

Comunidades de moluscos de las praderas de fanerógamas marinas (*Zostera marina* y *Cymodocea nodosa*) del sur de la Península Ibérica

Alexandre Roi González* (✉), Manuel Jesús Maestre, Emilio Sánchez-Moyano & José Carlos García-Gómez

Laboratorio de Biología Marina, Dpto. Fisiología y Zoología, Facultad de Biología, Universidad de Sevilla, Avd. Reina Mercedes 6, 41012, Sevilla, España.

* bioroi@gmail.com
(✉) Corresponding Author

Resumen

Las praderas de fanerógamas marinas representan uno de los habitats más importantes que existen en los fondos blandos de las aguas costeras mundiales debido a la alta riqueza y la densidad animal que poseen en comparación con fondos sin vegetación.

Se ha estudiado la composición de las comunidades de moluscos asociadas a los praderas de fanerógamas marinas en las aguas costeras del mediterráneo occidental (mar de Alboran). La identificación taxonómica fue realizada al nivel de especie, hallándose un total de 45 diferentes. Se realizaron análisis estadísticos (univariantes y multivariantes) y correlaciones entre la biomasa y la diversidad para observar la influencia de la complejidad de la pradera en la composición de la fauna malacológica.

Riassunto

Le praterie di fanerogame marine rappresentano uno degli habitat più importanti che si trovano nei fondi morbidi delle acque costiere del mondo per la grande abbondanza e densità di organismi animali rispetto ai fondi senza vegetazione.

Attualmente la composizione della malacofauna associata alle praterie di fanerogame marine (*Zostera marina* e *Cymodocea nodosa*) nelle acque costiere del Mediterraneo occidentale è poco nota. Sono stati raccolti campioni della fauna durante l'estate del 2004 in tre località della Spagna meridionale (due praterie di *Cymodocea nodosa* e una di *Zostera marina*). I campioni di ogni prateria sono stati prelevati su i quattro punti cardinali (Nord, Sud, Est ed Ovest). L'identificazione, condotta a livello specifico, ha permesso di determinare 45 specie. Per ogni campione è stata determinata la biomassa (foglie e rizomi). Con i dati raccolti sono state effettuate analisi statistiche (univariate e multivariate) e correlazioni tra la biomassa e la diversità per saggiare l'influenza del grado di complessità della prateria sulla composizione della malacofauna. I risultati preliminari mostrano una correlazione positiva tra la biomassa ed il numero delle specie.

Abstract

Seagrasses meadows are one of the most important habitats on the soft bottoms of coastal waters around the world. This importance lies in the major richness and animal density that they support in comparison with the adjacent unvegetated bottoms. The composition of the molluscan assemblages associated to seagrasses meadows (*Zostera marina* and *Cymodocea nodosa*) in the coastal waters of the Western Mediterranean (Alboran Sea) is poorly known.

Samples of macrobenthic fauna were collected during the summer 2004 at three localities off Southern Spain (two meadows of *Cymodocea nodosa* and one of *Zostera marina*). The sampling of each meadow was located on the four cardinal points (N, S, E, W). The taxonomic identification was carried out to the species level and a total of 45 different species were found. Seagrass biomass of the seagrass (leaves and rhizomes) was also quantified for each sample.

Statistical analyses (univariate and multivariate) and correlations between the biomass and diversity were performed to test the influence of the meadow complexity to the composition of the malacological fauna. The preliminary results show a positive correlation between biomass and number of species.

Palabras clave

Praderas de fanerógamas marinas, moluscos, Mediterráneo.

Introducción

Las praderas de fanerógamas marinas representan uno de los habitats más importantes de los fondos blandos en las aguas costeras de todo el mundo (Den Hartog, 1970; Templado, 2004). Esta importancia radica en que poseen una mayor riqueza específica y densidad animal que los fondos adyacentes sin vegetación (Heck *et al.*, 1995). Además, las fanerógamas pueden ser excelentes indicadores de cambios (Dauvin, 1997), naturales o artificiales, en la biodiversidad, tanto en términos de abun-

dancia y composición, bien sean debidos a cambios abióticos, bióticos o antropogénicos.

El presente estudio forma parte de un proyecto de seguimiento a largo plazo del estado de conservación de las praderas de fanerógamas marinas y para tratar de observar los cambios en dicho estado de la forma más clara posible, se han situado los puntos de muestreo en los cuatro bordes cardinales. Los bordes de las praderas, como exponente de hábitat fragmentado, son zonas variables y sensibles a cambios. Además, poseen una importancia relativamente alta en la distribución de la

fauna y en las relaciones tróficas existentes (Bologna y Heck, 1999 a; Sánchez-Jerez *et al.*, 1999). Con el seguimiento de los puntos cardinales se trata de obtener una imagen lo más globalizada posible de los posibles cambios en la pradera.

El muestreo de macrofauna realizado únicamente en los bordes puede conllevar problemas de no representatividad de la comunidad de moluscos global de la pradera. La influencia del tamaño de las manchas de fanerógamas o la cercanía al borde de la pradera sobre la distribución de la fauna es controvertida, ya que para ciertos autores no existe un efecto significativo (Bell *et al.*, 2001), mientras que otros trabajos sí encuentran influencias de estos factores en la diversidad y densidad de la fauna (Healey y Hovel, 2004). Para los moluscos bivalvos existen indicios de escasa respuesta a los límites del hábitat en zonas fragmentadas (Tanner, 2005). Futuros muestreos de las praderas incluyen puntos en el interior de las praderas, para poder evaluar la existencia de diferencias significativas en la distribución de la comunidad de moluscos, así como la evolución temporal de dichas comunidades.

El conocimiento de la composición de las comunidades de moluscos de las praderas de fanerógamas (*Zostera marina* y *Cymodocea nodosa*) en las aguas costeras del Mar de Alborán (Mediterráneo Occidental) está actualmente en desarrollo y restringido a zonas muy concretas (Ballesteros *et al.*, 2004; García-Raso *et al.*, 2004), por lo cual el objetivo del presente estudio es contribuir a mejorar el conocimiento del grupo en esta área geográfica y representar un punto de partida para la caracterización total de la macrofauna de moluscos de las praderas estudiadas.

Material y métodos

Las praderas de fanerógamas marinas estudiadas se localizan en tres zonas del litoral andaluz (Fig. 1), todas ellas con alguna figura de protección ambiental: en Tarifa (Cádiz), dentro del Parque Natural del Estrecho, se ha estudiado una pradera de *Cymodocea nodosa*, entre 11 y 17 metros de profundidad; en Maro (Málaga), dentro del Paraje Natural de los Acantilados de Maro-Cerro Gordo, se estudió una pradera de *Zostera marina*, entre 11 y 16 metros; y finalmente en Los Genoveses (Almería), dentro del Parque Natural de Cabo de Gata-Níjar, una pradera de *Cymodocea nodosa*, entre 9.5 y 10.5 metros.

Para la toma de muestras, se establecieron cuatro estaciones por cada pradera, correspondientes a cada uno de los cuatro bordes cardinales de la misma (Norte, Sur, Este y Oeste), a una distancia de 5 metros hacia el interior de la misma.

Los muestreos se realizaron entre los meses de julio y septiembre de 2004. Para cada estación, se tomaron 5 réplicas con una cuadrícula de 15 × 15 cm, que se clavaba 5 cm en el sedimento, obteniéndose una muestra total de 1125 cm³ de sedimento y hojas. Las muestras de sedimento eran recogidas manualmente y almacenadas en bolsas de cierre estanco situadas lo más cerca posible

de la cuadrícula, para tratar de minimizar la pérdida de especies que habiten preferentemente sobre las hojas en lugar del sustrato. Cada réplica era tamizada en agua de mar mediante un tamiz con una luz de malla de 0.5 mm, fijada con etanol al 90% y teñida con rosa de bengala. Posteriormente, se procedía a la separación, determinación y cuantificación de las distintas especies. Los resultados de abundancias de moluscos se han presentado sumando todas las réplicas y todas las estaciones, debido al escaso número de individuos existente en cada réplica. Se calculó la biomasa de fanerógamas de cada réplica y se expresó en peso seco y peso húmedo. Se determinó la granulometría del sedimento por el método de Buchanan y Kain (Buchanan y Kain, 1984). El contenido en materia orgánica se analizó calcinando las muestras a 500° C durante 6 horas y volviendo a pesarlas (Estacio *et al.*, 1997). Los valores de estos parámetros fueron estudiados mediante análisis univariantes, usando el programa SPSS.

Con los datos de abundancia se calculó la riqueza específica con el índice de Margalef (Margalef, 1974), la diversidad según el índice de Shannon-Wiener (Shannon y Weaver, 1963) y la equitatividad de Pielou (Pielou, 1984). Las diferencias existentes entre los valores de éstos índices fueron estudiadas mediante análisis univariantes, usando el programa SPSS.

La matriz de datos biológicos (valores de abundancia de las especies en las distintas estaciones) fue sometida a un análisis de clasificación empleando el algoritmo de agrupación UPGMA. El índice de similaridad empleado fue el de Bray-Curtis (Bray y Curtis, 1957). Adicionalmente fue sometida a un análisis MDS ("Non-metric multidimensional scaling"). Para contrastar la veracidad de la ordenación se empleó el coeficiente de estrés de Kruskal (Kruskal y Wish, 1978). Las diferencias en los valores de abundancia de los diferentes grupos de moluscos se estudiaron mediante análisis univariantes, usando el programa SPSS.

Por último, se han establecido correlaciones con el coeficiente de Pearson, una vez comprobada la normalidad de los datos, entre las variables morfológicas de la planta y los parámetros univariantes de la comunidad.

Resultados

Los datos de granulometría del sedimento de las tres praderas (Fig. 2) revelan diferencias significativas en cuanto a la proporción de arenas finas (Test Kruskal-Wallis, $K = 6.489$, $p = 0.039$) y muy finas (Test Kruskal-Wallis, $K = 7.261$, $p = 0.027$) entre la praderas de Málaga y las de Almería y Cádiz, mientras que entre estas dos últimas no las hay. Para los datos de materia orgánica del sedimento, igualmente se hallaron diferencias significativas (Test ANOVA, $F = 51.115$, $p < 0.001$) entre los obtenidos en Málaga y los de Almería y Cádiz, mientras que entre Almería y Cádiz no existían diferencias. Los valores de biomasa de cada pradera se recogen en la **Tabla 1**.

Se han determinado 28 especies de moluscos en la pradera de Málaga, siendo las más abundantes *Nassarius*

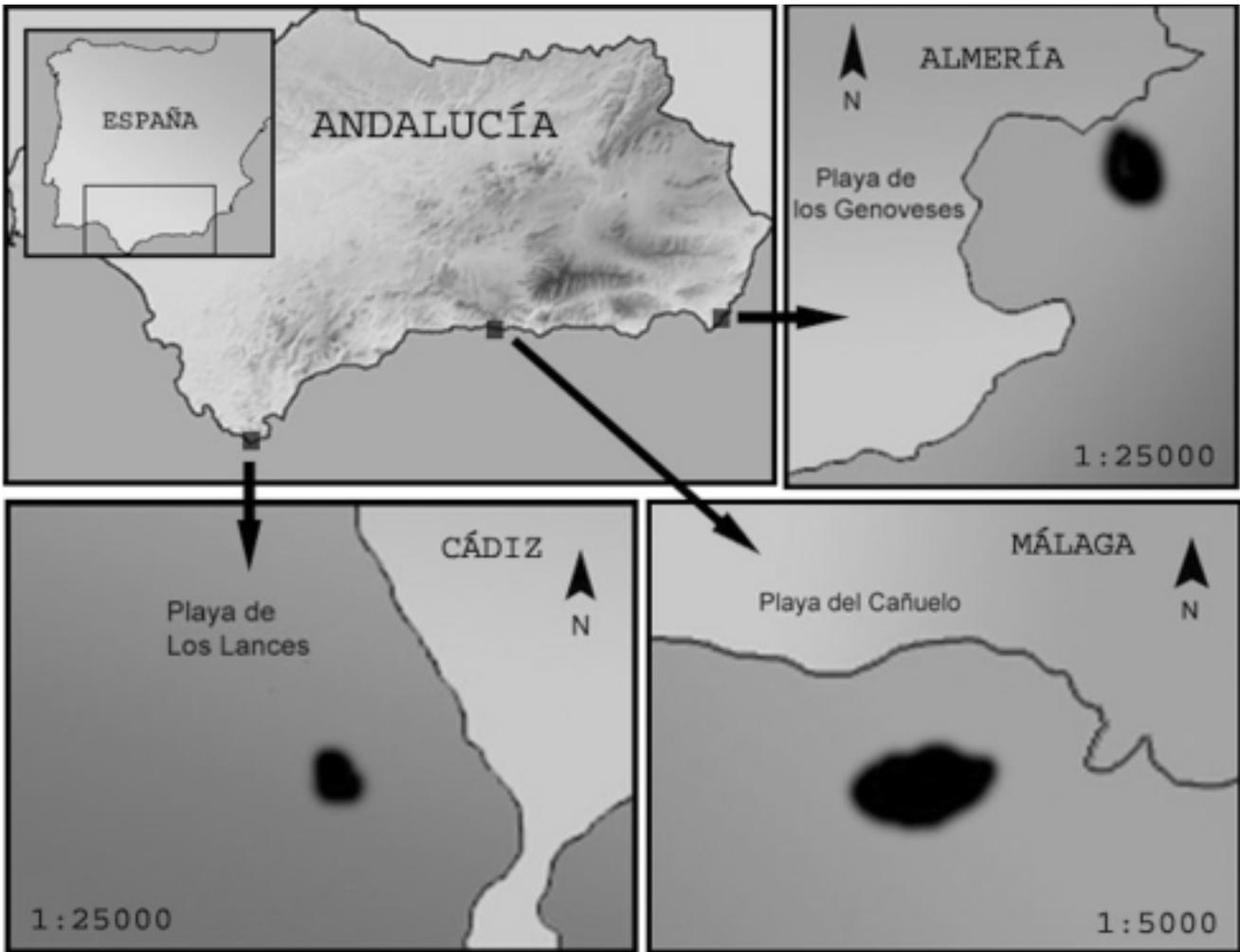


Fig. 1. Mapa con la localización de cada una de las praderas de fanerógamas estudiadas.

Fig. 1. Mappa con l'ubicazione delle praterie di fanerogame studiate.

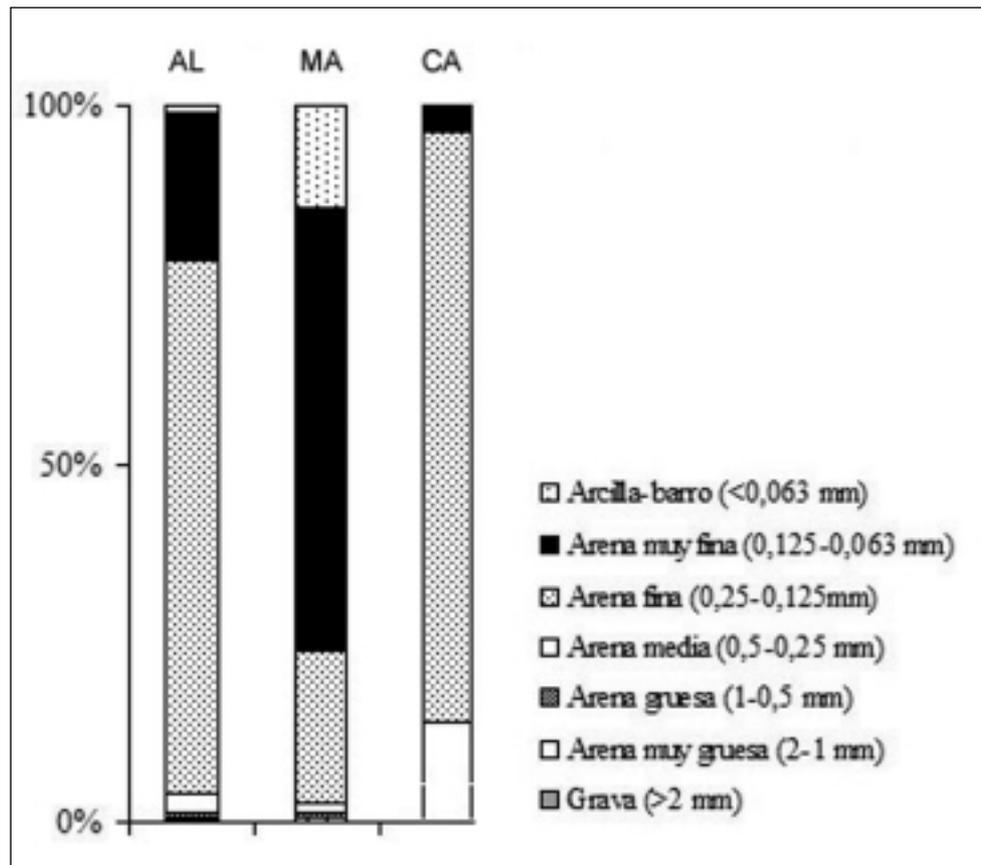


Fig. 2. Tamaños de las partículas del sedimento de las tres praderas en 2004. Los valores corresponden a la media de las tres réplicas.

Fig. 2. Grandezza delle particelle di sedimento delle tre praterie nel 2004. I valori corrispondono alla media delle tre repliche.

	Biovolumen (ml.)	Peso húmedo (grs.)	Peso seco (grs.)
Genoveses (Almería)	8.05	4.08	1.06
Tarifa (Cádiz)	6.1	2.79	0.54
Maro (Málaga)	13.3	8.43	1.34

Tab. 1. Parámetros escogidos para reflejar la biomasa de frondes de las praderas: Peso seco, peso húmedo y biovolumen medio de las frondes presentes en las muestras analizadas (15 × 15 × 5 cms.).

Tab. 1. Parametri scelti per rappresentare la biomassa delle fronde delle praterie: Peso secco, peso umido e biovolume medio delle fronde presenti nel campione esaminato (15 × 15 × 5 cm).

reticulatus (Ström, 1768), *Nassarius pygmaeus* (Lamarck, 1822) y *Jujubinus striatus* (Linnaeus, 1758), 18 especies en la de Cádiz, donde destacaban *Loripes lacteus* (Linnaeus, 1758), *Gouldia minima* (Montagu, 1803) y *Digitaria digitata* (Linnaeus, 1758) y 21 especies en la de Almería, siendo *Smaragdia viridis* (Linnaeus, 1758), *Venus casina* (Linnaeus, 1758) y *Tricolia pullus* Linnaeus, 1758 las más abundantes. El total de especies diferentes es de 45, las cuales están detalladas en la **Tabla 2**.

Se ha encontrado una correlación positiva entre el número de especies existente y la biomasa de las frondes de la pradera ($r = 0.71$ y $r = 0.66$ para el peso seco y húmedo respectivamente, $p < 0.05$), ya observado en otros estudios con macroinvertebrados infaunales (Webster *et al.*, 1998).

El análisis de los parámetros univariantes que describen a la comunidad de moluscos reveló la existencia de diferencias significativas entre la pradera de Málaga (de

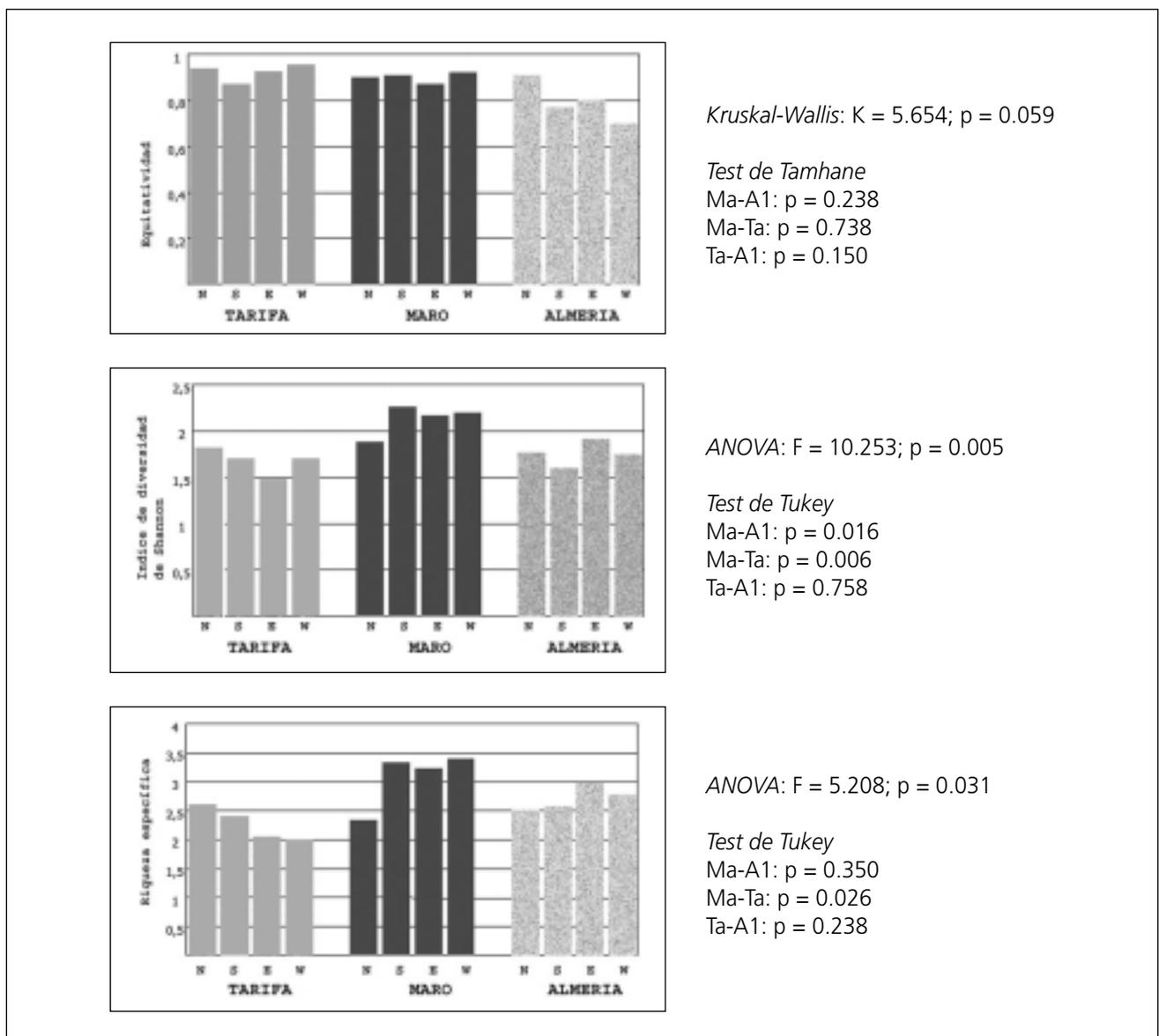


Fig. 3. Parámetros de Riqueza, diversidad de Shannon y equitatividad de Pielou de la comunidad de moluscos de las tres praderas en 2004, y los resultados de los análisis univariantes (ANOVA para los datos paramétricos y Kruskal-Wallis para los no paramétricos) de dichos parámetros.

Fig. 3. Parametri di Ricchezza, diversità di Shannon ed equivalenza di Pielou della comunità di molluschi delle tre praterie nel 2004, e i risultati delle analisi univarianti (ANOVA per i dati parametrici e Kruskal-Wallis per quelli non parametrici) di detti parametri.

Familia y Especie	N° Individuos/0.45 m ²		
	Málaga	Almería	Cádiz
Acteonidae - <i>Acteon tornatilis</i> (Linnaeus, 1758)	—	1	—
Anomioidae - <i>Anomia ephippium</i> (Linnaeus, 1758)	—	1	—
Astartidae - <i>Digitaria digitata</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	4
Cardiidae - <i>Parvicardium exiguum</i> (Gmelin, 1791)	—	—	2
Cerithiidae - <i>Bittium reticulatum</i> (da Costa, 1778)	1	—	—
Corbulidae - <i>Corbula gibba</i> (Olivi, 1792)	—	—	1
Lucinidae - <i>Loripes lacteus</i> (Linnaeus, 1758)	3	1	8
Mactridae - <i>Spisula</i> sp.	1	—	—
Mactridae - <i>Spisula subtruncata</i> (da Costa, 1778)	5	3	3
Mangeliidae - <i>Mangelia</i> sp.	2	2	—
Marginellidae - <i>Gibberula miliaria</i> (Linnaeus, 1758)	—	—	1
Montacutidae - <i>Mysella bidentata</i> (Montagu, 1803)	—	—	2
Mytilidae - <i>Modiolus</i> sp.	1	1	—
Mytilidae - <i>Musculus costulatus</i> (Risso, 1826)	3	1	—
Nassariidae - <i>Nassarius corniculus</i> (Olivi, 1792)	—	—	1
Nassariidae - <i>Nassarius pygmaeus</i> (Lamarck, 1822)	19	3	3
Nassariidae - <i>Nassarius reticulatus</i> (Ström, 1768)	12	—	—
Naticidae - <i>Payraudeautia intricata</i> (Donovan, 1804)	1	—	1
Neritidae - <i>Smaragdia viridis</i> (Linnaeus, 1758)	—	45	—
Nuculidae - <i>Nucula</i> sp.	2	—	—
Nuculidae - <i>Nuculana pella</i> (Linnaeus, 1767)	1	—	—
Pharidae - <i>Phaxas pellucidus</i> (Pennant, 1777)	2	—	—
Phasianellidae - <i>Tricolia</i> sp.	—	—	1
Phasianellidae - <i>Tricolia pullus</i> Linnaeus, 1758	—	10	—
Pinnidae - <i>Pinna nobilis</i> Linnaeus, 1758	1	—	—
Psammobiidae - <i>Psammobia fervensis</i> (Gmalin, 1791)	1	—	2
Rissoidae - <i>Rissoa monodonta</i> Philippi, 1836	—	6	—
Scaphandridae - <i>Cylichna cylindracea</i> (Pennant, 1777)	1	—	—
Scaphandridae - <i>Scaphander lignarius</i> (Linnaeus, 1758)	—	1	—
Semelidae - <i>Abra nitida</i> (Müller O.F., 1776)	—	—	2
Semelidae - <i>Ervilia castanea</i> (Montagu, 1803)	—	1	—
Solemyidae - <i>Solemya togata</i> (Poli, 1791)	2	—	—
Tellinidae - <i>Tellina</i> sp.	10	1	1
Tellinidae - <i>Tellina tenuis</i> da Costa, 1778	2	—	—
Thraciidae - <i>Thracia</i> sp.	1	1	3
Trochidae - <i>Gibbula leucophaea</i> (Philippi, 1836)	1	2	—
Trochidae - <i>Jujubinus ruscurianus</i> (Weinkauff, 1868)	2	—	—
Trochidae - <i>Jujubinus striatus</i> (Linnaeus, 1758)	11	2	—
Veneridae - <i>Acanthocardia tuberculata</i> (Linnaeus, 1758)	—	1	—
Veneridae - <i>Clausinella fasciata</i> (da Costa, 1778)	1	2	1
Veneridae - <i>Dosinia</i> sp.	—	—	1
Veneridae - <i>Gouldia minima</i> (Montagu, 1803)	3	8	4
Veneridae - <i>Pitar rudis</i> (Poli, 1795)	1	—	—
Veneridae - <i>Venus casina</i> (Linnaeus, 1758)	5	14	—
Veneridae - <i>Venus verrucosa</i> Linnaeus, 1758	1	—	—

Tab. 2. Familias y Especies de moluscos presentes en las tres praderas de fanerógamas estudiadas.

Tab. 2. Famiglie e specie di molluschi presenti nelle tre praterie di fanerogame studiate.

Zostera marina) y las de Cádiz y Almería (de *Cymodocea nodosa*), en cuanto a la diversidad, así como diferencias entre Málaga y Cádiz en cuanto a la riqueza específica. Respecto a la equitatividad no se hallaron diferencias (Fig. 3).

La abundancia de los dos grupos de moluscos más importantes en las tres praderas (bivalvos y gasterópodos), con una distribución vertical en la pradera muy diferenciada (los primeros son infaunales y los segundos son epifaunales) también mostró diferencias significativas para los gasterópodos (Test Kruskal-Wallis, $K = 7.516$, $p = 0.026$), que son dominantes en Almería. Para los moluscos bivalvos no se hallaron diferencias significativas (Test ANOVA, $F = 0.598$, $p = 0.570$) y eran los dominantes en Cádiz. En Málaga ambos grupos estaban representados casi al 50% (Fig. 4).

El análisis de clasificación de las diferentes estaciones de muestreo dentro de una misma pradera, ya sean las de *Cymodocea nodosa* o la de *Zostera marina*, mostró como se asocian claramente entre sí (Fig. 5), a excepción de los bordes Este y Oeste de la pradera de Tarifa, donde el bajo número de individuos hallados los separa de los otros dos bordes de dicha pradera. Esto refleja la diferente composición específica existente en cada una de ellas.

Discusión

Las especies de moluscos más representativas de praderas de fanerógamas halladas durante este estudio, coinciden con las descritas para otras praderas de la zona mediterránea, tanto para *Cymodocea nodosa* (Ballesteros *et al.*, 2004) como para *Zostera marina* (García-Raso *et al.*, 2004).

Los datos del sedimento revelaron diferencias entre las praderas según la especie que la componía (*Zostera marina* vs. *Cymodocea nodosa*), pero no se mostraron rele-

vantes para explicar las diferencias en la distribución de los diferentes grupos de moluscos. Según los datos obtenidos en el análisis de la granulometría, observamos como ambas especies estructuran el sedimento de forma diferente, pero esto no parece afectar de forma importante a la distribución de moluscos en las praderas estudiadas.

Las diferencias significativas existentes en cuanto a las abundancias de los dos grupos mayoritarios de moluscos en las praderas, bivalvos y gasterópodos, podrían explicarse por la existencia de una mayor cobertura y biomasa de fanerógamas, ya que la biomasa es uno de los factores más influyentes sobre la comunidad de macroinvertebrados de las praderas de fanerógamas (Stoner, 1980; Atrill *et al.*, 2000). Los datos de biomasa no muestran unas diferencias significativas entre las praderas, pero esto puede deberse a que las muestras, al ser tomadas de las zonas cercanas a los bordes, no representan fielmente la biomasa global de la pradera, sino de un hábitat más fragmentado. Observaciones propias revelaban un estado global de mayor densidad de frondes en Málaga y Almería que en Cádiz. Asumiendo esto, la presencia de un mayor número de moluscos prosobranquios se asociaría a una mayor densidad de hojas (Bell y Westoby, 1986; Edgar y Robertson, 1992), bien sea por una menor depredación o bien por preferencia de hábitat. Sin embargo, debemos tener en cuenta que la fauna móvil en las praderas se ve influenciada por otros parámetros, como son los recursos tróficos o la complejidad estructural (Bologna *et al.*, 1999 b). El número de bivalvos es similar en las tres zonas, ya que la depredación sobre ellos no es tan dependiente de la cobertura como en el caso de la epifauna (Irlandi *et al.*, 1999). Al igual que con la fauna móvil, también la comunidad infaunal se ve afectada por parámetros no medidos en este estudio, como la densidad de hojas en la pradera (Webster *et al.*, 1998). En cualquier caso, este

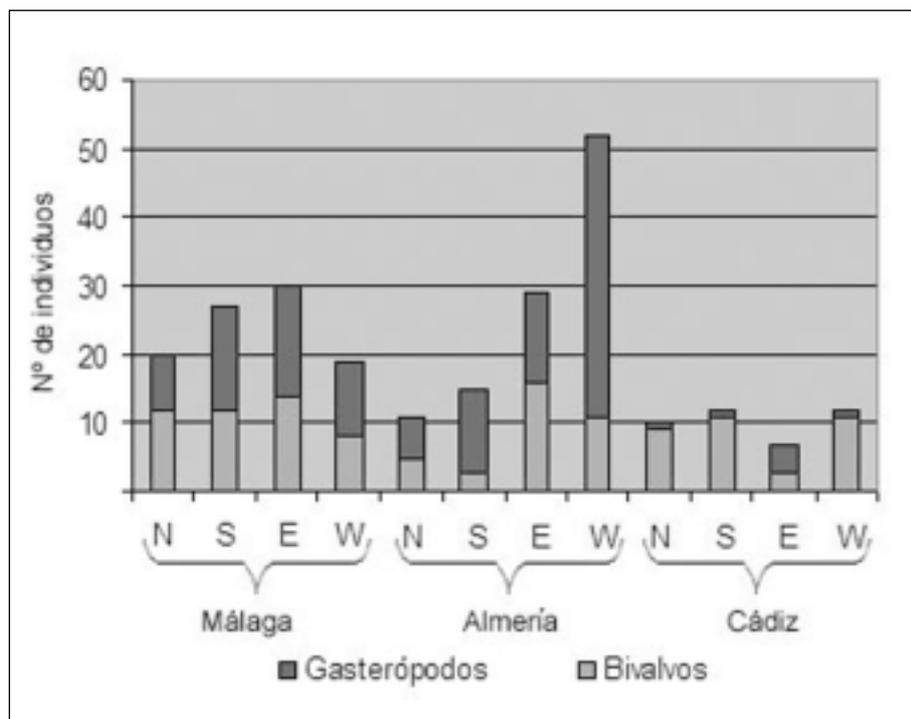


Fig. 4. Abundancia de los principales grupos de moluscos en las tres praderas de fanerógamas estudiadas.

Fig. 4. Abbonanza dei principali gruppi dei molluschi nelle tre praterie di fanerogame studiate.

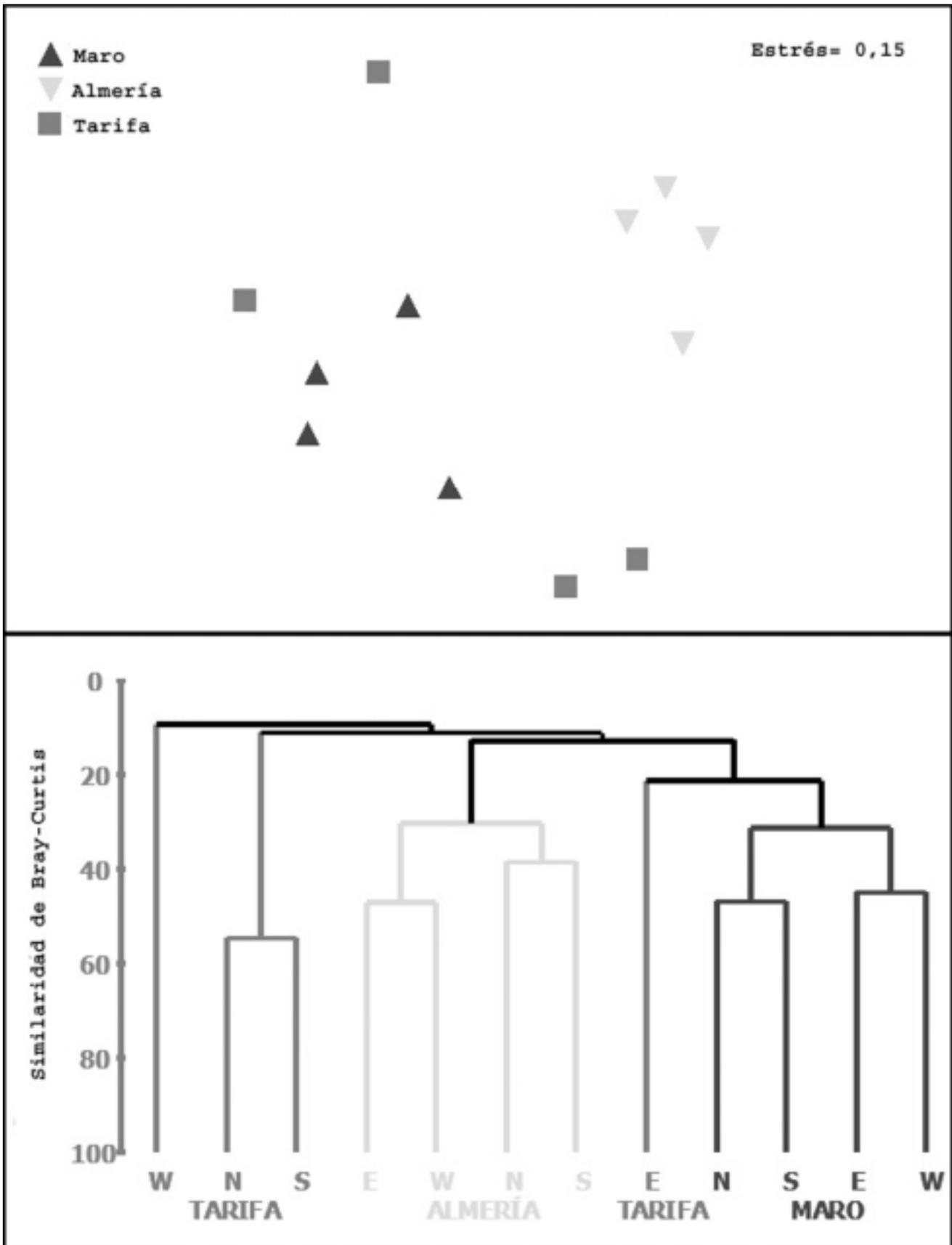


Fig. 5. Ordenación MDS y dendrograma de las estaciones muestreadas basados en el índice de similitud de Bray-Curtis.

Fig. 5. Ordinazione MDS e dendrogramma delle stazioni esaminate basati sull'indice di somiglianza di Bray-Curtis.

artículo es un estudio preliminar tanto de la fauna como de la estructura de las praderas, que será ampliado en un futuro con nuevos datos y parámetros.

La comunidad de moluscos es capaz de diferenciar las praderas entre sí de una forma fiable, tanto a nivel de

localización geográfica (análisis de clasificación o clúster) como de especies que la componen (diferencias en la riqueza específica), a pesar de que la estructura de la comunidad es muy similar en otros aspectos, como la equitatividad.

En definitiva, la comunidad de moluscos de las praderas de fanerógamas constituye una parte importante de la fauna de las mismas, con la ventaja de que su identificación y caracterización es posible realizarla de forma fácil y rápida. La información de la cual provee es suficiente para diferenciar cada pradera frente a otras de diferentes zonas geográficas.

Agradecimientos

A los compañeros del Laboratorio de Biología Marina, Free Espinosa Torre, Isabel García Asencio, José Manuel Guerra García y Aurora Ruiz Tabares, por la colaboración durante el trabajo de campo y el tratamiento de los datos, así como a la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, por financiar el proyecto "Empleo del sustrato rocoso en la vigilancia y control de la calidad ambiental de los fondos del litoral andaluz" que ha hecho posible este estudio.

Bibliografía

ATRILL M.J., STRONG J.A. & ROWDEN A.A., 2000. Are macroinvertebrate communities influenced by seagrass structural complexity?. *Ecography*, **23**: 114-121.

BALLESTEROS E., GARCÍA-RASO J.E., SALAS C., GOFÁS S., MORENO D. & TEMPLADO J., 2004. La comunidad de *Cymodocea nodosa*: flora y fauna. En: Luque A.A. y Templado J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 146-153.

BELL J.D. & WESTOBY M., 1986. Abundance of macrofauna in dense seagrass is due to habitat preference, not predation. *Oecologia*, **68**: 205-209.

BELL S.S., BROOKS R.A., ROBBINS B.D., FONSECA M.S. & HALL M.H., 2001. Faunal response to fragmentation in seagrass habitats: implications for seagrass conservation. *Biological Conservation*, **100**: 115-123.

BOLOGNA P.A.X. & HECK K.L., 1999 a. Differential predation and growth rates of bay scallops within a seagrass habitat. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **239**: 299-314.

BOLOGNA P.A.X. & HECK K.L., 1999 b. Macrofaunal associations with seagrass epiphytes. Relative importance of trophic and structural characteristics. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **242**: 21-39.

BRAY J.R. & CURTIS J.T., 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecological Monographs*, **27**: 325-349.

BUCHANAN J.D. & KAIN J.M., 1984. Measurement of the physical and chemical environment. In: N.L. HOLME & A.D. MCINTYRE (eds.), *Methods for the study of marine benthos*. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 30-50.

DAUVIN J.C. (edit.), 1997 - *Les biocénoses marines el litorales françaises des côtes Atlantique, Manche et Mer du Nord, synthèses, menaces et perspectives*. Laboratoire de Biologie des Invertébrés Marins et Malacologie, Service du Patrimoine naturel /IEGB/ MNHN, Paris, 142 pp.

DEN HARTOG C., 1970. *The seagrasses of the world*, Elsevier, Amsterdam, London, 275 pp.

EDGAR G.J. & ROBERTSON A.I., 1992. The influence of seagrass structure on the distribution and abundance of mobile epifauna: pattern and process in a Western Australian *Amphibolis* bed. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **160**: 13-31.

ESTACIO F.J., GARCÍA-ADIEGO E.M., FA D., GARCÍA-GÓMEZ J.C.,

DAZA J.L., HORTAS F. & GÓMEZ-ARIZA J.L., 1997. Ecological análisis in a polluted area of Algeciras Bay (Southern Spain): external "versus" internal outfalls and environmental implications. *Marine Pollution Bulletin*, **34**: 780-793.

GARCÍA-RASO J.E., SALAS C., GOFÁS S., BARRAJÓN A. & GARCÍA-MUÑOZ J.E., 2004. La comunidad de *Zostera marina*: flora y fauna. En: LUQUE A.A. Y TEMPLADO J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 162-172.

HEALEY D. & HOVEL K.A., 2004. Seagrass bed patchiness: effects on epifaunal communities in San Diego Bay, USA. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **313**: 155-174.

HECK K.L., ABLE K., ROMAN C. & FAHAY M., 1995. Composition, abundance, biomass and production of macrofauna in a New England estuary: comparison among eelgrass meadows and other nursery habitats. *Estuaries*, **18**: 379-389.

IRLANDI E.A., 1994. Large- and small-scale effects of habitat structure on rates of predation: how percent coverage of seagrass affects rates of predation and siphon nipping on a infaunal bivalve. *Oecologia*, **98**: 176-183.

KRUSKAL J.B. & WISH M., 1978. *Multidimensional scaling*. Sage Publications, Beverley Hills, California.

MARGALEF R., 1974. *Ecología*. Ed. Omega, Barcelona, 951 pp.

PIELOU E.C., 1984. *The interpretation of ecological data: a primer on a classification and ordination*. John Wiley and Sons, New York, 263 pp.

SANCHEZ-JEREZ P., BARBERÁ C. & RAMOS, A.A., 1999. Comparison of the epifaunal distribution in *Posidonia oceanica*, *Cymodocea nodosa* and unvegetated bottoms: importance of meadow edges. *Acta Oecologica*, **20** (4): 391-405.

SHANNON C.E. & WEAVER W., 1963. *The mathematical theory of communication*. Univ. of Illinois Press, Urbana, Illinois, 117 pp.

STONER A.W., 1980. The role of seagrass biomass in the organization of benthic macrofaunal assemblages. *Bulletin of Marine Science*, **30**: 537-551.

TANNER J.E., 2005. Edge effects on fauna in fragmented seagrass meadows. *Austral Ecology*, **30**: 210-218.

TEMPLADO J., 2004. Las Praderas de Fanerógamas Marinas. Introducción. En: LUQUE Á.A. Y TEMPLADO J. (Coords.), *Praderas y bosques marinos de Andalucía*. Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, Sevilla: 55-60.

WEBSTER P.J., ROWDEN A.A. & ATRILL M.J., 1998. Effect of Shoot Density on the infaunal Macro-invertebrate Community within a *Zostera marina* Seagrass bed. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **47**: 351-357.