

RESTAURACIÓN DE POSIDONIA OCEANICA: PRIMEROS SIGNOS DE RECUPERACIÓN



BLANCA JORDAN PISA

*Tutor Imedeia: Jorge Terrados
Co-tutor Imedeia: Inés Castejón
Tutor UB: Marta Perez
Ciencias Ambientales*



Facultat de Biologia

Abstract

Ecological restoration is an intentional activity that initiates or accelerates the recovery of an ecosystem with respect to its health, integrity, and sustainability. (Clewel et al., 2004). Angiosperm meadows have a wide variety of epifaunal invertebrates that have a lack of secondary production (Fredette and Diaz 1986). This epifauna provides an important link between primary producers and higher trophic level taxa, including commercially important fish. (McLeod and Costello 2017). *Posidonia oceanica* is a marine phanerogam species of the family Posidoniaceae, endemic to the Mediterranean Sea. The community of *P. oceanica* is highly threatened by various activities of anthropogenic origin, (Calmet et al., 1991). In this work, we evaluated the recovery of the epifaunal community after the restoration of a *P. oceanica* meadow in the north of Mallorca. Comparisons were made in five specific habitats. We hypothesized that the meadow habitat would show a higher abundance of organisms than the plantation and bush areas. In favor of the hypothesis, this has been the case, although the epifaunal density of the other habitats is abundant.

Identificación y reflexión sobre los objetivos para el desarrollo sostenible (ODS)

Las recomendaciones emitidas en el informe “Our common future”, fueron el punto de partida de la Cumbre de Río en el 1992, donde surgió la conocida “Agenda 21”, que recoge acciones para conseguir la sostenibilidad en todas las áreas donde los humanos impactan contra el medio ambiente. Los objetivos eran diversos, pero el que pertoca a este trabajo sería el número 7: garantizar la sostenibilidad del medio ambiente.

En el 2005, la ONU hizo una reflexión crítica y se desarrollaron los objetivos para el desarrollo sostenible (ODS). Se organizan en 17 objetivos con diferentes metas cada uno y con indicadores para evaluar el proceso.

Los objetivos de desarrollo sostenible (ODS) más representados en el estudio sobre la restauración de una pradera de *P. oceanica* son los siguientes:



El objetivo 7 trata sobre la energía asequible y no contaminante, el proyecto es activo frente a modelos energéticos sostenibles.

El objetivo 13 hace referencia al compromiso voluntario en la lucha contra el cambio climático.

El objetivo 14 trata sobre la vida submarina, es el objetivo que más representa el proyecto realizado, no sólo se restaura un ecosistema en degradación, sino que minimiza los impactos y protege a los ecosistemas marinos.

Adaptación del TFG al confinamiento del Covid-19

En relación a la situación excepcional ante la situación del Covid-19, mi estudio no se ha visto altamente afectado, puesto que en la realización de las prácticas de campo cumplíamos las distancias de seguridad, y llevábamos las mascarillas. Una vez, empecé el trabajo de laboratorio, se desinfectaban los microscopios y los utensilios, y llevaba mascarilla, a pesar de que no compartiera laboratorio con nadie más. No tuve ningún inconveniente, exceptuando en dos ocasiones que fui contacto estrecho de un positivo, hice la cuarentena correspondiente y el test de antígenos, pasado los días y con el negativo volví a asistir al laboratorio.

Índice

<i>Introducción y objetivos</i>	1
<i>Metodología</i>	4
<i>Resultados</i>	7
Comunidad Epifaunal	7
Datos sobre la caracterización del hábitat	9
Datos sobre la superficie foliar	12
<i>Discusión</i>	14
Comunidad epifaunal y abundancia	14
Datos de biomasa, densidad y superficie foliar total	15
<i>Conclusión</i>	16
<i>Bibliografía</i>	17
<i>Anexo I</i>	20

Introducción y objetivos

La restauración ecológica es una actividad intencional que inicia o acelera la recuperación de un ecosistema con respecto a su salud, integridad y sustentabilidad. (Clewell *et al.*, 2004). Definimos *ecosistema* como una comunidad de seres vivos cuyos procesos vitales se relacionan entre sí y se desarrollan en función de los factores físicos del mismo ambiente. (Diccionario de la lengua española, 2021).

Todos los componentes de dicho ecosistema están vinculados entre sí, ya sean físicos (abióticos) o biológicos (bióticos), de tal manera que un cambio en sus componentes bióticos o abióticos puede beneficiar o perjudicar a todo el ecosistema.

Cuando un ecosistema está degradado, destruido o ha perdido sus mecanismos de regeneración y es necesario asistirlo en su recuperación, esta intervención se denomina restauración activa o asistida, implica que se garantiza el desarrollo de los procesos de recuperación que impiden la regeneración, con ayuda humana.

Algunos ecosistemas tienen un papel fundamental en la mitigación del cambio climático. La reducción de extensión de un ecosistema conlleva también la pérdida de diversidad biológica. Describimos la *restauración ecológica*, no solo un *proceso*, si no también, el resultado esperado para el ecosistema, es decir, su recuperación. El objetivo principal es ayudar, inicial o facilitar la reanudación de aquellos procesos que devolverán al ecosistema su trayectoria prevista. (Clewell *et al.*, 2004).

Sin embargo, para llevar a cabo una restauración exitosa se necesitan estándares para desarrollar planes de alta calidad y lograr resultados aceptables, ya sea guiar y controlar durante el desarrollo, evaluar si los criterios establecidos han sido alcanzados... (McDonald *et al.*, 2016). Las tres premisas para tener éxito en un programa de restauración son: ser eficaz, eficiente y tener compromiso. (Keenleyside *et al.*, 2012). Sin embargo, restauración no debería ser considerado sustituto de la sostenibilidad, protección y gestión de los ecosistemas existentes. (McDonald *et al.*, 2016). El estado final del área restaurada en una pradera de angiospermas marinas debe tener una funcionalidad similar a la de una pradera natural no perturbada, por ejemplo la recuperación de la función de generación de hábitat que se puede valorar a través de la abundancia y diversidad de la comunidad de fauna asociada (Fonseca *et al.*, 1998). El tiempo necesario para que una pradera restaurada de angiospermas marinas alcance los niveles de funcionalidad iguales que una pradera establecida dependerá entre otros factores, de la tasa de crecimiento de la especie a restaurar.

La *Posidonia oceanica* es una especie de fanerógama marina de la familia *Posidoniaceae*, endémica del Mar Mediterráneo, se caracteriza por la formación de praderas submarinas y es uno de los ecosistemas más importantes y productivos del litoral mediterráneo, cubre

aproximadamente un 60% del fondo marino y la podemos encontrar hasta a 40 metros de profundidad. (Pasqualini *et al.*, 1998, Medina *et al.*, 2001). Desarrolla ecosistemas altamente productivos, tanto por la producción primaria de *P. oceanica* como por la comunidad de algas asociadas. La comunidad de *P. oceanica* está altamente amenazada por diversas actividades de origen antrópico, como son: vertidos contaminantes, pesca de arrastre, obras litorales, procesos erosivos, dragados, fondeo de embarcaciones, introducción de especies exóticas invasoras, y por la ausencia de una buena planificación con un marco legal que permita la gestión sostenible y la falta de la concienciación de la población. (Calmet *et al.*, 1991; Molero *et al.*, 1999; Sánchez-Cabeza y Molero, 2000).

El mayor inconveniente en relación a los instrumentos jurídicos establecidos en el marco español sobre el medio marino, es la lentitud de adaptar los mismos a un modelo de protección integral. (Ortiz García 2011). Por el contrario, si que se han incorporado medidas que de forma sectorial han protegido a determinadas especies o hábitats. El marco teórico donde situamos a *P. oceanica* se basa principalmente en la Constitución española. Debemos dar alusión al Convenio de Berna (conversación de la vida silvestre y del medio natural en Europa). La Directiva 92/43/CEE relativa a la conservación de los hábitats naturales de la fauna y flora silvestres, conocida como "Directiva Hábitat" (ONU 2012), ha sido la iniciativa con mayor impacto en la protección de *P. oceanica*. La CAIB frente al gran incremento de las actividades vinculadas con el impacto de directo o indirecto sobre las praderas de *P. oceanica*, ha establecido un marco de protección para esta especie, aprobando el Decreto sobre conservación de la *Posidonia oceanica* en las Illes Balears, Decreto 25/2018.

A pesar tanto de la importancia ecosistémica que tienen y el marco legal que les engloba, estos ecosistemas sufren una regresión a escala global, provocada por las actividades antrópicas comentadas anteriormente. Desafortunadamente, la tasa de desaparición ha sido calculada en 100 km² / año. (Waycott *et al.*, 2009)

Las praderas de *P. Oceanica* desempeñan múltiples e importantes funciones ecológicas, son un indicador de la salud ambiental, puesto que acumulan en los rizomas, metales pesados, (Romeo *et al.*, 1995; Pergent-Martini y Pergent 2000) y elementos radiactivos, (Calmet *et al.*, 1991; Molero *et al.*, 1999; Sánchez-Cabeza y Molero 2000.), por ello resultan un registro de la contaminación pasada y presente (García y Duarte 2001; Roig 2003). Realizan un papel crítico en el equilibrio del ecosistema costero, realizando diferentes funciones ecológicas como por ejemplo, una alta productividad primaria y secundaria, constituyendo la base de cadenas alimenticias marinas, suministran nutrientes, como el nitrógeno y fósforo, y carbono orgánico, estabilizan los sedimentos mediante el complejo sistema de rizomas y raíces y constituyen el hábitat preciso para larvas, especies de

invertebrados, peces... (Espino, F. 2014). Las fanerógamas marinas son más eficientes que otras algas en la asimilación y almacenaje de nutrientes como nitrógeno y fósforo, por lo tanto necesitan menos concentración de éstos para crecer. (Constanza *et al.*, 1997). También tienen un papel importante en la regulación climática ya que suponen un sumidero de CO₂ cuya importancia depende de la extensión y altura de la mata. (García *et al.*, 2002; Romero 2004). La pérdida de las praderas implica una pérdida de complejidad estructural del ecosistema, asimismo conlleva también la desaparición de hábitats y disminución de la biodiversidad.

Uno de los mecanismos de reproducción de *P. oceanica* es el crecimiento clonal o vegetativo. Los clones se articulan por un eje principal (rizoma), que se extiende horizontal y verticalmente formando una estructura reticular leñosa, de donde salen agrupaciones de hojas llamadas haces (Orth R.J. 2007). Una variable determinante para la planta, es la luz y el agua transparente, ya que si no tienen suficiente puede significar cambios drásticos en su crecimiento. (Medina, J. R. *et al.*, 2001). Las tasas de crecimiento horizontal de *P. oceanica* es muy lento, con una velocidad máxima de 5 cm al año. El crecimiento vertical es también lento, con una velocidad de 1 cm al año. (Marbá y Duarte 1998). *P. oceanica* también se reproduce sexualmente de forma irregular espacio y temporalmente. *P. oceanica* genera inflorescencias sin colores llamativos, el polen es hidrófilo y a día de hoy no se conocen mecanismos de polinización mediada por animales. El fruto tiene un aspecto aceitunado y popularmente se conoce como oliva de mar. (Larkum *et al.*, 2006). En la reproducción sexual se producen semillas con una cubierta que permite dispersarlas lejos de donde se asientan puesto que les da flotabilidad. Las semillas no tienen período de latencia, no flotan y se asientan en la superficie del sedimento cuando sean liberadas del fruto.

Las praderas de fanerógamas marinas, ofrecen refugio y alimentos para diversos organismos. Los organismos bentónicos, se clasifican según su ubicación en el bentos, la epifauna la constituyen los organismos que viven sobre el sustrato, conformados principalmente por gasterópodos, nematodos, poliquetos, y crustáceos, copépodos y anfípodos mayoritariamente (Taylor 2008). Esta epifauna constituye un vínculo importante entre los productores primarios y los taxones de nivel trófico superior, incluidos los peces de importancia comercial. (McLeod y Costello 2017; Sobocinski y Latour 2015). Las comunidades epifaunales pueden cambiar su distribución y abundancia dependiendo de las características intrínsecas de la pradera, como la biomasa, la densidad de haces foliares, la carga de epifitos. (García-Sanz *et al.*, 2012; Schneider & Mann 1991). El estudio de Moore & Hovel (2010) mostró que la densidad y diversidad de la epifauna están fuertemente y positivamente influenciadas por la complejidad estructural de la pradera. La zona del borde de la pradera tiene una mezcla

característica entre fondos arenosos y praderas de pastos marinos, con la presencia de hojas, acumulación de detritos... Que acostumbra tener mayor densidad y diversidad en comparación a la pradera interior. (Pablo Sánchez *et al.*, 1999). Estudios anteriores han demostrado la capacidad de la comunidad epifaunal para colonizar nuevos hábitats disponibles ().

El proyecto Bosque Marino de Red Eléctrica, ha plantado dos hectáreas de pradera de *P. oceanica* degradada. La zona esta monitorizada para seguir el desarrollo y recuperación de la comunidad. Comparando las praderas establecidas, la zona restaurada y la mata muerta, se pretende estimar el éxito de recuperación de la comunidad epifaunística. La zona esta dividida en cinco hábitats: pradera interior, borde la pradera, mata muerta y dos unidades de plantación (UP1 y UP2/3). La hipótesis es que si la replantación de la *P. oceanica* aumenta el hábitat para la epifauna la abundancia y diversidad de la comunidad epifaunal aumentará respecto a las zonas donde no se ha replantado.

Los objetivos planteados para este trabajo son el estudio, evaluación y comparación de la influencia de los hábitats establecidos respecto a la abundancia epifaunal. En otros términos, observar las diferencias en las comunidades epifaunales de los cinco hábitats respectivamente. Para ello hemos realizado un muestro de campo y un posterior análisis en el laboratorio y finalmente hemos procesado los datos de las muestras con un programa estadístico.

Metodología

El proyecto plantea como objetivo principal la restauración de dos hectáreas de mata muerta en una pradera de *Posidonia oceanica* ubicada en el norte de Mallorca, en la bahía de Pollença. El área de estudio se sitúa a unos cinco metros de profundidad, donde el sustrato está formado por sedimentos consolidados entre la red de rizomas y las raíces de *P. oceanica*. El área total replantada ha sido dividida en ocho unidades de plantación con una extensión de 50x 50 m cada una para facilitar el trabajo bajo el agua que se dividió en cuatro campañas de campo de plantación en marzo de 2018, noviembre de 2018, marzo 2019 y noviembre 2019. La organización de las parcelas de plantación se estableció en forma de cuadrícula, cada 5 metros se encuentra un nodo de plantación con dieciséis fragmentos de *Posidonia oceanica* trasplantados. Hay 100 nodos en cada unidad de plantación. El sustrato entre los nodos está formado por mata muerta de *P. oceanica* muerta colonizada por *Cymodocea nodosa* y otras algas (*Caulerpa cylindracea*, *Caulerpa prolifera*). El proyecto

consideró 4 hábitats de comparación: mata muerta (i.e. antigua pradera degradada), parcelas replantadas, borde de pradera establecida e interior de pradera establecida. La pradera establecida de *P. oceanica* de referencia se encuentra a 200 metros aproximadamente de la zona de plantación.

Se evaluó el grado de recuperación de la comunidad de epifauna sobre pradera establecida, zona replantada y mata muerta. Se definieron cinco áreas diferentes:

- Mata muerta: área donde la *Posidonia oceanica* está degradada y el sustrato se basa en los sedimentos y rizomas muertos de la *P. Oceanica*, ahora predomina el macrófito *C. nodosa*.
- Borde de la pradera, es el borde de la pradera establecida.
- Pradera interior, la pradera natural de *P. Oceanica*.
- Unidad de plantación 1 (UP 1), zona de plantación realizada en marzo de 2018.
- Unidad de plantación 2/3, (UP 2 y UP 3), zona de plantación realizada en noviembre 2018



Figura 1: Mapa del área de plantación en Mallorca.

En cada una de estas áreas se colocaron cinco trampas de luz durante el mes de julio de 2019. El diseño de las trampas de luz consiste en una especie de nasas fabricadas con malla de 60 μm . Las trampas de luz cubren una superficie de 2500 cm^2 (50 x 50 cm). En su interior se coloca una bombilla sumergible que emite luz artificial que durante la noche atrae los organismos del interior de la trampa hacia la cámara superior de la misma de la que no pueden salir. La base de la trampa tiene un cable plomado y piquetas para fijarla al sustrato. El diseño de éstas trampas permite un muestreo no destructivo del hábitat colectando sólo epifauna. Las trampas estuvieron activas durante 24 horas (incluye una noche), después se cerraron la boca de la cámara superior (colector) y se recuperaron las trampas. La epifauna se recogió en un balde con agua de mar, filtrada con una malla de 63 μm y se conservaron en etanol al

70% para más tarde ser clasificadas con lupa binocular al nivel taxonómico más preciso posible.

El mismo día de despliegue de las trampas, se realizaron mediciones in situ de la complejidad del hábitat de la mata, la plantación y el borde e interior de pradera mediante la determinación de la densidad de haces de *P. oceanica* y *C. nodosa* en la superficie del fondo encerrada por cada trampa. La densidad se determinó en cuadrantes de 400 cm² (20 x 20 cm) para *P. oceanica* (n=1) y de 100 cm² (10x 10 cm) para *C. nodosa* (n=4). La densidad de *C. nodosa* se cuantificó en los hábitats de mata y plantación, y la densidades de *P. oceanica* en los hábitats de borde e interior de pradera establecida. En el caso de plantación se contaron todos los haces de los fragmentos replantados que se ubicaban dentro de la trampa de luz. También y se midió la longitud máxima de hoja (MLL) de cinco brotes escogidos aleatoriamente de entre los presentes dentro de la trampa. En los hábitats mata muerta, UP 1 y UP 2/3, se midió la densidad de los brotes de *C. nodosa* y de frondes de *Caulerpa prolifera*, en cuatro cuadrados aleatorios de 10 x10 cm², dentro de la superficie del fondo encerrada por la trampa. También se midió el numero de brotes por fragmento plantado y MLL por brotes, de los fragmentos de *P. oceanica* ubicados en el área de la trampa.

En los hábitats de mata muerta y UP 1 y UP 2/3, se recolectaron 20 brotes de *C. nodosa*. Para las trampas de interior de pradera y borde de pradera, se recolectaron 10 haces de *P. oceanica*. En el hábitat de plantación de *P. oceanica* no se recolectaron haces para no destruir el material replantado.

El material recolectado se llevó al laboratorio para calcular la Superficie foliar total (TLA), que se calcula midiendo el largo y ancho de cada hoja de cada haz y sumando las superficies, conseguimos la superficie total por réplica. Las hojas de cada haz se secaron en el horno a 60 ° C durante 48h en papel de aluminio para evaluar la biomasa de las hojas.

En referencia al análisis estadístico, para caracterizar el hábitat hemos realizado un análisis descriptivo para comprar las diferencias entre hábitats. Por una parte, hemos hecho la comparativa de la densidad y biomasa de *P. oceanica* entre el borde de pradera y interior de pradera realizando el t-test. Por otro lado, hemos analizado Mata, UP1 y UP2 utilizando el test ANOVA para comparar también la densidad y biomasa de *C. nodosa*.

En cuánto al análisis estadístico de la superficie foliar, hemos calculado la superficie foliar total por réplica.

Para analizar las comunidades epifaunales entre los diferentes hábitats, realizamos un análisis de similaridad de las comunidades respecto a la abundancia total.

Resultados

Comunidad Epifaunal

Registramos un total de 13 taxones de epifauna, el *phyllum* más representado fue *Arthropoda* con 10 taxones, de los cuáles 9 pertenecen al *sub-phyllum* de *Crustacea*. El siguiente *phyllum* registrado más representativo fue *Annelida* seguido de *Nematoda*. El taxón con mayor abundancia media fueron copépodos en todos los hábitats, (Tabla1), también tienen la desviación estándar más alta, especialmente en hábitat borde pradera e interior pradera..

Después de ellos, también se encontraron anfípodos gammaridos y mysidáceas en altas concentraciones en comparación con otros taxones. La desviación estándar más alta también coincide en los hábitats borde pradera e interior pradera.

La ordenación de MDS y el análisis de similitud de la abundancia epifaunal (Fig.1) y no mostró diferencias significativas en la composición de las muestras. Por el contrario, todas las muestras se mezclaron sin diferenciación por hábitat. La heterogeneidad de la comunidad dentro los hábitats parecían ser más grandes que entre ellos.

Grupo	Mata		Prad. Interior		Prad. Borde		Plant. UP1		Plant UP2	
	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD	Mean	SD
<i>Acari</i>	1,4	2,6076	15,4	8,3845	15,8	11,0317	4,2	2,6832	3	2,7386
<i>Amphipoda caprellidae</i>	0	0	1,2	2,6832	0	0	0	0	0,2	0,4472
<i>Amphipoda gammaridae</i>	14,8	10,9178	59,4	58,9007	97,2	122,6099	39,2	17,3551	16,6	13,3902
<i>Copepods harpacticoida</i>	91,2	55,3642	202,6	130,58822	273,8	244,3464	217,6	100,29108	117,6	104,4188
<i>Cumacea</i>	3,8	2,2803	5,2	3,3466	4,4	3,0495	8,2	5,8906	0,6	1,3416
<i>Decapoda adult</i>	7	6,6332	26	30,4877	5	6,6333	10,2	10,4737	1,6	1,8165
<i>Isopoda</i>	3	3,3166	4	4,2426	2,4	2,4083	6,4	5,5946	1,8	1,3038
<i>Mysidacea</i>	13,4	10,3585	37,8	21,3939	73,8	136,6334	22,2	14,1668	20,8	4,9699
<i>Nematoda</i>	0	0	0	0	0	0	0,6	1,3416	0	0
<i>Polychaete</i>	7	6,442	4,6	6,1073	5,4	2,7018	13,2	10,2323	8,8	5,5407
<i>Opisthobranchia</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ostracoda</i>	0,8	0,8366	10,2	9,8843	10,6	8,6486	2,4	2,8809	0,4	0,5477
<i>Tanaidacea</i>	6,4	9,2897	30,4	48,952	5,2	7,39599	11,4	12,8957	3,8	7,3959
Abundancia total	148,8	78,3945	396,8	172,3389	493,6	437,376	335,6	118,9298	175,2	115,33

Tabla 1: Abundancia media y desviación estándar de cada taxon, epifauna total para cada hábitat. (Número de individuo por trampa).



Figura 2: Resultados de la abundancia total epifaunal para análisis de Cluster.

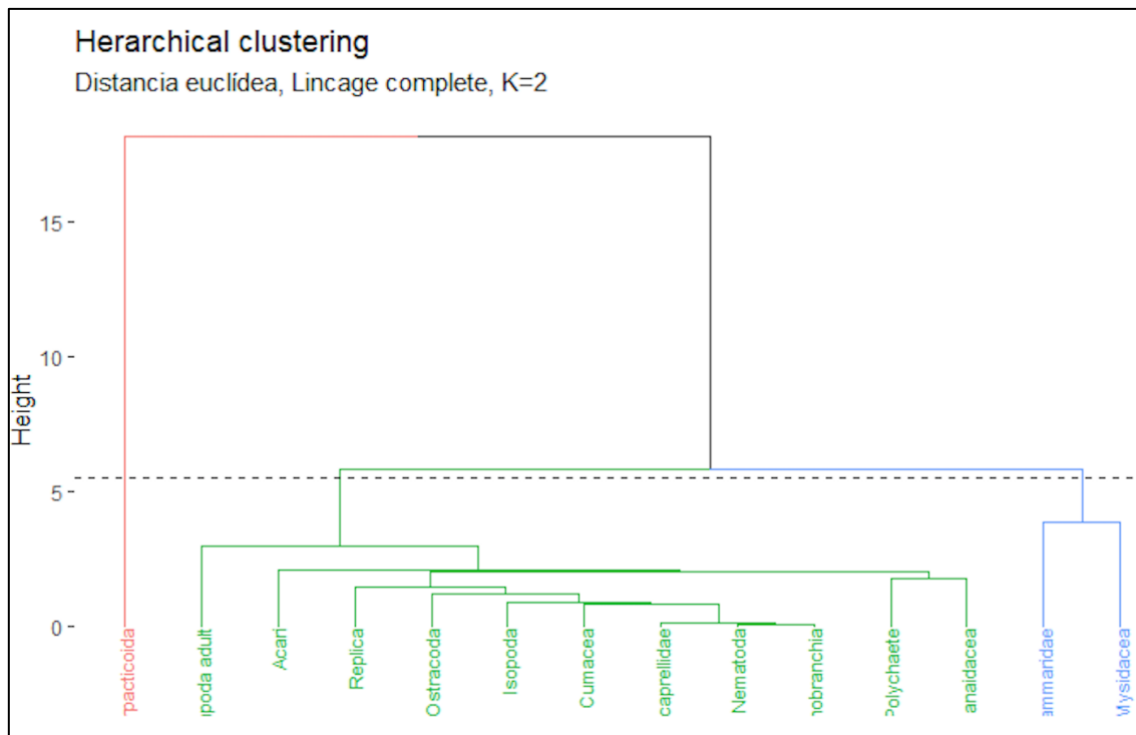


Figura 3: Resultados de la abundancia total epifaunal para MDS.

Datos sobre la caracterización del hábitat

Hemos realizado un t-test para comparar las diferencias de densidades de *P. oceánica* por m² entre los hábitats, borde pradera e interior pradera. Los resultados han sido los siguientes:

$t = 0.1713$, $df = 5.5865$, $p\text{-value} = 0.87$

El p-valor es superior a 0.05, por lo tanto no es significativo. Se ha cumplido la hipótesis alternativa con un intervalo de confianza de 0,95. A pesar de que no hay diferencias estadísticamente significativa, encontramos una pequeña diferencia en cuanto la densidad del borde, es relativamente superior en comparación a la pradera interior.

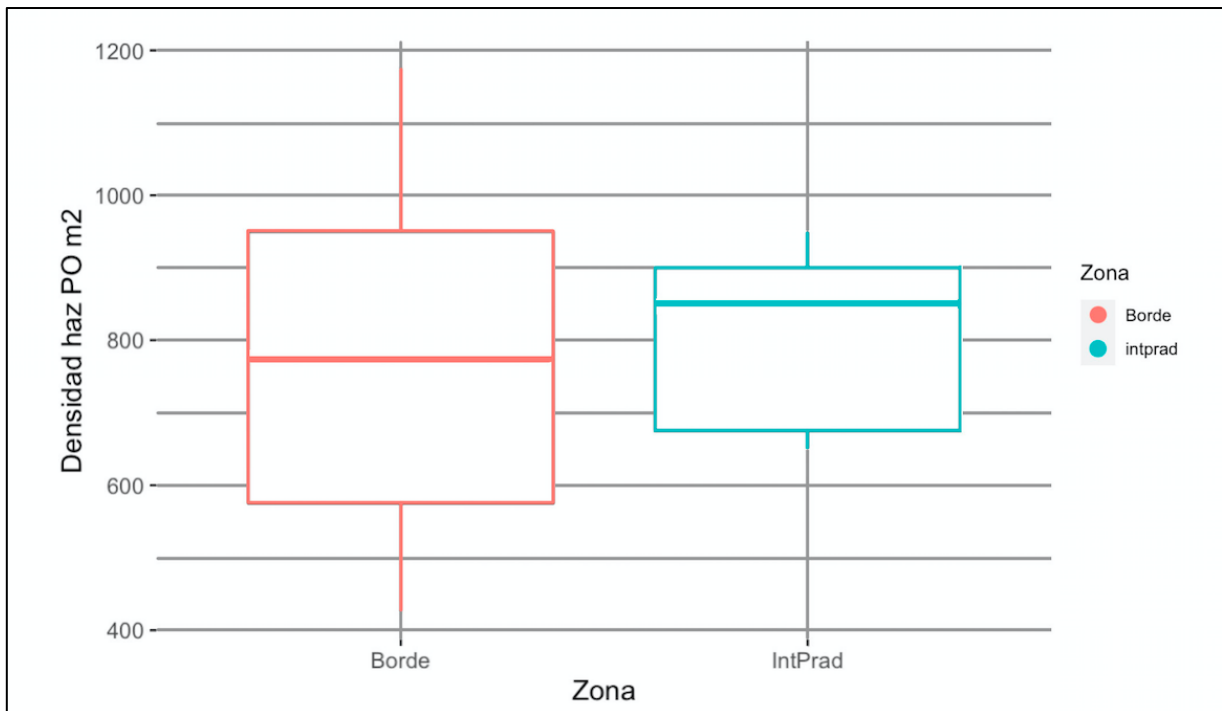


Figura 4: Resultado gráfico de la densidad de haces de *P. oceanica* respecto al hábitat pradera borde e interior.

Hemos realizado un t-test para comprar si las diferencias de biomasa *P. Oceanica* (g/m²) entre el borde de la pradera y el interior son significativas, los resultados son los siguientes:

$t = -0.0027108$, $df = 6.5122$, $p\text{-value} = 0.9979$

El p-valor es superior a 0,05, por lo tanto, no son significativas las diferencias, cumpliéndose así la hipótesis alternativa en un intervalo de confianza del 95%.

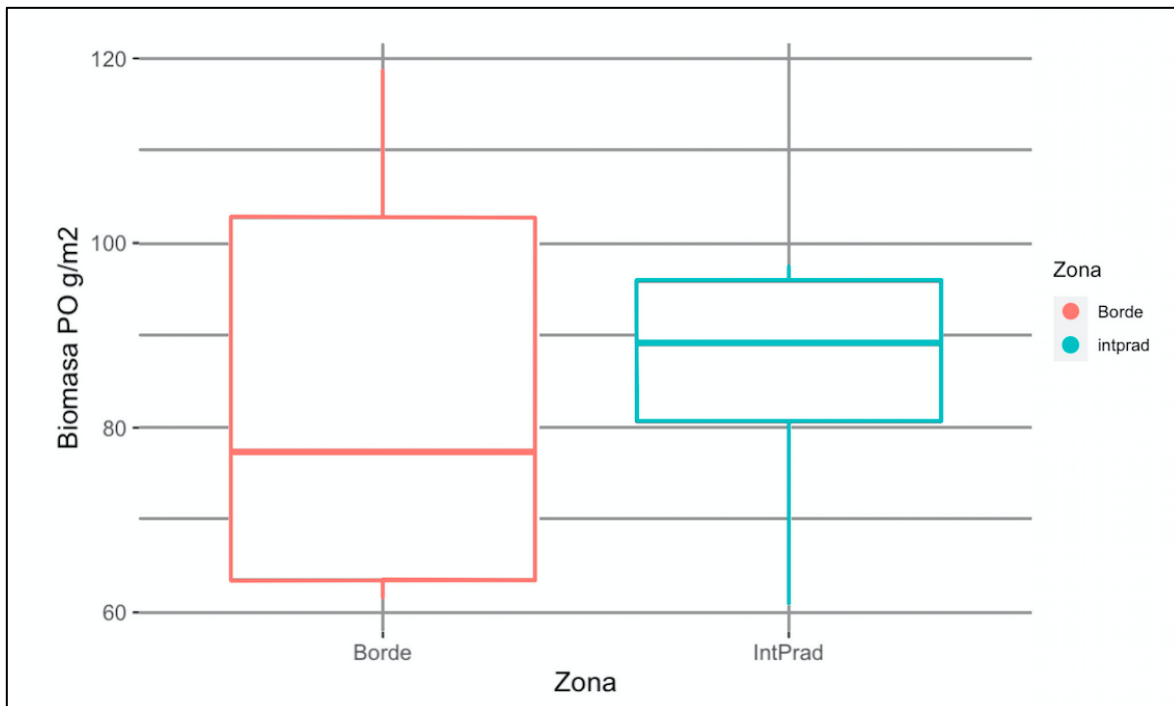


Figura 5: Resultado gráfico de la biomasa g/m² de *P. oceanica* respecto al hábitat pradera borde e interior.

Hemos realizado un t-test para comparar las diferencias de densidades de *C. nodosa* por m² entre los hábitats, mata, plantación UP1 y plantación UP2. Después de hacer la media, entre la densidad de plantación UP1 y la plantación UP2, daba el mismo resultado (1.230), por lo cual, lo he juntando en una única variable de plantación.

Los resultados han sido los siguientes:

$$t = -0.44255, df = 10.86, p\text{-value} = 0.6668$$

El p-valor es superior a 0,05, por lo tanto no es significativo, se ha cumplido por lo tanto, la hipótesis alternativa en un intervalo de confianza del 0,95.

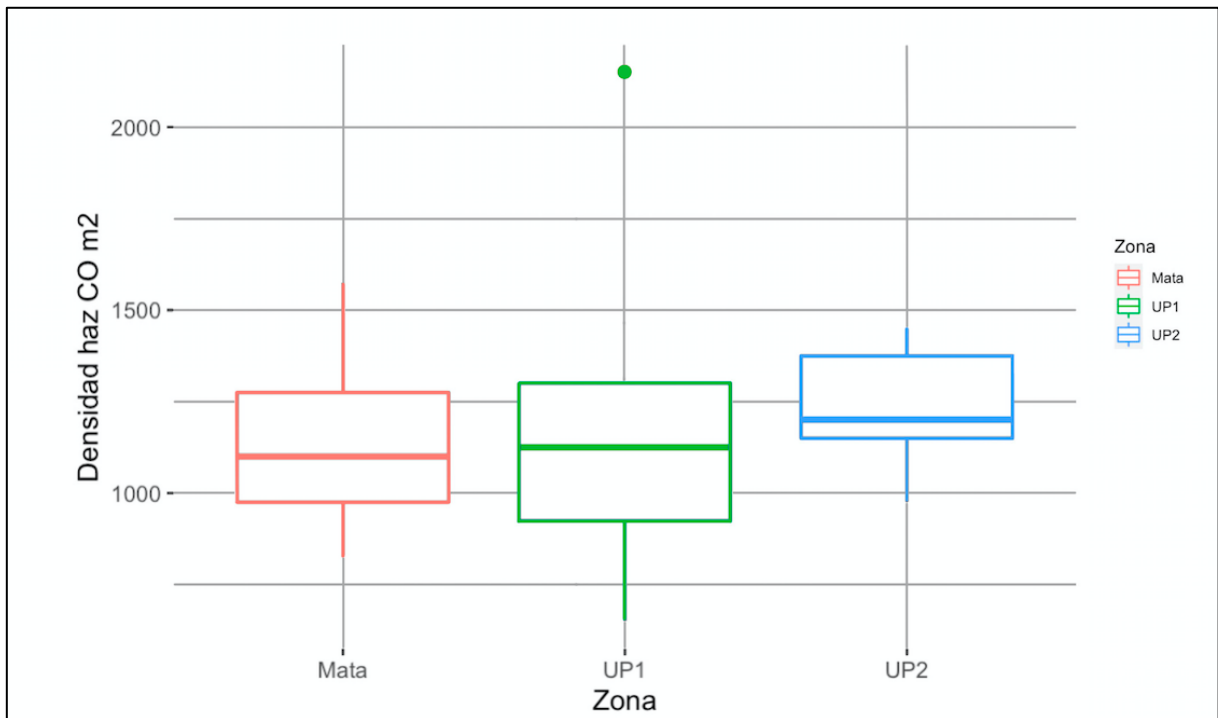


Figura 6: Resultado gráfico de la densidad por haz de *C. nodosa* respecto al hábitat mata, UP1 y UP2.

En este caso, no hemos podido realizar un t-test, porque al calcular las medias entre la biomasa de la plantación UP1 y UP2, nos dan resultados diferentes. Por lo cual, hemos realizado un t-test pairwise, consiste en comprar 2 a 2 a través del método de bonferroni. Los resultados han sido los siguientes:

Mata UP1
UP1 1.00 -
UP2 0.41 0.60

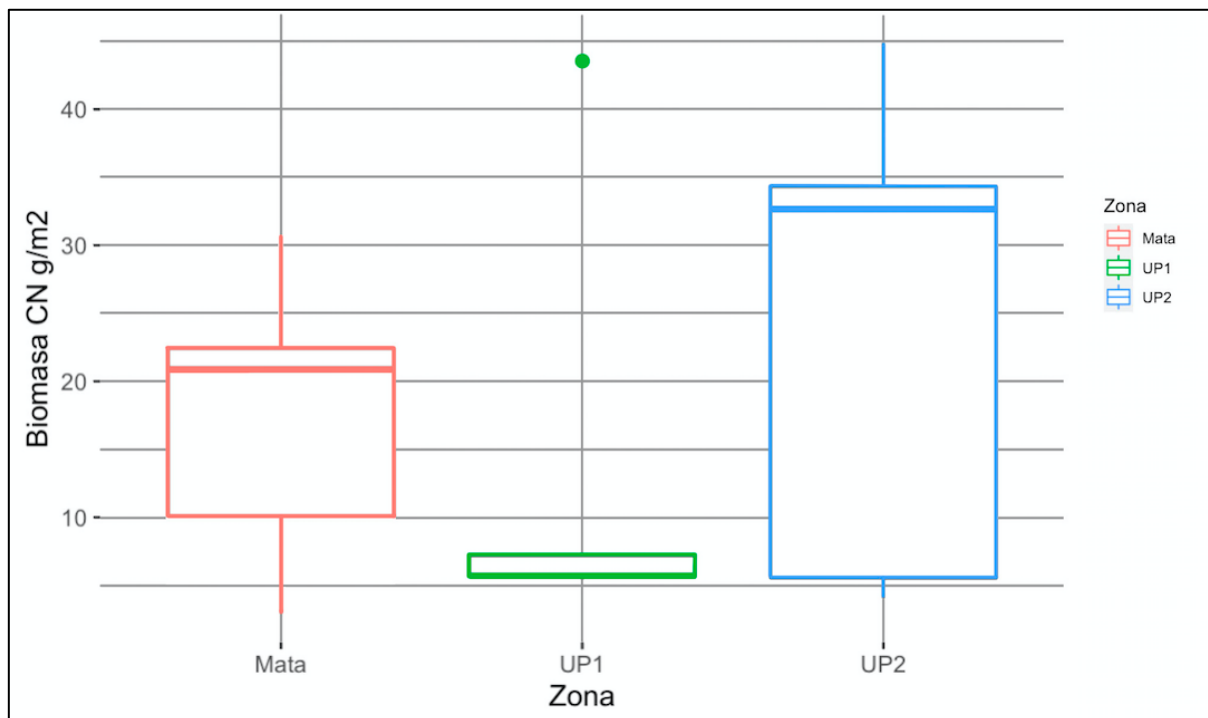


Figura 7: Resultado gráfico de la biomasa g/m² de *C. nodosa* respecto al hábitat mata, UP1 y UP2. .

Datos sobre la superficie foliar

Hemos comparado la diferentes superficies foliares de *P. oceanica* entre los hábitats borde pradera e interior pradera, mediante nuevamente un t-test y los resultados son los siguientes:

$$t = -1.5122, df = 7.4737, p\text{-value} = 0.1715$$

El p-valor es inferior a 0,05, por lo tanto, no son significativas las diferencias, cumpliéndose así la hipótesis alternativa en un intervalo de confianza del 95%.

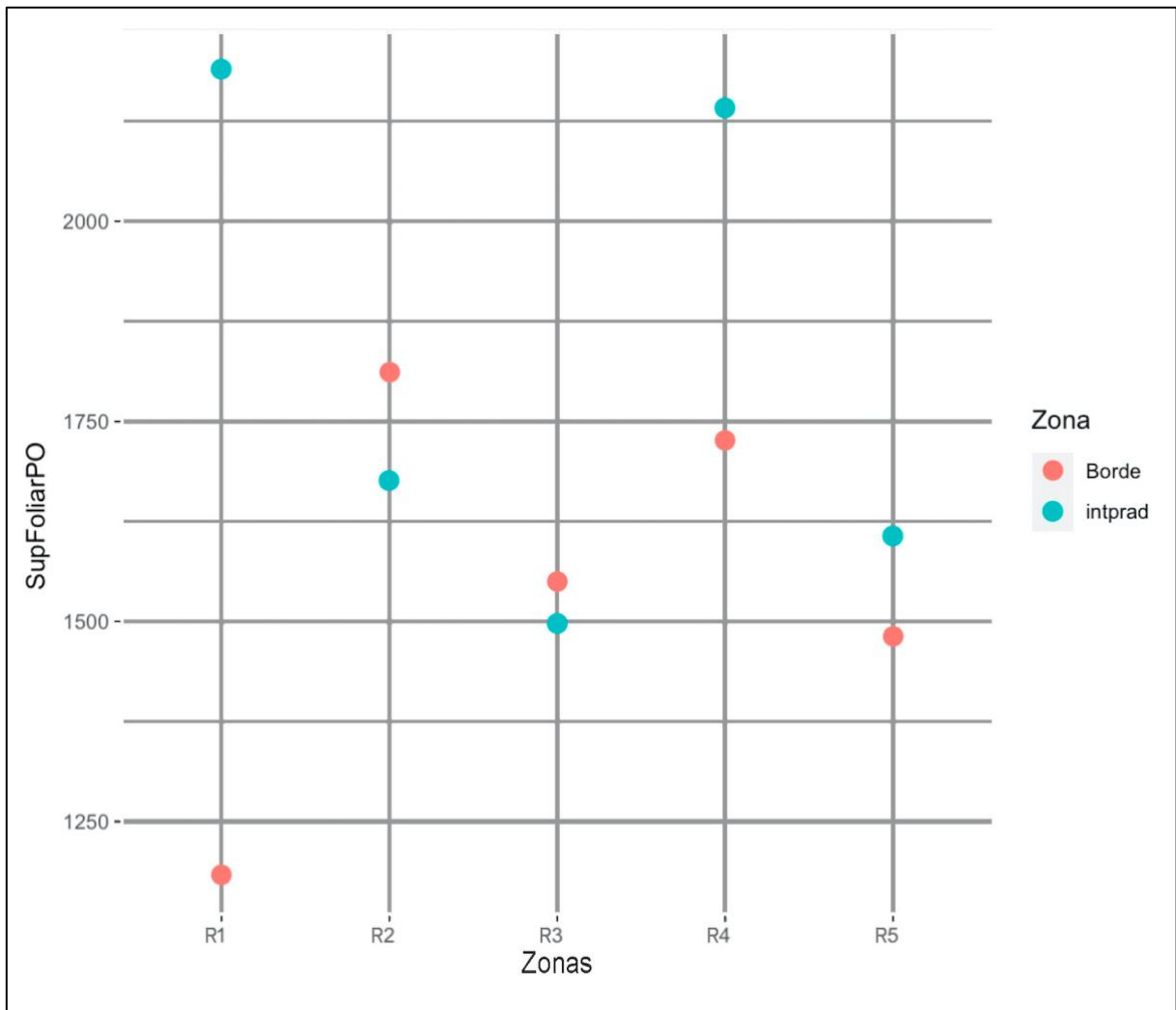


Figura 8: Resultado gráfico de la superficie foliar por réplica de *P. oceanica* respecto al hábitat pradera borde e interior.

Para comparar las diferencias entre la superficie foliar de *C. nodosa*, hemos realizado un ANOVA, la hipótesis nula se basaba en que no había diferencia en la superficie foliar según el hábitat, y la hipótesis alternativa que si que hay diferencia. El p-valor no ha dado 0,0775, superior a 0,5, por lo tanto no hay diferencia respecto la superficie foliar según el hábitat.

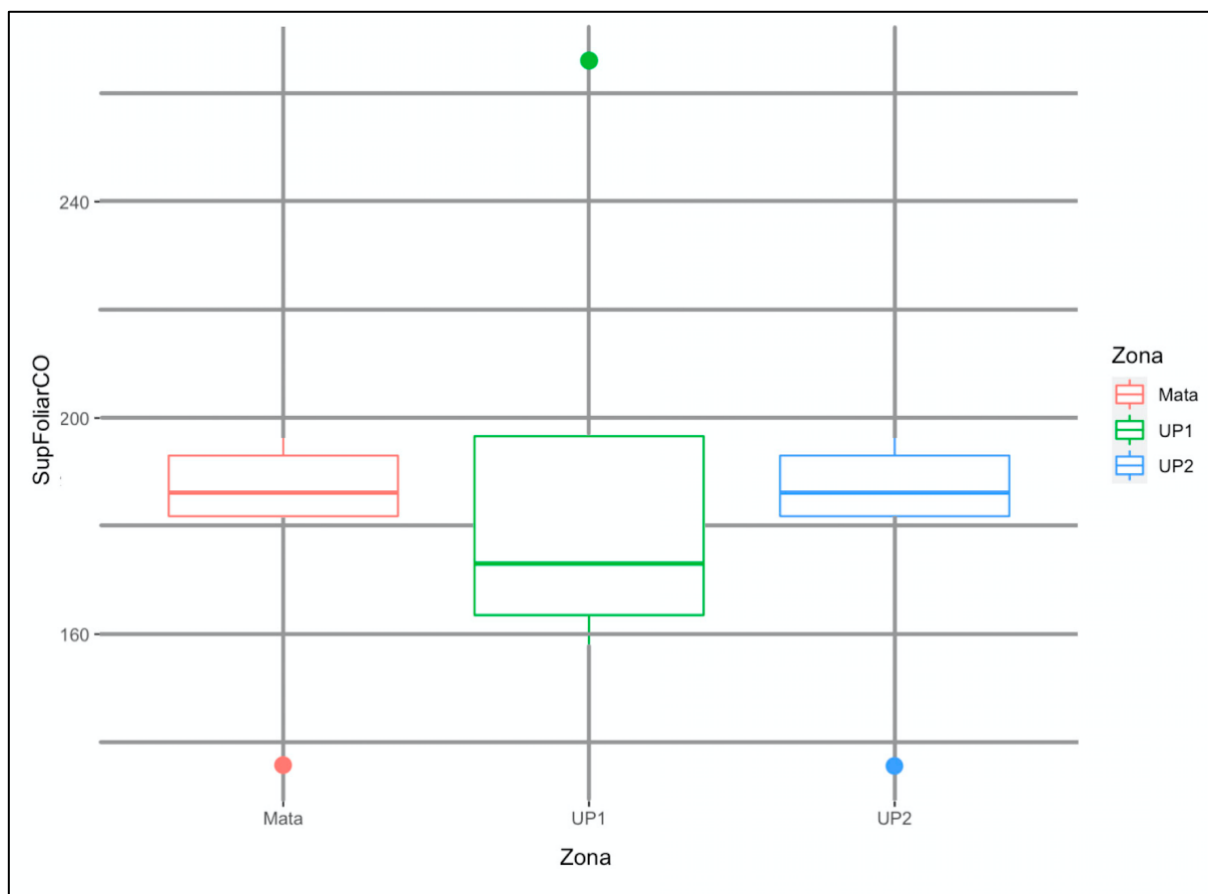


Figura 9: Resultado gráfico de la superficie foliar por réplica de *C. nodosa* respecto a los hábitats mata, UP1 y UP2.

Discusión

Comunidad epifaunal y abundancia

A partir del análisis de similaridad en base a las abundancias de los organismos, podemos observar que todos los grupos se agrupan en excepción de mysidáceos, gammaridos, y copépodos, por que como hemos podido observar anteriormente son los grupos más abundantes. Los copépodos son el grupo más abundante, pertenece al grupo de los crustáceos que han colonizado exitosamente la columna de agua marina. Puede haber más de un millón de copépodos por metro cuadrado de superficie marina. Pueden llegar a representar hasta el 80% de la biomasa del zooplancton de océanos y aguas costeras. (Gasca 2010).

En otros estudios (Bostrom *et al.*, 2000), los grupos más abundantes en la epifauna son los crustáceos (copépodos) y los anfípodos gammaridos, coincidiendo con nuestros resultados. Los resultado esperados eran confirmar si entre hábitat había diferencia de abundancia, pero

no ha sido así, en todas los hábitats, se han encontrado valores similares coincidiendo que son los grupos mayoritarios. En el estudio de Tanner en “Edge effects on fauna in fragmented seagrass meadows. *Austral Ecology*”, la mayor abundancia de crustáceos se haya en los bordes e interiores de praderas, sin embargo en nuestro caso, si que es cierto que hay mas abundancia en el borde e interior de la pradera, pero no hay una diferencia significativa con los demás hábitats. Los resultados también contrastar con otros estudios (Bologna *et al.*, 2002; Sirota *et al.*, 2006) donde si hay influencias en la abundancia y diversidad de epifauna en relación con el hábitat.

Por otro lado hay estudios que confirman que no se encuentran diferencias en la abundancia epifaunal en relación al hábitat (Arponen *et al.*, 2012). Los hábitats de plantación tanto UP1 y como UP2, son considerados zonas aisladas que contienen grandes densidades de epifauna. El uso de trampas de luz para el muestro de la epifauna, pueden mostrar algún alteración debido a los organismos foto-positivos, cabe la posibilidad que algunos taxones no se hayan muestreado correctamente.

Datos de biomasa, densidad y superficie foliar total

En la comparación de las densidades y biomasa, por una parte de *P. oceanica* y por otra *C. nodosa*, de los diferentes hábitats no muestran diferencias significativas. En referencia a la superficie foliar total, sucede lo mismo, no hay diferencias significativas entre hábitats.

La densidad de *P. oceanica* es mayor en el hábitat de borde de la pradera que no en interior de la pradera. Sin embargo, el resultado del test comparativo no nos da diferencias significativas, por lo que, no podemos afirmar que exista mayor densidad de *P. oceanica* en el borde que en el interior de la pradera. En el caso de *C. nodosa*, las diferencias no son significativas, sin embargo, la unidad de plantación 1, posee más densidad. Los bordes de la praderas son zonas de expansión por lo que la tendencia generalizada es que

En los borde de una pradera, la tendencia generaliza al declive de la densidad, hace temer que cada vez están mas expuestas y susceptibles a ser invadidos. (Díaz *et al.*, 2005).

En referencia a la biomasa, en el caso de *P. oceanica*, encontramos mayor número de biomasa en el borde de la pradera que no en el interior. En el caso de *C. nodosa*, el hábitat con más abundancia de biomasa por m² es la unidad de plantación 2.

Respecto a la superficie foliar total de la *P. oceanica*, los valores más altos los encontramos en el interior de la pradera. En relación a las réplicas, en la réplica 1 encontramos diferencia entre borde e interior de la pradera. En cambio, en la réplica 2, 3 y 5, las diferencias no son

significativas. La superficie foliar total de *C. nodosa* más alta la encontramos en la unidad de plantación 2 sin diferencias significativas para las otras zonas.

En relación a la abundancia epifaunal de cada zona, el hábitat borde pradera donde la abundancia es mayor, coincide con que tanto la densidad como la biomasa es mayor, sin embargo en la superficie foliar es menor que en la hábitat de interior de pradera.

No obstante en el estudio no se hayan verificado diferencias significativas ni en abundancia ni diversidad entre hábitats, es importante continuar con el monitoreo durante un período, porque en un futuro si que podría haberlas.

El área foliar y la biomasa de los macrófitos varían según estaciones (Dugan *et al.*, 1982).

Por lo tanto, ambas especies – *P. oceanica* y *C. nodosa* – puede que presenten cambios y que influencia a las comunidades epifaunales.

Conclusión

Hemos podido observar, que tanto las unidades de plantación como la mata, son fundamentales para las comunidades epifaunales, puesto que tiene valores muy similares en términos de abundancia de organismos, respecto a las abundancias del hábitat de pradera, tanto borde como interior.

Por lo tanto, y a favor de lo esperado, se han encontrado mas abundancia epifaunales en hábitats de pradera, sin embargo la resta de hábitats no tiene una diferencia significativa al respecto, por lo que, si que las unidades de plantación y mata se vieron afectadas negativamente por la complejidad estructural.

Respecto a la superficie foliar, como en este caso no hemos evaluado los cinco hábitats a la vez, si no qué lo hemos diferenciado entre las dos especies diferentes, no tenemos diferencias significativas. Sin embargo, si realizáramos un análisis estadístico, comparando los cinco hábitats, sin tener en cuenta, cuáles son de *P. oceanica* y cuales de *C. nodosa*, tal vez si dieran diferencias significativas.

Aún así es necesario un seguimiento tanto a corto como a largo plazo para evaluar el progreso de la comunidad.

Bibliografía

Arponen, H., & Boström, C. (2012). Responses of mobile epifauna to small-scale seagrass patchiness: is fragmentation important?. *Hydrobiologia*, 680(1), 1-10.

Bologna, P. A., & Heck, K. L. (2002). Impact of habitat edges on density and secondary production of seagrass-associated fauna. *Estuaries*, 25(5), 1033–1044. <https://doi.org/10.1007/BF02691350>

Bostrom, C., & Bonsdorff, E. (2000). Zoobenthic community establishment and habitat complexity - The importance of seagrass shoot-density, morphology and physical disturbance for faunal recruitment.

C Calmet, D., Chamarsson, S., Gontier, G., Meinesz, A. & Boudouresque, C. F., (1991). Chernobyl radionuclides in the Mediterranean Seagrass *Posidonia oceanica*, 1986-1987. *Journal of Environmental Radioactivity* 13 (2): 157-173.

Clewell AF, and Aronson J (2013) Ecological restoration: principles, values, and structure of an emerging profession. 2nd edition. Island Press, Washington, D.C.

Costanza R, d' Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B, Limburg K, Naeem S, O'Neill RV, Paruelo J, Raskin RG, Sutton P, van den Belt M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature* 387:253–260.

Diaz-Almela E, Marbà N, Álvarez E, Balestri E, Ruiz-Fernández JM, Duarte CM. 2006. Patterns of seagrass (*Posidonia oceanica*) flowering in the Western Mediterranean. *Mar. Biol.* 148:723–742

Díaz, E. & Marbà N., 2009. 1120 Posidonia oceanica, Praderas de Posidonia oceanica(*). En: VV aa. Bases ecológicas preliminares para la conservación de los tipos de hábitat de interés comunitarios en España. Madrid: Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino. 129 p.

Dugan, J. E., Hubbard, D. M., Page, H. M., & Schimel, J. P. (2011). Marine macrophyte wrack inputs and dissolved nutrients in beach sands. *Estuaries and Coasts*, 34(4), 839-850.

Espino, F. (2014). *Evaluación, gestión y conservación de praderas de fanerógamas marinas en la isla de Gran Canaria, Islas Canarias* (Master's thesis).

Fonseca, M. S., Kenworthy, W. J., & Thayer, G. W. (1998). Guidelines for the Conservation and Restoration of Seagrasses in the United States and Adjacent Waters. *In: US Department of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) Coastal Ocean Office. NOAA Coastal Ocean Program Decision Analysis Series No.12.*

GARCÍA-ESTRELLA, M. (2002). Biosorción de cadmio mediante *Posidonia Oceanica*. *Proyecto Fin de Carrera. Universidad de Murcia.*

García-Sanz, S., Tuya, F., Navarro, P. G., Angulo-Preckler, C., & Haroun, R. J. (2012). Post larval, short-term, colonization patterns: The effect of substratum complexity across subtidal, adjacent, habitats. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 112, 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2012.07.014>

GASCA, Rebeca. Abrumadora diversidad del zooplancton marino. *Ecofronteras*, 2010, p. 16-18.

Invers, O., Kraemer, G. P., Pérez, M., & Romero, J. (2004). Effects of nitrogen addition on nitrogen metabolism and carbon reserves in the temperate seagrass *Posidonia oceanica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 303(1), 97-111

Keenleyside KA, Dudley N, Cairns S, Hall CM, and Stolton S (2012) Ecological restoration for protected areas: principles, guidelines and best practices. IUCN, Gland, Switzerland

Larkum, Anthony & Orth, Robert & Duarte, Carlos. (2006). Seagrasses: Biology, Ecology and Conservation. 10.1007/978-1-4020-2983-7_5.

Marbá, N., y C.M. Duarte. (1997). Interannual changes in seagrass (*Posidonia oceanica*) growth and environmental change in the Spanish Mediterranean littoral. *Limnology and Oceanography* 42: 800-810.

McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., & Dixon, K. (2016). International standards for the practice of ecological restoration—including principles and key concepts. (Society for Ecological Restoration: Washington, DC, USA.). *Soil-Tec, Inc., © Marcel Huijser, Bethanie Walder*.

McLeod, L. E., & Costello, M. J. (2017). Light traps for sampling marine biodiversity. *Helgoland Marine Research*, 71(1), 1–8. <https://doi.org/10.1186/s10152-017-0483-1>

Medina, J., Tintore, J., & Duarte, C. (2021). Retrieved 27 May 2021, from http://ropdigital.ciccp.es/pdf/publico/2001/2001_abril_3409_02.pdf

Medina, Josep & Duarte, Carlos & Tintoré, J.. (2001). Las praderas de *Posidonia oceanica* y la regeneración de playas. *Revista de Obras Publicas*. 3. 31-43.

Molero, J., Sánchez-Cabeza, J.A., Merino, J., Mitchell, P.I. & Vidal-Quadras, A., (1999). Impact of Cs-134 and Cs-137 from the Chernobyl Reactor Accident on the Spanish Mediterranean Marine Environment. *Journal of Environmental Radioactivity* 43 (3): 357-370.

Moore, E. C., & Hovel, K. A. (2010). Relative influence of habitat complexity and proximity to patch edges on seagrass epifaunal communities. *Oikos*, 119(8), 1299-1311.

ONU (2012) Estudio sobre Gobierno Electrónico. Departamento de Economía y Asuntos Sociales. Nueva York.

Orth R.J., Harwell M.C., Inglis G.J. (2007) Ecology of Seagrass Seeds and Seagrass Dispersal Processes. In: SEAGRASSES: BIOLOGY, ECOLOGY AND CONSERVATION. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-2983-7_5

ORTIZ GARCÍA, M. La Ley de Protección del Medio Marino: hacia la gobernanza marítima. *Revista Catalana de Dret Ambiental*, 2011, 2 (2)

Pablo sanchez 1999

Pasqualini, V., Pergent-Martini, C., Clabaut, P., Pergent, G., 1998. Mapping of *Posidonia oceanica* using aerial photographs and side-scan sonar: application of the island of Corsica (France). *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 47 (3), 359–367.

Pergent-Martini, Christine & Leoni, Vanina & Pasqualini, Vanina & Ardizzone, Giandomenico & Balestri, Elena & R, Bedini & Belluscio, Andrea & T, Belsher & Borg, Joseph A & Boudouresque, Charles & Boumaza, Salima & M, Bouquegneau & Buia, Maria & S, Calvo & Cebrian, Just & Charbonnel, Eric & Cinelli, Francesco & Cossu, Andrea & Di Maida, Germana & Velimirov, Branko. (2005). Descriptors of *Posidonia oceanica* meadows: Use and application. *Ecological Indicators*. 5. 213-230. 10.1016/j.ecolind.2005.02.004.

REAL ACADEMIA ESPAÑOLA: *Diccionario de la lengua española*, 23.^a ed., [versión 23.4 en línea]. <<https://dle.rae.es>> [2021].

Roig, F. X. (2003). Análisis de frecuentación del turismo náutico-recreativo del medio marino de la isla de Menorca. Consecuencias ambientales de su falta de regulación. *Cuadernos Geográficos*, 33 (2003), 61-73.

Romeo, M., Gnassia-Barelli, M., Juhel, T. & Meinesz, A., (1995). Memorization of Heavy Metals by Scales of the Seagrass *Posidonia oceanica*, Collected in the NW Mediterranean. *Marine Ecology Progress Series* 120: 211-218.

Sánchez-Cabeza, J.A. & Molero, J., (2000). Plutonium, Americium and Radiocaesium in the Marine Environment Close to the Vandellos I Nuclear Power Plant Before Decommissioning. *Journal of Environmental Radioactivity* 51 (2): 211-228

Sánchez-Jerez, P., Barberá-Cebrian, C., & Ramos-Esplá, A. A. (2000). Influence of the structure of *Posidonia oceanica* meadows modified by bottom trawling on crustacean assemblages: comparison of amphipods and decapods. *Scientia marina*, 64(3), 319-326.

Sinclair, E. A., Anthony, J., Coupland, G. T., Waycott, M., Barrett, M. D., Barrett, R. L., ... & Kendrick, G. A. (2009). Characterisation of polymorphic microsatellite markers in the widespread Australian seagrass, *Posidonia australis* Hook. f.(Posidoniaceae), with cross-amplification in the sympatric *P. sinuosa*. *Conservation Genetics Resources*, 1(1), 273-276.

Schneider, F. I., & Mann, K. H. (1991). Species specific relationships of invertebrates to vegetation in a seagrass bed. II. Experiments on the importance of macrophyte shape, epiphyte cover and predation. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 145(1), 119–139.

Sirota, L., & Hovel, K. A. (2006). Simulated eelgrass *Zostera marina* structural complexity: Effects of shoot length, shoot density, and surface area on the epifaunal community of San Diego Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 326(Moksnes 2002), 115–131. <https://doi.org/10.3354/meps326115>

Sirota, L., & Hovel, K. A. (2006). Simulated eelgrass *Zostera marina* structural complexity: Effects of shoot length, shoot density, and surface area on the epifaunal community of San Diego Bay, California, USA. *Marine Ecology Progress Series*, 326(Moksnes 2002), 115–131. <https://doi.org/10.3354/meps326115>

Tanner, J. E. (2005). Edge effects on fauna in fragmented seagrass meadows. *Austral Ecology*, 30(2), 210– 218. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2005.01438.x>

Taylor, R. 2008. Epifauna and Epiflora: Encyclopedia of Ecology (Second Edition) Volume 3. 1389-1393 p.

Terrados, J. y Duarte, C. (2000). Experimental evidence of reduced particle resuspension within a sea-grass (*Posidonia oceanica* L.) meadow. *Journal Exp. Mar biology and Ecology* 243: 45-53.

The SER international primer on ecological restoration. *Ecological Restoration*, 2(2), 206-207. <https://doi.org/S34>).

Anexo I

##*Posidonia* and *Cymodocea* analysis

```

#packages required
require(dplyr)
library(ggplot2)

#load data

Data <- read_excel("/Users/Usuario/Desktop/Luis/TFG Blanca/Copia de dades.xlsx",
  sheet = "EPI ")

##### CLUSTERS

datost <- Data[,-1] #quito columna de zona por no ser numérica
datost <- datost[-15] #quito columna de abundancia total

#aquí tengo que girar la tabla para hacer los clusters
library(data.table)
datos <- transpose(datost)
datos

rownames(datos) <- colnames(datost)
colnames(datos) <- rownames(datost)
datos

#uso el metodo del codo para decidir el numero de clusters que usaré
library(factoextra)
fviz_nbclust(x = datos, FUNcluster = kmeans, method = "wss", k.max = 10,
  diss = get_dist(datos, method = "euclidean"), nstart = 50)

#A partir de 3 clusters practicamente no obtenemos ganancia (ya no desciende significativamente)
#se evalúa la variación mínima dentro de un cluster

set.seed(123)
km_clusters <- kmeans(x = datos, centers = 3, nstart = 50)

# Las funciones del paquete factoextra emplean el nombre de las filas del
# dataframe que contiene los datos como identificador de las observaciones.
# Esto permite añadir labels a los gráficos.
fviz_cluster(object = km_clusters, data = datos, show.clust.cent = TRUE,
  ellipse.type = "euclid", star.plot = TRUE, repel = TRUE) +
  labs(title = "Resultados clustering K-means") +
  theme_bw() +
  theme(legend.position = "none")

##### DENDOGRAMA

datos <- scale(datos)
set.seed(101)

```

```

datos_dendograma <- hclust(d = dist(x = datos, method = "euclidean"),
                           method = "complete")

fviz_dend(x = datos_dendograma, k = 3, cex = 0.6) +
  geom_hline(yintercept = 5.5, linetype = "dashed") +
  labs(title = "Clustering Jerárquico",
       subtitle = "Distancia euclídea, K=3")
##Possidonia and Cymodocea analysis
#packages required
require(dplyr)
library(ggplot2)

#load data
Data <- read_excel("Desktop/UNI/TFG /PRCT II /Copia de dades.xlsx",
                  sheet = "Caract. Habitat ")
#subset data frame for Possidonia and Cymodocea
data_PO <- Data %>% select(1,3,7) %>% slice(6:15)
data_CO <- Data %>% select(1,4,6) %>% slice(1:5,16:25)

#subset vectors values for dif.gropus

##posi densitat
#interior pradera
densitat_int <- data_PO
densitat_int <- data_PO %>% select(2) %>% slice(1:5)
names(densitat_int)[1] <- "Densitat_int_m2"

#Borde Pradera
densitat_borde <- data_PO
densitat_borde <- data_PO %>% select(2) %>% slice(6:10)
names(densitat_borde)[1] <- "Densitat_borde_m2"

## Cymodocea densitat
#Mata
densitat_mata <- data_CO %>% select(2) %>% slice(1:5)
names(densitat_mata)[1] <- "Densitat_mata_m2"

#UP1
densitat_up1 <- data_CO %>% select(2) %>% slice(6:10)
names(densitat_up1)[1] <- "Densitat_up1_m2"

#UP2
densitat_up2 <- data_CO %>% select(2) %>% slice(11:15)
names(densitat_up2)[1] <- "Densitat_up2_m2"

#as mean UP1 and UP2 is the same (1230), groups are unified
mean(densitat_up1$Densitat_up1_m2)
mean(densitat_up2$Densitat_up2_m2)
data_CO$Zona <- data_CO$Zona[,6:15] == 'UP'

densitat_UP <- data_CO %>% select(2) %>% slice(6:15)

```

```

names(densitat_UP)[1] <- "Densitat_UP_m2"

#Possidonia Biomassa
#Int Pradera
biomassa_int <- data_PO %>% select(3) %>% slice(1:5)
names(biomassa_int)[1] <- "Biomassa_int"

#Borde Pradera
biomassa_borde <- data_PO %>% select(3) %>% slice(6:10)
names(biomassa_borde)[1] <- "Biomassa_borde"

##Cymodocea Biomassa
#Mata
biomassa_mata <- data_CO %>% select(3) %>% slice(1:5)
names(biomassa_mata)[1] <- "Biomassa_mata"

#UP1
biomassa_up1 <- data_CO %>% select(3) %>% slice(6:10)
names(biomassa_up1)[1] <- "Biomassa_up1"

#UP2
biomassa_up2 <- data_CO %>% select(3) %>% slice(11:15)
names(biomassa_up2)[1] <- "Biomassa_up2"

#Biomassa means are quite different so we cannot unify UP
mean(biomassa_up1$Biomassa_up1)
mean(biomassa_up2$Biomassa_up2)

tttest <- function(vector1, vector2){
  x <- t.test(vector1,vector2,
    mu=0, alt="two.sided",
    conf= 0.95, var.equal = F, paired = F)
  print(x)
}

Densitat_intvsborde <- tttest(densitat_int[,1], densitat_borde[,1])
Densitat_matavsUP <- tttest(densitat_mata[,1], densitat_UP[,1])
Biomassa_intvsborde <- tttest(biomassa_int[,1], biomassa_borde[,1])

#pairwise ttest for CO biomassa as we have 3 groups
pairwise.t.test(data_CO$`Biomasa CN g/m2`, data_CO$Zona,
  pool.sd = FALSE, p.adjust.method = "bonf",
  conf= 0.95, var.equal = F, paired = T,
  alternative = "two.sided", mu=0)

#### PLOTS #####
dens_int_vs_borde <- ggplot(data_PO, aes(x = `Zona`, y = `Densidad haz PO m2`))
dens_int_vs_borde + geom_boxplot()

```

```
biomas_int_vs_borde <- ggplot(data_PO, aes(x = `Zona`, y = `Biomasa PO g/m2`))
biomas_int_vs_borde + geom_boxplot()
```

```
dens_mata_vs_up <- ggplot(data_CO, aes(x = `Zona`, y = `Densidad haz CO m2`))
dens_mata_vs_up + geom_boxplot()
```

```
biomas_mata_vs_up <- ggplot(data_CO, aes(x = `Zona`, y = `Biomasa CN g/m2`))
biomas_mata_vs_up + geom_boxplot()
```

```
library(readxl)
library(dplyr)
library(gginnards)
Copia_de_dades <- read_excel("Desktop/UNI/TFG /PRCT II /Copia de dades.xlsx",
                             sheet = "Hoja3")
View(Copia_de_dades)
View(Copia_de_dades)
datos_PO <- Copia_de_dades
```

```
#T-STUDENT
borde <- data_frame(datos_PO) %>% select(2) %>% slice(1:5)
intrpad <- data_frame(datos_PO) %>% select(2) %>% slice(6:10)
```

```
test_PO <- t.test(borde, intrpad)
print(test_PO)
```

```
#GEOM_POINT
Zones <- factor(datos_PO$Replicas, labels = c("1", "2", "3", "4", "5"))
BOXPLOT_PO <- ggplot(datos_PO, aes(x=Zones, y=datos_PO$SupFoliarPO, fill=datos_PO$Zona)) +
  geom_point()
BOXPLOT_PO
```

```
library(readxl)
library(dplyr)
library(gginnards)
library(tidyverse)
library(ggpubr)
library(rstatix)
Copia_de_dades <- read_excel("Desktop/UNI/TFG /PRCT II /Copia de dades.xlsx",
                             sheet = "supfoliar2")
View(Copia_de_dades)
View(Copia_de_dades)
datos_CO <- Copia_de_dades
```

```
#Anova (La nostra variable resposta és la superfície foliar, per tant nosaltres volem mirar si varia la
superfície foliar segons el hàbitat. H0: No hi ha diferència en superfície foliar deguda al hàbitat, HA:
Sí que hi ha diferència pel que fa a la superfície foliar segons l'hàbitat)
Anova <- aov(datos_CO$SupFoliarCO~datos_CO$Zona)
summary.aov(Anova)
```

#RESULTAT: P-valor=0.0775, superior a 0.05, per tant clarament NO hi ha diferències significatives en l'hàbitat.

#BOXPLOT ANOVA

```
BOX <- ggplot(datos_CO, aes (x=datos_CO$Zona, y=datos_CO$SupFoliarCO, colour=datos_CO$Zona))  
+ geom_boxplot()
```

BOX