

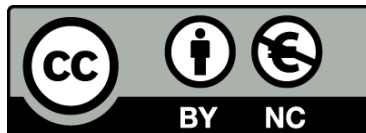


UNIVERSITAT_{DE}
BARCELONA

Green roofs in the Mediterranean area: ecophysiological and agronomic aspects

**Cubiertas ajardinadas en ambiente mediterráneo:
aspectos ecofisiológicos y agronómicos**

Antonio Vestrella



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

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

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

GREEN ROOFS IN THE MEDITERRANEAN AREA: ECOPHYSIOLOGICAL AND AGRONOMIC ASPECTS

Cubiertas ajardinadas en ambiente mediterráneo:
aspectos ecofisiológicos y agronómicos

ANTONIO VESTRELLA





**Green roofs in the Mediterranean area:
ecophysiological and agronomic aspects**

**Cubiertas ajardinadas en ambiente mediterráneo:
aspectos ecofisiológicos y agronómicos**

ANTONIO VESTRELLA



Universitat
de Barcelona



**Green roofs in the Mediterranean area:
ecophysiological and agronomic aspects**

**Cubiertas ajardinadas en ambiente mediterráneo:
aspectos ecofisiológicos y agronómicos**

Memoria presentada por ANTONIO VESTRELLA para optar al grado de doctor
por la Universidad de Barcelona

DIRECTORES:

Dr. Robert Savé Monserrat (Director de tesis)

Dra. Carmen Biel Loscos (Directora de la tesis)

Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA) Torre Marimon
Caldes de Montbui (Barcelona)

TUTORA:

Dra. Marta López Carbonell. Universidad de Barcelona

Directores

Dr. Robert Savé Monserrat

Dra. Carmen Biel Loscos

Tutora

Doctorando

Dra. Marta López Carbonell

Antonio Vestrella

“La conoscenza parla, ma la saggezza ascolta.”

Jimi Hendrix

“Sto lavorando duro per preparare il mio prossimo errore.”

Bertolt Brecht

AGRADECIMIENTOS

Deseo expresar mis más sinceros agradecimientos a las siguientes personas e instituciones y a quienes de una u otra forma contribuyeron a la realización del presente trabajo.

- Dr. Robert Savé y la Dra. Carmen Biel, investigadores del Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries (IRTA), por las enseñanzas, consejos, observaciones, sugerencias, dedicación indispensables en la realización de este proyecto.

- Agradezco a todo el grupo de Horticultura.

- A la Dra. Felicidad Herralde y el Dr. Xavier Aranda del IRTA por la capacidad de compartir experiencias, paciencia, disponibilidad y consejos.

- A todo el grupo de soporte y en particular a Marc Ferrer, Laia Serra, Cristian Morales, Beatriz Grau, and Inma Funes, quienes me han apoyado en el trabajo técnico y de campo.

- A la Dra. Marta López Carbonell de la Facultad de Biología, por la paciencia y disponibilidad demostrada como tutora de esta investigación.

- A mi amiga Gloria Amanda Pardo, por sus consejos y por su ayuda incondicional, especialmente en los periodos más duros entre trabajo y familia

quien me ha animado a continuar.

- A mi amigo y artista Justin Bradshaw por las correcciones del inglés imprescindibles en la publicación de los artículos que soportan esta tesis.

- Gracias a mis hijos Maddalena y Sarvar, a mi compañera Luciana por la paciencia demostrada hacia un viejo gruñidor como yo.

- A mis amigos, quienes siempre me han apoyado con sus consejos e incondicional ayuda especialmente cuando las circunstancias fueron adversas.

ÍNDICE

Agradecimientos	I
Índice	III
Lista de tablas	XI
Lista de figuras	XV
Lista de abreviaturas	XIX
Capítulo 1 . Introducción	1
1.1 Abstract	3
1.2 Resumen	5
1.3 Introducción general	7
1.4 Tipos de techo verde	9
1.5 Techos verdes en entorno mediterráneo	11
1.6 Experiencias de techos verdes y muros verdes en Cataluña	14
1.7 Esquema de la tesis	17
1.8 Justificación de la tesis	19
1.9 Objetivos	21
Capítulo 2 . Estudio de las prestaciones de 12 especies para cubiertas verdes en clima Mediterráneo	23
2.1 Introducción	25
2.2 Materiales y métodos	27
2.2.1 Lugar de la investigación	27
2.2.2 Sistema de construcción de la cubierta verde (Green roof system)	29

2.2.3	Especies	29
2.2.4	Diseño experimental y riego	30
2.2.5	Cubierta verde (Green Roof): parámetros evaluados	31
2.2.6	Análisis estadístico	33
2.3	Resultados	34
2.3.1	Mortalidad de las plantas	34
2.3.2	Cobertura	35
2.3.3	Floración	39
2.3.4	Biomasa	40
2.3.5	Transpiración cuticular y peso específico foliar	42
2.4	Discusión	44
2.4.1	Mortalidad	44
2.4.2	Cobertura	44
2.4.3	Floración	46
2.4.4	Biomasa, Transpiración cuticular y Peso específico	46
2.4.5	Especies	47
2.5	Conclusiones	50
	Bibliografía	51
Capítulo 3 . Prestaciones de dos simulaciones de techos verdes en ambiente mediterráneo		59
3.1	Introducción	61
3.2	Materiales y métodos	64
3.2.1	Lugar de la investigación	64
3.2.2	Sistema constructivo de la cubierta verde (Green roof system)	65
3.2.3	Diseño experimental y especies	65
3.2.4	Riego	67
3.2.5	Cubierta verde (Green Roof): parámetros evaluados	67

3.2.6 Análisis estadístico	69
3.3 Resultados	70
3.3.1 Mortalidad	70
3.3.2 Cobertura vegetal	71
3.3.3 Floración	72
3.3.4 Biomasa	75
3.3.5 Presencia específica	75
3.3.6 Diversidad vegetal	78
3.4 Discusión	79
3.5 Conclusiones	83
Bibliografía	85
Capítulo 4 . Comportamiento térmico y hídrico de tres especies de plantas en una cubierta verde en condiciones de riego mínimo en ambiente mediterráneo	91
4.1 Introducción	93
4.2 Materiales y métodos	96
4.2.1 Lugar del experimento	96
4.2.2 Sistema del techo verde	97
4.2.3 Material vegetal, diseño del experimento e irrigación	98
4.2.4 Comportamiento del techo verde y medidas	99
4.2.5 Análisis estadístico	101
4.3 Resultados	102
4.3.1 Humedad del suelo (VWC)	102
4.3.1.1. Humedad del suelo e irrigación	102
4.3.1.2 Humedad del sustrato y especies	102
4.3.2 Disponibilidad de agua para las plantas (REW).	103
4.3.3 Capacidad de contener agua de lluvia	103
4.3.4 Temperatura del sustrato	106

4.3.4.1	Temperatura del sustrato durante el verano	106
4.3.4.2	Variaciones de la temperatura del sustrato registradas cada hora durante el verano	107
4.3.4.3	Temperatura mínima del sustrato durante el invierno	108
4.3.4.4	Variaciones de la temperatura del sustrato registradas cada hora durante el invierno	110
4.3.5	Desarrollo vegetal: cobertura vegetal y biomasa	111
4.4	Discusión	114
4.4.1	Humedad del sustrato y capacidad de retener agua lluvia	114
4.4.2	Temperatura	117
4.4.2.1	Temperatura e aislamiento térmico durante el verano	117
4.4.2.2	Temperatura e aislamiento térmico en invierno	119
4.5	Conclusiones	121
	Bibliografía	123
	Capítulo 5 . Resumen, Discusión y Conclusiones generales	131
5.1	Resumen de los resultados	133
5.1.1	Resumen de los resultados de “Estudio de las prestaciones de 12 especies para cubiertas verdes en clima Mediterráneo”	133
5.1.2	Resumen de los resultados de “Prestaciones de dos simulaciones de techos verdes en ambiente mediterráneo”	134
5.1.3	Resumen de los resultados de “Comportamiento térmico y hídrico de tres especies de plantas en una cubierta verde en condiciones de riego mínimo en ambiente mediterráneo”	136
5.2	Discusión general de los resultados	140
5.3	Conclusiones generales	145
	Bibliografía de la parte general	147
	Apéndice 1	
	Apéndice 2	

LISTA DE TABLAS

TABLA	CAPÍTULO 1	PAGINA
1	Resumen de las principales características de cada una de las tres cubiertas verdes básicas.	10

TABLA	CAPÍTULO 2	PAGINA
1	Promedios climáticos mensuales y datos absolutos * registrados durante el período de prueba (junio 2009 - mayo 2010) y durante el período de veinte años, de 1991 2010 (*datos climáticos mensuales históricos)	28
2	Especies seleccionadas y definición de hábitats	30
3	Resumen de la mortalidad (en porcentaje \pm error estándar) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todas las especies regadas con el mismo tratamiento) y para los tres grupos de forma de vida (Semi arbustivas, Tapizantes, Herbáceas –Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO.	37
4	Resumen de la cobertura (en porcentaje \pm error estándar) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todas las especies regadas con el mismo tratamiento) y para los tres grupos de forma de vida (Semi arbustivas, Tapizantes, Herbáceas –Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO.	38
5	Resumen de los promedios totales de cobertura (en porcentaje) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO y para los tres grupos de forma de vida (Semi arbustivas, Tapizantes, Herbáceas –Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO. Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas a $p < 0.05$ (TEST TUKEY KRAMER HSD).	38
6	Periodos de floración de las especies ensayadas para los tres tratamientos de riego: 0% ETO, 20% ETO and 40% ETO.	40
7	Valores medios en g. (\pm error estándar) de las diferentes porciones de biomasa seca (aérea, raíces y total) de las especies para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todos los valores del mismo tratamiento de riego) y de las tres forma de crecimiento (Semi arbustivas , Tapizantes, Herbáceas –Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO. Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas $p < 0.05$ (TEST TUKEY KRAMER HSD).	41

8	Valores medios finales (g) de las especies para los tres tratamientos de riego (0% ETO, 20% ETO, 40% ETO). Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas a $p < 0.05$.	42
---	--	----

TABLA	CAPÍTULO 3	PAGINA
1	Promedios mensuales de los principales parámetros meteorológicos del periodo de la investigación (Julio 2010 - Diciembre 2011) registrados en la estación meteorológica de Caldes de Montbui (Barcelona)	64
2	Especies y numero de plantas por especie utilizadas en las dos cubiertas.	67
3	Promedios totales (%) de la mortalidad de todo el periodo de prueba para los tres tratamientos de riego (0%, 20% y 40% ETO) para los dos techos verdes (Semi arbustivas y Tapizantes). Para la comparación de los promedios se utilizó el Test HSD di Tukey-Kramer. Todos los valores que no presentan la misma letra son significativamente diferentes entre si.	70
4	Evolución de los periodos de floración de cada especie para cada tratamiento de riego (0, 20 y 40% ETO) de Agosto 2010 a Diciembre 2011 para las dos cubiertas ajardinadas (Semi arbustivas arriba, tapizantes bajo). La última columna a la derecha muestra el número total de meses en floración.	74
5	Valores de biomasa seca (\pm error estándar) de las diferentes fracciones para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO). Cada valor ha sido calculado sobre el número total de plantas vivas. El número de plantas vivas se muestra en la primera columna. Todos los valores no conectados por la misma letra son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$ - Test Tukey Kramer HSD).	75
6	Presencia ($\% \pm$ error estándar), de Agosto 2010 a Diciembre 2011, de todas las especies para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO) calculada para la cubierta de semi arbustivas. Los datos se recogieron cada dos meses a partir de julio 2010, fecha de inicio de la prueba.	76
7	Presencia ($\% \pm$ error estándar), de Agosto 2010 a Diciembre 2011, de todas las especies para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO) calculada para la cubierta de tapizantes. Los datos se recogieron cada dos meses a partir de julio 2010, fecha de inicio de la prueba.	77

TABLA	CAPÍTULO 4	PAGINA
1	Promedios mensuales de los principales parámetros meteorológicos de 1991 a 2010 en el lugar de la investigación*. *Caldes de Montbui Estación meteorológica. Datos: http://www.ruralcat.net/web/guest/agrometeo.estacions	97
2	Especies seleccionadas, hábitat y forma de crecimiento.	98

3	Variación del contenido volumétrico de agua del sustrato (VWC) del sustrato después de diferentes eventos de lluvia (VWC antes – VWC después) y entre la capacidad de campo y 60 horas después del evento de lluvia para las tres especies estudiadas (<i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i>). La variación de cada especie es el promedio de las variaciones de los tres tratamientos de riego. (0 -20 - 40% ETO).	104
4	Promedio de la biomasa (g) de las especies estudiadas para los tres tratamientos de riego 0% 20% 40% ETO. Los valores no asociados a la misma letra presentan diferencias significativas ($p < 0.05$).	113

LISTA DE FIGURAS

FIGURA	CAPÍTULO 1	PAGINA
1	Cubiertas ajardinadas con sistemas ZinCo a) extensiva b)intensiva http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/	10
2	Parc de Technologies Ambientals TIRME de Palma de Mallorca	15
3	Jardín vertical Tarradellas, Barcelona	16
4	Jardín vertical del Smart Parc Tabacalera de Tarragona	16
5	IRTA de Caldes de Montbui	18
6	Ensayo de 12 especies en monocultivo	18
7	Medición de la cobertura y de la biodiversidad en las dos cubiertas	18
FIGURA	CAPÍTULO 2	PAGINA
1	Funcionamiento del software greenpix: (A) imagen con el área seleccionada y que corresponde a la unidad experimental de una especie de 1m ² . (B) imagen del programa que destaca los pixeles con HUE entre 0 y 180 ^a (<i>Dymondia margaretae</i> nov. 2009)	32
2	Porcentaje de mortalidad de las especies desde junio de 2009 a mayo de 2010 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ET0. Los valores son la media de los tres bloques	35
3	Cobertura verde para cada especie desde junio de 2009 a mayo de 2010 en los tres tratamientos de riego 0% 20% y 40% de la ET0. Los valores son la media de 3 valores ± error estándar	36
4	Transpiración cuticular de las 12 especies en los tres tratamientos de riego de 0%, 20% y 40% de la ET0 en el momento 0 recién trasplantadas y en septiembre. Los valores son la media de 5 valores ± error estándar	43
5	Peso específico foliar de las 12 especies en los tres tratamientos de riego de 0%, 20% y 40% de la ET0 en tres momentos del ensayo. Los valores son la media de 5 valores ± error estándar	43
FIGURA	CAPÍTULO 3	PAGINA
1	Diseño de las dos cubiertas con las distancias de plantación	66
2	Porcentaje de mortalidad de las dos cubiertas desde agosto 2010 a diciembre 2011 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ET0. 2 a. Semi arbustivas - 2 b. Tapizantes	70

3	Evolución de la cobertura verde (en porcentaje \pm error estándar) desde julio 2010 a diciembre 2011 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ETO en la cubiertas de semi arbustivas y tapizantes 3a. Semi arbustivas - 3b. Tapizantes. Las letras mayúsculas indican las diferencias entre los muestreos de cada tratamiento de riego (0 - 20 - 40% ETO) Las letras minúsculas indican las diferencias significativas entre tratamientos de riego para el mismo muestreo	71
4	Evolución de la cobertura verde de julio 2010 a diciembre 2011 según la forma de crecimiento agrupando los tratamientos de riego aportados. Los valores son la media de tres tratamientos de riego (0%, 20%, 40%) \pm error estándar	72
5	Porcentaje de plantas en floración para los tres tratamientos de riego (0, 20 and 40% of ETO) de Agosto 2010 a Diciembre 2011. Cada valor ha sido calculado sobre el total de plantas vivas. 5a Semi arbustivas - 5b Tapizantes	73
6	Diversidad vegetal para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO) de Agosto 2010 a Diciembre 2011 calculada con el índice de Shannon Wiener. Los datos tienen una frecuencia bimensual. Los valores de Julio 2010 son los valores iniciales al momento de la plantación. 6a Semi arbustivas 6b Tapizantes	78

FIGURA	CAPÍTULO 4	PAGINA
1	(REW) Contenido de agua extraíble por las plantas del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> de julio 2009 a marzo 2010. Los valores de cada especie son los promedios de los tres tratamientos de riego (0 - 20 - 40% ETO)	103
2	Contenido volumétrico de agua (VWC) en el sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> 24 horas antes y 60 horas después de 5 eventos de lluvias. La variación de cada especie es el promedio de los tres tratamientos de riego (0 - 20-40% ETO)	105
3	Evolución de la temperatura máxima de julio a septiembre 2009 a una profundidad de 8-9 cm en el sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 - 20- 40% ETO). En el gráfico ha sido incluida la temperatura máxima del aire	107
4	Relación entre la temperatura máxima del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 - 20- 40% ETO) y la temperatura máxima del aire. Significación a 0,01	107
5	Evolución horaria durante un día típico en verano (agosto 17 de 2009) de la temperatura media del aire y del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 - 20- 40% ETO)	108
6	Evolución de la temperatura mínima de noviembre 2009 a marzo 2010 a una profundidad de 8-9 cm en el sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 - 20 - 40% ETO). En el gráfico ha sido incluida la temperatura mínima del aire	110

7	Relación entre la temperatura mínima del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 – 20 - 40% ETO) y la temperatura mínima del aire. Significación a 0,01	110
8	Evolución horaria durante un día típico en invierno (diciembre 17 de 2009) de la temperatura media del aire y del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO)	111
9	Cobertura de junio 2009 a mayo 2010 de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego 0% 20% 40% ETO. Las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre las fechas del mismo tratamiento de riego. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos en la misma fecha	112

FIGURA	CAPÍTULO 5	PAGINA
1	Relación entre la temperatura mínima del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> los tres tratamientos de riego (0 – 20 – 40% ETO) y la temperatura mínima del aire. *Significación a 0,01	137
2	Relación entre la temperatura máxima del sustrato de <i>Dymondia margaretae</i> , <i>Frankenia laevis</i> y <i>Iris lutescens</i> para los tres tratamientos de riego (0 – 20 – 40% ETO) y la temperatura máxima del aire. *Significación a 0,01	137

LISTA DE ABREVIATURAS

AEMET	Agencia Estatal de Meteorología
ANOVA	ANalysis Of VAriance
CAM	Crassulacean Acid Metabolism
ETO	Evapotranspiración Potencial
FLL	Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IRTA	Institut de Recerca i Tecnologia Agrolimentàries
MIUR	Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca
NTJ	Norma Técnica de Jardinería
PEF	Peso Específico Foliar
REW	Relative Extractable Water
TRc	Transpiración cuticular
VWC	Volumetric Water Content

CAPÍTULO 1

INTRODUCCIÓN

1.1 ABSTRACT

This study looks at green roofs in a Mediterranean environment. A green roof is a structure installed on the roof of a building and is characterised by a thin substrate layer and limited vegetation growth.

In the last few decades the use of green roofs has become common in North America and Central Europe, though it has only recently begun to spread to the Mediterranean area. There are a variety of different climates in the Mediterranean area, but overall it is differentiated from North America mainly in terms of thermal properties, rainfall variability, and social conditions.

In a Mediterranean context, the specific peculiarities of a green roof are added to by wide temperature variations between day and night, by the effects of climate change, and by the scarce availability of water.

Green roofs can reduce rainwater runoff, thereby lessening the burden on drainage systems, improve the microclimate of buildings (protecting from summer heat and from the cold in winter), and can also help to reduce temperatures in cities as well as contributing to biological diversity.

The trials that were carried out for this study took place in Caldes de Montbui (41° 63' N 2° 16' E), 205 metres above sea level, and 30 km from Barcelona (Spain), along the Catalanian pre-coastal mountain range.

We used a number of different green roof simulations and minimal irrigation conditions (0% - 20% - 40% ETO). In the first part of our study we evaluated the adaptability of twelve different species and the way they interacted.

Then we examined the humidity content and substrate temperatures of three species each with a different growth pattern.

Our results show that in minimal irrigation conditions there are species which are able to adapt to green roof environments and achieve an increase in biomass as well as adequate vegetational cover and flowering. Different growth forms in the species studied affected the performance of both green roofs in terms of diversity and the capacity to host colonising species. Differences in biomass structure influenced temperature and substrate humidity content.

1.2 RESUMEN

En esta tesis se investigaron los techos verdes extensivos o cubiertas ecológicas en ambiente mediterráneo. Las cubiertas ecológicas son estructuras que se instalan sobre el techo de los edificios y se caracterizan por una capa relativamente delgada de substrato y vegetación con escaso desarrollo. En las últimas décadas las cubiertas verdes se han desarrollado en Norte de América y en el centro y norte de Europa y recientemente han empezado a implantarse en la zona Mediterránea. A pesar de la gran variedad climática presente en el mediterráneo, las diferencias más importantes con el norte de Europa afectan los aspectos térmicos, la variabilidad de las precipitaciones y las condiciones sociales entre otros.

A las condiciones de una cubierta ecológica es necesario añadir las grandes diferencias de temperatura entre el día y la noche, los efectos del cambio climático, y la escasez de recursos hídricos propios de la zona mediterránea.

Los techos verdes pueden reducir el flujo de agua de lluvia evitando cargar la red de alcantarillado, mejoran el microclima en los edificios (protegen contra el calor estival y las bajas temperaturas invernales), asimismo la menor temperatura de los tejados puede ayudar a disminuir la temperatura en las ciudades y contribuir a la conservación de la diversidad biológica

Los diferentes ensayos que componen esta tesis doctoral se han realizado en Caldes de Montbui (205 m.s.n.m.) (41° 63´ N 2° 16´ E) a 30 km de Barcelona (España) en la sierra pre litoral catalana. Se utilizarón diferentes simulaciones de cubiertas verdes en condiciones de riego mínimo (0% - 20% - 40% ETO). En la primera parte del estudio se evaluó la adaptabilidad de 12 especies en techos verdes mediterráneos. La segunda parte se investigó sobre el comportamiento de

las plantas con diferentes formas de crecimiento y la interacción entre ellas. En la última parte se estudió el contenido de humedad y la temperatura del sustrato en tres especies vegetales con diferente patrón de crecimiento.

Los resultados mostraron que en condiciones de riego mínimo, existen especies que se pueden adaptar en ambiente mediterráneo, obteniendo desarrollo en biomasa, cobertura adecuada y una floración variada. Las diferentes formas de crecimiento han influenciado las especies estudiadas y los comportamientos en las dos simulaciones de cubiertas verdes en diversidad y capacidad de albergar especies colonizadoras o foráneas. La diferente estructura de la biomasa vegetal ha influido en la temperatura y en el contenido de agua del sustrato.

1.3 INTRODUCCIÓN GENERAL

Los términos para identificar un jardín sobre un techo son diferentes y a veces varían entre países. En inglés los términos más comunes son “Green roofs”, “Eco-roofs”, “Rooftop garden”, “Brown roofs” “Vegetated roof”. Green roof es el término más común y se refiere a la posibilidad de poner plantas sobre un techo, con énfasis en el aspecto visual de la estructura.

Eco-roofs en algunos casos es sinónimo de Brown roof y ambos se refieren a la capacidad de un techo verde de desarrollar prestaciones ecológicas como la filtración y la retención de agua de lluvia, la conservación de la biodiversidad urbana (Bates *et al.*, 2013). En estas instalaciones se favorece el desarrollo de la vegetación natural por propagación espontánea.

No todos los autores coinciden con el mismo significado. Lockett (2009) en su manual para constructores, diferencia entre Rooftop garden y Green roof según la posibilidad de acceder al jardín: el Rooftop es un espacio visitable y público, el Green roof no está diseñado para ser un espacio de reunión pública. El acceso es necesario solo para la construcción y mantenimiento rutinario de la azotea verde. En castellano los términos para identificar un jardín sobre un techo son cubierta ajardinada, techo verde, cubierta aljibe, tejado verde y azotea verde.

Con el desarrollo y difusión de estas estructuras en las últimas décadas la definición de techo verde se ha modificado asumiendo en el significado ecológico todas las funciones que un techo verde puede cumplir.

La definición más completa es la propuesta por Sutton *et al.*, (2015):

“Los techos verdes modernos, también conocidos como techos con vegetación

verde o ecoroofs, son algo aislado, nuevo, fragmentos de hábitat de origen antropogénica que consisten en membranas, substrato diseñado (el medio de cultivo) y conjuntos de plantas colocado encima de edificios u otras estructuras. Sus perfiles tienen poca profundidad y el substrato está compuesto por material orgánico e inorgánico diferente a un suelo. Al estar situados en la parte alta de un edificio suelen estar expuestos al viento y a una mayor radiación solar. A nivel de biodiversidad se forma un nicho ecológico que no se parece a otro lo que conlleva que se encuentren especies diferentes a la de un jardín normal. Los techos verdes han aparecido debido a la innovación avanzada de los materiales de construcción, que desarrollan nuevas técnicas de diseño y las ideas sobre como hacer que nuestro entorno construido sea más sostenible y humano”.

1.4 TIPOS DE TECHO VERDE

Podemos clasificar los techos verdes en tres categorías básicas: intensivos, extensivos y semi- extensivos (o semi- intensivos).

Los techos intensivos tienden a tener más de 25 cm de profundidad lo que permite el crecimiento de plantas como árboles y arbustos. Con el gran espesor del suelo y la altura de las plantas, hay más carga estructural, más riesgos asociados al viento y un importante coste de mantenimiento (riego, en tutorado, abonado....). El diseño del jardín y por tanto la selección de la vegetación obedece a criterios estéticos.

Los techos extensivos contienen plantas herbáceas, suculentas y arbustivas pequeñas, necesitando un mantenimiento mínimo, lo que hace que estas estructuras sean estructuralmente más sencillas y baratas, generando además un importante valor añadido, ya que actúan como amortiguadores térmicos. A nivel ambiental los techos extensivos son más eficaces que los intensivos.

Los techos verdes semi extensivos (o semi intensivos) presentan características intermedias entre los dos tipos de techo descritos. El espesor del substrato puede variar por lo general entre 15 y 25 cm., requieren un mantenimiento mínimo y pueden presentar un sistema de riego. Las plantas utilizadas en este tipo de techo son especies suculentas, aromáticas y arbustos pequeños. En la tabla 1 se presentan las principales características de los tres tipos de techo verde

En esta tesis los términos techo verde, cubierta ajardinada, cubierta ecológica y tejado verde se refieren indiferentemente a un techo verde extensivo.

Tabla 1. Resumen de las principales características de cada una de las tres cubiertas verdes básicas.

	Extensivas	Semi-Intensivas	Intensivas
Mantenimiento	Bajo	Periódico	Alto
Riego	No	Periódica	Regular
Comunidades de plantas	<i>Sedum</i> , musgos, herbáceas y césped	Césped, herbáceas y matorrales	Césped, plantas perennes, arbustos y árboles
Altura del sistema	60 - 200 mm	120 - 250 mm	150 - 400 mm. Sobre garajes subterráneos puede ser de más de un metro
Peso	60 - 150 kg/m ²	120 - 200 kg/m ²	180 - 500 kg/m ²
Costes	Bajo	Medio	Alto
Uso	Capa de protección ecológica. Elemento de drenaje urbano	Capa de protección ecológica, uso recreativo. Elemento de drenaje urbano	Uso recreativo. Elemento paisajístico y de drenaje urbano.

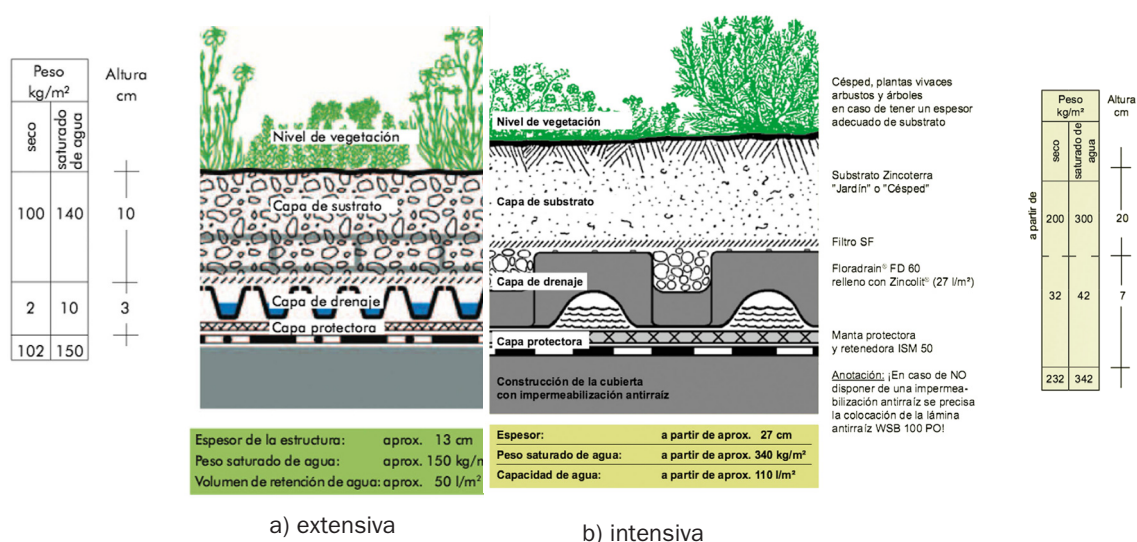


Fig.1 Cubiertas ajardinadas con sistemas ZinCo <http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/>

1.5 TECHOS VERDES EN ENTORNO MEDITERRÁNEO

En los últimos años las cubiertas ajardinadas empiezan a difundirse en el área mediterránea.

El estudio de la utilización de distintas especies o mezcla de especies para su utilización en las cubiertas verdes extensivas en entorno mediterráneo no es sencillo, ya que además de la tolerancia a la sequía y los estreses térmicos se tendrá que determinar otras características, tales como una baja capacidad alergógena y albergue de insectos y aves que viven en una ciudad (Brennesein, 2006), siempre, con una finalidad ornamental y estética a lo largo de las estaciones del año (Provenzano *et al.*, 2010; Benvenuti & Bacci, 2010).

Las especies de plantas más utilizadas en las cubiertas verdes en la zona mediterránea son las del género *Sedum* ya que además de adaptarse a las condiciones de sequía, desarrollan cierta cobertura en los diferentes períodos del año y se propagan fácilmente (Devecchi & Assone, 2007). Su resistencia a la sequía se debe principalmente al metabolismo CAM, lo que reduce la pérdida de agua por evapotranspiración durante el día. La utilización de especies de *Sedum* permite conseguir buenos resultados, pero pueden presentar algunos inconvenientes relacionados con la cobertura no uniforme del suelo, la baja tasa de crecimiento y la limitada biodiversidad. Se ha observado que una mezcla de diferentes plantas tiene una mayor probabilidad de éxito que un monocultivo, especialmente en condiciones de sequía o estrés por baja temperatura (MacIvor & Lundholm, 2011; Nagase & Dunnet, 2010).

Es necesario por tanto, buscar especies que sean alternativas al género *Sedum* para construir cubiertas en condiciones mediterráneas. Dicha búsqueda ha de hacerse en ambientes edafoclimáticos similares a los que las plantas encontrarían en un techo verde (Caneva, 2013; Van Mechelen, 2014).

La vegetación de los países del Mediterráneo es sin duda muy rica. España, por ejemplo, cuenta con 8000 especies, Italia con 5600 especies, Península Balcánica con 5000 especies en comparación con la vegetación de los países del norte de Europa, como por ejemplo las Islas Británicas que tiene 1400 especies, o Alemania que tiene 2600 especies (Fernández- González *et al.*, 2005).

Diferentes estudios se han centrado sobre el ahorro energético y la reducción del volumen de escorrentía del agua de lluvia. En la zona mediterránea existen grandes diferencias de temperatura entre las estaciones y en un mismo día, las lluvias son irregulares y los periodos de sequia pueden ser prolongados. Las investigaciones además de estudiar la supervivencia y la adaptabilidad de especies, deben valorar, como estas especies puedan cumplir las diferentes funciones aislantes y/o reguladoras del flujo de agua en precipitaciones torrenciales, en condiciones mediterráneas bajo los efectos del cambio climático. (Spala *et al.*, 2007; Palla *et al.*, 2008; Fioretti *et al.*, 2010; Zinzi & Agnoli 2012; Eksi, M., & Uzun, A. 2013; Raimondo *et al.*, 2015).

La vegetación está afectada por estreses ambientales, bióticos y/o abióticos clásicos, los cuales ahora aparecen con una mayor frecuencia e intensidad debido al incremento de energía introducida en el sistema (Terradas, 2010). Por ello, la vegetación está afectada y alguna, es potencialmente vulnerable al cambio global atendiendo a sus características ecofisiológicas y a los métodos y sistemas de cultivo; debe destacarse, que al igual que en la agricultura, estas especies, tienen grandes posibilidades de adaptación a estas nuevas condiciones ambientales (Savé, a,b 2009). De hecho, las ciudades son grandes laboratorios, donde evaluar los efectos del cambio climático en una gran diversidad de organismos (Farrell *et al.*, 2015).

El cambio climático puede incrementar la temperatura local y general (IPCC, 2013). Por otra parte, los ecosistemas mediterráneos están caracterizados por un doble estrés (Terradas & Savé, 1992): en verano baja capacidad hídrica del suelo, con un alto déficit del nivel de presión de vapor en la atmósfera, inviernos fríos

y excepcionales cada 10 – 12 años que inhiben el crecimiento de las plantas produciendo un efecto negativo en el desarrollo de estas. A pesar de los componentes del cambio climático, lo realmente importante es su integración a largos periodos de sequía.

Una área urbana es un espacio con una alta densidad de población la cual desarrolla nuevas y complejas estructuras en comparación con las áreas de su alrededor, ya sean ciudades, centros o grandes urbanizaciones. Su metabolismo necesita de fuentes externas de energía y nutrición (agua, alimentos, materiales, etc.) y produce calor, grandes cantidades de basura, aguas residuales y contaminación, siendo los principales problemas de las áreas urbanas dentro y fuera de estas. Este metabolismo desarrolla microclimas específicos los cuales se atribuyen a la continua absorción de calor procedente del sol, las modificaciones en el ciclo del agua debido a la drástica reducción del suelo que canaliza el agua de lluvia al alcantarillado y favorece grandes cambios ambientales en las áreas urbanas. (Savé, et al., 2009)

Las cubiertas ajardinadas, por su carácter principalmente urbano, son una herramienta importante para reducir estos efectos en las ciudades mediterráneas.

1.6 EXPERIENCIAS DE TECHOS VERDES Y MUROS VERDES EN CATALUÑA

El desarrollo del verde urbano no solo depende de los espacios clásicos como parques y jardines sino también de la superficie del “verde construido” como techos verdes y jardines verticales. Los nuevos diseños arquitectónicos y las innovaciones en los materiales de construcción más ligeros y resistentes permiten utilizar los dos sistemas en el entorno urbano. Por eso muchos ayuntamientos, en los últimos años, analizando el verde urbano subrayan la importancia de techos y muro verdes en un marco general de conexiones ecológicas y para el bienestar de los ciudadanos. (Greater London Authority, 2008; Ayuntamiento de Barcelona, 2014).

Un estudio del 2010 de la Agencia Ecología Urbana Barcelona , analizando las potencialidades de las cubiertas y muros verdes en la ciudad de Barcelona relevó un total de 109 cubiertas verdes, con un total de 9,5 ha. En el mismo estudio señalan el potencial de la ciudad, solo en los edificios públicos, para acoger cubiertas verdes és de 65 ha. Por otra parte se estimó en 24,2 ha la superficie de los muros de edificios públicos que podría ser transformada en jardines verticales. Así mismo, la Agencia Ecología Urbana Barcelona (2011) confirmó el papel que los techos y muros verdes tienen en el aumento de biodiversidad urbana hasta el punto de considerarlos como una parte integral de las zonas verdes de la ciudad y sus corredores ecológicos. Una de las primeras instalaciones de verde pensil y vertical de la ciudad fué el jardín colgante del edificio Banca Catalana (actualmente propiedad de Planeta) diseñado por los arquitectos Josep Maria

Fargas y Enric Tous y cuyo proyecto paisajístico fué realizado por Everest Munné, quien seleccionó las especies bajo el criterio de crear una envolvente de aspecto natural que resalta la fuerza arquitectónica del edificio. En Barcelona actualmente hay diferentes cubiertas verdes y jardines verticales. La cubierta verde de la Biblioteca Municipal de Zona Nord en Nou Barris y la Biblioteca Joan Maragall de Sant Gervasi de Cassoles, son las últimas instalaciones de cubiertas verdes públicas.

Los ejemplos más recientes de jardines vertical están en el barrio de Raval y el Jardín vertical Tarradellas.

Deben destacarse las instalaciones más grandes realizadas en los últimos años, como son la cubierta ajardinada del Parc de Tecnologies Ambientals TIRME de Palma de Mallorca, las cubiertas de la universidad corporativa de Telefónica en Cardedeu (Barcelona), la Fábrica del Sol en Barcelona y el jardín vertical del Smart Parc Tabacalera de Tarragona. Esta última instalación es el jardín vertical más grande de Europa con 3000 m² de superficie y es un óptimo ejemplo de como una cubierta con valor ornamental y paisajístico, puede ofrecer valores ecológicos y didácticos.



Fig. 2 Parc de Tecnologies Ambientals TIRME de Palma de Mallorca

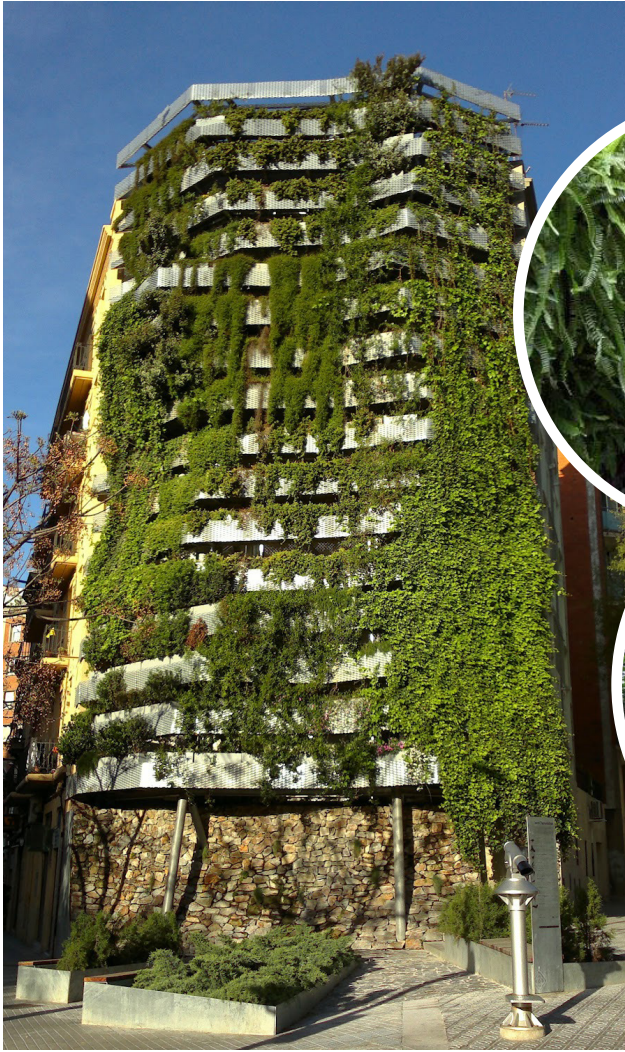


Fig. 3 Jardín vertical Tarradellas, Barcelona



Fig. 4 Jardín vertical del Smart Parc Tabacalera de Tarragona

1.7 ESQUEMA DE LA TESIS

El presente trabajo se desarrolló en tres periodos.

El primer periodo desde noviembre 2008 a junio 2009 se dedicó a la preparación de las instalaciones necesarias para la construcción de un techo verde y a la búsqueda de las especies aptas para los mismos en clima mediterráneo.

Se seleccionaron 12 especies después de una búsqueda en diferentes floras mediterráneas de ambientes diferentes como son las de zonas rupícolas, de dunas, litorales, de zona áridas y de zonas costeras. Se dispuso de la información proporcionada por viveristas y expertos en jardinería mediterránea. (Citas, comunicación personal).

El segundo periodo fue desde junio 2009 a mayo del 2010, en el cual se ensayaron 12 especies en monocultivo bajo tres tratamientos de riego. Las experiencias del segundo periodo están resumidas en los capítulos 1 y 3 de la presente tesis.

En la tercera fase de la investigación se realizó la simulación de dos cubiertas: una con mayoría de especies con desarrollo semi arbustivo y la otra con mayoría de especie de tipo tapizantes.

La duración de esta fase de la investigación fue de 18 meses, desde julio 2010 hasta diciembre 2011. Los resultados de la tercera fase de la investigación están resumidos en el capítulo 2 de la presente tesis.



Fig. 5. IRTA de Caldes De Montbui



Fig. 6. Ensayo de 12 especies en monocultivo

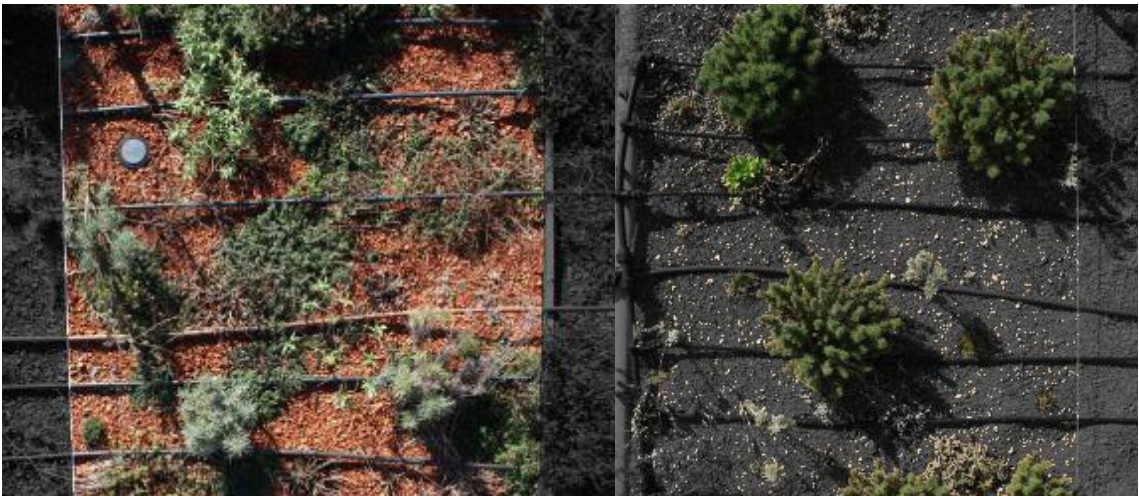


Fig. 7 Medición de la cobertura y de la biodiversidad en las dos cubiertas

1.8 JUSTIFICACIÓN DE LA TESIS

La presente tesis se ha integrado en las líneas de investigación del Programa Horticultura Ambiental del IRTA (Institut de Recerca i Tecnologia Agrolimentàries) en el centro Torre Marimon (<http://www.irta.cat/es-ES/RIT/Centres/Paginas/TorreMarimon.aspx>) de Caldes de Montbui (Barcelona). El grupo de investigación, analiza las relaciones hídricas y ecofisiológicas, como herramienta para entender las respuestas de las plantas o comunidades, un paso previo para tratar de buscar soluciones que mejoren la productividad vegetal. Además, la tesis se ha enmarcado en el proyecto IMPACTO: Análisis de implantación de innovadoras cubiertas ecológicas en tejados y paredes de grandes urbes de clima mediterráneo. (2011 – 2014). N° proyecto ITP-2011-1017-310000.

La eficiencia en el uso del agua, generalmente alternativa (freáticos, recicladas....) en los espacios verdes urbanos, es uno de los retos de investigación del grupo. En la tesis se propone minimizar el uso del agua y como consecuencia la optimización del riego.

La cubierta ecológicas permiten integrar la jardinería en las edificaciones mejorando la calidad ambiental y ahorrando recursos energéticos, lo cual debe permitir, obtener construcciones más eficientes y sostenibles. En este marco el proyecto de la tesis tuvo el soporte de dos empresas del sector que colaboraron en la parte inicial de la investigación: la empresa alemana ZinCO <http://www.zinco-cubiertas-ecologicas.es/internacional.html> que ha proporcionado todos

los materiales para el sistema de ajardinamiento extensivo y ACIEROID, que ha colaborado parcialmente financiando el mantenimiento de los ensayos.

<http://www.acieroid.es/esp/index.php>

Igualmente he sido beneficiario de una beca del MIUR. (Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca, Italia).

1.9 OBJETIVOS

I. Estimar la adaptación de diferentes especies vegetales respecto a los estreses ambientales propios del ambiente urbano mediterráneo y las condiciones de cultivo en cubiertas verdes.

II. Caracterizar distintas tipologías de especies vegetales respecto a los estreses ambientales propios del ambiente urbano y las condiciones de cultivo en cubiertas verdes.

III. Valorar las aplicaciones de agua respecto a las técnicas de riego mínimo y de ausencia de riego en cubiertas vegetales urbanas.

IV. Estudiar la relación de competencia entre las especies ornamentales, y entre ellas y las especies colonizadoras.

V. Estudiar la importancia del conjunto substrato – especie en las prestaciones térmicas y hídricas de una cubierta ajardinada. Proponer un de gestión integrada y sostenible de cubiertas verdes urbanas.

CAPÍTULO 2

ESTUDIO DE LAS PRESTACIONES DE 12 ESPECIES PARA CUBIERTAS VERDES EN CLIMA MEDITERRÁNEO

2.1 INTRODUCCIÓN

El notable desarrollo de las cubiertas verdes en el centro y el norte de Europa no está teniendo un desarrollo paralelo en el entorno mediterráneo. Las experiencias alemanas empezaron en 1950, mientras que en otros países se desarrollaron a partir de los años 70 del siglo XX (Köhler, 2006). En 1982 se publicaron las normas sobre cubiertas verdes y terrazas en Alemania, (Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing, FLL). Desde entonces se ha investigado principalmente distintos aspectos técnicos para mejorar el rendimiento de estos sistemas, conseguir materiales más ligeros y seguros y hacer más asequible los costos de construcción de la cubierta. Paralelamente, se han estudiado otros aspectos de la presencia de cubiertas verdes como pueden ser el efecto en la biodiversidad urbana (Lundholm, 2006; Oberndorfer *et al.*, 2007; Lundholm & Peck, 2008; Bass, 2009), en el balance de energía de la ciudad (Andersson, 2006, Carter and Butler, 2008 Spala *et al.*, 2008; Abram, 2011) y los efectos psicológicos y sociales sobre las personas y las pequeñas comunidades (Samangoeei, 2006; So-Young *et al.*, 2008). En los últimos años, en Italia y España (Abhram 2006; Briz-Escribano, 2004), se ha difundido la utilización de techos verdes en regiones con clima continental o atlántico, pero su utilización es reciente en la costa mediterránea. (Briz-Escribano, 2004; Abram, 2006; Neila *et al.*, 2008; Damas *et al.*, 2010; Vestrella *et al.*, 2010).

Las especies de plantas más utilizadas en las cubiertas verdes en la zona mediterránea son las del género *Sedum* ya que además de adaptarse a las condiciones de sequía, desarrollan cierta cobertura en los diferentes períodos

del año y se propagan con relativa facilidad cuando las condiciones son propicias (Devecchi & Assone 2007). Su resistencia a la sequía se debe principalmente al metabolismo CAM, lo que reduce la pérdida de agua por evapotranspiración durante el día. La utilización de especies de *Sedum* permite conseguir buenos resultados, pero pueden presentar algunos inconvenientes relacionados con la cobertura no uniforme del suelo, la baja tasa de crecimiento y la limitada biodiversidad. Se ha observado que una mezcla de diferentes plantas tiene una mayor probabilidad de éxito que un monocultivo, especialmente en condiciones de sequía o estrés por baja temperatura (Gedge & Kadas, 2005; Nagase & Dunnet, 2010; Lundholm *et al.*, 2010; Bretzel *et al.*, 2011; MacIvor & Lundholm 2011).

El estudio de la utilización de distintas especies o mezcla de especies para su utilización en las cubiertas verdes extensivas en entorno mediterráneo no es sencillo (Caneva *et al.*, 2013; Papafotiou *et al.*, 2013), ya que además de la tolerancia a la sequía y los estreses térmicos se tendrá que determinar otras características, tales como una baja capacidad alergénica, la facilitación a la instalación y albergue de insectos y aves que viven en una ciudad y finalmente el mantenimiento de la capacidad ornamental y estética a lo largo de las estaciones del año (Brenneisen, 2006; Benvenuti & Bacci, 2010; Provenzano *et al.*, 2010; Vestrella *et al.*, 2012).

Actualmente en muchas ciudades, los techos verdes están incluidos en el programa de corredores ecológicos urbanos, debido a que son una excelente manera de aumentar la superficie verde y la biodiversidad (Carter & Butler, 2008; Lundholm & Peck, 2008; Agencia de Ecología Urbana de Barcelona 2010; Ayuntamiento de Barcelona 2010; Damas *et al.*, 2010).

2.2 MATERIALES Y MÉTODOS

2.2.1 Lugar de la investigación

El ensayo se llevó a cabo en Caldes de Montbui (205 m.s.n.m.) (41° 63' N 2°16' E) a 30 Km de la ciudad de Barcelona, España, en la depresión posterior a la sierra pre litoral catalana, en zona mediterránea. Durante el periodo de la investigación (Junio 2009 – Mayo 2010) el promedio mensual de las temperaturas ha variado entre 6,1° C y 25,1° C, las precipitaciones medias mensuales entre 5,2 mm y 125,2 mm y la evapotranspiración potencial (ET0) entre 20,4 y 139.7 mm. La ET0 ha presentado valores altos en los meses de verano y la precipitación ha sido escasa. En junio la ET0 fue de 135,3 mm y la lluvia de 10,7 mm, julio presentó una ET0 de 139,7 mm y 10,7 mm de lluvia. En agosto solo llovió una vez 27,4 mm con una ET0 de 131 mm. De junio 2009 a mayo de 2010 llovió un total de 640 mm mientras y la ET0 fue de 925 mm. Es importante destacar que la temperatura en enero y marzo 2010 descendió por debajo de 0°C, llegando a -8°C, causando daños reversibles o irreversibles según las especies.

Todos los datos climáticos fueron proporcionados por la estación meteorológica de Caldes de Montbui, situada a 150 metros del lugar de la investigación.

La Tabla 1 muestra un resumen climático con los promedios mensuales del periodo de la investigación y del periodo comprendido entre 1991 y 2010.

Tabla 1. Promedios climáticos mensuales y datos absolutos * registrados durante el período de prueba (junio 2009 - mayo 2010) y durante el período de veinte años, de 1991-2010 (datos climáticos mensuales históricos *)

		Temp. (° C)			Temp. Absoluta (° C)		LLuvia (mm)	ETO (mm)
		Media	Máx	Mín	Máx	Mín		
periodo prueba	JUN 09	22.4	29.2	15.6	35	11.8	10.7	135.3
(1991 – 2010)	JUN	21.0	27.3	14.7	33.8	9.1	44.6	124.9
periodo prueba	JUL 09	24.2	30.3	17.9	37.2	11.4	11.6	139.7
(1991 – 2010)	JUL	23.5	29.7	17.2	35.4	11.5	24.7	130.5
periodo prueba	AUG 09	25.0	31.8	19.0	37.4	16.8	27.4	131.0
(1991 – 2010)	AUG	22.4	28.2	16.8	33.6	11.0	50.7	120.7
periodo prueba	SEP 09	20.2	26.5	14.8	30	10.9	103.4	85.5
(1991 – 2010)	SEP	18.9	24.6	13.8	31.2	7.7	89.1	77.3
periodo prueba	OCT 09	16.5	23.1	11.2	29.3	3.6	72.2	62.6
(1991 – 2010)	OCT	15.7	21.5	10.9	27.7	3.7	81.9	53.1
periodo prueba	NOV 09	11.7	18.4	6.6	25	2	5.2	34.0
(1991 – 2010)	NOV	10.1	16.4	5.0	22.3	-1.2	39.9	25.9
periodo prueba	DEC 09	7.4	13.0	2.8	19.2	-7.9	47.5	20.4
(1991 – 2010)	DIC	7.2	13.4	2.4	19.1	-3.4	52.2	16.5
periodo prueba	ENE 10	6.2	10.8	2.5	16.5	-3.1	59	24.5
(1991 – 2010)	ENE	6.7	13.5	1.4	19.6	-4.0	40.4	22.3
periodo prueba	FEB 10	7.0	12.4	1.9	18	-5.9	89.5	36.6
(1991 – 2010)	FEB	7.7	14.7	1.9	20.0	-2.8	29.2	31.3
periodo prueba	MAR 10	8.8	14.7	3.4	20.9	-4.4	66	66.4
(1991 – 2010)	MAR	10.5	17.2	4.4	24.4	-1.2	33.0	58.2
periodo prueba	ABR 10	12.9	19.4	7.0	25.6	3.6	32.8	86.3
(1991 – 2010)	ABR	12.8	19.3	6.6	25.8	1.3	50.0	79.1
periodo prueba	MAY 10	15.3	21.2	9.6	30.1	4.1	125.2	106.9
(1991 – 2010)	MAY	16.7	22.8	10.6	29.8	4.6	63.6	112.9

* Estación meteorológica de Caldes de Montbui (MeteoCat <http://www.meteo.cat/servmet/radar/>).

2.2.2 Sistema de construcción de la cubierta verde (Green roof system)

En mesas con borde de hormigón prefabricado se reprodujeron las condiciones que se pueden encontrar en un techo verde extensivos. El sistema utilizado fue el sistema ZinCo[®] poniendo debajo de todo una manta retenedora y de protección de fibra sintética de polipropileno SSM45 con una capacidad de retención de agua aproximada de 5 l/m². Por encima, una placa retenedora y de drenaje de polietileno reciclado Floradrain FD25-E con un volumen de llenado aproximadamente de 10 l/m². Estas capas se cubrieron con un filtro geo textil de polipropileno y un substrato Zinco terra de tipo Floral. El espesor del substrato fue de 11 ± 1 cm y el espesor total de la estructura de aproximadamente 15cm (<http://www.zinco-greenroof.com/EN/index.php>; http://www.zinco-greenroof.com/EN/benefits/ecological_benefits.php).

El substrato utilizado fue el ZinCo floral compuesto por ladrillos troceados con un 5 % aproximado de materia orgánica. La densidad aparente (o peso específico) del substrato fue de 0,9 g/cm³, la porosidad total del 66%, los valores de pH variaron entre 7,95 y 8,08 y los de conductividad eléctrica entre 158,4 y 194,2 µS/cm (microSiemens/cm). Todas las análisis del substrato se efectuaron periódicamente en el laboratorio del IRTA, la medición del pH y de la conductividad se hicieron cada tres meses utilizando un medidor de pH y conductividad de laboratorio.

2.2.3 Especies

Se seleccionaron 12 especies (Tabla 2) teniendo en cuenta las siguientes características: material vegetal de fácil obtención en el mercado, de buen aspecto estético y con floración variada, resistentes a la sequia, con desarrollo compacto y rastrero y con raíces no pivotantes o sea en cabellera y con desarrollo superficial. Se investigó en floras de diferentes ambientes como zonas rupícolas, arenosas, ambientes litorales, de zona árida. También se buscó en floras de ambientes con suelos con alta pedregosidad o con carencia de suelo como son los muros o

acantilados.

Las especies fueron clasificadas en tres formas de crecimiento: tapizante, semi arbustiva, herbácea- rizomatosas. Esta clasificación está principalmente relacionada con el hábito y comportamiento de las plantas en ambiente mediterráneo aunque algunas tienen un doble comportamiento.

Tabla 2. Especies seleccionadas y definición de hábitats

Especies	Familia Botánica	Corotipo	Hábitat	Forma de crecimiento
<i>Armeria maritima</i> (P. Mill.) Willd.	Plumbaginaceae	Sub-cosmopolita	Zonas costeras, lugares secos, arenosos (condiciones salinas como las playas y marismas).	Herbácea - Rizomatosas
<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less.	Compositae	W. Medit.	En roquedales próximos a la costa. Zonas de matorral, suelos pedregosos o arenosos, bien drenados, grietas, en climas templados o semiáridos.	Semi - arbustiva
<i>Centranthus ruber</i> (L.) DC.	Valerianaceae	Steno Medit.	Crece en terrenos calcáreos y rocosos.	Semi - arbustiva
<i>Dymondia margaretae</i> Compton	Asteraceae	South Africa	Suelos arenosos litorales.	Tapizante
<i>Drosanthemum floribundum</i> (Haw.) Schwantes	Aizoaceae	South Africa	Cultivada o subespontánea en el Mediterráneo.	Semi - arbustiva
<i>Frankenia laevis</i> L.	Frankeniaceae	Steno Medit. - Central Asia South Africa	Suelos arenosos litorales y limos de marismas.	Tapizante
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench	Compositae	W. Medit.	Arenales y terrenos secos, áridos y pedregosos.	Semi - arbustiva
<i>Iris lutescens</i> Lam.	Iridaceae	NW-Steno-Medit.	Crece en prados secos y rocosos.	Herbácea - Rizomatosas
<i>Limonium virgatum</i> (Willd.) Fourr.	Plumbaginaceae	Euri-Medit.	Retro dunas costeras y acantilados salinos.	Herbácea - Rizomatosas
<i>Lotus creticus</i> L.	Leguminosae	Steno Medit.	Arenales marítimos y sistemas dunares.	Semi - arbustiva
<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.	Compositae	W. Medit. North Africa	Lugares pedregosos y arenosos, roquedales secos.	Semi - arbustiva
<i>Thymus serpyllum</i> L.*	Labiatae	Euri-Medit.	Pastizales mesófilos de montaña y límites de bosques mesofíticos.	Semi - arbustiva/ Tapizante

* doble comportamiento

2.2.4 Diseño experimental y riego

El diseño experimental consistió en un Split-plot o parcela dividida: el factor principal fue el riego (3 tratamientos) y el secundario las especies (12 especies) con tres repeticiones por combinación. El ensayo se distribuyó en 9 parcelas principales de 12 m² de superficie. Cada parcela principal se dividió en 12 mini parcelas de 1 m², en cada una de ellas se plantó una sola especie con una densidad de 9 plantas /m². El estudio se llevó a cabo desde junio de 2009 a

mayo de 2010.

Se aplicaron tres tratamientos: sin riego 0%, 20%, 40% de la evapotranspiración potencial (ET₀).

La dosis de riego se calculó semanalmente a partir de los datos de la semana anterior restando al valor total de la ET₀ el valor total de las precipitaciones (ET₀ - lluvia). La cantidad de agua obtenida se distribuyó durante la semana de manera regular.

El sistema de distribución del agua de riego fue por líneas de 16 mm de diámetro con goteros integrados situados cada 30 cm y con una capacidad de 22.8 litros/m²/ hora. Cada línea de riego era independiente y cada subparcela disfrutaba del mismo número de goteros. Al principio del ensayo se midió durante 5 días el caudal de diferentes goteros al azar y se calculó el coeficiente de uniformidad de riego que fue de 0,9.

Durante el ensayo se suministraron 216 litros/m² de agua en las parcelas de riego al 40% de la ET₀ y 108 litros/m² para las plantas de riego 20% con un promedio semanal de 4,9 y 2,5 litros/m² en los dos regímenes de riego respectivamente. El agua distribuida en los meses más calurosos (de junio a septiembre) fue de 184 litros para el tratamiento de riego 40% y 92 litros para el tratamiento del 20% de la ET₀, el equivalente a un 85% del total de agua distribuida durante el año.

2.2.5 Cubierta verde (Green Roof): parámetros evaluados

Los parámetros medidos fueron: mortalidad de las plantas, cobertura verde, época y duración de floración, biomasa de la parte subterránea y de la parte aérea, transpiración cuticular, peso específico foliar. Los resultados de cada especie se analizaron de acuerdo al grupo funcional y al tratamiento de riego recibido.

Mensualmente se determinó la supervivencia de las plantas y cada 15 días la floración y su duración. Las plantas que carecían de hojas o ramas vivas se consideraron muertas dejando el material vegetal *in situ*. En la primavera siguiente se determinó la brotación. Para evaluar el periodo entero de floración de una planta y eventuales rebrotes de la misma se evaluó la durada y el número de ramas en flor y el porcentaje de ramas en flor respecto al total de las ramas de

la planta.

Cada dos meses se tomaron fotografías a una altura de 2.5 m con una cámara Nikon EOS 500 la cual estaba conectada a un ordenador portátil para el disparo remoto con el software Nikon EOS. Las fotos se tomaron en las horas solares (11 am 2 pm) para limitar los efectos de la sombra de las propias plantas. La cámara estaba montada en un trípode con un brazo horizontal extensible. Todas las fotos fueron tomadas desde la misma distancia y altura y con los mismos ajustes de cámara y de imagen. El tratamiento de las fotos fue efectuado con el software Greenpix (desarrollado por el Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries - IRTA), para el análisis de imágenes digitales (Casadesús, *et al.*, 2005; Casadesús *et al.*, 2007). Se utilizó un rango de Hue de 0 a 180 que permitió determinar el número de píxeles de color amarillo, marrón y verde y calcular el porcentaje de cada uno respecto al total de píxeles de la fotografía y transformar los píxeles en cm² para calcular la cobertura total, la verde, amarilla y marrón. Como parámetro de crecimiento de las plantas se tomó en cuenta solo la superficie verde correspondiente a los píxeles que tienen un intervalo de Hue entre 60 y 180 (Fig. 1).

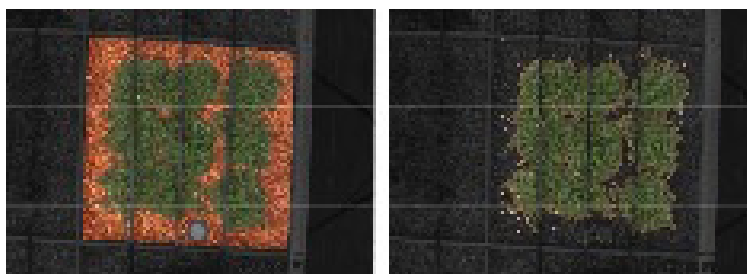


Fig. 1 Funcionamiento del software greenpix: (A) imagen con el área seleccionada y que corresponde a la unidad experimental de una especie de 1m². (B) imagen del programa que destaca los píxeles con HUE entre 0 y 180^a (*Dymondia margaretae* nov. 2009).

La tasa de transpiración cuticular (TRc) fue medida al inicio y al final del verano en junio y septiembre 2009. El método utilizado fue gravimétrico para 6 hojas por especie por tratamiento de riego. Las hojas muestreadas se dejaron deshidratar en condiciones constantes durante 60 minutos, periodo de tiempo necesario al cierre hidroactivo de los estomas. A continuación se midió el peso de cada hoja a intervalos de 40 minutos hasta llegar a ser constante y luego se puso todo el material en estufa a 65°C para el cálculo del peso seco. La TRc se calculó utilizando la fórmula $(\text{Peso fresco inicial} - \text{peso fresco final}) / \text{peso seco} * \text{tiempo}$

en minutos) (Savé y Serrano, 1986; Larsson y Svenningsson, 1986; Vaughn et al. 2011).

El peso específico foliar se midió en tres momentos del experimento: al inicio en junio de 2009, en septiembre de 2009 y en abril de 2010. Se escanearon las hojas y se utilizó el software Winfolia (Regents Instruments, Canadá) para la medida de la superficie foliar, después se secaron las hojas durante 4-5 días en una estufa a 65°C y a continuación se calculó el peso específico.

Para el cálculo de la biomasa se clasificaron todas las plantas según la especie, la posición que tenían en el ensayo y el tratamiento de riego. Todas las plantas fueron desenterradas con cuidado y para algunas especies fue necesario cribar el substrato para recuperar trozos de raíces. Por último se separó la parte aérea (hojas y tallos) de las raíces. Las raíces se limpiaron con agua abundante y cada especie se puso en una bolsa de papel para permitir el movimiento de aire y agua a través del papel. Finalmente se secó todo el material vegetal durante 7 días en una estufa a 65° con el objetivo de obtener el peso de cada fracción.

2.2.6 Análisis estadístico

El diseño del experimento fue factorial: factor riego, especies y muestreo. Para analizar la evolución de la cobertura de cada especie a lo largo del tiempo se utilizó un análisis estadístico ANOVA para modelos mixtos, con muestreo y riego como factores fijos y bloque como factor aleatorio con tres niveles para el factor riego, 8 para el factor muestreo y 3 para el factor bloque. Se utilizó el test post hoc para determinar las diferencias significativas entre los tratamientos de riego y las fechas de muestreo con método de ajuste de Tukey. El mismo análisis se realizó agrupando las especies por formas de crecimiento.

La biomasa se analizó para cada especie con un ANOVA para modelos mixtos de un factor fijo (tratamiento de riego) y uno aleatorio (bloque). Todos los análisis se realizaron con el programa SAS versión 9.2. Los promedios de la cobertura y biomasa por tratamiento de riego y por forma de crecimiento según el riego recibido se compararon mediante el test de Tukey Kramer HSD con el programa JMP versión 10.

2.3 RESULTADOS

2.3.1 Mortalidad de las plantas

En la tabla 3 se pueden observar los resultados del promedio de mortalidad para todas las especies regadas con el mismo tratamiento y del promedio para cada forma de crecimiento según el riego recibido mensualmente.

Los resultados de cada especie mostraron que la mortalidad de *Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum* y *Lotus creticus* fue superior al 81% en el período invernal en todos los tratamientos de riego (Fig. 2). Las especies que tuvieron aporte de riego mostraron un índice de mortalidad entre el 0 y el 38%, mientras que el comportamiento de las especies cultivadas en ausencia de riego fue variado: *Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum*, *Lotus creticus* y *Dymondia margaretae* tuvieron tasas de mortalidad cerca del 100%, *Frankenia laevis* y *Limonium virgatum* presentaron un 70 y 74%, respectivamente, *Thymus serpyllum* 48%, *Helichrysum stoechas* 37% mientras que las demás especies (*Armeria maritima*, *Centranthus ruber*, *Iris lutescens* y *Santolina rosmarinifolia*) tuvieron un rango de la mortalidad entre 14 y 18%.

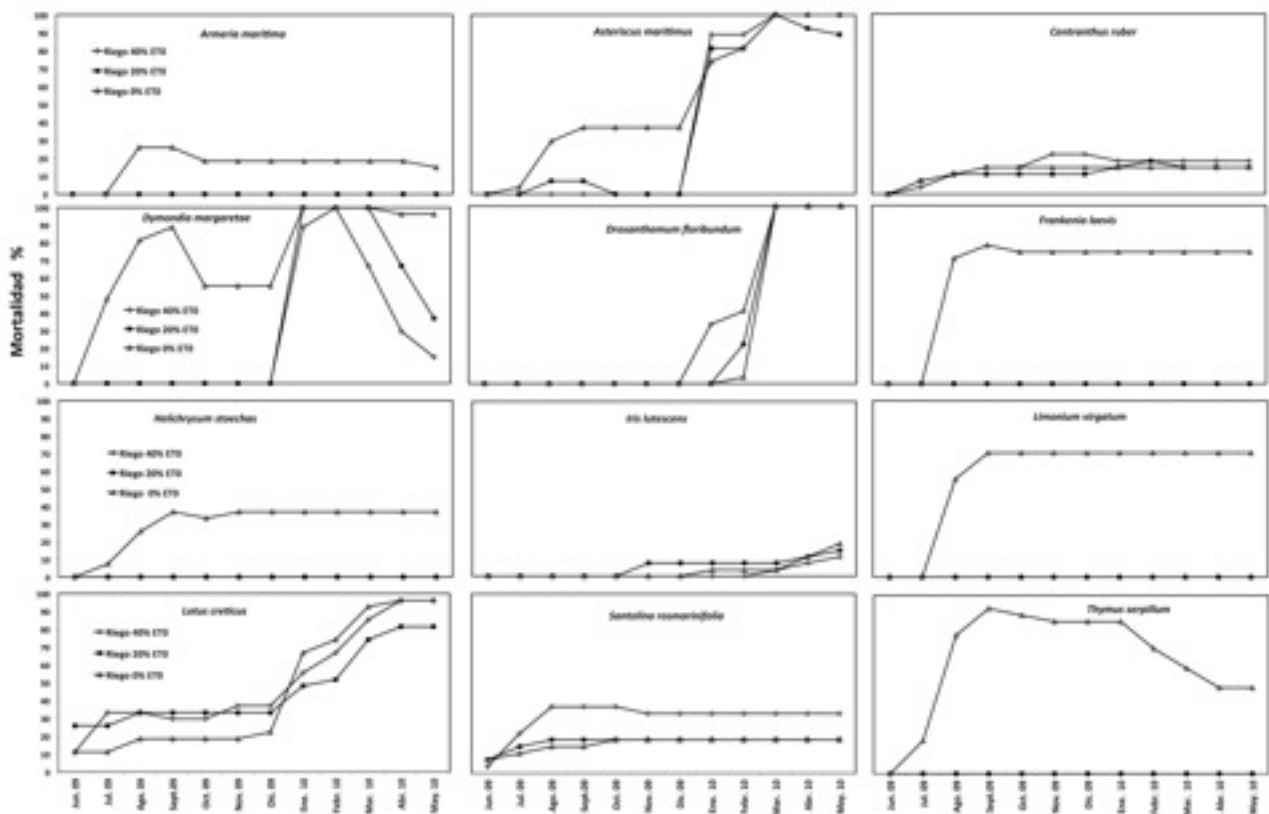


Fig. 2. Porcentaje de mortalidad de las especies desde junio de 2009 a mayo de 2010 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ET_0 . Los valores son la media de los tres bloques.

2.3.2 Cobertura

Los valores de cobertura han sido analizados por riego y forma de crecimiento según el aporte de riego recibido. En la tabla 4 se muestran el desarrollo de cada grupo a lo largo del ensayo con los valores de cobertura por muestreo mientras que los promedios totales y sus diferencias significativas se muestran en la tabla 5. Todas las formas de crecimiento muestran diferencias significativas entre las plantas regadas y las plantas sin riego.

Las plantas con riego alcanzaron una mayor cobertura en mayo y noviembre; los valores más bajos fueron registrados en marzo. Los resultados de cada especie se muestran en la fig. 3: *Armeria maritima*, *Iris lutescens* y *Santolina rosmarinifolia* mostraron un crecimiento constante y sin variaciones estacionales.

Thymus serpyllum, *Frankenia laevis*, *Limonium virgatum* y *Centranthus ruber* son las especies que presentaron los mejores valores finales con variaciones estacionales.

Los peores resultados finales, independientemente del tratamiento de riego, se registraron en *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus* y *Drosanthemum floribundum*. En el tratamiento sin riego *Centranthus ruber*, *Helichrysum stoechas* y *Limonium virgatum* mostraron los resultados mejores.

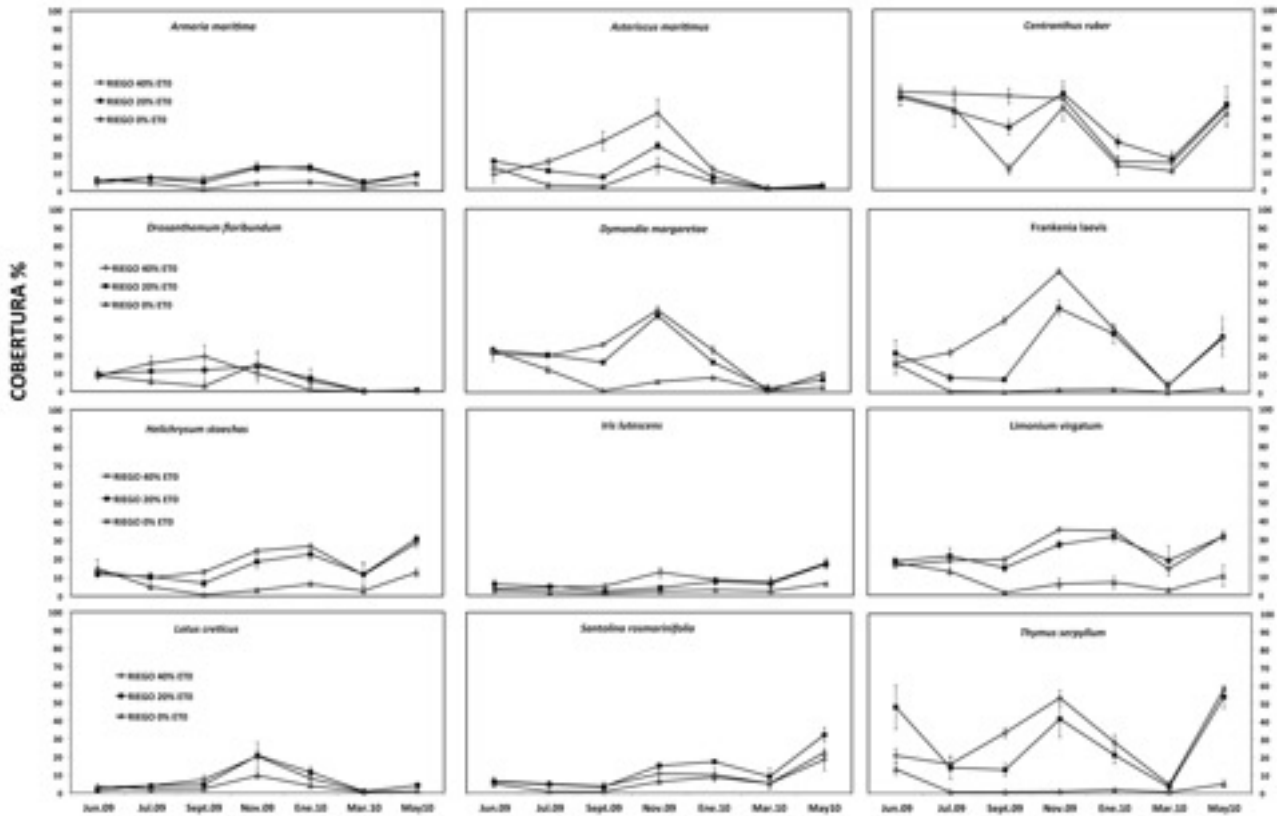


Figura 3. Cobertura verde para cada especie desde junio de 2009 a mayo de 2010 en los tres tratamientos de riego 0% 20% y 40% de la ETO. Los valores son la media de 3 valores \pm error estándar.

Tabla 3. Resumen de la mortalidad (en porcentaje \pm error estándar) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todas las especies regadas con el mismo tratamiento) y para los tres grupos de forma de vida (Semi - arbustivas, Tapizantes, Herbáceas - Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO.

FECHA	% MORTALIDAD											
	Semi - arbustivas		Semi - arbustivas		Semi - arbustivas		Tapizantes		Tapizantes		Herbáceas - Rizomatosas	
	Riego 0% ETO	Riego 20% ETO	Riego 40% ETO	Riego 0% ETO	Riego 20% ETO	Riego 40% ETO	Riego 0% ETO	Riego 20% ETO	Riego 40% ETO	Riego 0% ETO	Riego 20% ETO	Riego 40% ETO
Junio 2009	1.54 \pm 1.06	2.78 \pm 2.19	1.23 \pm 0.95	2.65 \pm 1.75	4.76 \pm 3.68	2.12 \pm 1.59	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Julio 2009	8.95 \pm 3.96	4.01 \pm 2.39	4.94 \pm 3.17	8.47 \pm 2.24	6.88 \pm 3.83	8.47 \pm 5.16	22.22 \pm 14.02	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Ago. 2009	34.26 \pm 8.51	5.86 \pm 3.04	6.79 \pm 3.94	25.40 \pm 9.47	10.05 \pm 4.69	11.64 \pm 6.28	76.54 \pm 3.27	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	27.16 \pm 16.05	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Sept. 2009	39.81 \pm 9.79	5.86 \pm 3.04	6.79 \pm 3.81	30.69 \pm 11.45	10.05 \pm 4.69	11.64 \pm 6.02	86.42 \pm 4.45	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	32.10 \pm 20.55	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Oct. 2009	35.80 \pm 8.61	5.25 \pm 3.07	6.79 \pm 3.81	30.16 \pm 10.83	8.99 \pm 4.91	11.64 \pm 6.02	72.84 \pm 9.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
Nov. 2009	35.80 \pm 8.44	5.86 \pm 3.04	7.72 \pm 4.14	30.16 \pm 10.40	8.99 \pm 4.91	13.23 \pm 6.46	71.60 \pm 8.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
Dic. 2009	36.11 \pm 8.38	5.86 \pm 3.04	7.72 \pm 4.14	30.69 \pm 10.31	8.99 \pm 4.91	13.23 \pm 6.46	71.60 \pm 8.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
Ene. 2010	46.91 \pm 10.12	22.53 \pm 10.11	26.54 \pm 9.92	42.33 \pm 12.52	23.28 \pm 11.68	32.80 \pm 11.97	86.42 \pm 7.51	33.33 \pm 33.33	29.63 \pm 29.63	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
Feb. 2010	47.22 \pm 9.95	25.00 \pm 9.95	29.01 \pm 10.79	42.86 \pm 12.12	27.51 \pm 11.14	35.45 \pm 12.60	81.48 \pm 9.32	33.33 \pm 33.33	33.33 \pm 33.33	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
Mar. 2010	57.41 \pm 10.75	34.57 \pm 12.84	33.95 \pm 12.10	60.32 \pm 14.27	43.92 \pm 17.29	48.15 \pm 17.24	77.78 \pm 11.91	33.33 \pm 33.33	22.22 \pm 22.22	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	1.23 \pm 1.23
Abril 2010	57.10 \pm 10.51	32.10 \pm 11.67	32.10 \pm 12.09	59.26 \pm 14.59	43.92 \pm 17.10	49.74 \pm 17.87	72.84 \pm 13.91	22.22 \pm 22.22	9.88 \pm 9.88	33.33 \pm 18.64	3.70 \pm 3.70	2.47 \pm 2.47
Mayo 2010	57.41 \pm 10.39	29.63 \pm 11.06	31.17 \pm 12.13	59.26 \pm 14.59	43.39 \pm 16.85	49.74 \pm 17.87	72.84 \pm 13.91	12.35 \pm 12.35	4.94 \pm 4.94	34.57 \pm 17.93	4.94 \pm 4.94	3.70 \pm 3.70

Tabla 4. Resumen de la cobertura (en porcentaje \pm error estándar) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todas las especies regadas con el mismo tratamiento) y para los tres grupos de vida (Semi - arbustivas, Tapizantes, Herbáceas - Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO.

FECHA	COBERTURA %											
	Riego 0% ETO	Riego 20% ETO	Riego 40% ETO	Semi - arbustivas Riego 0% ETO	Semi - arbustivas Riego 20% ETO	Semi - arbustivas Riego 40% ETO	Tapizantes Riego 0% ETO	Tapizantes Riego 20% ETO	Tapizantes Riego 40% ETO	Herbáceas - Rizomatosas Riego 0% ETO	Herbáceas - Rizomatosas Riego 20% ETO	Herbáceas - Rizomatosas Riego 40% ETO
Junio 09	10.42 \pm 3.52	12.12 \pm 3.72	11.35 \pm 3.64	10.91 \pm 0.87	13.57 \pm 6.27	12.38 \pm 6.16	11.10 \pm 3.51	16.58 \pm 3.57	13.83 \pm 1.92	4.55 \pm 1.10	16.25 \pm 7.04	16.81 \pm 7.82
Julio 09	4.72 \pm 2.76	8.93 \pm 2.91	10.66 \pm 3.39	5.55 \pm 4.76	8.78 \pm 4.71	11.16 \pm 5.73	2.02 \pm 1.55	8.72 \pm 3.32	11.48 \pm 1.81	4.05 \pm 2.17	9.09 \pm 4.51	8.01 \pm 4.02
Sept. 09	1.25 \pm 0.57	6.07 \pm 2.03	14.03 \pm 3.36	1.72 \pm 0.96	6.73 \pm 3.31	14.60 \pm 5.11	0.43 \pm 0.08	6.13 \pm 2.11	22.92 \pm 0.27	2.39 \pm 0.48	11.11 \pm 5.14	8.79 \pm 3.25
Nov. 09	6.72 \pm 2.95	21.49 \pm 3.78	25.65 \pm 5.08	9.45 \pm 4.90	21.26 \pm 4.72	23.63 \pm 6.55	1.76 \pm 1.14	35.69 \pm 1.48	46.58 \pm 3.82	6.41 \pm 1.81	17.27 \pm 6.23	17.63 \pm 6.32
Ene. 10	4.73 \pm 0.77	15.58 \pm 2.38	14.66 \pm 2.86	4.80 \pm 1.10	13.70 \pm 2.70	11.43 \pm 3.42	3.71 \pm 2.10	19.97 \pm 3.36	22.63 \pm 0.72	3.23 \pm 0.97	12.09 \pm 6.13	15.90 \pm 6.56
Mar. 10	2.43 \pm 0.80	7.59 \pm 2.06	6.30 \pm 1.82	2.94 \pm 1.34	6.78 \pm 2.85	6.28 \pm 2.76	0.64 \pm 0.28	4.17 \pm 1.21	2.99 \pm 1.17	7.54 \pm 4.03	7.94 \pm 4.01	7.24 \pm 3.18
Mayo 10	8.30 \pm 3.22	20.06 \pm 4.80	19.27 \pm 4.84	10.87 \pm 5.38	22.40 \pm 7.76	20.86 \pm 8.04	2.72 \pm 0.60	27.15 \pm 2.39	28.75 \pm 13.17	0.69 \pm 0.17	4.56 \pm 2.78	6.96 \pm 3.92

Tabla 5. Resumen de los promedios totales de cobertura (en porcentaje) para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO y para los tres grupos de forma de vida (Semi - arbustivas, Tapizantes, Herbáceas - Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO. Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas a at p<0.05 (TEST TUKEY KRAMER HSD).

Riego	Semi - arbustivas			Tapizantes			Herbáceas - Rizomatosas				
	0% ETO	20% ETO	40% ETO	0% ETO	20% ETO	40% ETO	0% ETO	20% ETO	40% ETO		
0% ETO	4.64	B	B	6.60	B	B	3.19	B	0% ETO	4.12	B
20% ETO	13.80	A	A	13.31	A	A	16.91	A	20% ETO	11.18	A
40% ETO	15.75	A	A	14.33	A	A	21.30	A	40% ETO	11.62	A

2.3.3 Floración

La mayoría de la floración se produjo en verano 2009 y en primavera 2010 (Tabla 6). Las únicas especies que presentaron diferencias de floración entre los tratamientos de riego fueron *Thymus serpyllum* que en el riego de 40% floreció hasta octubre, dos meses más que las plantas que recibieron un riego 20% y *Asteriscus maritimus* que floreció un mes más en el tratamiento 40% que en el de 20% mostrando una segunda floración en octubre. No llegaron a la etapa de floración *Lotus creticus* y *Santolina rosmarinifolia*, mientras que en *Frankenia laevis* solo las plantas de riego 20% ETO presentaron una floración reducida en mayo. *Dymondia margaretae* presentó floración solo en agosto. *Asteriscus maritimus*, *Centranthus ruber*, *Helichrysum stoechas*, *Limonium virgatum* y *Thymus serpyllum* presentaron una floración reducida y más breve en las plantas sin riego en comparación con las plantas de riego.

Tabla 6. Periodos de floración de las especies ensayadas para los tres tratamientos de riego: 0% ET0, 20% ET0 and 40% ET0.

Cantidad de ramas en floración: < 50% = 50% > 50%

		Periodos de floración											
Especies	Riego	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic	Ene	Feb	Mar	Abr	Mayo
<i>Armeria maritima</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Asteriscus maritimus</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Centranthus ruber</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Dymondia margaretae</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Frankenia laevis</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Helichrysum stoechas</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Iris lutescens</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Limonium virgatum</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Lotus creticus</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												
<i>Thymus serpyllum</i>	0% ET0												
	20% ET0												
	40% ET0												

2.3.4 Biomasa

En todas las formas de crecimiento la parte aérea presentó más biomasa en comparación con raíces, todos los grupos presentaron diferencias significativas entre los tratamientos de riego y el tratamiento sin riego excepto las raíces de las herbáceas-rizomatosas. Ningún grupo presentó diferencias significativas entre la biomasa de los tratamientos de riego 20 y 40% ET0 (Tabla 7).

En la tabla 8 se muestran los valores medios de biomasa de cada especie y de sus fracciones: aérea (tallos y hojas), subterránea (raíces), biomasa total

y la relación entre la parte subterránea/parte aérea para cada tratamiento de riego y la significación del modelo. Solo se presentan 9 de las 12 especies porque en tres especies no quedó material vegetal suficiente para el muestreo de la biomasa final. En *Dymondia margaretae* el muestreo se efectuó solo en las plantas con riego porque todas las plantas sin riego murieron. De las nueve especies analizadas 5 especies: *Armeria marítima*, *Frankenia laevis*, *Helichrysum stoechas*, *Iris lutescens*, y *Thymus serpyllum* presentaron diferencias significativas en parte aérea y biomasa total, presentando mayores valores en las plantas que recibieron riego.

Tabla 7. Valores medios en g. (\pm error estándar) de las diferentes porciones de biomasa seca (aérea, raíces y total) de las especies para los tres tratamientos de riego 0%, 20%, 40% ETO (cada valor es el promedio de todos los valores del mismo tratamiento de riego) y de las tres forma de crecimiento (Semi arbustivas, Tapizantes, Herbáceas –Rizomatosas) según el riego recibido 0%, 20%, 40% ETO. Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas $p < 0.05$ (TEST TUKEY KRAMER HSD).

BIOMASA				
		Riego		
	N°	Parte aérea	Raíces	Total
0% ETO	138	24.11 \pm 2.30 b	6.61 \pm 0.62 b	30.72 \pm 2.55 b
20% ETO	222	39.50 \pm 1.82 a	8.94 \pm 0.49 a	48.36 \pm 2.01 a
40% ETO	219	40.79 \pm 1.83 a	8.57 \pm 0.49 a	49.37 \pm 2.02 a
Semi - arbustivas				
	N°	Parte aérea	Raíces	Total
0% ETO	80	27.95 \pm 2.80 b	8.12 \pm 0.89 b	36.07 \pm 3.51 b
20% ETO	99	45.20 \pm 2.52 a	11.60 \pm 0.80 a	56.68 \pm 3.16 a
40% ETO	93	40.92 \pm 2.60 a	10.42 \pm 0.82 ab	51.34 \pm 3.26 a
Tapizantes				
	N°	Parte aérea	Raíces	Total
0% ETO	26	4.79 \pm 4.92 b	0.71 \pm 0.88 b	5.50 \pm 4.76 b
20% ETO	73	29.80 \pm 2.94 a	6.88 \pm 0.52 a	36.69 \pm 2.84 a
40% ETO	77	34.21 \pm 2.86 a	7.81 \pm 0.51 a	42.03 \pm 2.77 a
Herbáceas –Rizomatosas				
	N°	Parte aérea	Raíces	Total
0% ETO	51	19.64 \pm 3.76 b	4.96 \pm 0.92 a	24.60 \pm 3.75 b
20% ETO	77	37.55 \pm 3.06 a	7.07 \pm 0.75 a	44.53 \pm 3.05 a
40% ETO	76	44.56 \pm 3.08 a	6.37 \pm 0.75 a	50.93 \pm 3.07 a

Tabla 8. Valores medios finales (g) de las especies para los tres tratamientos de riego (0% ETO, 20% ETO, 40% ETO). Los valores no asociados con la misma letra presentan diferencias significativas a $p < 0.05$.

Especies	Riego	Parte aérea (g)	Raíces (g)	Total (g)	Raíces / Parte aérea
<i>Armeria maritima</i>	0% ETO	13.64 b	1.31 b	14.96 b	0.1 a
	20% ETO	26.14 a	3.04 a	29.17 a	0.1 a
	40% ETO	27.97 a	2.88 a	30.85 a	0.1 a
<i>Centranthus ruber</i>	0% ETO	46.61 a	17.97 a	64.58 a	0.4 a
	20% ETO	56.94 a	20.05 a	76.99 a	0.4 a
	40% ETO	49.86 a	20.10 a	69.96 a	0.4 a
<i>Dymondia margaretae</i>	0% ETO				
	20% ETO	8.11 b	8.47 b	16.57 a	1.0 a
	40% ETO	2.83 a	13.13 a	15.96 a	4.6 a
<i>Frankenia laevis</i>	0% ETO	12.92 c	1.35 b	14.27 b	0.1 b
	20% ETO	46.19 b	4.91 a	51.10 a	0.1 b
	40% ETO	62.10 a	4.50 a	66.60 a	0.1 a
<i>Helichrysum stoechas</i>	0% ETO	29.99 b	5.40 b	35.39 b	0.2 a
	20% ETO	52.32 a	9.53 a	61.84 a	0.2 a
	40% ETO	50.36 a	8.83 a	59.19 a	0.2 a
<i>Iris lutescens</i>	0% ETO	12.46 b	8.88 a	21.34 b	0.7 a
	20% ETO	18.66 ab	14.37 a	33.03 ab	0.8 a
	40% ETO	26.35 a	14.08 a	40.43 a	0.5 a
<i>Limonium virgatum</i>	0% ETO	50.14 a	6.04 a	56.18 a	0.1 c
	20% ETO	65.25 a	5.32 a	70.56 a	0.1 b
	40% ETO	76.01 a	3.59 b	79.60 a	0.0 a
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0% ETO	29.53 a	6.44 a	35.97 a	0.2 a
	20% ETO	44.98 a	9.93 a	54.91 a	0.2 a
	40% ETO	26.85 a	6.50 a	33.35 a	0.2 a
<i>Thymus serpyllum</i>	0% ETO	1.79 b	0.48 b	2.27 b	0.3 a
	20% ETO	28.65 a	7.76 a	36.41 a	0.3 a
	40% ETO	33.04 a	6.60 a	39.64 a	0.2 a

2.3.5 Transpiración cuticular y peso específico foliar

La transpiración cuticular presentó una reducción significativa en el muestreo de septiembre respecto al muestreo inicial en todos los tratamientos de riego. Las únicas excepciones fueron las plantas de *Limonium virgatum* de riego 40% y sin riego y las plantas de *Thymus serpyllum* sin riego (Fig.4).

El peso específico foliar no presentó resultados uniformes, aumentó en los tres tratamientos durante el verano en *Frankenia laevis*, *Helichrysum stoechas* y *Lotus creticus*, mientras que en *Santolina rosmarinifolia* y *Drosanthemum floribundum* disminuyó en la misma estación. *Limonium virgatum* presentó valores más altos a finales de abril 2010 que los valores iniciales en todos los tratamientos. Las otras especies mantuvieron constante su peso específico foliar o presentaron ligeras variaciones (Fig. 5).

Transpiración cuticular (TRc)

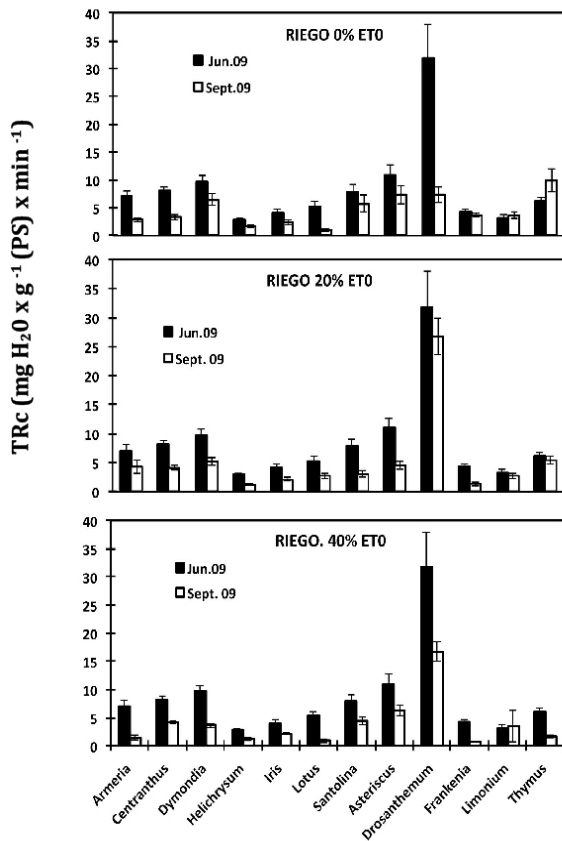


Figura 4. Transpiración cuticular de las 12 especies en los tres tratamientos de riego de 0%, 20% y 40% de la ETO en el momento 0 recién trasplantadas y en septiembre. Los valores son la media de 5 valores \pm error estándar

PESO ESPECIFICO FOLIAR (PEF)

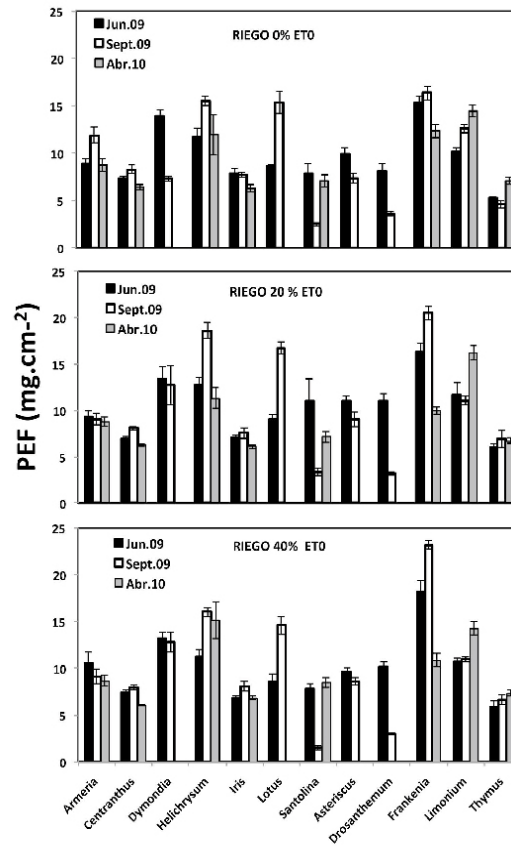


Figura 5. Peso específico foliar de las 12 especies en los tres tratamientos de riego de 0%, 20% y 40% de la ETO en tres momentos del ensayo. Los valores son la media de 5 valores \pm error estándar

2.4 DISCUSIÓN

2.4.1 Mortalidad

Dos factores influyeron sobre la mortalidad de las plantas: la disponibilidad hídrica y las bajas temperaturas invernales. Todas las especies sin riego presentaron un aumento constante de la mortalidad durante todo el periodo del ensayo. Las plantas con riego presentaron un aumento de mortalidad en enero debido a las bajas temperaturas.

2.4.2 Cobertura

Las formas de crecimiento, la arquitectura de una especie y sus características estructurales afectan la interceptación del agua de lluvia y las propiedades térmicas e hídricas de un substrato (Del Barrio, 1998; Dunnett *et al.*, 2008; Nagase & Dunnett, 2012; Mentens *et al.*, 2005; Buccola & Spolek, 2010; Scott MacIvor *et al.*, 2011; Olivieri *et al.*, 2013). En este ensayo, entre las formas de vida las arbustivas fueron la más afectada por el frío, las tapizantes sufrieron la falta de riego mientras que las herbáceas resultaron las menos afectadas por la sequía y el frío.

La cobertura verde tiene dos picos de crecimiento debidos al clima mediterráneo: el periodo otoñal y el primaveral. En estos periodos la disponibilidad de agua de lluvia y la baja ETO pueden reducir la importancia del riego. En primavera y

en otoño las plantas sin riego, analizado solo y en cada grupo de crecimiento, aumentaron la cobertura de un ratio a veces superior al de las plantas con riego pero siempre con un valor máximo del 11% no suficiente para utilizar en cubiertas verdes. Aunque en la mayoría de las especies los valores de cobertura se presentaron reducidos, esto no significa que no sean aptas para cubiertas ajardinadas. Hay especies que a pesar de la baja cobertura verde conseguida, han evidenciado un desarrollo lento y constante demostrando que la velocidad de cobertura o de colonización del “nicho ecológico” es diferente para cada especie, depende en gran medida a la tolerancia a los estreses que presentan y de sus características ecológicas (Benvenuti, 2014). Para obtener una mayor cobertura con estas especies que han mostrado un desarrollo lento se deberá utilizar una densidad más alta de plantas por metro cuadrado.

Las especies reagrupadas según riego recibido y los tres grupos de forma de vida no han presentado diferencias significativas de cobertura entre riego 20 y 40% ETO pero si entre los grupos de riego y el sin riego. Los resultados obtenidos en nuestra investigación no cumplen las normas profesionales que proceden de países con clima templado y que prevén una cobertura mínima del 80% de la superficie total (FLL, 2008) después de un periodo inicial. Estas normas no siempre se pueden aplicar en ambiente mediterráneo, porque los regímenes térmicos y de lluvias son muy diferentes a los del norte de Europa (Van Mechelen *et al.*, 2014).

En este estudio se observó que las especies tapizantes con riego han cubierto más suelo que las otras formas de crecimiento lo cual pudo ser debido a las diferencias estructurales de las plantas. Las tapizantes tuvieron un desarrollo principalmente horizontal y en nuestro caso enraizaron fácilmente facilitando su difusión y capacidad de rebrote. las semi arbustivas tuvieron principalmente un desarrollo en volumen. Las herbáceas-rizomatosas y las semi arbustivas presentaron menos variaciones estacionales con desarrollo más constantes a lo largo del ensayo y obtuvieron valores de cobertura más bajos que las tapizantes. En todas las formas de crecimiento el tratamiento sin riego presentó el menor porcentaje de cobertura. Para alcanzar mayor cobertura del suelo en el menor tiempo posible se tendría que utilizar especies tapizantes, mientras que para alcanzar una cubierta con más heterogeneidad ornamental se tendría que utilizar

diferentes especies de las tres formas de crecimiento.

2.4.3 Floración

El riego solo afectó el tiempo de floración en dos especies. Las plantas sin riego en algunos casos retardaron o acabaron antes el periodo de floración y presentaron un porcentaje menor de ramas en flor. En condiciones mediterráneas la floración de muchas especies es primaveral con un rebrote otoñal. La evaluación del porcentaje de ramas con flores de cada planta y del periodo de floración son parámetros que dan una indicación principalmente sobre la floración en condiciones de estrés pero no representan el tamaño de las plantas y por lo tanto no permiten una completa evaluación de la estética de la vegetación.

Este estudio ofrece indicaciones sobre la posibilidad que algunas especies tienen de florecer en ausencia o con riego mínimo y sugiere que en ambientes mediterráneos, con larga sequía estival, para obtener un nivel mínimo de floración es necesario prever un sistema de riego.

2.4.4 Biomasa, Transpiración cuticular y Peso específico

Los valores promedios finales de biomasa ratifican los resultados obtenidos en la mayoría de los parámetros analizados: no existieron diferencias significativas entre los dos tratamientos de riego. El hecho que diferentes especies y tres formas de crecimiento hayan mostrado solo diferencias entre plantas con riego y sin riego puede atribuirse, a que ambos tratamientos de riego, aportan cantidades de agua significativamente distintas, pero seguramente no diferentes en cuanto a potencial funcionalidad vegetal. Un estudio realizado en una zona mediterránea en Australia obtuvo resultados análogos: plantas regadas con tratamientos de riego similares no presentaron ninguna diferencia en la biomasa final (Williams *et al.*, 2010).

A nivel de especie cinco de las nueve especies presentaron valores significativos en la biomasa total entre los dos tratamientos de riego y el sin riego y cuatro

presentaron también la misma significación en la biomasa de las raíces.

A excepción de dos especies (*Frankenia laevis* y *Limonium virgatum*) el ratio entre la biomasa de raíces y la parte aérea no presentó diferencias significativas en los tres tratamientos de riego lo que sugiere que la biomasa se distribuye homogéneamente entre las raíces y las partes superiores.

Por otro lado, Farrell *et al.*; (2013) investigando sobre la posibilidad de utilizar en cubiertas verdes especies que crecen en poco substrato sobre aforamientos de rocas graníticas, demostraron que en la mayoría de las especies con déficit hídrico había aumentado la fracción de biomasa de las raíces. La repartición de la biomasa en las plantas, la variación de la transpiración cuticular y del peso específico foliar pueden representar estrategias de adaptación a estrés ambiental. Es probable que la reducción de la superficie de transpiración, la variación del grosor de la hoja y la disminución de la transpiración cuticular permitan un mayor control en la pérdida de agua a nivel foliar. En el presente trabajo el peso específico y la transpiración cuticular han mostrado una plasticidad frente a las condiciones ambientales indicando que el tamaño de la planta, forma y función son muy importantes para la supervivencia y el crecimiento de las plantas en condiciones urbanas. (Clary *et al.*, 2004; Savé *et al.*, 2000; Vignolio *et al.*, 2002, 2005; Serrano *et al.*, 2005; Galmes *et al.*, 2006; Vaughn *et al.*, 2010)

2.4.5 Especies

El análisis por especies muestra que *Centranthus ruber* presenta una estrategia de reducción de la parte aérea durante el invierno y en primavera tiene una capacidad alta de rebrote que coincidió con una época sin aporte de riego. Sin embargo, en verano mostró que la menor disponibilidad de agua afectó la cobertura que disminuyó en las plantas con el riego 20%ET0 y sin riego. La floración también resultó afectada en las plantas sin riego, ya que floreció un mes menos que las plantas con riego. El aumento del peso específico foliar junto a la disminución de la transpiración cuticular respecto al valor inicial muestran que esta especie es capaz de adaptar su morfología foliar a la baja disponibilidad de agua lo que le permite resistir a los períodos de sequía estival. Un estudio

realizado en Toscana (Italia) con *Centranthus ruber* en un substrato de igroperlite® a diferentes profundidades (15 y 20 cm) obtuvo una cobertura respectivamente del 62 y 100 %. Confirmando los datos obtenidos en este trabajo, *Centranthus ruber* es una especie que responde positivamente en ambiente mediterráneo.

La alta mortalidad de las plantas sin riego de *Frankenia laevis* y las variaciones en cobertura en las diferentes estaciones mostraron que esta especie es muy dependiente del riego.

Armeria maritima y *Iris lutescens* son especies que han mostrado un desarrollo lento y una cobertura baja y con valores constantes a lo largo del ensayo. Asimismo han presentado una baja tasa de mortalidad, resultado interesante para su aplicación en cubiertas verdes. Este menor desarrollo podría suplirse con un aumento de densidad de plantas en el momento de la plantación. Provenzano *et al.*, (2010) en un estudio en Italia confirmaron estos resultados para *Armeria maritima* ya que obtuvieron una cobertura del 40% y un bajo índice de crecimiento en un substrato de profundidad de 8 cm con la aplicación de riego cada vez que la humedad del substrato era más baja del 20%.

Los resultados en *Santolina rosmarinifolia* y *Helichrysum stoechas* han mostrado que son especies adaptadas al clima mediterráneo ya que han presentado reducidas variaciones de cobertura y bajos niveles de mortalidad. En *Santolina rosmarinifolia* los tratamientos de riego no han tenido efecto significativo en el crecimiento de las plantas, sin embargo en *Helichrysum stoechas* el riego ha tenido un efecto significativo en el desarrollo y crecimiento de esta especie. Estas dos especies disminuyó la transpiración cuticular pero adoptaron diferentes estrategias en peso específico. *Helichrysum stoechas* mostró durante el verano un aumento de peso específico mientras que *Santolina rosmarinifolia* presentó un resultado contrario, quizás atribuible a la generación de nuevas hojas. Papafotiou *et al.*, (2013) observaron que dos especies de *Helichrysum* cultivadas con riego limitado, eran idóneas para utilizar en cubiertas ajardinadas mediterráneas.

Las plantas con riego de *Thymus serpyllum* alcanzaron valores de cobertura de alrededor del 50%. Estos datos de crecimiento fueron confirmados por dos investigaciones: Provenzano *et al.*, (2010) utilizó esta especie en ambiente mediterráneo y en un substrato de 8 cm de grosor, relevaron una capacidad de cobertura del 85% unos meses después del trasplante en invierno. Por otra, en

Japón, en un ensayo de contenedores con 10 cm de grosor de substrato, con dosis de riego de 5 l cada dos días para contenedor, de mayo a septiembre tuvo una tasa de aumento de la cobertura superior al 70% logrando un valor final del 90% con esta especie. (Takahiro *et al.*, 2010). En nuestro ensayo las plantas sin riego cubrieron un 4% de la superficie y el riego afectó la floración, la mortalidad y la cobertura principalmente en verano, por lo tanto *Thymus serpyllum* necesita un riego mínimo.

Las plantas de *Dymondia margaretae* en tratamiento sin riego no soportaron la sequía presentando una alta mortalidad en verano. Por otro lado las plantas con riego no resistieron a las bajas temperaturas secándose las hojas pero presentaron una buena capacidad de rebrote en la primavera siguiente. Esta fue la única especie donde el valor de biomasa de las raíces fue superior al valor de la parte aérea, tuvo un desarrollo reducido y una escasa floración. La mortalidad de *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus* y *Drosanthemum floribundum* se debe a las bajas temperaturas invernales y fue independiente de la cantidad de agua que recibieron, lo que demuestra que el riego aportado durante el ensayo no ayudó a una mayor resistencia.

Las plantas con riego de *Limonium virgatum* no presentaron mortalidad y tampoco muchas variaciones en floración y en cobertura verde con un desarrollo constante a lo largo del ensayo. Las plantas sin riego florecieron un mes menos en comparación con las plantas con riego y no presentaron variaciones consistentes de transpiración cuticular después del verano. La estructura de esta planta formando una roseta basal de hojas no le permite un rápido desarrollo de la cobertura pero presentó una alta capacidad de producir semillas viables que germinaron y desarrollaron nuevas plántulas mostrando una buena adaptación al clima mediterráneo.

2.5 CONCLUSIONES

Este estudio muestra que hay especies que pueden ser funcionales con un riego mínimo en una cubierta verde en la región mediterránea. Los resultados dan una indicación sobre la funcionalidad de las formas de crecimiento. La arquitectura de cada grupo ha permitido respuestas diferentes a los estreses en las diferentes estaciones. Las herbáceas han mostrado un desarrollo más lento y constante. Las tapizantes presentaron un desarrollo rápido y más dependiente del agua y las arbustivas una menor resistencia a los estreses.

En conclusión, *Centranthus ruber*, *Santolina rosmarinifolia*, *Helichrysum stoechas* y *Iris lutescens* se pueden adaptar a las condiciones de un techo verde; *Limonium virgatum*, *Armeria maritima*, *Frankenia laevis* y *Thymus serpyllum* han tenido buenos resultados pero necesitan de dosis mínimas de riego. *Armeria maritima* y *Iris lutescens* presentaron un desarrollo más lento que las demás especies pero podrían utilizarse en un techo verde aumentando el número de plantas por metro cuadrado. *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus*, *Drosanthemum floribundum* y *Dymondia margaretae* no se han adaptado a las condiciones del ensayo.

Este estudio puede ayudar a seleccionar las plantas para una cubierta verde en ambiente mediterráneo ofreciendo una referencia sobre la supervivencia y el desarrollo de tipologías de plantas y especies.

Una mezcla apropiada de tres formas de crecimiento podría ser un tema interesante para la investigación futura, especialmente en relación con el agua disponible.

BIBLIOGRAFÍA

Abram, P. (2006). *Il verde pensile in Italia e in Europa*. Milano: Il Verde Editoriale.

Abram, P. (2011). *Verde pensile*. Pozzuoli: Sistemi Editoriali SE.

Agencia de Ecología Urbana de Barcelona. (2010). Cobertes i Murs Verds a Barcelona. *Estudi sobre les existents, el potencial i les estratègies de implantació*. Retrieved from http://bcnecologia.net/sites/default/files/proyectos/doc_cobertes_i_murs_verds_01m2010_0.pdf

Ajuntament de Barcelona. (2010). Els corredors verds urbans. *Exemples i criteris de disseny. Àrea de Medi Ambient*. Retrieved from <http://www.sostenibilitatbcn.cat/attachments/article/123/CorredorsVerdsUrbans.pdf>

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

Benvenuti, S., & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosystems*, 13, 349-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0124-129>

Benvenuti, S. (2014). Wildflower green roofs for urban landscaping, ecological

sustainability and biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 124, 151-161.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.004>

Bass, B. (2009). *Biodiversity Research Protocol*. Green Roofs for Healthy Cities – Draft Biodiversity Research Protocol. Retrieved from:

http://www.greenroofs.org/resources/Biodiversity_Research_on_Green_Roofs_Protocol_2009.pdf .

Brennesein, S. (2006). Space for Urban Wildlife: Designing Green Roofs as Habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4(1), 27-36.

Bretzel, F., Pezzarossa, B., Benvenuti, S., Bravi, A., & Malorgio, F. (2011). Soil influence on the performance of 26 native herbaceous plants suitable for sustainable Mediterranean landscaping. *Acta Oecologica*, 35, 657-663. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2009.06.008>

Britz-Escribano, J. (2004). *Naturación urbana y mejora medioambiental: Cubiertas ecológicas*. Madrid: Mundi-prensa Libros.

Buccola, N., & Spolek, G. (2011). A Pilot-Scale Evaluation of Greenroof Runoff Retention, Detention, and Quality. *Water Air Soil Pollution*, 216, 83-92. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0516-8>

Caneva, G., Kumbaric, A., Savo, V., & Casalini, R. (2013). Ecological approach in selecting extensive green roof plants: A data set of Mediterranean plants. *Plant Byosystem*, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.819819>

Carter, T., & Butler, C. (2008). Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. *Cities and the Environment*, 1(2), 1-17.

Casadesús, J., Biel, C., & Savé, R. (2005). *Turf color measurement with conventional digital cameras*. Proceedings of EFITA/WCCA Joint Congress: On It in Agriculture 25-28 July 2005, Vila Real, Portugal.

Casadesús, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, M. M., Araus, J. L., Amor, S., Villegas, D. (2007). Water Use Efficiency. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *Ann. Appl. Biol.*, 150, 227-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00116.x>

Clary J., Savè R., Biel C., & De Herralde F., (2004). Water relations in competitive interactions of Mediterranean grasses and shrubs. *Ann. Appl. Biol.*, 144, 1-7

Damas, O., Donvez, J., Ferrando, D., Ferre, A., Marqueyssat, P., & Delhommeau, P. (2010). *Identification of plant ranges adapted to water limited conditions of green roofs: A casestudy from France*. Proceedings of World Green Roof Congress: green roofs for a changing climate, 15-16 September 2010, London, UK.

Devecchi M. & Assone S., (2007). *Esperienze di coltivazione di Sedum per il verde pensile estensivo* Proceedings of “Il verde pensile nel clima mediterraneo” Genova 25 maggio 2007

Del Barrio, E. P. (1998). Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings*, 27, 179-193. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788\(97\)00029-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(97)00029-7)

Dunnett, N., Nagase, A., Booth R., & Grime, P. (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosystems*, 11(4), 385-398. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0064-9>

Farrell, C., Szota, C., Williams, N. S., & Arndt, S.K. (2013). High water users can be drought tolerant: using physiological traits for green roof plant selection. *Plant Soil*, 372(1-2), 177-193. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1725-x>

FLL, German Landscape Research, Development and Construction Society. (2008). Guidelines for the Planning, *Construction and Maintenance of Green Roofing*. Bonn, Germany.

Galmés J., Medrano H., Savé R., & Flexas J., (2006). Ecophysiological responses to water stress and recovery in Mediterranean plants with different growth forms and leaf habits. Water relations and stomatal conductance. *Plant and Soil*. doi10.1007/s11104-006-9148-6

Gedge, D., & Kadas, G. (2005). Green roofs and biodiversity. *Biologist*, 52(3), 161-169.

Köhler, M. (2006). Long-Term Vegetation Research on Two Extensive Green Roofs in Berlin. *Urban Habitats*, 4(1), 3-27. Retrieved from <http://www.urbanhabitats.org>

Larsson S., & Sverningsson M., (1986). Cuticular transpiration and epicuticular lipids leaves of barley (*Hordeum vulgare*) *Physiology plant*, 68, 13-19

Lundholm, J. (2006). Green roofs and facades: A habitat template approach. *Urban Habitats*, 4(1), 87-101.

Lundholm, J., & Peck, S. W. (2008). Introduction: Frontiers of green roof ecology. *Urban Ecosystems*, 11, 335-337. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0070-y>

Lundholm, J., MacIvor, J. S., MacDougall, Z., & Ranalli, M. (2010). Plant Species and Functional Group Combinations Affect Green Roof Ecosystem Functions. *PLoS ONE*, 5(3). <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0009677>

MacIvor J.S., & Lundholm J., (2011) Performance evaluation of native plants suited to extensive green roof conditions in a maritime climate. *Ecological Engineering*, 37, 407–417.

Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2005). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape Urban Planning*, 77(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>

Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types

for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning*, 97, 318-327.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>

Nagase, A., & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape and Urban Planning*, 104, 356-363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>

Neila, F. J., Bedoya, C., Acha, C., Olivieri, F., & Barbero, M. (2008). Las cubiertas ecológicas de tercera generación: un nuevo material constructivo. *Informes de la Construcción*, 60, 15-24.

Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., .Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823-834. <http://dx.doi.org/10.1641/B571005>

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.03.054>

Papafotiou, M., Pergialioti, N., Tassoula, L., Massas, I., & Kargas, G. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean Green Roof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48(10), 1327-1333.

Provenzano, M. E., Cardarelli, M., Crasso, M., & Colla, G. (2010). *Evaluation of potential green roof plant species in a Mediterranean climate*. Proceedings of World Green Roof Congress: Green roofs for a changing climate, 15-16 September 2010, London, UK.

Samangooei, M. (2006). Green spaces in the sky. What role do green roofs play

in a Twentyfirst century city? (Dissertation). Department of Architecture. Oxford Brookes University. Oxford.

Savé, R., Biel, C., & De Herralde, F. (2000). Leaf pubescence, water relations and chlorophyll fluorescence in two subspecies of *Lotus creticus* L. *Biol. Plantarum*, 43 (2), 239-244.

Savé R., & Serrano L., (1986). Some physiological and growth responses of kiwifruit (*Actinidia chinensis*) to flooding. *Physiol. Plant.*, 66, 75-78,

Scott MacIvor, J., Ranalli, M. A., & Lundholm, J. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Annals of Botany*, 107, 671-679. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcr007>

Serrano L., Peñuelas J., Ogaya R., & Savé R., (2005). Tissue-water relations of two co-occurring evergreen Mediterranean species in response to seasonal and experimental drought conditions. *J-Plant. Res.*, 118, 263-269.

Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33(1), 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2007.03.022>

So-Young, P., Jin-Su, S., Hyoung-Deug, K., Kenji, Y., & Ki-Cheol, S. (2008). Effects of Interior Plantscapes on Indoor Environments and Stress Level of High School Students. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 77(4), 447-454. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.77.447>

Takahiro, S., Michio, K., Yuichi, U., & Noboru, I. (2010). Evaluation of Growth and Green Coverage of Ten Ornamental Species for Planting as Urban Rooftop Greening. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 79(1), 69-76. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.79.69>

Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape and Urban Planning*, 121, 81-91.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>

Vaughn K.J., Biel C., Clary J.J., De Herralde F., Aranda X., Evans RY., Young T.P & Savè R., (2011) Californian perennial grasses are physiologically distinct from both Mediterranean annual and perennial grasses. *Plant and Soil*. doi: 10.1007/s11104-011-757-3)

Vestrella, A., Biel, C., & Savé, R., (2010). Green Roof under Mediterranean Conditions. A Challenge to improve The Environment in the Cities. Proceedings of 28th International Horticultural Congress. Lisbon (Portugal, 22-27 Aug 2010).

Vestrella, A., Savé, R. & Biel C., (2012). Green roofs in Mediterranean climate: performance of ground cover and semi - woody plant species. Conferencia impartida en “Jornada Internacional de Coberturas Ajardinadas” Universidad de Lisboa 24 de Octubre 2012.

Vignolio O.R., Biel C., De Herralde F., Araújo-Alves J.P., & Savé R., (2002). Growth of *Lotus creticus* creticus and *Cynodon dactylon* under two levels of irrigation. *Aust. J.Agric. Res.*, 53, 1375-1381.

Vignolio O.R., Biel C., De Herralde F., Araújo-Alves J.P., & Savé R., (2005). The use of water stress tolerant *Lotus creticus* and *Cynodon dactylon* in soil revegetation on different slopes in Mediterranean weather conditions. *Annales Botanici Fennici*, 42, 195-205

Williams, N. S. G., Hughes, R. E., Jones, N. M., Bradbury, D. A., & Rayner, J. P (2010). In G. P Gianquinto & F. Orsini (Ed.), *The Performance of Native and Exotic Species for Extensive Green Roofs in Melbourne, Australia (Acta Hort. 881)*. Proceedings of the 11th International Conf. on Landscape and Urban Hort.

CAPÍTULO 3

PRESTACIONES DE DOS SIMULACIONES DE TECHOS VERDES EN AMBIENTE MEDITERRÁNEO

3.1 INTRODUCCIÓN

Los techos verdes son una gran herramienta para mejorar el ambiente urbano. Aumentan la biodiversidad en las ciudades (Lundholm, 2006; Oberndorfer *et al.*, 2007; Bass, 2009), ahorran energía con un mejor aislamiento de los edificios (Liu & Baskaran, 2003; Carter & Butler, 2008; Spala *et al.*, 2008), evitan que el agua de lluvia se fluya al alcantarillado de manera rápida (Liu & Minor, 2005; Mentens *et al.*, 2006; Stovin, 2010).

El sector de techos verdes en el norte de Europa ha experimentado un desarrollo más rápido que su contraparte mediterránea, y sin embargo, el área mediterránea podría beneficiarse enormemente de esta tecnología (Benvenuti & Bacci, 2010; Eksi & Uzun, 2013; Van Mechelen *et al.*, 2014).

A pesar de una grande variedad climática presente en el mediterráneo, las diferencias más importantes con el norte de Europa son los aspectos térmicos, la fenología de las especies, la variabilidad de las precipitaciones y las condiciones sociales entre otros. El calentamiento global incrementará la temperatura a nivel global, pero con marcadas diferencias regionales, locales, siendo especialmente importantes en el área Mediterránea (IPCC, 2013; Sheffield & Wood, 2008).

Se puede suponer que todos estos efectos se van a ampliar en un ámbito urbano debido a las interacciones propias de una ciudad como el enorme gasto de energía que requiere para su funcionamiento y el efecto de isla de calor, que provoca.

Para un desarrollo más sostenible, en muchas ciudades como Londres o Hong Kong, se han propuesto los techos verdes como instrumento importante en la planificación urbana con respecto a sus valores ecológicos y recreativos

(Townshend & Duggie, 2007; Greater London Authority, 2008; Van Lennep & Finn, 2008).

En Barcelona hace años se van desarrollando programas y proyectos para mejorar la conectividad ecológica y la naturalización de los espacios urbanos y la creación de corredores verdes que permitan mantener una continuidad de la ciudad con los hábitats naturales que están a su alrededor (Ajuntament de Barcelona, 2010). Un estudio elaborado por la Agència d'Ecologia Urbana de Barcelona se enmarca en el proyecto de corredores verdes valorando los beneficios aportados en este sentido de superficies públicas y privadas susceptibles de ser transformadas por cubiertas y muros verdes (Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona, 2011). En muchas ciudades, la escasez de espacios verdes está cambiando la percepción de los procesos naturales por parte de sus habitantes (Benvenuti, 2014). En las próximas décadas se prevé un aumento de la población urbana, con una reducción del suelo de las zonas rurales y en este sentido los techos de los edificios pueden reducir en parte este problema organizando cubiertas ajardinadas y nuevos hábitats. Benvenuti (2014) estudia las prestaciones de algunas especies de flores silvestres típicas de los paisajes mediterráneos simulando su colocación en un techo verde. Objetivos de su estudio son evaluar la dinámica de la biodiversidad y el manejo agronómico al fin de proponer el uso en los techos verdes para recuperar la relación con la naturaleza y sus variaciones estacionales.

Para hacer frente a los desafíos técnicos y culturales, que el cambio climático y las condiciones urbanas presentan, es importante profundizar la investigación sobre especies de plantas que mejor puedan adaptarse en los techos verdes, teniendo en cuenta las condiciones ambientales de la zona Mediterránea y de la escasez de agua en un futuro próximo (IPCC, 2013).

Diversos estudios se han realizado sobre la evolución de la vegetación de los techos verdes por períodos de diferente duración, en muchos casos se ha observado la dependencia de la diversidad vegetal con el substrato y su propiedades (Bates *et al.*, 2013; Thuring & Dunnet, 2014). Otras relacionan la diversidad a la disponibilidad de agua y al grosor del substrato (Dunnett & Nolan, 2004; Getter & Rowe, 2009; Rowe *et al.*, 2012).

En este capítulo se ilustran los resultados del trabajo de investigación respecto la simulación de dos cubiertas extensivas de diversa vegetación: una con prevalencia

de especies tapizantes y la otra con especies semi arbustivas sometidas a dos diferentes tratamientos de riego mínimo y a un tratamiento sin riego. La selección de las especies procede de precedentes investigaciones donde en las mismas condiciones se evaluó la respuesta de 12 especies entre las cuales se eligieron las especies utilizadas en el presente estudio (Vestrella *et al.*, 2015).

Se ha analizado los resultados en función de la interacción de las especies considerando cada cubierta como una unidad funcional y a parte se ha estimado la aportación de cada especie evaluando aspectos ecológicos estéticos y funcionales.

3.2 MATERIALES Y MÉTODOS

3.2.1 Lugar de la investigación

El estudio se desarrolló en Caldes de Montbui (Barcelona; 205 m.s.n.m.; 41° 63' N 2°16' E) a 30 Km de Barcelona, España, en la depresión posterior a la sierra pre litoral catalana, en zona mediterránea. En la tabla 1 se muestran los promedios mensuales de los principales parámetros meteorológicos del periodo de la investigación.

Tabla 1. Promedios mensuales de los principales parámetros meteorológicos del periodo de la investigación (Julio 2010 - Diciembre 2011) registrados en la estación meteorológica de Caldes de Montbui (Barcelona)

	Temp. (°C)			Lluvia (mm)	Eto (mm)
	Media	Mín.	Máx.		
Julio 2010	25,1	16,9	35,6	37,9	166,7
Agosto 2010	23,5	14,6	37,9	47,3	141,5
Septiembre 2010	19,9	10,8	31,4	82,6	92,3
Octubre 2010	14,9	1,5	25,9	136,5	64,6
Noviembre 2010	9,1	-2,5	22,9	15,3	38,5
Diciembre 2010	6,4	-4,4	20,0	47,7	25,3
Enero 2011	6,5	-6,3	19,7	28,8	31,3
Febrero 2011	7,7	-2,2	21,1	16,1	41,4
Marzo 2011	9,9	-1,3	21,6	193,0	64,5
Abril 2011	14,8	4,9	29,9	31,3	103,3
Mayo 2011	17,8	7,0	31,2	67,4	138,8
Junio 2011	20,1	10,2	31,9	70,3	134,1
Julio 2011	21,7	12,7	31,9	88,2	131,4
Agosto 2011	23,4	13,8	34,6	10,4	146,5
Septiembre 2011	21,3	9,5	30,9	4,8	110,5
Octubre 2011	16,7	4,5	31,7	69,3	73,5
Noviembre 2011	12,7	2,5	20,9	190,7	30,4
Diciembre 2011	7,4	-2,4	16,7	1,0	30,4

3.2.2 Sistema constructivo de la cubierta verde (Green roof system)

Se empleó el sistema Zinco® para cubiertas extensivas, colocándose en la parte baja del mismo una capa anti raíces y una capa plástica normal. La capa inferior del sistema era una manta retenedora y de protección de fibra sintética de polipropileno SSM45 con una capacidad de retención de agua aproximada de 5 l/m². Por encima, una placa retenedora y de drenaje de polietileno reciclado Floradrain FD25-E con un volumen de llenado aproximadamente de 10 l/m². Estas capas se cubrieron con un filtro geo textil no wovon de polipropileno precomprimido y un sustrato ZincoTerra de tipo Floral. El espesor del sustrato fue de unos 11 ± 1 cm y el espesor total de la estructura de aproximadamente 15 cm. (<http://www.zinco-greenroof.com/EN/index.php>; http://www.zinco-greenroof.com/EN/benefits/ecological_benefits.php)

El sustrato utilizado fue el ZinCo floral compuesto por ladrillos troceados con un 5 % aproximado de materia orgánica. La densidad aparente (o peso específico) del sustrato fue de 0,9 g/cm³, la porosidad total del 66%, los valores de pH variaron entre 7,95 y 8,08 y los de conductividad eléctrica entre 158,4 y 194,2 µS/cm (microSiemens/cm). Todas las análisis del sustrato se efectuaron periódicamente en el laboratorio del IRTA, la medición del pH y de la conductividad se hicieron cada tres meses utilizando un medidor de pH y conductividad de laboratorio.

3.2.3 Diseño experimental y especies

Se organizó la simulación de dos cubiertas: una con mayoría de especies con desarrollo semi arbustivo y la otra con mayoría de especie de tipo tapizantes. Cada una de las dos cubiertas se cultivó en un área de 54 m² distribuida en nueve subparcelas de 6 m² cada una, tres subparcelas para cada tratamiento de riego.

El trabajo experimental se desarrolló desde julio 2010 hasta diciembre 2011.

La elección de las especies, la cantidad y la disposición de cada especie para las dos cubiertas se hizo teniendo en cuenta los resultados de precedentes

investigaciones, entre otros parámetros se evaluó la velocidad de crecimiento, la cobertura del suelo y la mortalidad (Vestrella *et al.*, 2015). En las cubiertas de especies semi arbustivas se plantaron 61 plantas de 8 especies con una densidad de 10 plantas por m². La disposición se hizo al azar solo teniendo cuidado que en cada m² estuviese una planta por especie.

En la cubierta de tapizantes se plantaron 59 plantas de 6 especies con una densidad de 10 plantas por m². En la plantación se hizo una matriz a malla cuadrada de dos especies tapizantes (*Frankenia laevis* y *Dymondia margaretae*) y entre los cuadrados de la matriz se plantaron plantas de otras cuatro especies. En la tabla 2 se muestran las especies y el número de las plantas de cada especie utilizadas en cada cubierta, en la fig. 1 se ilustra el diseño de las dos cubiertas con la disposición y las distancias de plantación.

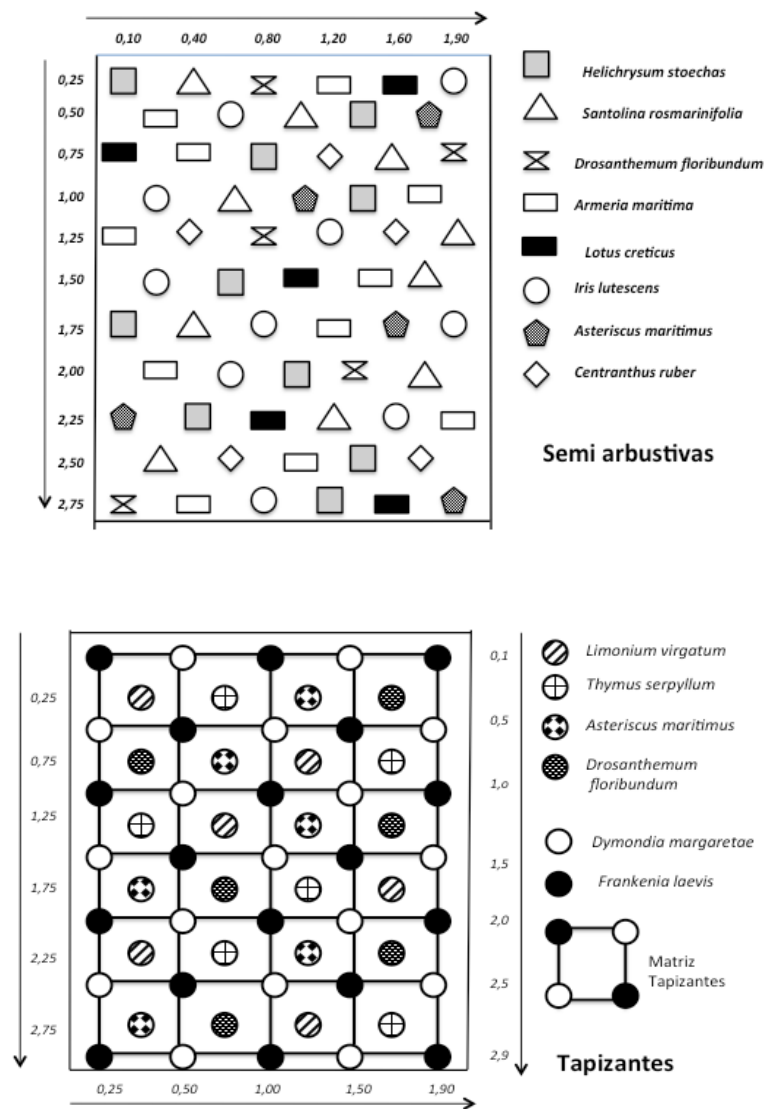


Fig. 1. Diseño de las dos cubiertas con las distancias de plantación

Tabla 2. Especies y numero de plantas por especie utilizadas en las dos cubiertas.			
Cubierta semi arbustivas		Cubierta tapizante	
Especies	Nº plantas	Especies	Nº plantas
<i>Helichrysum stoechas</i>	10	<i>Frankenia laevis</i>	17
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	10	<i>Dymondia margaretae</i>	18
<i>Drosanthemum floribundum</i>	5	<i>Limonium virgatum</i>	6
<i>Armeria maritima</i>	11	<i>Thymus serpyllum</i>	6
<i>Lotus creticus</i>	5	<i>Drosanthemum floribundum</i>	6
<i>Centranthus ruber</i>	5	<i>Asteriscus maritimus</i>	6
<i>Asteriscus maritimus</i>	5		
<i>Iris lutescens</i>	10		
	Tot. 61		Tot. 59

3.2.4 Riego

Se aplicaron tres tratamientos: 0%, 20%, 40% de la evapotranspiración potencial (ETO) a parte de la lluvia, los datos pluviométricos se obtuvieron de la Estación Meteorológica de Caldes de Montbui (Barcelona, España) situada a 150 m del lugar del ensayo.

La dosis de riego se calculó semanalmente a partir de los datos de la semana anterior restando al valor total de la ETO el valor total de las precipitaciones (ETO - lluvia). La cantidad obtenida se distribuyó durante la semana de manera regular. El sistema de distribución del agua de riego era por líneas de 16 mm con goteros integrados situados cada 30 cm y con una capacidad de 22.8 litros/m²/ hora⁻¹. Las líneas de riego estaban separadas entre si por una distancia de 40 cm.

3.2.5 Cubierta verde (Green Roof): parámetros evaluados

Los parámetros medidos fueron: porcentaje de mortalidad de las plantas, cobertura de la vegetación, floración, biomasa radicular y de la parte aérea, y presencia específica de las especies plantadas y de las especies colonizadoras, evolución de la diversidad vegetal. Las medidas se tomaron teniendo en cuenta cada especie y toda la cubierta.

La mortalidad de las plantas fue observada mensualmente. Las plantas que no presentaban hojas o ramas vivas se consideraron muertas aunque no se arrancaron para ver si rebrotaba.

Para medir la cobertura se utilizó una cámara digital Nikon EOS 500, un ordenador portátil, el software Nikon EOS, un trípode y el software Greenpix (perfeccionado por el Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries - IRTA), para el análisis de imágenes digitales (Casadesús *et al.*, 2005, 2007).

Una vez al mes la cámara venía sujeta al brazo extensible del trípode y se ponía encima de la banqueta a la misma altura y distancia. Un nivel de burbuja situado en la parte posterior del brazo ha permitido regular la orientación de la cámara y todas las fotos han sido tomadas a una altura aproximada de 2,5 m. La cámara estaba conectada a un ordenador portátil y a través del software Nikon EOS ha sido posible la regulación de la imagen y el disparo remoto. Para la regulación del diafragma del objetivo de la cámara se ha utilizado siempre un valor constante. Todas las fotos se han tomado en las horas centrales del día (11 am 2 pm) para limitar eventuales efectos de sombreo.

Al final fue posible la elaboración de las fotos con el software Greenpix. Este software permite analizar las fotos con un rango de Hue de 0 a 180. En este rango es posible determinar el número de píxeles de color amarillo, marrón y verde y calcular el porcentaje de cada uno respecto al total de píxeles de la fotografía y transformar los píxeles en cm^2 para calcular la cobertura total, la verde, amarilla y marrón.

Para evaluar superficie cubierta por la vegetación se ha considerado la superficie correspondiente a los píxeles que tienen un intervalo de Hue entre 40 y 180 equivalentes al color verde y a algunas tonalidades del marrón.

La floración y su duración de cada cubierta y especie fue valorada cada mes, en el segundo año desde abril hasta octubre los controles se efectuaron cada quince días. La biomasa se calculó al final del estudio. Se separó la parte aérea (hojas y tallos) de las raíces y se secó todo el material vegetal durante 7 días en una estufa a 65° con el objetivo de obtener el peso de cada fracción.

La presencia de cada especie en los techos verdes se midió cada dos meses mediante la superposición de una malla sobre las fotografías utilizadas para medir la cobertura vegetal. Con el software Photoshop CS se colocó una malla de

cuadrangular de 96 nodos sobre la foto de cada subparcela de los tres tratamientos de riego. Las especies presentes en cada nodo, o intersección de la cuadrícula, se registraron. La identificación de las especies fue suportada por relieves de campo.

Los resultados así obtenidos han permitido calcular la presencia de cada especie en cada subparcela y la presencia de las especies colonizadoras a lo largo del ensayo y calcular el índice de diversidad mediante la aplicación de la fórmula de Shannon Wiener:

$$\text{Diversity (H')} = -\sum (ni/N) \times \ln(ni/N)$$

Este índice se basa en la cantidad de especies en cada subparcela (riqueza) y el número de plantas de cada especie (abundancia). El índice es relativo e indica el grado de diferencia o similitud entre diferentes muestras. En esta prueba los valores de julio 2010 representan los valores iniciales que corresponden a la diversidad de la vegetación en el momento de la plantación de las especies. El valor inicial de la cubierta de semi arbustivas fue mayor debido a que se plantaron un número mayor de especies (Tabla 2).

3.2.6 Análisis estadístico

Para analizar la evolución de la cobertura de cada cubierta a lo largo del tiempo se utilizó un análisis estadístico ANOVA para modelos mixtos, con muestreo y riego como factores fijos y bloque como factor aleatorio con tres niveles para el factor riego, 17 para el factor muestreo y 3 para el factor bloque. Se ha utilizado el test post hoc para determinar las diferencias significativas entre los tratamientos de riego y las fechas de muestreo con método de ajuste de Tukey. Para averiguar diferencias significativas entre tratamientos en el mismo muestreo se ha utilizado el test di Effect Slice.

Todo el análisis se realizó con el programa SAS versión 9.2. Los promedios de mortalidad, cobertura y biomasa por tratamiento de cada cubierta se compararon mediante el test de Tukey Kramer HSD con el programa JMP versión 10.

3.3 RESULTADOS

3.3.1 Mortalidad

La figura 2 muestra la evolución de la mortalidad durante el periodo de prueba. Las plantas sin riego presentaron la mortalidad más alta en ambas cubiertas. Los promedios totales de mortalidad de la cubierta de semi arbustivas no presentan diferencias significativas entre si. La cubierta de tapizantes ha mostrado diferencias significativas entre las plantas sin riego y las plantas con riego. (Tabla 3).

Tabla 3. Promedios totales (%) de la mortalidad de todo el periodo de prueba para los tres tratamientos de riego (0%, 20% y 40% ETO) para los dos techos verdes (Semi arbustivas y Tapizantes). Para la comparación de los promedios se utilizó el Test HSD di Tukey-Kramer. Todos los valores que no presentan la misma letra son significativamente diferentes entre si.

	Semi arbustivas	Tapizantes
0% ETO	47,397 A	47,352 A
20% ETO	41,632 A	24,833 B
40% ETO	41,014 A	21,529 B

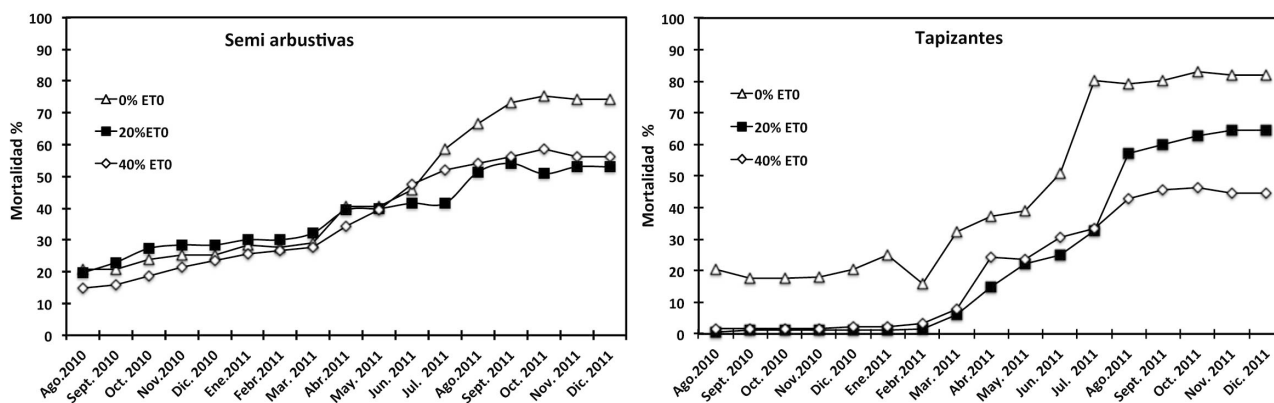


Fig. 2.a b Porcentaje de mortalidad de las dos cubiertas desde agosto 2010 a diciembre 2011 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ETO. 2 a. Semi arbustivas - 2 b. Tapizantes

3.3.2 Cobertura vegetal

En el techo verde con especies semi arbustivas la cobertura del suelo aumentó a partir de Abril 2011 en las plantas regadas mientras que la cobertura de las plantas sin riego disminuyó a partir de junio 2011. (Figure 3a). El techo verde con especies tapizantes mostró la máxima cobertura durante el verano y el otoño en los tratamientos de riego. (Figure 3b). Las plantas sin riego mostraron la menor cobertura del suelo en ambas cubiertas. El techo verde con tapizantes mostró variaciones más amplias en la cobertura en comparación con el techo de semi arbustivas, durante los meses de invierno.

La comparación entre la dos cubiertas según la forma de crecimiento reagrupando los tratamientos de riego aportados revela una mayor superficie cubierta por las especies tapizantes (Fig.4).

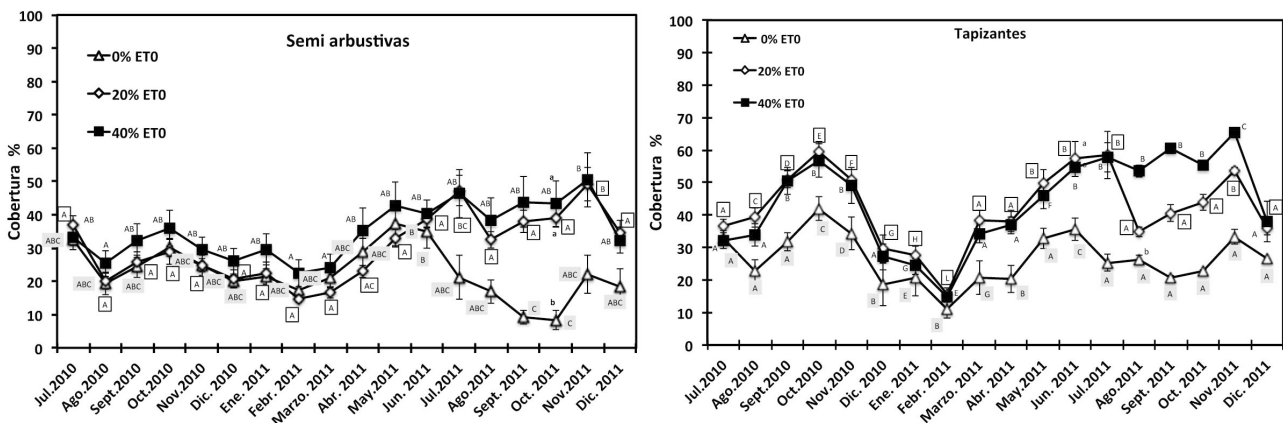


Fig. 3 a b. Evolución de la cobertura verde (en porcentaje \pm error estándar) desde julio 2010 a diciembre 2011 en los tres tratamientos de riego 0%, 20% y 40% de la ETO en la cubiertas de semi arbustivas y tapizantes 3a. Semi arbustivas - 3b. Tapizantes. Las letras mayúsculas indican las diferencias entre los muestreos de cada tratamiento de riego (0 - 20 - 40% ETO). Las letras minúsculas indican las diferencias significativas entre tratamientos de riego para el mismo muestreo.

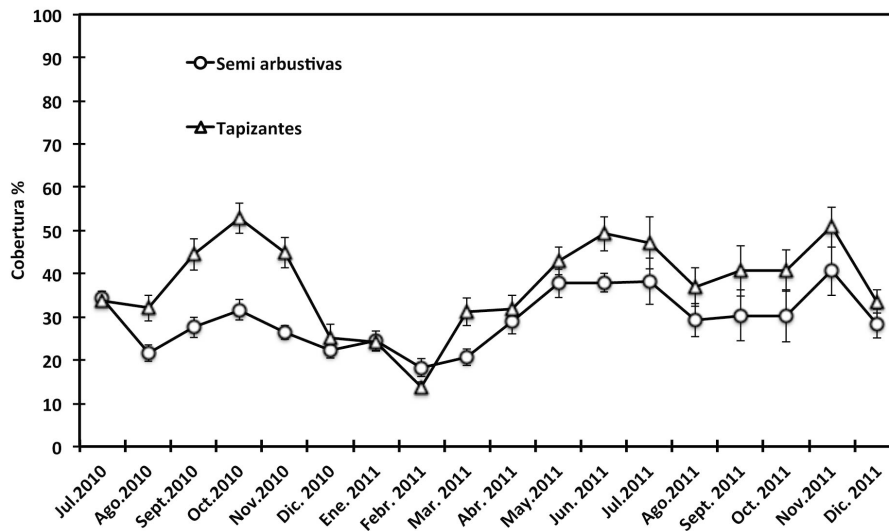


Fig. 4 Evolución de la cobertura verde de julio 2010 a diciembre 2011 según la forma de crecimiento agrupando los tratamientos de riego aportados. Los valores son la media de tres tratamientos de riego (0%, 20%, 40%) \pm error estándar.

3.3.3 Floración

La floración en los dos techos verdes fue más intensa y prolongada en las parcelas de riego 40% ETO especialmente durante el período más caluroso. La floración de las especies tapizantes duró hasta agosto, mientras que la de las especies semi arbustivas terminó en julio (figuras 5a y 5b). La tabla 4 muestra los resultados de floración de cada especie en las dos cubiertas y la duración total de la floración en meses.

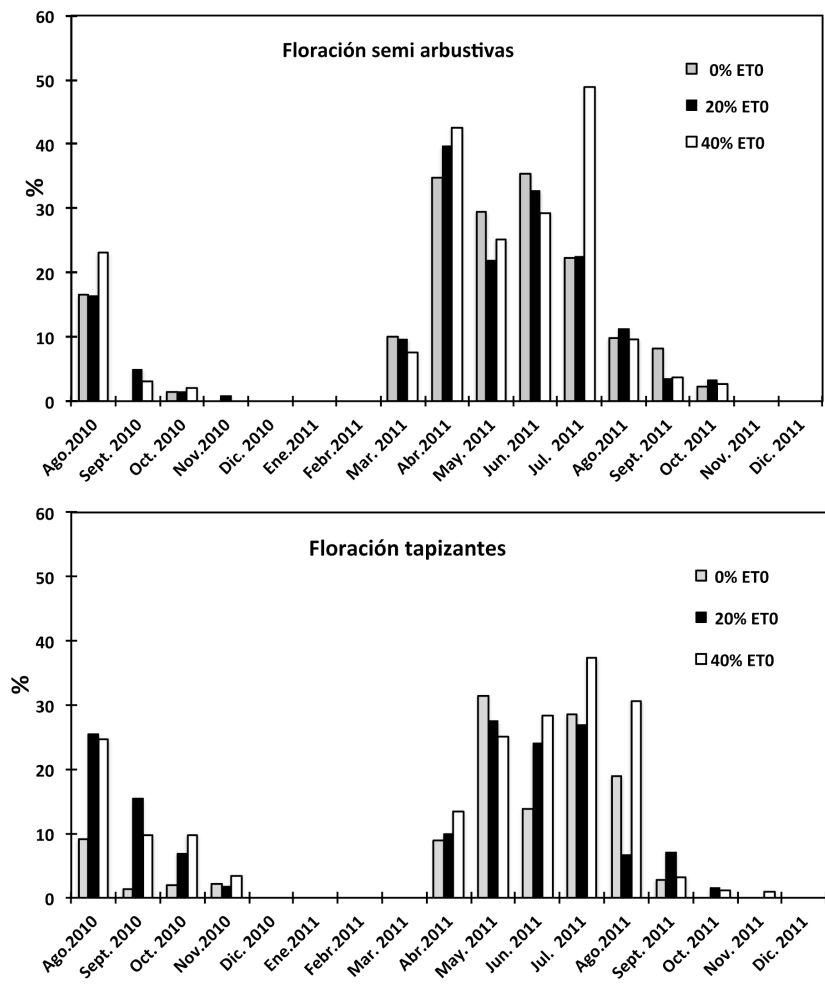


Fig 5a. b. Porcentaje de plantas en floración para los tres tratamientos de riego (0, 20 and 40% of ETO) de Agosto 2010 a Diciembre 2011. Cada valor ha sido calculado sobre el total de plantas vivas. 5a Semi arbustivas - 5b Tapizantes.

Tabla 4. Evolución de los periodos de floración de cada especie para cada tratamiento de riego (0, 20 y 40% ET0) de Agosto 2010 a Diciembre 2011 para las dos cubiertas ajardinadas (Semi arbustivas arriba, tapizantes bajo). La última columna a la derecha muestra el número total de meses en floración.

		Ago. 2010	Sept. 2010	Oct. 2010	Nov. 2010	Dic. 2010	Ene. 2011	Febr. 2011	Mar. 2011	Abril 2011	Mayo 2011	Junio 2011	Julio 2011	Ago. 2011	Sept. 2011	Oct. 2011	Nov. 2011	Dic. 2011	TOT. MESES
Semi arbustivas																			
<i>Armeria maritima</i>	0%ET0	10							6	14	6	1							5
	20%ET0	10							4	26	3	2							5
	40%ET0	18							4	24	1		2	1					6
<i>Asteriscus maritimum</i>	0%ET0	6								5	6		1						4
	20%ET0	6	6	2						7	5	4	3	3					8
	40%ET0	9	1	2						7	7	4	2		1				8
<i>Centranthus ruber</i>	0%ET0	2		2						9	9	5	4	6	2				8
	20%ET0	2	1							6	11	4	6	7	3	2			9
	40%ET0	2	3	1						5	9	2	5	4	1	1			10
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0%ET0																		0
	20%ET0									2									1
	40%ET0									1			5						1
<i>Helichrysum stoechas</i>	0%ET0	6								4	4	23	12		2	1			7
	20%ET0	6								3	5	25	15			1			6
	40%ET0	7								4	9	19	10	3	1	1			8
<i>Iris lutescens</i>	0%ET0								7										1
	20%ET0				1				8										2
	40%ET0								6				4						2
<i>Lotus creticus</i>	0%ET0																		0
	20%ET0																		0
	40%ET0												5						1
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0%ET0									6	7	6							3
	20%ET0																		-
	40%ET0									10	2	3	10						4
Tapizantes																			
<i>Limonium virgatum</i>	0%ET0	8	2										2	4	1				5
	20%ET0	16	13										14	12	3				5
	40%ET0	15	7	7									10	17	11				6
<i>Thymus serpyllum</i>	0%ET0	2	0	2	3								4	3	4				6
	20%ET0	15	10	6	2					1			7	17		2			8
	40%ET0	16	10	10	6					4			15	18	14				8
<i>Asteriscus maritimus</i>	0%ET0	3	0	1						9	11	6	3	2	1				8
	20%ET0	14	4	6	1					13	15	11	3	2	2	1			11
	40%ET0	12								13	14	9	9	6	3	1	1		9
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0%ET0									1									1
	20%ET0									1	1								2
	40%ET0									1	1								2
<i>Dymondia margaretae</i>	0%ET0																		-
	20%ET0																		-
	40%ET0																		-
<i>Frankenia laevis</i>	0%ET0										23								1
	20%ET0										21				1				2
	40%ET0										19	1							2

3.3.4 Biomasa

No hay diferencias significativas en biomasa entre los diferentes tratamientos de riego en los dos techos verdes. La cubierta con especies tapizantes ha mostrado una mayor biomasa en comparación con la cubierta de semi arbustivas (Tabla 5).

Tabla 5. Valores de biomasa seca (\pm error estándar) de las diferentes fracciones para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO). Cada valor ha sido calculado sobre el número total de plantas vivas. El número de plantas vivas se muestra en la primera columna. Todos los valores no conectados por la misma letra son significativamente diferentes entre sí ($p < 0.05$ - Test Tukey Kramer HSD).

Riego	N° plantas	Parte aérea (g)		Raíces(g)		Total (g)	
		Total	Media	Total	Media	Total	Media
TAPIZANTES 0% ETO	14	1097,2	78,4 \pm 40,9 A	331,1	23,6 \pm 11,7 A	1428,2	102,0 \pm 52,2 A
TAPIZANTES 20% ETO	18	2487,0	138,2 \pm 49,2 A	371,5	20,6 \pm 5,5 A	2858,5	158,8 \pm 53,9 A
TAPIZANTES 40% ETO	32	2671,9	83,5 \pm 26,3 A	748,0	23,4 \pm 5,7 A	3419,9	106,9 \pm 31,5 A
SEMI ARBUSTIVAS 0% ETO	23	135,7	5,9 \pm 1,5 A	98,9	4,3 \pm 1,1 A	234,6	10,2 \pm 2,2 A
SEMI ARBUSTIVAS 20% ETO	49	1129,1	23,0 \pm 5,6 A	418,2	8,5 \pm 1,8 A	1547,3	31,6 \pm 6,8 A
SEMI ARBUSTIVAS 40% ETO	43	1212,2	28,2 \pm 8,6 A	229,8	5,3 \pm 0,9 A	1442,1	33,5 \pm 9,4 A

3.3.5 Presencia específica

Las tablas 6 y 7 muestran la evolución de la presencia de todas las especies durante todo el periodo de investigación. En las cubiertas de semi arbustivas se observa una reducción del número de especies en todos los tratamientos de riego. Al final del ensayo quedan principalmente *Centranthus ruber* y *Helichrysum stoechas* con presencias mínimas de las demás especies principalmente en la cubierta de tratamiento 40% ETO.

En la cubierta de tapizantes sin riego se reducen las especie partir de junio 2011 y al final del ensayo solo quedan *Frankenia laevis*, *Asteriscus maritimus* y *Thymus serpyllum*. En las especies con riego *Thymus serpyllum* y *Frankenia laevis* presentan valores altos mientras que solo quedan presencias mínimas de *Asteriscus maritimus* y *Limonium virgatum*. En la cubierta de tapizantes de riego 40% ETO el desarrollo es igual al de la cubierta con riego 20% con la variación que son más altos los valores de presencia de las especies.

Las plantas colonizadoras en las cubiertas de semi arbustivas aumentaron su presencia a partir de abril 2011. Entre los tres tratamientos las banquetas sin riego presentaron siete especies, los tratamientos de riego 20 y 40% presentaron 5 y 4 especies respectivamente.

La especie con mayor presencia fue *Thymus serpyllum* que obtuvo valores de presencia máximos en los dos tratamientos de 20 y 40% ETO . La presencia abundante de esta especie puede proceder de las vecinas cubiertas de tapizantes. La presencia de especies colonizadoras en las tapizantes fue mínima tanto en número de especie como presencia. Se observaron tres especies en las banquetas de riego 0 y 40% y dos especies en las banquetas de riego 20% ETO.

Tabla 6. Presencia (% \pm error estándar), de Agosto 2010 a Diciembre 2011, de todas las especies para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO) calculada para la cubierta de semi arbustivas. Los datos se recogieron cada dos meses a partir de julio 2010, fecha de inicio de la prueba.

			Julio 2010	Ago. 2010	Oct. 2010	Dic. 2010	Febr. 2011	Abr. 2011	Junio 2011	Ago. 2011	Oct. 2011	Dic. 2011
<i>Armeria maritima</i>	plantada	0%ET ₀	11,5	2,4 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7			
		20%ET ₀	11,5	3,8 \pm 2,1	0,7 \pm 0,7		0,3 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6				
		40%ET ₀	11,5	1,4 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	1,0 \pm 0,6	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3
<i>Asteriscus maritimus</i>	plantada	0%ET ₀	5,2	3,1 \pm 1,2	3,1 \pm 2,2	2,4 \pm 1,5		1,4 \pm 1,4	1,4 \pm 1,4	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3
		20%ET ₀	5,2	5,6 \pm 1,3	5,2 \pm 3,7	5,9 \pm 2,3		3,5 \pm 1,9	2,8 \pm 2,8	2,8 \pm 2,8	1,4 \pm 1,4	2,8 \pm 2,3
		40%ET ₀	5,2	3,8 \pm 0,9	4,9 \pm 1,3	3,5 \pm 0,3	1,4 \pm 0,7	1,4 \pm 0,3	1,7 \pm 0,9		1,7 \pm 0,9	0,7 \pm 0,7
<i>Centranthus ruber</i>	plantada	0%ET ₀	5,2	4,5 \pm 1,7	9,0 \pm 4,9	6,3 \pm 3,1	1,7 \pm 0,3	6,9 \pm 3,4	16,7 \pm 7,4	16,7 \pm 3,7	7,3 \pm 3,0	8,0 \pm 3,0
		20%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,7	7,3 \pm 1,8	4,5 \pm 1,9	1,0 \pm 0,6	9,7 \pm 3,1	13,2 \pm 2,8	11,1 \pm 4,0	16,0 \pm 4,5	12,5 \pm 5,8
		40%ET ₀	5,2	4,9 \pm 1,3	5,9 \pm 3,0	3,1 \pm 3,1	1,0 \pm 0,6	4,9 \pm 1,8	4,9 \pm 1,8	2,4 \pm 0,9	3,5 \pm 0,7	2,4 \pm 0,3
<i>Drosanthemum floribundum</i>	plantada	0%ET ₀	5,2	4,9 \pm 0,3	6,6 \pm 0,9	0,7 \pm 0,7	4,5 \pm 1,7	1,0 \pm 1,0	0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,7	3,8 \pm 1,3	1,4 \pm 0,9	2,1 \pm 0,0					
		40%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,3	2,8 \pm 1,8	0,0 \pm 0,0	4,5 \pm 1,5					
<i>Helichrysum stoechas</i>	plantada	0%ET ₀	10,4	2,4 \pm 0,9	2,8 \pm 0,9	2,8 \pm 0,9	4,2 \pm 1,2	7,6 \pm 3,9	12,5 \pm 3,9	8,0 \pm 4,6	3,5 \pm 1,9	2,8 \pm 0,9
		20%ET ₀	10,4	6,3 \pm 0,6	5,9 \pm 1,3	5,6 \pm 0,9	8,3 \pm 1,0	13,5 \pm 0,0	18,4 \pm 0,9	17,4 \pm 0,9	14,2 \pm 6,8	10,1 \pm 4,0
		40%ET ₀	10,4	4,2 \pm 0,6	2,4 \pm 0,9	4,2 \pm 0,6	3,1 \pm 1,2	3,8 \pm 1,5	13,9 \pm 2,8	15,6 \pm 2,6	16,0 \pm 0,3	12,2 \pm 1,9
<i>Iris lutescens</i>	plantada	0%ET ₀	10,4	2,8 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,9	1,0 \pm 0,6			1,0 \pm 0,6
		20%ET ₀	10,4	1,7 \pm 1,6		2,1 \pm 2,1	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	
		40%ET ₀	10,4	1,4 \pm 0,9		2,1 \pm 1,0	1,0 \pm 0,6	2,1 \pm 1,0	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7
<i>Lotus creticus</i>	plantada	0%ET ₀	5,2	3,8 \pm 0,7	4,9 \pm 1,5	5,9 \pm 2,4			0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀	5,2	5,2 \pm 0,6	9,4 \pm 1,6	3,5 \pm 0,3						
		40%ET ₀	5,2	5,6 \pm 0,3	10,1 \pm 1,3	9,0 \pm 3,1		6,9 \pm 6,9				
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	plantada	0%ET ₀	10,4	7,6 \pm 4,0	10,4 \pm 6,3	8,3 \pm 5,9	9,4 \pm 7,4	13,5 \pm 9,7	8,3 \pm 8,3	2,4 \pm 2,4		
		20%ET ₀	10,4	6,6 \pm 3,5	1,4 \pm 1,4	1,7 \pm 1,3	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7				
		40%ET ₀	10,4	14,9 \pm 6,1	18,1 \pm 7,3	15,6 \pm 5,9	13,9 \pm 5,3	17,7 \pm 3,7	11,8 \pm 11,8	5,6 \pm 5,6		
<i>Conyza bonariensis</i>	colonizadora	0%ET ₀							0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀					0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	2,1 \pm 1,0	1,7 \pm 1,3	
		40%ET ₀						1,0 \pm 0,6	5,9 \pm 2,8	10,8 \pm 2,7	4,5 \pm 2,3	
<i>Frankenia laevis</i>	colonizadora	0%ET ₀								0,3 \pm 0,3	0,5 \pm 0,5	
		20%ET ₀								0,3 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3	
		40%ET ₀									0,3 \pm 0,3	
<i>Graminies spp</i>	colonizadora	0%ET ₀							0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7		
		20%ET ₀										
		40%ET ₀										

<i>Lactuca perennis</i>	0%ET ₀										5,2 ±3,0
	colonizadora 20%ET ₀										
	40%ET ₀										
<i>Oxalys corniculata</i>	0%ET ₀										1,0 ±1,0
	colonizadora 20%ET ₀										2,4 ±1,3
	40%ET ₀										
<i>Sonchus oleraceus</i>	0%ET ₀			0,3 ±0,3	0,3 ±0,3		0,3 ±0,3	1,7±1,7			3,5 ±2,1
	colonizadora 20%ET ₀				1,4 ±1,4	0,3 ±0,3	2,1±1,0				
	40%ET ₀				0,3 ±0,3			2,3±0,8	1,0 ±1,0	1,7 ±1,7	2,1 ±2,1
<i>Thymus serpyllum</i>	0%ET ₀						0,7 ±0,7	3,1±1,2	1,7 ±0,9		0,5 ±0,5
	colonizadora 20%ET ₀						2,1±1,2	9,0±5,8	14,6 ±6,8	20, ±10,7	17, ±10,1
	40%ET ₀					0,3 ±0,3	4,9 ±4,4	12,8 ±6,7	23,6±10,2	29,2±10,7	25, ±14,2

Tabla 7. Presencia (% ± error estándar), de Agosto 2010 a Diciembre 2011, de todas las especies para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ET₀) calculada para la cubierta de tapizantes. Los datos se recogieron cada dos meses a partir de julio 2010, fecha de inicio de la prueba.

		Julio	Ago.	Oct.	Dic.	Febr.	Abr.	Junio	Ago.	Oct.	Dic.
		2010	2010	2010	2010	2011	2011	2011	2011	2011	2011
<i>Asteriscus maritimus</i>	0%ET ₀	6,3	3,8 ±0,7	4,2 ±0,6	3,5 ±0,3	0,3 ±0,3	2,8 ±1,5	2,8 ±1,5	1,0 ±0,6	0,7 ±0,3	1,0 ±1,0
	plantada 20%ET ₀	6,3	6,3 ±0,0	10,8±0,3	6,6 ±0,3	1,4 ±0,9	3,5 ±1,3	3,1 ±2,2	1,0 ±1,0	3,1 ±1,6	2,4 ±0,9
	40%ET ₀	6,3	4,9 ±1,5	6,9 ±2,3	6,3 ±1,0		4,5 ±1,5	5,6 ±0,9	6,3 ±1,8	6,3 ±2,2	4,9 ±1,4
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0%ET ₀	6,3	5,2 ±1,0	9,7 ±0,3	8,7 ±8,7	3,8 ±2,3	0,3 ±0,3	2,4 ±2,4			
	plantada 20%ET ₀	6,3	3,1 ±1,2	3,8 ±2,3	0,3 ±0,3	1,4 ±1,4	4,2 ±3,1	0,3 ±0,3			
	40%ET ₀	6,3	5,6 ±0,3	4,9 ±1,3		3,8 ±0,7	1,0 ±1,0				
<i>Dymondia margaretae</i>	0%ET ₀	18,8	8,3 ±1,6	4,2 ±1,0	1,7 ±1,3	3,1 ±3,1			0,3 ±0,3		
	plantada 20%ET ₀	18,8	9,4 ±0,6	5,9 ±2,5	4,2 ±2,8	4,9 ±2,7	1,7 ±0,9	0,3 ±0,3			
	40%ET ₀	18,8	10,1 ±1,4	5,6 ±1,5	0,7 ±0,7	6,3 ±0,6	1,7 ±0,9	1,0 ±1,0	0,3 ±0,3		0,3 ±0,3
<i>Frankenia laevis</i>	0%ET ₀	17,7	20,8 ±3,1	26,4 ±4,6	24,0±3,0	6,9 ±4,4	32,6 ±7,2	24,7 ±1,8	23,3 ±0,9	19,1 ±1,5	22,9 ±1,6
	plantada 20%ET ₀	17,7	22,9 ±2,4	28,8 ±5,9	30,9 ±2,1	5,9 ±2,5	29,5 ±0,7	27,1 ±5,9	17,0 ±5,9	22,9 ±5,3	21,2 ±4,8
	40%ET ₀	17,7	22,2 ±3,9	27,4 ±5,1	33,3 ±7,1	6,3 ±2,4	31,6 ±6,4	21,2 ±2,5	19,4 ±8,2	21,2 ±7,5	19,4 ±6,1
<i>Limonium virgatum</i>	0%ET ₀	6,3	0,7 ±0,7	1,0 ±0,6	1,4 ±0,7	1,0 ±0,6	1,4 ±0,9	0,7 ±0,3	0,3 ±0,3		0,3 ±0,3
	plantada 20%ET ₀	6,3	4,2 ±1,6	2,1 ±1,2	4,2 ±2,2	2,4 ±0,9	4,9 ±1,5	4,5 ±1,9			0,7 ±0,7
	40%ET ₀	6,3	3,1 ±1,8	2,8 ±0,3	2,8 ±0,9	3,8 ±0,3	2,8 ±0,7	5,6 ±0,9		0,3 ±0,3	2,1 ±0,6
<i>Thymus serpyllum</i>	0%ET ₀	6,3	5,6 ±1,5	5,2 ±0,6	4,2 ±2,2	3,8 ±1,5	8,3 ±1,6	16,3 ±2,8	1,7 ±0,9		0,3 ±0,3
	plantada 20%ET ₀	6,3	12,2 ±0,9	16,3 ±1,3	16,3 ±1,9	10,8 ±1,8	22,6 ±3,3	26,7 ±6,1	8,7 ±3,7	21,5 ±6,2	19,8 ±6,9
	40%ET ₀	6,3	14,6 ±1,8	19,4 ±3,3	15,3 ±3,6	12,2 ±1,3	24,3 ±0,9	36,1 ±2,1	34,0 ±4,9	35,1 ±6,0	28,5 ±3,9
<i>Conyza bonariensis</i>	0%ET ₀							0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	1,0 ±1,0	
	colonizadora 20%ET ₀							2,8 ±1,5	0,7 ±0,7	2,4 ±1,3	1,0 ±0,6
	40%ET ₀								1,0 ±0,6		0,3 ±0,3
<i>Lactuca perennis</i>	0%ET ₀										2,8 ±1,3
	colonizadora 20%ET ₀										
	40%ET ₀										
<i>Sonchus oleraceus</i>	0%ET ₀							0,3 ±0,3	0,7 ±0,7	1,0 ±1,0	1,0 ±0,7
	colonizadora 20%ET ₀			0,3 ±0,3			0,7 ±0,3	0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	0,7 ±0,7	1,0 ±0,6
	40%ET ₀				0,3 ±0,3					1,0 ±0,6	1,4 ±0,3
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	colonizadora 40%ET ₀						0,7 ±0,7	1,0 ±1,0			

3.3.6 Diversidad vegetal

La figura 6 muestra la evolución durante todo el período de prueba de la diversidad vegetal en las dos cubiertas calculada con el índice de Shannon Wiener (H'). En ambos ensayos los valores de diversidad disminuyeron con respecto a los valores iniciales, especialmente en las parcelas sin riego (con excepciones entre las especies semi arbustivas).

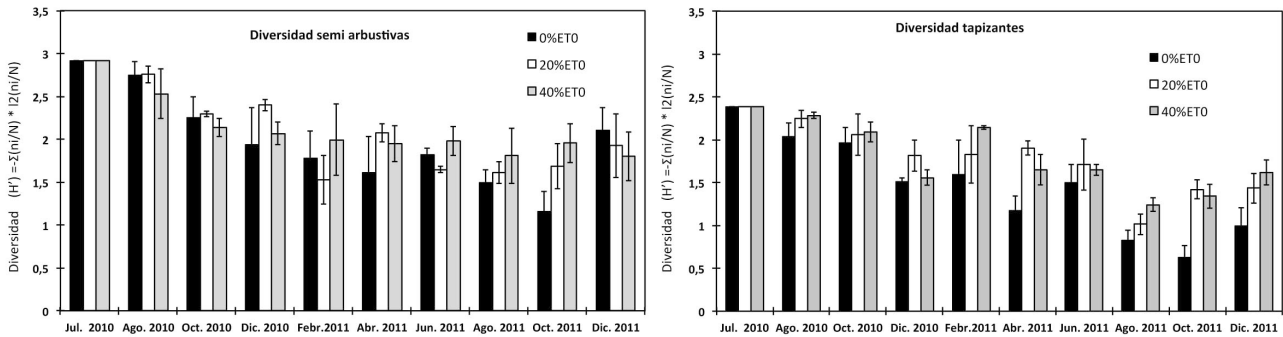


Fig. 6 a. b. Diversidad vegetal para los tres tratamientos de riego (0, 20 y 40% ETO) de Agosto 2010 a Diciembre 2011 calculada con el índice de Shannon Wiener. Los datos tienen una frecuencia bimensual. Los valores de Julio 2010 son los valores iniciales al momento de la plantación.
6a Semi arbustivas 6b Tapizantes

3.4 DISCUSIÓN

El techo verde con especies tapizantes obtuvo una mayor cobertura del sustrato en comparación con el techo con especie semi arbustivas, una situación que puede explicarse por las diferencias estructurales entre los dos grupos de especies: las semi arbustivas tienden a desarrollarse más en términos de volumen, mientras que las especies tapizantes crecen horizontalmente y superficialmente.

En el estudio de los techos verdes se ha visto que la diferente estructura de la biomasa y del follaje no solo interesa la cobertura, pero es muy importante para mejorar el rendimiento térmico y las características hidrológicas de un techo verde. Diferentes investigaciones han observado que las plantas de diferente estructura han mostrado diferentes actuaciones en el aislamiento térmico y en la retención de agua de lluvia (Del Barrio, 1998; Jim, 2011; Nagase & Dunnett, 2012).

En ambas cubiertas se ha visto la influencia del riego en la cobertura, las plantas regadas, como era de esperar, mostraron una mayor cobertura de las plantas sin riego. Esta mayor cobertura depende más de la cantidad de plantas vivas que del desarrollo de cada planta a pesar del hecho que solo las tapizantes han mostrado diferencias significativas en la mortalidad entre las plantas de riego y sin riego.

La biomasa confirma los datos anteriores: valores más altos en las tapizantes y en las plantas regadas sin diferencias de significativas entre los dos tratamientos de riego (20 y 40% ETO).

El hecho de no observar grandes diferencias entre los dos tratamientos de riego sugiere que para un desarrollo mínimo de las cubiertas podría ser suficiente uno

de los dos tratamientos de riego y esta información podría ayudar a estimar el consumo de agua en un techo verde en el Mediterráneo.

Un nivel mínimo de riego es importante para alcanzar la cobertura mínima requerida por las normas alemanas sobre los techos verdes (FLL, 2008). Por estas normas una cubierta con el 60/70% de cobertura no tiene un nivel suficiente para ser certificada.

Otro elemento importante es la reducción de las especies plantadas que se presenta a partir de junio 2011. Al final del ensayo *Centranthus ruber* y *Helichrysum stoechas* son las especies que prevalecen entre las arbustivas, *Frankenia laevis* y *Thymus serpyllum* entre las tapizantes.

Centranthus ruber y *Helichrysum stoechas* son dos especies caméfitas sub fruticosas y *Frankenia laevis* y *Thymus serpyllum* caméfitas reptantes.

Las formas biológicas de Raunkier basadas en la morfología de la planta en condiciones adversas pueden ser utilizadas en la selección de plantas para techos verdes en condiciones mediterráneas (Van Mechelen *et al.*, 2014; Caneva *et al.*, 2013). Este resultado es también compatible con los criterios generales propuestos da Schulze *et al.*, (2005) quien proponen las caméfitas sub fruticosas entre las especies con evapotranspiración reducida.

Las especies que han prevalecido en el presente estudio consiguieron buenos resultados en otras investigaciones sobre techos verdes mediterráneos. *Centranthus ruber* mostró buenos niveles de crecimiento y cobertura en Toscana, Italia. (Benvenuti & Bacci, 2010). Dos especies de *Helichrysum* han mostrado buenos resultados en techos verdes independientemente del grosor del substrato y del riego (Papafotiou *et al.*, 2013). *Thymus serpyllum* alcanzó una cobertura del 85% después de pocos meses del trasplante en un substrato de 8 cm de grosor en ambiente mediterráneo.

Helichrysum stoechas and *Thymus serpyllum* fueron catalogadas como especies aptas para techos verdes en clima mediterráneo en un estudio realizado por Caneva *et al.*, (2013).

Las especies que han prevalecido en la parte final de este ensayo en el techo de tapizantes han demostrado una variabilidad en la cobertura y una dependencia de los estreses estacionales propios del clima mediterráneo.

Si se quiere planificar y diseñar un techo verde a largo plazo hay que tener en

cuenta la variabilidad estacional, la reducción de especies y que los 18 meses del estudio podrían no ser suficientes para entender la evolución de la vegetación en un techo verde.

Rowe *et al.*, (2012) estudiando la sucesión de 25 especies de Crassulaceae cultivadas durante 7 años en techos verdes en Michigan observaron que las especies que inicialmente habían conseguido buenos resultados en supervivencia y cobertura a largo plazo desaparecían o reducían su presencia a causa entre otras de la competencia y de la variabilidad del clima.

La floración es importante no solo por su aspecto estético, sino también por la capacidad de atraer los insectos. Brennesein (2005) ha evidenciado que un techo verde con vegetación de *Sedum* atrajo a solo la mitad el número de especies de abejas en comparación con techos verdes cultivados con diferentes formas de vegetación a causa del periodo de floración más corto.

Benvenuti & Bacci (2010) en una investigación notaron que 18 de 20 especies ensayadas en ambiente mediterráneo florecieron principalmente en el mes de junio y la mitad de estas especies presentó una breve doble floración en otoño.

Este estudio ofrece indicaciones sobre la capacidad de obtener una floración prolongada de las especies investigadas en condiciones de riego mínimo o de ausencia de riego.

La floración no es el único elemento que define la diversidad, en los techos verdes la diversidad puede ser determinada de la adaptación de las plantas a micro hábitats heterogéneos específicos del sitio (Timberlake *et al.*, 2013).

En nuestro caso, se ha observado que el riego no influye sobre la diversidad vegetal, mientras que una mayor diferencia se encuentra entre las dos formas de vida (tapizantes y semi arbustivas).

Si comparamos la evolución de la diversidad entre las dos cubiertas el índice de Shannon Wiener resulta más alto en las semi arbustivas en comparación con las tapizantes. Esta mayor diversidad se debe a una estructura más compleja de las semi arbustivas y a una mayor presencia de las especies colonizadoras, debido a la menor cobertura generada, que favorece la germinación y supervivencia de las mismas.

El riego no afecta la presencia de especies colonizadoras en la cubierta de semi arbustivas mientras que parece afectar la abundancia de cada especie.

Muchas especies colonizadoras no han alcanzado presencias aceptables para ser evaluadas en sus características estéticas o funcionales y los resultados sugieren que no es fiable esperar en una colonización espontánea y natural de los techos verdes para aumentar la cobertura y la diversidad.

La reducción de especies en los techos verdes a lo largo del tiempo y el hecho que se desarrolle una baja diversidad con pocas especies dominantes ya ha sido observado (Dunnett *et al.*, 2008; Nagase & Dunnett, 2010).

3.5 CONCLUSIONES

Los resultados sugieren que es posible organizar techos verdes en la zona mediterránea, aunque es necesario un periodo de tiempo más largo para estabilizar la evolución de la vegetación plantada, así como la foránea. El primer resultado ha sido probar que existen especies, alternativas a los *Sedum*, que se pueden adaptar en el difícil ambiente de los techos mediterráneos. Los diferentes tratamientos de riego han evidenciado diferencias entre plantas regadas y plantas sin riego demostrando que un nivel mínimo de riego es necesario.

Ambas cubiertas han simplificado el diseño inicial, presentando una reducción del número de especies, con una mayor participación en número y volumen de las especies restantes.

Un riesgo puede ser que a largo plazo, la cubiertas presenten una baja diversidad vegetal, la diferencia de estructura entre la vegetación de las dos pruebas ha afectado la diversidad y la capacidad de albergar especies foráneas. La colonización ha sido menor en la cubierta de tapizantes respecto a la de semi arbustivas.

La evaluación estética según los parámetros de cobertura y floración ha mostrado una buena capacidad de floración de las especies mientras que la cobertura ha sido afectada por las variaciones estacionales en la cubierta de tapizantes.

Se considera importante conectar los techos verdes a los corredores ecológicos en las áreas urbanas, organizar un plan de gestión y mantenimiento y preparar micro hábitats, para salvaguardar la diversidad.

BIBLIOGRAFÍA

Ajuntament de Barcelona. Àrea de Medi Ambient, (2010). Els corredors verds urbans. *Exemples i criteris de disseny*. In Catalan. Retrieved July 21, 2013, from http://www.ajsosteniblebcn.cat/corredors-verds-urbans_31473.pdf

Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona. (2011). Cobertes i Murs Verds a Barcelona. *Estudi sobre les existents, el potencial i les estratègies d'implantació*. In Catalan. Retrieved July 10, 2013, from http://bcnecologia.net/sites/default/files/proyectos/doc_cobertes_i_murs_verds_01m2010_0.pdf

Bass, B. (2009). Biodiversity Research Protocol. *Proceedings of workshop: Green Roofs for Healthy Cities – Draft Biodiversity Research Protocol*. Retrieved November 10, 2011, from http://www.greenroofs.org/resources/Biodiversity_Research_on_Green_Roofs_Protocol_2009.pdf

Bates, A. J., Sadler, J. P., & Mackay, R. (2013). Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban For. Urban Green*, 12, 98-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2012.12.003>

Benvenuti, S., & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosyst*, 13, 349-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0124-9>

Benvenuti, S. (2014). Wildflower green roofs for urban landscaping, ecological sustainability and biodiversity. *Landscape Urban Plan*, 124, 151-161.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.004>

Brennesein, S. (2005). The Natural Roof (Project NADA). *Proceedings of Research Project Report on the Use of Extensive Green Roofs by Wild Bees*. Hochschule University of Wädenswil, November 2005.

Caneva, G., Kumbaric, A., Savo, V., & Casalini, R. (2013). Ecological approach in selecting extensive green roof plants: A data-set of Mediterranean plants. *Plant Biosystems*, 2, 374-383. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.819819>

Carter, T., & Butler, C. (2008). Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. *Cities and the Environment*, 1, 1-17.

Casadesús, J., Biel, C., & Savé, R. (2005). Turf color measurement with conventional digital cameras. *Proceedings of EFITA/WCCA Joint Congress On It In Agriculture*, July 25-28, 2005, Vila Real, Portugal.

Casadesús, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, M. M., Araus, J. L., Amor, S., Villegas, D. (2007). Water Use Efficiency. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *Ann. Appl. Biol.*, 150, 227-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00116.x>

Del Barrio, E. P. (1998). Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energ. Buildings*, 27, 179-193. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788\(97\)00029-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(97)00029-7)

Dunnett, N., & Nolan, A. (2004). The Effect of Substrate Depth and Supplementary Watering on the Growth of Nine Herbaceous Perennials in a Semi-extensive Green Roof. In R. Junge-Berberovic et al. (Eds.), *Acta Hort 643*. Proceedings of IC on Urban Horticulture. ISHS 2004. <http://dx.doi.org/10.17660/actahortic.2004.643.40>

Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: Influence of substrate depth. *Urban Ecosyst*, *11*, 373-384. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>

Eksi, M., & Uzun, A. (2013). Investigation of thermal benefits of an extensive green roof in Istanbul climate. *Scientific Research and Essays*. <http://dx.doi.org/10.5897/SRE12.713>

FLL, German Landscape Research, Development and Construction Society. (2008). *Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing*. Bonn, Germany.

Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2009). Substrate Depth Influences *Sedum* Plant Community on a Green Roof. *Hortscience*, *44*(2), 401-407.

Greater London Authority. (2008). *Living Roofs and Walls Technical Report: Supporting London Plan Policy*. Published by: City Hall, The Queen's Walk London SE1 2AA. Retrieved from <http://www.london.gov.uk>

IPCC. (2013). *Climate Change*. Five Assessment Report. From http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml-1

Jim, C. Y. (2011). Effect of vegetation biomass structure on thermal performance of tropical green roof. *Landscape Ecol Eng.*, *8*, 173-187. <http://dx.doi.org/10.1007/s11355-011-0161-4>

Liu, K., & Baskaran, B. (2003). Thermal Performance of Green Roofs Through Field Evaluation. *Proceedings of First North American Green Roof Infrastructure Conference, Awards and Trade Show*. Chicago, IL. May 29-30, 2003.

Liu, K., & Minor, J. (2005). *Performance evaluation of an extensive green roof*. *Proceedings of 3rd North American Green Roof Conference: Greening rooftops for*

Sustainable communities (pp. 1-11). Washington, DC. May 5-6, 2005.

Lundholm, J. T. (2006). Green roofs and facades: A habitat template approach. *Urban Habitats*, 4, 87-101. Retrieved from <http://www.urbanhabitats.org>

Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape Urban Plan.*, 77, 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>

Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape Urban Plan.*, 97, 318-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>

Nagase, A., & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape Urban Plan.*, 104, 356-363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>

Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *Bioscience*, 57, 823-833. <http://dx.doi.org/10.1641/B571005>

Papafotiou, M., Pergialioti, N., & Tassoula, L. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean Green Roof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48, 1327-1333.

Rowe, D. B., Getter, K. L., & Durhman, A. K. (2012). Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. *Landscape Urban Plan.*, 104, 310-319. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.010>

Sheffield, J., & Wood, E. F. (2008). Global Trends and Variability in Soil Moisture and Drought Characteristics, 1950–2000, from Observation-Driven Simulations of the Terrestrial Hydrologic Cycle. *J. Climate*, 21, 432-458. <http://dx.doi.org/10.1175/JCLI4187.08>

org/10.1175/2007JCLI1822.1

Schulze, E. D., Beck, E., & Muller-Hohenstein, K. (2005). *Plant Ecology*. Berlin/Heidelberg: Springer.

Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24, 192-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>

Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33, 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2007.03.022>

Thuring, C. E., & Dunnett, N. (2014). Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecological Processes*, 3, 4. <http://dx.doi.org/10.1186/2192-1709-3-4>

Timberlake, K., Carlisle, S., & Piana, M. (2013). Growing Resilience: Long-Term Plant Dynamics And Green Roof Performance. *Proceedings of Citiesalive 11th annual green & wall conference*. San Francisco, October 23-26, 2013.

Townshend, D., & Duggie, A. (2007). *Study on Green Roof Application in Hong Kong. Final Report*. Architectural Services Department; Urbis Limited. Retrieved February 2, 2012, from http://www.researchgate.net/publication/258332717_Study_on_Green_Roof_Application_in_Hong_Kong

Van Lennep, E., & Finn, S. (2008). *Green Roofs Over Dublin. A green roof policy guidance paper for Dublin*. Draft guidelines for DCC to develop planning directives for the incorporation of Green Roofs in new development. Retrieved August 06, 2013, from <http://www.sdcc.ie/sites/default/files/publications/dcc-green-roof-draft-guidelines-sept-2008.pdf>

Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape Urban Plan.*, 121, 81-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>

Vestrella, A., Biel, C., & Save, R. (2015). An Experimental Study in Simulated Greenroof in Mediterranean Climate. *Journal of Agricultural Science*, 7(4). <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v7n4p95>

CAPÍTULO 4

COMPORTAMIENTO TÉRMICO Y HÍDRICO DE TRES ESPECIES DE PLANTAS EN UNA CUBIERTA VERDE EN CONDICIONES DE RIEGO MÍNIMO EN AMBIENTE MEDITERRÁNEO

4.1 INTRODUCCIÓN

En los últimos años ha habido un gran interés por el uso de techos verdes. Numerosos estudios han demostrado que estos pueden jugar un papel importante en proyectos de integración ecológicos y en la abundancia de la biodiversidad en las ciudades (Brennesein, 2006; Kadas, 2006; Carter & Butler 2008; Damas *et al.*, 2010; Lundholm & Peck, 2008). La presencia de techos ajardinados mejora la vida útil de los edificios así como el bienestar de los individuos que los habitan (Samangoeei, 2006; So-Young *et al.*, 2008).

Es bien conocido que los techos verdes ayudan a regular la temperatura del edificio donde se construyen, que poseen propiedades aislantes y además sirven para ahorrar energía. Las plantas pueden proteger las superficies de los edificios porque absorben y disipan energía radiativa mediante el balance fotosíntesis/transpiración (Liu & Baskaran, 2003, 2005; Spala *et al.*, 2008; Desjarlais *et al.*, 2010; Jaffal *et al.*, 2012; Blanusa *et al.*, 2013; Eksi & Uzun, 2013). Con una capa vegetal de 15 cm, el 20% de la radiación es reflejada por la vegetación y el resto es absorbida y liberada a través de varios procesos biológicos, principalmente a través de la evapotranspiración (Machado *et al.*, 2000).

Un estudio realizado en Alemania (Minke, 2010) demostró que los techos verdes regulan las variaciones de temperatura tanto en invierno como en verano, y observaron los efectos de aislamiento térmico por debajo de las plantas y del sustrato. Un techo sin plantas puede alcanzar 70° centígrados durante el día, y absorbe una gran cantidad de calor la cual se dispersa durante la noche.

En otro estudio realizado en Atenas se calculó la cantidad de energía necesaria

para enfriar un edificio durante el verano antes y después de instalar un techo verde, registrando una reducción del 40% en el consumo de energía utilizada por las unidades de aire acondicionado (Spala *et al.*, 2008).

Los beneficios obtenidos de los techos verdes no solo son el ahorro de energía y los efectos positivos sobre el clima de las ciudades. También se ha demostrado que pueden absorber agua lluvia y además intervienen en el sistema de aguas residuales, regulan los procesos de drenaje y el reciclaje natural del agua (Spolek, 2008; Stovin, 2010). De acuerdo con “‘The Landscape Development and Landscaping Research SocietyE.V. – FLL’ (FLL, 2008 edition) un techo verde extensivo con un substrato entre 6 y 15 cm tiene la capacidad de retener entre 50-55% del agua anual de lluvias. En áreas donde el promedio anual de lluvias está entre 650 y 800 mm, los techos verdes pueden reducir el agua de drenaje entre un 60 y un 100 % (DeNardo *et al.*, 2005; VanWoert *et al.*, 2005). La cantidad de agua que un techo verde puede absorber y reciclar depende de varios factores incluyendo el clima, el tipo de instalación y las especies utilizadas (Mentens *et al.*, 2005; Uhl & Schiedt 2008).

Muchos estudios han intentado comprender como ciertas especies influyen en los techos verdes. La mayoría de las investigaciones se han realizado con el género *Sedum*, sin embargo los estudios se han ampliado a un gran número de especies y ambientes (Sendo *et al.*, 2010; Provenzano *et al.*, 2010; Lundholm & William, 2015).

No solo es importante que las especies plantadas en un techo verde sean capaces de adaptarse a las condiciones difíciles de estos ambientes en particular, sino también es importante alcanzar un equilibrio aceptable entre el desarrollo de la especie y las funciones de un techo verde. Muchos autores han investigado sobre el comportamiento de diversas especies en relación con la pérdida de agua y las variaciones de temperatura que ocurren en un techo verde (Kannellopoulou, 2008; Simmons *et al.*, 2008; Wolf & Lundholm, 2008; Jim, 2011; Scott MacIvor & Lundholm, 2011). Se ha demostrado que las plantas pueden influir en las características térmica e hídrica del substrato a través de la cobertura vegetal, de la forma de crecimiento de la vegetación y de los niveles de albedo (Nagase & Dunnet, 2011; Nardini *et al.*, 2012; Olivieri *et al.*, 2013). Muchos estudios especializados han demostrado como la estructura de las plantas influye en el

aislamiento térmico y la retención de agua, y han concluido que una combinación de diferentes especies es más efectiva que los monocultivos a la hora de favorecer las propiedades térmicas e hídricas de un techo verde (Dunnet *et al.*, 2008; Nagase & Dunnet, 2011).

Los beneficios de los techos verdes han sido objeto de estudio en el área mediterránea. Esta región se caracteriza por intensas variaciones de temperatura entre una estación y otra y entre el día y la noche. Los estudios han tenido en cuenta los efectos térmicos e hídricos relacionados con sequías prolongadas y la irregularidad en las lluvias así como la capacidad de supervivencia de las especies (Fioretti *et al.*, 2010; Pérez *et al.*, 2012; Zinzi & Agnoli 2012; Olivieri *et al.*, 2013; Eksi % Uzun, 2013; Raimondo *et al.*, 2015).

En el presente estudio se evaluaron en condiciones Mediterráneas tres especies de plantas con diferente forma de crecimiento y estructura, junto con dos tratamientos de irrigación mínima y un tratamiento sin irrigación y su efecto en las propiedades térmicas e hídricas del substrato.

4.2 MATERIALES Y MÉTODOS

4.2.1 Lugar del experimento

El presente estudio se realizó durante junio del 2009 y mayo del 2010 en Caldes de Montbui (41° 63' N 2°16' E), a 250 metros sobre el nivel del mar y a 30 Km de Barcelona, España. La variación de la temperatura mensual durante el periodo de investigación fue entre 6.1° C y 25.1° C, el promedio de lluvias fue entre 5,2 mm y 125.2 mm, con unos niveles de evapotranspiración entre 20.4 y 139,7 mm. Durante los meses de verano los valores de la evapotranspiración fueron altos y las precipitaciones bajas. La evapotranspiración en junio fue de 135 mm con 10.7 mm de precipitación. En agosto fue de 27.4 mm de precipitación, concentrado en una sola lluvia, y la evapotranspiración fue de 131 mm.

Del 1 de junio de 2009 al 31 de mayo del 2010 se registraron 640 mm de precipitación y 925 mm de evapotranspiración. Las temperaturas mínimas de febrero y marzo llegaron a -8°C.

La tabla1 muestra las cifras registradas en el área desde 1991 a 2010. Todos los datos fueron obtenidos en la estación metereologica de Caldes de Montbui a 150 metros del lugar donde se realizó el experimento. La estación es parte de la red metereológica de Cataluña. La temperatura del subtrato fue medida a 5 cm de profundidad.

Tabla 1. Promedios mensuales de los principales parámetros meteorológicos de 1991 a 2010 en el lugar de la investigación*.							
	Temp. (°C)			Temp. Suelo (°C)		Lluvia (mm)	ET0 (mm)
	Media	Máx.	Mín.	Máx.	Mín.		
JAN	6,7	13,5	1,4	10,2	5,2	40,4	22,3
FEB	7,7	14,7	1,9	11,4	6,0	29,2	31,3
MAR	10,5	17,2	4,4	14,8	9,0	33,0	58,2
APR	12,8	19,3	6,6	18,4	11,7	50,0	79,1
MAR	16,7	22,8	10,6	22,4	15,9	63,6	112,9
JUN	21,0	27,3	14,7	26,1	17,8	44,6	124,9
JUL	23,5	29,7	17,2	26,1	20,4	24,7	130,5
AUG	22,4	28,2	16,8	27,5	20,9	50,7	120,7
SEP	18,9	24,6	13,8	24,1	16,8	89,1	77,3
OCT	15,7	21,5	10,9	20,1	14,5	81,9	53,1
NOV	10,1	16,4	5,0	14,8	9,5	39,9	25,9
DEC	7,2	13,4	2,4	10,8	6,1	52,2	16,5
*Caldes de Montbui Estación meteorológica. Datos: http://www.ruralcat.net/web/guest/agrometeo.estacions							

4.2.2 Sistema del techo verde

Para la simulación de un techo verde se utilizó el sistema ZinCo[®] (ZinCo, product list). Se reprodujeron las mismas condiciones que se pueden encontrar en un techo verde extensivos en banquetas con borde de hormigón con espesor de 5 cm. Como base se colocó una manta retenedora y de protección de fibra sintética de polipropileno SSM45 con una capacidad de retención de agua aproximada de 5 l/m². Por encima, una placa retenedora y de drenaje de polietileno reciclado Floradrain FD25-E con un volumen de llenado aproximadamente de 10 l/m². Estas capas se cubrieron con un filtro geo textil de polipropileno pre comprimido y un sustrato ZincoTerra de tipo Floral. El espesor del sustrato fue de unos 11 ± 1

cm y el espesor total de la estructura de aproximadamente 15 cm. El sustrato utilizado fue el ZinCo floral compuesto por ladrillos troceados y un 10% aproximado de compost. La densidad aparente (o peso específico) del sustrato fue del 0,85 (g/cm³), la porosidad total del 66%, los valores de pH variaron entre 7,95 y 8,08 y los de conductividad eléctrica entre 158,4 y 194,2 µS/cm (microSiemens/cm).

4.2.3 Material vegetal, diseño del experimento e irrigación

Teniendo en cuenta los resultados de un estudio previo (Vestrella *et al.*, 2015), se pudo seleccionar tres especies *Dymondia margaretae* Compton, *Frankenia laevis* L., y *Iris lutescens* Lam. (Tabla 2). Las tres especies fueron plantadas en parcelas cada una de un metro cuadrado y una densidad de nueve plantas. Cada parcela con tres replicas, una por cada tratamiento para un total de nueve parcelas.

Tabla 2. Especies seleccionadas, hábitat y forma de crecimiento.

Especies	Hábitat	Forma de crecimiento
<i>Dymondia margaretae</i> Compton	Endémica de Sudáfrica. Suelos arenosos litorales.	Tapizante
<i>Frankenia laevis</i> L.	Mediterráneo- Asia Central-Sudáfrica. Suelos arenosos litorales y limos de marismas.	Semi arbustiva
<i>Iris lutescens</i> Lam.	Mediterráneo occidental y central. Prados secos y rocosos.	Herbácea -Rizomatosas

Para simular las condiciones del clima Mediterráneo, dos tratamientos de irrigación fueron aplicados, reemplazando 20%, and 40% del potencial de evapotranspiración (ET₀), y un tratamiento donde las plantas solo recibieron agua natural de las lluvias (0% of potencial ET₀). Los niveles de la ET₀ utilizados para calcular la irrigación fueron obtenidos de la estación meteorológica de Caldes de Montbui. Las dosis de irrigación fueron recalculadas semanalmente obteniendo la diferencia entre total de lluvia con el promedio de la ET₀ de los siete días anteriores (ET₀ – lluvias), de los cuales el 20% y 40% fue utilizado para los dos tratamientos. Las dosis fueron distribuidas a lo largo de la semana. El sistema de riego por goteo estaba formado por tubos de un diámetro 16 mm, y a una distancia de 30 cm entre un tubo y otro con una capacidad de distribución de 22.8 litros/m²/h.

4.2.4 Comportamiento del techo verde y medidas

Las parcelas con tratamiento 40% y 20% ETO recibieron un total de 216 mm y 108 mm de agua por irrigación respectivamente durante todo el experimento, 73% de la cual fue distribuida durante el verano. El total de lluvia durante el verano fue de 281 mm, con un valor acumulado de la ETO de 332 mm. Durante el invierno no se irrigó debido a las lluvias frecuentes.

Un sensor capacitivo (ECO 5 Decagon, Pullman, USA) fue colocado en el sustrato con las especies cultivadas, uno por cada tratamiento, para medir el contenido de agua. Un sensor de temperatura (EC-T5, Decagon, Pullman, USA) fue también colocado en cada parcela. Todos los sensores fueron colocados horizontalmente a una profundidad de 7/8 cm, y fueron conectados a un sistema central (Campbell CR1000 más multiplexer; Campbell Sci, UK) el cual registro la entrada de datos cada 20 minutos. Para cada una de las tres especies se registraron los siguientes parámetros: Contenido de agua volumétrico (VWC; m^3/m^3), máxima cantidad de agua absorbida por el sustrato, Agua extraíble relativa (REW) o cantidad de agua en el sustrato disponible para las plantas; capacidad de retención de agua lluvia; promedio máximo y mínimo de la temperatura del sustrato; cobertura vegetal del sustrato; finalmente biomasa de la parte aérea y raíces. Fue necesario calibrar los sensores cuando los datos registrados fueron atípicos.

La calibración se realizó adicionando cantidades específicas de agua al sustrato de las diferentes especies hasta que estuviera completamente saturado. El contenido de agua fue calculado a través de análisis gravimétricos, logrando una cantidad de densidad aparente para calcular el contenido volumétrico de agua en el sustrato. La máxima capacidad de retención de agua disponible en el sustrato fue calculada por comparación entre capacidad de campo con los contenidos de agua más bajos registrados durante todo el tiempo del experimento (VWC capacidad de campo – mínimo VWC).

Una medida de capacidad de campo de 22.82% fue registrada después de llover, a las 00:10 del 12 de febrero de 2012, una vez el exceso de agua drenó. El valor mínimo de contenido de agua del 0.24% se registró en agosto 4, 5 y 6 del 2009. Estas cifras resultaron ser un máximo de capacidad de agua volumétrica del 22.6%.

Este resultado fue utilizado para obtener (en porcentaje) la cantidad de agua disponible en cada momento (REW, Agua Extraíble Relativa) usando la formula: $REW = (\text{actual VWC} - \text{mínimo VWC}) / (\text{máximo VWC} - \text{mínimo VWC}) * 100$ (Granier, 1987; Fernández *et al.*, 1997).

Para calcular el agua lluvia contenida en el sustrato se analizaron cinco tipos diferentes de lluvia clasificados por la 'Agencia Estatal de Meteorología de España' (AEMET).

Esta agencia clasifica las lluvias que ocurre en una hora entre 30.1 and 60 mm como "muy fuertes" (Septiembre 14 de 2009); entre 15 and 30 mm está descrita como 'fuerte' (Agosto 9 de 2009 y Septiembre 20 de 2009); y lluvia "moderada" entre 2 y 15 mm (lluvia de invierno de Febrero 8 de 2010 y Marzo 7 de 2010). En este trabajo se analizó las variaciones de los datos de VWC 24 horas antes de la lluvia y una vez terminara de llover y el sustrato saturado. Se calculó las variaciones del sustrato durante las siguientes 60 horas después de llover. Los valores de la capacidad de retención se expresaron en l/m² multiplicando el volumen del agua (cm³/cm³) por la profundidad del sustrato de 110 mm. Para calcular la capacidad de aislamiento del sustrato y las condiciones de las plantas bajo altas temperaturas, se comparó el promedio de la temperaturas máxima del sustrato en cada una de las tres especies en los tres tratamientos con el promedio de la temperatura máxima del aire durante el periodo más caluroso (de junio a septiembre 2009).

Para evaluar la capacidad de aislamiento en condiciones de bajas temperaturas, se comparó la temperatura mínima diaria del aire y del sustrato durante los periodos más fríos del experimento, desde noviembre 2009 a marzo 2010, cuando no hubo suplemento de riego y las lluvias alcanzaron los valores más altos de la ETO. El promedio de los valores de temperatura mínima en todos los tratamientos y parcelas con las respectivas especies se compararon entre sí, y con la temperatura mínima del aire, registrando las diferencias. La cobertura vegetal fue medida fotográficamente con una cámara Nikon EOS 500 montada sobre un trípode con un brazo de 2,5 metros de longitud. La cámara fue conectada a un computador y operada a distancia. Las fotografías fueron tomadas entre las 11 am y las 2 pm para reducir las sombras. se utilizó un diafragma de apertura de 18 mm. Las imágenes fueron procesadas con el software de análisis digital Greenpix

(creado por el IRTA, Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries) (Casadesús *et al.*, 2005; 2007).

El software Greenpix permitió definir un intervalo de tonos desde 0 a 180 para determinar el número de píxeles amarillo, marrón y verde y calcular cuanta superficie estaba cubierta por cada color. Se observaron píxeles entre 40 y 180 equivalente al verde y algunos tonos marón. Para calcular la biomasa final, se extrajeron todas las plantas del substrato, se lavaron con cuidado y abundante agua luego separar la parte superior (tallos y hojas) de las raíces. Todo el material vegetal fue llevado a un horno a 65°C.

4.2.5 Análisis estadístico

En este experimento, de diseño factorial, se analizaron los siguientes factores: riego, especies y día de muestreo. Para estudiar el crecimiento de las plantas durante todo el tiempo del experimento se realizó el ANOVA utilizando un modelo mixto con las parcelas como factor aleatorio y la cobertura como una variable fija. El factor riego tenía tres niveles, días de muestreo siete y tres parcelas. Se utilizó el post hoc test según Tukey Kramer para determinar las diferencias significativas entre los tratamientos de riego y el día de muestreo. La biomasa para cada especie se realizó un ANOVA con un modelo mixto teniendo como factor fijo el riego y factor aleatorio las parcelas. Todos los análisis se realizaron con el software SAS 9.2. Los promedios de los datos para VWC, REW y temperatura, fueron comparados utilizando la prueba de Tukey Kramer HSD y el software JMP 10.

4.3 RESULTADOS

4.3.1 Humedad del suelo (VWC)

4.3.1.1. Humedad del suelo e irrigación

Para cada tratamiento de irrigación se calculó el valor promedio de contenido de agua en el sustrato para todas las especies, y se encontró la diferencia entre tratamientos, obteniendo valores de 13.5% para el tratamiento de la ETO 40% y 12.3% y 10% respectivamente para los tratamientos de la ETO 20% y 0%. Los datos del periodo de mayor sequedad, de julio a septiembre, presentaron diferencias significativas con valores de 11%, 9.8% y 7.3% para los tres tratamientos de la ETO.40%, 20% y 0%.

4.3.1.2 Humedad del sustrato y especies

Para cada especie se calcularon los valores promedio de contenido de agua en el sustrato de todos los tratamientos de irrigación. La cantidad de agua (VWC) presente en el sustrato de *Dymondia margaretae* fue significativamente más alta que en el sustrato de *Frankenia laevis* y *Iris lutescens*, con valores de 15.5%, 12.5%, and 7.8% del VWC. Durante los meses de verano, los valores de humedad del sustrato fueron 13.5% para *Dymondia margaretae*, 10.1%, para *Frankenia laevis* y 4.6% para *Iris lutescens*; y de noviembre a marzo los valores obtenidos

fueron 17%, 14.5% and 10.3% respectivamente para cada especie.

4.3.2 Disponibilidad de agua para las plantas (REW)

Los valores de agua extraíble relativa mostraron que *Dymondia margaretae* fue la especie cuyo substrato contenía mayor cantidad de agua, con un valor del 38% en verano y 63% en invierno. Los datos del substrato de *Frankenia laevis* fueron 26% in verano y 52% en invierno. Así mismo, el substrato para *Iris lutescens* presentó diferencias entre el 10% en verano y 28% en invierno. La figura 1 muestra los valores de REW sobre el tiempo.

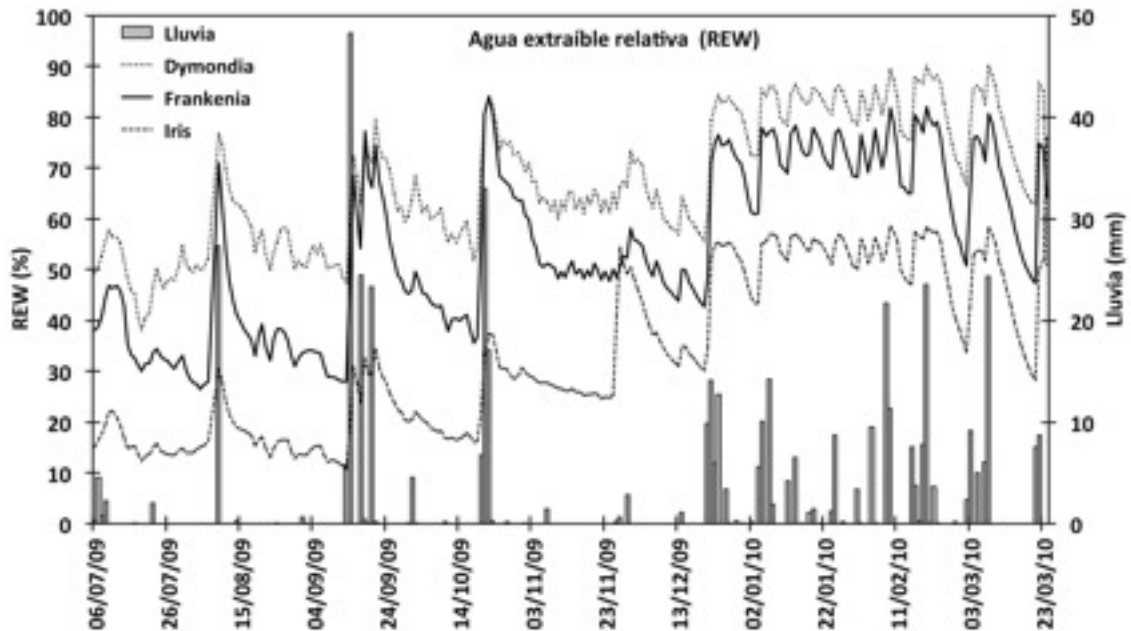


Fig. 1 (REW) Contenido de agua extraíble por las plantas del substrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* de julio 2009 a marzo 2010. Los valores de cada especie son los promedios de los tres tratamientos de riego (0 –20 – 40% ETO).

4.3.3 Capacidad de contener agua de lluvia

Los datos mostraron que el substrato contenía más agua 60 horas después de la lluvia que la que contenida antes de llover. (Fig. 2; Tabla 3). La tabla 3 muestra las variaciones del contenido de agua volumétrica en el substrato para cada especie antes y después de la lluvia, cuando el agua ha drenado por gravedad

(contenido de agua en los macro poros) 60 horas después de terminada la lluvia. Los resultados indican un mayor grado de variación después de las lluvias de agosto y septiembre en comparación con las lluvias de invierno. *Frankenia laevis* fue la especie que registró más variaciones.

Tabla 3. Variación del contenido volumétrico de agua del sustrato (VWC) del sustrato después de diferentes eventos de lluvia (VWC antes –VWC después) y entre la capacidad de campo y 60 horas después del evento de lluvia para las tres especies estudiadas (*Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens*). La variación de cada especie es el promedio de las variaciones de los tres tratamientos de riego. (0 –20 - 40% ETO).

Eventos de lluvia	Variación después de la lluvia (L/m ²)			Variación después de 60 horas (L/m ²)		
	Dymondia	Frankenia	Iris	Dymondia	Frankenia	Iris
27,3 mm 10 Ago.2009	+7,03	+10,56	+4,04	-2,93	-4,81	-1,97
48,3 mm 15 Sept. 2009	+5,94	+9,96	+5,33	-2,70	-4,20	-2,21
23,3 mm 20 Sept. 2009	+2,39	+2,58	+2,50	-2,56	-2,89	-1,92
33 mm 09 Feb. 2010	+1,57	+2,18	+1,42	-2,75	-3,66	-2,12
30,4 mm 08 Mar. 2010	+0,85	+1,63	+1,38	-1,63	-2,53	-1,45

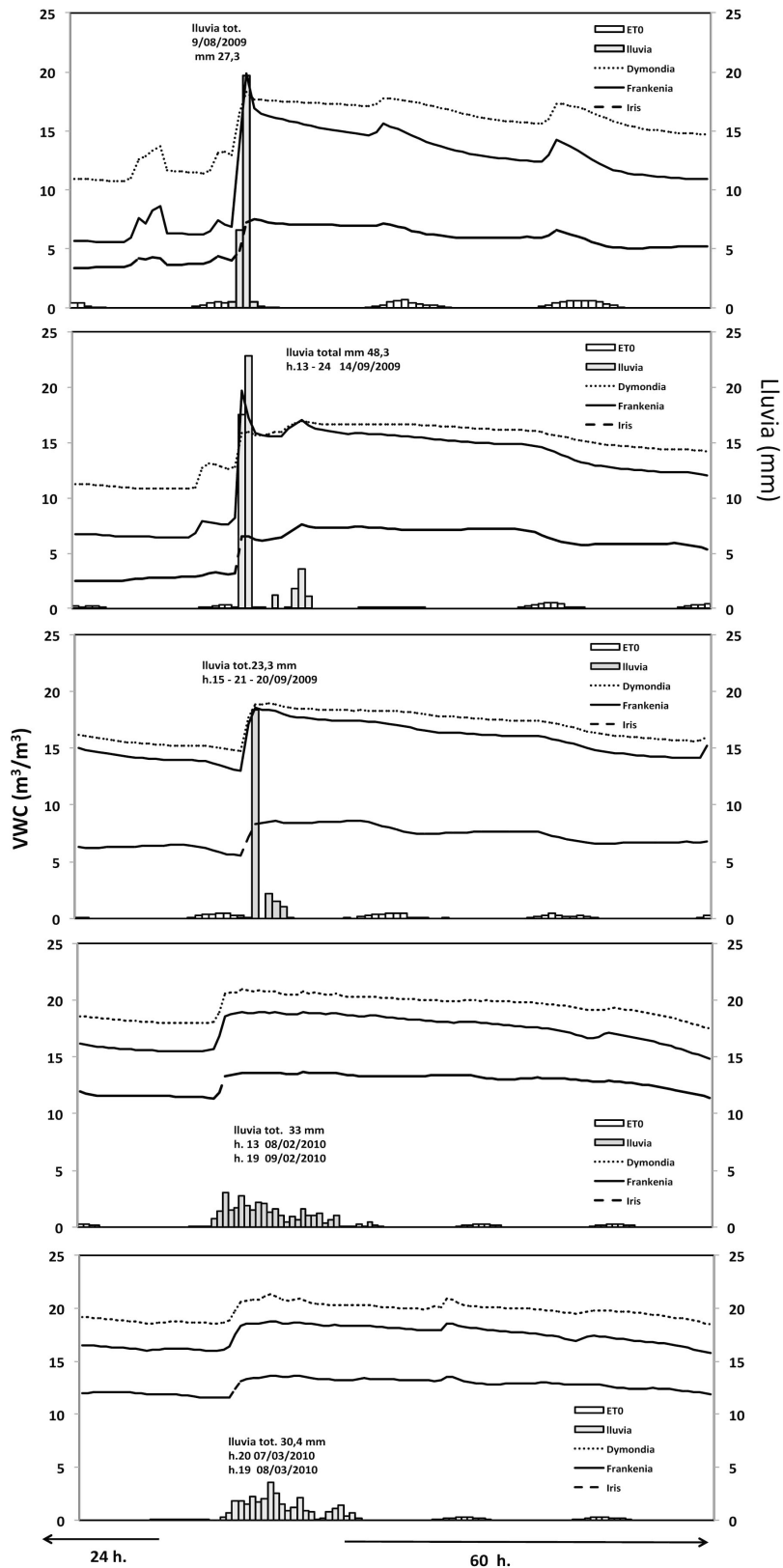


Fig. 2 Contenido volumétrico de agua (VWC) en el sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* 24 horas antes y 60 horas después de 5 eventos de lluvias. La variación de cada especie es el promedio de los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO).

4.3.4 Temperatura del sustrato

4.3.4.1 Temperatura del sustrato durante el verano

El promedio de temperatura máxima en el sustrato en el tratamiento de no irrigación en la parcela de *Dymondia margaretae* fue significativamente más alto que en los sustratos con tratamiento de irrigación y de la temperatura máxima del aire en 2.8°C.

La temperatura máxima del sustrato de las parcelas con tratamiento 20% ETO para la misma especie fue significativamente más baja que la temperatura máxima del aire en 1.9°C mientras que no hubo diferencias significativas entre la temperatura máxima del aire y el sustrato en las parcelas con tratamiento de la ETO 40%. En *Frankenia laevis* el promedio de temperatura diaria máxima mostró que la temperatura del sustrato de las parcelas no irrigadas fue significativamente más alta en comparación con los sustratos con irrigación. Se encontraron diferencias significativas entre la temperatura externa y la temperatura del sustrato: el sustrato de tratamiento de la ETO 20% fue más bajo en 1.2°C que la temperatura del aire; la temperatura del sustrato del tratamiento de la ETO 40% fue más baja en 0.4°C y el sustrato del tratamiento sin irrigación fue más alto en 1.1°C que la temperatura del aire.

El promedio máximo diario de la temperatura del sustrato con *Iris lutescens* en los tres tratamientos fue significativamente más bajo que la temperatura del aire, con diferencias de 3.8°C en la parcela con tratamiento de la ETO 20%; 1.7°C en la parcela con tratamiento de la ETO 40%, y 1.2°C en la parcela sin tratamiento. La figura 3 muestra las temperaturas de cada tratamiento de irrigación de julio a septiembre. La figura 4 muestra, para el mismo periodo de tiempo, la relación entre la temperatura del aire y la temperatura del sustrato en las tres especies para cada tratamiento de irrigación. La relación resulta significativa para todos los tratamientos de riego ($r > 0,2540$ por $n > 100$ $\alpha = 0,01$).

Al comparar los datos de cada tratamiento de irrigación y cruzarlos con las especies, el promedio de temperatura máxima diaria mostró que la temperatura del sustrato en el tratamiento de la parcela de la ETO 40% fue más alta que la temperatura del aire durante 13 días; en la parcela de la ETO 20% fue más alta

durante 6 días y en las parcelas sin irrigación durante 56 días.

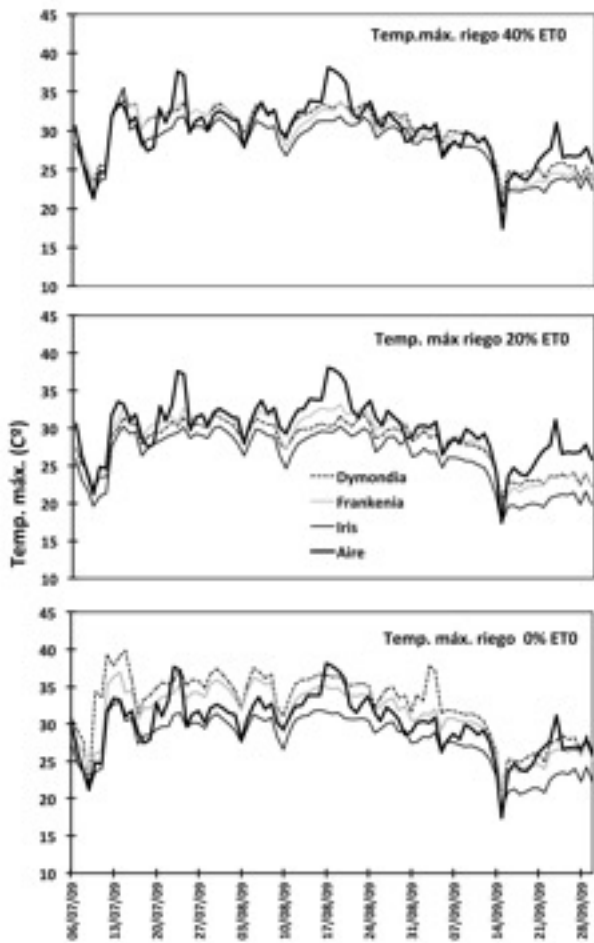


Fig. 3. Evolución de la temperatura máxima de julio a septiembre 2009 a una profundidad de 8-9 cm en el sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO). En el gráfico ha sido incluida la temperatura máxima del aire.

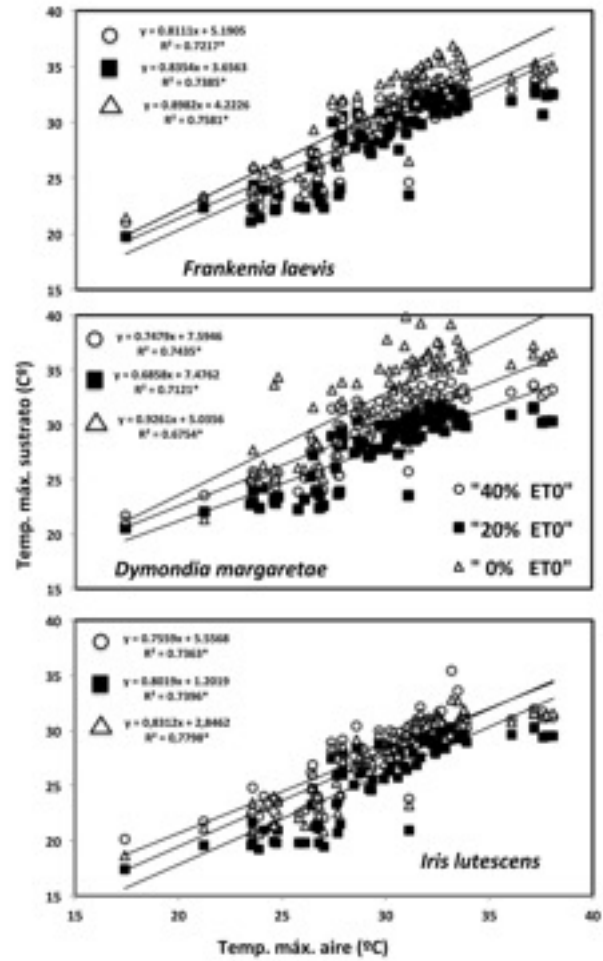


Fig. 4. Relación entre la temperatura máxima del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO) y la temperatura máxima del aire. Significación a 0,01.

4.3.4.2 Variaciones de la temperatura del sustrato registradas cada hora durante el verano

La figura 5 muestra las variación de la temperatura media del aire y del sustrato, cada hora, en los tres tratamientos de irrigación para las tres especies durante un día típico (agosto 17 de 2009). La temperatura del aire experimentó una oscilación de 18.7° C durante el día; la temperatura del sustrato en los tratamientos de irrigación osciló entre 8,6 y 11,7° C. La temperatura máxima del sustrato se

registró entre 4/5 horas después de la temperatura máxima del aire.

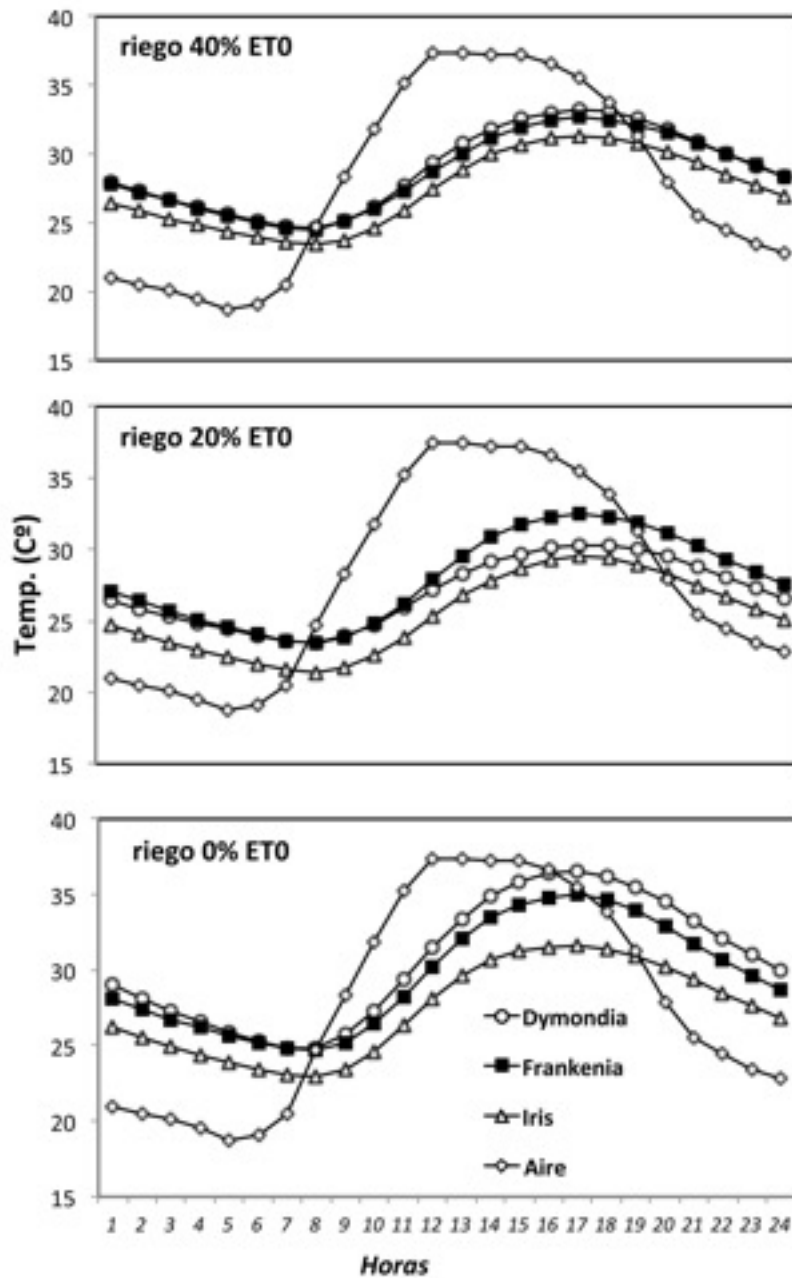


Fig. 5 Evolución horaria durante un día típico en verano (agosto 17 de 2009) de la temperatura media del aire y del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO).

4.3.4.3 Temperatura mínima del sustrato durante el invierno

El promedio de la temperatura mínima del sustrato en todos los tratamientos de *Dymondia margaretae* presentó diferencias significativas comparadas con la temperatura mínima del aire. La temperatura del sustrato con tratamiento de la ETO

40% fue 4.8°C más alta que la temperatura del aire; el substrato con tratamiento de la ETO 20% fue más alta en 4,2°C y el tratamiento de no irrigación fue 3.6°C más alta que la temperatura del aire. Se presentaron diferencias significativas entre el tratamiento de la ETO 40% y el tratamiento sin irrigación. El promedio de la temperatura mínima diaria del substrato para *Frankenia laevis* entre noviembre y marzo fue significativamente diferente del promedio de la temperatura del aire en el mismo periodo. El substrato en la parcela de la ETO 40% fue más cálido que la temperatura del aire en 5 ° C, el substrato en la parcela de la ETO 20% fue más cálido en 4°C, y en la parcela de tratamiento de no irrigación en 3.7° C. No se presentaron diferencias significativas entre la temperatura mínima del substrato de las parcelas de tratamiento de la ETO 20% y el substrato no irrigado, pero ambos tratamientos presentaron diferencias significativas con respecto al substrato de tratamiento de la 40% ETO.

Con *Iris lutescens*, la temperatura mínima del substrato con tratamiento de irrigación de la ETO 40% y ETO 0% significativamente más alta en comparación con la temperatura mínima del aire en 3.2°C y 2.2°C respectivamente. Así mismo, la temperatura del substrato con tratamiento de la 20% ETO fue en 0.8°C más alta que la temperatura del aire. La figura 6 muestra las temperaturas mínimas en los tres tratamientos para cada especie durante el periodo de noviembre de 2009 a marzo del 2010. La figura 7 muestra una comparación entre la temperatura mínima del aire y temperatura mínima del substrato durante el mismo periodo. En todos los casos la diferencia fue significativa.

Los promedios de la temperatura del substrato para los tres tratamientos en cada especie mostraron que la temperatura del substrato de *Dymondia margaretaea* fue más bajo que la temperatura del aire en solo dos días, y la temperatura del substrato de *Frankenia laevis* fue más bajo durante tres días, y que la de *Iris lutescens* fue durante veinticuatro días. El promedio diario de las tres especies mostró que la temperatura del substrato en los tratamientos de la ETO 40% fue más baja que la del aire en tres días, en los tratamientos de la 20% ETO esta fue más baja en doce días, y en los tratamientos sin irrigación esta fue más baja por seis días.

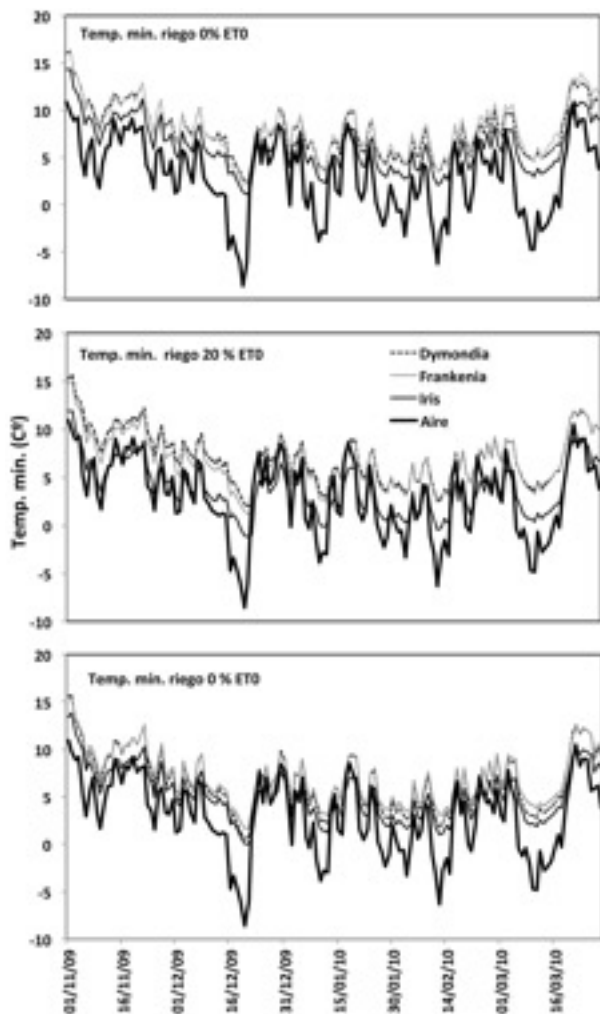


Fig. 6. Evolución de la temperatura mínima de noviembre 2009 a marzo 2010 a una profundidad de 8-9 cm en el sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20 - 40% ETO). En el gráfico ha sido incluida la temperatura mínima del aire.

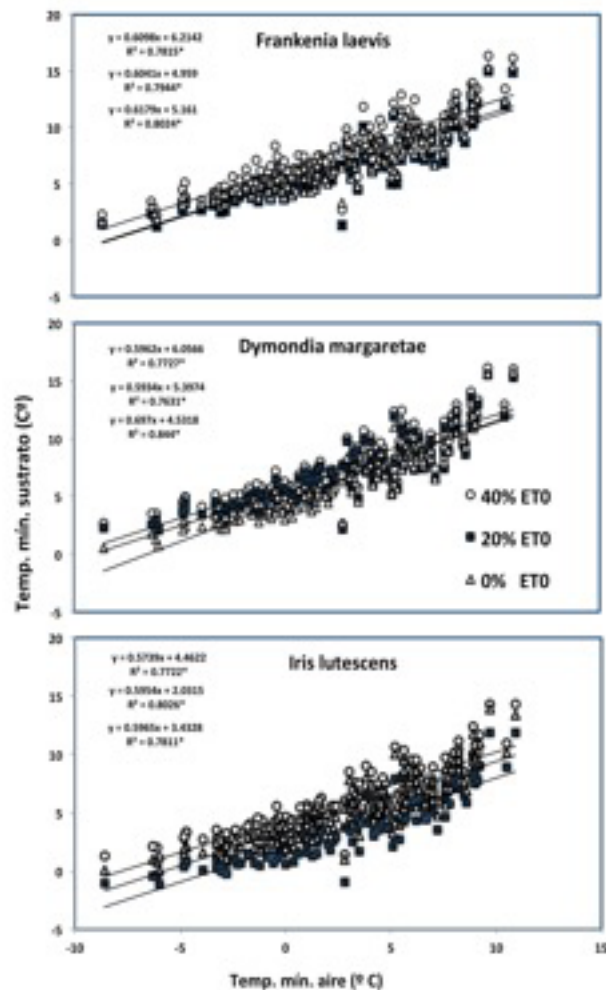


Fig. 7. Relación entre la temperatura mínima del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20 - 40% ETO) y la temperatura mínima del aire. Significación a 0,01.

4.3.4.4 Variaciones de la temperatura del sustrato registradas cada hora durante el invierno

La figura 8 muestra las temperaturas medias registradas cada hora durante un día típico de invierno (diciembre 17 de 2009). La temperatura en los tratamientos de la ETO 40% fluctuó entre 5 y 10°C, en los tratamientos de la ETO 20% fluctuó entre 2.5 y 9°C y en los tratamientos sin irrigación fluctuó entre 4.2 y 10.8°C. En un mismo día la temperatura del aire fluctuó entre 1.7 and 13°C.

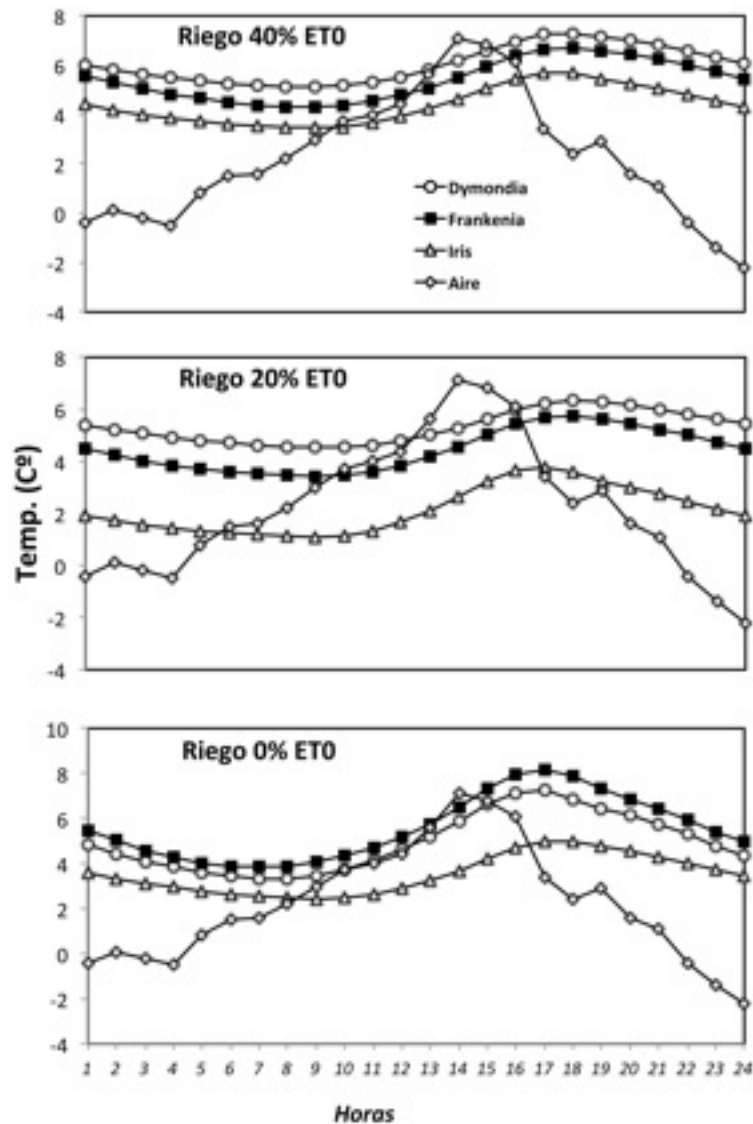


Fig. 8 Evolución horaria durante un día típico en invierno (diciembre 17 de 2009) de la temperatura media del aire y del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20- 40% ETO).

4.3.5 Desarrollo vegetal: cobertura vegetal y biomasa

Las parcelas con tratamiento de irrigación plantadas con *Dymondia margaretae* y *Frankenia laevis* obtuvieron los niveles más altos de cobertura en noviembre y los niveles más bajos en marzo debido a las repentinas heladas del mismo mes. Las dos especies mostraron incremento en la cobertura como resultado de la irrigación. Las plantas que no fueron irrigadas presentaron los niveles más bajos de superficie de cobertura (> 10%). *Iris lutescens* mostró un desarrollo lento y constante sin variaciones estacionales que la caracterizó frente a las otras dos

especies sin diferencias significativas entre tratamientos ni entre los diferentes periodos de tiempo (Fig.9).

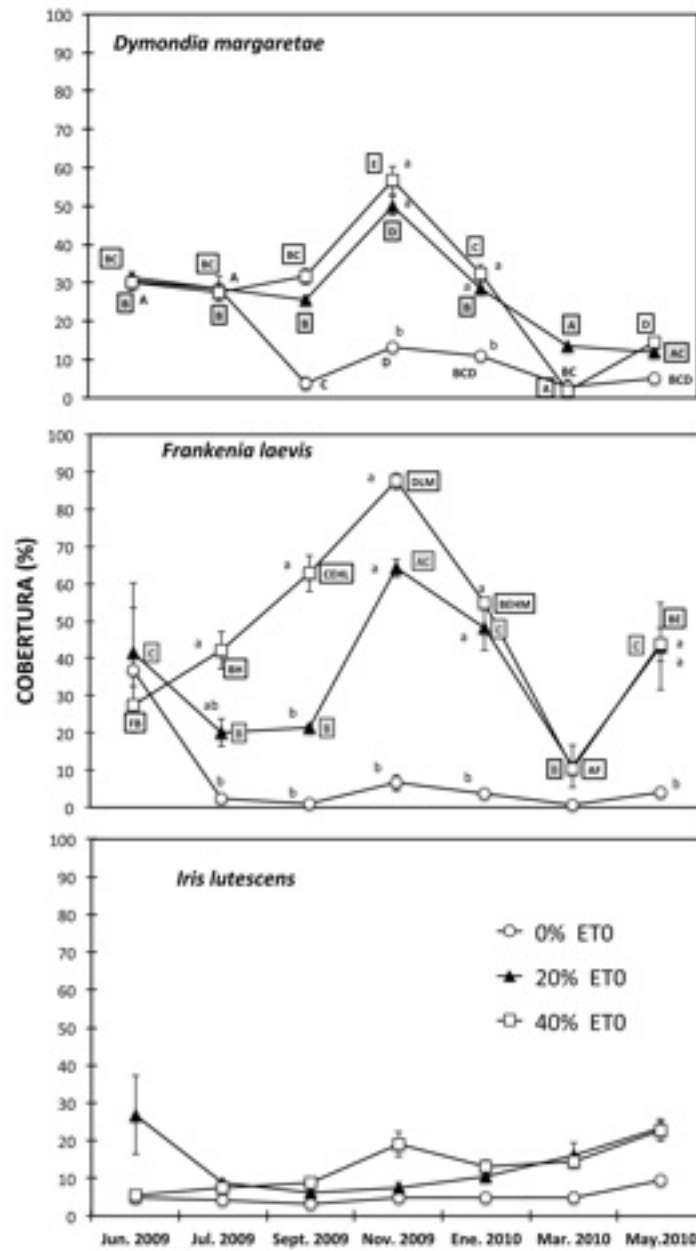


Fig. 9. Cobertura de junio 2009 a mayo 2010 de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego 0% 20% 40% ETO. Las letras mayúsculas indican diferencias significativas entre las fechas del mismo tratamiento de riego. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre los tratamientos en la misma fecha.

Los datos de la biomasa de las diferentes fracciones (parte aérea, raíces, biomasa total) se presentan en la tabla 4. En la última columna de la misma tabla se presenta el ratio entre la biomasa radicular y la biomasa aérea.

Tabla 4. Promedio de la biomasa (g) de las especies estudiadas para los tres tratamientos de riego 0% 20% 40% ETO. Los valores no asociados a la misma letras presentan diferencias significativas ($p < 0.05$).

Especies	Riego	Parte aérea (g)	Raíces (g)	Total (g)	Raíces/ Parte aérea
<i>Dymondia margaretae</i>	0% ETO				
	20% ETO	8.11 b	8.47 b	16.57 a	1.0 a
	40% ETO	2.83 a	13.13 a	15.96 a	4.6 a
<i>Frankenia laevis</i>	0% ETO	12.92 c	1.35 b	14.27 b	0.1 b
	20% ETO	46.19 b	4.91 a	51.10 a	0.1 b
	40% ETO	62.10 a	4.50 a	66.60 a	0.1 a
<i>Iris lutescens</i>	0% ETO	12.46 b	8.88 a	21.34 b	0.7 a
	20% ETO	18.66 ab	14.37 a	33.03 ab	0.8 a
	40% ETO	26.35 a	14.08 a	40.43 a	0.5 a

4.4 DISCUSIÓN

4.4.1 Humedad del sustrato y capacidad de retener agua lluvia

El sustrato para cada especie tenía diferentes niveles de contenido de agua volumétrico, sugiriendo que el desarrollo estacional de las plantas y las estructuras vegetales en biomasa fueron las causas principales de estas diferencias. El análisis de los datos de la biomasa no fue suficiente para explicar el comportamiento de las especies, aunque es importante tener en cuenta las estructuras vegetales y como las plantas distribuyen su biomasa.

Dymondia margaretae tiene una estructura compacta de bajo crecimiento como resultado de sus raíces rizomatosas y sus hojas se desarrollan por la superficie del sustrato. Esta fue la única especie que presentó los datos más altos de biomasa radicular comparados con sus partes aéreas. El contenido de agua en su sustrato fue más alto en comparación con las otras dos especies tanto en verano como en invierno debido a la naturaleza compacta de sus raíces y hojas lo cual limitó el proceso de evaporación de agua del sustrato. En el tratamiento sin irrigación no fue posible medir la biomasa porque todas las plantas murieron.

Frankenia laevis es una especie semi arbustiva con una estructura del tallo más compleja que las otras dos especies en este experimento, esta especie posee raíces muy delgadas las cuales crecen y ocupan todo el espacio disponible de la subestructura. Esta tendencia de crecimiento de las raíces a lo largo de la superficie permite la formación de nuevas raíces y plantas. Este comportamiento, observado también en la biomasa aérea, significa que su sustrato almacena

menos agua que *Dymondia margaretae*, sugiriendo un mayor consumo de agua comparado con las otras dos especies. *Iris lutescens*, cuya biomasa principalmente se concentró en sus grandes raíces rizomatosas, tuvo un desarrollo principalmente en primavera y verano. Esta fue la especie que mostró menos interacciones con el substrato almacenando menos cantidad de agua.

Numerosos estudios han investigado la relación entre las raíces y la cantidad de agua en el substrato, y no todos están de acuerdo. Scott MacIvor & Lundholm (2011) observaron que algunas especies pueden almacenar diferentes cantidades de agua en relación con la densidad de sus raíces fibrosas en el substrato, reduciendo el promedio de porosidad del suelo y su capacidad para retener agua. Por otra parte, Dunnet *et al.*, (2008), en su estudio sobre la retención de agua después de llover, observó que la altura de la planta y la biomasa de sus raíces son factores importante para la retención de agua de lluvia. La biomasa radicular, al mejorar la estructura del suelo, ayuda a la conservación de agua de lluvia. Aunque no todos los autores están de acuerdo en este aspecto, la biomasa afecta el substrato, por lo tanto, utilizar diferentes combinaciones de plantas permitirá mejorar la relación biomasa- substrato y obtener resultados específicos en la construcción de un techo verde.

En un clima Mediterráneo la capacidad de *Dymondia margaretae* de conservar la humedad en el substrato por encima de los niveles mínimos es un dato a considerar para la supervivencia de la vegetación en un techo verde. Los resultados obtenidos demuestran que esta especie permite almacenar agua en el substrato. Las variaciones de contenido de agua en el substrato antes e inmediatamente después de llover, puede ser descrito como capacidad de recarga del suelo. En esta investigación, la capacidad de carga fue diferente tanto en invierno como en verano y para las tres especies. Las variaciones en humedad son fácilmente detectables en el verano porque el suelo está seco y hay menos frecuencia de lluvias. En muchas regiones, los substratos experimentan diferente capacidad de retención de agua debido a las estaciones, depende igualmente del tipo de substrato y de su profundidad, el grado de cobertura vegetal, los valores de la evapotranspiración, el previo estado de humedad y el número de días durante el cual este substrato ha estado seco.

Un estudio realizado en la ciudad de Nueva York (Carson *et al.*, 2013) sugirió que

las variaciones en la retención de agua dependen de la estación y de la cantidad de agua que hubiera caído durante la lluvia. Después de una lluvia de entre 10 y 40 mm, se almacenó más agua en verano que en invierno mientras que no hubo diferencia estacional en el almacenamiento de agua por encima y debajo de este nivel.

En este estudio las lluvias analizadas han confirmado que la capacidad del suelo para almacenar agua depende de la estación. En las lluvias veraniegas de 10 de agosto 2009 y 15 de septiembre, aunque la intensidad fue diferente (27,3 mm y 48,3 mm), la humedad del substrato presentó variaciones similares.

Un estudio realizado por Spolek (2008) observó una variación del 12% en los valores de retención antes y después de llover durante el invierno, y una variación del 42% en primavera y verano. Este estudio encontró que el promedio de contenido de agua en el substrato fue más alto en invierno, dejando al substrato con una reducida capacidad de almacenaje durante los periodos lluviosos del año.

Schroll *et al.*, (2011) concluyeron que la retención de agua lluvia en invierno no está afectada por la vegetación, y recomendó plantar un alto porcentaje de musgos y plantas de clima húmedo, las cuales se mantienen activas en la mayor parte del otoño, invierno y primavera.

Cualquier intento de predecir la capacidad de retención de agua estacional en un techo verde es más complicado en el área Mediterránea debido a los efectos del cambio climático, con mayor irregularidad de lluvia y un incremento en intensidad de algún evento meteorológico (IPCC, 2013). En este contexto, vale la pena entender como los techos verdes reducen el efecto de eventos meteorológicos extremos los cuales cada vez son más comunes en esta área.

Las variaciones de humedad del substrato 60 horas después de llover suministran información acerca de lo que sucede con el agua almacenada en el suelo. Comparando los datos de cada especie, *Frankenia laevis* mostró los niveles más altos de variación, sugiriendo que el consumo de agua está relacionado con la cobertura vegetal y la estructura de la planta: *Frankenia laevis* (semi arbustiva) > *Dymondia margaretae* (tapizante) > *Iris lutescens* (Herbacea- rizomatosa).

La mayor variabilidad en el substrato de *Frankenia laevis* se observó en los datos de REW después de una lluvia fuerte, cuando los valores de humedad en el suelo bajaron más que en las otras dos especies.

Farrell *et al.*, (2012), estudiando las características fisiológicas de los vegetales para seleccionar plantas útiles en un techo verde, indican como especies más aptas las que, en un techo verde bien regado, tienen un alto nivel de consumo de agua así da mitigar con más eficacia los efectos de la lluvia.

Numerosos estudios han evaluado la relación entre los diferentes tipos de vegetación y la retención de agua lluvia en los techos verdes. Nagase & Dunnett (2011) indican que las características estructurales de los vegetales influyen la interceptación y el almacenamiento del agua de lluvia. Dunnet *et al.*, (2008), en un experimento con diferentes tipos de vegetación que implicaba la aplicación de lluvia de manera artificial, observaron diferencias significativas entre las cantidades de lluvia por escorrentía dependiendo del tipo de vegetación. Especies nativas para hábitats de pradera mostraron ser más eficientes para reducir el flujo de agua lluvia. Monocultivos de *Silene uniflora* y *Anthoxanthum odoratum* mostraron altos niveles de reducción del agua de escorrentía mientras que en las especies del género *Sedum* la reducción ha sido menor.

4.4.2 Temperatura

4.4.2.1 Temperatura e aislamiento térmico durante el verano

En las simulaciones de techo verde de este estudio la relación entre el aire y el agua del sustrato parece ser el factor que afecta el aislamiento térmico durante el verano en todos los tratamientos de riego. De acuerdo con Del Barrio (1998) la difusividad térmica del sustrato en verano puede depender de su profundidad, densidad aparente, y contenido de humedad aumentando cuando la densidad aparente es grande y disminuyendo cuando hay un alto contenido de humedad en el suelo.

Kannelloupoulou (2008) estudió como la humedad del sustrato influye en las prestaciones de un techo verde en Atenas, y encontró una alta presencia de agua en el sustrato reduciendo la intensidad de calor transferida desde fuera y reduciendo las fluctuaciones de la temperatura a lo largo del tiempo. En suelos secos las variaciones de la temperatura son más extremas,

mientras que en suelos húmedos las temperaturas son más constantes.

Este estudio confirma los resultados obtenidos por Del Barrio y Kannelloupoulou referentes a la relación significativa entre temperatura máxima del aire y temperatura máxima del sustrato, con la pendiente más baja, en la curva de la ecuación, en las parcelas con los tratamientos de irrigación.

La importancia del contenido de agua en el sustrato está comprobada por el número de días en los que la temperatura del sustrato fue superior a la del aire. En el sustrato sin irrigación se observó un número de días superiores a los que presentaron los sustratos con riego.

Un estudio realizado por Zinzi & Agnoli (2012) ha comparado las prestaciones de un techo convencional, uno con chapa y dos techos verdes en tres ciudades de mediterráneo: Barcelona, El Cairo y Palermo. De los dos techos verdes analizados uno se ha mantenido bien regado y el otro solo con agua de lluvia y se se ha evaluado la energía ahorrada sea in invierno que en verano.

El techo verde sin riego de Barcelona ha permitido ahorrar el 14% de energía, el techo bien regado el 11.6%. En El Cairo y en Palermo se ha ahorrado más energía en el techo verde regado. La diferencia entre los resultados obtenidos en Barcelona con los de El Cairo y Palermo fue debido a la mayor cantidad de energía utilizada para calentar los edificios durante el invierno en Barcelona en comparación con las otras dos ciudades.

Blanusa *et al.*, (2013), estudiando el sustrato sin vegetación, observaron que sustratos con suficiente agua presentaban temperaturas más bajas comparadas con sustratos con irrigación controlada, demostrando la influencia de la evaporación en el enfriamiento.

Muchos estudios han sugerido que la cobertura vegetal y la estructura de las hojas son factores importantes en la reducción de la temperatura de un techo verde (Del Barrio, 1998; Wong *et al.*, 2003; Kanellopoulou, 2008; Olivieri *et al.*, 2010), en este estudio se encontró que el comportamiento de las especies no fue completamente lineal. La correlación entre los datos de cobertura/biomasa y los valores de la temperatura diaria durante todo el estudio no reveló ningún elemento de evaluación (datos no mostrados). Una de las causas podría ser la dificultad de relacionar datos puntuales (biomasa) o datos bimensuales (cobertura) con datos diarios de temperatura.

Se observó que las fluctuaciones diarias de la temperatura del sustrato fueron diferentes para las plantas irrigadas con respecto a las sin riego. En general el sustrato de las plantas que no fueron regadas mostró temperaturas superiores. En relación a las fluctuaciones diarias, observadas en un día de agosto el rango de oscilación de la temperatura de todos los sustratos fue menor que la del aire y se observó un retraso del pico de la temperatura máxima de 4/5 horas.

La temperatura del aire alcanzó los puntos más altos a medio día mientras que la temperatura del sustrato no llegó a alcanzar su punto más alto hasta las 5pm. El hecho que el sustrato de todas las especies alcanzara temperaturas máximas después de un periodo de retraso, puede ser explicado por efecto de combinación entre humedad del suelo y la diferente cobertura vegetal en cada mes.

Similares resultados fueron reportados en Toronto por Liu & Minor (2005), quienes observaron que los techos verdes además de reducir la temperatura de la membrana aislante, retrasaban de 5-6 horas el momento en el cual las temperaturas eran más altas.

También Simmons *et al.*, (2008), observaron la reducción de la temperatura diaria y un retraso 1-3 horas del pico de temperatura máxima en el techo verde con respecto a la temperatura de un techo convencional.

4.4.2.2 Temperatura e aislamiento térmico en invierno

En clima Mediterráneo el consumo de energía por las unidades de aire acondicionado en verano puede ser más alto que para calentar el sistema en invierno. En este estudio, los techos verdes ofrecen mayor aislamiento por las bajas temperaturas que las que este protege por calor. Eksi y Uzun (2013) en Estambul encontraron resultados similares: analizando las fluctuaciones diarias observaron un mayor efecto de aislamiento en invierno que en verano. En Oregon, Spolek (2008) los datos que registró fueron opuestos, con un 13% menos de calor que sale durante el invierno y un 72% menos de calor que entra durante el verano.

En este experimento todas las parcelas presentaron una menor oscilación de la temperatura mínima y una reducción de los picos de la misma.

Un análisis del número de días en los cuales la temperatura del sustrato fue más baja que la temperatura del aire para las tres especies, teniendo en cuenta que las plantas no fueron irrigadas en invierno, sugiere que esto puede explicarse por la estructura del vegetal y la influencia de la biomasa en el aislamiento térmico. El aislamiento más eficiente se observó en las plantas con tratamiento de la ETO 40%, las cuyas plantas tuvieron la mayor biomasa.

Las variaciones de la temperatura de cada hora mostraron los efectos de la estructura vegetal en la protección de las temperaturas mínimas: en todos los tratamientos, *Iris lutescens* fue la especie que ofreció el menor aislamiento por las temperaturas frías y también fue la especie con más estructura compacta y la cual ofreció menos cobertura. En el tratamiento de la ETO 0% *Dymondia margaretae* no mostró biomasa medible y además presentó los peores resultados de aislamiento.

4.5 CONCLUSIONES

El presente trabajo demostró que *Dymondia margaretae* alcanzó altos niveles de contenido de agua en el sustrato en comparación con las otras dos especies, tanto en invierno como en verano y después de llover. La alta mortalidad de las plantas que no fueron irrigadas indica la necesidad de irrigación para esta especie. *Frankenia laevis* mostró la mayor variación tanto en contenido de agua en el sustrato como en los valores de retención de agua lluvia, confirmando el alto consumo de agua por esta especie y su capacidad de reducir el agua de escorrentía en un techo verde en el Mediterráneo. Debido a que esta especie logró poca cobertura vegetal sin irrigación solo se podría utilizar con irrigación. *Iris lutescens* presentó un bajo nivel de cobertura vegetal y es una especie de crecimiento lento. Por lo tanto se recomienda utilizar esta especie en combinación con otras especies.

El sistema sustrato /agua / especies es importante para amortiguar los cambios térmicos ambientales.

La relación aire/agua del sustrato resulta más importante en los periodos más cálidos: los sustratos sin riego, en las tres especies, han mostrado temperaturas más altas en comparación con los sustratos irrigados.

Durante los periodos fríos el factor más influyente fue la interacción entre la cobertura y el sustrato: los resultados mejores de aislamiento se observaron en las especies con altos valores de cobertura y biomasa.

En las variaciones diarias el sustrato de las tres especies ha permitido un retraso y una reducción de los picos extremos de temperatura.

Los resultados de este estudio sugieren que no es simple encontrar especies que ofrezcan buenas prestaciones en todas las funciones que se requieren a un techo verde, por eso al momento de plantear una cubierta verde es importante un diseño flexible y combinar especies cuyas funciones se complementen unas con otras.

En el clima Mediterráneo, por ejemplo, podría ser necesario, escoger entre la limitación de los efectos extremos de una tormenta o reducir el consumo de energía.

Las especies utilizadas en este trabajo pueden ser útiles en un techo verde con irrigación suplementaria: por esta razón es aconsejable tener una optimización del riego en ambiente Mediterráneo y objetivos funcionales explícitos.

BIBLIOGRAFÍA

AEMET. Agencia Estatal de Meteorología.

<http://www.aemet.es/es/eltiempo/prediccion/provincias/ayuda>

Blanusa, T., Vaz Monteiro, MM., Fantozzi, F., Vysini E., Li, Y., & Cameron, RWF. (2013). Alternatives to *Sedum* on green roofs: Can broad leaf perennial plants offer better 'cooling service'? *Building and Environment*, 59, 99-106.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.08.011>

Brennesein, S. (2006). Space for Urban Wildlife: Designing Green Roofs as Habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4, N.1: 27-36.

Carson, TB., Marasco, DE., Culligan, PJ., & McGillis, WR. (2013). Hydrological performance of extensive green roofs in New York City: observations and multi-year modeling of three full-scale systems. *Environmental Research Letters*, 8. doi:10.1088/1748-9326/8/2/024036

Carter, T., & Butler, C. (2008). Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. *Cities and the Environment*, 1(2), 1-17.

Casadesús, J., Biel, C., & Savé, R. (2005). Turf color measurement with conventional digital cameras. *Proceedings of EFITA/WCCA Joint Congress On It In Agriculture 25-28 July 2005, Vila Real, Portugal*.

Casadesús, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, MM., Araus, JL., Amor, S., Ferrazzano, G., Maalouf, F., Maccaferri, M., Martos, V., Ouabbou, H., & Villegas, D. (2007). Water Use Efficiency. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *Ann. Appl. Biol.*, 150, 227–236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00116.x>

Damas, O., Donvez, J., Ferrando, D., Ferre, A., Marqueyssat, P., & Delhommeau, P. (2010). Identification of plant ranges adapted to water limited conditions of green roofs: A case study from France. *Proceedings of World Green Roof Congress: Green roofs for a changing climate*. 15-16 September 2010, London, UK.

Del Barrio, EP. (1998). Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energ. Buildings*, 27, 179- 193. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788\(97\)00029-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(97)00029-7)

DeNardo, JC., Jarrett, AR., Manbeck, HB., Beattie, DJ., & Berghage RD. (2005). Stormwater mitigation and surface temperature reduction by green roofs. *Transactions of the ASAE (American Society of Agricultural Engineers)*. Vol 48(4), 1491-1496.

Desjarlais, AO., Zaltash, A., & Atchley, JA. (2010). Thermal Performance of Vegetative Roofing Systems. *Proceedings of 25th RCI International Convention March 25-30, 2010*. Orlando, Florida.

Dunnett, N., Nagase, A., Booth, R., & Grime, P. (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosyst.*, 11, 4, 385-398.

Eksi, M., & Uzun, A. (2013). Investigation of thermal benefits of an extensive green roof in Istanbul climate. *Scientific Research and Essays*. <http://dx.doi:10.5897/SRE12.713>

Farrell, C., Szota, C., Williams, N.S.G., & Arndt, SK. (2013). High water users

can be drought tolerant: using physiological traits for Greenroof plant selection. *PlantSoil*. DOI 10.1007/s11104-013-1725-x

Fernández, J.E., Moreno, F., Girón, I.F., & Blázquez, O.M. (1997). Stomatal control of water use in olive tree leaves. *Plant and Soil*, 190, 179–192.

Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L.G., Principi, P. (2010). Green roof energy and water related performance in Mediterranean climate. *Build. Environ.*, 45, 1890–1904.

FLL, German Landscape Research, Development and Construction Society. (2008). Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing. Bonn, Germany.

Granier, A. (1987). Evaluation of transpiration in a Douglas-fir stand by means of sap flow measurements. *Tree Physiology*, 3, 309-320.

IPCC, 2013. Climate Change. Five Assessment Report. from: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml-1

Jaffal, I., Ouldboukhitine, S.E., & Belarbi, R. (2012). A comprehensive study of the impact of green roofs on building energy performance. *Renewable Energy*, 43, 157-164. doi:10.1016/j.renene.2011.12.004

Jim, C.Y. (2011). Effect of vegetation biomass structure on thermal performance of tropical green roof. *Landscape Ecol Eng*. DOI 10.1007/s11355-011-0161-4

Kadas, G. (2006). Rare Invertebrates Colonizing Green Roofs in London. *Urban Habitats*, 4, N.1, 66-72

Kanellopoulou, K. (2008). Cooling performance of green roofs. *Proceedings of: PLEA 2008 – 25th Conference on Passive and Low Energy Architecture*. Dublin, 22nd to 24th October 2008.

Liu, K., & Baskaran, B. (2003). Thermal performance of green roofs through field evaluation. *Proceedings for the First North American Green Roof Infrastructure Conference, Awards and Trade Show*. Chicago, IL., May 29-30, 2003, pp. 1-10

Liu, K., Baskaran, B. 2005. Thermal performance of extensive green roofs in cold climates. *Conference: 2005 World Sustainable Building Conference*. Tokyo, Japan. URL: <http://www.nrc-cnrc.gc.ca/obj/irc/doc/pubs/nrcc48202/nrcc48202.pdf>

Liu, K., & Minor, J. (2005). Performance evaluation of an extensive green roof. *Proceedings: Greening Rooftops for Sustainable Communities*. Washington, D.C., May 5-6, 2005, pp. 1-11.

Lundholm, J., & Peck, SW. (2008). Introduction: Frontiers of green roof ecology. *Urban Ecosystems*, 11, 335-337. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0070-y>

Lundholm, J., Williams, NSG. (2015). *Effects of Vegetation on Green Roof Ecosystem Services*. Green Roof Ecosystems. Richard K. Sutton Editor . doi 10.1007/978-3-319-14983-7

Machado, MV., Gonzalez, M., Britto, C., & Neila, J. (2000). *Soil Air Temperature in the Ecological Roof*. In the book: *Architecture, City, Environment: Proceedings of PLEA 2000*: Cambridge, Uk, July

Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2005). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape Urban Planning*, 77(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>

Minke, G. (2010). *Techos verdes: Planificación, ejecución, consejos prácticos* - Editorial Fin de Siglo Montevideo, Uruguay ISBN 9974-49-323-4 (Versión original Kassel, Alemania)

Nagase, A., & Dunnett, N. (2011). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant

structure. *Landscape and Urban Planning*, 104, 356-363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>

Nardini, A., Andri, S., & Crasso, M. (2012). Influence of substrate depth and vegetation type on temperature and water runoff mitigation by extensive green roofs: shrubs versus herbaceous plants. *Urban Ecosyst*, 15, 697–708 doi 10.1007/s11252-011-0220-5

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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.03.054>

Pérez, G., Coma, J., Solé, C., Castell, A., & Cabeza, LF. (2012). Green roofs as passive system for energy savings when using rubber crumbs as drainage layer. *Energy Procedia*, 30, 452 – 460. doi: 10.1016/j.egypro.2012.11.054

Provenzano, ME., Cardarelli, M., Crasso, M., & Colla, G. (2010). Evaluation of potential green roof plant species in a Mediterranean climate. *Proceedings of World Green Roof Congress: Green roofs for a changing climate*. 15-16 September 2010, London, UK.

Raimondo, F., Trifilò, P, Lo Gullo, MA., Andri, S., Savi, T., & Nardini, A. (2015). Plant performance on Mediterranean green roofs: interaction of species-specific hydraulic strategies and substrate water relations. *AoB PLANTS* 7, plv007. doi:10.1093/aobpla/plv007

Samangoeei, M. (2006). *Green spaces in the sky. What role do green roofs play in a Twenty-first century city? Dissertation. Department of Architecture*. Oxford Brookes University. Oxford.

Schroll, E., Lambrinos, JG., & Sandrock, D. (2011). An Evaluation of Plant Selections and Irrigation Requirements for Extensive Green Roofs in the Pacific Northwestern

United States. *HortTechnology*, 21(3).

Scott MacIvor, J., & Lundholm, J. (2011). Performance evaluation of native plants suited to extensive Green roof conditions in a maritime climate. *Ecological Engineering*, 37, 407–417.

Sendo, T., Kanechi, M., Uno, Y., & Inagaki, N. (2010). Evaluation of Growth and Green Coverage of Ten Ornamental Species for Planting as Urban Rooftop Greening. *J. Japan. Soc. Hort. Sci.*, 79 (1), 69–76. Available online at www.jstage.jst.go.jp/browse/jjshs1 <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.79.69>

Simmons, MT., Gardiner, B., Windhager, S., & Tinsley, J. (2008). Green roofs are not created equal: the hydrologic and thermal performance of six different extensive green roofs and reflective and non-reflective roofs in a sub-tropical climate. *Urban Ecosyst.*, 11, 339–348. doi 10.1007/s11252-008-0069-4

So-Young, P., Jin-Su, S., Hyoung-Deug, K., Kenji, Y., & Ki-Cheol, S. (2008). Effects of Interior Landscapes on Indoor Environments and Stress Level of High School Students. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 77(4), 447-454. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.77.447>

Spala, A., Bagiorgas, HS., Assimakopoulos, MN., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33(1), 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2007.03.022>

Spolek, G. (2008). Performance monitoring of three ecoroofs in Portland, Oregon. *Urban Ecosyst.*, 11(4), 349–359. doi 10.1007/s11252-008-0061-z

Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24, 192–199. doi:10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x

Uhl, M., & Schiedt, L. (2008). *Green Roof Storm Water Retention – Monitoring Results. Proceedings 11th International Conference on Urban Drainage*. Edinburgh, Scotland, UK.

VanWoert, ND., Rowe, DB., Andersen, JA., Rugh, CL., Fernandez, RT., & Xiao, L. (2005). Green Roof Stormwater Retention: Effects of Roof Surface, Slope and Media Depth. *J Environ Qual*, 34, 1036–1044. doi:10.2134/jeq2004.0364

Vestrella, A., Savé, R., & Biel, C. (2015). An Experimental Study in Simulated Greenroof in Mediterranean Climate. *Journal of Agricultural Science, Vol. 7, No. 4*, 95 -111. doi:10.5539/jas.v7n4p95

Wolf, D., & Lundholm, JT. (2008). Water uptake in green roof microcosms: Effects of plant species and water availability *Ecological engineering*, 33, 179–186.

Wong, NH., Cheong, DKV., Yan, H., Soh, J., Ong, CL., & Sia, A. (2003). The effects of rooftop garden on energy consumption of a commercial building in Singapore. *Energy and Buildings*, 35, 353-364. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788\(02\)00108-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(02)00108-1)

ZinCo 2010. Retrieved January 22, 2010, from http://www.zincogreenroof.com/EN/downloads/pdfs/ZinCo_Product_List.pdf

Zinzi, M., & Agnoli, S. (2012). Cool and green roofs. An energy and comfort comparison between passive cooling and mitigation urban heat island techniques for residential buildings in the Mediterranean region. *Energy and Buildings*, 55, 66–76. doi:10.1016/j.enbuild.2011.09.024

CAPÍTULO 5

RESUMEN, DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES GENERALES

5.1 RESUMEN DE LOS RESULTADOS

5.1.1 Resumen de los resultados de "Estudio de las prestaciones de 12 especies para cubiertas verdes en clima Mediterráneo"

En la primera parte del trabajo se investigaron 12 especies, y se obtuvieron y analizaron los resultados de mortalidad y cobertura verde teniendo en cuenta el tratamiento de riego y la forma de crecimiento (semi arbustivas, tapizantes, rizomatosas – herbáceas).

Las plantas sin riego presentaron una mayor mortalidad que en los tratamientos con riego, que no mostraron diferencias marcables. Las plantas herbáceas mostraron los menores porcentajes de mortalidad.

Los resultados de cada especie mostraron que la mortalidad de *Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum* y *Lotus creticus* fué superior al 81% en el período invernal en todos los tratamientos de riego. Las otras especies, que tuvieron aporte de riego mostraron un índice de mortalidad entre el 0 y el 38%. El comportamiento de las especies cultivadas en ausencia de riego fué variado: los mejores resultados se observaron en *Armeria maritima*, *Centranthus ruber*, *Iris lutescens* y *Santolina rosmarinifolia* que tuvieron un rango de la mortalidad entre 14 y 18%.

La cobertura fué significativamente diferente entre tratamientos de riego en todas las formas de crecimiento. Los valores de cobertura verde han sido mayores en las plantas que recibieron un riego del 40% ETO y en el grupo de tapizantes.

Las plantas con riego mostraron mayor cobertura en mayo y noviembre mientras que los valores más bajos se observaron en marzo.

Centranthus ruber, *Frankenia laevis* y *Thymus serpyllum* mostraron los niveles de cobertura más elevados, aunque con marcadas variaciones estacionales.

Algunas especies no llegaron a la etapa de floración. *Thymus serpyllum* y *Asteriscus maritimus* fueron las únicas especies que presentaron diferencias en la floración entre los tratamientos de riego. Cinco especies presentaron una floración reducida y más breve en las plantas sin riego en comparación con las plantas con riego.

En todas las formas de crecimiento la parte aérea presentó más biomasa que en las raíces. Todos los grupos presentaron diferencias significativas entre los tratamientos de riego y el tratamiento sin riego excepto las raíces de las herbáceas y rizomatosas. Ningún grupo presentó diferencias significativas entre la biomasa obtenida en los tratamientos de riego 20 y 40% ETO. En *Dymondia margaretae* el muestreo se efectuó solo en las plantas con riego porque todas las plantas sin riego murieron. De las nueve especies analizadas 5 especies: *Armeria marítima*, *Frankenia laevis*, *Helichrysum stoechas*, *Iris lutescens*, y *Thymus serpyllum* presentaron diferencias significativas en parte aérea y biomasa total, presentando mayores valores en las plantas que recibieron riego.

5.1.2 Resumen de los resultados de “Prestaciones de dos simulaciones de techos verdes en ambiente mediterráneo”

En las plantas semi arbustivas la mortalidad fué constante sin diferencias importantes entre los tratamientos, hasta mayo 2011, a partir de ese mes los tratamientos de riego 20 y 40% ETO aumento sus mortalidad hasta llegar a valores finales de 53 y 56% mientras que el tratamiento sin riego alcanzó una mortalidad final del 71%. En la cubierta de tapizantes desde el principio manifestó una diferencia significativa entre los tratamientos de riego, con una mortalidad baja, y el tratamiento sin riego mantuvo un nivel de mortalidad alrededor del 20%. A partir de marzo 2011, debido a las heladas tardías, la mortalidad aumentó en todos los tratamientos y de manera diferente para cada tratamiento. Las especies arbustivas no presentaron diferencias significativas entre tratamientos.

En los tratamientos de riego en la cubierta de semi arbustivas la cobertura del suelo aumentó a partir de abril 2011, en la cubierta de tapizantes los picos

máximos de cobertura se presentó en verano y en otoño.

La cobertura de la cubierta de tapizantes mostró valores más altos y variaciones estacionales más marcadas en comparación con la semi arbustivas. Las plantas sin riego mostraron niveles bajos de cobertura en ambas cubiertas.

La floración en los dos techos verdes fué más intensa y prolongada en las parcelas con tratamiento 40% ETO especialmente durante el período más caluroso. La floración de las especies tapizantes duró hasta agosto, mientras que la de las especies semi arbustivas terminó en julio.

En la floración de las tapizantes, *Dymondia margaretae* no llegaron a la etapa de floración en ningún tratamiento de riego. *Limonium virgatum*, *Asteriscus maritimus* y *Thymus serpyllum* fueron las especies que presentaron los periodos más prolongados de floración en todos los tratamientos de riego. *Frankenian laevis* y *Drosanthemum floribundum* presentaron un periodo de floración más cortos.

En las semiarbustivas, *Lotus creticus* fué la única especie que no presentó floración en ningún tratamiento de riego.

Asteriscus maritimus, *Centranthus ruber* y *Helichrysum stoechas* son las especies que más florecieron sobre todo en el segundo año mientras que *Iris lutescens* presentó un único mes de floración en cada año.

De las plantas sin riego durante Agosto 2010 llegaron a florecer *Helichrysum stoechas*, *Armeria marítima*, *Asteriscus maritimus* y *Centranthus ruber*. Esta última especie presentó flores también en octubre del mismo año. Durante el segundo año *Helichrysum stoechas* y *Centranthus ruber* florecieron durante 6 meses.

Asteriscus maritimus y *Santolina rosmarinifolia* por 3 meses, *Armeria marítima* por 4 meses mientras que *Iris lutescens* presentó una única floración en marzo 2011.

Los resultados de la biomasa no han mostrado diferencias significativas entre tratamientos, presentando más biomasa las tapizantes. Los valores de diversidad vegetal calculados con el índice de Shannon –Wiener a lo largo del periodo del ensayo para las dos cubiertas mostraron más variaciones en la cubierta de tapizantes y los valores más bajos en agosto y octubre del 2011 en ambas cubiertas.

Al final del ensayo quedaron *Centranthus ruber* y *Helichrysum stoechas* con presencia mínima de las demás especies en el tratamiento 40% ETO. En la cubierta de tapizantes a partir de junio 2011 en las parcelas con riego prevalecieron

Thymus serpyllum y *Frankenia laevis*; en la cubierta sin riego al final del ensayo solo quedaron *Frankenia laevis* con un valor de presencia aproximado al 20%, *Asteriscus maritimus* y *Thymus serpyllum* con valores aproximados al 1%.

Las plantas colonizadoras en las cubiertas de semi arbustivas aumentaron a partir de abril 2011. Entre los tres tratamientos las banquetas sin riego presentaron siete especies. Los tratamientos de riego 20 y 40% ETO presentaron 5 y 4 especies respectivamente.

La especie con mayor presencia fué *Thymus serpyllum* que obtuvo valores de presencia máximos en los dos tratamientos de 20 y 40% ETO. La presencia abundante de esta especie puede proceder de las vecinas cubiertas de tapizantes. La presencia de *Conyza bonariensis* y *Sonchus oleraceus* se observó en todos los tratamientos de las dos cubiertas.

La presencia de especies colonizadoras en las tapizantes fué mínima. Se observaron tres especies colonizadoras en las banquetas de riego 0 y 40% y dos especies en las banquetas de riego 20% ETO.

5.1.3 Resumen de los resultados de “Comportamiento térmico y hídrico de tres especies de plantas en una cubierta verde en condiciones de riego mínimo en ambiente mediterráneo”

Los promedios totales de humedad del sustrato para los tres tratamientos mostraron diferencias significativas entre ellos con valores de 13.5%, 12.3% y 10% en los tratamientos 40, 20 y 0% ETO respectivamente. Durante el periodo más caluroso de julio a septiembre presentaron diferencias significativas con valores de 11%, 9.8% y 7.3 en los tratamientos del 40, 20 y 0% ETO.

Humedad del sustrato y especies

El promedio total de la cantidad de agua del sustrato en *Dymondia margaretae* ha sido superior a las demás especies.

Agua disponible por las plantas (REW)

El sustrato donde creció *Dymondia margaretae* mostró la mayor cantidad relativa de agua disponible (REW) en verano (38%) con respecto al invierno (63%). El sustrato donde creció *Frankenia laevis* presentó un REW del 26% en verano y un

52% en invierno. El sustrato de *Iris lutescens* varió entre 10% en verano y 28% en invierno.

Capacidad de retención del agua de lluvia

Después de 60 horas la cantidad de agua presente en el sustrato es mayor de la cantidad presente antes de lluvia. Los resultados muestran que las variaciones mayores se observaron después de las lluvias veraniegas en comparación con las lluvias invernales.

Temperatura del sustrato durante el verano

Las figura 8 muestra la relación entre la temperatura máxima del sustrato y la temperatura máxima del aire para la tres especies. La relación resultó significativa para todos los tratamientos de riego.

Los promedios diarios de las temperaturas máximas, haciendo la media del

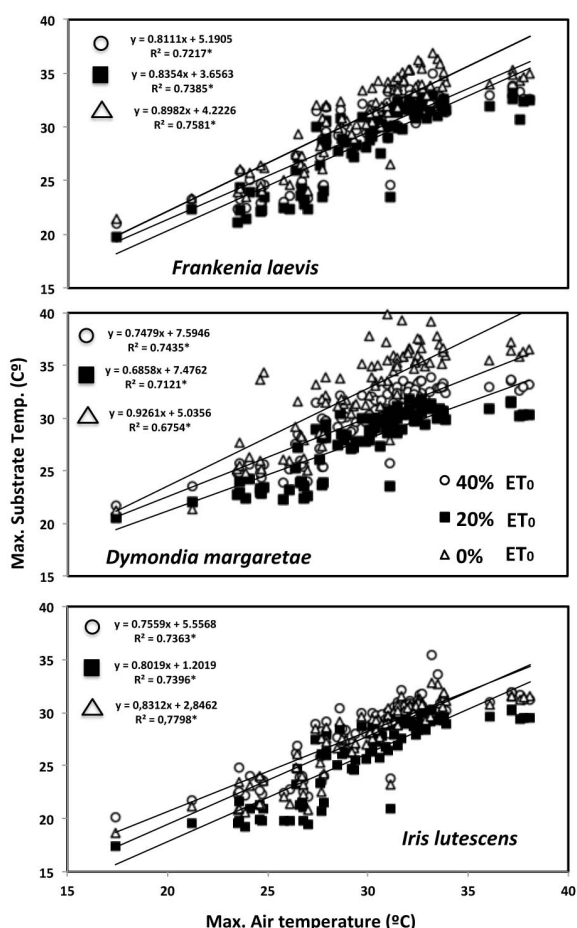


Fig. 1 Relación entre la temperatura máxima del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20 – 40% ET₀) y la temperatura máxima del aire.

*Significación a 0,01

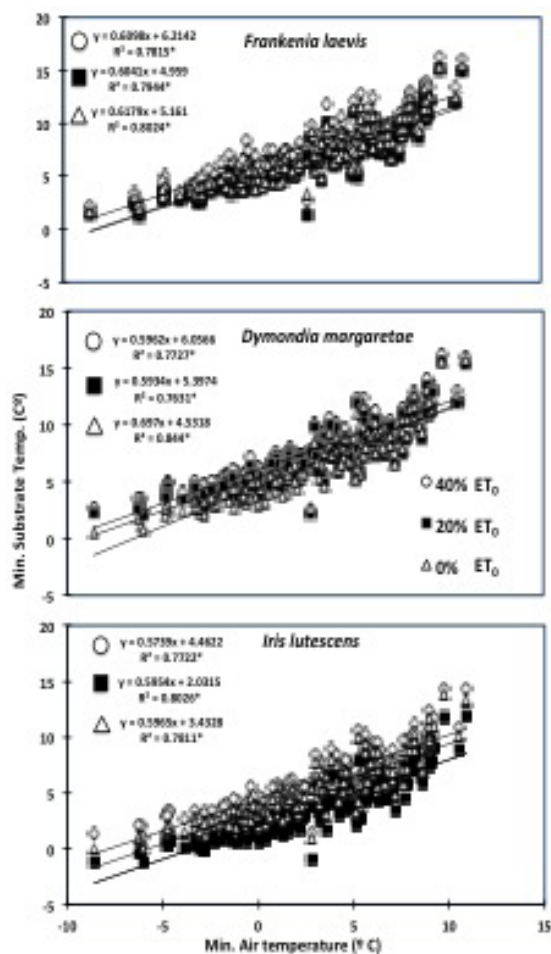


Fig. 2 Relación entre la temperatura mínima del sustrato de *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* para los tres tratamientos de riego (0 – 20 – 40% ET₀) y la temperatura mínima del aire.

*Significación a 0,01

mismo tratamiento para las tres especies muestran que en el tratamiento 40% ETO la temperatura del sustrato ha sido superior de la del aire por 13 días, en el tratamiento 20% ETO por 6 días y en el sin riego por 56 días.

La fluctuación de la temperatura del sustrato durante un día estándar de verano ha sido inferior a la fluctuación de la temperatura del aire. El pico de la temperatura máxima de los sustratos se midió entre 4-5 horas después del pico máximo de la temperatura exterior.

Temperatura del sustrato durante el invierno

Las figura 9 muestra la relación entre la temperatura mínima del sustrato y la temperatura mínima del aire para la tres especies. La relación resultó significativa para todos los tratamientos de riego.

El promedio diario, de los tres tratamientos en las tres especies, mostró que *Dymondia margaretae* ha tenido solo 2 días la temperatura del sustrato inferior que el aire, *Frankenia laevis* y *Iris lutescens* 3 días y 24 días respectivamente.

La comparación de la temperatura de las tres especies durante un día en invierno (18 de diciembre de 2009) mostró que en el sustrato 40% ETO la temperatura varió entre 5 y 10°C, en el tratamiento 20% ETO entre 2,5 y 9°C, en el sin riego entre 4,2 y 10.8°C. El mismo día, la temperatura exterior fluctuó entre 1,7 y 13 °C.

Cobertura vegetal y biomasa

Dymondia margaretae y *Frankenia laevis* en los tratamientos de riego mostraron la máxima cobertura en noviembre, y la mínima en marzo debido heladas tardías que ocurrieron durante ese mes. En estas dos especies la cobertura aumentó con el riego. En todas las especies las plantas sin riego han presentado los valores de cobertura de la superficie más bajos (> 10%). *Iris lutescens* presenta un desarrollo lento y constante, sin variaciones estacionales presentadas por las otras dos especies.

La cantidad de biomasa total fué mayor en los tratamientos de riego en comparación con el tratamiento sin riego. La biomasa aérea presentó diferencias significativas entre los dos tratamientos de riego en dos especies. La biomasa total solo presentó diferencias significativas entre los tratamientos 0 y 40% ETO. La cantidad de biomasa no fué una información suficiente para explicar el comportamiento de las especies. Es importante conocer la estructura y como esta biomasa se distribuye. La diferencia de la forma de las raíces entre las tres

especies es un ejemplo: las raíces rizomatosas de *Dymondia margaretae* formaron una alfombra compacta y superficial, las raíces finas de *Frankenia laevis* ocuparon todo el volumen del sustrato, *Iris lutescens* con su biomasa radical concentrada en gruesas raíces rizomatosas y un desarrollo principalmente primaveral demostró escasas interacciones con el sustrato y en la conservación del agua.

5.2 DISCUSIÓN GENERAL DE LOS RESULTADOS

En la medición de las funciones de una cubierta verde y en la evaluación de especies para techos verdes hasta hoy se han utilizado diferentes simulaciones de regímenes de pluviometría y riego, así, (Wolf & Lundholm, 2008; Nagase & Dunnet, 2010) en diferentes estudios han simulado condiciones de riego a diferentes intervalos de tiempo; Henson *et al.*, (2006) evaluaron 17 especies de herbáceas anuales en clima semi árido en Colorado USA utilizando como referencia el gasto asumido con la ETO.

En la presente tesis se utilizó un tratamiento sin riego y dos tratamientos de riego reducido relacionado con los gastos registrados con la ETO para simular condiciones del clima mediterráneo y sus posibles microclimas en techos verdes. Algunas de las preguntas de la investigación fueron: ¿existen especies que pueden adaptarse mejor que otras, a las condiciones de las cubiertas verdes mediterráneas? ¿En que combinación estas especies pueden ser utilizadas para una cubierta bajo las mismas condiciones? ¿Que funciones pueden cumplir estas especies y/o cubiertas?

Al tratar de contestar las preguntas, se ha obtenido información sobre la posibilidad de utilizar grupos funcionales y morfológicos, como criterio de selección de material vegetal adecuado para este tipo de estructuras.

También, el poder agrupar las especies por sus formas de crecimiento ha permitido categorizar resultados y adaptarlos a las variadas funciones que una cubierta tiene que cumplir. Se conoce también, que hubo dos factores importantes que

influyeron en la mortalidad de las plantas: el riego recibido y las bajas temperaturas invernales.

En el primer artículo la unidad funcional es la especie, mientras que en el segundo es la cubierta y sus interacciones. La floración de una especie a nivel estético y ecológico no es comparable con la floración de una cubierta entera. En el segundo artículo aparecen los conceptos de diversidad vegetal y de especies colonizadoras. La tendencia general de las dos cubiertas investigadas va hacia una simplificación de la vegetación. El número de especies plantadas se redujo en las dos cubiertas, algunas especies mostraron mayor abundancia y capacidad de supervivencia.

Las especies que predominan al final del ensayo entre las arbustivas son *Centranthus ruber* y *Helichrysum stoechas* dos especies caméfitas sufruticosas y entre las tapizantes *Frankenia laevis* y *Thymus serpyllum* caméfitas reptantes. Las formas biológicas de Raunkier basadas en la morfología de la planta en condiciones adversas pueden ser utilizadas en la selección de plantas para techos verdes en condiciones mediterráneas (Van Mechelen *et al.*, 2014; Caneva *et al.*, 2013). Este resultado es también compatible con los criterios generales propuestos da Schulze *et al.*, (2005) quien proponen las caméfitas sufruticosas entre las especies con evapotranspiración reducida. Las especies que han prevalecido en el presente estudio lograron buenos resultados en otras investigaciones sobre techos verdes mediterráneos. (Papafotiou *et al.*, 2013; Provenzano *et al.*, 2010; Caneva *et al.*, 2013).

La reducción de las especies en los techos verdes a lo largo del tiempo con la posibilidad de desarrollar una baja diversidad con pocas especies dominantes ya ha sido observada (Dunnett *et al.*, 2008; Nagase & Dunnett, 2010). No todas las investigaciones coinciden y los factores que pueden influenciar la vegetación son variados. Thuring and Dunnet (2014) investigando cubiertas verdes de más de 20 años de antigüedad registraron que la profundidad del substrato y la edad del techo afectan profundamente la vegetación favoreciendo algunas formas de vida por un lado y por otro inhibiendo el crecimiento de la vegetación más alta. Un estudio de Bates *et al.*, (2013) en un techo marrón con parte del substrato formado por material de demolición reciclado observaron durante 4 años la presencia de micro hábitats que actuaron como refugio de especies en periodos

de sequía. Carlisle *et al.*, (2013) observaron durante 7 años en cubiertas verdes en New York en una cobertura del suelo del 93% una reducción de las especies plantadas comparadas con el momento inicial.

La tendencia de la flora adventicia es diferente en las dos cubiertas. En las semi arbustivas se nota una presencia mayor de adventicias, el número de especies no parece depender del riego pero la abundancia sí, en los tratamientos de riego 20 y 40% la presencia aumenta con la cantidad de agua a disposición. En la cubierta de tapizantes las especies adventicias tienen presencia y abundancia mínima independientes del riego. La capacidad de colonización de las especies adventicias se reduce en las tapizantes a causa de la misma estructura cubriente de las plantas que impide la germinación y la supervivencia de especies foráneas. El diseño inicial fué importante para determinar la variación del índice de diversidad vegetal de Shannon Wiener. La variación del índice de diversidad sintetiza la dinámica de las dos cubiertas: reducción de las especies plantadas, presencia más abundante de pocas especies y diferentes presencias de especies invasoras. La cobertura y la floración son características muy importantes para un espacio verde sobre todo en ámbito urbano. Mejoran el aspecto estético de los edificios y favorecen la actividad de varios insectos y de su capacidad de polinización, pero debe tenerse en cuenta, el potencial problema alergógeno que genera el polen de las diferentes especies.

Analizar una cubierta en clima mediterráneo no significa buscar solo especies o sus combinaciones en cubiertas verdes que resistan y sobrevivan. Podría ser importante elegir entre una cubierta más apta a la limitación de la escorrentía del agua debido a las precipitaciones irregulares y/o una cubierta más apta al ahorro de energía. En este sentido el tercero artículo ayuda a comprender que es difícil encontrar una sola especie que muestre un rendimiento óptimo para todas las funciones.

Los resultados de las especies estudiadas en el último capítulo sugieren que los diferentes contenidos de humedad del sustrato, el principal factor tamponante térmico, dependen del manejo del riego, de la cantidad de agua disponible en el sustrato.

La retención de agua de lluvia varía con las estaciones y con las especies. En invierno hay una menor retención en comparación al verano debido a que el

substrato está más saturado. Un factor importante es el gasto de agua de las especies después de la lluvia. *Frankenia laevis* gastó más agua y fué más apta para retener agua de lluvia.

Farrell *et al.*, (2013) estudiando las características fisiológicas en la selección de especies para cubiertas verdes, indicaron como mejores las especies que en condiciones de riego tienen un alto gasto de agua y por eso mitigan con más eficacia el efecto de las lluvias.

En zonas mediterráneas el gasto de energía podría ser superiores en verano para enfriar que durante el invierno cuando necesita calentar los edificios. La relación aire/agua del substrato en los diferentes tratamientos de riego parece ser el factor más influyente en el aislamiento térmico durante el verano en las condiciones de los techos verdes en esta investigación.

Un estudio de Zinzi & Agnoli (2012) comparó el rendimiento térmico de techos blancos, con chapa de metal, convencionales y techos verdes con y sin riego en tres ciudades del Mediterráneo: Barcelona, El Cairo y Palermo. En la comparación de los techos verdes han evaluado la energía total ahorrada, tanto en verano como en invierno. El techo verde sin riego de Barcelona ha permitido una reducción de la demanda total de energía en un 14%, y 11,6% en el techo verde con riego. En El Cairo y Palermo las mejores prestaciones se observaron en los techos verdes con riego. La diferencia en los resultados obtenidos en Barcelona en comparación con los resultados de Cairo y Palermo se debe principalmente al hecho de que en Barcelona se requiere una mayor cantidad de energía para la calefacción en invierno que las otras dos ciudades. Blanusá *et al.*, (2013), demostró la influencia de la evaporación en el enfriamiento de los techos verdes comparando la temperaturas de un techo verde con riego limitado y sin riego.

En el clima mediterráneo el gasto de energía puede ser mayor en verano para el enfriamiento de los edificios que en invierno para la calefacción. En el presente trabajo el aislamiento de las bajas temperaturas ha sido superior en comparación con la limitación del flujo del calor hacia el interior. Eksi and Uzun (2013) en Estambul registraron resultados iguales en las fluctuaciones diaria y un mayor aislamiento en invierno que durante el verano.

Teniendo en cuenta que durante el invierno no se regó, una de las posibles razones podría ser la contribución de la estructura de las plantas en el aislamiento térmico.

En todas las especies el aislamiento más eficaz se observó en las plantas regadas con 40% ETO, que tienen la cantidad más alta de la biomasa.

5.3 CONCLUSIONES GENERALES

Este estudio demuestra que hay especies, aptas para funcionar con un riego mínimo, en una cubierta verde en la región mediterránea.

Los resultados dan una indicación sobre la funcionalidad de las formas de crecimiento y como la arquitectura de cada grupo ha permitido respuestas diferentes a los estreses en las diferentes estaciones.

Los dos diseños de techo verde han presentado una disminución de riqueza de especies. y la colonización de especies foráneas ha sido diferente en las dos cubiertas.

La combinación de especies adoptada puede llegar a presentar cubiertas dominadas por pocas especies con una diversidad visual y vegetal baja. El riego ha mostrado influir en la cobertura.

El sistema substrato/agua/especie amortigua los cambios térmicos ambientales. La relación aire/agua del substrato es importante en el aislamiento durante el verano. Durante el periodo frío es la combinación cobertura/substrato importante en el aislamiento.

Los resultados sugieren que las especies y las cubiertas estudiadas se pueden utilizar en techos verdes solo si tienen el riego adicional lo cual requiere un buen manejo del mismo y su optimización, en el clima mediterráneo.

Es importante organizar techos verdes con un diseño flexible y con combinaciones de especies con funciones complementarias.

BIBLIOGRAFÍA DE LA PARTE GENERAL

Ajuntament de Barcelona. (2014). Tercera Tinència d'Alcaldia d'Hàbitat Urbà. *Mesura de Govern per a impulsar terrats vius i cobertes verdes a Barcelona.*

Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona. (2010). *Els corredors verds urbans. Exemples i criteris de disseny.* Retrieved from http://www.ajsosteniblebcn.cat/corredors-verds-urbans_31473.pdf

Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona. (2011). *Cobertes i Murs Verds a Barcelona. Estudi sobre les existents, el potencial i les estratègies d'implantació.* Retrieved from http://bcnecologia.net/sites/default/files/proyectos/doc_cobertes_i_murs_verds_01m2010_0.pdf

Bates, A. J., Sadler, J. P. & Mackay, R. (2013). Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban For. Urban Green.*, 12, 98-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2012.12.003>

Benvenuti, S. & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosyst.*, 13, 349-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0124-9>

Blanusa, T., Vaz Monteiro, M.M., Fantozzi, F., Vysini, E., Li Y., & Cameron, R.W.F. (2013). Alternatives to *Sedum* on green roofs: Can broad leaf perennial plants

offer better 'cooling service'? *Building and Environment*, 59, 99-106.

<http://dx.doi.org/10.1016/j.buildenv.2012.08.011>

Brennesein, S. (2006). Space for Urban Wildlife: Designing Green Roofs as Habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, vol.4, N.1, 27-36

Caneva, G., Kumbaric, A., Savo, V., & Casalini, R. (2013). Ecological approach in selecting extensive green roof plants: A data-set of Mediterranean plants. *Plant Biosystems*, 2, 374-383. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.819819>

Carlisle, S., Piana, M., & Timberlake, K. (2013). *Growing Resilience: Long-Term Plant Dynamics And Green Roof Performance*. Proceedings of Citiesalive 11th annual green & wall conference. San Francisco, October 23-26, 2013

Devecchi, M., & Assone, S., (2007). *Esperienze di coltivazione di Sedum per il verde pensile estensivo*. Proc. "Il Verde Pensile Nel Clima Mediterraneo" Genova - 25 maggio 2007

Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: Influence of substrate depth. *Urban Ecosyst.*, 11, 373-384.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>

Eksi, M., & Uzun, A. (2013). Investigation of thermal benefits of an extensive green roof in Istanbul climate. *Scientific Research and Essays*.
<http://dx.doi.org/10.5897/SRE12.713>

Farrell, C., Szota, C., Williams, N.S.G., & Arndt, S.K. (2013). High water users can be drought tolerant: using physiological traits for Greenroof plant selection. *PlantSoil*. DOI 10.1007/s11104-013-1725-x

Farrell, C., Szota, C., & Arnd, SK. (2015). Urban plantings: living laboratories for climate change response. *trends in Plant Science* 20 (10), 597-599

Fernández-Gonzalez, F., Loidi, J., & Moreno Saizet, J.C. (2005). *Impactos sobre la biodiversidad vegetal. Impactos del cambio climático en España*. (Informe) Capítulo 5, 183- 248

Fioretti, R., Palla, A., Lanza, L.G., & Principi, P (2010). Green roof energy and water related performance in Mediterranean climate. *Build. Environ.*, 45, 1890–1904

Greater London Authority's London Plan. (2008). *Living Roofs and Walls. Technical Report: Supporting London Plan Policy* ISBN 978 1 84781 132 5 Edited by: Design for London

Henson, Y.D., Newman, S.E., & Hartley, D.E. (2006). Performance of Selected Herbaceous Annual Ornamentals Grown at Decreasing Levels of Irrigation. *HortScience*, 41(6), 1481-1486

IPCC, 2013. *Climate Change. Five Assessment Report*. from: http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml-1

Luckett, K., (2009). *Green Roof Construction And Maintenance*. Ed. McGraw-Hill Companies ISBN: 978-0-07-160881-7

Maclvor, J. & Lundholm, J. (2011). Performance evaluation of native plants suited to extensive Green roof conditions in a maritime climate. *Ecological Engineering* ,37, 407–417

Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning*, 97, 318-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>

Palla, A, Berretta, C., Lanza, L.G., & La Barbera, P (2008). *Modeling storm water control operated by green roofs at the urban catchment scale*. Proc. 11th ICUD e int. conf. on urban drainage, Edinburgh, Scotland, UK, 31 Aug e 5 Sept 2008;

Papafotiou, M., Pergialioti, N., & Tassoula, L. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean Green Roof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48, 1327-1333

Provenzano, M. E., Cardarelli, M., Crasso, M., & Colla, G. (2010). *Evaluation of potential green roof plant species in Mediterranean climate*. Proceedings of World Green Roof Congress. September 15-16, 2010, London

Raimondo, F., Trifilò, P., Lo Gullo, M.A., Andri, S., Savi, T., & Nardini, A. (2015). Plant performance on Mediterranean green roofs: interaction of species-specific hydraulic strategies and substrate water relations. *AoB PLANTS* 7, plv007; doi:10.1093/aobpla/plv007

Savé, R. a (2009). What is stress and how to deal with ornamental plants? *Acta Horticulturae*, 813, 241 –254

Savé, R. b (2009). *Potential effects of global change to urban vegetation: vulnerability and adaptations*. Proc. 2th International Conference on landscape and urban horticulture. In Topic: 5. Ecophysiology and vegetation management in urban environment Padova (Italy), June

Savé, R., Aranda, X., De Herralde, F., Evans, R., & Biel, C. (2009). *Potencial vulnerabilidad al cambio global del verde ornamental*. Proc.III Congreso de agricultura, alimentación y medioambiente: La gestión del agua, usos y eficiencia. UPC. Castelldefels (Barcelona). 12-15 Julio

Schulze, E. D., Beck, E., & Muller-Hohenstein, K. (2005). *Plant Ecology*. Berlin/Heidelberg: Springer

Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33, 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j>

renene.2007.03.022

Sutton, R.K. (2015). *Green Roof Ecosystems*. ed. Springer Ecological Studies
ISBN 978-3-319-14982-0 DOI 10.1007/978-3-319-14983-7

Terradas, J. (2010). *Ecologia viscuda*. Publicacions de la Universitat de València,
València, 452

Terradas, J., & Savé, R. (1992). The influence of summer and winter stress and
water relationships on the distribution of *Quercus ilex* L. *Vegetatio* 99/100, 137-
145

Thuring, C.E., & Dunnett, N. (2014). Vegetation composition of old extensive
green roofs (from 1980s Germany). *Ecological Processes*, 3, 4. <http://dx.doi.org/10.1186/2192-1709-3-4>

Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat
vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape Urban
Plan.*, 121, 81-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>

Wolf, D., & Lundholm, J.T., 2008. Water uptake in green roof microcosms: Effects
of plant species and water availability. *Ecological engineering*, 33, 179–186

Zinzi, M., & Agnoli, S., (2012). Cool and green roofs. An energy and comfort
comparison between passive cooling and mitigation urban heat island techniques
for residential buildings in the Mediterranean region. *Energy and Buildings*, 55,
66–76. doi:10.1016/j.enbuild.2011.09.024

APÉNDICE 1

An Experimental Study in Simulated Greenroof in Mediterranean Climate

Antonio Vestrella¹, Robert Savé¹ & Carmen Biel¹

¹ IRTA, (Research and Technology, Food and Agriculture Institute) Torre Marimon, Caldes De Montbui, Barcelona, Spain

Correspondence: Antonio Vestrella, IRTA, (Research and Technology, Food and Agriculture Institute) Torre Marimon, 08140, Caldes De Montbui, Barcelona, Spain. E-mail: antoniovestrella@gmail.com

Received: January 7, 2015 Accepted: February 8, 2015 Online Published: March 15, 2015

doi:10.5539/jas.v7n4p95

URL: <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v7n4p95>

Abstract

The use of green roofs in the Mediterranean area is becoming more widespread. Use of the species which are most commonly used across the world can be limited by the specific conditions of the Mediterranean climate. An experimental green roof simulation tested the performance of 12 species divided into three groups according to growth form (ground cover, sub-shrub, rhizomatous-herbaceous). Different irrigation criteria were applied to each group: in two sections potential evapotranspiration (ET₀) levels of 20% and 40% were applied, while the third section was rainfed. Mortality, green coverage, blooming and final biomass were measured.

The amount of water received and the low winter temperatures affected plant mortality. Significant differences in coverage were observed when comparing the rainfed section with the two irrigated areas. Ground cover plants in the irrigated sections achieved the best results in terms of coverage. Significant differences in biomass were observed only when comparing the irrigated plots with the rainfed plot. The influence of different irrigation protocols on flowering was observed in five species only.

The growth form groups responded in different ways to drought stress: rhizomatous-herbaceous developed slowly and consistently; ground cover developed quickly and relied more on the water supply; sub-shrubs showed lower resistance to drought stress under the present experimental conditions. Of the 12 plants tested for green-roof adaptation in a Mediterranean climate, those which performed best were: *Centranthus ruber* (L.) DC., *Santolina rosmarinifolia* L., *Helichrysum stoechas* (L.) Moench, *Iris lutescens* Lam..

Keywords: green roofs, drought stress, green coverage, mortality, flowering

1. Introduction

The remarkable growth of green roofing in Central and Northern Europe in recent years has not been followed by similar developments in nearby Mediterranean countries. Green roof experiments first took place in Germany in 1950, and other countries followed during the 1970s (Köhler, 2006). In 1982, the German Landscape Research, Development and Construction Society (FLL) published regulatory guidelines for green roofing (FLL, 2008). Many technical aspects of the issue have subsequently been investigated, with the aim of improving the efficiency of these systems with designs for lighter and safer materials and for reduced building costs. At the same time, urban ecology studies have looked at the impact of green roofs in terms of urban biodiversity (Lundholm, 2006; Bass, 2009; Lundholm & Peck, 2008; Oberndorfer et al., 2007), energy consumption (Andersson, 2006; Carter & Butler, 2008; Abram, 2011; Spala et al., 2008) and the psychological and social impact on individuals and small communities (Samangooei, 2006; So-Young et al., 2008). Over the past few years the use of green roofs has spread to Italy and Spain and other areas with continental and atlantic climates, but only very recently have green roofs begun to spread to Mediterranean coastal areas (Abram, 2006; Briz Escribano, 2004; Neila et al., 2008; Damas et al., 2010).

The genus *Sedum* represents the most widely used plant species in Mediterranean green roofs across the world. The species of this genus do perform well in terms of survival rate, but they can lack homogeneity of coverage, and have low growth rates and poor biodiversity. Studies have shown that a combination of different species results in improved resilience under stress conditions when compared to mono-species cultivations (Gedge & Kadas, 2005; Lundholm et al., 2010; Nagase & Dunnet, 2010; Bretzel et al., 2011).

Effectively combining different species in extensive Mediterranean green roofs is not an easy task. They should be selected for adaptability to the Mediterranean bioclimate as well as to urban environments, and to environmental conditions specific to green roofs (drought, poor nutrients, high temperature stress) (Caneva et al., 2013; Papafotiou et al., 2013). The species should also have low allergenicity, attract insects and birds, and display ornamental and aesthetic characteristics throughout the seasons (Benvenuti & Bacci, 2010; Provenzano et al., 2010; Brenneisen, 2006).

The urban planners of many cities integrate green roofs into the design of their ecological corridor projects, since they represent an effective method with which to extend green surface areas and increase biodiversity (Agencia de Ecología Urbana de Barcelona, 2010; Ajuntament de Barcelona, 2010; Carter & Butler, 2008; Damas et al., 2010; Lundholm & Peck, 2008). The aim of this study is to analyse the ecological behaviour of twelve plant species, which have been grouped into three different categories by taking into account their growth patterns and evaluating their performance under three different irrigation protocols (two protocols applying minimum watering and one with none) in a Mediterranean environment.

2. Materials and Methods

2.1 Study Site

The trials were carried out in Caldes de Montbui (205 m.a.s.l.) (41°63'N 2°16'E) - 30 km from Barcelona (Spain), where the Catalan mountains meet the Mediterranean coast. During the trial period (June 2009-May 2010) average monthly temperatures were between 6.1 °C and 25.1 °C. Average monthly rainfall was between 5.2 mm and 125.2 mm, potential evapotranspiration (ET₀) ranged from 20.4 mm to 139.7 mm. High ET₀ values were recorded during summer when rainfall was scarce. In June, ET₀ reached 135.3 mm with precipitation up to 10.7 mm. In July maximum ET₀ was 139.7 mm, with maximum precipitation at 10.7 mm. In August it only rained once, for a total of 27.4 mm, and ET₀ reached 131 mm. Between June 2009 and May 2010 a total of 640 mm precipitation and 925 mm ET₀ were recorded. Unusually, temperature values in December 2009 and March 2010 fell below 0 °C, reaching -8 °C and damaging some species while destroying others. Evapotranspiration values (for the calculation of irrigation patterns) and all other climate data was provided by the Caldes de Montbui weather station, located 150 m from the site of the experiment. Table 1 shows climate data related to the trial period along with a summary of the period between 1991 and 2010.

Table 1. Climatic monthly averages and absolute data* during the trial period (June 2009 - May 2010) and during the twenty year period from 1991 to 2010 (historic monthly climate data*)

Monthly data		Temp. (°C)			Absolute Temp. (°C)		Rainfall (mm)	ETO (mm)
		Mean	Max	Min	Max	Min		
Trial period	JUN 09	22.4	29.2	15.6	35	11.8	10.7	135.3
Historic (1991–2010)	JUN	21.0	27.3	14.7	33.8	9.1	44.6	124.9
Trial period	JUL 09	24.2	30.3	17.9	37.2	11.4	11.6	139.7
Historic (1991–2010)	JUL	23.5	29.7	17.2	35.4	11.5	24.7	130.5
Trial period	AUG 09	25.0	31.8	19.0	37.4	16.8	27.4	131.0
Historic (1991–2010)	AUG	22.4	28.2	16.8	33.6	11.0	50.7	120.7
Trial period	SEP 09	20.2	26.5	14.8	30	10.9	103.4	85.5
Historic (1991–2010)	SEP	18.9	24.6	13.8	31.2	7.7	89.1	77.3
Trial period	OCT 09	16.5	23.1	11.2	29.3	3.6	72.2	62.6
Historic (1991–2010)	OCT	15.7	21.5	10.9	27.7	3.7	81.9	53.1
Trial period	NOV 09	11.7	18.4	6.6	25	2	5.2	34.0
Historic (1991–2010)	NOV	10.1	16.4	5.0	22.3	-1.2	39.9	25.9
Trial period	DEC 09	7.4	13.0	2.8	19.2	-7.9	47.5	20.4
Historic (1991–2010)	DEC	7.2	13.4	2.4	19.1	-3.4	52.2	16.5
Trial period	JAN 10	6.2	10.8	2.5	16.5	-3.1	59	24.5
Historic (1991–2010)	JAN	6.7	13.5	1.4	19.6	-4.0	40.4	22.3
Trial period	FEB 10	7.0	12.4	1.9	18	-5.9	89.5	36.6
Historic (1991–2010)	FEB	7.7	14.7	1.9	20.0	-2.8	29.2	31.3
Trial period	MAR 10	8.8	14.7	3.4	20.9	-4.4	66	66.4
Historic (1991–2010)	MAR	10.5	17.2	4.4	24.4	-1.2	33.0	58.2
Trial period	APR 10	12.9	19.4	7.0	25.6	3.6	32.8	86.3
Historic (1991–2010)	APR	12.8	19.3	6.6	25.8	1.3	50.0	79.1
Trial period	MAY 10	15.3	21.2	9.6	30.1	4.1	125.2	106.9
Historic (1991–2010)	MAY	16.7	22.8	10.6	29.8	4.6	63.6	112.9

Note. *from the weather station of Caldes de Montbui (MeteoCat <http://www.meteo.cat/servmet/radar/>).

2.2 Simulation of a Green Roof System

The conditions found on extensive green roofs were replicated by constructing walled containers with prefabricated concrete panels. The other materials used were produced by ZinCo®: the container was covered with a synthetic water-retentive polypropylene SSM45 protection mat, having a water-retention capacity of approximately 5 m². A drainage and water storage sheet made of recycled polyethylene Floradrain FD25-E was placed over the polypropylene sheet, having a volume of approximately 10 m². The resulting structure was then covered with a polypropylene geo-textile, followed by a substrate of Floral Zincoterra. The substrate thickness was 11 ± 1 cm and the total system thickness was approximately 15 cm. The ZinCo Floral substrate was composed mainly of brick fragments with organic matter making up approximately 10% of its content (Zinco, 2010). Apparent density of the substrate was 90%, with a total porosity of 66%, pH values ranged between 7.95 and 8.08 and electrical conductivity values ranged from 158.4 to 194.2 µS/cm (microSiemens/cm). Porosity and density levels were calculated in the laboratory using samples from the substrate, while pH and electrical conductivity were measured every three months using a laboratory pH meter.

2.3 Plants

Twelve species were selected according to their ecological and structural characteristics (see Table 2) and their availability in commercial nurseries. The flora of different environments was taken into consideration, including rocky environments, dunes, and dry coastal areas. The flora of conglomerate soils were also examined, as well as surfaces without an edaphic layer such as walls and cliffs (Caneva et al., 2013). Species were classified according to three different growth-forms: ground cover, sub-shrub, and rhizomatous-herbaceous. Such a classification is mainly related to the morphological behaviour of plants growing in a Mediterranean environment, although some species can display different features in different environments due to phenotypic plasticity.

Table 2. Selected species: ecological and structural information

Species	Botanic family	Chorotype	Environment	Growth form
<i>Armeria maritima</i> (P. Mill.) Willd.	Plumbaginaceae	Sub-cosmopolita	Coastal areas, dry environment, sandy soils, marshland	Rhizomatous-herbaceous
<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less.	Compositae	W. Medit.	Rocky coastal Sandy like soils	Sub-shrub
<i>Centranthus ruber</i> (L.) DC.	Valerianaceae	Steno Medit.	Calcareous and rocky soils	Sub-shrub
<i>Dymondia margaretae</i> Compton	Asteraceae	South Africa	Sandy coastal soils	Ground cover
<i>Drosanthemum floribundum</i> (Haw.) Schwantes	Aizoaceae	South Africa	Cultivated and sub-spontaneous in Mediterranean area	Sub-shrub
<i>Frankenia laevis</i> L.	Frankeniaceae	Steno Medit.-Central Asia South Africa	Sandy coastal soils and marshland	Ground cover
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench	Compositae	W. Medit.	Sandy, rocky dry soils	Sub-shrub
<i>Iris lutescens</i> Lam.	Iridaceae	NW-Steno-Medit.	Dry and rocky fields	Rhizomatous-herbaceous
<i>Limonium virgatum</i> (Willd.) Fourr.	Plumbaginaceae	Euri-Medit.	Costal retro dunes and salty cliffs	Rhizomatous-herbaceous
<i>Lotus creticus</i> L.	Leguminosae	Steno Medit.	Coastal sandy soils and dune systems environments	Sub-shrub
<i>Santolina rosmarinifolia</i> L.	Compositae	W. Medit. North Africa	Dry rocky, sandy, conglomerate like soils	Sub-shrub
<i>Thymus serpyllum</i> * L.	Labiatae	Euri-Medit.	Arid grasslands, rocky soils and mesophytic forest borders	Sub-shrub/ground cover

Note. *Differential behavior due to phenotypic plasticity.

2.4 Experimental Design and Irrigation

The experimental design consisted of a split-plot: the main influencing factor was irrigation, with the application of three different irrigation protocols; the second influencing factor was plant species; twelve different species were included in the experiment. Three plots were planted for each irrigation protocol for a total of nine plots. Each of the nine main plots had a surface area of 12 m² and was divided into twelve sub-plots of 1 m² each. Nine plants of a single species were planted in each sub-plot resulting in a density of nine plants per square meter. The placement of the twelve species was the same for every plot in each irrigation protocol. Three different irrigation protocols were used: rain fed (no use of artificial irrigation, 0% ET₀); replenishment of 20% of water lost to potential evapotranspiration (20% ET₀); and replenishment of 40% of the same (40% ET₀). The quantity of water supplied was calculated on a weekly basis, taking into account the previous week's data and subtracting the total amount of precipitation from the total value of ET₀ (evapotranspiration minus rainfall). The resulting amount of water was distributed evenly throughout the week. The water distribution system was composed of drip emitting tubes placed on the surface with a diameter of 16 mm, and a 30 cm space between tubes, with a flow rate of 22.8 litres/m²/hour. Over the whole period of the trial, 216 litres/m² of water were supplied to the 40 % ET₀ sub-plots and 108 litres/m² to the 20% ET₀ sub-plot; the average weekly values were, respectively, 4.9 and 2.5 litres/m² for the two irrigation protocols. The water supplied during the hottest months (from June to September) was 184 litres for the 40% ET₀ irrigation protocol and 92 litres for the 20% ET₀ protocol, equivalent

to 85% of the total water supplied throughout the year.

2.5 Green Roof Performance and Measures

The following parameters were measured: mortality, coverage, timing, duration and percentage of flowering, and hypogean and epigeal biomass. The results for each species were analysed according to their functional group and to the irrigation protocol assigned to them. The survival rate of the plants was measured each month; frequency and duration of flowering were recorded every fifteen days. Plants lacking leaves and living branches were considered dead and left *in situ*. Flowering was recorded throughout the trial period. In order to evaluate the entire flowering period of a plant the duration and number of flowering branches were recorded. The number of flowering branches was also recorded as a percentage of the total number of branches on a single plant. With regard to coverage, the experimental system was photographed every two months, from a height of 2.5 m with a Nikon EOS 500 camera using Nikon EOS specific software. Photographs were taken around midday (11 am - 2 pm) in order to reduce the effect of shadows. The camera was placed on a tripod equipped with a horizontal extendable arm. All photographs were taken from the same distance and height, and the same image and camera settings were used. Images were then processed with the Greenpix software (developed by the Institut de Recerca i Tecnologia Agroalimentàries - IRTA), for the analysis of digital images (Casadesús et al., 2005, 2007). A Hue range of 0 to 180 was used, making it possible to identify the number of yellow, brown and green pixels, and to calculate the percentage of each color portion in relation to the total image pixels, and to transform the pixels into cm² for an evaluation of total cover (green, yellow and brown). With regard to the plant growth parameter, only the green surface corresponding to pixels within the 60-180 Hue range was taken into account. The evaluation of biomass was carried out by sorting the different species according to location and to irrigation protocol. All plants were then carefully separated from the earth. In some cases portions of roots were sifted out from the substrate. Finally, the epigeal parts (leaves and stalk) were separated from the roots. The roots were rinsed thoroughly with water, and all plants were placed in a paper bag allowing permeation of air and humidity. All plant material was then dried in an oven for a period of seven days at 65 °C before being weighed.

2.6 Statistical Analysis

An experiment was designed to measure the following factors: irrigation, species, and sampling. In order to study the spread of the coverage area for each species, the ANOVA mixed models statistical analysis was applied using the sampling and irrigation factors as fixed data, and the block as a variable factor; three levels were set for the irrigation factor, eight for the sampling factor, and three for the block factor. To determine significant outcome differences between the irrigation protocols and the sampling schedule, a post hoc test was applied using Tukey adjustments. The same analysis was carried out by grouping the species according to their growth form. Biomass analysis for each species was carried out using ANOVA mixed models, setting a fixed variable (irrigation protocol) and a random variable (block). The overall analysis was conducted using version 9.2 of the SAS software. For each irrigation protocol plot, mean biomass and mean coverage, both according to growth form, were compared using the Tukey Kramer HSD test and version 10 of the JMP software.

3. Results

3.1 Plant Mortality

Average mortality results of each growth form are reported in Table 3: mortality rates of all species, categorised by irrigation protocol, are shown in Figure 1. It can be seen that the mortality rate of *Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum* and *Lotus creticus* was above 81% in winter, regardless of the irrigation protocol applied. The remaining species to which water was supplied artificially resulted in a mortality rate ranging from 0% to 38%, whereas the species in the rain fed group showed mixed results: *Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum*, *Lotus creticus* and *Dymondia margaretae* had an almost 100% mortality rate; *Frankenia laevis* and *Limonium virgatum* had a mortality rate of 70% and 74% respectively; *Thymus serpyllum* 48%; *Helichrysum stoechas* 37%; the mortality rates of *Armeria maritima*, *Centranthus ruber*, *Iris lutescens* and *Santolina rosmarinifolia* were between 14% and 18%.

3.2 Coverage

Coverage values of each species were categorised according to irrigation protocol and to growth form. The results of each group's coverage performance throughout the trial are shown in Table 4. Table 5 shows total averages and significant differences: all growth form groups displayed significant differences in terms of coverage when comparing the irrigated plots with the rain fed plot. Irrigated plants reached greater coverage in May and November; the lowest values were recorded in March. The results of each species were as follows (Figure 2): *Armeria maritima*, *Iris lutescens* and *Santolina rosmarinifolia* showed steady growth without

seasonal variation. *Thymus serpyllum*, *Frankenia laevis*, *Limonium virgatum* and *Centranthus ruber* are the species that performed best in the irrigated protocols when the trial was completed, despite showing seasonal variations. The worst final results, irrespective of irrigation protocol, were recorded for *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus* and *Drosanthemum floribundum*. In the rain fed protocol *Centranthus ruber*, *Helichrysum stoechas* and *Limonium virgatum* showed the best results.

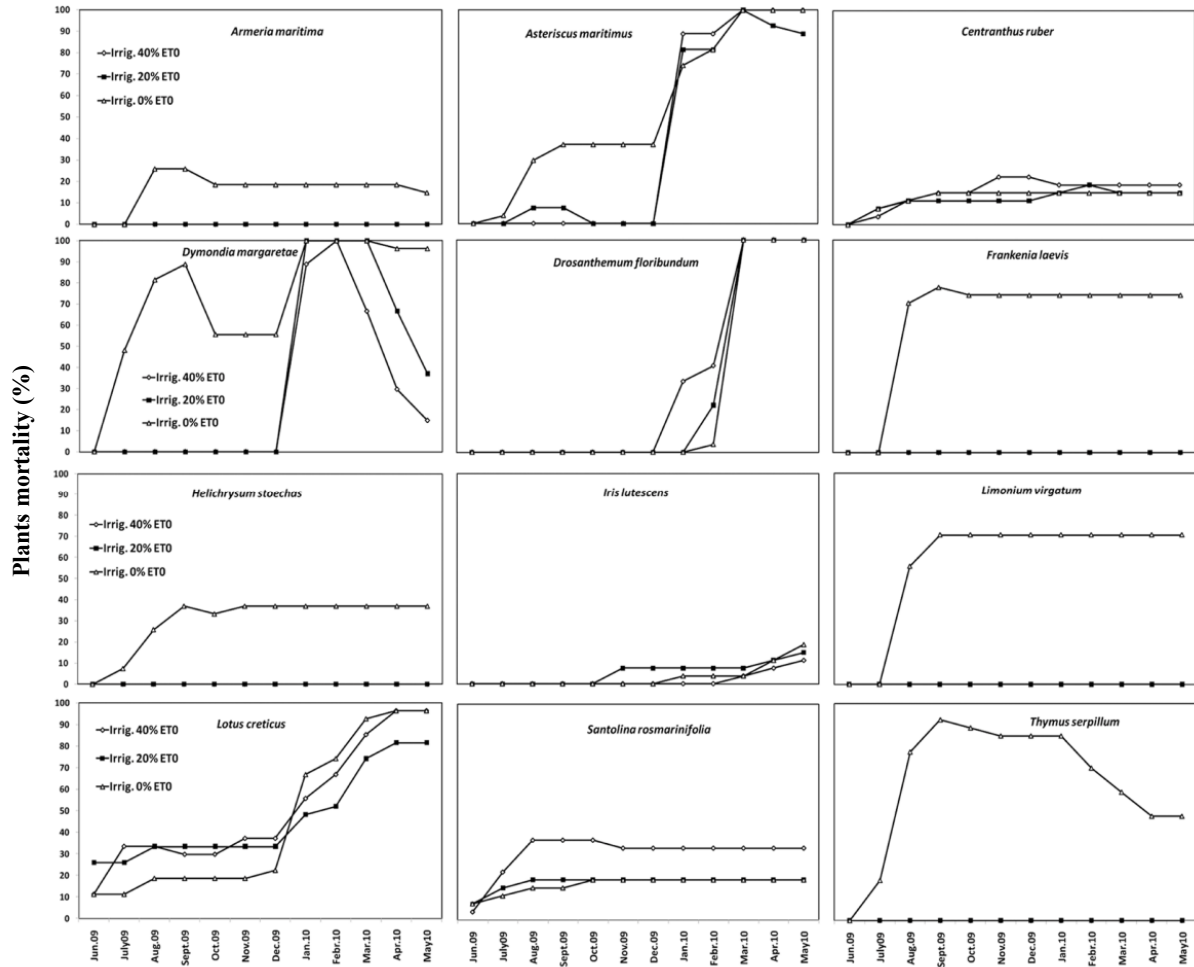


Figure 1. Mortality rate of species from June 2009 to May 2010 according to rain fed (0% ET0), 20% ET0 and 40% ET0 irrigation protocols

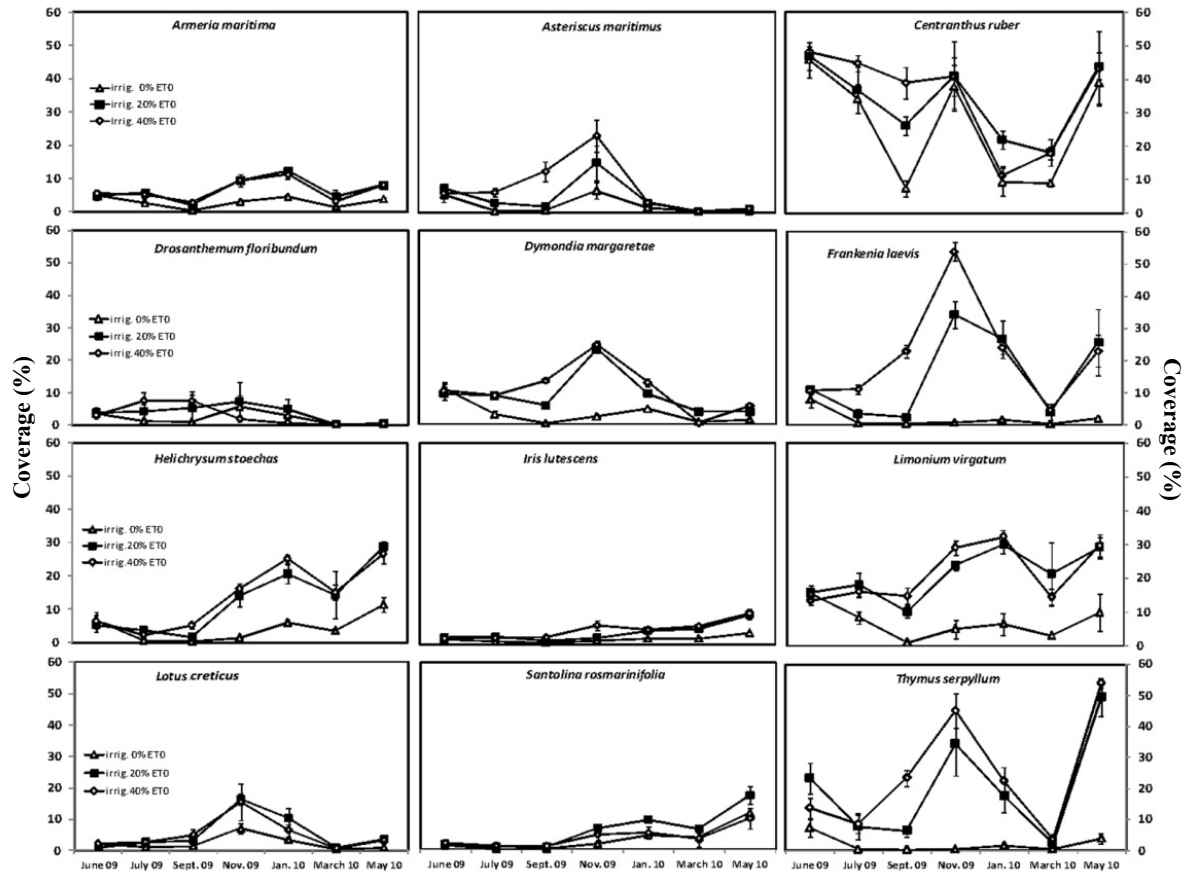


Figure 2. Green cover from June 2009 to May 2010 according to the different irrigation protocols 0%, 20%, and 40% of ETO. Final values are the result of 3 mean values \pm standard error

Table 3. Summary of plant mortality by percentage (\pm standard error) for three irrigation treatments 0%, 20%, 40% ET0 (average figures for all values under the same irrigation protocol) and for three life-form groups (sub-shrubs, ground cover, rhizomatous-herbaceous) categorized by irrigation protocol 0%, 20%, 40% ET0

<i>% Plants Mortality</i>						
<i>Date</i>	<i>Irrigation 0% ET0</i>	<i>Irrigation 20% ET0</i>	<i>Irrigation 40% ET0</i>	<i>Sub-shrubs irrigation 0% ET0</i>	<i>Sub-shrubs irrigation 20% ET0</i>	<i>Sub-shrubs irrigation 40% ET0</i>
<i>June 2009</i>	1.54 \pm 1.06	2.78 \pm 2.19	1.23 \pm 0.95	2.65 \pm 1.75	4.76 \pm 3.68	2.12 \pm 1.59
<i>July 2009</i>	8.95 \pm 3.96	4.01 \pm 2.39	4.94 \pm 3.17	8.47 \pm 2.24	6.88 \pm 3.83	8.47 \pm 5.16
<i>Aug. 2009</i>	34.26 \pm 8.51	5.86 \pm 3.04	6.79 \pm 3.94	25.40 \pm 9.47	10.05 \pm 4.69	11.64 \pm 6.28
<i>Sept. 2009</i>	39.81 \pm 9.79	5.86 \pm 3.04	6.79 \pm 3.81	30.69 \pm 11.45	10.05 \pm 4.69	11.64 \pm 6.02
<i>Oct. 2009</i>	35.80 \pm 8.61	5.25 \pm 3.07	6.79 \pm 3.81	30.16 \pm 10.83	8.99 \pm 4.91	11.64 \pm 6.02
<i>Nov. 2009</i>	35.80 \pm 8.44	5.86 \pm 3.04	7.72 \pm 4.14	30.16 \pm 10.40	8.99 \pm 4.91	13.23 \pm 6.46
<i>Dec. 2009</i>	36.11 \pm 8.38	5.86 \pm 3.04	7.72 \pm 4.14	30.69 \pm 10.31	8.99 \pm 4.91	13.23 \pm 6.46
<i>Jan. 2010</i>	46.91 \pm 10.12	22.53 \pm 10.11	26.54 \pm 9.92	42.33 \pm 12.52	23.28 \pm 11.68	32.80 \pm 11.97
<i>Feb. 2010</i>	47.22 \pm 9.95	25.00 \pm 9.95	29.01 \pm 10.79	42.86 \pm 12.12	27.51 \pm 11.14	35.45 \pm 12.60
<i>Mar. 2010</i>	57.41 \pm 10.75	34.57 \pm 12.84	33.95 \pm 12.10	60.32 \pm 14.27	43.92 \pm 17.29	48.15 \pm 17.24
<i>April 2010</i>	57.10 \pm 10.51	32.10 \pm 11.67	32.10 \pm 12.09	59.26 \pm 14.59	43.92 \pm 17.10	49.74 \pm 17.87
<i>May 2010</i>	57.41 \pm 10.39	29.63 \pm 11.06	31.17 \pm 12.13	59.26 \pm 14.59	43.39 \pm 16.85	49.74 \pm 17.87
<i>Date</i>	<i>Ground cover irrigation 0% ET0</i>	<i>Ground cover irrigation 20% ET0</i>	<i>Ground cover irrigation 40% ET0</i>	<i>Rhizomatou-herbaceous irrigation 0% ET0</i>	<i>Rhizomatou-herbaceous irrigation 20% ET0</i>	<i>Rhizomatous-herbaceous irrigation 40% ET0</i>
<i>June 2009</i>	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>July 2009</i>	22.22 \pm 14.02	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Aug. 2009</i>	76.54 \pm 3.27	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	27.16 \pm 16.05	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Sept. 2009</i>	86.42 \pm 4.45	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	32.10 \pm 20.55	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Oct. 2009</i>	72.84 \pm 9.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00
<i>Nov. 2009</i>	71.60 \pm 8.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
<i>Dec. 2009</i>	71.60 \pm 8.64	0.00 \pm 0.00	0.00 \pm 0.00	29.63 \pm 21.06	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
<i>Jan. 2010</i>	86.42 \pm 7.51	33.33 \pm 33.33	29.63 \pm 29.63	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
<i>Feb. 2010</i>	81.48 \pm 9.32	33.33 \pm 33.33	33.33 \pm 33.33	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	0.00 \pm 0.00
<i>Mar. 2010</i>	77.78 \pm 11.91	33.33 \pm 33.33	22.22 \pm 22.22	30.86 \pm 20.21	2.47 \pm 2.47	1.23 \pm 1.23
<i>April 2010</i>	72.84 \pm 13.91	22.22 \pm 22.22	9.88 \pm 9.88	33.33 \pm 18.64	3.70 \pm 3.70	2.47 \pm 2.47
<i>May 2010</i>	72.84 \pm 13.91	12.35 \pm 12.35	4.94 \pm 4.94	34.57 \pm 17.93	4.94 \pm 4.94	3.70 \pm 3.70

Table 4. Summary of coverage by percentage (\pm standard error) for three irrigation protocols 0%, 20%, 40% ET0 (average figure for all values of the same treatment) and three life-form groups for each irrigation protocol 0%, 20%, 40% ET0 (sub-shrubs, ground cover, rhizomatous- herbaceous)

Date	Coverage %					
	Irrigation 0% ET0	Irrigation 20% ET0	Irrigation 40% ET0	Sub-shrubs irrigation 0% ET0	Sub-shrubs irrigation 20% ET0	Sub-shrubs irrigation 40% ET0
June 09	10.42 \pm 3.52	12.12 \pm 3.72	11.35 \pm 3.64	10.91 \pm 0.87	13.57 \pm 6.27	12.38 \pm 6.16
July 09	4.72 \pm 2.76	8.93 \pm 2.91	10.66 \pm 3.39	5.55 \pm 4.76	8.78 \pm 4.71	11.16 \pm 5.73
Sept. 09	1.25 \pm 0.57	6.07 \pm 2.03	14.03 \pm 3.36	1.72 \pm 0.96	6.73 \pm 3.31	14.60 \pm 5.11
Nov. 09	6.72 \pm 2.95	21.49 \pm 3.78	25.65 \pm 5.08	9.45 \pm 4.90	21.26 \pm 4.72	23.63 \pm 6.55
Jan. 10	4.73 \pm 0.77	15.58 \pm 2.38	14.66 \pm 2.86	4.80 \pm 1.10	13.70 \pm 2.70	11.43 \pm 3.42
Mar. 10	2.43 \pm 0.80	7.59 \pm 2.06	6.30 \pm 1.82	2.94 \pm 1.34	6.78 \pm 2.85	6.28 \pm 2.76
May 10	8.30 \pm 3.22	20.06 \pm 4.80	19.27 \pm 4.84	10.87 \pm 5.38	22.40 \pm 7.76	20.86 \pm 8.04
Date	Ground cover irrigation 0% ET0	Ground cover irrigation 20% ET0	Ground cover irrigation 40% ET0	Rhizomatous-herbaceous irrigation 0% ET0	Rhizomatous-herbaceous irrigation 20% ET0	Rhizomatous-herbaceous irrigation 40% ET0
June 09	11.10 \pm 3.51	16.58 \pm 3.57	13.83 \pm 1.92	4.55 \pm 1.10	16.25 \pm 7.04	16.81 \pm 7.82
July 09	2.02 \pm 1.55	8.72 \pm 3.32	11.48 \pm 1.81	4.05 \pm 2.17	9.09 \pm 4.51	8.01 \pm 4.02
Sept. 09	0.43 \pm 0.08	6.13 \pm 2.11	22.92 \pm 0.27	2.39 \pm 0.48	11.11 \pm 5.14	8.79 \pm 3.25
Nov. 09	1.76 \pm 1.14	35.69 \pm 1.48	46.58 \pm 3.82	6.41 \pm 1.81	17.27 \pm 6.23	17.63 \pm 6.32
Jan. 10	3.71 \pm 2.10	19.97 \pm 3.36	22.63 \pm 0.72	3.23 \pm 0.97	12.09 \pm 6.13	15.90 \pm 6.56
Mar. 10	0.64 \pm 0.28	4.17 \pm 1.21	2.99 \pm 1.17	7.54 \pm 4.03	7.94 \pm 4.01	7.24 \pm 3.18
May 10	2.72 \pm 0.60	27.15 \pm 2.39	28.75 \pm 13.17	0.69 \pm 0.17	4.56 \pm 2.78	6.96 \pm 3.92

Table 5. Summary of percentage of coverage for three irrigation protocols 0%, 20%, 40% ET0 (average figure for all values of the same treatment) and three life-form groups for each irrigation protocol 0%, 20%, 40% ET0 (sub-shrubs, ground cover, rhizomatous-herbaceous). Average figures not associated with the same letter are significantly different at $p < 0.05$ (TEST TUKEY KRAMER HSD)

	Irrigation		Sub-shrubs		Ground cover		Rhizomatous-herbaceous				
0% ET0	4.64	B	0% ET0	6.60	B	0% ET0	3.19	B	0% ET0	4.12	B
20% ET0	13.80	A	20% ET0	13.31	A	20% ET0	16.91	A	20% ET0	11.18	A
40% ET0	15.75	A	40% ET0	14.33	A	40% ET0	21.30	A	40% ET0	11.62	A

3.3 Flowering

Most species flowered during the Summer of 2009 and Spring of 2010 (see Table 6). The only species that presented differences in the duration of its flowering period between one irrigated plot and another was *Thymus serpyllum*, which flowered until October in the 40% ET0 protocol plots, two months longer than the plants in the 20% ET0 protocol plots; and *Asteriscus maritimus* which flowered an additional month when being watered with the 40% ET0 system compared to plants in the 20% ET0 protocol plots. *Lotus creticus* and *Santolina rosmarinifolia* did not flower at all, whereas *Frankenia laevis*, (but only the plants in the 20% ET0 protocol plots) presented limited flowering in May. *Dymondia margaretae* flowered only in August. *Asteriscus maritimus*, *Centranthus ruber*, *Helichrysum stoechas*, *Limonium virgatum* and *Thymus serpyllum* presented limited flowering in terms of time and quantity in the rain fed plots when compared to the plants in the irrigated plots.

3.4 Biomass

In all growth forms, the biomass of the upper portion was greater than that of the root system; all groups presented significant differences in biomass production when comparing the irrigated plots to the rain fed plots, with the exception of the roots of rhizomatous-herbaceous. No group displayed significant differences in biomass production between the two irrigation protocols (20% and 40% ET0) (Table 7). Table 8 shows the average biomass values of each species and its portions (shoot system, root system, and total biomass) and the ratio between root system and shoot system for each irrigation protocol. Only nine out of the twelve species were used for this analysis, because the remaining three (*Asteriscus maritimus*, *Drosanthemum floribundum*, *Lotus creticus*) had an insufficient biomass for sampling. Sampling of *Dymondia margaretae* was performed only for the plants in the irrigated plots, because all plants in the rain fed plots died. Of the nine species recorded, five (*Armeria maritima*, *Frankenia laevis*, *Helichrysum stoechas*, *Iris lutescens* and *Thymus serpyllum*) displayed significant differences between shoot system and total biomass. *Centranthus ruber*, *Limonium virgatum* and *Santolina rosmarinifolia* did not display any significant differences between irrigation protocols in terms of epigeal development. Four species developed a significantly greater root system biomass for the irrigated plants than for the rain fed plants: *Armeria maritima*, *Dymondia margaretae*, *Frankenia laevis*, *Helichrysum stoechas* and *Thymus serpyllum*. For *Limonium virgatum*, there was a significant difference between root system biomass values in the rain fed and 20% ET0 protocol plots and those in the 40% ET0 protocol plots.

Table 7. Average for g (\pm standard error) of the different fragments and total dry biomass (g) of the plants under three irrigation protocols 0%, 20%, 40% ET0 (average figure for all values of the same treatment), and of the three life-form groups for each irrigation protocol 0%, 20%, 40% ET0 (sub-shrubs, ground cover, rhizomatous-herbaceous). Average figures not associated with the same letter are significantly different ($p < 0.05$) (TEST TUKEY KRAMER HSD)

BIOMASS				
<i>Irrigation</i>	N°	Shoot system	Root system	Total
0% ET0	138	24.11 \pm 2.30 b	6.61 \pm 0.62 b	30.72 \pm 2.55 b
20% ET0	222	39.50 \pm 1.82 a	8.94 \pm 0.49 a	48.36 \pm 2.01 a
40% ET0	219	40.79 \pm 1.83 a	8.57 \pm 0.49 a	49.37 \pm 2.02 a
<i>Sub-shrubs</i>	N°	Shoot system	Root system	Total
0% ET0	80	27.95 \pm 2.80 b	8.12 \pm 0.89 b	36.07 \pm 3.51 b
20% ET0	99	45.20 \pm 2.52 a	11.60 \pm 0.80 a	56.68 \pm 3.16 a
40% ET0	93	40.92 \pm 2.60 a	10.42 \pm 0.82 ab	51.34 \pm 3.26 a
<i>Ground cover</i>	N°	Shoot system	Root system	Total
0% ET0	26	4.79 \pm 4.92 b	0.71 \pm 0.88 b	5.50 \pm 4.76 b
20% ET0	73	29.80 \pm 2.94 a	6.88 \pm 0.52 a	36.69 \pm 2.84 a
40% ET0	77	34.21 \pm 2.86 a	7.81 \pm 0.51 a	42.03 \pm 2.77 a
<i>Rhizomatous-herbaceous</i>	N°	Shoot system	Root system	Total
0% ET0	51	19.64 \pm 3.76 b	4.96 \pm 0.92 a	24.60 \pm 3.75 b
20% ET0	77	37.55 \pm 3.06 a	7.07 \pm 0.75 a	44.53 \pm 3.05 a
40% ET0	76	44.56 \pm 3.08 a	6.37 \pm 0.75 a	50.93 \pm 3.07 a

Table 8. Average dry weight (g) of the trial species under three irrigation protocols (40% ET0, 20% ET0, and 0% ET0). Average figures not associated with the same letter are significantly different ($p < 0.05$)

Plants species	Irrigation	Shoot system (g)	Root system (g)	Total (g)	Root/Shoot
<i>Armeria maritima</i>	0% ET0	13.64 b	1.31 b	14.96 b	0.1 a
	20% ET0	26.14 a	3.04 a	29.17 a	0.1 a
	40% ET0	27.97 a	2.88 a	30.85 a	0.1 a
<i>Centranthus ruber</i>	0% ET0	46.61 a	17.97 a	64.58 a	0.4 a
	20% ET0	56.94 a	20.05 a	76.99 a	0.4 a
	40% ET0	49.86 a	20.10 a	69.96 a	0.4 a
<i>Dymondia margaretae</i>	0% ET0				
	20% ET0	8.11 b	8.47 b	16.57 a	1.0 a
	40% ET0	2.83 a	13.13 a	15.96 a	4.6 a
<i>Frankenia laevis</i>	0% ET0	12.92 c	1.35 b	14.27 b	0.1 b
	20% ET0	46.19 b	4.91 a	51.10 a	0.1 b
	40% ET0	62.10 a	4.50 a	66.60 a	0.1 a
<i>Helichrysu stoechas</i>	0% ET0	29.99 b	5.40 b	35.39 b	0.2 a
	20% ET0	52.32 a	9.53 a	61.84 a	0.2 a
	40% ET0	50.36 a	8.83 a	59.19 a	0.2 a
<i>Iris lutescens</i>	0% ET0	12.46 b	8.88 a	21.34 b	0.7 a
	20% ET0	18.66 ab	14.37 a	33.03 ab	0.8 a
	40% ET0	26.35 a	14.08 a	40.43 a	0.5 a
<i>Limonium virgatum</i>	0% ET0	50.14 a	6.04 a	56.18 a	0.1 c
	20% ET0	65.25 a	5.32 a	70.56 a	0.1 b
	40% ET0	76.01 a	3.59 b	79.60 a	0.0 a
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0% ET0	29.53 a	6.44 a	35.97 a	0.2 a
	20% ET0	44.98 a	9.93 a	54.91 a	0.2 a
	40% ET0	26.85 a	6.50 a	33.35 a	0.2 a
<i>Thymus serpyllum</i>	0% ET0	1.79 b	0.48 b	2.27 b	0.3 a
	20% ET0	28.65 a	7.76 a	36.41 a	0.3 a
	40% ET0	33.04 a	6.60 a	39.64 a	0.2 a

4. Discussion

4.1 Mortality

Two main factors affected plant mortality: the amount of water received and the low winter temperatures. The mortality rate of all rain fed species rose during the trial. Irrigated plants experienced a higher mortality rate in January than in other months due to low temperatures.

4.2 Coverage

As shown in the literature, the growth form and morphology of a plant affect the interception of rain by the substrate as well as its thermal and hydrological characteristics (Del Barrio, 1998; Dunnett et al., 2008; Nagase & Dunnett, 2012; Mentens et al., 2005; Buccola & Spolek, 2010; Scott MacIvor et al., 2011; Olivieri et al., 2013). In this trial the sub-shrub form was shown to be affected by low temperatures more than other forms; ground cover species suffered more than others from drought; and rhizomatous-herbaceous plants were the least affected by drought and cold weather.

Green cover had two growth peaks, in autumn and spring, corresponding to typical seasonal changes in the Mediterranean climate. In these seasons the increased availability of rainwater associated with low evapotranspiration can reduce the importance of irrigation. In spring and autumn the rain fed plants (grouped by species or by growth form) extended their percentage of coverage, achieving higher growth rates than those in the irrigated plots, although they did not exceed a maximum value of 11%; a better performance may be advantageous if they are to be used in green roofs. Some species, despite low final coverage, developed slowly and constantly, showing that the speed of coverage development and the colonisation of ecological niches varies for each species; this depends mostly on stress tolerance and ecological characteristics (Benvenuti, 2014). In order to obtain greater cover with those species which displayed low development, it is advisable to use higher plant density.

Notable differences in terms of coverage arise only when comparing rain fed plots with irrigated plots (regardless of the specific irrigation protocol applied). The results of this study did not achieve the official requirements established for temperate climate countries, which require a minimum coverage of 80% of the total surface (FLL, 2008) after the initial period. Given requirements are not always applicable in a Mediterranean environment, thermal and rainfall conditions are very different in the Mediterranean area compared to Northern Europe (Van Mechelen et al., 2014). In this study, irrigated ground cover species achieved higher coverage values compared to other growth forms, this could be due to morphological difference in these plants. The development of ground cover plants was mainly horizontal and they produced root systems which allowed them to spread out and multiply; sub-shrubs developed mainly in volume. Rhizomatous-herbaceous and sub-shrubs displayed minor seasonal variations and achieved lower coverage values compared to the ground cover plants. All rain fed plots resulted in a lower percentage of coverage. In order to reach a wider coverage as quickly as possible, and to achieve ornamental heterogeneity, all three growth forms should be used, with a prevalence of ground cover plants.

4.3 Flowering

Irrigation influenced the flowering of five species. The flowering period of rain fed plants, in some cases, was delayed or ended early, and they displayed a lower percentage of flowering branches. In Mediterranean environments plants often flower in spring, and occasionally a new outbreak is expected in autumn. The evaluation of the percentage of flowering branches for each plant and of their flowering period makes it possible to analyse responses to stress conditions, but these parameters do not include the size of the plant, making it difficult to carry out a complete aesthetic evaluation. This study provides information about species which are able to produce flowers in conditions of little to no artificial watering. The results also suggest that irrigation could be required in order to obtain even minimal flowering on Mediterranean green roofs, due to the severe summer drought.

4.4 Biomass

Final average biomass values back up most of the parameters analysed: no significant difference arises between results from the two irrigation protocols. The experimental settings may have been responsible for the fact that significant differences appeared only when comparing irrigated plots with rain fed plots: it is not possible to detect a difference in outcomes between the two minimal irrigation protocols, although it is possible to compare their results with the rain fed outcome. A study carried out in a Mediterranean-Australian climatic zone obtained similar results: plants with similar irrigation protocols did not present any difference in their final biomass (Williams et al., 2010). In terms of species, five out of nine displayed significant differences in total biomass values, and four species also displayed significant differences in their root systems between irrigated and rain fed plots. The ratio between root biomass and upper portions did not present significant differences between one irrigation protocol and another, apart from two species (*Frankenia laevis* e *Limonium virgatum*), suggesting that biomass was distributed homogeneously between roots and upper parts. On the other hand, a study carried out by Farrell et al. (2013) on the possibility of using species which grow on a thin granite substrate, observed that most species responded to water shortages by increasing the supply to the roots and reduced their leaf surface area.

4.5 Species

The analysis of single species shows that *Centranthus ruber* employs a strategy that causes a reduction of the shoot system during winter and a greater vegetative growth in spring, coinciding with the season where no water was supplied although the reduced water supply in summer affected coverage, which decreased in plants receiving 20% of ET₀ and in rain fed plants. Flowering also suffered a negative effect in rain fed plants, whose flowering duration was shortened by one month. A study carried out in Tuscany, Italy (Benvenuti & Bacci, 2010) using *Centranthus ruber* on an igroperlite®substrate at different depths (15 cm and 20 cm), obtained a coverage

of 62% and 100% respectively. This species is well adapted to Mediterranean conditions. The high mortality rate of rain fed *Frankenia laevis*, and variations in its coverage throughout the seasons, show the high dependence of this species on irrigation. *Armeria maritima* and *Iris lutescens* developed slowly, reaching minimal coverage values which remained consistent throughout the trial. Nevertheless, their mortality rate was low, making their use in green roofs advisable: increasing the density of initial planting could compensate for reduced growth. Provenzano et al. (2010), in a study carried out in Italy, confirmed these same results for *Armeria maritima*, for which they obtained a coverage of 40% along with a low growth rate on an 8 cm deep irrigated substrate, where the ground humidity was lower than 20%. *Santolina rosmarinifolia* and *Helichrysum stoechas* showed high adaptability to the Mediterranean climate, presenting little variation in coverage and low mortality rates. The growth rate of *Santolina rosmarinifolia* was not improved by the water supply, as opposed to *Helichrysum stoechas*. Papafotiou et al. (2013) have observed that two species of *Helichrysum*, tested with limited irrigation, were found to be appropriate for mediterranean green roofs. *Thymus serpyllum*, when irrigated, reached high coverage values of about 50%. This growth performance has been confirmed by two separate studies: Provenzano et al. (2010), in a Mediterranean environment, on an 8 cm deep substrate, reported coverage of 85% some months after winter transplanting; in Japan a trial was conducted on a 10 cm deep substrate, receiving 5 litres of water every two days, the coverage increased by more than 70% between May and September, reaching a final value of 90% (Takahiro et al., 2010). In this trial, rain fed plants reached 4% coverage. Irrigated plants benefitted in terms of flowering, mortality and coverage (mainly during the summer), this species therefore seems to rely on watering. Rain fed *Dymondia margaretae* did not tolerate drought, resulting in high mortality rates in summer, whereas irrigated plants of this species did not tolerate low temperatures (their leaves dried). However, it presented good vegetative growth over the following spring. This is the only species in which the root system biomass exceeded that of the shoot system; growth was limited and flowering scarce. Mortality for *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus* and *Drosanthemum floribundum* was caused by low winter temperatures, regardless of the irrigation protocol – meaning that the water supplied throughout the trial did not improve resistance. Irrigated plants of the *Limonium virgatum* species had a 100% survival rate, and little variation in flowering and coverage; growth was constant throughout the trial. Rain fed plants had a reduced flowering period (one month less compared to irrigated plants). The rosette plant structure does not allow rapid extension in coverage. However, the ability to produce viable seeds, their germination, and the survival of seedlings demonstrated efficient adaptation to the Mediterranean climate.

5. Conclusion

This study shows that some species can be used with minimal irrigation for green roofs in the Mediterranean area. The results provide indications on growth form functionality: different growth form groups responded in different ways to stresses of different seasons. Rhizomatous-herbaceous developed slowly and consistently; ground cover plants developed quickly and relied more on the water supply; sub-shrubs showed lower resistance to stresses under the present experimental conditions. *Centranthus ruber*, *Santolina rosmarinifolia*, *Helichrysum stoechas* and *Iris lutescens* performed well under the experimental conditions; the performance of *Limonium virgatum*, *Armeria maritima*, *Frankenia laevis* and *Thymus serpyllum* was good, although the results are dependent on minimal irrigation (growth in *Armeria maritima* and *Iris lutescens* was slower than in other species); *Asteriscus maritimus*, *Lotus creticus*, *Drosanthemum floribundum* and *Dymondia margaretae* failed to adapt to the experimental conditions of this trial. This study is a useful tool for the selection of plants for use in Mediterranean green roofing, providing information on survival and the development of plant types and species. An appropriate mixture of all three growth forms could be an interesting subject for future investigation, especially in relation to the amount of water required.

Acknowledgements

This paper shows partial results developed in the frame of CUMED project, which has been partially economically supported by MINECO of Spanish Government.

References

- Abram, P. (2006). *Il verde pensile in Italia e in Europa*. Milano: Il Verde Editoriale.
- Abram, P. (2011). *Verde pensile*. Pozzuoli: Sistemi Editoriali SE.
- Agencia de Ecología Urbana de Barcelona. (2010). Cobertes i Murs Verds a Barcelona. *Estudi sobre les existents, el potencial i les estratègies de implantació*. Retrieved from http://bcnecologia.net/sites/default/files/proyectos/doc_cobertes_i_murs_verds_01m2010_0.pdf
- Ajuntament de Barcelona. (2010). Els corredors verds urbans. *Exemples i criteris de disseny*. Àrea de Medi

- Ambient*. Retrieved from <http://www.sostenibilitatbcn.cat/attachments/article/123/CorredorsVerdsUrbans.pdf>
- Andersson, E. (2006). Urban landscapes and sustainable cities. *Ecology and Society*, 11(34). Retrieved from <http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art34/>
- Benvenuti, S., & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosystems*, 13, 349-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0124-129>
- Benvenuti, S. (2014). Wildflower green roofs for urban landscaping, ecological sustainability and biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, 124, 151-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.004>
- Bass, B. (2009). *Biodiversity Research Protocol*. Green Roofs for Healthy Cities – Draft Biodiversity Research Protocol. Retrieved from http://www.greenroofs.org/resources/Biodiversity_Research_on_Green_Roofs_Protocol_2009.pdf
- Brennesein, S. (2006). Space for Urban Wildlife: Designing Green Roofs as Habitats in Switzerland. *Urban Habitats*, 4(1), 27-36.
- Bretzel, F., Pezzarossa, B., Benvenuti, S., Bravi, A., & Malorgio, F. (2011). Soil influence on the performance of 26 native herbaceous plants suitable for sustainable Mediterranean landscaping. *Acta Oecologica*, 35, 657-663. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2009.06.008>
- Britz-Escribano, J. (2004). *Naturación urbana y mejora medioambiental: Cubiertas ecológicas*. Madrid: Mundi-prensa Libros.
- Buccola, N., & Spolek, G. (2011). A Pilot-Scale Evaluation of Greenroof Runoff Retention, Detention, and Quality. *Water Air Soil Pollution*, 216, 83-92. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-010-0516-8>
- Caneva, G., Kumbaric, A., Savo, V., & Casalini, R. (2013). Ecological approach in selecting extensive green roof plants: A data set of Mediterranean plants. *Plant Byosystem*, 1-10. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.819819>
- Carter, T., & Butler, C. (2008). Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. *Cities and the Environment*, 1(2), 1-17.
- Casadesús, J., Biel, C., & Savé, R. (2005). *Turf color measurement with conventional digital cameras*. Proceedings of EFITA/WCCA Joint Congress: On it in Agriculture 25-28 July 2005, Vila Real, Portugal.
- Casadesus, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, M. M., Araus, J. L., Amor, S., ... Villegas, D. (2007). Water Use Efficiency. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *Ann. Appl. Biol.*, 150, 227-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00116.x>
- Damas, O., Donvez, J., Ferrando, D., Ferre, A., Marqueyssat, P., & Delhommeau, P. (2010). *Identification of plant ranges adapted to water limited conditions of green roofs: A case study from France*. Proceedings of World Green Roof Congress: Green roofs for a changing climate, 15-16 September 2010, London, UK.
- Del Barrio, E. P. (1998). Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energy and Buildings*, 27, 179-193. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788\(97\)00029-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-7788(97)00029-7)
- Dunnett, N., Nagase, A., Booth R., & Grime, P. (2008). Influence of vegetation composition on runoff in two simulated green roof experiments. *Urban Ecosystems*, 11(4), 385-398. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0064-9>
- Farrell, C., Szota, C., Williams, N. S., & Arndt, S. K. (2013). High water users can be drought tolerant: using physiological traits for green roof plant selection. *Plant Soil*, 372(1-2), 177-193. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-013-1725-x>
- FLL, German Landscape Research, Development and Construction Society. (2008). *Guidelines for the Planning, Construction and Maintenance of Green Roofing*. Bonn, Germany.
- Gedge, D., & Kadas, G. (2005). Green roofs and biodiversity. *Biologist*, 52(3), 161-169.
- Köhler, M. (2006). Long-Term Vegetation Research on Two Extensive Green Roofs in Berlin. *Urban Habitats*, 4(1), 3-27. Retrieved from <http://www.urbanhabitats.org>
- Lundholm, J. (2006). Green roofs and facades: A habitat template approach. *Urban Habitats*, 4(1), 87-101.
- Lundholm, J., & Peck, S. W. (2008). Introduction: Frontiers of green roof ecology. *Urban Ecosystems*, 11,

- 335-337. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-008-0070-y>
- Lundholm, J., MacIvor, J. S., MacDougall, Z., & Ranalli, M. (2010). Plant Species and Functional Group Combinations Affect Green Roof Ecosystem Functions. *PLoS ONE*, 5(3), <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0009677>
- Mentens, J., Raes, D., & Hermy, M. (2005). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape Urban Planning*, 77(3), 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape and Urban Planning*, 97, 318-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape and Urban Planning*, 104, 356-363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>
- Neila, F. J., Bedoya, C., Acha, C., Olivieri, F., & Barbero, M. (2008). Las cubiertas ecológicas de tercera generación: un nuevo material constructivo. *Informes de la Construcción*, 60, 15-24.
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., ... Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *BioScience*, 57(10), 823-834. <http://dx.doi.org/10.1641/B571005>
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.enbuild.2013.03.054>
- Papafotiou, M., Pergialioti, N., Tassoula, L., Massas, I., & Kargas, G. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean GreenRoof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48(10), 1327-1333.
- Provenzano, M. E., Cardarelli, M., Crasso, M., & Colla, G. (2010). *Evaluation of potential green roof plant species in a Mediterranean climate*. Proceedings of World Green Roof Congress: Green roofs for a changing climate, 15-16 September 2010, London, UK.
- Samangoei, M. (2006). *Green spaces in the sky. What role do green roofs play in a Twenty-first century city?* (Dissertation). Department of Architecture. Oxford Brookes University. Oxford.
- Scott MacIvor, J., Ranalli, M. A., & Lundholm, J. (2011). Performance of dryland and wetland plant species on extensive green roofs. *Annals of Botany*, 107, 671-679. <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcr007>
- Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33(1), 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2007.03.022>
- So-Young, P., Jin-Su, S., Hyoung-Deug, K., Kenji, Y., & Ki-Cheol, S. (2008). Effects of Interior Plantscapes on Indoor Environments and Stress Level of High School Students. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 77(4), 447-454. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.77.447>
- Takahiro, S., Michio, K., Yuichi, U., & Noboru, I. (2010). Evaluation of Growth and Green Coverage of Ten Ornamental Species for Planting as Urban Rooftop Greening. *Journal of the Japanese Society for Horticultural Science*, 79(1), 69-76. <http://dx.doi.org/10.2503/jjshs1.79.69>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape and Urban Planning*, 121, 81-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>
- Williams, N. S. G., Hughes, R. E., Jones, N. M., Bradbury, D. A., & Rayner, J. P. (2010). In G. P. Gianquinto & F. Orsini (Ed.), *The Performance of Native and Exotic Species for Extensive Green Roofs in Melbourne, Australia (Acta Hort. 881)*. Proceedings of the IInd International Conf. on Landscape and Urban Hort.
- ZinCo. (2010). Retrieved January 22, 2010, from http://www.zincgreenroof.com/EN/downloads/pdfs/ZinCo_Product_List.pdf

Copyrights

Copyright for this article is retained by the author(s), with first publication rights granted to the journal.

This is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).

APÉNDICE 2

Performance of Two Simulated Green Roofs in the Mediterranean Area

Antonio Vestrella¹, Robert Savé¹ & Carmen Biel¹

¹ IRTA (Research and Technology, Food and Agriculture Institute), Barcelona, Spain

Correspondence: Antonio Vestrella, IRTA (Research and Technology, Food and Agriculture Institute), Torre Marimon 08140 Caldes de Montbui, Barcelona, Spain. Tel: 34-934-674-040. Fax: 34-93-865-0954. E-mail: antoniostrella@gmail.com

Received: August 1, 2015 Accepted: September 2, 2015 Online Published: October 15, 2015

doi:10.5539/jas.v7n11p59

URL: <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v7n11p59>

Abstract

The green roofs sector is a relatively recent phenomenon in Mediterranean countries, meaning that as yet there is no complete understanding of which plants are suited to this particular environment. Such plants would need to be adaptable to the green roof itself as well as to the drought and intense lighting typical of a Mediterranean summer. Two simulated green roofs were planted with a variety of species and life forms and subjected to two minimal irrigation treatments and one treatment without irrigation. Mainly subshrub species were planted in one simulation, while the other contained a prevalence of groundcover species. The study looked at performance in terms of species, life forms, and simulation. We analysed flowering, mortality, frequency of planted species and of invasive species, and biomass. We took periodic measurements of cover and of the Shannon-Wiener vegetal diversity index. The groundcover species obtained a higher degree of cover, but suffered more from seasonal stresses. Both green roofs saw an increase in the abundance of a few species, leading to a simplification of the original design. Diversity and the ability to host colonising species were influenced mainly by differences in vegetational structure. Of the subshrub species, *Centranthus ruber* and *Helichrysum stoechas* performed best, while *Frankenia laevis* and *Thymus serpyllum* came top among groundcover species. In order to withstand severe drought stress, a minimal amount of irrigation was found to be necessary. Our study demonstrates that it is possible to obtain good results from a Mediterranean green roof by using an appropriate combination of vegetal species with different structures and development.

Keywords: coverage, diversity, drought stress, flowering, green roofs, mortality, vegetation structure

1. Introduction

Green roofs represent an ideal opportunity to improve the urban environment. They increase biodiversity in cities (Lundholm, 2006; Oberndorfer et al., 2007; Bass, 2009), lead to reduced energy costs for the buildings on which they are installed (Liu & Baskaran, 2003; Carter & Butler, 2008; Spala et al., 2008), and by absorbing rainwater they reduce stormwater runoff and the consequent overloading of drainage systems (Liu & Minor, 2005; Mentens et al., 2006; Stovin, 2010). The green roofs sector in Northern Europe has experienced more rapid development than its Mediterranean counterpart, and yet the Mediterranean area could benefit enormously from this technology (Benvenuti & Bacci, 2010; Ekşi & Uzun, 2013; Van Mechelen et al., 2014). The delay in implementing green roofs technology is related to specific climate conditions in the Mediterranean area, including high temperatures and prolonged droughts. Global warming could see temperatures rising both locally and across the entire area, and predicted climate changes mean that the Mediterranean area could benefit from the effects of increased vegetational cover (IPCC, 2013; Sheffield & Wood, 2008).

It is reasonable to assume that these negative effects will be felt even more in cities, due to increases in energy consumption and the urban heat island effect. In many large cities, including London and Hong Kong, green roofs are seen as an important instrument in the urban planner's attempts to combat the aforementioned effects (Townshend & Duggie, 2007; Greater London Authority, 2008; Van Lennep & Finn, 2008).

In the Mediterranean area, Barcelona has for years been working on projects aimed at improving the ecological connectivity of its urban spaces. One of these projects involves the use of green roofs and walls to create urban green corridors which will preserve a link between the city and surrounding natural environments (Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona, 2010, 2011).

One important characteristic of green roofs is that they improve public perceptions of the urban environment. This addresses one of the most deeply felt problems of city living, where the lack or scarcity of natural environments transforms inhabitant's appreciation of natural processes (Benvenuti, 2014). It is predicted that urban populations will increase in future decades, leading to a reduction in the space set aside for natural areas. This reduction can in part be countered by creating green habitats on the roofs of buildings. Benvenuti (2014) has trialled the performance of a number of wild flowers typical of Mediterranean landscapes with a green roof simulation designed to evaluate their biodiversity dynamics and bio-agronomic performance, going on to propose that they be used in green roofs in order to re-establish a relationship with the natural world and its seasonal variations.

The technical and cultural challenges represented by differences in climate conditions and urban settings mean that it is fundamental that more research be carried out to identify the species which are most adaptable to green roof environments in a Mediterranean climate and at the same time are able to withstand possible water shortages in the future. There have been a number of studies on the development of green roof vegetation over reasonably long periods, many of them concluding that plant diversity is dependent on the properties of the substrate (Bates et al., 2013; Thuring & Dunnett, 2014). Other studies have identified a relationship between the evolution of vegetation and the availability of water, as well as the depth of the substrate (Dunnett & Nolan, 2004; Getter & Rowe, 2009; Rowe et al., 2012).

The aim of this study was to analyse the performance of two simulated green roofs, each with different arrangements of plants, in a Mediterranean environment over a period of eighteen months. An arrangement of plants dominated by groundcover species and another dominated by subshrub species were each subjected to two different minimal irrigation protocols and to one protocol where the only water source was from rainfall. For the purposes of this study a number of agronomic, aesthetic, and functional parameters were recorded.

2. Materials and Methods

2.1 Study Site

The study took place between July 2010 and December 2011 at the IRTA (Institute for the Research of Food & Agricultural Technologies) in Caldes di Montbui (205 metres above sea level, 41°63'N 2°16'E), 30 km from Barcelona in Spain, along a Mediterranean coastal mountain range. Table 1 shows the principle climate data as measured during the study period, and Table 2 gives an overview of climate figures for the twenty years preceding this study.

Table 1. Monthly averages for the principle meteorological parameters during the study period (July 2010-December 2011) recorded at the Caldes de Montbui weather station (Barcelona)

	Temp. (°C)			Rainfall (mm)	Et _o (mm)
	Mean	Min. recorded	Max. recorded		
July 2010	25.1	16.9	35.6	37.9	166.7
August 2010	23.5	14.6	37.9	47.3	141.5
September 2010	19.9	10.8	31.4	82.6	92.3
October 2010	14.9	1.5	25.9	136.5	64.6
November 2010	9.1	-2.5	22.9	15.3	38.5
December 2010	6.4	-4.4	20.0	47.7	25.3
January 2011	6.5	-6.3	19.7	28.8	31.3
February 2011	7.7	-2.2	21.1	16.1	41.4
March 2011	9.9	-1.3	21.6	193.0	64.5
April 2011	14.8	4.9	29.9	31.3	103.3
May, 2011	17.8	7.0	31.2	67.4	138.8
June 2011	20.1	10.2	31.9	70.3	134.1

July 2011	21.7	12.7	31.9	88.2	131.4
August 2011	23.4	13.8	34.6	10.4	146.5
September 2011	21.3	9.5	30.9	4.8	110.5
October 2011	16.7	4.5	31.7	69.3	73.5
November 2011	12.7	2.5	20.9	190.7	30.4
December 2011	7.4	-2.4	16.7	1.0	30.4

Table 2. Average climate figures recorded over a twenty years period at the study site* (average for each year from 1991 to 2010)

Year	Temp. (°C)			Rainfall (mm)	ET ₀ (mm)	Number of rainy days	Number of days < 0 °C
	Mean	Max	Min				
1991	13.2	19.3	7.6				
1992	13.9	20.1	8.5	688.8	596.5	157	39
1993	13.9	20.3	8.4	625.0	816.3	179	41
1994	14.9	21.6	8.8	607.4	871.9	144	36
1995	14.7	21.1	8.7	520.8	803.4	163	21
1996	11.1	16.0	6.2	953.8	757.8	180	41
1997	15.1	21.6	9.3	592.7	838.2	141	15
1998	14.4	21.1	8.4	471.8	886.5	119	42
1999	14.5	21.3	8.4	473.6	806.1	119	50
2000	14.7	21.4	8.7	542.6	799.1	145	30
2001	15.0	21.7	8.9	280.4	877.3	143	32
2002	14.7	21.1	8.9	656.6	845.5	160	17
2003	15.4	22.0	9.4	551.6	882.0	138	36
2004	14.5	21.2	8.5	497.0	758.4	133	39
2005	14.1	20.9	8.0	611.0	925.2	140	83
2006	15.4	22.2	9.4	682.0	890.6	137	36
2007	15.1	22.4	9.0	405.3	806.6	71	23
2008	14.8	21.5	9.0	741.0	988.3	112	18
2009	15.2	22.1	9.2	541.9	1065.0	96	21
2010	14.2	15.6	12.9	743.0	998.5	29	21

Note. * data from the Caldes de Montbui weather station (MeteoCat <http://www.meteo.cat/servmet/radar/>).

2.2 Green Roof System

Each of the two simulated green roofs was planted with different combinations of species: one contained a majority of groundcover species, the other mostly subshrubs. Each green roof had a surface area of 54 m² divided into nine subplots measuring 6 m² each, three subplots for each irrigation treatment. Firstly the base of the structure was covered with a root barrier membrane and a polyethylene mat which served as a foundation upon which to build a ZinCo[®] system for extensive green roofs. The base layer of the system was an SSM 45 protection mat with an approximate water absorption capacity of 5 l/m². The protection mat was covered with a Floradrain[®] FD 25-E drainage and water storage element made of thermoformed recycled polyethylene with a storage capacity of approximately 10 l/m². The third layer was an SF thermally strengthened filter sheet made of polypropylene, followed by a 'Floral' type Zinco terra substrate (ZinCo Product List).

The floral substrate had an organic material content of approximately 5%, a bulk density value of 0.9, and 66% total porosity. pH values varied between 8.08 and 8.29 while electrical conductivity values ranged from 156.1 to

155.9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (microSiemens/cm).

2.3 Experimental Design and Plant Selection

The number, arrangement and selection of species in each simulation were based on results obtained from a previous study carried out under the same conditions which analysed various parameters including coverage trend, biomass, and mortality (Vestrella et al., 2015). The experiment was performed using groundcover and subshrub species. Three plots were planted for each of the three irrigation protocols for a total of nine plots. Each of the nine main plots had a surface area of 12 m² which was divided into two sub-plots of 6 m² each (2 × 6 m). 61 plants representing 8 species were planted in each subshrub subplot, resulting in a density of 10 plants per square meter. 59 plants of 6 species were planted in each groundcover subplot, resulting in a density of 10 plants per square meter. The placement of the species was the same for every plot in each irrigation protocol. Plants in the subshrub subplots were placed randomly, although care was taken to ensure that each square metre contained at least one plant of each species. In the groundcover species subplots the plants were arranged in a grid, where one of two groundcover species (*Dymondia margaretae* and *Frankenia laevis*) was planted at each intersection of the grid. Another four species were planted inside the grid squares. Table 3 provides a list of the species used in the two green roof simulations, figure 1 shows the arrangement and layout of the plants.

Table 3. Species used in the two green roof simulations with number of plants for each species and common English names

Green roof with subshrubs		Green roof with groundcover	
Species	Number of plants	Species	Number of plants
<i>Helichrysum stoechas</i> (L.) Moench Common shubby everlasting	10	<i>Frankenia laevis</i> L. Sea heath	17
<i>Santolina rosmarinifolia</i> L. Green lavender cotton	10	<i>Dymondia margaretae</i> Compton Silver carpet	18
<i>Drosanthemum floribundum</i> (Haw.) Schwantes. Pale dew-plant	5	<i>Limonium virgatum</i> (Willd.) Fourr. Violeta sea lavender	6
<i>Armeria maritima</i> (P. Mill.) Willd. Sea thrift	11	<i>Thymus serpyllum</i> L. Breckland Thyme	6
<i>Lotus creticus</i> L. Creta trefoil	5	<i>Drosanthemum floribundum</i> (Haw.) Schwantes Pale dew-plant	6
<i>Centranthus ruber</i> (L.) DC. Red valerian	5	<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less. Sea daisy	6
<i>Asteriscus maritimus</i> (L.) Less. Sea daisy	5		
<i>Iris lutescens</i> Lam. Crimean iris	10		
Total: 61		Total: 59	

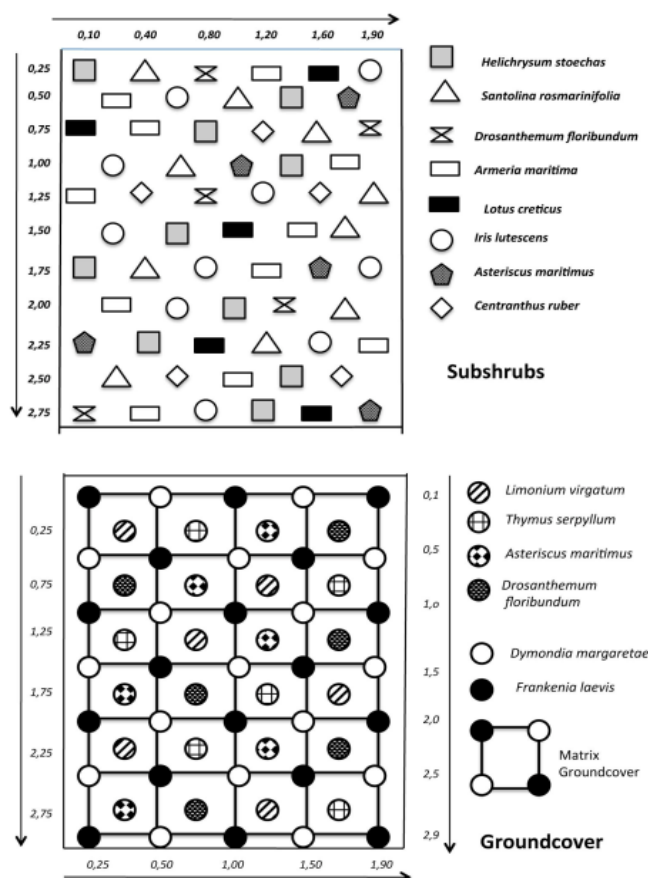


Figure 1. Arrangement of plants according to species, showing layout and distances

2.4 Irrigation

Three different irrigation protocols were used: rainfed (no use of artificial irrigation, 0% ET_0); resupply of 20% of water lost to potential evotranspiration (20% ET_0); and resupply of 40% of the same (40% ET_0). Potential evotranspiration (ET_0) was calculated at the Caldes de Montbui weather station two hundred metres from the study site. Each week a calculation was made of how much water to supply to the plants by subtracting the total amount of precipitation during the previous week from the total value of ET_0 . The resulting amount of water was distributed evenly throughout the week. Water was supplied by drip emitting tubes placed on the surface of the soil. The tubes were placed at a distance of 40 cm from each other and had a diameter of 16 mm with a flow rate of 22.8 litres $m^{-2} hour^{-1}$.

2.5 Green Roof Measurements

The following parameters were measured: percentage of mortality, vegetational cover of soil, flowering, final biomass of roots and of upper sections. Vegetational diversity trends were calculated, as well as the presence of single species throughout the trial, taking into account colonising species as well as those which were intentionally planted. Measurements were taken for each individual species and for the green roof as a whole.

Plant mortality was recorded each month. Plants without living stems or leaves were considered dead even though they were left in place so as to observe any appearance of new shoots.

Green cover was measured using a Nikon EOS 500 digital camera mounted on a tripod, and a laptop computer running the Greenpix software developed by the IRTA (Institute for Food and Agricultural Research and Technology) for the analysis of digital imagery (Casadesús et al., 2005, 2007). The green roof was photographed once a month using an 18 mm lens mounted on a tripod arm 2.5 m from the ground. The camera was connected to a laptop running Nikon EOS software, making it possible to remotely adjust the image and activate the shutter. Diaphragm aperture remained constant throughout, and the photographs were taken between 11am and 2pm so as to avoid long shadows.

The images were then processed with the Greenpix software. This software makes it possible to identify colour

variations between pixels within a 0° to 180° hue range. It is possible within this range to calculate the number of yellow, green, and brown pixels and the percentage of total pixels represented by each colour. The surface area represented by each pixel was calculated and translated into square centimetres so as to obtain the total surface area for each plant colour.

Total plant cover surface was calculated by identifying all pixels between 40° and 180°, equivalent to green and some brown tones.

Duration of flowering was calculated for each green roof and for all species by making monthly observations during the first year and every fifteen days from April to October of the second year. Biomass was measured on completion of the study period by removing the plants from the soil, cleaning them, and placing them in a ventilated oven at 65° centigrade for seven days. Roots and upper sections were then weighed separately.

The presence of each species in the green roofs was measured every two months by superimposing a grid onto the photographs used to measure vegetational cover. Photoshop CS was used to place a grid of 96 nodes on a photograph of each of the three repetitions of irrigation treatments. The species of plants present at each node, or grid intersection, were recorded. Species identifications made using the photographs was then verified on site.

The results thus obtained made it possible to calculate the presence of each species in each subplot, as well as the presence of colonising species in order to understand how they influenced the evolution of the two green roofs. We were likewise able to calculate the diversity index by applying the Shannon Wiener formula:

$$Diversity (H') = -S(ni/N) \times \ln(ni/N) \quad (1)$$

This index is based on the amount of species in each subplot (richness) and the number of plants of each species (abundance). The index is relative and indicates the degree of difference or similarity between different specimens. In our study the values recorded in July 2010 represent the initial values, or those which correspond to vegetational diversity at the moment of planting in the two green roofs. The initial value of the subshrubs section was higher because a greater number of species were planted (Table 3).

2.6 Statistical Analysis

The experiment was a factorial design with three factors: irrigation treatment, sampling date and subplot. The mixed model used for analysing the plant cover in each green roof included the following fixed effects: sampling date, irrigation treatments and the interaction between sampling date and irrigation, whereas the random effects were subplots and the interaction between subplot and irrigation. Three levels were set for irrigation, seventeen for sampling date and three for the subplots. The Tukey pairwise comparison post-hoc test was used to identify mean values that were different with a probability of 0.05 or less in the main factors (irrigation and sampling date). To compare irrigation treatments for a single sampling date, a slice was performed on the interaction by sampling date when interactions were significant. The analysis was carried out using the SAS 9.4 software. Average mortality rates, total cover, and biomass for each irrigation treatment and both green roof simulations were compared using the Tukey Kramer HSD test and JMP 10 software.

3. Results

3.1 Mortality

Figure 2 shows mortality trends throughout the study period. The highest final mortality rates in both green roofs were registered for the areas with no artificial irrigation. There were no significant differences in average mortality rates between the three different irrigation treatments in the subshrub green roof. For the groundcover green roof, average mortality rates in the irrigated sections were significantly (significance level $P < 0.05$) different from those of the plants which received no irrigation (Table 4).

Table 4. Average mortality percentages throughout the entire study period for the three irrigation treatments (0%, 20% and 40% ET_0) in both green roofs (subshrubs and groundcover). Comparison between average percentages was made using the Tukey-Kramer HSD Test (significance level $P < 0.05$). Significant differences in data are represented by different alphabetical letters

	Subshrubs	Groundcover
0% ET_0	47,397 A	47,352 A
20% ET_0	41,632 A	24,833 B
40% ET_0	41,014 A	21,529 B

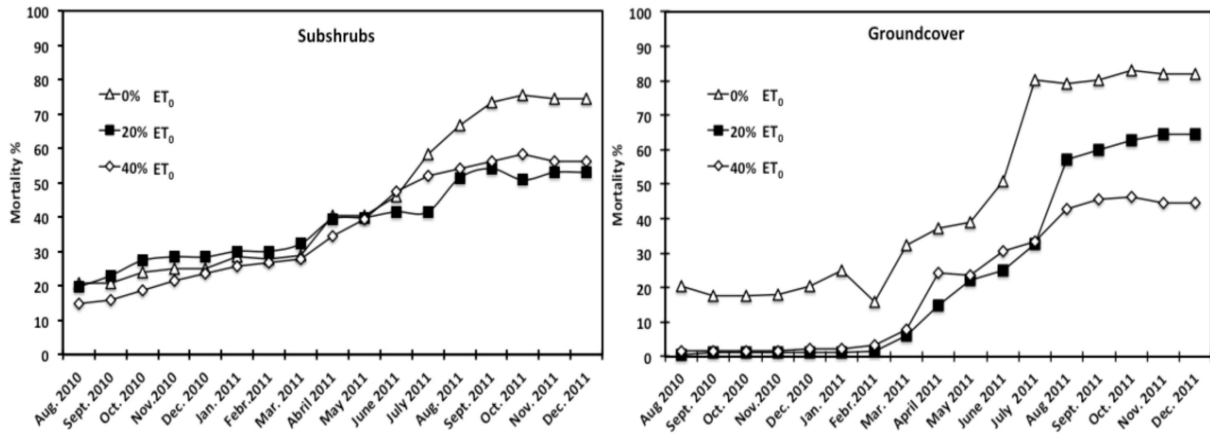


Figure 2. (2a. Subshrubs; 2b. Groundcover) Mortality percentages for the two green roofs between August 2010 and December 2011 for 0%, 20% and 40% ET_0 irrigation treatments

3.2 Vegetation Cover

In the green roof containing subshrub species, soil cover increased from April 2011 in the irrigated plots, while soil cover of the plants which received no irrigation began to fall after June 2011 (Figure 3a).

In the green roof simulation containing groundcover species, soil cover was at its highest in the summer and autumn months for the irrigated plots (Figure 3b). Non-irrigated plants in both simulations achieved a lower soil coverage. The green roof with groundcover species showed wider variations in cover than the green roof with subshrub species, particularly during winter months.

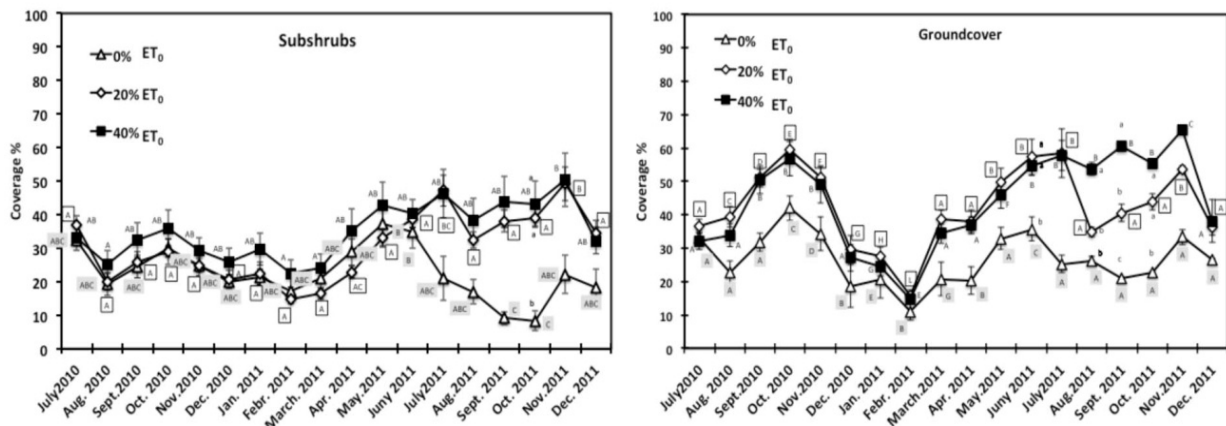


Figure 3. (3a. Subshrubs; 3b. Groundcover). Evolution of cover (percentages \pm SE) between July 2010 and December 2011 for the three irrigation treatments of 0%, 20% and 40% ET_0 in the two green roof simulations (groundcover and subshrubs). Different upper-case letters indicate significant differences between one data collection date and another for the same irrigation treatment. Different lower-case letters indicate significant difference between different irrigation treatments for the same data collection date (significance level $P < 0.05$)

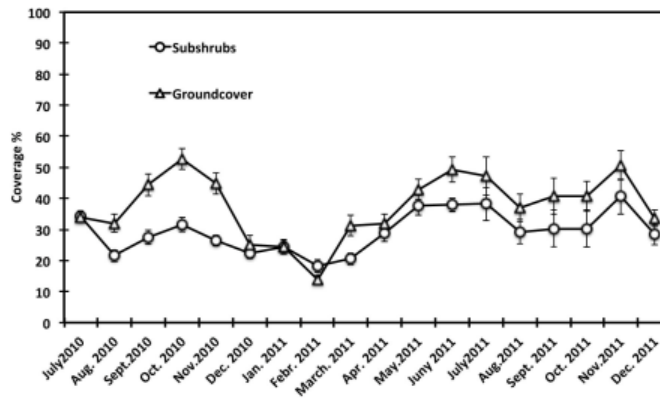


Figure 4. Evolution of cover (percentages ± SE) between July 2010 and December 2011 for the two green roofs (groundcover and subshrubs). Each value represents an average of all three irrigation treatments 0%, 20% and 40% ET₀

A comparison between vegetation cover in the two green roofs, made through monthly observations of average values of all three irrigation treatments reveals higher increases for the groundcover species (Figure 4).

3.3 Flowering

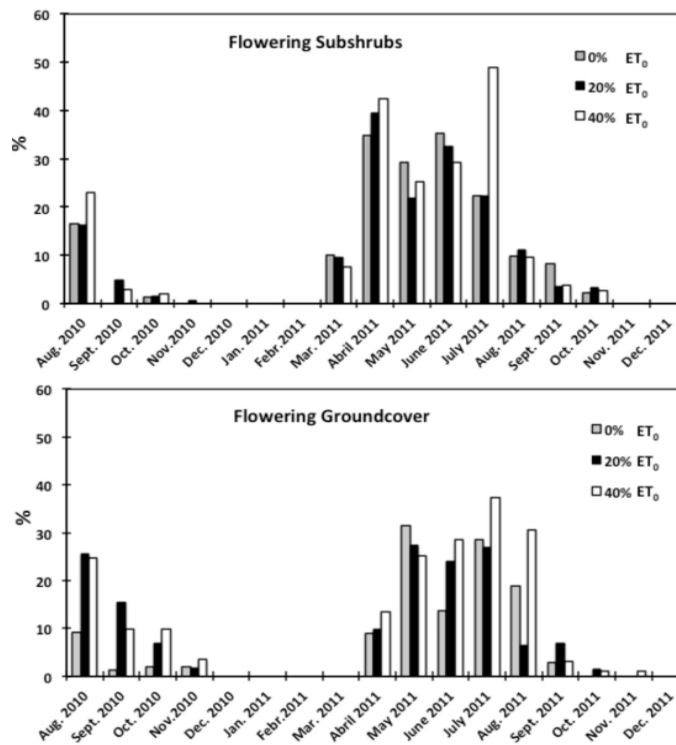


Figure 5. (above: Subshrubs below: Groundcover) Flowering rates for the three irrigation treatments (0, 20 and 40% ET₀) from August 2010 to December 2011. Values were calculated monthly for the total number of living plants

Flowering in the two green roofs was more intense and prolonged in the 40% ET₀ irrigated plots, especially during the hottest period. Flowering of the groundcover species lasted until August while that of the subshrub species ended in July (Figures 5a and 5b).

Table 5 shows the flowering results for each species in the two simulations and total duration of flowering in months.

Table 5. Evolution of flowering during the study period. Each value indicates the number of plants in bloom for each species and for each irrigation treatment (0, 20 and 40% ET₀) from August 2010 to December 2011 for the two green roof simulations (Subshrubs above - Groundcover below). The column on the right shows the total number of months of flowering

		Aug. 2010	Sept. 2010	Oct. 2010	Nov. 2010	Dec. 2010	Jan. 2011	Febr. 2011	Mar. 2011	Abril 2011	May 2011	June 2011	July 2011	Aug. 2011	Sept. 2011	Oct. 2011	Nov. 2011	Dec. 2011	TOT. MONTHS
SUBSHRUBS																			
<i>Armeria maritima</i>	0%ET ₀	10							6	14	6	1							5
	20%ET ₀	10							4	26	3	2							5
	40%ET ₀	18							4	24	1		2	1					6
<i>Asteriscus maritimum</i>	0%ET ₀	6								5	6		1						4
	20%ET ₀	6	6	2						7	5	4	3	3					8
	40%ET ₀	9	1	2						7	7	4	2		1				8
<i>Centranthus ruber</i>	0%ET ₀	2		2						9	9	5	4	6	2				8
	20%ET ₀	2	1							6	11	4	6	7	3	2			9
	40%ET ₀	2	3	1						5	9	2	5	4	1	1			10
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0%ET ₀																		0
	20%ET ₀									2									1
	40%ET ₀									1			5						1
<i>Helichrysum stoechas</i>	0%ET ₀	6								4	4	23	12		2	1			7
	20%ET ₀	6								3	5	25	15			1			6
	40%ET ₀	7								4	9	19	10	3	1	1			8
<i>Iris lutescens</i>	0%ET ₀								7										1
	20%ET ₀				1				8										2
	40%ET ₀								6				4						2
<i>Lotus creticus</i>	0%ET ₀																		0
	20%ET ₀																		0
	40%ET ₀												5						1
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	0%ET ₀									6	7	6							3
	20%ET ₀																		-
	40%ET ₀									10	2	3	10						4
GROUNDCOVER																			
<i>Limonium virgatum</i>	0%ET ₀	8	2									2	4	1					5
	20%ET ₀	16	13										14	12	3				5
	40%ET ₀	15	7	7									10	17	11				6
<i>Thymus serpyllum</i>	0%ET ₀	2	0	2	3							4	3	4					6
	20%ET ₀	15	10	6	2					1		7	17		2				8
	40%ET ₀	16	10	10	6					4		15	18	14					8
<i>Asteriscus maritimus</i>	0%ET ₀	3	0	1						9	11	6	3	2	1				8
	20%ET ₀	14	4	6	1					13	15	11	3	2	2	1			11
	40%ET ₀	12								13	14	9	9	6	3	1	1		9
<i>Drosanthemum floribundum</i>	0%ET ₀									1									1
	20%ET ₀									1	1								2
	40%ET ₀									1	1								2
<i>Dymondia margaretae</i>	0%ET ₀																		-
	20%ET ₀																		-
	40%ET ₀																		-
<i>Frankenia laevis</i>	0%ET ₀										23								1
	20%ET ₀														1				2
	40%ET ₀											19	1						2

3.4 Biomass

There were no significant differences in biomass between different irrigation treatments in the two simulations. Groundcover species revealed a greater biomass than that of the subshrubs (Table 6).

Table 6. Dry biomass weight values (\pm SE) of different plant parts for each irrigation treatment (0, 20 and 40% ET_0). Each value is calculated for the total number of living plants. The number of living plants is shown in the first column. Average values not associated with the same letter are significantly different at $p < 0.05$ (Test Tukey Kramer HSD)

Irrigation	N° plants	Aboveground (g)		Roots (g)		Total (g)	
		Total	Mean	Total	Mean	Total	Mean
GROUNDCOVER 0% ET_0	14	1097,2	78,4 \pm 40,9 A	331,1	23,6 \pm 11,7 A	1428,2	102,0 \pm 52,2 A
GROUNDCOVER 20% ET_0	18	2487,0	138,2 \pm 49,2 A	371,5	20,6 \pm 5,5 A	2858,5	158,8 \pm 53,9 A
GROUNDCOVER 40% ET_0	32	2671,9	83,5 \pm 26,3 A	748,0	23,4 \pm 5,7 A	3419,9	106,9 \pm 31,5 A
SUBSHRUBS 0% ET_0	23	135,7	5,9 \pm 1,5 A	98,9	4,3 \pm 1,1 A	234,6	10,2 \pm 2,2 A
SUBSHRUBS 20% ET_0	49	1129,1	23,0 \pm 5,6 A	418,2	8,5 \pm 1,8 A	1547,3	31,6 \pm 6,8 A
SUBSHRUBS 40% ET_0	43	1212,2	28,2 \pm 8,6 A	229,8	5,3 \pm 0,9 A	1442,1	33,5 \pm 9,4 A

3.5 Plant Diversity

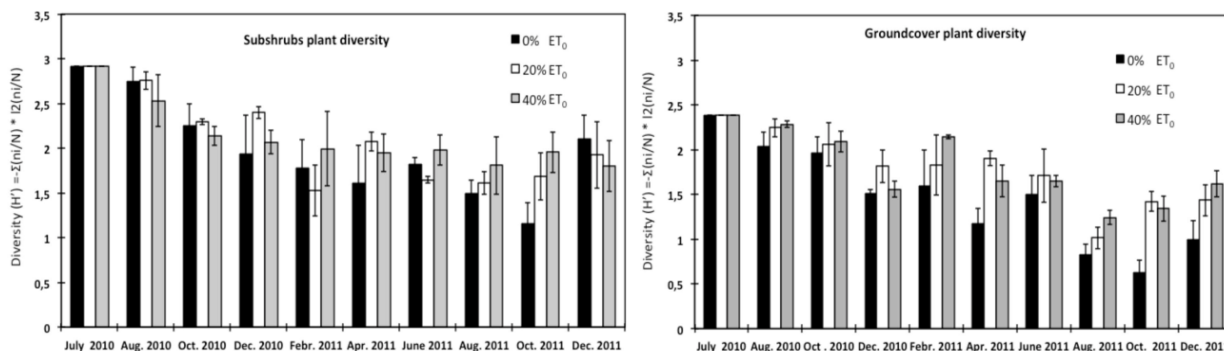


Figure 6. (6a. Subshrubs; 6b. Groundcover) Plant diversity trends calculated with the Shannon Wiener index for three irrigation treatments (0, 20 and 40% of ET_0) from August 2010 to December 2011. Data was retrieved twice monthly beginning in July 2010

Figure 6 shows plant diversity trends for both green roofs calculated with the Shannon Wiener index (H') throughout the entire trial period. In both trials diversity rates fell with respect to the initial values, especially for the non-irrigated plots (with exceptions among the subshrub species).

3.6 Species Presence

Tables 7 and 8 show the evolution of the presence of all plant species in the two trials throughout the study period. In the subshrubs trial there was a reduction in the number of planted species for all irrigation treatments.

Table 7. Presence rate (% \pm SE) of all species for three irrigation treatments (0, 20 and 40% ET₀) from August 2010 to December 2011 calculated for the subshrubs simulation green roof. The data was collected twice monthly for species planted at the beginning of the trial and for colonising species. Data was collected from July 2010

		July 2010	Aug. 2010	Oct. 2010	Dec. 2010	Febr. 2011	Apr. 2011	June 2011	Aug. 2011	Oct. 2011	Dec. 2011	
<i>Armeria maritima</i>	planted	0%ET ₀	11,5	2,4 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7			
		20%ET ₀	11,5	3,8 \pm 2,1	0,7 \pm 0,7		0,3 \pm 0,3	1,0 \pm 0,6				
		40%ET ₀	11,5	1,4 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	1,0 \pm 0,6	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3
<i>Asteriscus maritimus</i>	planted	0%ET ₀	5,2	3,1 \pm 1,2	3,1 \pm 2,2	2,4 \pm 1,5		1,4 \pm 1,4	1,4 \pm 1,4	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3
		20%ET ₀	5,2	5,6 \pm 1,3	5,2 \pm 3,7	5,9 \pm 2,3		3,5 \pm 1,9	2,8 \pm 2,8	2,8 \pm 2,8	1,4 \pm 1,4	2,8 \pm 2,3
		40%ET ₀	5,2	3,8 \pm 0,9	4,9 \pm 1,3	3,5 \pm 0,3	1,4 \pm 0,7	1,4 \pm 0,3	1,7 \pm 0,9		1,7 \pm 0,9	0,7 \pm 0,7
<i>Centranthus ruber</i>	planted	0%ET ₀	5,2	4,5 \pm 1,7	9,0 \pm 4,9	6,3 \pm 3,1	1,7 \pm 0,3	6,9 \pm 3,4	16,7 \pm 7,4	16,7 \pm 3,7	7,3 \pm 3,0	8,0 \pm 3,0
		20%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,7	7,3 \pm 1,8	4,5 \pm 1,9	1,0 \pm 0,6	9,7 \pm 3,1	13,2 \pm 2,8	11,1 \pm 4,0	16,0 \pm 4,5	12,5 \pm 5,8
		40%ET ₀	5,2	4,9 \pm 1,3	5,9 \pm 3,0	3,1 \pm 3,1	1,0 \pm 0,6	4,9 \pm 1,8	4,9 \pm 1,8	2,4 \pm 0,9	3,5 \pm 0,7	2,4 \pm 0,3
<i>Drosanthemum floribundum</i>	planted	0%ET ₀	5,2	4,9 \pm 0,3	6,6 \pm 0,9	0,7 \pm 0,7	4,5 \pm 1,7	1,0 \pm 1,0	0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,7	3,8 \pm 1,3	1,4 \pm 0,9	2,1 \pm 0,0					
		40%ET ₀	5,2	4,5 \pm 0,3	2,8 \pm 1,8	0,0 \pm 0,0	4,5 \pm 1,5					
<i>Helichrysum stoechas</i>	planted	0%ET ₀	10,4	2,4 \pm 0,9	2,8 \pm 0,9	2,8 \pm 0,9	4,2 \pm 1,2	7,6 \pm 3,9	12,5 \pm 3,9	8,0 \pm 4,6	3,5 \pm 1,9	2,8 \pm 0,9
		20%ET ₀	10,4	6,3 \pm 0,6	5,9 \pm 1,3	5,6 \pm 0,9	8,3 \pm 1,0	13,5 \pm 0,0	18,4 \pm 0,9	17,4 \pm 0,9	14,2 \pm 6,8	10,1 \pm 4,0
		40%ET ₀	10,4	4,2 \pm 0,6	2,4 \pm 0,9	4,2 \pm 0,6	3,1 \pm 1,2	3,8 \pm 1,5	13,9 \pm 2,8	15,6 \pm 2,6	16,0 \pm 0,3	12,2 \pm 1,9
<i>Iris lutescens</i>	planted	0%ET ₀	10,4	2,8 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	1,7 \pm 0,9	1,0 \pm 0,6			1,0 \pm 0,6
		20%ET ₀	10,4	1,7 \pm 1,6		2,1 \pm 2,1	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,3		0,3 \pm 0,3	
		40%ET ₀	10,4	1,4 \pm 0,9		2,1 \pm 1,0	1,0 \pm 0,6	2,1 \pm 1,0	0,7 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7
<i>Lotus creticus</i>	planted	0%ET ₀	5,2	3,8 \pm 0,7	4,9 \pm 1,5	5,9 \pm 2,4			0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀	5,2	5,2 \pm 0,6	9,4 \pm 1,6	3,5 \pm 0,3						
		40%ET ₀	5,2	5,6 \pm 0,3	10,1 \pm 1,3	9,0 \pm 3,1		6,9 \pm 6,9				
<i>Santolina rosmarinifolia</i>	planted	0%ET ₀	10,4	7,6 \pm 4,0	10,4 \pm 6,3	8,3 \pm 5,9	9,4 \pm 7,4	13,5 \pm 9,7	8,3 \pm 8,3	2,4 \pm 2,4		
		20%ET ₀	10,4	6,6 \pm 3,5	1,4 \pm 1,4	1,7 \pm 1,3	0,7 \pm 0,7	0,7 \pm 0,7				
		40%ET ₀	10,4	14,9 \pm 6,1	18,1 \pm 7,3	15,6 \pm 5,9	13,9 \pm 5,3	17,7 \pm 3,7	11,8 \pm 11,8	5,6 \pm 5,6		
<i>Conyza bonariensis</i>	colonizing	0%ET ₀							0,3 \pm 0,3			
		20%ET ₀					0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7	0,3 \pm 0,3	2,1 \pm 1,0	1,7 \pm 1,3	
		40%ET ₀						1,0 \pm 0,6	5,9 \pm 2,8	10,8 \pm 2,7	4,5 \pm 2,3	
<i>Frankenia laevis</i>	colonizing	0%ET ₀								0,3 \pm 0,3	0,5 \pm 0,5	
		20%ET ₀								0,3 \pm 0,3	0,3 \pm 0,3	
		40%ET ₀									0,3 \pm 0,3	
<i>Graminies spp</i>	colonizing	0%ET ₀							0,3 \pm 0,3	0,7 \pm 0,7		
		20%ET ₀										
		40%ET ₀										
<i>Lactuca perennis</i>	colonizing	0%ET ₀									5,2 \pm 3,0	
		20%ET ₀										
		40%ET ₀										

<i>Oxalis corniculata</i>	colonizing	0%ET ₀								1,0 ±1,0	
		20%ET ₀								2,4 ±1,3	
		40%ET ₀									
<i>Sonchus oleraceus</i>	colonizing	0%ET ₀	0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	1,7±1,7				3,5 ±2,1	
		20%ET ₀		1,4 ±1,4	0,3 ±0,3	2,1±1,0					
		40%ET ₀		0,3 ±0,3			2,3±0,8	1,0 ±1,0	1,7 ±1,7	2,1 ±2,1	
<i>Thymus serpyllum</i>	colonizing	0%ET ₀				0,7 ±0,7	3,1±1,2	1,7 ±0,9			
		20%ET ₀				2,1±1,2	9,0±5,8	14,6 ±6,8	20, ±10,7	17, ±10,1	
		40%ET ₀		0,3 ±0,3	4,9 ±4,4	12,8 ±6,7	23,6±10,2	29,2±10,7	25, ±14,2		

At the end of the trial the species with highest survival rates were *Centranthus ruber* and *Helichrysum stoechas* along with small quantities of other surviving species, mostly in the 40% ET₀ plot.

In the non-irrigated portions of the groundcover green roof the reduction of species became more severe from June 2011. The surviving species at the end of the trial were *Frankenia laevis*, *Asteriscus maritimus* and *Thymus serpyllum*.

Among the irrigated plants the highest presence values were achieved by *Thymus serpyllum* and *Frankenia laevis* and to a lesser degree by *Asteriscus maritimus*. A minimal presence of other species was also observed. Plant presence values were higher in the 40% ET₀ irrigated plots.

Colonising plants in the subshrubs green roof saw an increased presence from April 2011. Throughout the study period seven species were counted in the non-irrigated subplots. Five species were counted in the 20% ET₀ plots and 4 in the 40% plots. *Thymus serpyllum* was the species which reached the highest level of presence in the 20% and 40% ET₀ plots. The abundance of this species could be due to transfer from the nearby groundcover green roof.

The presence of colonising species in the groundcover green roof was minimal both in terms of number of species and in terms of presence: three species were observed in the non irrigated plots and in the 40% ET₀ plots, and two species were observed in the 20% ET₀ plots.

Table 8. Presence rate (% ± SE) of all species for three irrigation treatments (0, 20 and 40% of ET₀) from August 2010 to December 2011 calculated for the groundcover simulation green roof. The data was collected twice monthly for species planted at the beginning of the trial and for colonising species. Data was collected from July 2010

		July 2010	Aug. 2010	Oct. 2010	Dec. 2010	Febr. 2011	Apr. 2011	June 2011	Aug. 2011	Oct. 2011	Dec. 2011	
<i>Asteriscus maritimus</i>	planted	0%ET ₀	6,3	3,8 ±0,7	4,2 ±0,6	3,5 ±0,3	0,3 ±0,3	2,8 ±1,5	2,8 ±1,5	1,0 ±0,6	0,7 ±0,3	1,0 ±1,0
		20%ET ₀	6,3	6,3 ±0,0	10,8±0,3	6,6 ±0,3	1,4 ±0,9	3,5 ±1,3	3,1 ±2,2	1,0 ±1,0	3,1 ±1,6	2,4 ±0,9
		40%ET ₀	6,3	4,9 ±1,5	6,9 ±2,3	6,3 ±1,0		4,5 ±1,5	5,6 ±0,9	6,3 ±1,8	6,3 ±2,2	4,9 ±1,4
<i>Drosanthemum floribundum</i>	planted	0%ET ₀	6,3	5,2 ±1,0	9,7 ±0,3	8,7 ±8,7	3,8 ±2,3	0,3 ±0,3	2,4 ±2,4			
		20%ET ₀	6,3	3,1 ±1,2	3,8 ±2,3	0,3 ±0,3	1,4 ±1,4	4,2 ±3,1	0,3 ±0,3			
		40%ET ₀	6,3	5,6 ±0,3	4,9 ±1,3		3,8 ±0,7	1,0 ±1,0				
<i>Dymondia margaretae</i>	planted	0%ET ₀	18,8	8,3 ±1,6	4,2 ±1,0	1,7 ±1,3	3,1 ±3,1				0,3 ±0,3	
		20%ET ₀	18,8	9,4 ±0,6	5,9 ±2,5	4,2 ±2,8	4,9 ±2,7	1,7 ±0,9	0,3 ±0,3			
		40%ET ₀	18,8	10,1 ±1,4	5,6 ±1,5	0,7 ±0,7	6,3 ±0,6	1,7 ±0,9	1,0 ±1,0	0,3 ±0,3		
<i>Frankenia laevis</i>	planted	0%ET ₀	17,7	20,8 ±3,1	26,4 ±4,6	24,0±3,0	6,9 ±4,4	32,6 ±7,2	24,7 ±1,8	23,3 ±0,9	19,1 ±1,5	22,9 ±1,6
		20%ET ₀	17,7	22,9 ±2,4	28,8 ±5,9	30,9 ±2,1	5,9 ±2,5	29,5 ±0,7	27,1 ±5,9	17,0 ±5,9	22,9 ±5,3	21,2 ±4,8
		40%ET ₀	17,7	22,2 ±3,9	27,4 ±5,1	33,3 ±7,1	6,3 ±2,4	31,6 ±6,4	21,2 ±2,5	19,4 ±8,2	21,2 ±7,5	19,4 ±6,1

<i>Limonium virgatum</i>	planted	0%ET ₀	6,3	0,7 ±0,7	1,0 ±0,6	1,4 ±0,7	1,0 ±0,6	1,4 ±0,9	0,7 ±0,3	0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	
		20%ET ₀	6,3	4,2 ±1,6	2,1 ±1,2	4,2 ±2,2	2,4 ±0,9	4,9 ±1,5	4,5 ±1,9		0,7 ±0,7	
		40%ET ₀	6,3	3,1 ±1,8	2,8 ±0,3	2,8 ±0,9	3,8 ±0,3	2,8 ±0,7	5,6 ±0,9	0,3 ±0,3	2,1 ±0,6	
<i>Thymus serpyllum</i>	planted	0%ET ₀	6,3	5,6 ±1,5	5,2 ±0,6	4,2 ±2,2	3,8 ±1,5	8,3 ±1,6	16,3 ±2,8	1,7 ±0,9	0,3 ±0,3	
		20%ET ₀	6,3	12,2 ±0,9	16,3 ±1,3	16,3 ±1,9	10,8 ±1,8	22,6 ±3,3	26,7 ±6,1	8,7 ±3,7	21,5 ±6,2	19,8 ±6,9
		40%ET ₀	6,3	14,6 ±1,8	19,4 ±3,3	15,3 ±3,6	12,2 ±1,3	24,3 ±0,9	36,1 ±2,1	34,0 ±4,9	35,1 ±6,0	28,5 ±3,9
<i>Conyza bonariensis</i>	colonizing	0%ET ₀							0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	1,0 ±1,0	
		20%ET ₀							2,8 ±1,5	0,7 ±0,7	2,4 ±1,3	1,0 ±0,6
		40%ET ₀								1,0 ±0,6		0,3 ±0,3
<i>Lactuca perennis</i>	colonizing	0%ET ₀									2,8 ±1,3	
		20%ET ₀										
		40%ET ₀										
<i>Sonchus oleraceus</i>	colonizing	0%ET ₀							0,3 ±0,3	0,7 ±0,7	1,0 ±1,0	1,0 ±0,7
		20%ET ₀			0,3 ±0,3			0,7 ±0,3	0,3 ±0,3	0,3 ±0,3	0,7 ±0,7	1,0 ±0,6
		40%ET ₀				0,3 ±0,3					1,0 ±0,6	1,4 ±0,3
<i>Santolina chamaecyparissus</i>	colonizing	40%ET ₀						0,7 ±0,7	1,0 ±1,0			

4. Discussion

The green roof containing groundcover species obtained a higher level of cover than the green roof with subshrub species, a situation which can be explained by structural differences between the two species groups: the subshrubs tend to develop more in terms of volume while the groundcover species grow horizontally and superficially. In the field of green roofs research, differences in biomass and foliage have been shown to have an influence on coverage, but they are also very important with regard to the improvement of the thermic and hydrological performance of a roof. Detailed in-depth studies have revealed that plants with different structures achieved different results with regard to thermic isolation and rainwater retention (Del Barrio, 1998; Jim, 2011; Nagase & Dunnett, 2012). For both green roofs irrigation was seen to have an influence on vegetation cover. The irrigated plants predictably achieved a higher degree of cover than those which were not irrigated. Higher levels of cover depended more on the number of surviving plants than on the development of individual plants, although only the groundcover species displayed significant differences in mortality between irrigated and non-irrigated plants. Biomass figures confirmed previous data, with higher values for the groundcover green roof and for the irrigated plants, with no significant differences in average values between the two irrigation treatments (20 and 40% ET₀). This suggests that the minimum amount of irrigation to provide could be somewhere between the evotranspiration percentages of the two irrigation treatments, an observation which could help to estimate the amount of water consumed by a green roof in a Mediterranean environment. All the same, our study recommends maintaining a minimum level of irrigation in order to achieve the levels of vegetation cover required by green roofs standards (FLL, 2008).

Another important element is the reduction in planted species that took place from June 2011. The subshrub species which survived after June 2011 were two suffruticose chamaephytes species: *Centranthus ruber*; *Helichrysum stoechas*, whereas the surviving groundcover species were reptant chamaephyte species: *Frankenia laevis* and *Thymus serpyllum*. The Raunkiær life-forms system, which classifies species according to the different bud placements, can be used to select mediterranean plant species appropriate for green roofs according to their principle characteristics (Caneva et al., 2013; Van Mechelen et al., 2014). This result is compatible with the general criteria proposed by Schulze et al. (2005), which cites suffruticose chamaephytes as being among the plants that display reduced transpiration. Generally, we have seen that the species which survived in our trial also performed well in numerous other studies on green roofs in a mediterranean environment.

Centranthus ruber has achieved optimal growth and cover in southern Tuscany (Benvenuti & Bacci, 2010). Good performance has been observed in Greece for two species of *Helichrysum* independently of substrate depth or irrigation (Papafotiou et al., 2013). *Thymus serpyllum* reached 85% cover a few months after planting in a

Mediterranean environment with an 8 cm deep substrate (Provenzano et al., 2010).

Helichrysum stoechas and *Thymus serpyllum* were cited as being appropriate species for Mediterranean green roofs in a study by Caneva et al. (2013).

The species that thrived in the final part of our groundcover trial did, however, display varied performances in cover and were influenced to a greater extent by seasonal stresses during the Mediterranean summers and winters. If, therefore, we wish to make a long-term plan for a green roof we should be mindful of the variability described above and the reduction in species which was observed, as well as being aware that the eighteen months of this study cannot be considered sufficient. On this subject, Rowe et al. (2012) conducted a study lasting seven years of 25 Crassulaceae species cultivated on a green roof in Michigan, and concluded that the long-term survival of stress-tolerant species often depends on the depth of the soil; plants which initially survive can later experience a reduced cover or completely disappear due to competition, climate variations, and other causes.

The importance of flowering is not only due to its aesthetic appeal, but also to the fact that it attracts insects. Our study provides precise indications on how to achieve prolonged flowering in certain species in conditions of minimal or no irrigation. Brennesein (2005) showed that a vegetation composed of *Sedum* attracted only half the number of bees that were attracted by green roofs cultivated with multiple forms of vegetation, due to a shorter flowering period which made it less useful as a provider of food. In a study by Benvenuti and Bacci (2010), eighteen of the twenty species studied in a mediterranean environment flower principally in June, and half of these species also flowered briefly in autumn.

Flowering is one of the elements that defines diversity in a green roof. Biodiversity in green roofs can, apart from flowering, be determined by the way the plants respond to heterogeneous microhabitats resulting from the site-specific microclimate (Timberlake et al., 2013).

In our study, irrigation did not seem to have any particular influence on vegetation diversity, while a larger difference was observed when comparing different life forms (groundcover and subshrubs). If we compare the development of vegetation diversity, results from the Shannon Wiener index are higher for the subshrub species than for the groundcover species. Most diversity was due to the subshrub species' slightly more complex structure and to the higher presence of colonizing species. This is facilitated by the lower surface cover rate of subshrub species which favoured germination and survival of colonising species. In the subshrubs trial a higher presence of colonising species was observed, and this did not seem to change in response to different irrigation treatments, whereas abundance did vary according to the amount of water received. Many colonising species did not achieve a sufficient presence to be judged for their aesthetic or functional characteristics, and the results tell us that it is not always possible to rely on spontaneous colonisation of green roofs to increase cover and biodiversity.

The reduction of species in the green roofs over time and the danger of seeing the development of low diversity with a small number of dominant species has already been observed (Dunnnett et al., 2008; Nagase & Dunnnett, 2010). For this reason it is important to include green roofs in a network of urban ecological connectivity, and organise a plan of agronomic management with removal and substitution of species, and the preparation of microhabitats on green roofs (Köhler, 2006).

5. Conclusions

The results of this study suggest that green roofs in the Mediterranean area are viable, although longer study periods will be necessary in order to better understand how the vegetation we have used behaves over time. Our initial findings proved that there are species which can be used in that they achieve good results in the difficult environment of Mediterranean green roofs. Different irrigation treatments resulted in differences between irrigated plants and non irrigated plants, demonstrating that a minimum level of irrigation is necessary. Both trials saw a simplification of the initial design due to a reduction in species and an increase in the abundance of the surviving species. Structural differences between the vegetation of the two trials influenced the results of the study principally in terms of diversity and the ability to host colonising species. The level of colonisation in the groundcover trial was lower than that in the subshrub trial. Aesthetic considerations which took into account parameters of cover and flowering revealed good flowering rates in those species which were present. Variations in cover were observed especially with regard to the groundcover plants, which were more affected by the seasonal stresses typical of the Mediterranean climate.

The main risk could be that of having a green roof with a small number of species and minimal diversity in vegetation and aesthetic characteristics. This problem can be overcome with a small amount of maintenance by

replacing some species over time.

The two trials and their different irrigation treatments have, throughout the duration of the study, shown a reduction in the number of species and, consequently, a reduction in flowering and diversity performance.

Acknowledgements

We would like to thank the Spanish government for their economic contributions received through the MINECO, IMPACTO, and CUMED projects.

We are also grateful for the technical support given in the field and the laboratory by Marc Ferrer, Laia Serra, Cristian Morales, Beatriz Grau, and Inma Funes, of the IRTA.

References

- Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona. (2010). *Els corredors verds urbans. Exemples i criteris de disseny*. In Catalan. Retrieved July 21, 2013, from http://www.ajsosteniblebcn.cat/corredors-verds-urbans_31473.pdf
- Àrea de Medi Ambient, Ajuntament de Barcelona. (2011). *Cobertes i Murs Verds a Barcelona. Estudi sobre les existents, el potencial i les estratègies d'implantació*. In Catalan. Retrieved July 10, 2013, from http://bcnecologia.net/sites/default/files/proyectos/doc_cobertes_i_murs_verds_01m2010_0.pdf
- Bass, B. (2009). Biodiversity Research Protocol. *Proceedings of workshop: Green Roofs for Healthy Cities – Draft Biodiversity Research Protocol*. Retrieved November 10, 2011, from http://www.greenroofs.org/resources/Biodiversity_Research_on_Green_Roofs_Protocol_2009.pdf
- Bates, A. J., Sadler, J. P., & Mackay, R. (2013). Vegetation development over four years on two green roofs in the UK. *Urban For. Urban Green, 12*, 98-108. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ufug.2012.12.003>
- Benvenuti, S., & Bacci, D. (2010). Initial agronomic performances of Mediterranean xerophytes in simulated dry green roofs. *Urban Ecosyst, 13*, 349-363. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-010-0124-9>
- Benvenuti, S. (2014). Wildflower green roofs for urban landscaping, ecological sustainability and biodiversity. *Landscape Urban Plan, 124*, 151-161. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2014.01.004>
- Brennesein, S. (2005). The Natural Roof (Project NADA). *Proceedings of Research Project Report on the Use of Extensive Green Roofs by Wild Bees*. Hochschule University of Wädenswil, November 2005.
- Caneva, G., Kumbaric, A., Savo, V., & Casalini, R. (2013). Ecological approach in selecting extensive green roof plants: A data-set of Mediterranean plants. *Plant Biosystems, 2*, 374-383. <http://dx.doi.org/10.1080/11263504.2013.819819>
- Carter, T., & Butler, C. (2008). Ecological impacts of replacing traditional roofs with green roofs in two urban areas. *Cities and the Environment, 1*, 1-17.
- Casadesús, J., Biel, C., & Savé, R. (2005). Turf color measurement with conventional digital cameras. *Proceedings of EFITA/WCCA Joint Congress On It In Agriculture*, July 25-28, 2005, Vila Real, Portugal.
- Casadesús, J., Kaya, Y., Bort, J., Nachit, M. M., Araus, J. L., Amor, S., ... Villegas, D. (2007). Water Use Efficiency. Using vegetation indices derived from conventional digital cameras as selection criteria for wheat breeding in water-limited environments. *Ann. Appl. Biol., 150*, 227-236. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7348.2007.00116.x>
- Del Barrio, E. P. (1998). Analysis of the green roofs cooling potential in buildings. *Energ. Buildings, 27*, 179-193. [http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788\(97\)00029-7](http://dx.doi.org/10.1016/s0378-7788(97)00029-7)
- Dunnett, N., & Nolan, A. (2004). The Effect of Substrate Depth and Supplementary Watering on the Growth of Nine Herbaceous Perennials in a Semi-extensive Green Roof. In R. Junge-Berberovic et al. (Eds.), *Acta Hort 643*. Proceedings of IC on Urban Horticulture. ISHS 2004. <http://dx.doi.org/10.17660/actahortic.2004.643.40>
- Dunnett, N., Nagase, A., & Hallam, A. (2008). The dynamics of planted and colonising species on a green roof over six growing seasons 2001–2006: Influence of substrate depth. *Urban Ecosyst, 11*, 373-384. <http://dx.doi.org/10.1007/s11252-007-0042-7>
- Ekşi, M., & Uzun, A. (2013). Investigation of thermal benefits of an extensive green roof in Istanbul climate. *Scientific Research and Essays*. <http://dx.doi.org/10.5897/SRE12.713>
- FLL, German Landscape Research, Development and Construction Society. (2008). *Guidelines for the Planning*,

- Construction and Maintenance of Green Roofing*. Bonn, Germany.
- Getter, K. L., & Rowe, D. B. (2009). Substrate Depth Influences Sedum Plant Community on a Green Roof. *Hortscience*, 44(2), 401-407.
- Greater London Authority. (2008). *Living Roofs and Walls Technical Report: Supporting London Plan Policy*. Published by: City Hall, The Queen's Walk London SE1 2AA. Retrieved from <http://www.london.gov.uk>
- IPCC. (2013). *Climate Change. Five Assessment Report*. Retrieved from http://www.ipcc.ch/publications_and_data/publications_and_data_reports.shtml-1
- Jim, C. Y. (2011). Effect of vegetation biomass structure on thermal performance of tropical green roof. *Landscape Ecol Eng.*, 8, 173-187. <http://dx.doi.org/10.1007/s11355-011-0161-4>
- Köhler, M. (2006). Long-Term Vegetation Research on Two Extensive Green Roofs in Berlin. *Urban Habitats*, 4, 3-26. Retrieved from <http://urbanhabitats.org>
- Liu, K., & Baskaran, B. (2003). Thermal Performance of Green Roofs Through Field Evaluation. *Proceedings of First North American Green Roof Infrastructure Conference, Awards and Trade Show*. Chicago, IL. May 29-30, 2003.
- Liu, K., & Minor, J. (2005). Performance evaluation of an extensive green roof. *Proceedings of 3rd North American Green Roof Conference: Greening rooftops for Sustainable communities* (pp. 1-11). Washington, DC. May 5-6, 2005.
- Lundholm, J. T. (2006). Green roofs and facades: A habitat template approach. *Urban Habitats*, 4, 87-101. Retrieved from <http://www.urbanhabitats.org>
- Mentens, J., Raes, D., & Hermly, M. (2006). Green roofs as a tool for solving the rainwater runoff problem in the urbanized 21st century? *Landscape Urban Plan.*, 77, 217-226. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.02.010>
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2010). Drought tolerance in different vegetation types for extensive green roofs: Effects of watering and diversity. *Landscape Urban Plan.*, 97, 318-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.07.005>
- Nagase, A., & Dunnett, N. (2012). Amount of water runoff from different vegetation types on extensive green roofs: Effects of plant species, diversity and plant structure. *Landscape Urban Plan.*, 104, 356-363. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.001>
- Oberndorfer, E., Lundholm, J., Bass, B., Coffman, R. R., Doshi, H., Dunnett, N., ... Rowe, B. (2007). Green roofs as urban ecosystems: Ecological structures, functions, and services. *Bioscience*, 57, 823-833. <http://dx.doi.org/10.1641/B571005>
- Papafotiou, M., Pergialioti, N., & Tassoula, L. (2013). Growth of Native Aromatic Xerophytes in an Extensive Mediterranean Green Roof as Affected by Substrate Type and Depth and Irrigation Frequency. *Hortscience*, 48, 1327-1333.
- Provenzano, M. E., Cardarelli, M., Crasso, M., & Colla, G. (2010). Evaluation of potential green roof plant species in Mediterranean climate. *Proceedings of World Green Roof Congress*. September 15-16, 2010, London.
- Rowe, D. B., Getter, K. L., & Durhman, A. K. (2012). Effect of green roof media depth on Crassulacean plant succession over seven years. *Landscape Urban Plan.*, 104, 310-319. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.010>
- Sheffield, J., & Wood, E. F. (2008). Global Trends and Variability in Soil Moisture and Drought Characteristics, 1950–2000, from Observation-Driven Simulations of the Terrestrial Hydrologic Cycle. *J. Climate*, 21, 432-458. <http://dx.doi.org/10.1175/2007JCLI1822.1>
- Schulze, E. D., Beck, E., & Muller-Hohenstein, K. (2005). *Plant Ecology*. Berlin/Heidelberg: Springer.
- Stovin, V. (2010). The potential of green roofs to manage Urban Stormwater. *Water and Environment Journal*, 24, 192-199. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1747-6593.2009.00174.x>
- Spala, A., Bagiorgas, H. S., Assimakopoulos, M. N., Kalavrouziotis, J., Matthopoulos, D., & Mihalakakou, G. (2008). On the green roof system. Selection, state of the art and energy potential investigation of a system installed in an office building in Athens, Greece. *Renewable Energy*, 33, 173-177. <http://dx.doi.org/10.1016/j.renene.2007.03.022>

- Thuring, C. E., & Dunnett, N. (2014). Vegetation composition of old extensive green roofs (from 1980s Germany). *Ecological Processes*, 3, 4. <http://dx.doi.org/10.1186/2192-1709-3-4>
- Timberlake, K., Carlisle, S., & Piana, M. (2013). Growing Resilience: Long-Term Plant Dynamics And Green Roof Performance. *Proceedings of Citiesalive 11th annual green & wall conference*. San Francisco, October 23-26, 2013.
- Townshend, D., & Duggie, A. (2007). *Study on Green Roof Application in Hong Kong. Final Report*. Architectural Services Department; Urbis Limited. Retrieved February 2, 2012, from http://www.researchgate.net/publication/258332717_Study_on_Green_Roof_Application_in_Hong_Kong
- Van Lennep, E., & Finn, S. (2008). *Green Roofs Over Dublin. A green roof policy guidance paper for Dublin*. Draft guidelines for DCC to develop planning directives for the incorporation of Green Roofs in new development. Retrieved August 06, 2013, from <http://www.sdcc.ie/sites/default/files/publications/dcc-green-roof-draft-guidelines-sept-2008.pdf>
- Van Mechelen, C., Dutoit, T., & Hermy, M. (2014). Mediterranean open habitat vegetation offers great potential for extensive green roof design. *Landscape Urban Plan.*, 121, 81-91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landurbplan.2013.09.010>
- Vestrella, A., Biel, C., & Save, R. (2015). An Experimental Study in Simulated Greenroof in Mediterranean Climate. *Journal of Agricultural Science*, 7(4). <http://dx.doi.org/10.5539/jas.v7n4p95>
- ZinCo. (2011). *Product List*. Retrieved August 8, 2011, from http://www.zinco-greenroof.com/EN/downloads/pdfs/ZinCo_Product_List.pdf

Copyrights

Copyright for this article is retained by the author(s), with first publication rights granted to the journal.

This is an open-access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution license (<http://creativecommons.org/licenses/by/3.0/>).