



Ciencias Marinas

ISSN: 0185-3880

cmarinas@uabc.mx

Universidad Autónoma de Baja California
México

De Biasi, AM; Pacciardi, L
Macrobenthic communities in a fishery exclusion zone and in a trawled area of the middle Adriatic Sea
(Italy)
Ciencias Marinas, vol. 34, núm. 4, 2008, pp. 433-444
Universidad Autónoma de Baja California
Ensenada, México

Available in: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=48013188003>

- How to cite
- Complete issue
- More information about this article
- Journal's homepage in redalyc.org

redalyc.org

Scientific Information System
Network of Scientific Journals from Latin America, the Caribbean, Spain and Portugal
Non-profit academic project, developed under the open access initiative

Macrobenthic communities in a fishery exclusion zone and in a trawled area of the middle Adriatic Sea (Italy)

Comunidades macrobénticas en una zona vedada a la pesca y en una zona de pesca de arrastre en la parte central del Mar Adriático (Italia)

AM De Biasi*, L Pacciardi

Centro Interuniversitario di Biologia Marina ed Ecologia Applicata, V. le N. Sauro 4, I-57127 Livorno, Italy.

* E-mail: a.debiasi@cibm.it

Abstract

Macrobenthic communities in a commercial fishing ground (middle Adriatic Sea) exploited by otter trawling were compared with communities living in an area closed to fishing for over 10 years located near a gas platform. Our data highlighted significant differences in macrofaunal community structure between the two areas. In addition, the macrofaunal communities in the fished area displayed evidence of a higher level of stress compared with the other one. Several taxa reported in the literature as being sensitive to trawling (e.g., *Ebalia tuberosa*, *Callianassa subterranea*) were markedly more abundant in the area not affected by fishing. Macrofaunal community analysis using the index of multivariate dispersion and *k*-dominance curves provided evidence of stress in the fished area; however, it is not possible to predict whether the patterns observed will remain consistent over time based on only two temporal replicates. It is likely that the magnitude of the macrofaunal community response to fishing changes during the year according to season and fishing effort.

Key words: bottom trawling, ecosystem disturbance, middle Adriatic Sea, sediment distribution, zoobenthos.

Resumen

Se compararon las comunidades macrobénticas de una zona de pesca de arrastre comercial (parte central del Mar Adriático) con las de una zona vedada a la pesca por más de 10 años localizada cerca de una plataforma gasera. Los datos mostraron diferencias significativas en la estructura de la comunidad de macrofauna entre las dos zonas. Además, las comunidades de macrofauna en la zona de pesca evidenciaron un mayor nivel de estrés que las de la zona de exclusión. Varios taxones que en la literatura aparecen como susceptibles a la pesca de arrastre (e.g., *Ebalia tuberosa*, *Callianassa subterranea*) resultaron notablemente más abundantes en la zona vedada. El análisis de la comunidad de macrofauna mediante el índice de dispersión multivariante y las curvas de dominancia *k* proporcionó evidencias de estrés en la zona de pesca; sin embargo, no es posible predecir si los patrones observados continuarán en el tiempo con base en sólo dos réplicas estacionales. Es probable que la magnitud de la respuesta de la comunidad macrofaunal a la pesca cambie durante el año según la temporada y el esfuerzo pesquero.

Palabras clave: distribución de sedimentos, Mar Adriático, perturbación del ecosistema, pesca de arrastre de fondo, zoobentos.

Introduction

Fishing is considered to be one of the most widespread and worrying sources of anthropogenic disturbance (Dayton *et al.* 1995, Norse and Watling 1999). In the past the detrimental effects of fishing were underestimated and structural changes in macrozoobenthic communities were often attributed to chemical contamination or eutrophication (Rachor 1990). In order to better understand ecological processes and to improve management of renewable marine resources, many trawl-impact studies have been undertaken worldwide (for critical reviews see Jennings and Kaiser 1998, Johnson 2002); however, because of the great variability in the physical and biological responses of the environment to trawling disturbance (Gislason 1994, McConnaughey *et al.* 2000), few generalities have emerged. Contrasting results reflect the complexity

Introducción

La pesca es considerada una de las mayores y más preocupantes fuentes de perturbación antropogénica (Dayton *et al.* 1995, Norse y Watling 1999). Anteriormente se subestimaban los efectos adversos de la pesca, y los cambios estructurales en las comunidades zoobénticas frecuentemente se atribuían a la contaminación química o a la eutrofización (Rachor 1990). Para entender mejor los procesos ecológicos y mejorar el manejo de los recursos marinos renovables, se han realizado muchos estudios sobre el impacto de la pesca de arrastre a nivel mundial (para revisiones críticas ver Jennings y Kaiser 1998, Johnson 2002); sin embargo, debido a la gran variabilidad en las respuestas físicas y biológicas del ambiente a las perturbaciones relacionadas con el arrastre (Gislason 1994, McConnaughey *et al.* 2000), son pocas las generalidades que

of trawling impacts and suggest that even a community or a single species, when subject to different conditions, can be affected in different ways by the same source of impact (Brown *et al.* 2005).

Fishing in the Mediterranean Sea is characterized by distinctive features such as artisanal fishing techniques, wide range of target species, reduced selectivity of gears (if compared with those of the Atlantic Ocean), wide range of gears, and effort mainly exerted close to the landing harbours (Abella *et al.* 2002). Because of this large variety, general statements about fishing impacts are inappropriate for describing the overall situation in the whole Mediterranean and local studies are required for a correct assessment of localized impacts. Although the need for sustainable Mediterranean fishery management is often argued, studies on this issue are few (Eleftheriou and Robertson 1992; Simboura *et al.* 1998; Smith *et al.* 2000, 2003; Sanchez *et al.* 2000; Demestre *et al.* 2000; De Biasi 2004).

Little attention has been dedicated to the effects of fishing on Italian coasts. Some studies aiming to assess fishing impacts were performed in the Adriatic Sea but were mainly restricted to the northern Adriatic. In particular, these studies evaluated the indirect and direct effects of “*rapido*” trawls (Giovanardi *et al.* 1998, Pranovi *et al.* 2000, Hall-Spencer *et al.* 1999) or hydraulic dredges (Pranovi *et al.* 1998, 2001; Morello *et al.* 2006) on benthic communities or target species. This study represents the first quantitative comparison between the infaunal assemblage living in a fishery exclusion zone around a gas production platform and the infaunal assemblage living in an adjacent regularly trawled area in the central Adriatic Sea. In a region heavily exploited, such as the Adriatic basin, finding areas unfished for a sufficient length of time is extremely difficult, and choosing sites near wrecks or gas platforms can be a practical, even if not ideal, solution (Pranovi *et al.* 2000, Bergman *et al.* 2005).

This study focused on benthic infauna and sediment characteristics, which were evaluated by multivariate and univariate techniques. Multivariate techniques preserve species-specific information and are generally rather sensitive in detecting changing community patterns, whereas distributional and univariate summaries may extract universal features that are not a function of the specific taxa (Clarke 1990). The multivariate approach was adopted to detect differences in the macrozoobenthic community composition and evaluate changes between a fished and a fishery exclusion zone. Moreover, graphical methods (*k*-dominance curves) were used to examine the hypothesis that fishing can affect species abundance. In disturbed areas where benthic communities are stressed one would expect that one or a few *r*-selected (i.e., opportunistic) species would be numerically dominant.

Material and methods

This study was carried out in an area located about 30 km off Fano (province of Pesaro-Urbino, Italy), in the central

se han encontrado. Los resultados contrastantes reflejan la complejidad de los impactos de la pesca de arrastre y sugieren que aun una comunidad o una sola especie, al ser expuestas a condiciones diferentes, pueden resultar afectadas de manera diferente por la misma fuente de impacto (Brown *et al.* 2005).

La pesca en el Mar Mediterráneo se caracteriza por aspectos distintivos tales como las técnicas de pesca artesanal, una amplia gama de especies objetivo, una reducida selectividad de las artes de pesca (en comparación con las del Océano Atlántico), una amplia gama de artes de pesca, y un esfuerzo de pesca enfocado principalmente cerca de los puertos de desembarque (Abella *et al.* 2002). Dada esta diversidad, los informes generales sobre los impactos de la pesca resultan ser inadecuados para describir la situación general en todo el Mediterráneo y se requiere de estudios puntuales para evaluar correctamente los efectos localizados. A pesar de las frecuentes discusiones sobre la necesidad de un manejo sustentable de las pesquerías del Mediterráneo, se han realizado pocos estudios al respecto (Eleftheriou y Robertson 1992; Simboura *et al.* 1998; Smith *et al.* 2000, 2003; Sanchez *et al.* 2000; Demestre *et al.* 2000; De Biasi 2004).

En el caso de Italia se ha dedicado poca atención a los efectos de la pesca en sus costas. Se han realizado unos cuantos trabajos con el objetivo de evaluar los impactos de la pesca en el Mar Adriático, pero éstos se han limitado principalmente a su parte norte. En particular, estos estudios evaluaron los efectos directos e indirectos de los arrastres tipo “*rapido*” (Giovanardi *et al.* 1998, Pranovi *et al.* 2000, Hall-Spencer *et al.* 1999) o los dragados hidráulicos (Pranovi *et al.* 1998, 2001; Morello *et al.* 2006) sobre comunidades bénticas o especies objetivo. Este trabajo presenta la primera comparación cuantitativa entre una comunidad infaunal en una zona de exclusión para la pesca alrededor de una plataforma de producción de gas y una comunidad similar en una zona adyacente de la parte central del Mar Adriático donde regularmente se realiza pesca de arrastre. En una región fuertemente explotada, como la cuenca del Adriático, resulta muy difícil encontrar zonas libres de pesca durante un tiempo suficientemente largo; por tanto, escoger sitios cerca de naufragios o plataformas gaseras resulta una solución práctica, aunque no ideal (Pranovi *et al.* 2000, Bergman *et al.* 2005).

En el presente trabajo se evaluó la infauna béntica y las características del sedimento mediante técnicas multivariantes y univariantes. Las técnicas multivariantes preservan la información específica de las especies y en general son capaces de detectar cambios en los patrones de la comunidad, mientras que las técnicas univariantes o distribucionales pueden proporcionar características universales que no están en función de taxones específicos (Clarke 1990). Se seleccionó el enfoque multivariante para detectar diferencias en la composición de una comunidad macrozoobéntica y evaluar los cambios entre una zona de pesca y una cerrada a la pesca. Además, se utilizaron métodos gráficos (curvas de dominancia *k*) para evaluar la hipótesis de que la pesca puede afectar la abundancia de especies. En áreas perturbadas donde las comunidades bénticas

Adriatic Sea (fig. 1). In this area the presence of the Daria platform created an opportunity to arrange for a 500-m exclusion zone around the platform itself. Daria was chosen among other drilling platforms present in the area based on the following criteria: it has been under exploitation for more than 10 years; the well was drilled without the use of oil-based muds (i.e., water-based platform); it has a homogeneous abiotic environment and a low level of natural disturbance; and it is located in a sandy area, which minimizes the platform effect (see Kaiser and Spencer 1996), and in an area with representative trawling intensity. Since its drilling some 10 years ago, the 500-m exclusion area for fishing around the platform has effectively become a non-fishing area.

Sampling was carried out in the fishery exclusion zone (hereby named UA = unfished) at 52–54 m in a circular corridor around the platform of about 300 m. Of the UA, we avoided sampling the innermost part (100 m immediately around the platform) because of the platform influence on its surroundings and we avoided sampling the outermost 100 m by the UA perimeter to exclude interference by accidental fishing in that area.

The surrounding area (hereby named FA = fished) is a commercial fishing ground regularly exploited almost exclusively by medium sized to big otter trawlers (from 10 to more than 100 gross registered tonnage) and rather seldom by beam trawling. This area is subjected to different levels of fishing activity over the year: from January to June, high fishing effort; from July to December, low fishing effort; and from August to mid-September, fishing closure (Sartor *et al.* 2007).

The close proximity and the same depth of the two areas (UA and FA) minimized natural differences in the benthic assemblages due to spatial variation. A total of ten sampling sites (tens of meters apart) were randomly selected, five within UA and five within FA (fig. 1).

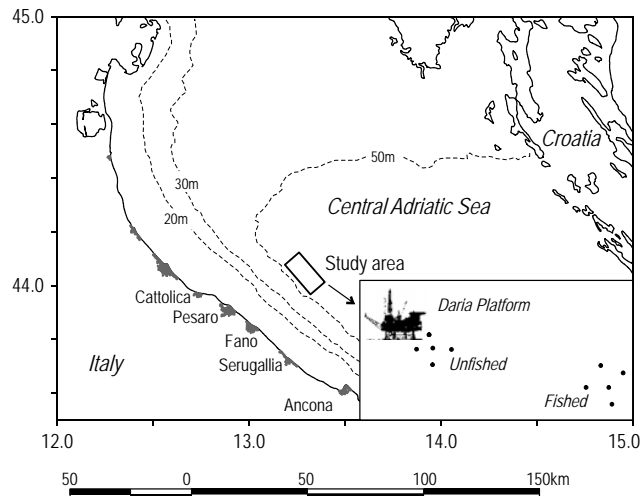


Figure 1. Study area.
Figura 1. Área de estudio.

se encuentran estresadas, cabría esperar que una o unas cuantas especies seleccionadas por la r (i.e., oportunistas) fueran numéricamente dominantes.

Materiales y métodos

Este estudio se realizó en una zona localizada a alrededor de 30 km de Fano (provincia de Pesaro-Urbino, Italia), en la parte central del Mar Adriático (fig. 1), donde la presencia de la plataforma Daria proporcionó la oportunidad de crear una zona de exclusión de 500 m alrededor de la misma plataforma. De entre varias plataformas de perforación en el área, Daria se seleccionó con base en los siguientes criterios: ha estado en explotación desde hace más de 10 años; el pozo se perforó sin usar lodos a base de petróleo (i.e., se perforó a base de agua); su ambiente abiótico es homogéneo y su nivel de perturbación natural es bajo; y se localiza en una zona arenosa, lo cual minimiza el efecto de la plataforma (ver Kaiser y Spencer 1996), y en una zona con una intensidad representativa de pesca de arrastre. Desde su perforación alrededor de hace 10 años, la exclusión a la pesca 500 m a su alrededor la ha convertido prácticamente en una zona libre de pesca.

El muestreo se llevó a cabo en la zona de exclusión para la pesca (de aquí en adelante llamada UA), entre 52 y 54 m de profundidad, en un corredor circular de unos 300 m alrededor de la plataforma. De la UA no se muestrearon los 100 m más cercanos alrededor de la plataforma para evitar la influencia de ésta en su entorno inmediato, ni tampoco los 100 m más lejanos (fuera del corredor pero dentro de la UA) para evitar la interferencia de la pesca accidental en el perímetro de la UA.

La zona circundante (de aquí en adelante llamada FA) es una zona de pesca comercial explotada casi exclusivamente por barcos arrastreros de puertas, de medianos a grandes (desde 10 a más de 100 toneladas de registro bruto) y pocas veces por barcos arrastreros de vara. Esta zona está sujeta a diferentes niveles de actividad pesquera durante el año: de enero a junio el esfuerzo pesquero es alto, de julio a diciembre el esfuerzo pesquero es bajo, y de agosto a mediados de septiembre es época de veda (Sartor *et al.* 2007).

La cercanía e igual profundidad de las dos zonas (UA y FA) minimizó las diferencias naturales de las comunidades benthicas debida a la variación espacial. Se seleccionaron aleatoriamente diez sitios de muestreo (separados por decenas de metros), cinco dentro de la UA y cinco dentro de la FA (fig. 1).

Para la evaluación de la comunidad benthica se recolectaron cinco muestras de cada sitio en cada zona con una draga Van Veen (0.1 m²) en marzo y julio de 2003. Las muestras se pasaron por un tamiz de 1 mm de luz de malla y se fijaron en formalol amortiguado al 7%. Los organismos se separaron, se contaron y se identificaron a nivel de especie. Después de juntar las cinco muestras de cada sitio, los datos se colocaron en una matriz de especie \times abundancia y se calculó una matriz de similitud usando el índice de Bray-Curtis a partir de los valores de los datos transformados a su raíz cuarta. Se obtuvo una gráfica de ordenación de los coeficientes de similitud mediante el análisis de escalamiento multidimensional no métrico (nMDS,

For the benthic community evaluation, five samples were collected at each site in each area by Van Veen grab (0.1 m²) in March and July 2003. Samples were washed through a 1 mm mesh sieve and then fixed in buffered formalin (7%). Organisms were sorted, counted, and identified to species level. After pooling the five samples collected at each site, data were arranged in a species \times abundance matrix and a similarity matrix was calculated using the Bray-Curtis index from fourth-root transformed data values. An ordination plot of similarity coefficients was obtained by non-metric multidimensional scaling (nMDS) analysis performed by Primer statistical software package (Primer-E Ltd.). Statistical differences between groups from nMDS were tested by one-way analysis of similarities (ANOSIM). The similarity of percentages (SIMPER) routine was performed using Primer to establish which taxa contributed most to the (dis)similarity between groups. Relative dispersion values and the index of multivariate dispersion (IMD) were used to compare the relative variability within and between UA and FA samples (Clarke and Warwick 1994). The magnitude of the response of each species—treated as an independent variable—to the potential explanatory variable was calculated according to the equation below (Collie *et al.* 2000), using the mean values for fished and unfished plots (areas):

$$\% \text{ Difference} = (AF - AU/AU) \times 100$$

where AF is the abundance in fished plots and AU the abundance in unfished plots. Negative percentage values indicated that there was a negative effect within FA, while positive percentage values indicated that there was a positive effect within FA. Species frequency distribution for each of the groups (UA and FA) was examined graphically using *k*-dominance curves (Lambshead *et al.* 1983).

At each site, sediments for particle size analysis were collected by box corer (20 \times 20 \times 30 cm stainless steel box) in March and July 2003, and analyzed according to the Udden-Wentworth phi classification. Each sample was washed in 16% hydrogen peroxide for 24 h and then wet-sieved on a 63 μ m mesh to sort out the fine fraction. The sand fraction was sieved through a stack of geological test-sieves ranging from 0 phi to +4 phi. The fine fraction was analyzed by Sedigraph.

Results

The seabed sediments in both FA and UA were primarily sand (table 1) with a small percentage of silt and were classified as silty sands according to Shepard's diagram (Shepard 1954). All sediment fractions showed higher variability within fished sites compared to the unfished ones.

A total of 4077 individuals were collected. They included 137 species belonging to Mollusca, Crustacea, Annelida, Sipunculida, Echinodermata, Caudofoveata, and Nemertea. In the nMDS ordination plot (fig. 2) based on abundance data, the samples collected in July (upper part of the plot) were opposite to those collected in March (lower part of the plot). On each

por sus siglas en inglés) usando la paquetería estadística Primer (Primer-E Ltd.). Las diferencias estadísticas entre los grupos del nMDS se probaron mediante un análisis de similitud (ANOSIM) de una vía. El análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) se realizó usando la paquetería Primer para establecer cuáles taxones contribuían más a la (di)similitud entre grupos. Se usaron los valores de dispersión relativos y el índice de dispersión multivariante (IMD) para comparar la variabilidad relativa dentro y entre las muestras de UA y FA (Clarke y Warwick 1994). La magnitud de la respuesta de cada especie—manejada como una variable independiente—a la variable explicativa potencial fue calculada de acuerdo con la siguiente ecuación (Collie *et al.* 2000), usando los promedios de las dos zonas:

$$\% \text{ Diferencia} = (AF - AU/AU) \times 100$$

donde AF es la abundancia en los sitios abiertos a la pesca y AU es la abundancia en los sitios vedados (UA). Los valores negativos indicaron que hubo un efecto negativo dentro de la FA, mientras que los positivos indicaron un efecto positivo dentro de la misma. La distribución de frecuencias de las especies para cada uno de los grupos (UA y FA) se evaluó gráficamente usando curvas de dominancia *k* (Lambshead *et al.* 1983).

En cada sitio se recolectaron sedimentos para el análisis del tamaño de grano con un nucleador de caja de acero inoxidable (20 \times 20 \times 30 cm) en marzo y julio de 2003, y se analizaron siguiendo la clasificación de Udden-Wentworth (phi). Cada muestra se lavó en peróxido de hidrógeno al 16% por 24 h y se tamizó húmeda a través de una malla de 63 μ m para separar la fracción fina. La fracción de arena se tamizó por una pila de tamices geológicos con un intervalo de 0 phi a +4 phi. La fracción fina se analizó por sedigrafía.

Resultados

Los sedimentos del fondo del mar tanto en la FA como en la UA fueron principalmente arenosos (tabla 1) con un pequeño porcentaje de limo, por lo que se clasificaron como arenas limosas de acuerdo con el diagrama de Shepard (1954). Todas las fracciones del sedimento mostraron una mayor variabilidad dentro de los sitios abiertos a la pesca en comparación con los vedados.

Se recolectaron un total de 4077 individuos de 137 especies pertenecientes a los filos Mollusca, Crustacea, Annelida, Sipunculida, Echinodermata, Caudofoveata y Nemertea. En la gráfica de ordenación nMDS (fig. 2) basada en los datos de abundancia, las muestras recolectadas en julio (parte superior de la gráfica) resultaron opuestas a las recolectadas en marzo (parte inferior de la gráfica). En cada fecha, los sitios de la UA aparecen separados de los de la FA. Las diferencias fueron estadísticamente significativas tanto para marzo (*R* global = 0.767, *P* < 0.008) como para julio (*R* global = 0.324, *P* < 0.05). Además, en ambos periodos los sitios de la FA aparecieron más dispersos en la gráfica de nMDS que los de la UA. Estas

Table 1. Average values (%), with standard deviations, of sand, silt, and clay in the unfished area (UA) and fished area (FA) in March and July 2003.**Tabla 1.** Valores medios (%), con sus desviaciones estándar, de arena, limo y arcilla en la zona vedada a la pesca (UA) y la zona de pesca (FA) en marzo y julio de 2003.

	March 2003		July 2003	
	UA	FA	UA	FA
Sand	65.71 \pm 2.89	58.92 \pm 2.39	68.57 \pm 2.55	58.21 \pm 6.91
Silt	22.31 \pm 2.80	25.45 \pm 2.86	18.13 \pm 1.70	21.64 \pm 3.13
Clay	11.98 \pm 2.27	15.62 \pm 3.87	13.29 \pm 2.17	20.15 \pm 4.59

date, sites from UA were separated from those in FA. The differences were statistically significant both in March (global $R = 0.767$, $P < 0.008$) and in July (global $R = 0.324$, $P < 0.05$). In addition, in both periods the sampling sites in FA were more scattered in the nMDS plot than those in UA. These differences were corroborated by a higher degree of dispersion in FA (March = 1.448, July = 1.124) than in UA (March = 0.552, July = 0.876). Likewise, a negative value of IMD was found when comparing the UA and FA groups, both in March (-0.940) and July (-0.260). The SIMPER analysis indicated that the dissimilarities between FA and UA changed through time. In March the average dissimilarity FA vs UA was $45.30 \pm 5.7\%$. This value slightly increased in July ($53.91 \pm 8.4\%$). In both cases no single species consistently explained these dissimilarities since individual species contributed no more than 3.59% to the total dissimilarity percentage. In March the most important species (e.g., *Aphaelochaeta multibranchis*, *Prochaetoderma raduliferum*, *Aricidea claudiae*) explaining the dissimilarity between the two areas were abundant in UA and scarce or absent in FA. In July the dissimilarities were due to species that were alternatively more abundant in FA and in UA (see table 2

diferencias se corroboraron por el mayor grado de dispersión en la FA (marzo = 1.448, julio = 1.124) que en la UA (marzo = 0.552, julio = 0.876). Asimismo, al comparar los grupos de ambas áreas se encontraron valores negativos de IMD tanto para marzo (-0.940) como para julio (-0.260). El análisis de SIMPER indicó que las disimilitudes entre FA y UA cambian con el tiempo. La disimilitud media entre FA y UA fue de $45.30 \pm 5.7\%$ en marzo, y se incrementó ligeramente en julio a $53.91 \pm 8.4\%$. En ambos casos ninguna especie en particular explicó consistentemente estas disimilitudes, ya que de manera individual las especies no contribuyeron en más de 3.59% al porcentaje de disimilitud total. En marzo las especies más importantes (e.g., *Aphaelochaeta multibranchis*, *Aricidea claudiae*, *Prochaetoderma raduliferum*,) que explicaron la disimilitud entre las dos zonas fueron abundantes en la UA y escasas o estuvieron ausentes en la FA. En julio la disimilitud se atribuyó a que las especies fueron alternativamente más abundantes en FA y en UA (ver tabla 2). En cuanto a los cambios porcentuales de cada especie en lo individual, se observaron diferentes patrones (tabla 3). En ambos periodos de muestreo, 20% de las especies fueron más abundantes en la UA: *Ebalia tuberosa*, *Callianassa subterranea*, *Corbula gibba*, *Aricidea claudiae*, *Goniada maculata*, *Lumbrineris latreilli* y *Nephtys hombergi*. Sin embargo, la magnitud de la diferencia cambió entre las temporadas de muestreo. Sólo un bajo porcentaje (2.5%) de las especies (e.g., *Goneplax rhomboides*, *Polycirrus aurantiacus* y *Nucula nitidosa*) fueron más abundantes en la FA. En la UA, 42% de las especies fueron más abundantes en marzo, pero en julio 15% fueron más numerosas en la FA. Entre las especies que mostraron una respuesta negativa a la pesca de arrastre en marzo y una respuesta positiva en julio se encuentran *Aponuphis brementi*, *Paraonides neapolitana*, *Levinsenia gracilis* y *Aspidosiphon muelleri*.

En las gráficas de dominancia k , la curva correspondiente a la FA está por arriba de la correspondiente a la UA en ambos periodos de muestreo (fig. 3).

Discusión

En este trabajo por primera vez se compara una zona de pesca comercial de arrastre con puertas y una zona de exclusión para la pesca en la parte central del Mar Adriático.

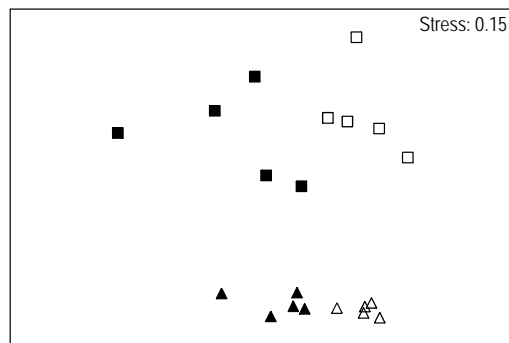
**Figure 2.** NMDS ordination plot of species abundance (fourth root transformation) at the five sites sampled in each area during the two sampling periods: empty symbols = unfished area, full symbols = fished area, squares = July 2003, and triangles = March 2003.

Figura 2. Gráfica de ordenación del nMDS de la abundancia de especies (transformación a raíz cuarta) en los cinco sitios muestreados en cada zona durante los dos periodos de muestreo: símbolos vacíos = zona vedada a la pesca, símbolos llenos = zona de pesca, cuadrados = julio de 2003 y triángulos = marzo de 2003.

Table 2. Results of SIMPER analysis of macrofaunal abundance data (\pm standard error) from the unfished area (UA) and fished area (FA).**Tabla 2.** Resultados del análisis de SIMPER de los datos de abundancia (\pm error estándar) de la macrofauna de la zona vedada a la pesca (UA) y la zona de pesca (FA).

Species	Abundance (individuals m ⁻²)		Contribution %	Cumulative %
	UA	FA		
March 2003				
<i>Aphelochaeta multibranchiis</i> (Grube 1863)	284 ± 78.4	0 ± 0	3.59	3.59
<i>Aricidea claudiae</i> Laubier 1967	214 ± 50.4	4 ± 4	2.93	6.52
<i>Goniada maculata</i> Oersted 1843	76 ± 20.4	0 ± 0	2.56	9.08
<i>Prochaetoderma raduliferum</i> (Kowalevsky 1901)	110 ± 63.7	0 ± 0	2.24	11.31
<i>Terebellides stroemi</i> M Sars 1835	34 ± 9.3	0 ± 0	2.11	13.43
<i>Nothria conchylega</i> (M Sars 1835)	120 ± 45.2	16 ± 13.5	2.03	15.46
<i>Polycirrus aurantiacus</i> Grube 1860	0 ± 0	22 ± 3.7	1.9	17.36
<i>Onchnesoma steenstrupii</i> Koren and Danilssen 1875	42 ± 8.6	2 ± 2	1.9	19.26
<i>Jasmineira elegans</i> Saint-Joseph 1884	46 ± 17.5	6 ± 6	1.85	21.11
<i>Paraonides neapolitana</i> (Cerreti 1909)	72 ± 20.8	6 ± 4	1.83	22.94
<i>Prionospio steenstrupi</i> Malmgren 1867	292 ± 51.4	38 ± 13.9	1.56	24.5
<i>Callianassa subterranea</i> (Montagu 1898)	138 ± 8.6	22 ± 10.7	1.54	26.04
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube 1860)	20 ± 10.5	0 ± 0	1.52	27.56
<i>Levinsenia gracilis</i> (Tauber 1879)	40 ± 8.9	8 ± 5.8	1.49	29.05
<i>Monticellina dorsobranchialis</i> (Kirkegaard 1959)	30 ± 14.1	4 ± 4	1.46	30.5
<i>Spiophanes kroyeri kroyeri</i> Grube 1860	32 ± 9.7	4 ± 2.4	1.39	31.89
<i>Nucula nitidosa</i> Winckworth 1930	0 ± 0	10 ± 3.2	1.31	33.2
<i>Phyllodoce macrophthalma</i> Schmarda 1861	12 ± 4.9	4 ± 4	1.23	34.43
<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje 1828)	14 ± 6	0 ± 0	1.18	35.61
<i>Alpheus glaber</i> (Olivi 1792)	18 ± 6.6	8 ± 5.8	1.18	36.79
<i>Nuculana commutata</i> (Philippi 1844)	8 ± 4.9	20 ± 7.1	1.14	37.93
<i>Kefersteinia cirrata</i> (Keferstein 1862)	16 ± 5.1	6 ± 4	1.1	39.03
<i>Neanthes caudata</i> (Delle Chiaje 1828)	28 ± 13.1	10 ± 4.5	1.1	40.13
<i>Amage adspersa</i> (Grube 1863)	16 ± 9.3	2 ± 2	1.09	41.21
<i>Corbula gibba</i> (Olivi 1792)	16 ± 6.9	4 ± 2.4	1.08	42.3
<i>Nucula nucleus</i> (Linné 1758)	0 ± 0	12 ± 5.8	1.07	43.36
<i>Polydora flava</i> (Claparede 1870)	14 ± 9.3	2 ± 2	1.04	44.4
<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus 1758)	8 ± 4.9	12 ± 3.7	1.03	45.43
<i>Ensis minor</i> (Chenu 1843)	12 ± 7.3	2 ± 2	1.02	46.45
<i>Processa</i> sp. Leach 1815	10 ± 5.5	8 ± 4.9	1	47.45
Ophiuroidea und.	12 ± 7.3	6 ± 4	0.99	48.44
<i>Sigambra tentaculata</i> (Treadwell 1941)	8 ± 3.7	4 ± 4	0.97	49.41
<i>Euclymene collaris</i> (Claparede 1870)	14 ± 6.8	8 ± 3.7	0.97	50.39
July 2003				
<i>Notomastus latericeus</i> M Sars 1851	6 ± 4	66 ± 11.7	3.28	3.28
<i>Sthenolepis yhleni</i> (Malmgren 1867)	0 ± 0	16 ± 5.1	2.7	5.97
<i>Turritella communis</i> Risso 1826	4 ± 4	24 ± 8.1	2.6	8.57
<i>Callianassa subterranea</i> (Montagu 1898)	20 ± 8.9	2 ± 2	2.42	10.99
<i>Aphelochaeta marioni</i> (Saint-Joseph 1894)	90 ± 38.7	222 ± 74.9	2.4	13.39
<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus 1758)	2 ± 2	14 ± 5.1	2.25	15.64
<i>Aricidea claudiae</i> Laubier 1967	28 ± 17.1	6 ± 4	2.13	17.77
<i>Aponuphis brementi</i> (Fauvel 1916)	120 ± 52.9	114 ± 57.7	2.1	19.87

(Continued)

Species	Abundance (individuals m ⁻²)		Contribution %	Cumulative %
	UA	FA		
<i>Corbula gibba</i> (Olivi 1792)	34 ± 12.5	10 ± 5.5	1.97	21.84
<i>Sternaspis scutata</i> (Renier 1807)	2 ± 2	8 ± 2	1.95	23.79
<i>Euclymene</i> sp. (OF Muller 1776)	2 ± 2	8 ± 2	1.93	25.72
<i>Prochaetoderma raduliferum</i> (Kowalevsky 1901)	28 ± 9.2	24 ± 16.9	1.93	27.65
<i>Venus casina</i> Linné 1758	18 ± 4.9	10 ± 5.5	1.8	29.45
Decapoda und. larval stage	10 ± 5.6	2 ± 2	1.76	31.21
<i>Maldane sarsi</i> Malmgren 1865	10 ± 5.6	2 ± 2	1.73	32.94
<i>Harmothoe lunulata</i> (Delle Chiaje 1841)	14 ± 9.3	4 ± 2.4	1.72	34.66
<i>Paraonides neapolitana</i> (Cerreti 1909)	12 ± 4.9	32 ± 12	1.71	36.37
<i>Ampelisca</i> sp. Krøyer 1842	6 ± 2.4	0 ± 0	1.68	38.05
<i>Eteone flava</i> (Fabricius 1780)	30 ± 9.5	64 ± 29.4	1.68	39.73
<i>Glycera tridactyla</i> Schmarda 1861	10 ± 4.5	8 ± 3.7	1.62	41.35
<i>Tellina tenuis</i> Da Costa 1778	10 ± 6.3	4 ± 4	1.56	42.91
Bivalvia und.	6 ± 2.4	10 ± 5.5	1.55	44.46
<i>Thyasira flexuosa</i> (Montagu 1803)	6 ± 4	8 ± 4.9	1.55	46.01
<i>Marphysa bellii</i> (Audouin and Milne-Edwards 1833)	10 ± 3.2	10 ± 5.5	1.54	47.56
<i>Ebalia tuberosa</i> (Pendant 1777)	8 ± 5.8	4 ± 4	1.5	49.06
<i>Abra alba</i> (W Wood 1802)	42 ± 15.3	28 ± 11.6	1.43	50.49

for details). Regarding the percent changes of each single species, different patterns were detected (table 3). In both sampling periods, 20% of the species were more abundant in UA: *Ebalia tuberosa*, *Callianassa subterranea*, *Corbula gibba*, *Aricidea claudiae*, *Goniada maculata*, *Lumbrineris latreilli*, and *Nephtys hombergi*. The magnitude of the difference, however, changed between sampling times. Only a very small percentage (2.5%) of species (e.g., *Goneplax rhomboides*, *Polycirrus aurantiacus*, and *Nucula nitidosa*) were more abundant in FA. In UA, 42% of the species were more abundant in March, but in July, 15% of them were more numerous in FA. The species showing a negative response to trawling in March and a positive response in July include *Aponuphis brementi*, *Paraonides neapolitana*, *Levinsonia gracilis*, and *Aspidosiphon muelleri*.

In the *k*-dominance plots the FA curve lay over the UA curve on both sampling dates (fig. 3).

Discussion

This paper is the first to compare a commercial fishing ground exploited by otter trawling and a fishery exclusion zone in the central Adriatic Sea. Both areas were characterized by silty-sand sediments, although FA showed a more patchy distributional pattern of sand and clay than UA. It is well known that sediment texture is not a convincing descriptor of trawl fishing effect (Kaiser *et al.* 2002). It is likely that changes in the major fractions is too rough an index to highlight significant effects. The passage of the net causes sediment to resuspend and continuous rework of the sea bottom, consequently changing the distributional patterns of fine fractions. In the

Ambas zonas se caracterizaron por tener sedimentos de arena limosa, aunque la FA mostró un patrón de distribución de arena y limo menos uniforme que la UA. Es bien sabido que la textura del sedimento no es un descriptor convincente del efecto de la pesca de arrastre (Kaiser *et al.* 2002), y los cambios en sus principales fracciones probablemente resulta ser un índice demasiado burdo para evidenciar efectos significativos. El paso de la red causa la resuspensión del sedimento y el retra-bajo continuo del fondo del mar, lo que consecuentemente cambia los patrones de distribución de las fracciones finas. En este estudio la mayor heterogeneidad observada en la FA en ambos periodos de muestreo puede deberse al arrastre. En el caso de la pesca de arrastre con puertas, este efecto de mosaico es amplificado por la acción de éstas, las cuales excavan hue-las visibles que representan el mayor impacto de este arte de pesca sobre el hábitat (Kaiser *et al.* 2002). Tales huellas son de dimensiones relativamente pequeñas (40–60 cm de ancho) y ocasionan una perturbación muy intensa y localizada, aumentando la irregularidad del fondo.

Con respecto a la infauna se observó que la composición de la comunidad de la FA difería de la de la UA, y que estas diferencias cambiaban entre los periodos de muestreo, pero seguían siendo significativas. En marzo los poliquetos fueron el taxón más abundante en ambas zonas, aunque fueron más numerosos en la FA. Las diferencias entre las comunidades de macrofauna en la FA y la UA se relacionaron más con las diferencias en la abundancia relativa que con la composición de especies. En julio los poliquetos seguían siendo el taxón más abundante en la FA, mientras que los bivalvos aumentaron en la UA en comparación con las abundancias de marzo.

present study the higher heterogeneity observed in FA in both sampling periods may be due to trawling. In the case of otter trawling, this mosaic effect is amplified by the action of the trawl doors, which when digging into the sediments leave visible tracks that represent the greatest impact on the habitat of this gear (Kaiser *et al.* 2002). These tracks have relatively small dimensions (40–60 cm width) and create a very localized, intense disturbance, enhancing the bottom patchiness.

Regarding the infauna, we observed that the community composition in FA differed from that in UA and these differences changed between sampling periods, yet remained significant. In March, polychaetes were the most abundant taxon in both areas, although more numerous in FA. Differences between macrofaunal communities in FA and UA were related more to differences in relative abundance than to species composition. In July, polychaetes remained the most abundant taxon in FA, while bivalves increased in UA in comparison to March abundances.

The comparison between the two areas was based on the assumption that they only differed in terms of fishing intensity, yet platforms may have additional effects influencing the benthic community in its neighbourhood (Hall *et al.* 1993; Ball *et al.* 2000a, b). Several studies have suggested that the effects of offshore oil and gas production on benthic communities are both localized and short lasting (Frascari *et al.* 1992, Olsgard and Gray 1995, Montagna and Harper 1996, Peterson *et al.* 1996, De Biasi *et al.* 2006). For instance, a recent multidisciplinary monitoring program carried out by Fabi *et al.* (2005) in the Adriatic Sea highlighted that the effects of two platforms subjected to different environmental conditions demonstrated recovery of the benthic communities and sediments after about three years from the end of drilling operations. It was only in the area very close to the platform's frame, where the presence of mussels fallen from the jackets created a particular habitat, that the benthic communities showed a peculiar temporal evolution. Platform Daria, which was installed about 10 years ago, should have a slight or absent impact and certainly less severe than chronic trawling. In addition to information concerning differences in species abundance and composition between FA and UA, our data clearly suggest that the macrofaunal

La comparación de las dos zonas se basó en la suposición de que éstas sólo diferían en cuanto a la intensidad de pesca; sin embargo, las plataformas pueden tener efectos adicionales que impactan la comunidad béntica en su entorno (Hall *et al.* 1993; Ball *et al.* 2000a, b). Varios estudios han sugerido que los efectos de la producción de petróleo y gas mar adentro sobre las comunidades bénticas son localizados y de corta duración (Frascari *et al.* 1992, Olsgard y Gray 1995, Montagna y Harper 1996, Peterson *et al.* 1996, De Biasi *et al.* 2006). Por ejemplo, un reciente programa multidisciplinario de monitoreo realizado por Fabi *et al.* (2005) en el Mar Adriático encontró que los efectos de dos plataformas sujetas a diferentes condiciones ambientales mostraron una recuperación de las comunidades bénticas y los sedimentos tres años después del fin de las operaciones de perforación. Las comunidades bénticas mostraron una evolución temporal peculiar sólo en el área muy cercana a la estructura de la plataforma, donde la presencia de mejillones que se desprendieron de ella creó un hábitat particular. La plataforma Daria, instalada hace unos 10 años, debería de tener un impacto mínimo o nulo y ciertamente menos severo que la pesca de arrastre. Aparte de la información sobre las diferencias en la abundancia y composición de especies entre la FA y la UA, nuestros datos indican claramente que las comunidades de macrofauna presentaron un mayor nivel de estrés en la FA que en la UA, a nivel tanto de especie como de comunidad. Algunos taxones registrados en la UA resultaron muy escasos en la FA, tales como *Corbula gibba* y *Goniada maculata*, las cuales han sido reportadas en la literatura como sensibles a los efectos de la pesca de arrastre con puertas. Ball *et al.* (2000b) observaron una reducción en la abundancia de estas especies después de una perturbación producida experimentalmente en el Lago Gare (Escocia). Nuestro trabajo también mostró que algunos crustáceos (*Ebalia tuberosa*, *Callinassa subterranea*) se encontraron casi exclusivamente en la UA. La evaluación de los posibles mecanismos de la perturbación por el arrastre que podrían afectar a estas especies no es fácil. Los crustáceos grandes, particularmente los cangrejos, generalmente son muy vulnerables a los arrastres, ya que a su paso las redes y puertas pueden causarles lesiones o mortandad (Kaiser y Spencer 1995), resultando en su captura (Prena *et al.*

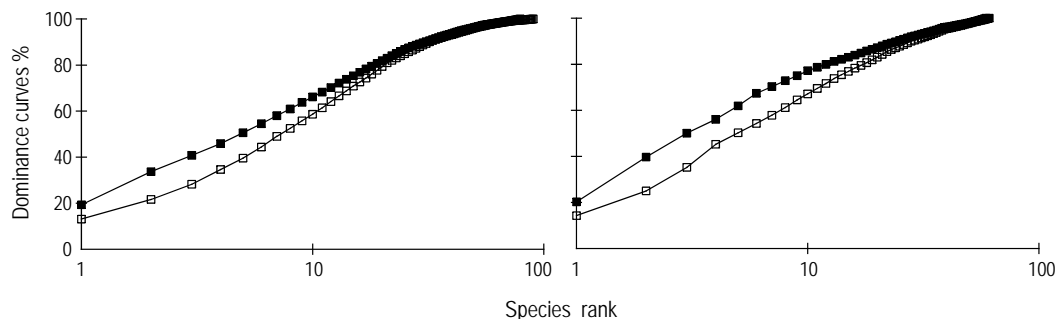


Figure 3. K dominance curves of species abundance in March (a) and July 2003 (b). Fished area was plotted in black and unfished area in white.
Figura 3. Curvas de dominancia k de la abundancia de especies en marzo (a) y julio (b) de 2003. Los símbolos blancos corresponden a la zona de pesca y los negros a la zona vedada a la pesca.

Table 3. Mean percentage change in abundance of the most abundant species for each sampling period.**Tabla 3.** Promedio de cambio en el porcentaje de la abundancia de las especies más abundantes en cada periodo de muestreo.

Phylum/Species	March 2003	July 2003
Crustacea		
<i>Callinassa subterranea</i> (Montagu 1898)	-84.1	-100.0
<i>Ebalia tuberosa</i> (Pennant 1777)	-66.7	-37.5
<i>Goneplax rhomboides</i> (Linnaeus 1758)	50.0	650.0
Mollusca		
<i>Abra alba</i> (W Wood 1802)	-69.4	-16.7
<i>Corbula gibba</i> (Olivi 1792)	-75.0	-63.2
<i>Prochaetoderma raduliferum</i> (Kowalevsky 1901)	-100.0	-1.8
Annelida		
<i>Ampharete acutifrons</i> (Grube 1860)	-100.0	0.0
<i>Aphelochaeta marioni</i> (Saint-Joseph 1894)	-38.2	172.2
<i>Aphelochaeta multibranchiis</i> (Grube 1863)	-100.0	87.5
<i>Aponuphis brementi</i> (Fauvel 1916)	-54.5	2.1
<i>Aricidea claudiae</i> Laubier 1967	-98.1	-91.1
<i>Eteone flava</i> (Fabricius 1780)	-68.9	150.0
<i>Goniada maculata</i> Oersted 1843	-100.0	-54.5
<i>Jasmineira elegans</i> Saint-Joseph 1884	-87.0	0.0
<i>Levinsonia gracilis</i> (Tauber 1879)	-80.0	25.0
<i>Lumbrineris latreilli</i> Audouin and Milne-Edwards 1834	-60.9	-100.0
<i>Lumbrineris tetraura</i> (Schmarda 1861)	-42.1	87.5
<i>Monticellina dorsobranchialis</i> (Kirkegaard 1959)	-86.7	0.0
<i>Nephtys hombergi</i> Savigny 1818	-40.4	-39.0
<i>Nothria conchylega</i> (M Sars 1835)	-86.7	-79.2
<i>Notomastus latericeus</i> M Sars 1851	-6.3	1066.7
<i>Paraonides neapolitana</i> (Cerruti 1909)	-91.7	191.7
<i>Prionospio steenstrupi</i> Malmgren 1867	-87.0	0.0
<i>Spiophanes kroyeri kroyeri</i> Grube 1860	-87.5	0.0
Sipunculida		
<i>Aspidosiphon muelleri</i> Diesing 1851	-41.9	164.9
<i>Onchnesoma steenstrupii</i> Koren and Danilssen 1875	-95.2	0.0

communities experienced a higher level of stress in FA than in UA, both at species and community level. Our data set includes some taxa that were sampled in UA but scarcely collected in FA, such as *Corbula gibba* and *Goniada maculata*. These species have been reported in the literature as sensitive to otter trawling impacts. Ball *et al.* (2000b) observed a reduction in abundance of these species after an experimentally-induced disturbance in Gare Loch (Scotland). Our investigation also revealed that some crustaceans (*Ebalia tuberosa*, *Callinassa subterranea*) were almost exclusively confined to UA. Evaluation of the possible mechanisms of trawling disturbance that can affect these species is not easy. Large crustaceans, especially crabs, are generally considered highly vulnerable to trawling as nets and door passage can inflict injuries or mortality (Kaiser and Spencer 1995), resulting in trawl capture (Prena

1999). No obstante, la presencia exclusiva de, por ejemplo, *Goneplax rhomboides* en la FA pareciera ser un resultado contrastante que requiere de un análisis más detallado y podría estar relacionada con el comportamiento necrófago de este cangrejo que, al alimentarse de animales lesionados o muertos, puede verse atraído a la zona recientemente arrastrada. Por otro lado, el efecto del paso de la red probablemente sea una explicación convincente para la escasa abundancia de *C. subterranea* en la FA. Este camarón bioturbador construye un sistema de madrigueras profundas que ventila por la acción de sus pleópodos a través de una o más aperturas en la superficie. El retrabajo de los sedimentos debido a la actividad pesquera podría obstruir este mecanismo de ventilación y, por tanto, la supervivencia de este animal. Esta especie resulta similarmente afectada por las redes de arrastre de varas, tal como lo

et al. 1999). However, the exclusive presence of *Goneplax rhomboides*, for example, in FA would seem a contrasting result that requires more detailed analyses and could possibly be related to the scavenging behaviour of this crab, which when feeding on injured or dead animals may be attracted to the recently trawled area. Conversely, the effect of the net passage is probably a convincing explanation for the scarce abundance of *C. subterranea* in FA. This bioturbating shrimp constructs a deep burrow system that is ventilated by the action of pleopods through one or more openings at the surface. The reworking of the sediments due to fishing activity could prevent this ventilation mechanism and thus the survival of this animal. This species is affected similarly by beam trawling as observed by Bergman *et al.* (2005) in the SE North Sea. According to these authors, the ecosystem effect of the disappearance or the paucity of shrimp may be more far-reaching than a simple reduction in abundance because these species are considered engineers with an important effect on sediment bioturbation, mineralization, and the erosion threshold of the sea bed.

In July, several bivalves (*Cerastoderma glaucum*, *Thracia papyracea*) and crustaceans (*Liocarcinus depurator*, *Solenocera membranacea*) not sampled before were collected in UA, while only two new species appeared in FA (*Labidoplax digitata* and *Sthenolepis yhleni*). We hypothesize that in chronically fished areas, the recruitment and settlement of some species can be less efficient, but having only two observations we cannot state that such a pattern reflects a failure in the recruitment processes due to fishing activities. As we lack information on the life cycles of these species in the study area, we can only speculate that the continuous sediment movement acts as an additional force that could modify the fate of the larvae. Community level analyses (nMDS, IMD) indicated a higher dispersion among the samples collected in FA than in UA. This is related to a greater heterogeneity in FA, a pattern which is consistent with the hypothesis that heterogeneity increases with physical disturbance (Warwick and Clarke 1993). Similar results were reported by Pranovi *et al.* (2000) and Kaiser and Spencer (1996), and appear to be a typical response to fishing impact irrespective of gear type. Symptoms of community stress were also inferred from the *k*-dominance plots. The relative positions of the FA and UA curves suggested that both in March and July, FA showed a disproportionate increase in the abundance of a few dominant species. This is not a novel pattern; indeed, trawling tends to damage large-bodied, long-lived macrobenthic species (such as big decapods like *Callinassa subterranea* for example), leaving untouched small-sized species with rapid recolonization rates (Kaiser and Spencer 1996, Gilkinson *et al.* 1998, Tuck *et al.* 1998, Prena *et al.* 1999, Kaiser *et al.* 2000).

This study detected several signs of disturbance in a real fishing ground of the central Adriatic Sea even if we faced the common problem (Gibbs *et al.* 1980, Hall *et al.* 1990, Thrush *et al.* 1998) of choosing an appropriate fishery exclusion zone. The areas surrounding gas platforms represent a satisfactory,

observaron Bergman *et al.* (2005) en el SE del Mar del Norte. Según estos autores, el impacto en el ecosistema de la desaparición o escasez de los camarones podría resultar más trascendental que una simple reducción en abundancia ya que éstas son especies que son consideradas como ingenieros que causan un importante efecto en la bioturbación y mineralización del sedimento y en el umbral de erosión del fondo del mar.

En julio se recolectaron varios bivalvos (*Cerastoderma glaucum*, *Thracia papyracea*) y crustáceos (*Liocarcinus depurator*, *Solenocera membranacea*) en la UA que no habían sido muestreados anteriormente, mientras que en la FA sólo se encontraron dos nuevas especies (*Labidoplax digitata* y *Sthenolepis yhleni*). Nuestra hipótesis es que en zonas fuertemente explotadas, el reclutamiento y asentamiento de algunas especies puede ser menos eficiente; sin embargo, con sólo dos observaciones no es posible afirmar que tal patrón refleje una falla en el proceso de reclutamiento como resultado de las actividades pesqueras. Debido a la falta de información sobre los ciclos de vida de estas especies en el área de estudio, sólo podemos especular que el movimiento continuo del sedimento actúa como una fuerza adicional que podría modificar el destino de las larvas. Los análisis a nivel de comunidad (nMDS, IMD) indicaron una mayor dispersión entre las muestras recolectadas en la FA que en la UA. Esto está relacionado con una mayor heterogeneidad en la FA, un patrón que es consistente con la hipótesis de que la heterogeneidad aumenta con las perturbaciones físicas (Warwick y Clarke 1993). Pranovi *et al.* (2000) y Kaiser y Spencer (1996) obtuvieron resultados similares, y ésta parece ser una respuesta típica al impacto de la pesca independientemente del tipo de arte utilizado. También se infirieron síntomas de estrés comunitario a partir de las gráficas de dominancia *k*. Las posiciones relativas de las curvas de la FA y la UA indicaron que tanto en marzo como en julio, la FA mostró un aumento desproporcionado en la abundancia de unas cuantas especies dominantes. Este patrón no es nuevo; es más, la pesca de arrastre tiende a lastimar las especies macrobénticas grandes y longevas (como los grandes decápodos como *Callinassa subterranea* por ejemplo), dejando ilesas las especies de talla pequeña con rápidas tasas de recolonización (Kaiser y Spencer 1996, Gilkinson *et al.* 1998, Tuck *et al.* 1998, Prena *et al.* 1999, Kaiser *et al.* 2000).

En este estudio se detectaron varios signos de perturbación en una zona de pesca actual en la parte central del Mar Adriático, aunque nos enfrentamos con el problema común (Gibbs *et al.* 1980, Hall *et al.* 1990, Thrush *et al.* 1998) de tener que escoger una zona vedada a la pesca apropiada. Los alrededores de las plataformas gaseras representan una opción satisfactoria, aunque no ideal, dentro del Mar Adriático, donde todas las zonas adecuadas para la pesca ya han sido explotadas.

Dado que sólo se realizaron dos muestreos, no es posible predecir si los patrones observados son generales y persistirán en el tiempo. Es probable que cambie la magnitud de las respuestas a nivel de especie y de la comunidad en general durante el año, según la temporada y el esfuerzo pesquero. No obstante, nuestros resultados representan un punto de partida, y

although not ideal, solution within the Adriatic Sea, where all suitable areas for fishing are already fished.

Since our sampling was replicated only twice, we are unable to predict whether the patterns observed will be general and consistent over time. It is likely that the magnitude of the responses at the species level and that of the overall community will change during the year, according to season and fishing effort. Nonetheless, our results represent a starting point and may contribute to future studies encompassing larger spatial and temporal scales and support an ecosystem approach to fishery management that is urgently needed in the heavily exploited Adriatic Sea.

Acknowledgements

This paper is part of the EU project VFP-QoL (contract q5rs2002-00787). We wish to thank F Gai for taxonomic identifications, R Micheli (Cibm, Livorno, Italy) for field activities, M Walker for the English revision, and Geomarine (Ancona, Italy) for side-scan sonar survey.

References

- Abella A, Ardizzone G, Belcari P, Jukic S, Sartor P, Serena F. 2002. Mediterranean trawl fisheries: Towards a new management of this activity. In: Lariccia M (ed.), International Conference on Mediterranean Fisheries. Studio Grasseti, Napoli, pp. 345–352.
- Ball BJ, Fox G, Munday BW. 2000a. Long- and short-term consequences of a *Nephrops* trawl fishery on the benthos and environment of the Irish Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1315–1320.
- Ball BJ, Fox G, Munday BW, Tuck I. 2000b. Effects of otter trawling on the benthos and environment and muddy sand. In: Kaiser MJ, De Groot SJ (eds.), *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitat*. Blackwell Science, Oxford, pp. 69–82.
- Bergman MJN, Duineveld GCA, Lavaleye MSS. 2005. Long-term closure of an area to fisheries at the Frisian Front (SE North Sea). Royal Netherlands Institute for Sea Research, NIOZ-Rapport, pp. 1–18.
- Brown EJ, Finney B, Dommissie M, Hills S. 2005. Effect of commercial otter trawling on the physical environment of south-eastern Bering Sea. *Cont. Shelf Res.* 25: 1281–1301.
- Clarke KR. 1990. Comparison of dominance curves. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 138: 143–157.
- Clarke KR, Warwick RM. 1994. Change in marine communities: An approach to statistical analysis and interpretation. Natural Environment Research Council, UK.
- Collie JS, Hall S, Kaiser MJ, Poiner IR. 2000. A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J. Anim. Ecol.* 69: 785–798.
- Dayton PK, Thrush SF, Agardy MY, Hofman RJ. 1995. Environmental effects of marine fishing. *Aquat. Conserv. Mar. Freshwat. Ecosys.* 5: 205–232.
- De Biasi AM. 2004. Impact of an experimental trawling on benthic communities along the Tuscany coast (North Tyrrhenian Sea, Italy). *ICES J. Mar. Sci.* 61: 1260–1266.
- De Biasi AM, Fabi G, Pacciardi L, Gai F, Ferrari S, Puletti M, De Ranieri S. 2006. Monitoraggio di una piattaforma di estrazione nel Mar Adriatico Settentrionale: Metalli pesanti. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Ser. B*, 113: 83–89.
- Demestre M, Sanchez P, Kaiser MJ. 2000. The behavioral response of benthic scavengers to otter-trawling disturbance in the Mediterranean. In: Kaiser MJ, De Groot SJ (eds.), *Effects of Fishing on Non-target Species and Habitat*. Blackwell Science, Oxford, pp. 121–129.
- Eleftheriou AM, Robertson R. 1992. The effects of experimental scallop dredging on the fauna and the physical environment of a shallow sand community. *Neth. J. Sea Res.* 30: 289–299.
- Fabi G, Ausili S, Campanelli A, De Biasi AM, Fornasiero P, Grati F, Grilli F, Marini M, Panfili M, Paschini E, Puletti M, Scarcella G, Spagnolo A. 2005. Methods of assessing the ecological impact of gas platforms in the Adriatic Sea: Two different scenarios. In: De Luis Castrillo (ed.), *Libro de Ponencias del II Congreso Internacional de Ciencia y Tecnología Marina*. Artes Gráficas, Madrid, pp. 127–139.
- Frascari F, Rosso G, Bortoluzzi G, Barbanti A, Bonvicini-Pagliai AM, Crema R, Castelli A, Mauri M, Zunarelli R, Orlando E, Prevedelli D, Ceffa L, Ratti S. 1992. Environmental impact of water based drilling muds and cuttings in a North Adriatic site. *Bull. Inst. Oceanogr. Monaco* 11: 305–324.
- Gibbs PJ, Collins AJ, Collet LC. 1980. Effect of otter prawn trawling on the macrobenthos of a sandy substratum in a New South Wales estuary. *Aust. J. Mar. Freshwat. Res.* 31: 509–516.
- Gilkinson K, Paulin M, Hurley S, Schwinghamer P. 1998. Impacts of trawl door scouring on infaunal bivalves: Results of a physical trawl door model/dense sand interaction. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 224: 291–312.
- Giovanardi O, Pranovi F, Franceschini G. 1998. “Rapido” trawl fishing in the northern Adriatic: Preliminary observations of the effects on macrobenthic communities. *Acta Adriatica* 39: 37–52.
- Gislason H. 1994. Ecosystem effects of fishing activities in the North Sea. *Mar. Pollut. Bull.* 29: 520–527.
- Hall SJ, Basford DJ, Robertson MR. 1990. The impact of hydraulic dredging for razor clams *Ensis* sp. on an infaunal community. *Neth. J. Sea Res.* 27: 119–125.
- Hall SJ, Robertson MR, Basford DJ, Heaney SD. 1993. The possible effects of fishing disturbance in the northern North Sea: An analysis of special patterns around a wreck. *Neth. J. Sea Res.* 31: 201–208.
- Hall-Spencer JM, Frogia C, Atkinson RJA, Moore PG. 1999. The impact of Rapido trawling for scallops, *Pecten jacobaeus* (L.) on the benthos of the Gulf of Venice. *ICES J. Mar. Sci.* 56: 111–124.
- Jennings S, Kaiser MJ. 1998. The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv. Mar. Biol.* 34: 201–252.
- Johnson KA. 2002. A review of national and international literature on the effects of fishing on benthic habitats. NOAA Technical Memorandum, NMFS-F/SPO-57, 72 pp.

Agradecimientos

Este trabajo forma parte del proyecto de la Unión Europea VFP-QoL (contrato q5rs2002-00787). Agradecemos el apoyo de F Gai en las identificaciones taxonómicas, de R Micheli (Cibm, Livorno, Italia) en las actividades de campo, de M Walker en la revisión del inglés y de Geomarine (Ancona, Italia) en el uso del sonar de barrido lateral.

Traducido al español por Christine Harris.

- Kaiser MJ, Spencer BE. 1995. Survival of by-catch from a beam trawl. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 126: 31–38.
- Kaiser MJ, Spencer BE. 1996. The effects of beam-trawl disturbance on infaunal communities in different habitats. *J. Anim. Ecol.* 65: 348–358.
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spencer FE, Brabdt AR. 2000. Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J. Anim. Ecol.* 69: 494–503.
- Kaiser MJ, Collie JS, Hall SJ, Jennings S, Poiner IR. 2002. Modification of marine habitats by trawling activities: Prognosis and solutions. *Fish Fish.* 3: 114–136.
- Lambshhead PJD, Platt HM, Shaw KM. 1983. The detection of differences among assemblages of benthic species based on an assessment of dominance and diversity. *J. Nat. Hist.* 17: 859–874.
- McConnaughey RA, Mier KL, Dew CB. 2000. An examination of chronic trawling effects on soft-bottom benthos of the eastern Bering Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1377–1388.
- Montagna P Jr, Harper DE. 1996. Benthic infaunal long-term response to offshore production platforms in the Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2567–2588.
- Morello EB, Frogia C, Atkinson RJA, Moore PG. 2006. Hydraulic dredge discards of the clam (*Chamelea gallina*) fishery in the western Adriatic Sea, Italy. *Fish. Res.* 76: 430–444.
- Norse EA, Watling L. 1999. Impacts of mobile fishing gear: The biodiversity perspective. *Am. Fish. Soc. Symp.* 22: 31–40.
- Olsford F, Gray JS. 1995. A comprehensive analysis of the effects of offshore oil and gas exploration and production on the benthic communities of the Norwegian continental shelf. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 122: 277–306.
- Peterson CH, Kennicutt MC, Green RH, Montagna P, Harper DE, Powell EN, Roscigno PF. 1996. Ecological consequences of environmental perturbations associated with offshore hydrocarbon production: A perspective on long-term exposures in the Gulf of Mexico. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 53: 2637–2654.
- Pranovi F, Giovanardi O, Franceschini G. 1998. Recolonisation dynamics in areas disturbed by bottom fishing gears. *Hydrobiologia* 375/376: 125–135.
- Pranovi F, Raicevich S, Franceschini G, Farrace MG, Giovanardi O. 2000. Rapido trawling in the northern Adriatic Sea: Effects on benthic communities in an experimental area. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 517–524.
- Pranovi F, Raicevich S, Franceschini G, Torricelli P, Giovanardi O. 2001. Discard analysis and damage to non-target species in the “rapido” trawl fishery. *Mar. Biol.* 139: 863–875.
- Prena J, Schwinghamer P, Rowell TW Jr, Gordon DC, Gilkinson KD, Vass WP, McKeown DL. 1999. Experimental otter trawling on a sandy bottom ecosystem of the Grand Banks of Newfoundland: Analysis of trawl by catch and effects on epifauna. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 181: 107–124.
- Rachor E. 1990. Changes in sublittoral zoobenthos in the German Bight with regard to eutrophication. *Neth. J. Sea Res.* 25: 209–214.
- Sanchez P, Demestre M, Ramon M, Kaiser MJ. 2000. The impact of otter-trawl on mud communities in the north-western Mediterranean. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1352–1358.
- Sartor P, Martin J, De Biasi AM, Recasens L, Reale B, Cartes J, De Juan S, De Ranieri S, Demestre M. 2007. Trawling effort estimation in two fishing grounds from the central and NW Mediterranean: Direct vs. indirect methodologies. *Rapp. Comm. Int. Mer Médit.* 38: 588.
- Shepard FP. 1954. Nomenclature based on sand-silt-clay ratios. *J. Sediment. Petrol.* 24: 151–158.
- Simboura N, Zenetos A, Pancucci-Papadopoulou MA, Thessalou-Legaki M, Papaspyrou S. 1998. A baseline study on benthic species distribution in two neighboring gulfs, with and without access to bottom trawling. *PSZNI: Mar. Ecol.* 19: 293–309.
- Smith CJ, Papadopoulou N, Diliberto S. 2000. Impact of otter-trawling on an eastern Mediterranean commercial trawl fishing ground. *ICES J. Mar. Sci.* 57: 1340–1351.
- Smith CJ, Rumohr H, Karakassis I, Papadopoulou KN. 2003. Analyzing the impact of bottom trawls on sedimentary sea-beds with sediment profile imagery. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 285/286: 479–496.
- Thrush SF, Hewitt JE, Cummings VJ, Dayton PK, Cryer M, Turner SJ, Funnel GA, Budd RG, Milburn CJ, Wilkinson MR. 1998. Disturbance of marine benthic habitat by commercial fishing: Impacts at the scale of the fishery. *Ecol. Appl.* 8: 866–879.
- Tuck ID, Hall SJ, Robertson MR, Armstrong E, Basford DJ. 1998. Effects of physical trawling disturbance in a previously unfished sheltered Scottish sea loch. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 162: 227–242.
- Warwick RM, Clarke KR. 1993. Increased variability as a symptom of stress in marine communities. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 172: 215–226.

Recibido en febrero de 2008;
aceptado en septiembre de 2008.