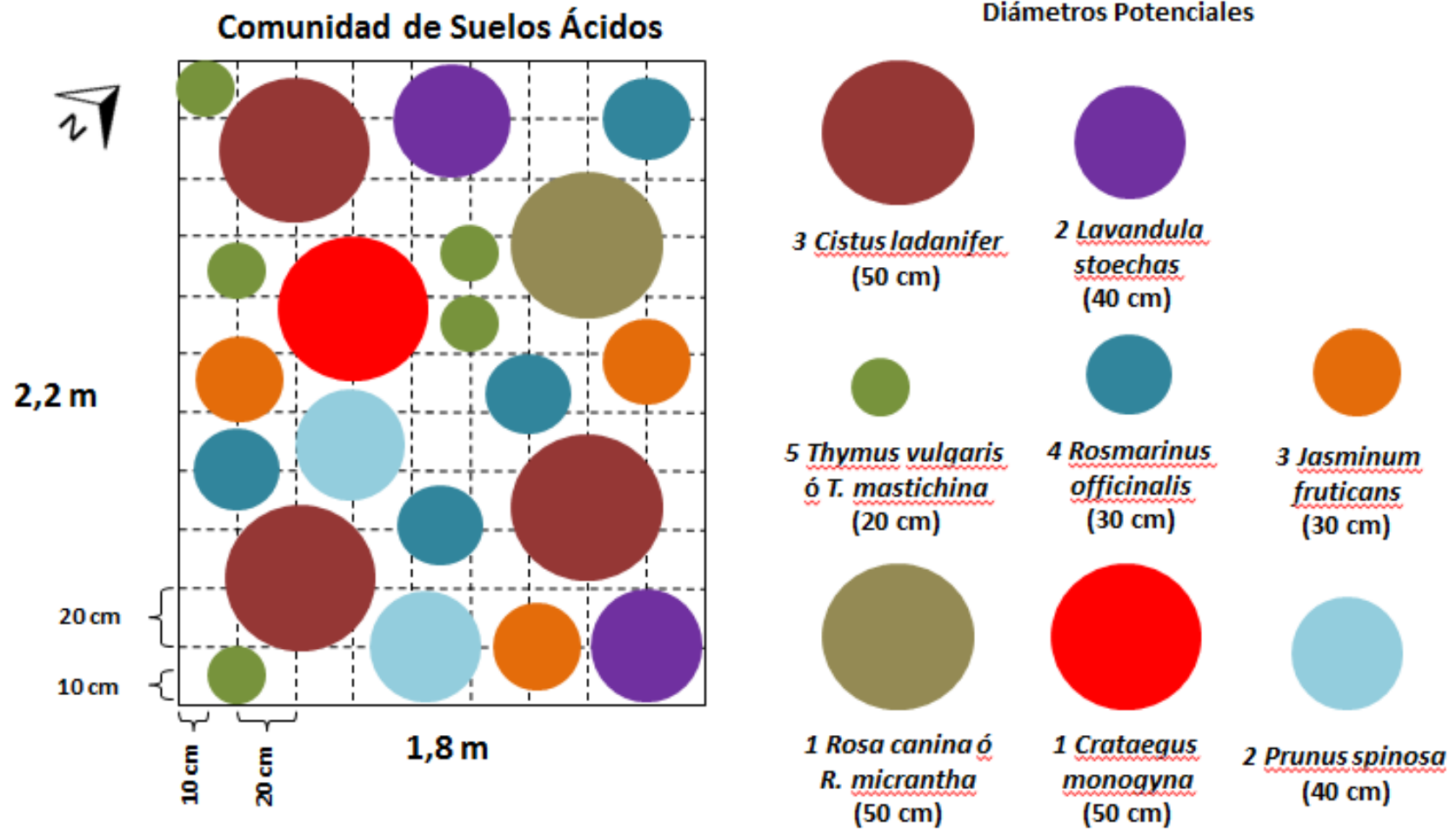
- <http://www.phytokinetic.net/>
- <http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/index.php>

Anexo I. Especies implicadas en el experimento, el tipo de comunidad vegetal al que pertenecen, número de parcela dónde se encuentran, número de individuos que presentan por parcela y totales y subtotales de individuos.

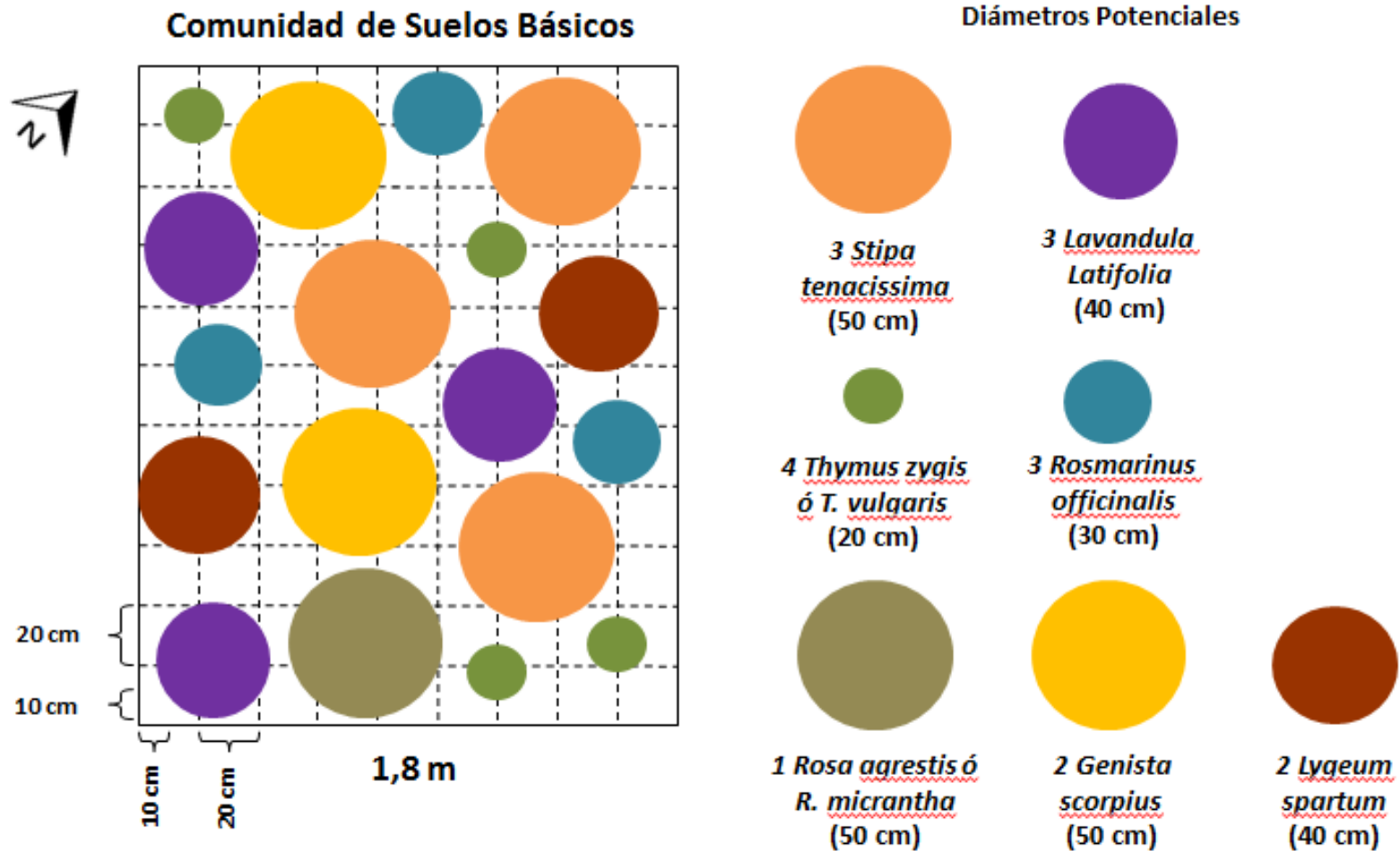
Especies	Nombre Común	Nombre Corto	Tipo de Comunidad Vegetal	Parcelas donde se encuentra	Nº Individuos/Parcela	Total Individuos en Parcelas	Total Individuos en Macetas	Total de Individuos
<i>Cistus ladanifer</i>	Jara pringosa	Cis	Acida	1, 2, 3, 4	3	12	3	15
<i>Crataegus monogyna</i>	Majuelo	Cra	Acida	1, 2, 3, 4	1	4	2	6
<i>Genista scorpius</i>	Aulaga	Gen	Basica	5, 6, 7, 8	2	8	2	10
<i>Jasminum fruticans</i>	Jazmín silvestre	Jas	Acida	1, 2, 3, 4	3	12	2	14
<i>Lavandula latifolia</i>	Espliego	Llt	Basica	5, 6, 7, 8	3	12	0	12
<i>Lavandula stoechas</i>	Cantueso	Lst	Acida	1, 2, 3, 4	2	8	0	8
<i>Lygeum spartum</i>	Albardín	Lyg	Basica	5, 6, 7, 8	2	8	0	8
<i>Prunus spinosa</i>	Endrino	Pru	Acida	1, 2, 3, 4	2	8	2	10
<i>Rosa canina</i>	Rosa canina	Rca	Acida y Basica	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	1	8	0	8
<i>Rosmarinus officinalis</i>	Romero	Rof	Acida y Basica	1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8	4 (Acida), 3 (Basica)	28	0	28
<i>Stipa tenacissima</i>	Esparto	Sti	Basica	5, 6, 7, 8	3	12	2	14
<i>Thymus vulgaris</i>	Tomillo común	Tvu	Acida	1, 2, 3, 4	5	20	0	20
<i>Thymus zygis</i>	Tomillo salsero	Tzy	Basica	5, 6, 7, 8	4	16	0	16

Anexo II. Diseño Espacial de Plantación

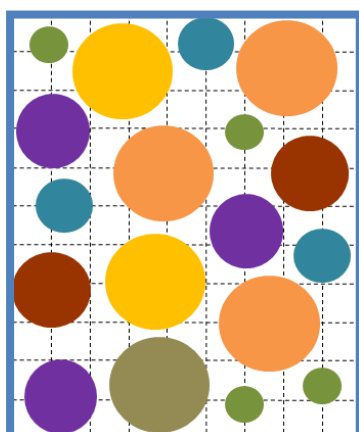
i. Diseño espacial de plantación de la comunidad de suelos ácidos (jaral pringoso) donde se muestra: la distribución espacial de los individuos en la parcela representados mediante su diámetro potencial en cm y en diferentes colores, así como el número de individuos por parcela (n=21).



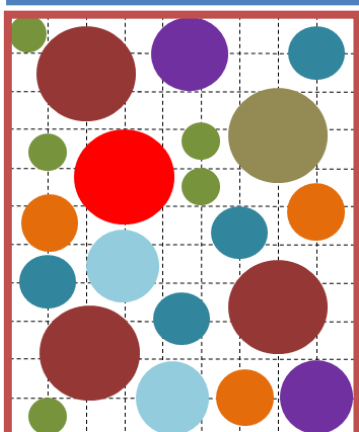
ii. Diseño espacial de plantación de la comunidad de suelos básicos (espartal) donde se muestra: la distribución espacial de los individuos en la parcela representados mediante su diámetro potencial en cm y en diferentes colores, así como el número de individuos por parcela (n=18).



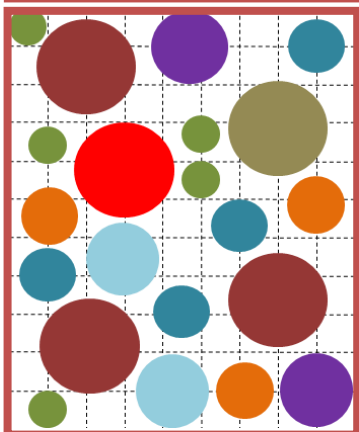
Anexo III. Distribución Espacial de las Parcelas



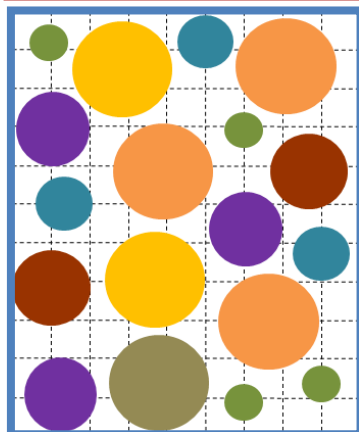
Básica
15 cm
N° 7



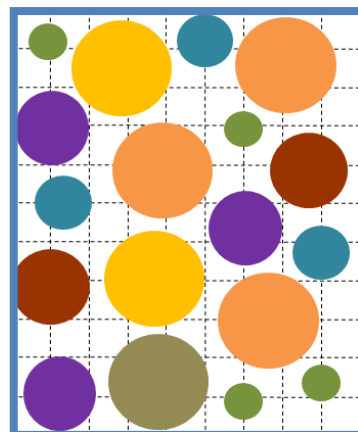
Ácida
15 cm
N° 3



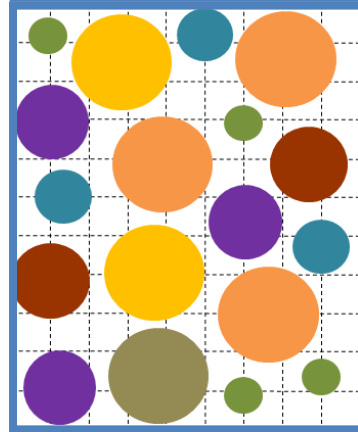
Ácida
25 cm
N° 1



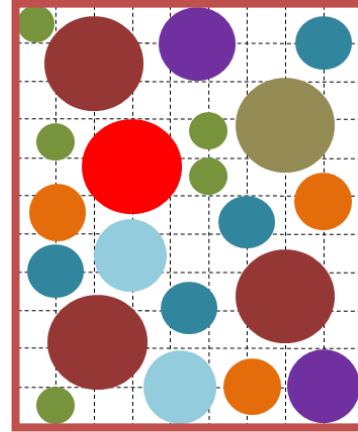
Básica
25 cm
N° 5



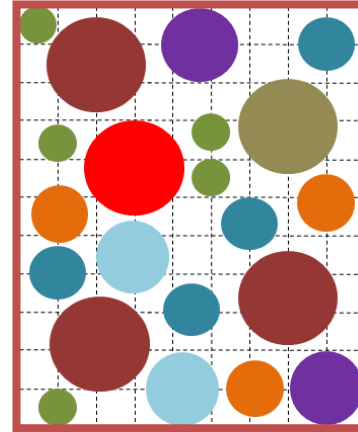
Básica
25 cm
N° 6



Básica
15 cm
N° 8



Ácida
25 cm
N° 2



Ácida
15 cm
N° 4

Anexo IV. Secuencia de construcción del techo verde.



Excavación



Lámina Impermeable



Gravilla



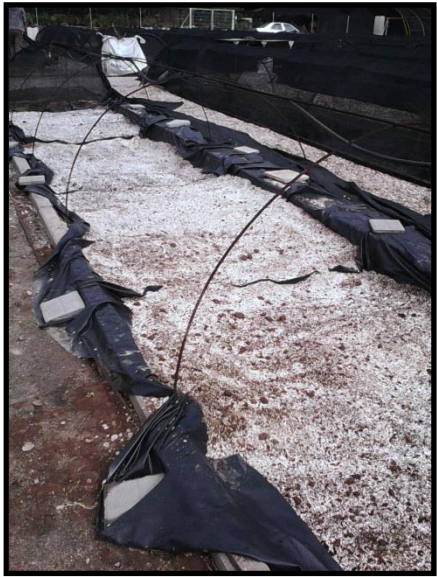
Extendido de la Gravilla



Abertura drenante

Mezclado del Sustrato

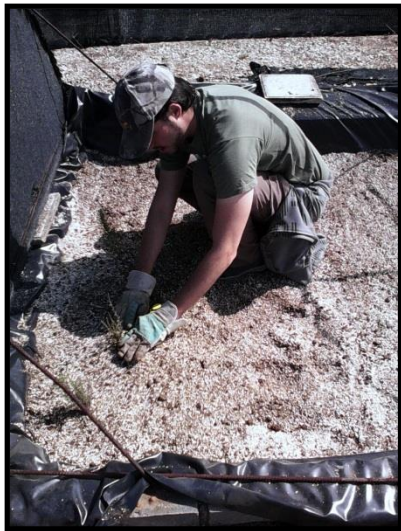




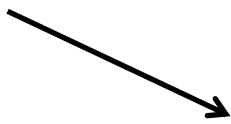
Extendido del Sustrato



Plantas



Plantado



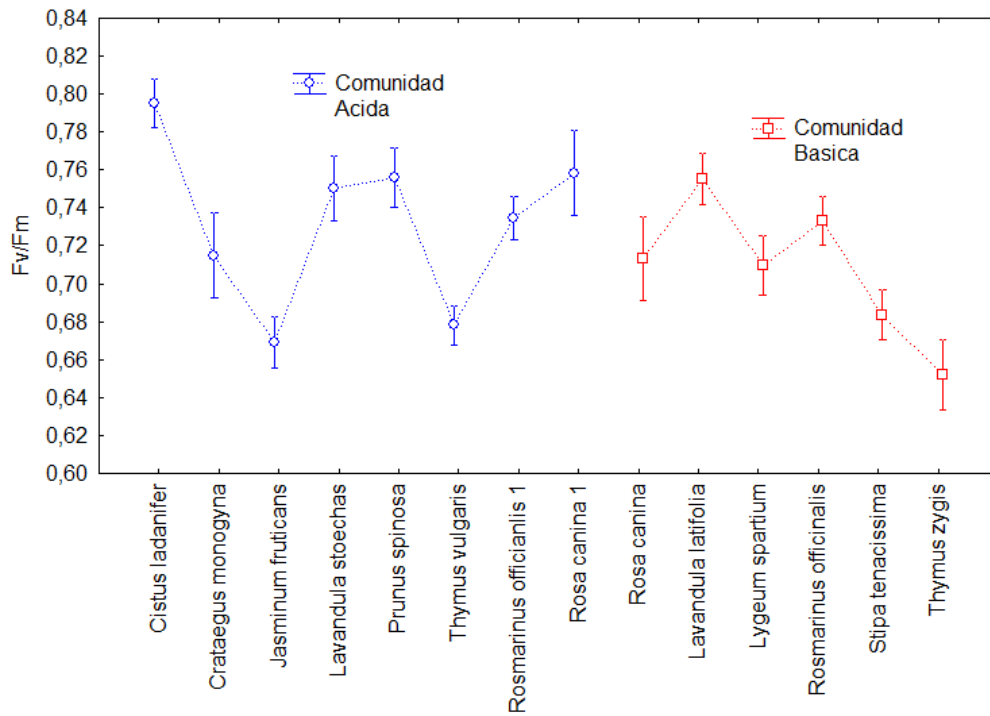
Riego



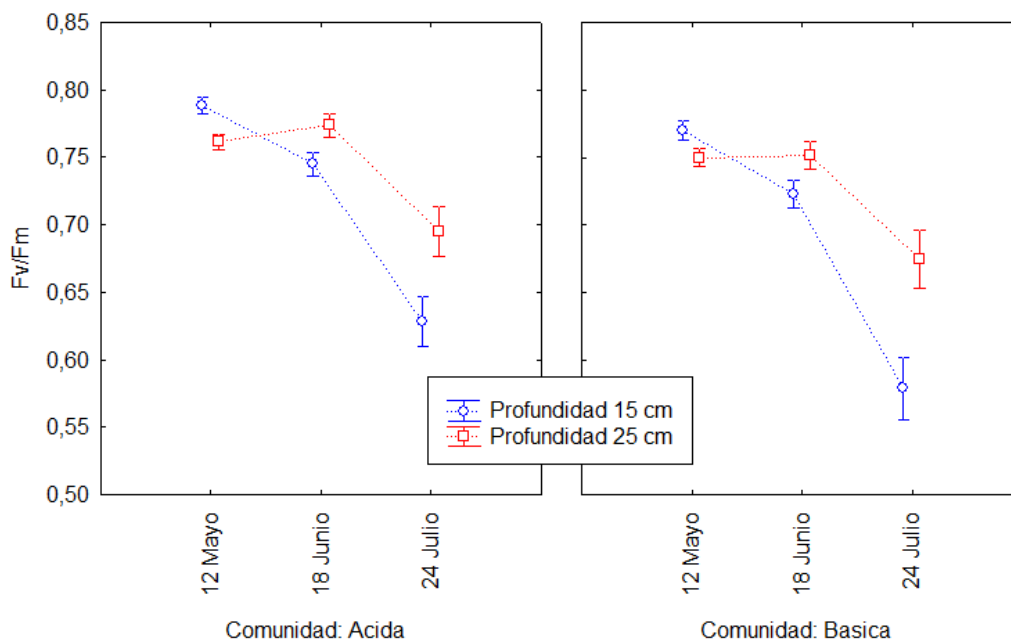
Aspecto Final

Anexo V. Otros Resultados

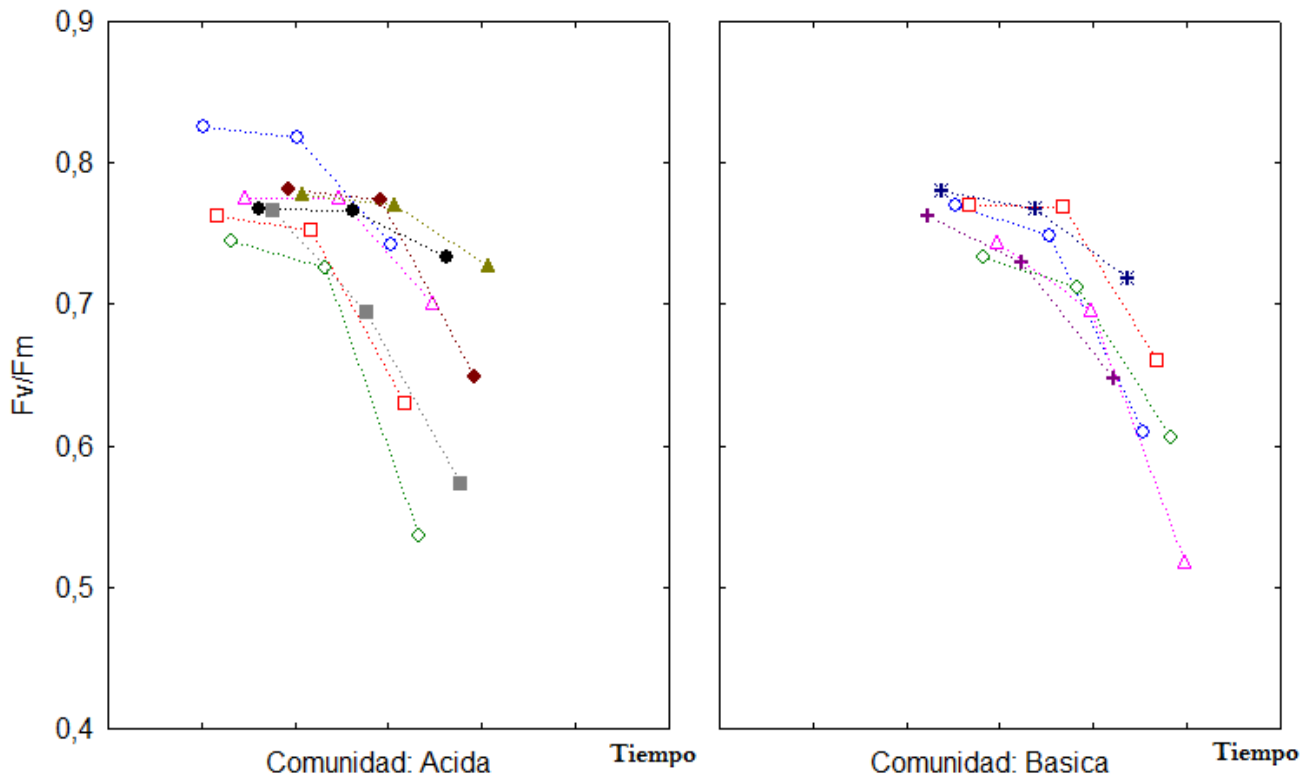
i. Diferencias interespecíficas de F_v/F_m promediadas durante todo el período de estudio. Los datos son medias ± 1 error estándar. Para las dos especies comunes en ambas comunidades (*Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina*), se muestra como *Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officinalis* 1 y *Rosa canina* 1 para los individuos de la comunidad ácida.



ii. Evolución en el tiempo de F_v/F_m en función de la profundidad del sustrato tanto en la comunidad ácida como en la básica. Los datos son medias ± 1 error estándar.

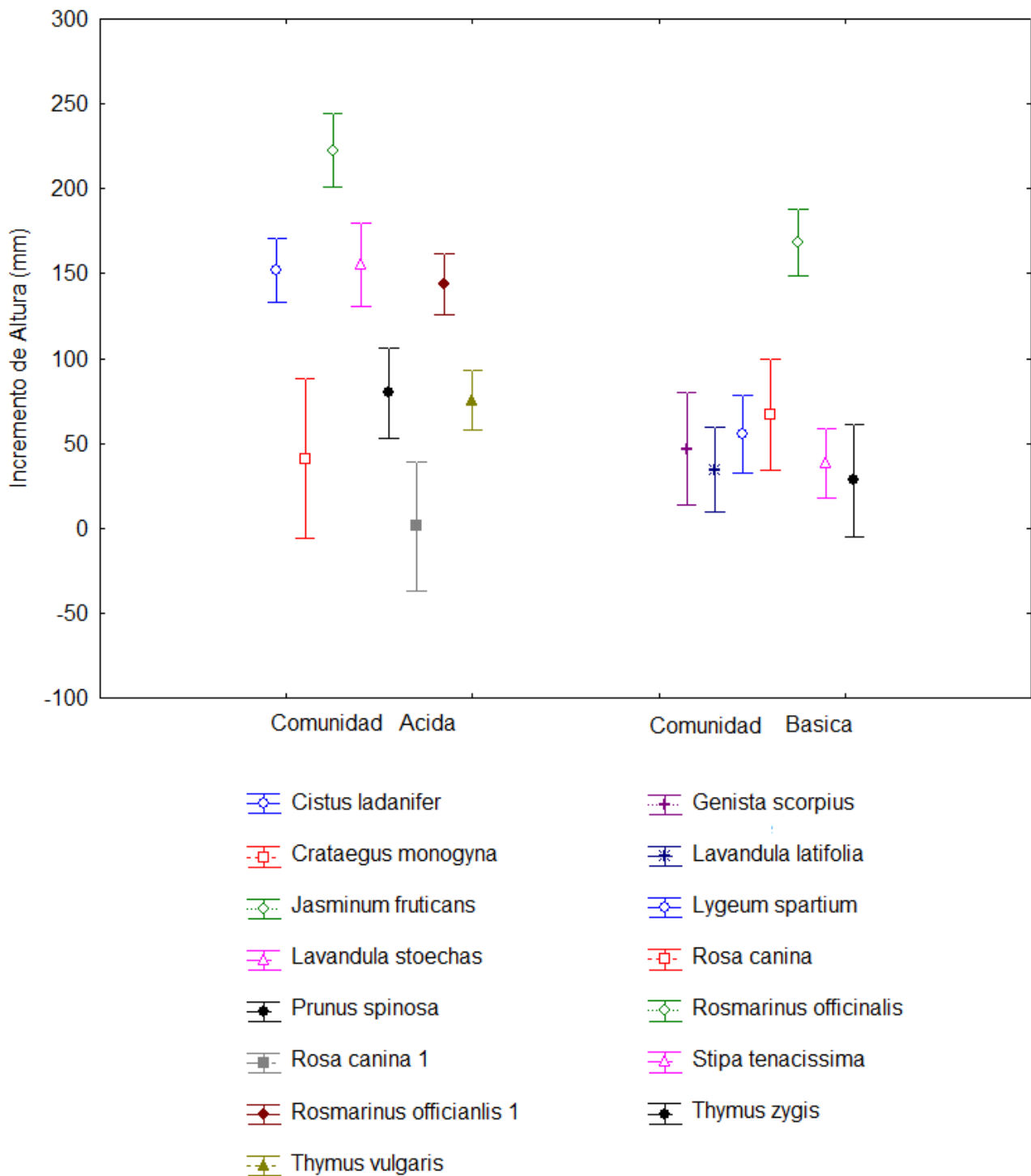


iii. Evolución en el tiempo de Fv/Fm de las diferentes especies. Los datos son medias ± 1 error estándar. Se muestra como *Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officinalis* 1 y *Rosa canina* 1 para los individuos de la comunidad ácida.

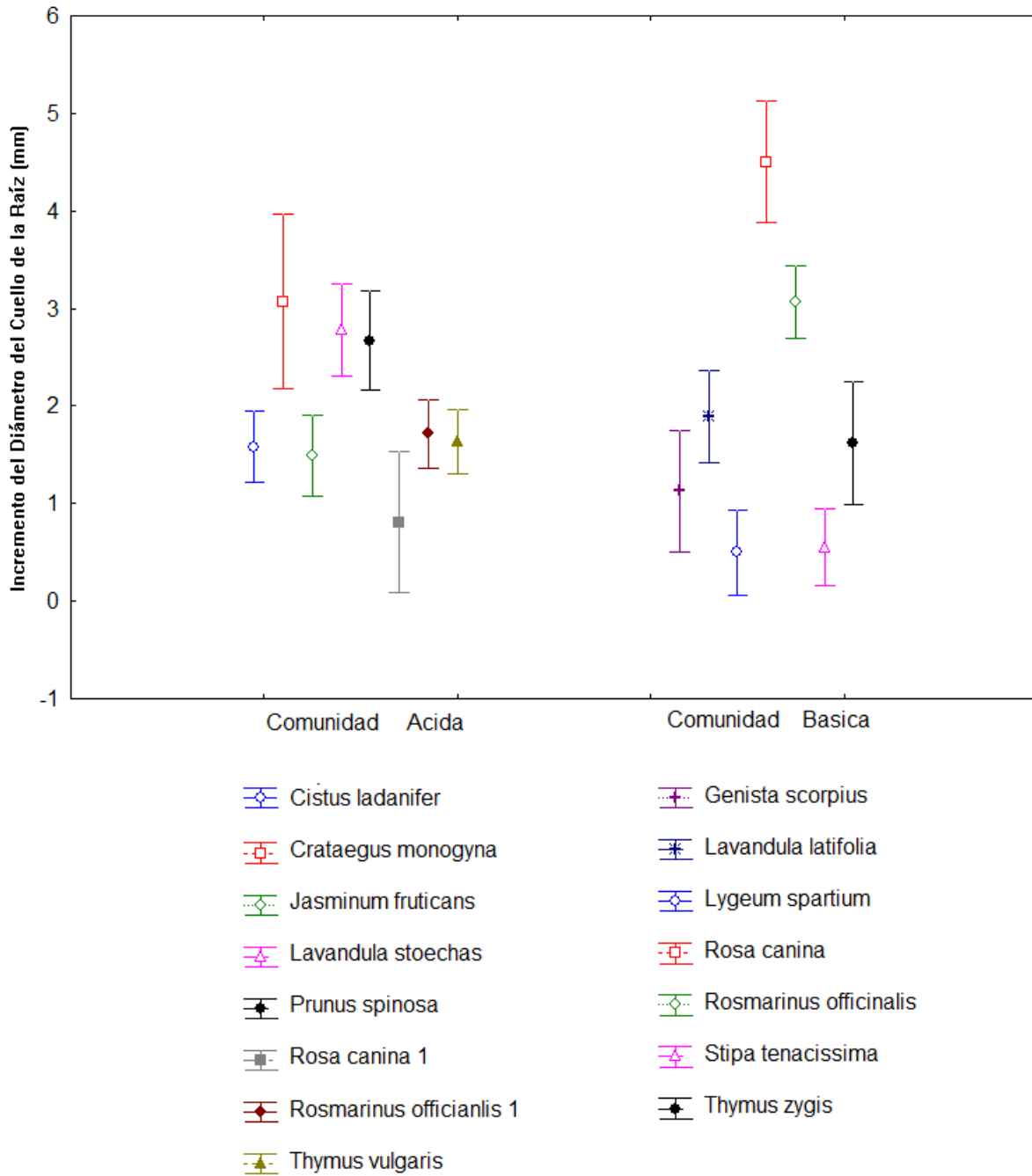


- Cistus ladanifer
- Crataegus monogyna
- ◇--- Jasminum fruticans
- △--- Lavandula stoechas
- Prunus spinosa
- Thymus vulgaris
- ◆--- Rosmarinus officinalis 1
- ▲--- Rosa canina 1
- +--- Rosa canina
- *--- Lavandula latifolia
- ◇--- Lygeum spartium
- Rosmarinus officinalis
- ◇--- Stipa tenacissima
- △--- Thymus zygis

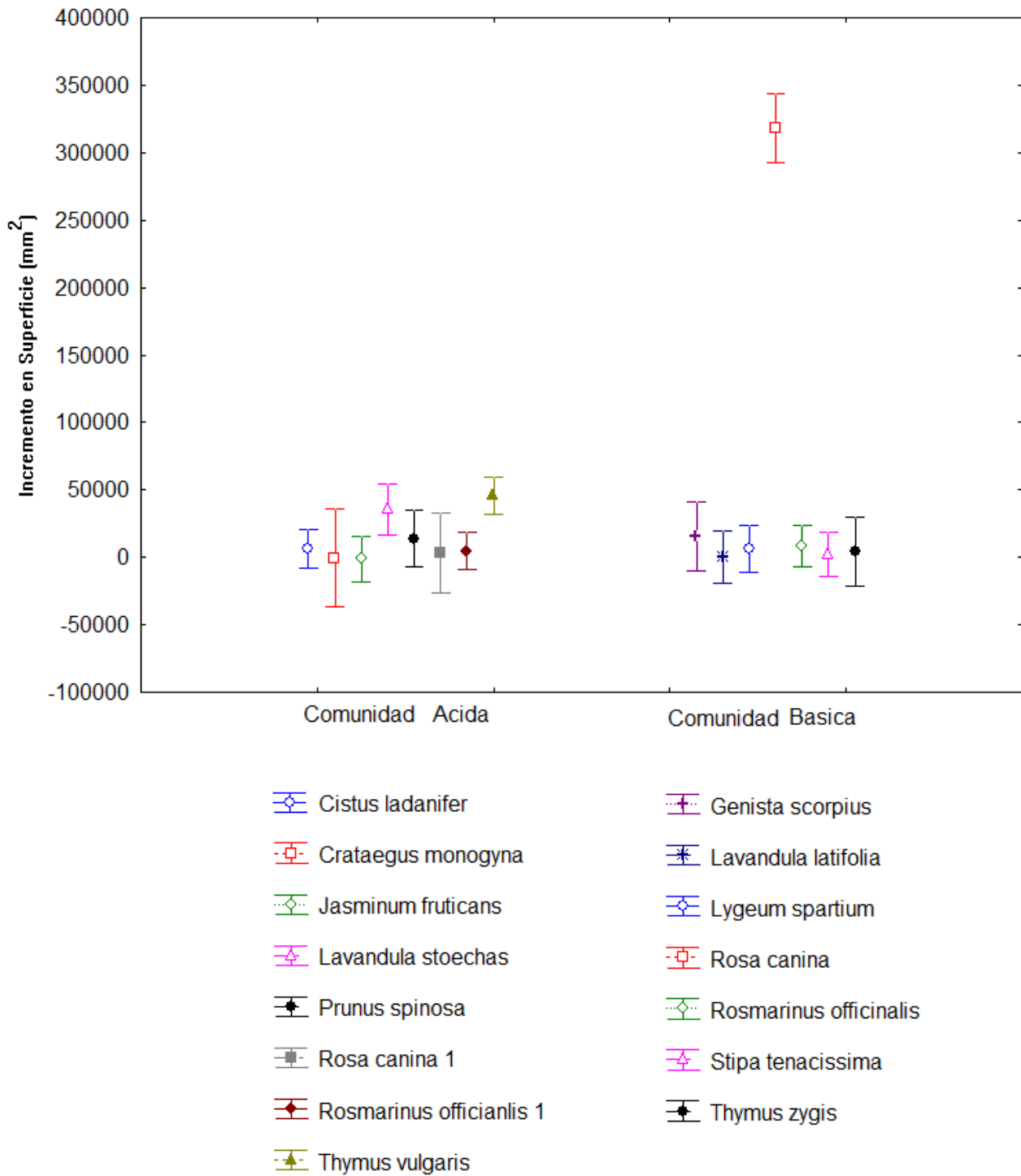
iv. Incremento de altura de las diferentes especies. Los datos son medias \pm 1 error estándar. Se muestra como *Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officinalis* 1 y *Rosa canina* 1 para los individuos de la comunidad ácida.



v. Incremento del diámetro del cuello de la raíz de las diferentes especies. Los datos son medias \pm 1 error estándar. Se muestra como *Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officinalis* 1 y *Rosa canina* 1 para los individuos de la comunidad ácida.



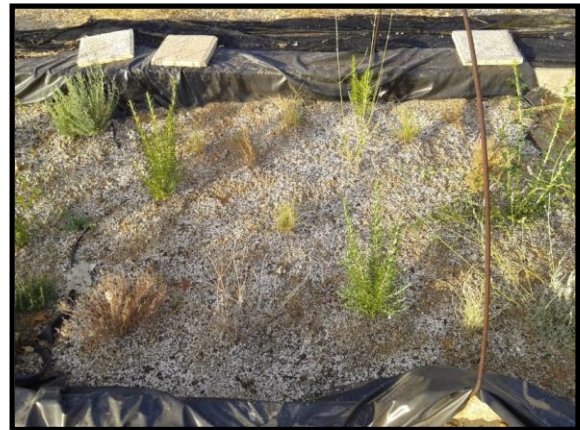
vi. Incremento de la superficie proyectada por las diferentes especies. Los datos son medias \pm 1 error estándar. Se muestra como *Rosmarinus officinalis* y *Rosa canina* para los individuos de la comunidad básica y *Rosmarinus officinalis* 1 y *Rosa canina* 1 para los individuos de la comunidad ácida.



ANEXO VI. Anexo Fotográfico

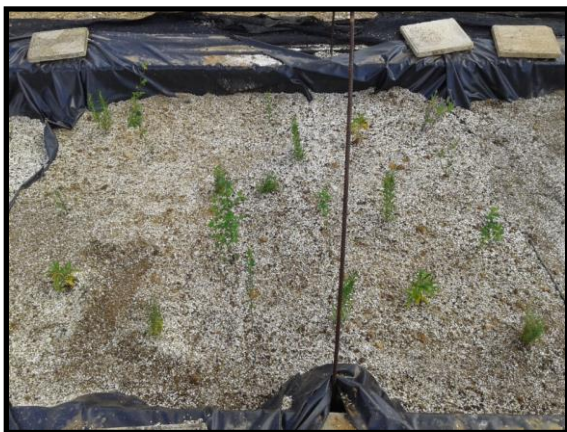


23 Abril 2014

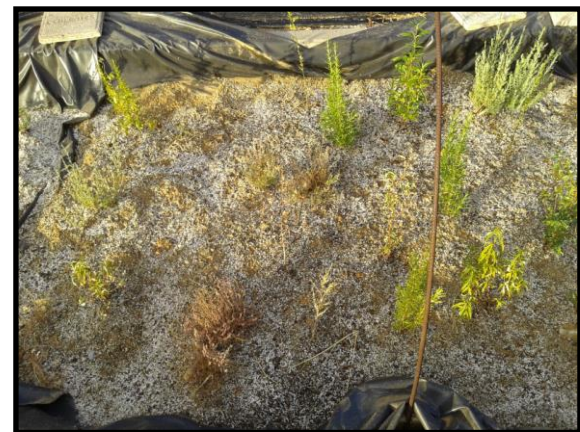


27 Agosto 2014

Parcela 5



23 Abril 2014



27 Agosto 2014

Parcela 1



Parterre 1.II (Parcelas 2-4-6-8)



23 Abril 2014



27 Agosto 2014

Parterre 1.I
(Parcelas 1-3-5-7)

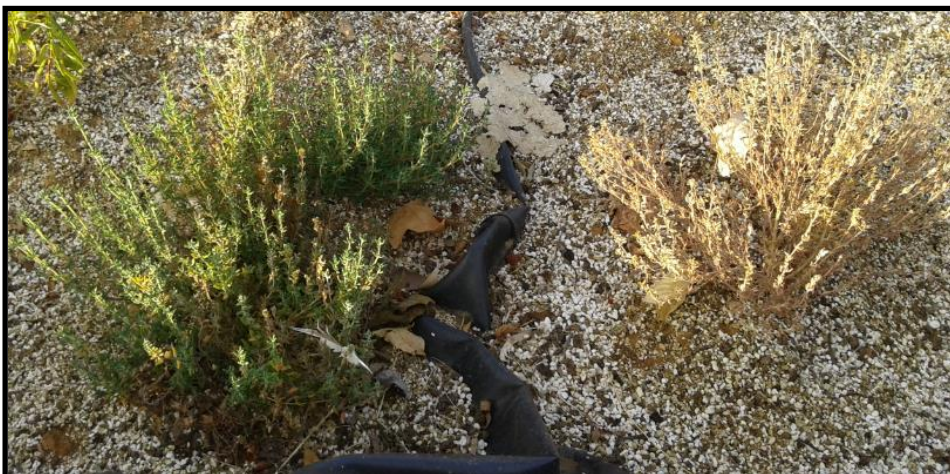


23 Abril 2014



27 Agosto 2014

Rosa canina (Parcela 5)



Thymus vulgaris en
parcelas contiguas
de igual profundidad
de sustrato

27 Agosto 2014



Prunus spinosa



Crataegus monogyna



Lygeum spartum



Cistus ladanifer



Lavandula stoechas



Rosmarinus officinalis



Parterres 1.I y 1.II
(Parcelas 1-2-3-4-5-6-7-8)

27 Agosto 2014

ANEXO VII

D. Pedro Villar Salvador

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: Viabilidad de las plantas de los espartales y jarales para la construcción de techos verdes en clima mediterráneo continental, ha sido realizado bajo mi dirección por el alumno D. Diego González del Pino

En Alcalá de Henares, a 12 de Septiembre de 2014

Firmado:

Pedro Villar Salvador

ANEXO VIII

D. Pedro Villar Salvador

CERTIFICA:

Que el trabajo titulado: Viabilidad de las plantas de los espartales y jarales para la construcción de techos verdes en clima mediterráneo continental, ha sido realizado bajo mi autorización académica por el alumno D. Diego González del Pino

En Alcalá de Henares, a 12 de Septiembre de 2014

Firmado:

Pedro Villar Salvador

ANEXO IX

AUTORIZACIÓN PUBLICACIÓN TRABAJO FIN DE MÁSTER

D. Diego González del Pino, con D.N.I. nº 15500295-C , como autor del Trabajo Fin de Máster con título: Viabilidad de las plantas de los espartales y jarales para la construcción de techos verdes en clima mediterráneo continental, del Máster Universitario en Restauración de Ecosistemas.

AUTORIZA

NO AUTORIZA

La publicación del trabajo fin de máster arriba mencionado, como material de uso pedagógico para el apoyo al estudio y la investigación.

En Alcalá de Henares, a 12 de Septiembre de 2014

Firmado:

Diego González del Pino