

Tesis Doctoral

# Variaciones espacio-temporales en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud. Equinodermos como caso de estudio

Escolar, Mariana

2010

Este documento forma parte de la colección de tesis doctorales y de maestría de la Biblioteca Central Dr. Luis Federico Leloir, disponible en [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). Su utilización debe ser acompañada por la cita bibliográfica con reconocimiento de la fuente.

This document is part of the doctoral theses collection of the Central Library Dr. Luis Federico Leloir, available in [digital.bl.fcen.uba.ar](http://digital.bl.fcen.uba.ar). It should be used accompanied by the corresponding citation acknowledging the source.

Cita tipo APA:

Escolar, Mariana. (2010). Variaciones espacio-temporales en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud. Equinodermos como caso de estudio. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires.

Cita tipo Chicago:

Escolar, Mariana. "Variaciones espacio-temporales en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud. Equinodermos como caso de estudio". Facultad de Ciencias Exactas y Naturales. Universidad de Buenos Aires. 2010.

**EXACTAS** UBA

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales



**UBA**

Universidad de Buenos Aires



Universidad de Buenos Aires

Facultad de Ciencias Exactas y Naturales

**Variaciones espacio-temporales en la comunidad de  
invertebrados bentónicos asociada al frente de talud.  
Equinodermos como caso de estudio**

Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos  
Aires en el área: **CIENCIAS BIOLÓGICAS**

**Mariana Escolar**

Directora de Tesis: Dra. Claudia S. Bremec

Consejera de estudios: Dra. Graciela Esnal

Lugar de Trabajo: Instituto Nacional de Investigación y Desarrollo Pesquero

Buenos Aires, 2010

---

# Variaciones espacio-temporales en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud. Equinodermos como caso de estudio

## Resumen

En esta Tesis se presentaron las variaciones espacio-temporales, durante el período 2002-2005, en la comunidad de invertebrados bentónicos dominada por *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) asociada al frente de talud y sujeta a explotación pesquera. El phylum Echinodermata fue uno de los grupos más diversos y dominante dentro de la captura incidental de la pesquería en toda el área y periodo estudiado. Se estudió también la distribución espacial, biomasa y estructura de tallas de *Ctenodiscus australis* (Asteroidea), *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea), y *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* (Ophiuroidea), especies de equinodermos estrechamente relacionadas con la vieira patagónica y con una importante contribución en la comunidad. Las seis estudiadas presentaron un patrón de distribución latitudinal. Las especies de erizos y ofiuras presentaron además una evidente separación espacial con respecto a la profundidad. La biomasa de *P. magellanicus* y *O. vivipara* disminuyó durante el período 2002-2005 en toda el área estudiada. A su vez se comparó la biomasa y abundancia de las especies en áreas con y sin pesca comercial. Si bien las especies detritívoras y/u omnívoras se vieron beneficiadas por el aumento en la disponibilidad de alimento debido al descarte de la pesquería, las especies de mayor tamaño resultaron vulnerables al impacto. Esta tesis presentó los primeros estudios a nivel poblacional de invertebrados bentónicos colectados como parte conspicua de la fauna acompañante de una pesquería de arrastre, en este caso equinodermos, ampliando la información sobre la ecología de este grupo en áreas de la plataforma continental asociadas al frente de talud.

**Palabras clave:** equinodermos, vieira patagónica, frente de talud, áreas de pesca, comunidad bentónica, Mar Argentino.

---

# Spatial and temporal variations in the benthic invertebrate community associated to the shelf-break front. Echinoderms as study case

## Summary

This thesis showed spatial and temporal variations, during the period 2002-2005, of the benthic invertebrates assemblage dominated by *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) in shelf-break frontal areas subjected to commercial fishery. The phylum Echinodermata was one of the most diverse and dominant as part of the by-catch in the whole study area and period. The distribution, biomass and size structure of *Ctenodiscus australis* (Asteroidea), *Sterechinus agassizi* and *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea), and *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* and *Ophiura lymani* (Ophiuroidea) are studied, being these echinoderm species closely related with the Patagonian scallop assemblage. They showed a latitudinal distribution pattern. The sea urchins and ophiuroids also showed a spatial separation according to depth. The *P. magellanicus* and *O. vivipara* biomass decreased in the study area during the period 2002-2005. Biomass and abundance of echinoderms are also studied in relation with areas with and without commercial fishing. Although detritivores and/or omnivores were benefited by an increase in food availability due to fishery discards, the largest species resulted vulnerable to impact. This thesis showed the first populational studies of benthic invertebrates collected as conspicuous components of the by-catch in a trawling fishery, echinoderms in this case, and gives novel information about the ecology of the group in continental shelf areas associated to the shelf-break front.

**Key words:** echinoderms, Patagonian scallops, shelf-break front, fishing grounds, benthic community, Argentine Sea.

---

## Agradecimientos

Sinceramente me costaba creer que este momento llegaría. Mirando atrás parece poco tiempo para tantas cosas vividas... tantas sensaciones... tantas personas. Personas a las que no quiero dejar de agradecer por ser, de una u otra forma, parte de esta tesis.

Gracias Clau por tu paciencia y apoyo en las distintas etapas de nuestra relación. Por enseñarme y guiarme a través de este "difícil" camino de la investigación en la Argentina. Gracias por escuchar... por las charlas, que las hubo y de temas varios por suerte! Conmigo no tuviste oportunidad de elegir pero, como te dije varias veces, no nos fue tan mal (creo!). De nuevo gracias!

Quiero agradecer a las autoridades del INIDEP por permitirme utilizar sus instalaciones, equipos e insumos. También se obtuvo financiación por parte de los subsidios CONICET PIP 5009, FONCyT PICT 15080 y FONCyT PICT 02200. Gracias a todos los que participaron en los muestreos y guardaron material, en especial a Ángel y Laura, muestreos a los que me uní, disfruté y sufrí (en invierno!) en los años que siguieron. Gracias a Daniel Hernández, mi matemático de cabecera! por tu ayuda y gran paciencia en TODAS mis consultas. Gracias Sil por los datos de esfuerzo y tu ayuda brindada en el tema. Gracias a la chicas de la biblioteca, en especial a Gabi por ayudarme en las búsquedas y conseguirme trabajos sin importar lugar ni año de publicación. Gracias a todos los integrantes del Laboratorio de Bentos por los mates, cafés y charlas compartidas haciendo más llevaderas mis horas en el laboratorio. Lau... Diego... gracias por los consejos, comentarios y sugerencias cada vez que acudí a ustedes con mis dudas. Quiero agradecer también a Graciela Esnal por ser mi consejera de estudios y ayudarme, además, en cualquier trámite que pudiera facilitándome las cosas en Buenos Aires!

---

A Paula Moriondo y a Jimena San Martín gracias por su ayuda durante la edición de la tesis... también en varios pasos más, sobre todo mis párrafos “inintendibles”; a Carla Derisio, Valeria Escolar y Federico Cortés por hacerse un tiempo y ayudarme con la tediosa tarea de revisar la bibliografía.

Finalmente, muchas muchas gracias a toda mi familia...Escolar... Regueira... Staffolani, por su apoyo y cariño constante y entender mis ausencias, sobre todo el último año. Agradezco en especial a “mis viejos”, Carlos y Marta, sin ustedes no podría estar donde estoy: haciendo lo que me gusta. Gracias por su apoyo incondicional, sin entender muy bien en que me metía, me apoyaron siempre, sin preguntas ni sermones, siempre dándome fuerzas para seguir cuando mi ánimo no era el mejor. Vale... Caro... Abue... gracias por todo, los quiero mucho.

Fede... no tengo palabras para agradecerte, gracias por tu inmensa paciencia, sobre todo este último tiempo... sé que fue difícil. Por tu apoyo, comprensión, abrazos...por todo... hiciste que esto fuera posible, haciéndome sentir feliz y orgullosa más sabiendo que lo puedo compartir con alguien como vos! Te amo

Por último, una de las cosas más importantes, agradezco a mis AMIGAS, por suerte muchas como para dar nombres (espero no se me ofendan!). A las marplatenses (de nacimiento o por adopción) gracias por hacerme sentir como que las conocía de siempre cuando me uní al grupete allá por el 2006, haciendo mucho más fácil mi “adaptación” a esta ciudad. Gracias por estar, por escuchar y bancarme, sobre todo estos últimos meses. A mis amigas de Buenos Aires, biólogas y no, gracias por su apoyo y hacerme sentir que están a pesar de la distancia. A todas gracias, sin su apoyo... charlas... risas... confidencias... esto no hubiera sido posible... por eso y mucho más gracias!

---

A mi familia...

---

## ÍNDICE

### **1. La asociación de invertebrados bentónicos en áreas de pesca de vieira patagónica asociadas al frente de talud, Mar Argentino. Relevancia del Phylum Echinodermata**

Introducción	1
Materiales y Métodos	5
Resultados	11
Discusión	39
Referencias	45

### **2. *Ctenodiscus australis* (Echinodermata: Asteroidea) en la comunidad bentónica asociada al frente de talud, Mar Argentino. Distribución espacial, biomasa y estructura de tallas**

Introducción	55
Materiales y Métodos	58
Resultados	61
Discusión	67
Referencias	74

### **3. *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea) en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud, Mar Argentino**

Introducción	83
Materiales y Métodos	88
Resultados	91
Discusión	101
Referencias	108



---

#### **4. Clase Ophiuroidea (Echinodermata) en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud, Mar Argentino**

Introducción	118
Materiales y Métodos	121
Resultados	125
Discusión	142
Referencias	152

#### **5. Conclusiones Generales**

#### **6. Anexo I**

La pesquería de vieira patagónica	168
-----------------------------------	-----

#### **7. Anexo II**

Fijación y preservación en formol	175
-----------------------------------	-----

1

La asociación de invertebrados bentónicos en áreas  
de pesca de vieira patagónica asociadas al frente de talud,  
Mar Argentino.

Relevancia del Phylum Echinodermata



## Introducción

La composición faunística y estructura de las comunidades bentónicas en la Plataforma Continental Argentina comenzaron a ser estudiadas hace aproximadamente cuatro décadas, pese a ello aún no se han podido completar todos sus aspectos descriptivos (Bastida *et al.* 2007). Muchas de las investigaciones sobre comunidades bentónicas en la Argentina están estrechamente relacionadas con especies de interés comercial. Se estudiaron bancos de mejillones en la plataforma bonaerense (Penchaszadeh 1970, 1974, 1979; Lasta *et al.* 1986), fondos de alimentación de peces con interés comercial (Brankevich *et al.* 1990; Bremec & Roux 1997) y durante los últimos años se desarrollaron monitoreos de fauna bentónica asociada a las distintas pesquerías que afectan el fondo marino (Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006; Roux *et al.* 2007; Roux 2008; Morsan 2009).

La especie *Zygochlamys patagonica* (King & Broderip 1832) (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) se distribuye a lo largo de la Provincia Biogeográfica Magallánica; en el Océano Pacífico desde los 42° S hasta Tierra del Fuego y en el Océano Atlántico hasta el sector norte del estuario del Río de la Plata (35° S), entre los 40 y 200 metros de profundidad, si bien se han registrado individuos a 960 metros (Waloszek 1984; Waloszek 1991; Ciocco *et al.* 2006). *Zygochlamys patagonica* habita sobre fondos blandos donde forma grandes agregaciones de individuos. En el Mar Argentino la distribución espacial de estas agregaciones está relacionada a distintos sistemas frontales: los frentes de marea de Península Valdés y Patagonia Sur, y el frente de talud de plataforma (Lasta & Bremec 1998; Acha *et al.* 2004; Bogazzi *et al.* 2005; Ciocco *et al.* 2006). Las agregaciones más grandes y productivas se encuentran asociadas con el frente de talud, las que fueron localizadas en el año 1995 después de varias campañas de exploración y desde el año 1996 son explotadas comercialmente (Lasta & Bremec 1998; Ciocco *et al.* 2006). Estas agregaciones se han diferenciado como bancos y, en la actualidad, se las reconoce como unidades de manejo (UMs) de la pesquería (Resolución CFP N° 9/2006).

Asociadas con la vieira patagónica se encuentran numerosas especies de invertebrados bentónicos de diversos grupos taxonómicos y juntos conforman la comunidad epibentónica en la cual *Zygochlamys patagonica* es la especie dominante (Bremec & Lasta 2002). Los invertebrados bentónicos que acompañan a la vieira presentan diferentes formas de vida: se asocian con el fondo o utilizan como sustrato a las valvas de vieira u otros organismos de los que son epibiontes. Estas características dan un nivel de complejidad arquitectónica mayor al hábitat, ofrecen más espacio para que se asienten nuevas especies, al igual que aquellas especies que presentan una estructura emergente y sésil (Gili & Hughes 1995; Collie *et al.* 1997). Entre 1995 y 2004 se han registrado más de 100 especies asociadas con la vieira patagónica (Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006; Schejter & Bremec 2007), como parte de la fauna acompañante o “captura incidental” de la pesquería (ver Alverson *et al.* 1994).

La pesca comercial de *Z. patagonica* se realiza con redes de arrastre de fondo no selectivas (Lasta & Bremec 1998; Ciocco *et al.* 2006). Este tipo de pesca (“bottom trawling”) ha sido reconocida, después de casi dos décadas de investigaciones sobre el efecto de las pesquerías de arrastre en las comunidades bentónicas marinas, como una de las principales causas de cambio antropogénico en el lecho marino (Jennings & Kaiser 1998; Collie *et al.* 2000; Kaiser *et al.* 2006). El proceso de arrastre provoca distintos niveles de disturbio, altera la complejidad del fondo, modifica el sustrato, remueve, daña y/o mata gran cantidad de especies y reduce la producción bentónica, lo cual puede provocar, a largo plazo, cambios importantes en la estructura de la comunidad bentónica y del hábitat (Bergman & Hup 1992; Lindegarth *et al.* 2000; National Research Council 2002). En general, la respuesta de las comunidades bentónicas a la pesca de arrastre coincide con el modelo general de disturbio intermedio: donde aumenta el número de especies pequeñas con rápido crecimiento disminuyendo la diversidad y equitatividad (de Vooy & van de Meer 1998; Hall 1999). El aumento en la abundancia de las especies pequeñas se debe al crecimiento poblacional de las especies que sobreviven el paso de la red y de otras que migran de áreas cercanas colonizando el espacio libre; este proceso de

recolonización puede llegar a tardar varios días, meses, años o incluso no registrarse dependiendo de la comunidad. También se registra a corto plazo un aumento en la abundancia de especies depredadoras y/o carroñeras que migran desde áreas cercanas atraídas por una mayor disponibilidad de alimentos como el descarte y los organismos dañados (Bergman Magda & van Stantbrink 2000; Pranovi *et al.* 2001; Simpson & Watling 2006; Queirós *et al.* 2006; Hinz *et al.* 2009).

La magnitud y duración del efecto del arrastre depende de varios factores, algunos relacionados con las características de las especies integrantes de la comunidad bentónica: no todos los organismos resisten de igual forma el paso de la red, su vulnerabilidad depende de la morfología y comportamiento de cada una de las especies (Hiddink *et al.* 2006; Queirós *et al.* 2006). Generalmente las especies sésiles como hidrozoos, briozoos y esponjas son más vulnerables que las especies de vida libre; las especies pequeñas, que no quedan atrapadas en la red y aquellas con exoesqueletos gruesos son las más resistentes (Kaiser *et al.* 2000; Jennings *et al.* 2001; National Research Council 2002; Callaway *et al.* 2007). Las comunidades bentónicas en áreas intensamente pescadas tienden a estar dominadas por organismos resistentes al daño físico, por ejemplo asteroideos, cangrejos, pequeños poliquetos y bivalvos (Kaiser 1996; Collie *et al.* 1997; Kaiser *et al.* 2000; Hinz *et al.* 2009).

Las comunidades bentónicas sometidas a arrastre pesquero han sido estudiadas a través de monitoreos a largo plazo, estos permiten relacionar los cambios de la comunidad con los posibles factores causales, tanto antropogénicos como naturales (Wilson *et al.* 1998; Hill *et al.* 1999; Hall & Moore 2000; Bradshaw *et al.* 2002), por manipulaciones experimentales (Jennings & Kaiser 1998; Hall 1999; Pranovi *et al.* 2000; Boyd & Rees 2003), comparaciones entre áreas sometidas a diferente esfuerzo pesquero (Kaiser *et al.* 2000; Dernie *et al.* 2003; Callaway *et al.* 2007), comparaciones entre áreas con y sin arrastre pesquero (Collie *et al.* 1997; Simpson & Watling 2006; Schejter *et al.* 2008), y a través de comparaciones entre antes y después de la pesquería (estudios BACI) (Kaiser *et al.* 1998; Pitcher *et al.* 2009).

Esta tesis resume información sobre la abundancia y biomasa de las especies capturadas incidentalmente a lo largo de los años en áreas de pesca de vieira patagónica en el Mar Argentino. Como se ha señalado, ese enfoque permite identificar cambios estructurales conspicuos (ver Wilson *et al.* 1998; Hill *et al.* 1999; Bradshaw *et al.* 2002) que se relacionarían con la calidad ambiental en fondos de arrastre pesquero.

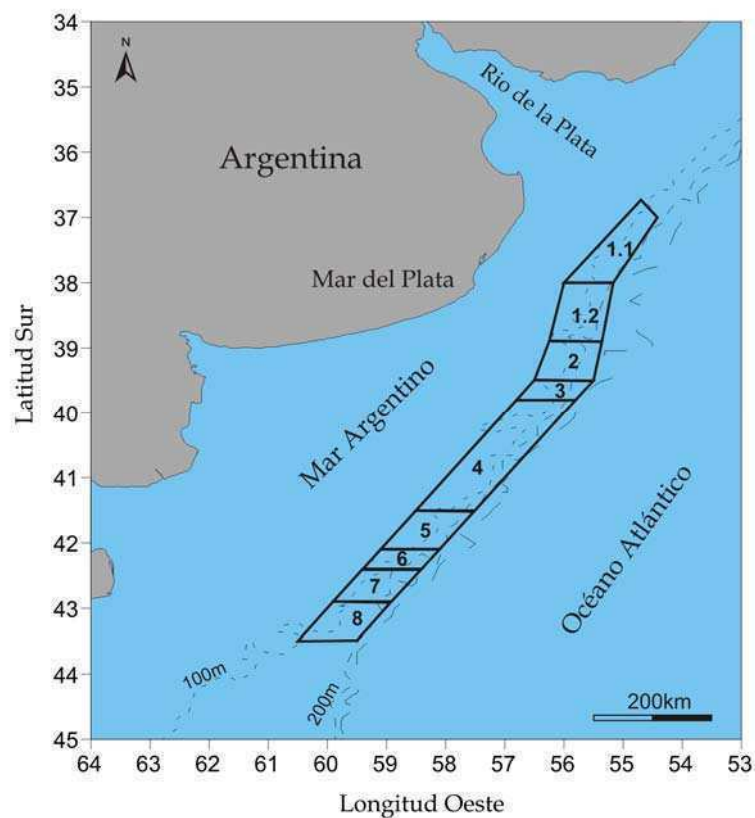
Bajo la idea general de que las especies fuertemente asociadas a la vieira patagónica *Zygochlamys patagonica*, y dominantes en términos de biomasa, difieren en la escala espacio (36°S - 43°S) temporal (2002-2005), el objetivo del presente capítulo introductorio es estudiar la estructura y composición específica de la comunidad macrobentónica asociada con la vieira e identificar aquellos taxones más conspicuos durante ese marco espacio-temporal. Por último, los resultados serán discutidos considerando la información previa al inicio de la pesquería en 1995 (Bremec & Lasta 2002), abarcando así un ciclo de diez años de explotación del recurso vieira patagónica.

## **Materiales y Métodos**

### Área de estudio

Se estudió la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en diferentes UMs de vieira patagónica asociadas al frente de talud de plataforma, a lo largo de la isobata de 100 metros entre los 36°43'S y 43°30'S (Figura 1). Este sistema frontal se produce por el encuentro de las aguas de plataforma con la Corriente de Malvinas, aguas más frías y salinas, resultando en un frente termohalino, característica permanente del borde de la plataforma continental (Martos & Piccolo 1988). La ubicación geográfica de este sistema cambia de acuerdo con la dinámica de la Corriente de Malvinas, entre los 38° - 39° S el frente varía estacionalmente moviéndose hacia la costa durante primavera y otoño, y alejándose de ésta en el verano (Carreto *et al.* 1995). A lo largo del frente de talud continental se registran grandes biomásas de fitoplancton, en primavera se han registrado picos de clorofila-*a* de 25 - 30 mg m<sup>-3</sup>, valores de un orden de magnitud mayor que en áreas oceánicas (Romero *et al.* 2006; García *et al.* 2008).

Esta gran productividad probablemente sea el resultado del “upwelling” de aguas ricas en nutrientes generado por la Corriente de Malvinas (García *et al.* 2008; Matano & Palma 2008). La temperatura de fondo oscila entre 5° y 8° C durante todo el año, los valores más altos se registran al norte de los 37°30’S (Bogazzi *et al.* 2005). En cuanto a los sedimentos poco se sabe debido a la escasez de estudios en el área, el sustrato es bastante homogéneo, como toda la plataforma argentina, y predominan los sedimentos blandos compuestos principalmente por arenas medianas a finas (Bastida & Urien 1981; Parker *et al.* 1997).



**Figura 1.** Localización de las unidades de manejo de *Zygochlamys patagonica* estudiadas en el Mar Argentino.

### Obtención del material

Las muestras analizadas fueron colectadas durante siete campañas de evaluación del recurso vieira patagónica realizadas por el Instituto Nacional de

Investigación y Desarrollo Pesquero (INIDEP), a bordo de los BIPs Capitán Cánepa y Capitán Oca Balda (Figura 2), durante el período 2002-2005.

El material fue sub-muestreado (10 litros) de capturas obtenidas con una rastra rectangular (2,5 metros de ancho) y congelado a bordo. Se consignaron los pesos de la captura total y el área barrida por la rastra. Esta última fue calculada a partir del ancho de la rastra, la velocidad (3,4 nudos promedio) y tiempo (10 minutos) de arrastre.



**Figura 2.** Buques de investigación pesquera (BIP) que se utilizaron para la captura de las muestras analizadas en este estudio. BIP "Capitán Cánepa" y BIP "Oca Balda". (a) Cubierta del BIP "Capitán Cánepa".

En el laboratorio se procedió a la identificación taxonómica y cuantificación en número y peso húmedo de todos los macroinvertebrados bentónicos, incluyendo la especie objetivo de la pesquería. Para aquellos casos en que no se pudo determinar la especie, la identificación se realizó hasta el



menor nivel jerárquico posible. Para la identificación de las especies se utilizaron los siguientes trabajos de referencia: Riemann-Zürneck (1978), Acuña & Zamponi (1992) y Pérez (1999) (Cnidarios); Bremec & Lana (1994), Lana & Bremec (1994) y Sanfilippo (1994) (Poliquetos); Roux & Bremec (1996) (Braquiópodos); Castellanos (1967) y Forcelli (2000) (Moluscos); Bastida & Torti (1969) y Boschi *et al.* (1992) (Crustáceos decápodos); Bernasconi (1964), Bernasconi & D'Agostino (1977) y Hernández (1981) (Equinodermos); Diehl (1977) (Tunicados); Walossek (1991) (Epibiontes).

#### Desarrollo de la base de datos

Con la información obtenida se confeccionó una base de datos de la comunidad de invertebrados bentónicos. Se estimó la abundancia y biomasa por metro cuadrado de las distintas especies por estación de muestreo, considerando el peso de la captura total, el área barrida y la eficiencia de la rastra (fracción de organismos presentes en el área que son efectivamente capturados por la rastra), la cual fue estimada en 43% para la vieira patagónica (Valero 2002), valor que se ha utilizado en estudios previos (ej. Bremec *et al.* 2000). Dado que el valor de eficiencia de la rastra utilizado fue el mismo para las distintas especies y grupos de invertebrados, algunos valores de abundancia y biomasa podrían estar sobre o subestimados. Se analizaron en total 514 muestras correspondientes a nueve UMs. La profundidad de las muestras estudiadas osciló entre 80 y 139 metros. El número de estaciones analizadas por UM y año se detalla en la Tabla 1.

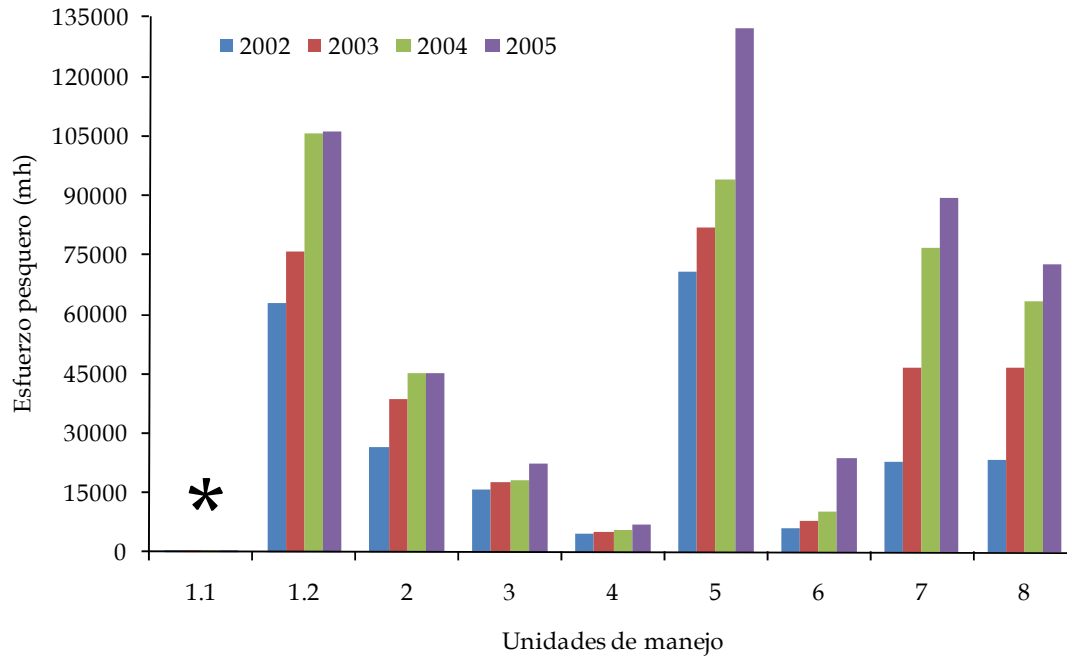
#### Análisis de datos

Para caracterizar la estructura de comunidad bentónica en las distintas UMs se calcularon distintos índices de diversidad. Para cada estación de muestro se estimó la riqueza específica (número de especies, S), la diversidad (índice de Shannon,  $H' [\log_e]$ ) y la equitatividad (índice de uniformidad de Pielou,  $J'$ ); este último varía entre 0 (indicando una pronunciada dominancia) y

1 (indicando que la abundancia de las distintas especies es similar). Para el análisis de diversidad se consideraron dos escalas diferentes: diversidad puntual representada por la diversidad en cada punto de muestreo y la diversidad alfa: diversidad de un área más grande, en este caso las UMs (ver Gray 2000), que se midió como el promedio de las diversidades puntuales de cada UM durante el periodo de estudio. La variación de los índices de diversidad se analizó en función de los años, UMs y profundidad utilizando un modelo lineal general (GLM) por índice; este método permite examinar la relación de una variable respuesta en función de variables categóricas (años y UMs) y continuas (profundidad) a la vez. También se estudió la relación entre estos índices y el esfuerzo pesquero para cada año y UM por medio de una regresión lineal. El esfuerzo pesquero se estimó como el ancho de la red comercial por horas de pesca (metros horas, mh) dentro de cada UM, considerando el número de lances realizados desde el inicio de la pesquería (Figura 3). Los valores de ancho de la red y horas de pesca utilizados fueron valores promedio teniendo en cuenta las dos medidas de red utilizadas por los buques pesqueros (17 y 22 metros) y el tiempo de arrastre en cada lance (Ciocco *et al.* 2006).

**Tabla 1.** Número de estaciones por unidad de manejo (UM) y año considerados en este estudio. Se presentan también el área y los límites en latitud ( $^{\circ}$  S) de las unidades de manejo estudiadas.

UM	Número de estaciones x año				Área (km <sup>2</sup> )	Límites ( $^{\circ}$ S)
	2002	2003	2004	2005		
1.1	5	8	10	10	7534	36°43' - 38°00'
1.2	39	34	40	40	7661	38°00' - 38°54'
2	26	20	23	40	5670	38°54' - 39°30'
3	8	10	5	6	2855	39°30' - 39°48'
4	2	6	2	2	15960	39°48' - 41°30'
5	28	31	19	18	5666	41°30' - 42°05'
6	9	9	4	6	2877	42°05' - 42°23'
7	4	8	5	7	4525	42°23' - 42°53'
8	6	10	5	8	5368	42°53' - 43°30'



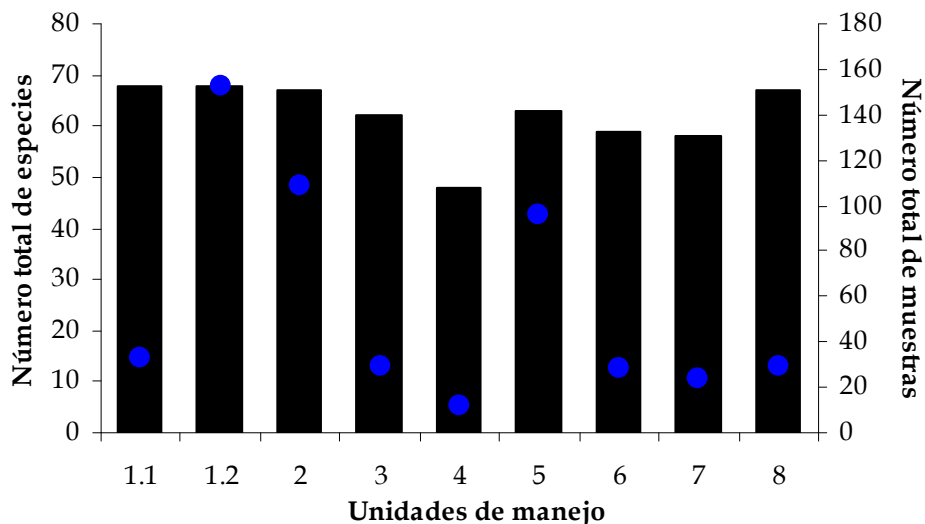
**Figura 3.** Esfuerzo pesquero acumulado (mh) por unidad de manejo desde el inicio de la pesquería. (\*) El esfuerzo pesquero acumulado en la unidad de manejo 1.1 fue menor a 260 mh durante el período estudiado (< 50 lances comerciales).

Para el análisis de la composición específica de la comunidad se aplicó la metodología recomendada para estudios similares sobre el bentos por Lindeboom & de Groot (1998). Se calcularon los porcentajes relativos de biomasa y abundancia de cada grupo faunístico con respecto a la fauna total para cada UM y año. Para caracterizar la estructura de la comunidad bentónica en cada UM se realizaron análisis multivariados no paramétricos (Clarke 1993; Clarke & Warwick 2001), a partir del paquete estadístico PRIMER. Las especies coloniales sólo se consideraron para los análisis de biomasa: por este motivo, el procesamiento de datos y los gráficos realizados se desarrollaron mayormente utilizando valores de biomasa. Se hizo un análisis de agrupamiento multidimensional (MDS) para cada año comparando las UMs. Para estos análisis los datos fueron transformados (raíz cuarta) y se calculó la matriz de de similitud usando el índice de Bray-Curtis (Clarke & Warwick 1993). Las diferencias entre las UMs y años fueron analizadas con el test ANOSIM (Clarke & Warwick 2001). Se realizó además un análisis de similitud de porcentajes (SIMPER) para identificar la especie o grupo de especies que caracteriza a cada una de las UMs en los diferentes años.

## Resultados

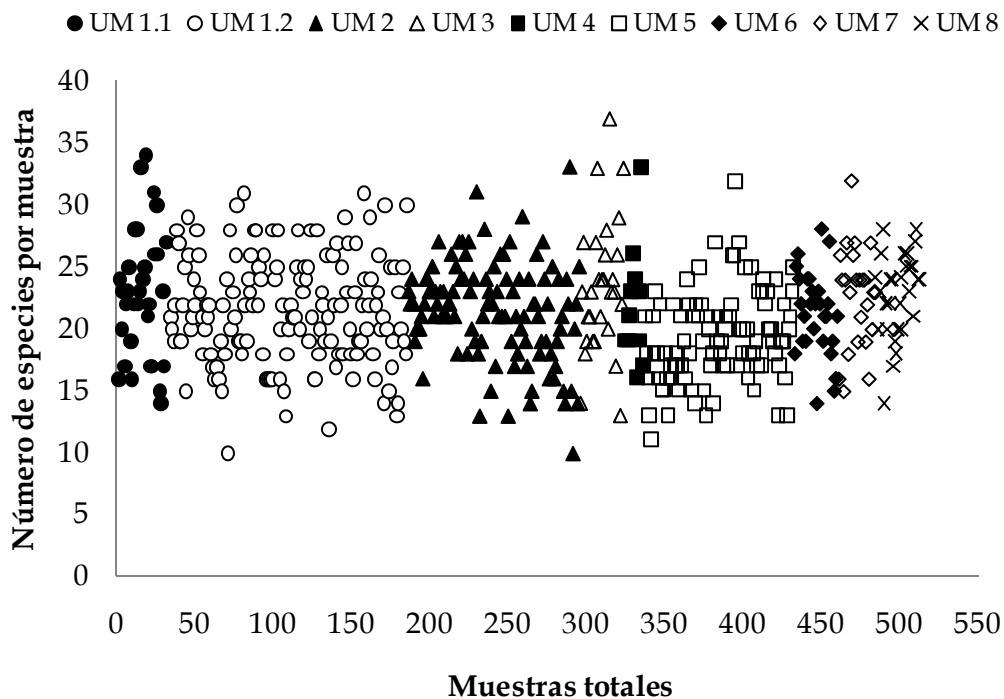
### Diversidad

Durante el período 2002 - 2005 se registraron en total 83 taxones de macroinvertebrados en las UMs de vieira patagónica estudiadas. Estos taxones pertenecieron a los phyla Annelida, Arthropoda, Brachiopoda, Briozoa, Chordata (Ascidiacea), Cnidaria, Echinodermata, Mollusca y Porifera. Las especies exclusivamente epibiontes de *Zygochlamys patagonica* no fueron incluidas en este estudio. Los grupos taxonómicos más diversos fueron los moluscos y equinodermos (23 especies cada uno). Otro grupo relevante con 14 especies fue el phylum Arthropoda, constituido en su mayoría por crustáceos (Tabla 2). Un total de sesenta y cinco especies (65) fue registrado durante el año 2002, setenta y cinco (75) en los años 2003 y 2004, y setenta y cuatro (74) durante el 2005. Los valores de riqueza específica en cada UM y para todo el período fueron semejantes, independientemente del número total de muestras analizadas, a excepción de la UM 4 (Figura 4).



**Figura 4.** Riqueza específica (barras) y número de muestras (círculos) en cada unidad de manejo estudiada.

La riqueza específica por muestra varió entre 10 y 39 especies en toda el área estudiada (Tabla 3, Figura 5). La riqueza específica media varió significativamente entre los años, UMs y profundidad (Tabla 4, Figura 6), mostrando una relación negativa con esta última (coeficiente de variación estimado =  $-0,10 \pm 0,02$ ). Este índice osciló entre 20,87 especies para el año 2002 (valor medio más bajo) y 23,59 especies para el año 2004 (valor máximo de riqueza media).



**Figura 5.** Diversidad puntual. Riqueza específica por muestra en las unidades de manejo analizadas. Las muestras están ordenadas arbitrariamente dentro de cada unidad de manejo y según su ubicación geográfica, de norte a sur.

**Tabla 2.** Taxones registrados en la comunidad bajo estudio durante el periodo 2002 – 2005.

<b>Annelida</b>		
<i>Chaetopterus</i> sp.	<i>Idanthyrsus armatus</i>	<i>Phyllochaetopterus</i> sp.
<i>Potamilla antarctica</i>	<i>Serpula narconensis</i>	Serpulidae
<b>Arthropoda</b>		
Pignogonida		
Amphipoda	Lithodidae	<i>Eurypodius latreillei</i>
Isopoda 1	Isopoda 2	<i>Libidoclea granaria</i>
<i>Munida subrugosa</i>	<i>Ornatoscalpellum gibberum</i>	<i>Pagurus comptus</i>
<i>Peltarion spinosulum</i>	<i>Propagurus gaudichaudi</i>	<i>Serolis schytei</i>
<i>Sympagurus dimorphus</i>		
<b>Brachiopoda</b>		
<i>Magellania venosa</i>	<i>Terebratella dorsata</i>	
<b>Bryozoa</b>		
Bryozoa		
<b>Chordata</b>		
Ascidiacea 1	Ascidiacea 2	<i>Didemnum</i> sp.
Polyclinidae	<i>Paramolgula gregaria</i>	<i>Sycozoa</i> sp.
<b>Cnidaria</b>		
<i>Convexella magellanaica</i>	<i>Antholoba achates</i>	Actiniaria
<i>Actinostola crassicornis</i>	<i>Flabellum</i> sp.	<i>Thouarella</i> sp.
Hydrozoa		
<b>Echinodermata</b>		
<b>Asteroidea</b>		
<i>Acodontaster e. granuliferus</i>	Familia Asteriidae	Asteroidea 1
<i>Ctenodiscus australis</i>	<i>Henricia obesa</i>	<i>Labidiaster radiosus</i>
<i>Odontaster penicellatus</i>	<i>Porania</i> sp.	Familia Pterasteridae
<b>Crinoidea</b>		
<b>Echinoidea</b>		
<i>Arbacia dufresnii</i>	<i>Austrocidaris canaliculata</i>	<i>Pseudechinus magellanicus</i>
<i>Sterechinus agassizi</i>	<i>Triphylaster philippi</i>	
<b>Holothuroidea</b>		
Holothuroidea 1	<i>Pseudocnus d. leoninus</i>	<i>Psolus patagonicus</i>
<b>Ophiuroidea</b>		
<i>Gorgonocephalus chilensis</i>	<i>Ophiacantha vivipara</i>	<i>Ophiactis asperula</i>
<i>Ophiomixa vivipara</i>	<i>Ophiura lymani</i>	
<b>Mollusca</b>		
<b>Gastropoda</b>		
<i>Adelomelon ancilla</i>	<i>Aforia gonoides</i>	<i>Calliostoma</i> sp.
<i>Calyptraea pileolus</i>	<i>Epitonium magellanicum</i>	<i>Falsimargarita iris</i>
<i>Fusitriton m. magellanicus</i>	Gasteropoda indet.	<i>Marginella warrenii</i>
Naticidae	Nudibranchia	<i>Odontocymbiola magellanica</i>
Opisthobranchia	<i>Trophon aconthodes</i>	<i>Admete</i> sp.
<b>Bivalvia</b>		
<i>Cardita plata</i>	<i>Cyclocardia velutina</i>	<i>Hiatella meridionalis</i>
<i>Kennerleya</i> sp.	<i>Limatula</i> sp.	<i>Limopsis hirtella</i>
<i>Zygochlamys patagonica</i>		
<b>Polyplacophora</b>		
<b>Porifera</b>		
Porifera		

**Tabla 3.** Rangos de variación de los distintos índices de diversidad para las nueve unidades de manejo (UM) durante el período estudiado. S = Riqueza específica, H' = Índice de Shannon - diversidad puntual, J' = Equitatividad, N = número de muestras analizadas por unidad de manejo.

UM	Año	S	H'	J'
1.1 68 especies N = 33	2002	16 - 24	1,29 - 2,16	0,43 - 0,68
	2003	16 - 28	0,73 - 2,33	0,26 - 0,74
	2004	17 - 34	1,04 - 2,36	0,38 - 0,67
	2005	14 - 31	0,67 - 2,42	0,21 - 0,73
1.2 68 especies N = 153	2002	10 - 29	0,44 - 2,27	0,15 - 0,74
	2003	16 - 31	0,49 - 2,22	0,18 - 0,69
	2004	12 - 29	0,66 - 2,41	0,23 - 0,74
	2005	13 - 31	0,22 - 2,45	0,08 - 0,77
2 67 especies N = 109	2002	16 - 27	1,13 - 1,97	0,37 - 0,64
	2003	13 - 31	0,54 - 1,86	0,20 - 0,58
	2004	13 - 28	0,70 - 2,17	0,26 - 0,71
	2005	10 - 33	0,17 - 2,27	0,07 - 0,71
3 62 especies N = 29	2002	14 - 27	1,54 - 2,36	0,51 - 0,75
	2003	19 - 33	1,63 - 2,27	0,51 - 0,69
	2004	20 - 39	1,48 - 2,27	0,47 - 0,71
	2005	13 - 29	1,52 - 2,02	0,53 - 0,61
4 48 especies N = 12	2002	19	1,55 - 1,71	0,53 - 0,58
	2003	16 - 26	1,23 - 2,15	0,44 - 0,71
	2004	19 - 23	1,40 - 2,05	0,47 - 0,65
	2005	17 - 33	1,48 - 2,37	0,52 - 0,68
5 63 especies N = 96	2002	11 - 24	1,05 - 2,25	0,38 - 0,74
	2003	13 - 32	0,94 - 2,19	0,33 - 0,67
	2004	15 - 27	0,84 - 1,91	0,29 - 0,65
	2005	13 - 25	1,03 - 1,72	0,39 - 0,56
6 59 especies N = 28	2002	18 - 26	1,46 - 2,19	0,49 - 0,69
	2003	14 - 28	0,85 - 2,17	0,32 - 0,70
	2004	19 - 22	1,71 - 1,77	0,55 - 0,60
	2005	16 - 27	1,48 - 1,75	0,48 - 0,63
7 58 especies N = 24	2002	15 - 26	1,29 - 2,36	0,47 - 0,72
	2003	18 - 32	1,14 - 2,11	0,39 - 0,64
	2004	19 - 24	1,41 - 2,04	0,44 - 0,67
	2005	16 - 27	0,49 - 1,86	0,16 - 0,61
8 67 especies N = 29	2002	14 - 28	0,69 - 1,99	0,26 - 0,64
	2003	17 - 24	0,78 - 1,89	0,28 - 0,63
	2004	20 - 26	1,32 - 1,99	0,43 - 0,61
	2005	21 - 28	1,14 - 2,06	0,36 - 0,65

La diversidad puntual medida como el índice de Shannon ( $H'$ ) varió entre 0,17 y 2,45 en toda el área estudiada (Tabla 3). El índice de Shannon sólo varió significativamente entre UMs (Tabla 4, Figura 6) y presentó también gran variabilidad dentro de cada una de ellas.

La equitatividad ( $J'$ ) por muestra varió entre 0,07 y 0,79 durante todo el periodo estudiado; los resultados del GLM muestran que este índice varió significativamente con la profundidad y las UMs (Tabla 4, Figura 6); este índice presentó una leve relación positiva con la profundidad (coeficiente =  $0,0014 \pm 0,0005$ ). El valor medio de equitatividad osciló entre 0,50 y 0,60.

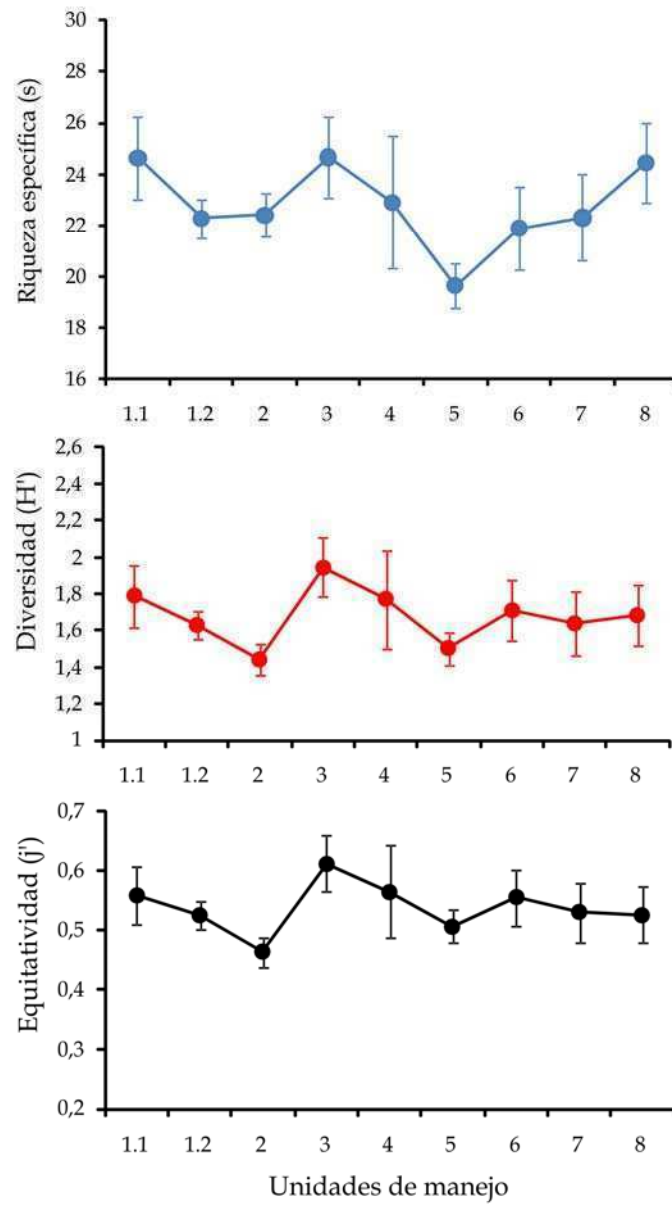
**Tabla 4.** Resultado de los modelos lineales generales para la riqueza específica (S), diversidad ( $H'$ ) y equitatividad ( $J'$ ). gl = grados de libertad, F = valor del estadístico, p = probabilidad de la prueba.

	S			$H'$		$J'$	
	gl	F	p	F	p	F	p
Ordenada	1	281,385	0,0001*	54,112	0,0001*	43,242	0,0001*
Profundidad	1	28,554	0,0001*	0,691	0,406	6,254	0,013*
Año	3	4,338	0,005*	0,819	0,483	1,823	0,142
UM	8	7,484	0,0001*	5,475	0,001*	5,777	0,0001*
Año × UM	24	1,116	0,321	0,949	0,533	0,899	0,603
Error	477						

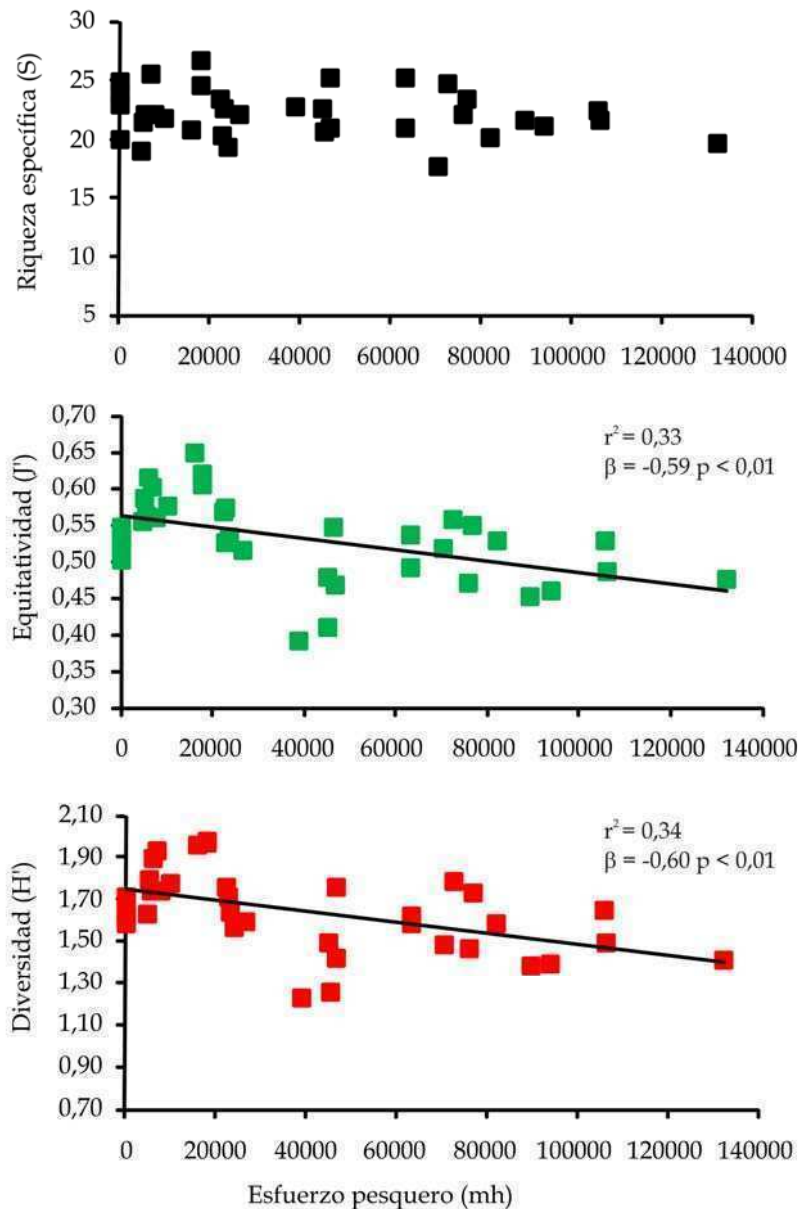
\* Indica relaciones significativas

Se encontró una relación significativa entre el esfuerzo pesquero y la diversidad  $H'$  y la equitatividad  $J'$ ; ambos índices disminuyeron con el aumento del esfuerzo pesquero durante el periodo analizado. La riqueza específica no presentó una relación significativa con las estimaciones de esfuerzo pesquero ejercido durante el período de estudio (Figura 7).





**Figura 6.** Diversidad alfa. Índices de diversidad medios y desvío estándar en las distintas unidades de manejo analizadas.



**Figura 7.** Índices de diversidad en función del esfuerzo pesquero. Las líneas muestran la relación significativa entre las variables. La pendiente ( $\beta$ ) difiere significativamente de cero.

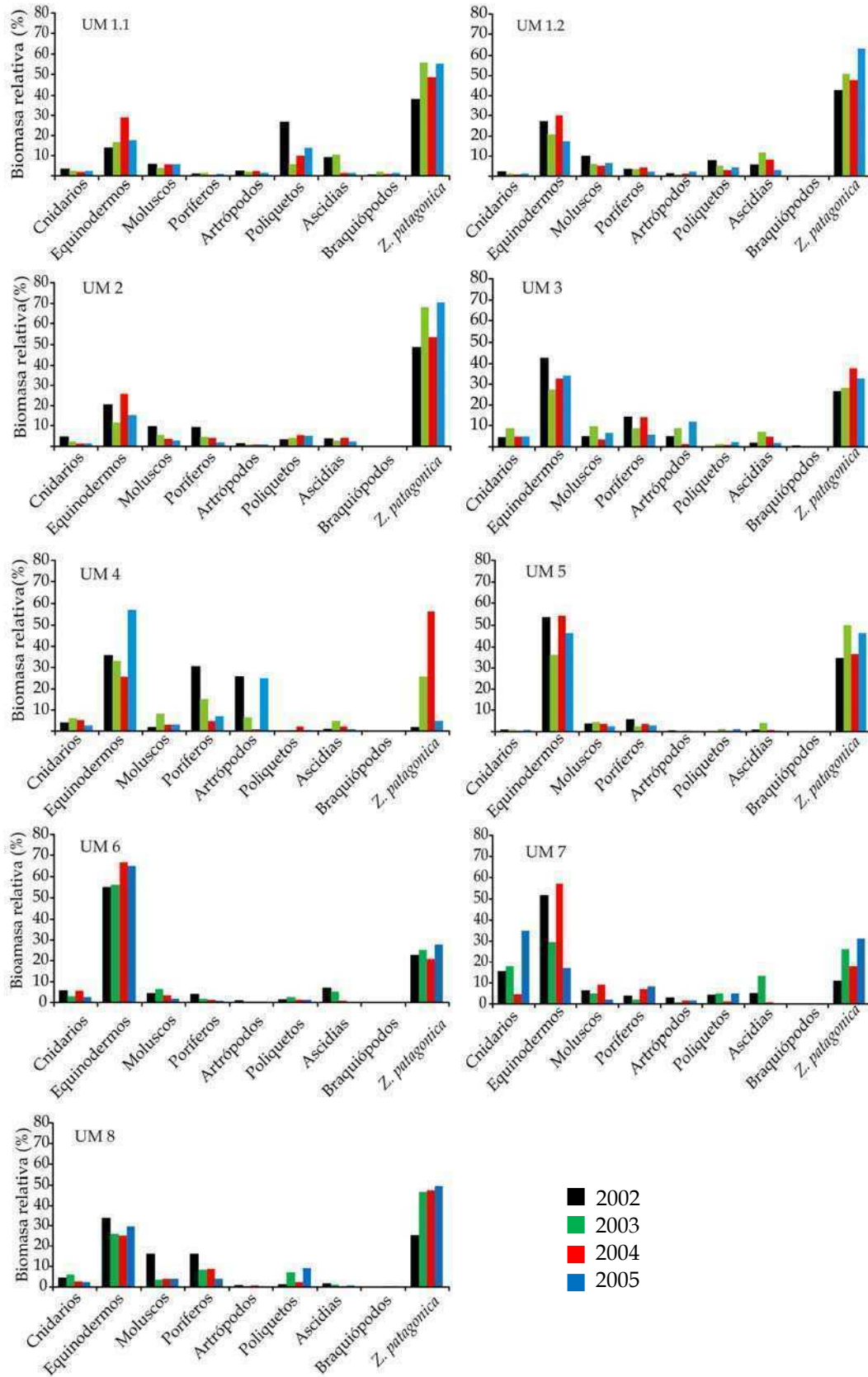
### Porcentajes relativos de los diferentes grupos faunísticos

La composición de la comunidad bentónica bajo estudio presentó, tanto en porcentajes relativos de biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) como de abundancia ( $\text{ind m}^{-2}$ ), una gran variabilidad entre años y UMs. Dentro de una misma UM se encontraron estaciones con valores muy altos de biomasa de vieira patagónica y otras con valores nulos mostrando la distribución en parches de este recurso. En la

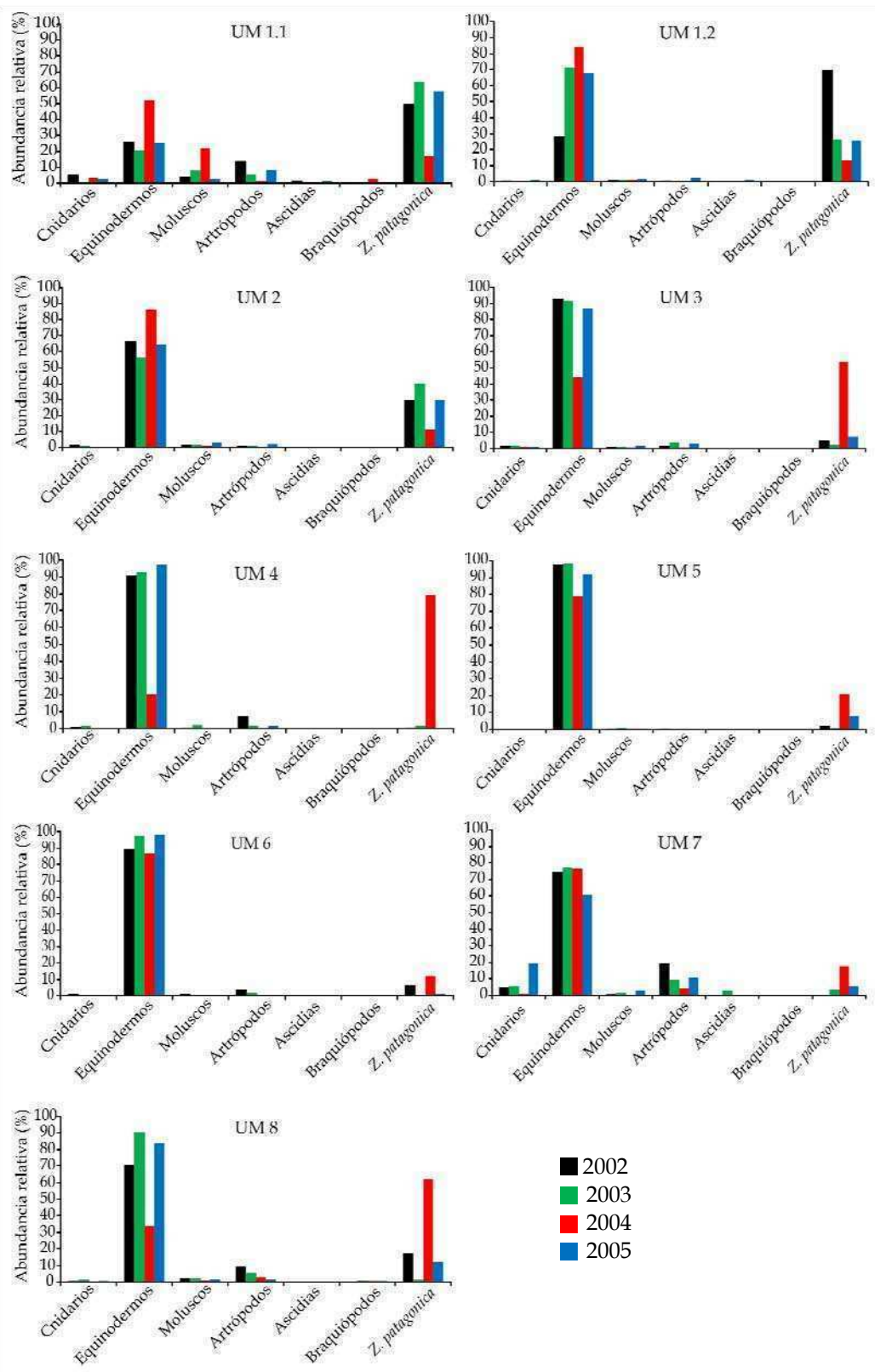
mayoría de las UMs los equinodermos y la especie *Zygochlamys patagonica* presentaron las densidades más altas, aunque dependiendo de la UM se registraron también poliquetos, artrópodos y cnidarios con densidades importantes, las que de todas formas no superaron a los dos taxones mencionados (Figura 8).

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos, como se mencionó anteriormente, estuvo dominada por los equinodermos, en general representaron más del 50% de la biomasa total en todas las UMs (Figura 8) y sus valores de abundancia relativa resultaron incluso más altos que los de *Z. patagonica* (Figura 9). En todas las UMs analizadas el grupo equinodermos estuvo representado por las clases Asterozoa, Echinozoa, Holothurozoa y Ophiurozoa, excepto en la UM 8 donde se registró también la clase Crinozoa. La biomasa relativa (%) de equinodermos presentó gran variabilidad de un año a otro en todas las UMs, excepto en la UM 6 donde aumentó durante el período estudiado. Si bien los equinodermos presentaron los valores más altos de biomasa y abundancia relativa, diferentes grupos faunísticos los secundaron en importancia dependiendo de la UM analizada (Figura 8). Los poliquetos contribuyeron con casi el 10% de la biomasa total en las UM 1.1, 1.2 y 8. Este grupo estuvo representado en su mayor parte por las especies tubícolas *Chaetopterus* sp. e *Idanthyrsus armatus*; en la UM 1.2 se registró una disminución de la biomasa relativa de este grupo a partir del año 2003.

Los valores más altos de biomasa relativa de poríferos se registraron en las UMs 2, 4 y 8 (corresponden al primer año de estudio), en la UM 8 se registró una disminución importante de este grupo: la biomasa registrada en el 2005 fue cuatro veces menor a la registrada en el 2002 (Figura 8). Los moluscos (excluyendo a la vieira patagónica) presentaron valores de biomasa relativa cercanos al 10% de la biomasa total en varias UMs (Figura 8); este grupo presentó gran variabilidad entre años, excepto en las UMs 2 y 8 donde se observó una disminución durante el período estudiado. Los artrópodos contribuyeron de manera significativa en las UMs 3 y 4, este aumento en la contribución del grupo a la biomasa total de la comunidad se debe a la presencia del cangrejo ermitaño *Sympagurus dimorphus*, especie que se registra



**Figura 8.** Biomasa relativa (%) de los principales grupos de invertebrados presentes en la comunidad bentónica bajo estudio.



**Figura 9.** Abundancia relativa (%) de los principales grupos de invertebrados presentes en la comunidad bentónica bajo estudio. Los grupos coloniales no están representados; el grupo taxonómico Ascidiás está representado sólo por la especie *Paramolgula gregaria*.

en grandes cantidades en el área. El grupo Cnidarios contribuyó con altos porcentajes de biomasa relativa en la UM 7 donde estuvo representado mayormente por la anémona *Actinostola crassicornis*. En la Tabla 5 se detallan los valores de biomasa promedio para cada grupo faunístico en las UMs y años analizados.

### Análisis de ordenación (MDS) y ANOSIM

En la Figura 10 se presentan los diagramas de agrupamiento multidimensional (MDS) de las UMs para cada uno de los años estudiados. El ordenamiento se hizo de acuerdo a la composición específica y biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) de cada muestra. Para los cuatro años analizados, en los diagramas de agrupamiento sólo se encuentran bien diferenciadas las UMs más alejadas en el rango latitudinal; el alto valor de stress obtenido (entre 0,21 y 0,24) es típico de muestras que no representan un gradiente o que no pueden diferenciarse en grupos homogéneos (Figura 10). Sin embargo, el análisis de disimilitud (ANOSIM) presentó diferencias significativas entre UMs para los cuatro años analizados. A través de este análisis también se observó que esas diferencias disminuyen durante el período estudiado, dado que el valor del estadístico global R se aproxima más al valor cero en los últimos dos años de estudio (Tabla 6). El análisis de comparación de a pares mostró que, en general, las UMs del norte (1.1 y 1.2) difirieron significativamente de las UMs del sur. Las UMs 3 y 4 fueron siempre muy similares, alcanzando valores negativos del estadístico R, y dependiendo del año analizado difieren o no con el resto de las UMs (Tabla 6). El análisis ANOSIM para cada UM muestra pequeñas diferencias significativas entre años tanto para los valores de biomasa como de abundancia (Tabla 7).

**Tabla 5.** Estimación de la biomasa promedio ( $\text{g m}^{-2}$  y porcentaje relativo) de los principales grupos faunísticos para cada año y unidad de manejo analizados, considerando la eficiencia de la red igual a 43%.

		UM 1.1				UM 1.2			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Cnidarios	$\text{g m}^{-2}$	2,04	1,99	1,06	1,08	2,05	1,32	0,79	0,93
	%	3,20	2,31	1,71	2,15	2,33	1,21	0,84	1,29
Equinodermos	$\text{g m}^{-2}$	8,72	14,20	17,66	8,83	23,96	22,44	28,09	12,25
	%	13,67	16,44	28,64	17,58	27,24	20,56	30,12	17,01
Moluscos	$\text{g m}^{-2}$	3,55	3,18	3,62	2,82	8,59	6,68	4,83	4,80
	%	5,57	3,69	5,88	5,61	9,77	6,12	5,18	6,66
Poríferos	$\text{g m}^{-2}$	0,57	1,40	0,42	0,44	3,21	3,94	3,83	1,41
	%	0,89	1,62	0,68	0,87	3,65	3,61	4,11	1,96
Artrópodos	$\text{g m}^{-2}$	1,55	1,56	1,33	0,68	1,01	0,78	1,05	1,61
	%	2,43	1,80	2,15	1,36	1,15	0,72	1,13	2,23
Poliquetos	$\text{g m}^{-2}$	17,03	5,03	6,02	6,96	6,65	5,63	2,67	3,25
	%	26,71	5,82	9,76	13,85	7,56	5,16	2,86	4,51
Ascidias	$\text{g m}^{-2}$	5,80	8,90	0,74	0,77	4,80	12,83	7,49	2,05
	%	9,10	10,31	1,20	1,53	5,45	11,76	8,03	2,85
Braquiópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,29	1,74	0,65	0,81	0,15	0,27	0,14	0,07
	%	0,45	2,01	1,05	1,62	0,17	0,25	0,14	0,09
<i>Z. patagonica</i>	$\text{g m}^{-2}$	24,22	48,35	30,17	27,85	37,53	55,23	44,38	45,63
	%	37,99	55,99	48,93	55,43	42,67	50,62	47,58	63,39

		UM 2				UM 3			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Cnidarios	$\text{g m}^{-2}$	5,78	3,50	1,95	1,23	4,46	5,05	1,87	3,04
	%	4,59	2,23	1,53	1,20	4,40	8,78	4,73	4,97
Equinodermos	$\text{g m}^{-2}$	25,52	18,55	33,01	15,83	42,91	15,78	13,02	20,75
	%	20,27	11,79	25,96	15,42	42,31	27,45	32,90	33,91
Moluscos	$\text{g m}^{-2}$	12,12	8,63	4,98	2,82	4,99	5,47	1,32	4,14
	%	9,63	5,48	3,92	2,75	4,92	9,51	3,34	6,77
Poríferos	$\text{g m}^{-2}$	11,51	7,55	5,10	2,00	14,39	5,01	5,55	3,64
	%	9,14	4,80	4,01	1,95	14,19	8,72	14,01	5,95
Artrópodos	$\text{g m}^{-2}$	1,46	1,34	1,28	0,97	5,01	5,18	0,60	7,35
	%	1,16	0,85	1,01	0,94	4,94	9,02	1,52	12,02
Poliquetos	$\text{g m}^{-2}$	3,86	6,44	7,06	5,42	0,03	0,69	0,41	1,39
	%	3,07	4,09	5,55	5,28	0,03	1,19	1,03	2,27
Ascidias	$\text{g m}^{-2}$	4,42	4,36	5,50	2,17	2,01	3,96	1,99	0,96
	%	3,51	2,77	4,32	2,11	1,98	6,89	5,03	1,57
Braquiópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,12	0,00	0,02	0,18	0,52	0,00	0,01	0,01
	%	0,09	0,00	0,01	0,17	0,51	0,00	0,02	0,01
<i>Z. patagonica</i>	$\text{g m}^{-2}$	61,09	107,00	68,23	72,03	27,09	16,34	14,81	19,90
	%	48,53	67,99	53,67	70,18	26,71	28,43	37,42	32,52

**Tabla 5.** Continuación. Estimación de la biomasa promedio ( $\text{g m}^{-2}$  y porcentaje relativo) de los principales grupos faunísticos para cada año y unidad de manejo analizados, considerando la eficiencia de la red igual a 43%.

		UM 4				UM 5			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Cnidarios	$\text{g m}^{-2}$	4,64	4,77	3,40	1,20	0,76	0,65	0,50	0,50
	%	3,81	6,08	5,14	2,68	0,96	1,19	0,56	0,73
Equinodermos	$\text{g m}^{-2}$	43,55	25,83	16,97	25,52	42,42	19,62	48,80	31,73
	%	35,72	32,91	25,67	56,80	53,49	36,08	54,23	46,23
Moluscos	$\text{g m}^{-2}$	1,84	6,45	2,09	1,32	3,00	2,34	3,21	1,65
	%	1,51	8,22	3,16	2,93	3,78	4,30	3,57	2,40
Poríferos	$\text{g m}^{-2}$	37,16	11,89	3,23	3,18	4,54	1,33	3,17	1,87
	%	30,48	15,14	4,88	7,08	5,73	2,45	3,52	2,73
Artrópodos	$\text{g m}^{-2}$	31,69	5,09	0,49	11,21	0,36	0,07	0,28	0,10
	%	25,99	6,48	0,75	24,95	0,45	0,13	0,31	0,14
Poliquetos	$\text{g m}^{-2}$	0,00	0,34	1,42	0,14	0,06	0,71	0,35	0,88
	%	0,00	0,43	2,14	0,31	0,08	1,30	0,39	1,28
Ascidias	$\text{g m}^{-2}$	0,80	3,77	1,38	0,30	0,68	2,30	0,65	0,25
	%	0,65	4,81	2,09	0,68	0,86	4,23	0,72	0,36
Braquiópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,00	0,01	0,00	0,01	0,09	0,10	0,01	0,01
	%	0,00	0,01	0,00	0,03	0,11	0,18	0,01	0,01
<i>Z. patagonica</i>	$\text{g m}^{-2}$	2,24	20,34	37,15	2,04	27,40	27,26	33,01	31,65
	%	1,84	25,92	56,18	4,54	34,55	50,15	36,69	46,12

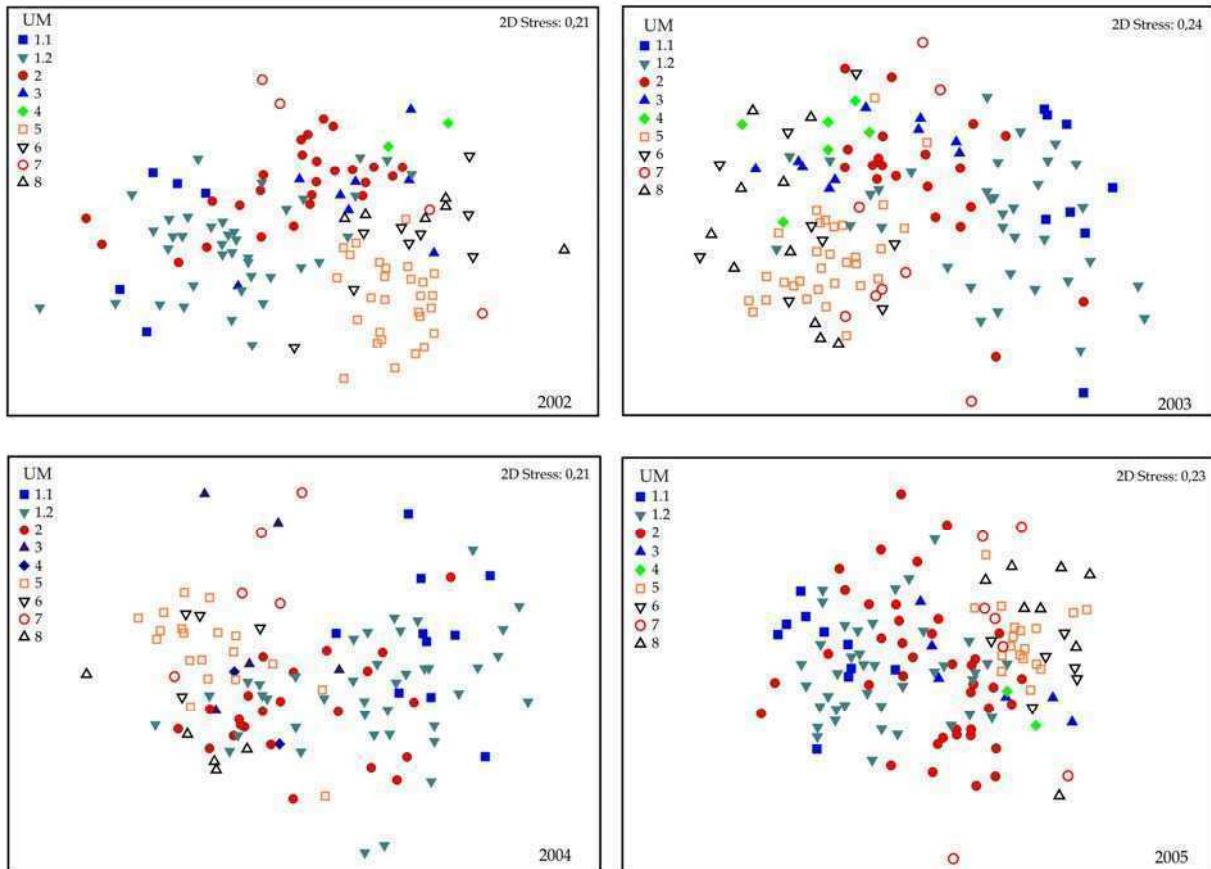
  

		UM 6				UM 7			
		2002	2003	2004	2005	2002	2003	2004	2005
Cnidarios	$\text{g m}^{-2}$	3,16	1,34	5,02	1,05	9,84	4,90	2,27	30,07
	%	5,68	2,94	5,39	2,48	15,55	18,03	4,76	34,83
Equinodermos	$\text{g m}^{-2}$	30,41	25,59	61,97	27,63	32,74	8,05	27,24	14,62
	%	54,63	56,08	66,53	65,16	51,70	29,60	57,22	16,93
Moluscos	$\text{g m}^{-2}$	2,37	2,88	2,99	0,67	3,91	1,34	4,45	1,62
	%	4,26	6,30	3,21	1,59	6,18	4,94	9,34	1,88
Poríferos	$\text{g m}^{-2}$	2,18	0,69	1,08	0,38	2,24	0,58	3,28	7,24
	%	3,91	1,51	1,16	0,91	3,54	2,14	6,90	8,39
Artrópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,41	0,13	0,49	0,18	1,75	0,22	0,76	1,30
	%	0,74	0,28	0,52	0,41	2,77	0,82	1,60	1,50
Poliquetos	$\text{g m}^{-2}$	0,60	1,21	1,14	0,54	2,55	1,38	0,51	4,48
	%	1,07	2,64	1,23	1,29	4,03	5,07	1,08	5,19
Ascidias	$\text{g m}^{-2}$	3,80	2,32	0,86	0,08	3,26	3,61	0,48	0,03
	%	6,83	5,08	0,92	0,18	5,15	13,28	1,02	0,03
Braquiópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,08	0,01	0,00	0,02	0,12	0,00	0,00	0,03
	%	0,14	0,02	0,00	0,04	0,19	0,00	0,00	0,03
<i>Z. patagonica</i>	$\text{g m}^{-2}$	12,65	11,47	19,59	11,85	6,89	7,11	8,60	26,95
	%	22,73	25,13	21,03	27,95	10,89	26,12	18,07	31,21



**Tabla 5.** Continuación. Estimación de la biomasa promedio ( $\text{g m}^{-2}$  y porcentaje relativo) de los principales grupos faunísticos para la UM 8 durante los cuatro años analizados, considerando la eficiencia de la red igual a 43%.

			2002	2003	2004	2005
UM 8	Cnidarios	$\text{g m}^{-2}$	3,90	5,87	3,62	2,93
		%	4,39	6,04	2,75	2,36
	Equinodermos	$\text{g m}^{-2}$	30,12	25,48	33,03	36,92
		%	33,92	26,22	25,13	29,74
	Moluscos	$\text{g m}^{-2}$	14,33	3,38	5,34	5,20
		%	16,14	3,48	4,06	4,18
	Poríferos	$\text{g m}^{-2}$	14,23	8,13	11,62	4,82
		%	16,03	8,36	8,85	3,88
	Artrópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,67	0,43	1,23	0,40
		%	0,75	0,45	0,93	0,32
	Poliquetos	$\text{g m}^{-2}$	0,97	7,00	3,26	11,51
		%	1,10	7,20	2,48	9,27
	Ascidias	$\text{g m}^{-2}$	1,41	1,04	0,79	0,86
		%	1,59	1,07	0,60	0,69
	Braquiópodos	$\text{g m}^{-2}$	0,03	0,10	0,50	0,27
		%	0,04	0,10	0,38	0,22
	<i>Z. patagonica</i>	$\text{g m}^{-2}$	22,36	45,39	62,57	61,21
		%	25,18	46,70	47,62	49,30



**Figura 10.** Análisis MDS para el período 2002-2005 basado en el dato de biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) de todas las especies presentes en las muestras. En cada año están representadas las nueve unidades de manejo analizadas.

**Tabla 6.** Resultados del Test ANOSIM. Comparación de a pares de las unidades de manejo en cada año analizado.

Año 2002			Año 2003		
Estadístico global = 0,505			Estadístico global = 0,473		
Nivel de significancia global = 0,1 %			Nivel de significancia global = 0,1 %		
Grupos	R estadístico	Sig %	Grupos	R estadístico	Sig %
2 vs 3	0,066	26,5	3 vs 4	-0,027	54,3
2 vs 4	0,235	15,3	3 vs 5	0,626	0,1
2 vs 5	0,671	0,1	3 vs 6	0,458	0,1
2 vs 6	0,473	0,1	3 vs 7	0,605	0,1
2 vs 8	0,473	0,2	3 vs 8	0,547	0,1
2 vs 7	0,584	0,2	3 vs 2	0,156	3,5
2 vs 1.2	0,217	0,1	3 vs 1.2	0,288	0,1
2 vs 1.1	0,476	0,3	3 vs 1.1	0,751	0,1
3 vs 4	-0,177	68,9	4 vs 5	0,638	0,1
3 vs 5	0,627	0,1	4 vs 6	0,434	0,2
3 vs 6	0,508	0,1	4 vs 7	0,547	0,1
3 vs 8	0,297	1	4 vs 8	0,523	0,1
3 vs 7	0,568	0,4	4 vs 2	0,228	4,3
3 vs 1.2	0,355	0,1	4 vs 1.2	0,438	0,1
3 vs 1.1	0,808	0,3	4 vs 1.1	0,868	0,1
4 vs 5	0,854	0,5	5 vs 6	0,46	0,1
4 vs 6	0,754	1,8	5 vs 7	0,659	0,1
4 vs 8	0,313	17,9	5 vs 8	0,59	0,1
4 vs 7	0,643	6,7	5 vs 2	0,643	0,1
4 vs 1.2	0,638	0,5	5 vs 1.2	0,554	0,1
4 vs 1.1	1	4,8	5 vs 1.1	0,968	0,1
5 vs 6	0,609	0,1	6 vs 7	0,296	0,1
5 vs 8	0,755	0,1	6 vs 8	0,392	0,1
5 vs 7	0,758	0,1	6 vs 2	0,54	0,1
5 vs 1.2	0,651	0,1	6 vs 1.2	0,529	0,1
5 vs 1.1	0,991	0,1	6 vs 1.1	0,908	0,1
6 vs 8	0,346	1	7 vs 8	0,576	0,1
6 vs 7	0,501	1,3	7 vs 2	0,501	0,1
6 vs 1.2	0,613	0,1	7 vs 1.2	0,485	0,1
6 vs 1.1	0,962	0,2	7 vs 1.1	0,844	0,1
8 vs 7	0,361	2,9	8 vs 2	0,603	0,1
8 vs 1.2	0,624	0,1	8 vs 1.2	0,602	0,1
8 vs 1.1	0,688	0,2	8 vs 1.1	0,939	0,1
7 vs 1.2	0,859	0,1	2 vs 1.2	0,155	0,2
7 vs 1.1	0,963	0,8	2 vs 1.1	0,608	0,1
1.2 vs 1.1	0,102	20,3	1.2 vs 1.1	0,108	15,1

**Tabla 6.** Continuación. Resultados del Test ANOSIM. Comparación de a pares de las unidades de manejo en cada año analizado.

Año 2004			Año 2003		
Estadístico global = 0,322			Estadístico global = 0,34		
Nivel de significancia global = 0,1 %			Nivel de significancia global = 0,1 %		
Grupos	R estadístico	Sig %	Grupos	R estadístico	Sig %
3 vs 4	-0,455	100	2 vs 1.2	0,142	0,1
3 vs 5	0,727	0,1	2 vs 1.1	0,297	0,3
3 vs 6	0,506	1,6	2 vs 3	0,018	43,9
3 vs 7	0,40	0,8	2 vs 4	0,179	18,9
3 vs 8	0,352	2,4	2 vs 5	0,277	0,1
3 vs 2	0,164	13,3	2 vs 6	0,242	3,1
3 vs 1.2	0,29	1,7	2 vs 7	0,322	0,8
3 vs 1.1	0,689	0,4	2 vs 8	0,426	0,1
4 vs 5	0,575	1,9	1.2 vs 1.1	0,078	15,5
4 vs 6	0,893	6,7	1.2 vs 3	0,241	0,6
4 vs 8	0,327	23,8	1.2 vs 4	0,449	0,5
4 vs 7	0,436	4,8	1.2 vs 5	0,508	0,1
4 vs 2	-0,113	68,3	1.2 vs 6	0,594	0,1
4 vs 1.2	0,13	24,4	1.2 vs 7	0,61	0,1
4 vs 1.1	0,802	1,5	1.2 vs 8	0,704	0,1
5 vs 6	0,18	11,1	1.1 vs 3	0,78	0,1
5 vs 8	0,655	0,1	1.1 vs 4	0,939	1,5
5 vs 7	0,599	0,1	1.1 vs 5	0,976	0,1
5 vs 2	0,447	0,1	1.1 vs 6	0,972	0,1
5 vs 1.2	0,406	0,1	1.1 vs 7	0,932	0,1
5 vs 1.1	0,941	0,1	1.1 vs 8	0,94	0,1
6 vs 8	0,5	1,6	3 vs 4	-0,26	89,3
6 vs 7	0,306	7,9	3 vs 5	0,68	0,1
6 vs 2	0,255	5,5	3 vs 6	0,552	0,2
6 vs 1.2	0,379	0,2	3 vs 7	0,413	0,2
6 vs 1.1	0,885	0,1	3 vs 8	0,322	1,1
8 vs 7	0,616	0,8	4 vs 5	0,745	1,1
8 vs 2	0,247	5,9	4 vs 6	0,896	3,6
8 vs 1.2	0,43	0,1	4 vs 7	0,383	13,9
8 vs 1.1	0,951	0,1	4 vs 8	0,315	11,1
7 vs 2	0,443	0,2	5 vs 6	0,485	0,2
7 vs 1.2	0,439	0,1	5 vs 7	0,614	0,1
7 vs 1.1	0,93	0,1	5 vs 8	0,601	0,1
2 vs 1.2	0,105	0,6	6 vs 7	0,257	1,2
2 vs 1.1	0,472	0,1	6 vs 8	0,28	0,7
1.2 vs 1.1	0,096	13,5	7 vs 8	0,316	0,1

**Tabla 7.** Resultados del Test ANOSIM para cada unidad de manejo entre años. R global: R del estadístico, cuanto más cercano a cero es menor la diferencia entre años. Sig.: nivel de significancia de la prueba.

	UM 1.1		UM 1.2		UM 2	
	R global	Sig.	R global	Sig.	R global	Sig.
Biomasa	0,23	0,1	0,182	0,1	0,125	0,1
Abundancia	0,22	0,1	0,148	0,1	0,102	0,1
	UM 3		UM 4		UM 5	
	R global	Sig.	R global	Sig.	R global	Sig.
Biomasa	0,164	1,9	-0,197	82,5	0,187	0,1
Abundancia	0,127	4,6	-0,028	53,5	0,335	0,1
	UM 6		UM 7		UM 8	
	R global	Sig.	R global	Sig.	R global	Sig.
Biomasa	0,15	1,5	0,211	0,6	0,042	27,2
Abundancia	0,229	0,2	0,143	3,7	0,187	0,8

### Asociación de especies

Las asociaciones que caracterizan a cada UM en los diferentes años se estudiaron a través del análisis de similitud de porcentajes (SIMPER). Los porcentajes de similitud obtenidos entre estaciones de una misma UM fueron siempre superiores al 51%, excepto para la UM 2 (año 2005) donde el porcentaje de similitud fue igual a 49,9%. La asociación de especies característica de cada UM se estableció con aquellas especies cuyas biomاسas contribuyeran a la biomasa total con un porcentaje mayor o igual a 5%. En el 80,56% de los casos analizados el taxón que más contribuyó al establecimiento de la asociación fue la especie *Zygochlamys patagonica*; en algunas UMs fue el taxón Porifera y en otras las ofiuras *Ophiactis asperula* y *Ophiacantha vivipara*. En la UM 6 se observó un cambio notorio en la especie que más contribuyó a la asociación, la ofiura *Ophiacantha vivipara* fue la especie mejor representada dentro de la asociación, en tres de los cuatro años estudiados fue la especie con mayor biomasa. Entre 12 y 14 especies estuvieron estrechamente relacionadas con la vieira patagónica en toda el área estudiada. La asociación de especies se mantuvo en cada UM durante el período estudiado y siete especies o grupos de especies coincidieron en dicha asociación a lo largo de toda el área estudiada: *Zygochlamys patagonica*, Actiniaria, Pterasteridae, Asteroiidae, *Ctenodiscus australis*, *Ophiactis asperula* y

Porifera. A continuación se detallan por orden de importancia las especies que más contribuyeron en la asociación en cada UM y año:

### UM 1.1

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, *Labidiaster radiosus*, Actiniaria, *Libidoclea granaria*, *Ctenodiscus australis*, *Pseudechinus magellanicus*, ascidia colonial.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Labidiaster radiosus*, Actiniaria, *Chaetopterus* sp., *Ctenodiscus australis*, ascidia colonial, *Libidoclea granaria*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, *Gorgonocephalus chilensis*, *Labidiaster radiosus*, Pterasteridae, Actiniaria, *Ctenodiscus australis*, *Austrocidaris canaliculata*.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Chaetopterus* sp., *Labidiaster radiosus*, Pterasteridae, Actiniaria, *Ctenodiscus australis*, *Libidoclea granaria*.

Entre siete y ocho especies formaron la asociación en esta UM durante todo el período estudiado; de las cuales sólo cinco contribuyeron con más del 5% a la biomasa total durante los cuatro años analizados, cambiando el grado de importancia dentro de la asociación excepto por *Z. patagonica* que fue siempre la especie con mayor biomasa. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie en la UM 1.1 se muestran en la Tabla 8, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

### UM 1.2

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, *Fusitriton magellanicus*, Actiniaria, *Chaetopterus* sp., Asteriidae, *Austrocidaris canaliculata*, *Ctenodiscus australis*, *Labidiaster radiosus*.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Fusitriton magellanicus*, *Ctenodiscus australis*, *Chaetopterus* sp., *Labidiaster radiosus*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, Pterasteridae, *Labidiaster radiosus*, *Ctenodiscus australis*, Asteriidae, *Gorgonocephalus chilensis*, *Austrocidaris canaliculata*, Porifera.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Ctenodiscus australis*, *Gorgonocephalus chilensis*, Pterasteridae, *Fusitriton magellanicus*, Porifera.

Entre cinco y ocho especies estuvieron en estrecha relación en la UM 1.2, *Z. patagonica* y *C. australis* contribuyeron con el 5% o más durante los cuatro años estudiados. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 9, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 8.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 1.1. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 59,23			Porcentaje de similitud: 54,87		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,02	14,95	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,37	17,09
<i>Labidiaster radiosus</i>	1,44	12,21	<i>Labidiaster radiosus</i>	1,42	10,51
Tubos <i>Chaetopterus sp.</i>	1,75	12,20	Actiniaria	1,02	7,77
Actiniaria	1,08	7,80	Tubos <i>Chaetopterus sp.</i>	1,07	6,64
<i>Libidoclea granaria</i>	0,87	7,40	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,84	6,04
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,80	6,83	Ascidias	1,12	5,49
<i>P. magellanicus</i>	0,79	5,63	<i>Libidoclea granaria</i>	0,74	5,15
Ascidias	1,02	5,09	<i>P. magellanicus</i>	0,64	4,95

Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 57,12			Porcentaje de similitud: 59,92		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,91	11,76	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,07	14,99
<i>G. chilensis</i>	1,47	10,04	Tubos <i>Chaetopterus sp.</i>	1,34	9,48
Tubos <i>Chaetopterus sp.</i>	1,31	8,81	<i>Labidiaster radiosus</i>	1,18	7,87
<i>Labidiaster radiosus</i>	1,24	8,13	Pterasteridae	0,90	6,65
Pterasteridae	0,87	6,62	Tubos <i>Idanthyrus</i>	0,96	6,48
Actiniaria	0,82	6,31	Actiniaria	0,86	6,12
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,83	5,88	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,87	5,89
<i>A. canaliculata</i>	0,83	5,16	<i>Libidoclea granaria</i>	0,69	5,30
<i>P. magellanicus</i>	0,58	4,57			

## UM 2

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, *Austrocidaris canaliculata*, Asteriidae, Actiniaria, Porifera.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, Asteriidae, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, Asteriidae, Porifera, *Austrocidaris canaliculata*, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis*.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Ctenodiscus australis*, *Ophiactis asperula*, Asteriidae, Porifera.

En esta UM entre cinco y seis especies formaron la asociación de especies; los porcentajes de contribución para la especie *Z. patagonica* estuvieron entre los más altos de toda el área estudiada. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 10, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 9.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 1.2. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 56,97			Porcentaje de similitud: 54,87		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,25	17,15	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,51	19,25
<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,16	7,33	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,88	6,56
Actiniaria	0,93	6,48	<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,07	6,42
Tubos <i>Chaetopterus</i> sp.	1,00	5,99	Tubos <i>Chaetopterus</i> sp.	0,98	5,50
Asteriidae	0,82	5,62	<i>Labidiaster radiosus</i>	1,09	5,17
<i>A. canaliculata</i>	0,91	5,45			
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,71	5,21			
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 52,46			Porcentaje de similitud: 52,51		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,16	15,18	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,25	18,99
Pterasteridae	0,93	7,40	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,83	7,47
<i>Labidiaster radiosus</i>	1,19	6,98	<i>G. chilensis</i>	0,98	7,18
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,87	6,93	Pterasteridae	0,80	6,76
Asteriidae	0,81	5,75	<i>Fusitriton magellanicus</i>	0,83	5,54
<i>G. chilensis</i>	0,95	5,48	Porifera	0,80	5,09
<i>A. canaliculata</i>	0,78	5,38			
Porifera	0,98	5,32			

### UM 3

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, Asteriidae, *Fusitriton magellanicus*, *Ctenodiscus australis*.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Actinostola crassicornis*, *Ophiacantha vivipara*, *Fusitriton magellanicus*, *Sympagurus dimorphus*, *Austrocidaris canaliculata*.



Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Actinostola crassicornis*, *Ophiacantha vivipara*, Actiniaria, *Sympagurus dimorphus*.

Año 2005: Porifera, *Zygochlamys patagonica*, *Sterechinus agassizi*, *Sympagurus dimorphus*, *Ophiacantha vivipara*, Pterasteridae, *Actinostola crassicornis*.

Entre seis y ocho especies caracterizaron la asociación de especies en esta UM; aparece, por primera vez en estrecha relación con *Z. patagonica* la especie *S. dimorphus*. Los porcentajes de contribución y valores de biomasa promedio para cada especie se muestran en la Tabla 11, con el porcentaje de similitud entre estaciones para los cuatro años estudiados.

**Tabla 10.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 2. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 58,13			Porcentaje de similitud: 57,14		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,68	18,09	<i>Zygochlamys patagonica</i>	3,08	21,49
<i>A. canaliculata</i>	1,16	8,00	Porifera	1,38	8,09
Asteriidae	1,11	7,16	Asteriidae	1,10	7,19
Actiniaria	1,06	5,82	<i>Ophiactis asperula</i>	0,96	6,25
Porifera	1,25	5,66	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,87	5,32

Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 55,08			Porcentaje de similitud: 49,91		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,69	18,89	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,55	23,68
Asteriidae	1,27	8,85	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,83	7,56
Porifera	1,29	8,34	<i>Ophiactis asperula</i>	0,80	6,68
<i>A. canaliculata</i>	1,02	6,71	Asteriidae	0,89	6,60
<i>Ophiactis asperula</i>	1,07	6,53	Porifera	0,87	6,23
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,92	6,53			

#### UM 4

Año 2002: Porifera, *Ophiacantha vivipara*, *Sterechinus agassizi*, *Actinostola crassicornis*, *Sympagurus dimorphus*, *Ctenodiscus australis*, *Fusitriton magellanicus*, Asteriidae, *Zygochlamys patagonica*, Pterasteridae.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Fusitriton magellanicus*, *Ophiactis asperula*, *Actinostola crassicornis*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, *Actinostola crassicornis*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Fusitriton magellanicus*, *Sympagurus dimorphus*, Asteriidae, *Austrocidaris canaliculata*, Pterasteridae.

Año 2005: *Ophiacantha vivipara*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Zygochlamys patagonica*, *Ctenodiscus australis*, *Fusitriton magellanicus*, *Actinostola crassicornis*, *Austrocidaris canaliculata*.

Entre siete y diez taxones establecieron la asociación de especies en esta UM; seis especies contribuyeron con más del 5% a la biomasa total durante los cuatro años analizados. Las especies con mayor importancia en la asociación fueron Porifera, la ofiura *Ophiacantha vivipara* y *Z. patagonica*, esta última presentó los porcentajes de biomasa relativa más bajos en todas las UMs analizadas (Tabla 12). Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 12 junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 11.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 3. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 59,58			Porcentaje de similitud: 62,25		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,08	13,35	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,87	11,87
Porifera	1,89	13,24	Porifera	1,44	9,69
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,78	10,06	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,14	6,89
<i>Ophiactis asperula</i>	1,25	6,47	<i>Actinostola crassicornis</i>	1,20	6,86
Asteriidae	0,91	6,46	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,27	6,52
<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,03	5,19	<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,07	6,11
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,85	5,04	<i>Sympagurus dimorphus</i>	1,18	6,10
			<i>A. canaliculata</i>	0,87	5,29

Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 54,42			Porcentaje de similitud: 56,72		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,75	13,26	Porifera	1,37	11,09
Porifera	1,32	9,95	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,79	10,85
<i>Actinostola crassicornis</i>	1,00	8,44	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,34	8,16
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,20	7,82	<i>Sympagurus dimorphus</i>	1,26	7,89
Actiniaria	0,64	5,51	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,25	7,71
<i>Sympagurus dimorphus</i>	0,72	5,46	Pterasteridae	0,88	6,36
			<i>Actinostola crassicornis</i>	1,07	6,14

**Tabla 12.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 4. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 70,75			Porcentaje de similitud: 56,56		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
Porifera	2,47	16,57	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,99	14,73
<i>Ophiacantha vivipara</i>	2,30	13,94	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,81	12,97
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,63	8,79	Porifera	1,52	9,01
<i>Actinostola crassicornis</i>	1,41	8,47	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,18	6,33
<i>Sympagurus dimorphus</i>	1,96	7,56	<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,08	5,81
<i>Ctenodiscus australis</i>	1,17	6,70	<i>Ophiactis asperula</i>	0,93	5,51
<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,11	6,49	<i>Actinostola crassicornis</i>	1,05	5,37
Asteriidae	0,96	6,38			
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,16	6,18			
Pterasteridae	0,86	5,17			
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 63,64			Porcentaje de similitud: 66,89		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,38	15,20	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,99	12,59
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,74	12,75	Porifera	1,34	9,56
<i>Actinostola crassicornis</i>	1,32	10	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,32	9,54
Porifera	1,33	9,51	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,18	7,90
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,22	8,35	<i>Ctenodiscus australis</i>	1,03	7,12
<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,09	7,75	<i>Fusitriton magellanicus</i>	1,02	6,47
<i>Sympagurus dimorphus</i>	0,83	5,96	<i>Actinostola crassicornis</i>	0,83	5,71
Asteriidae	0,83	5,74	<i>A. canaliculata</i>	1,04	5,20
<i>A. canaliculata</i>	0,84	5,68			
Pterasteridae	0,79	5,35			

### UM 5

Año 2002: *Ophiactis asperula*, *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, Pterasteridae.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, *Sterechinus agassizi*, Porifera, Pterasteridae.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, Pterasteridae.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, Pterasteridae, *Sterechinus agassizi*, *Ophiura lymani*.

Cinco especies participaron en la asociación durante los cuatro años estudiados, los porcentajes de contribución de *Z. patagonica* estuvieron entre los más altos,

sin embargo en el año 2002 fue la ofiura *O. asperula* la especie que más contribuyó a la asociación. Aparece por primera vez con un porcentaje importante de biomasa relativa la ofiura *O. lymani*. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 13, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 13.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 5. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 64,92			Porcentaje de similitud: 63,39		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Ophiactis asperula</i>	2,26	19,05	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,18	18,44
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,19	17,98	<i>Ophiactis asperula</i>	1,67	13,84
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,65	13,64	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,39	11,36
Porifera	1,28	9,44	<i>Sterechinus agassizi</i>	0,98	7,82
Pterasteridae	0,80	5,20	Porifera	0,89	6,40
			Pterasteridae	0,82	5,76
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 61,65			Porcentaje de similitud: 61,77		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,30	18,37	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,28	19,27
<i>Ophiactis asperula</i>	2,17	16,43	<i>Ophiactis asperula</i>	2,04	16,96
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,41	10,48	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,38	11,39
Porifera	1,13	7,82	Porifera	1,07	8,43
<i>Sterechinus agassizi</i>	0,87	5,70	Pterasteridae	0,81	6,27
Pterasteridae	0,83	5,56	<i>Sterechinus agassizi</i>	0,89	5,79
			<i>Ophiura lymani</i>	0,70	5,04

## UM 6

Año 2002: *Ophiacantha vivipara*, *Zygochlamys patagonica*, *Sterechinus agassizi*, *Ophiactis asperula*, *Ophiura lymani*.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiura lymani*, *Sterechinus agassizi*, *Ophiactis asperula*.

Año 2004: *Ophiacantha vivipara*, *Zygochlamys patagonica*, *Ophiactis asperula*, *Ophiura lymani*, *Sterechinus agassizi*, Porifera, *Serolis schytei*.

Año 2005: *Ophiacantha vivipara*, *Zygochlamys patagonica*, *Ophiura lymani*, *Sterechinus agassizi*, *Ophiactis asperula*, *Ctenodiscus australis*, *Serolis schytei*.

Entre cinco y siete especies estuvieron en estrecha relación en esta UM. La ofiura *O. vivipara* y *Z. patagonica* presentaron porcentajes de contribución muy similares, pero como se mencionó anteriormente en tres de los cuatro años analizados fue la ofiura *O. vivipara* la especie más importante en la asociación. Aparece por primera vez el crustáceo *S. schytei* con una contribución de más del 5% a la biomasa total. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 14, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 14.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 6. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 63,41			Porcentaje de similitud: 55,79		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,82	12,37	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,76	15,74
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,74	11,63	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,82	15,22
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,57	10,53	<i>Ophiura lymani</i>	1,08	9,32
<i>Ophiactis asperula</i>	1,32	9,24	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,04	7,82
	0,92	6,16	<i>Ophiactis asperula</i>	1	7,59
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 68,65			Porcentaje de similitud: 63,12		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Ophiacantha vivipara</i>	2,30	13,28	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,87	16,06
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,04	12,34	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,73	14,27
<i>Ophiactis asperula</i>	1,73	9,28	<i>Ophiura lymani</i>	1,50	13,16
<i>Ophiura lymani</i>	1,45	8,61	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,21	10,09
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,39	8,25	<i>Ophiactis asperula</i>	1,08	9,10
Porifera	1	6,25	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,78	6,90
<i>Serolis schytei</i>	0,82	5,29	<i>Serolis schytei</i>	0,59	5,28

## UM 7

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, *Sterechinus agassizi*, *Serolis schytei*, *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, Actiniaria, *Flabellum* sp., *Chaetopterus* sp.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, *Chaetopterus* sp., Asteriidae, Pterasteridae, *Flabellum* sp., Porifera, *Serolis schytei*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Ophiacantha vivipara*, *Flabellum* sp.,  
*Ophiactis asperula*, Pterasteridae, *Serolis schytei*, *Ctenodiscus australis*.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, *Flabellum* sp.,  
*Ophiactis asperula*, *Chaetopterus* sp., *Ctenodiscus australis*, *Serolis schytei*.

En esta UM la asociación de especies estuvo constituida por ocho o nueve especies, sólo cinco coincidieron durante los cuatro años estudiados, variando sus porcentajes de contribución a la biomasa total. El coral solitario *Flabellum* sp. se registró como un componente de importancia en la asociación de especies. El porcentaje de contribución y valores de biomasa media para cada una de las especies se detalla en la Tabla 15 con el porcentaje de similitud para cada año.

**Tabla 15.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 7. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 54,98			Porcentaje de similitud: 57,75		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,54	12,84	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,53	13
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,28	11,37	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,18	8,65
<i>Serolis schytei</i>	1,06	9,49	Tubos <i>Chaetopterus</i> sp.	0,91	7,43
<i>Ophiactis asperula</i>	1,29	8,36	Asteriidae	0,74	6,50
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,45	8,19	Pterasteridae	0,77	6,49
Porifera	1,06	7,86	<i>Flabellum</i> sp.	1,05	5,96
Actiniaria	0,96	7,18	Porifera	0,75	5,56
<i>Flabellum</i> sp.	1,25	6,88	<i>Serolis schytei</i>	0,63	5,56
Tubos <i>Chaetopterus</i> sp.	0,98	5,07			
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 54,53			Porcentaje de similitud: 51,89		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,47	10,93	<i>Zygochlamys patagonica</i>	1,89	13,67
Porifera	1,19	10,27	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,45	11,25
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,51	9,02	Porifera	1,29	9,35
<i>Flabellum</i> sp.	1,01	8,22	<i>Flabellum</i> sp.	1,54	8,85
<i>Ophiactis asperula</i>	1,19	7,68	<i>Ophiactis asperula</i>	1,07	8,67
Pterasteridae	0,89	7,51	Tubos <i>Chaetopterus</i> sp.	0,89	6,25
<i>Serolis schytei</i>	0,85	7,28	<i>Ctenodiscus australis</i>	0,81	6,16
<i>Ctenodiscus australis</i>	0,65	5,30	<i>Serolis schytei</i>	0,72	5,64

## UM 8

Año 2002: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, *Adelomelon ancilla*, *Actinostola crassicornis*.

Año 2003: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Sterechinus agassizi*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula*, *Ophiura lymani*, *Serolis schytei*.

Año 2004: *Zygochlamys patagonica*, Porifera, *Ophiacantha vivipara*, *Sterechinus agassizi*, *Ophiactis asperula*, *Ophiura lymani*, *Serolis schytei*.

Año 2005: *Zygochlamys patagonica*, *Ophiacantha vivipara*, Porifera, *Ophiactis asperula*, *Sterechinus agassizi*.

Solamente cinco especies contribuyen con el 5% o más a la biomasa relativa total de la comunidad durante los cuatro años estudiados. *Z. patagonica* fue la especie que más contribuyó a la asociación, principalmente en el año 2003 cuando alcanzó uno de los valores de biomasa más altos para todas las UMs y años analizados. Los valores de biomasa promedio y porcentajes de contribución de cada especie se muestran en la Tabla 16, junto con el porcentaje de similitud entre estaciones para cada año.

**Tabla 16.** Resultados del SIMPER para la unidad de manejo 8. Se presentan los valores promedio de biomasa (BP, g m<sup>-2</sup>) y su porcentaje de contribución en la asociación de especies para cada año analizado (%).

Año 2002			Año 2003		
Porcentaje de similitud: 55,20			Porcentaje de similitud: 54,93		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,01	13,94	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,51	21,27
Porifera	1,76	11,99	Porifera	1,42	9,87
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,55	9,07	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,25	8,97
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,38	8,84	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,46	8,65
<i>Ophiactis asperula</i>	1,04	7,17	<i>Ophiactis asperula</i>	1,07	7,88
<i>Adelomelon ancilla</i>	1,27	5,89	<i>Ophiura lymani</i>	0,67	5,33
<i>Actinostola crassicornis</i>	0,92	5,21	<i>Serolis schytei</i>	0,67	5,14
Año 2004			Año 2005		
Porcentaje de similitud: 58,95			Porcentaje de similitud: 51,75		
Especies	BP	%	Especies	BP	%
<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,67	15,48	<i>Zygochlamys patagonica</i>	2,32	13,82
Porifera	1,79	11,16	<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,65	10,49
<i>Ophiacantha vivipara</i>	1,75	8,83	Porifera	1,30	8,54
<i>Sterechinus agassizi</i>	1,37	8,33	<i>Ophiactis asperula</i>	1,33	8,01
<i>Ophiactis asperula</i>	1,21	6,83	<i>Sterechinus agassizi</i>	1,30	7,75
<i>Ophiura lymani</i>	1,03	6,19			
<i>Serolis schytei</i>	0,92	5,10			

## Discusión y Conclusiones

La explotación comercial del molusco bivalvo *Zygochlamys patagonica* por medio de buques factorías y redes de arrastre se lleva a cabo desde 1996 en el Mar Argentino. A medida que la pesquería se fue desarrollando, nuevas agregaciones fueron descubiertas y posteriormente explotadas, de esta forma la pesquería se desarrolla sobre varias UMs con diferente historia de explotación y de intensidad pesquera anual (Bogazzi *et al.* 2005; Escolar *et al.* 2009). Si bien se ha demostrado que un solo episodio de arrastre de pesca puede reducir aproximadamente a la mitad (55%) la abundancia media de los organismos bentónicos, y que repetidos arrastres resultan en importantes cambios en las comunidades bentónicas, no todas responden de igual manera (Collie *et al.* 2000). En áreas sometidas a arrastre pesquero, en general, se ha registrado pérdida de diversidad, aumento en la dominancia de ciertas especies y disminución en el número total de organismos (Hill *et al.* 1999; Prena *et al.* 1999; Veale *et al.* 2000; Jennings *et al.* 2001; Kaiser *et al.* 2006). Sin embargo, el efecto de la pesca depende del tipo de hábitat, del grado de disturbio natural, de la frecuencia e intensidad del arrastre pesquero y de la condición inicial de la comunidad bentónica (Kaiser 2003; Dernie *et al.* 2003; Hiddink *et al.* 2006; Queirós *et al.* 2006).

En la comunidad de macroinvertebrados bentónicos aquí analizada no se observó pérdida de especies; se registraron 83 taxones durante el período estudiado, los cuales fueron citados para el área antes del inicio de la pesquería (Bremec & Lasta 2002). Las UMs 1.1 y 1.2 presentaron el mayor número de especies total (68 especies), lo cual permite señalar que el número de especies encontradas en cada UM no está relacionado con el número de muestras analizadas; se analizaron 33 muestras tomadas en la UM 1.1 y 153 en la UM 1.2. Cabe señalar que el esfuerzo de muestreo en las UMs está asociado con el muestreo para la evaluación del “stock” del recurso pesquero, más intenso en aquellas UMs que presentan mayor densidad de vieira patagónica y por lo tanto sometidas a mayor esfuerzo pesquero. La UM 4, por ejemplo, siempre



presentó baja densidad de vieira patagónica y por lo tanto menor actividad pesquera (Bogazzi *et al.* 2005; Bremec *et al.* 2006) y consecuentemente menor esfuerzo de muestreo con fines científicos. En esta UM se registraron entre 10 y 20 especies menos que en el resto de las UMs durante el período 2002-2005, lo cual tampoco estaría relacionado con el número de muestras analizadas, que si bien es menor que en las demás, supera el mínimo estimado para caracterizar a la comunidad bentónica estudiada (Bremec *et al.* 2000).

El número de taxones capturados incidentalmente e identificados en estos fondos de pesca es mayor en la actualidad debido al avance en el conocimiento taxonómico de las especies. Durante los últimos años se comenzó a trabajar en la taxonomía de diversos grupos; fueron identificadas 15 especies del phylum Porifera, incluyendo cuatro nuevos registros para el Mar Argentino (Schejter *et al.* 2006) y 18 especies de Hydrozoa (Genzano *et al.* 2009). También se está avanzando en la identificación de los equinodermos por lo cual varias especies fueron inicialmente agrupadas en familias; se ha observado que la familia Pterasteridae incluye por lo menos tres especies: *Diplopteraster clarki*, *Pteraster affinis lebruni* y *Pteraster stellifer* (Escolar & Bremec 2009) y la familia Asteriidae hasta el momento, dos especies: *Anasterias* sp. y *Diplasterias brandti*.

Los índices de diversidad estudiados difieren entre UMs pero no presentaron relación alguna con la latitud: en las UMs más alejadas latitudinalmente (UMs 1.1 y 8) se registraron valores similares de los tres índices analizados (Figura 6). Los valores más altos de riqueza específica media, diversidad alfa y equitatividad corresponden a la UM 3 (Figura 6), donde se registró una baja biomasa relativa de *Zygochlamys patagonica* y altas biomاسas relativas de otros grupos faunísticos como moluscos, cnidarios, poríferos y artrópodos (Figura 8). Si bien el análisis muestra una relación significativa entre la profundidad y los índices riqueza específica y equitatividad, esta relación es generada por información proveniente de cuatro muestras tomadas a más de 135 metros de profundidad, en las cuales se registraron entre 13 y 17 especies y muy baja biomasa relativa de *Z. patagonica* (entre el 2 y 8% del total), lo cual indica que las mismas no proceden de agregaciones conspicuas de vieira patagónica. La riqueza específica varió significativamente entre años, sin

presentar una tendencia a lo largo del período estudiado; estas diferencias probablemente se deban al registro de especies raras u ocasionales como el asteroideo *Porania* sp., el equinoideo *Tryphilaster philippi*, los micromoluscos *Admete* sp y *Aforia gonoides* y ascidias no identificadas hasta nivel de especie.

El análisis entre índices de diversidad y esfuerzo pesquero acumulado presentó una relación significativa con la diversidad puntual y la equitatividad (Figura 7). Los menores valores promedio de diversidad ( $H'$ ) y equitatividad ( $J'$ ) corresponden a aquellas UMs que presentaron una biomasa relativa elevada de *Zygochlamys patagonica*, especie dominante y por lo tanto sometidas a mayor esfuerzo pesquero (Figura 7). Debe también considerarse que los índices de diversidad presentaron un amplio rango de variación dentro de cada UM, lo cual fue explicado para otras áreas como consecuencia de la distribución en parches tanto del recurso pesquero, generalmente bivalvos, como de la fauna acompañante (Brand 2006; Harrington *et al.* 2007). En conclusión, puede generalizarse que si bien los índices de diversidad analizados difieren entre UMs, no se observaron relaciones latitudinales o batimétricas ni variaciones temporales durante el período 2002-2005. De acuerdo con esta información, las diferencias estructurales que se desprenden del presente análisis de diversidad serían previas a la explotación pesquera y vinculadas con la distribución en parches del recurso (Ciocco *et al.* 2006; Caddy 1975).

Los nueve grupos faunísticos superiores fueron registrados en todas las UMs estudiadas. Sin embargo, el phylum Echinodermata fue el grupo dominante dentro de la captura incidental de la pesquería, presentando altos valores de biomasa y abundancia en todas UMs analizadas durante el período de estudio (Figuras 8 y 9). Si bien las comunidades bentónicas sujetas a arrastre pesquero tienden a estar dominadas por equinodermos y otros grupos de depredadores y/o carroñeros (Kaiser & Spencer 1996; Lindeboom & de Groot 1998; Hill *et al.* 1999; Bradshaw *et al.* 2002; Guijarro-García *et al.* 2006), Bremec & Lasta (2002) obtuvieron resultados similares a los presentes con datos anteriores al inicio de la pesquería. Los primeros estudios realizados sobre comunidades bentónicas en la plataforma continental argentina también presentan a los equinodermos como grupo dominante en este sector de la plataforma (área

externa) (Bastida *et al.* 1992). La biomasa relativa de los equinodermos fue muy variable de un año a otro en todas las UMs, excepto en la UM 6 donde se observó un aumento desde el año 2002 al 2005. En otras comunidades bentónicas sujetas a explotación pesquera y donde un pectínido es la especie clave también se han registrado aumentos en la abundancia de los equinodermos (asteroideos), llevando incluso al colapso de la pesquería (Naidu *et al.* 1999; Zolotarev 2002).

La disminución y/o desaparición de especies frágiles y sensibles es otro de los efectos causado por las diferentes actividades humanas en el fondo marino. En diversas comunidades bentónicas se ha registrado la disminución de equinoideos, crustáceos y sobre todo de organismos sésiles como poríferos, corales y ascidias, organismos que se vuelven raros en áreas sometidas a gran esfuerzo pesquero (Hill *et al.* 1999; Prena *et al.* 1999; Hall-Spencer & Moore 2000; Veale *et al.* 2000; Bradshaw 2002; Guijarro-García *et al.* 2006). Durante el período estudiado se observó una disminución importante en la biomasa relativa de los poríferos en las UMs 4 y 8. Bremec *et al.* (2000) también registraron un decrecimiento importante en términos de producción de biomasa entre los años 1995 y 1998 para este mismo taxón. En la UM 8 la disminución de la biomasa de poríferos se ha venido registrando desde el año 1999, año en que comenzó la actividad pesquera en dicha UM (Escolar *et al.* 2009).

En toda el área estudiada la asociación bentónica de la cual *Zygochlamys patagonica* es la especie dominante estuvo constituida por: Actiniaria, *Chaetopterus* sp., *Ctenodiscus australis*, Pterasteridae, Asteriidae, *Fusitriton magellanicus*, *Austrocidaris canaliculata*, Porifera, *Ophiactis asperula*, *Actinostola crassicornis*, *Ophiacantha vivipara*, *Sterechinus agassizi* y *Ophiura lymani*, y dependiendo de la UM analizada a esta asociación general se agregan diferentes especies.

En las UMs ubicadas en el extremo norte del área de estudio donde se destacan los poliquetos, moluscos y ascidias, además de los equinodermos, aparecen estrechamente asociadas con la vieira patagónica las especies *Labidiaster radiosus*, *Libidoclea granaria*, Ascideacea, *Idanthysus armatus* y *Gorgonocephalus chilensis*, sumándose a la asociación general de especies

mencionada anteriormente. La UM 1.1 se caracteriza por la presencia de *Chaetopterus* sp. e *I. armatus*, especies que contribuyen con un elevado porcentaje a la asociación de especies. Durante el período estudiado se han registrado valores relativamente altos de biomasa de esta última especie, habitando en tubos no adheridos a un sustrato motivo por el cual se los ha incluido en el análisis. Sin embargo esto se considera excepcional y podría indicar el desprendimiento de los mismos de las valvas de vieira, dado que este poliqueto ha sido registrado mayormente como epibionte de este bivalvo (Schejter & Bremec 2007).

Las UMs 3 y 4 se caracterizan por presentar mayor biomasa relativa de artrópodos, cnidarios y poríferos (Figura 8 y 9). El aumento de los artrópodos se debe a la gran contribución en biomasa y abundancia del cangrejo ermitaño *Sympagurus dimorphus*, especie característica e importante en la asociación de especies de ambas UMs.

En las UMs ubicadas en el extremo sur del área de estudio, además de los equinodermos, predominan los cnidarios, poríferos, moluscos y ascidias; en la asociación de especies de estas UMs se agregan también el crustáceo *Serolis schytei*, el coral solitario *Flabellum* sp. y el caracol volútido *Adelomelon ancilla*.

En conclusión, entre 13 y 17 especies formaron la asociación de invertebrados bentónicos más conspicua en la comunidad aquí estudiada, muchas de éstas (*Porifera*, *Actinostola crassicornis*, *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara*, *Ophiura lymani*, *Sterechinus agassizi*, *Austrocidaris canaliculata*, *Asteriidae* y *Ctenodiscus australis*) fueron también registradas en estrecha relación con la vieira patagónica antes del inicio de la pesquería (Bremec & Lasta 2002). Por lo tanto, considerando la información de base sobre la estructura de esta comunidad bentónica (Bremec & Lasta 2002) puede afirmarse que si bien se han detectado variaciones en la biomasa relativa de los distintos grupos taxonómicos y en los valores medios de riqueza específica, no se ha registrado pérdida especies y la asociación de invertebrados bentónicos ha persistido después de casi diez años de explotación pesquera.

Si bien la importancia del phylum Echinodermata en el área ha sido señalada en estudios previos (Bastida *et al.* 1992; Botto *et al.* 2006; Bremec *et al.*

2006; Escolar *et al.* 2009), los resultados aquí presentados permiten identificar, dentro de la fauna asociada a la pesquería de vieira patagónica, aquellas especies más conspicuas en las unidades de manejo, aún sometidas a diferente grado de arrastre pesquero. Por lo tanto, en los siguientes capítulos se analizará la distribución espacial, abundancia y biomasa de las especies más representativas de las distintas clases del grupo Echinodermata a lo largo de la zona de estudio. Los estudios poblacionales se referirán a la estrella de mar *Ctenodiscus australis* (Capítulo 2), los erizos *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* (Capítulo 3) y las ofiuras *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* (Capítulo 4).

## Referencias

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004) Marine Fronts at the continental shelves of austral South America Physical and ecological processes. *J Mar Syst* 44: 83-105
- Acuña F, Zamponi M (1992) Pennatulacea (Cnidaria: Octocorallia) de la región subantártica: nuevos taxa y registros. *Iheringia Ser Zool* 73: 47-53
- Alverson DL, Freebag MH, Murawski SA, Pope JG (1994) A global assessment of fisheries bycatch and discards. *FAO Fish Tech Pap* 339: 1-233
- Bastida R, Torti MR (1969) Crustáceos Isópodos: Serolidae. En: Masson et Cie (eds), *Résultats Scientifiques des Campagnes de la "Calypso", IX (18)*: 62-105
- Bastida R, Urien CM (1981) Investigaciones sobre las comunidades bentónicas. Características generales del sustrato (Campañas IV, V, X y XI del B/I "Skinkai Maru"). *Contrib INIDEP* 383: 318-33
- Bastida R, Roux A, Martínez DE (1992) Benthic communities of the Argentine continental shelf. *Oceanologica Acta* 1(6): 687-698
- Bastida R, Zamponi M, Bremec C, Roux A, Genzano G, Elías R (2007) Las comunidades bentónicas. En: Carreto JI & Bremec C (eds) *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros*, 5: 91-125
- Bergman MJN, Hup M (1992) Directs effects of beam trawling on macrofauna in a sandy sediment in the southern North Sea. *ICES J Mar Sci* 49:5-11
- Bergman MJN, van Stantbrink JW (2000) Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES J Mar Sci* 57: 1321-1331
- Bernasconi I (1964) Asteroideos Argentinos. Claves para los órdenes, familias, subfamilias y géneros. *Physis* 24: 241-277
- Bernasconi I, D'Agostino MM (1977) Ofiuroideos del Mar Epicontinental Argentino. *Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Inst Nac Invest Cienc Nat (Argent)* 5: 65-114

- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM (Lobo), Lasta M, Dell'Arcipetre P, Werner F (2005) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Ocean* 14: 359-376
- Boschi EE, Fischbach K, Iorio MI (1992) Catálogo ilustrado de los crustáceos estomatópodos y decápodos marinos de Argentina. *Frente Marítimo* 10: 1-94
- Botto F, Bremec C, Marecos A, Schejter L, Lasta M, Iribarne O (2006) Identifying predators of the SW Atlantic Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* using stable isotopes. *Fish Res* 81: 45-50
- Boyd SE, Rens HL (2003) An examination of the spatial scale of impact on the marine benthos arising from marine aggregate extraction in the central English Channel. *Est Coast Shelf Sci* 57: 1-16
- Brand AR (2006) Scallop ecology: distribution and behaviour. En: Shumway SE (ed), *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 991-1035
- Brankevich G, Roux A, Bastida R (1990) Relevamiento de un banco de pesca del besugo (*Sparus pagrus*) en la plataforma bonaerense. Características fisiográficas generales y aspectos ecológicos preliminares. *Frente Marit A*: 75-86
- Bradshaw C, Veale LO, Brand AR (2002) The role of scallop-dredge disturbance in long-term changes in Irish Sea benthic communities: a re-analysis of an historical dataset. *J Sea Res* 47: 161-184
- Bradshaw C, Collins P, Brand AR (2003) To what extent does upright sessile epifauna affect benthic biodiversity and community composition? *Mar Biol* 143: 783-791
- Bremec C, Lana PC (1994) New records of Sabellariidae (Annelida, Polychaeta) from Argentina. *Neritica* 8 (1-2): 47-53
- Bremec C, Roux A (1997) Resultados del análisis de una campaña de investigación pesquera, sobre las comunidades asociadas a bancos de mejillón (*Mytilus edulis platensis* D'Orb.) en costas de Buenos Aires, Argentina. *Rev Invest Desarr Pesq*, 11: 153-166

- Bremec C, Brey T, Lasta M, Valero J, Lucifora L (2000) *Zygochlamys patagonica* beds on the Argentinian shelf. Part I: Energy flow through the scallop bed community. Arch Fish Mar Res 48: 295-303
- Bremec C, Lasta M (2002) Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentinian shelf. Bull Mar Sci 70: 89-105
- Bremec C, Schejter L, Marecos A (2006) Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Período 1995-2006. INIDEP Inf Tec N° 106
- Caddy JF (1975) Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. J Fish Res Board Can 32: 1305-1328
- Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H (2007) A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. Mar Ecol Prog Ser 347: 27-43
- Carreto JL, Lutz VA, Carignan MO, Cucchi Colleoni AD, De Marco SG (1995) Hydrography and chlorophyll a in a transect from the coast to the shelf-break in the Argentinian Sea. Cont Shelf Res 15(2/3): 315-336
- Castellanos Z (1967) Catálogo de los moluscos marinos bonaerenses. Anales de la Comisión de Investigación Científica de la provincia de Buenos Aires VIII
- Ciocco NF, Lasta M, Narvarte M, Bremec C, Bogazzi E, Valero J, Orensanz (Lobo) JM (2006) Argentina. En: Shumway SE (ed), *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 1251-1292
- Clarke KR (1993) Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. Austr J Ecol 18: 117-143
- Clarke B, Warwick R (1993) Environmental effects on benthic communities. Training Workshop on "Multivariate Analysis of Benthic Community Data". Lecture Notes for SEAS/EPOSII Workshop, Plymouth Marine Laboratory, 144 pp



- Clarke KR, Warwick R (2001) Change in Marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. PRIMER-E, Plymouth
- Collie JS, Escanero GA, Valentine PC (1997) Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser* 155: 159-172
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Pioner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Ani Ecol* 69: 785-798
- Consejo Federal Pesquero (2006) Resolución N° 09/2006: Modificación Resolución CFP N° 4-05: Medidas manejo vieira, pp 10
- de Vooy CGN, van der Meer J (1998) Changes between 1931 and 1990 in the by-catches of 27 animal species from the southern North Sea. *J Sea Res* 39: 291-298
- Dernie KM, Kaiser MJ, Richardson EA, Warwick RM (2003) Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *J Exp Mar Biol Ecol* 285-286: 415-434
- Diehl M (1977) Ascidiens des Argentinischen Schelfs aus den Grundtrawlfängen des FFS "Walther Herwig" auf seiner dritten Südamerika-Expedition. *Mitt Hamb Zool Mus Inst* 74: 139-153
- Escolar M, Bremec C (2009) Familia Pterasteridae (Echinodermata: Asteroidea) en bancos de vieira patagónica en el Mar Argentino. Libro de resúmenes, VII JNCM, p. 259
- Escolar M, Diez M, Hernández D, Marecos A, Campodónico S, Bremec C (2009) Invertebrate bycatch in Patagonian scallop fishing grounds: a study case with data obtained by the On Board Observers Program. *Rev Biol Mar Ocea* 44(2): 369-377
- Forcelli DO (2000) Moluscos Magallánicos. Guía de moluscos de Patagonia y sur de Chile. Total Austral, Buenos Aires
- García VMT, García C, Mata MM, Pollery RC, Piola AR, Signorini SR, McClain CR, Iglesias-Rodríguez D (2008) Environmental factors controlling the phytoplankton blooms at the Patagonia shelf-break in spring. *Deep Sea Res Part I* 55: 1150-1166

- Genzano G, Giberto D, Schejter L, Bremec C, Meretta P (2009) Hydroid assemblages from the Southwestern Atlantic Ocean (34 - 42°S). *Mar Biol* 30: 33-46
- Gili JM, Hughes RG (1995) The ecology of marine benthic hydroids. *Oceanog Mar Biol Annu Rev* 33: 351-426
- Gray JS (2000) The measurement of marine species diversity, with an application to the benthic fauna of the Norwegian continental shelf. *J Exp Mar Biol Ecol* 250: 23-49
- Guijarro García E, Stéfan AR, Hranfnkell E (2006) Effects of scallop dredging on macrobenthic communities in west Iceland. *ICES J Mar Sci* 63: 434-443
- Hall SJ (1999) The effects of fishing on marine ecosystems and communities. Blackwell Science, Oxford
- Hall-Spencer JM, Moore PG (2000) Scallop dredging has profound, long-term impacts on maerl habitats. *ICES J Mar Sci* 57: 1407-1415
- Harrington JJ, Semmens JM, Haddon M (2007) Spatial distribution of commercial dredge fishing effort: application to survey design and the spatial management of a patchily distributed benthic bivalve species. *Mar Freshw Res* 58: 756-764
- Hernández DA (1981) Holoturoidea de Puerto Deseado (Santa Cruz, Argentina). *Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Inst Nac Invest Cienc Nat (Argent) Hi IV(4)*: 151-168
- Hiddink JG, Jennings MJ, Kaiser MJ, Queirós AM, Duplisea DE, Piet GJ (2006) Cumulative impacts of seabed trawl disturbance on benthic biomass, production, and species richness in different habitats. *Can J Fish Aqu Sci* 63: 721-736
- Hill AS, Veale LO, Pennington D, Whyte SG, Brand AR, Hartnoll RG (1999) Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. *Est Coastal and Shelf Science* 48: 739-750
- Hinz H, Prieto V, Kaiser MJ (2009) Trawl disturbance on benthic communities: chronic effects and experimental predictions. *Ecol Appl* 19: 761-773
- Jennings S, Kaiser MJ (1998) The effects of fishing on marine ecosystems. *Adv Mar Biol* 34: 201-352

- Jennings S, Kaiser M, Reynolds J (2001) Marine Fisheries Ecology. En: Marine Fisheries Ecology, Blackwell Science, pp 239-257
- Kaiser MJ (1996) Starfish damage as an indicator of trawling intensity. Mar Ecol Prog Ser 134: 303-307
- Kaiser MJ (2003) Detecting the effects of fishing on seabed community: importance of scale and sample size. Conserv Biol 17: 512-520
- Kaiser MJ, Spencer BE (1996) Behavioural responses of scavengers to beam trawl disturbance. En: Greenstreet SPR, ML Tasker (eds) Aquatic predators and their prey, Liverpool University Press, Liverpool, pp 169-218
- Kaiser MJ, Edwards DB, Armstrong PJ, Radford K, Lough NEL, Flatt RP, Jones HD (1998) Changes in megafaunal benthic communities in different habitats after trawling disturbance. ICES J Mar Sci 55: 353-361
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spence FE, Brand AR (2000) Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. J Anim Ecol 69: 494-503
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. Mar Ecol Prog Ser 311: 1-14
- Lana PC, Bremec C (1994) Sabellariidae (Annelida, Polychaeta) from South America. Mem Mus Nat Hist Nat Nouv Ser A 162: 209-221
- Lasta M, Zamponi M, Pascual M, Zampatti E (1986) Consideraciones sobre la explotación de mejillón (*Mytilus edulis platensis*) en la costa bonaerense. Resultados de la campaña de la prospección del "Banco Faro Querandí" (Junio 1981). Rev Invest Desarr Pesq, 6: 45-55
- Lasta M, Bremec C (1998) *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. J Shellfish Res 17: 103-111
- Lindeboom HJ, Groot SJ (1998) IMPACT II The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea Benthic Ecosystems. Nioz-rapport 1998-1, RIVO-DLO Report C003/98
- Lindegarh M, Valentinsson D, Hansoon M, Ulmestrand M (2000) Interpreting large-scale experiments on effects of trawling on benthic fauna: an

- empirical test of the potential effects of spatial confounding in experiments without replicated control and trawled areas. *J Exp Mar Biol Ecol* 245: 155-169
- Martos P, Piccolo MC (1988) Hydrography of the Argentine continental shelf between 38° and 42° S. *Cont Shelf Res* 8(9): 1043-1056
- Matano RP, Palma E (2008) On the upwelling of Downwelling Currents. *J Phys Oceanogr* 38: 2482-2500
- Morsan EM (2009) Impact on biodiversity of scallop dredging in San Matías Gulf, northern Patagonia (Argentina). *Hydrobiologia* 619: 167-180
- Naidu KS, Lawrence J, Cahill FM, Seward EM (1999) An epidemic of starfish on scallop grounds. *Book of Abstract 12 Pectinid Workshop*: 1
- National Research Council (2002) Effects of Trawling and Dredging on Seafloor Habitat. En: Committee on Ecosystem Effects of Fishing, editor. Phase 1- Effects of Bottom Trawling on Seafloor Habitats. Ocean Studies Board, Division on Earth and Life Studies, National Academy, Washington DC
- Parker G, Paterlini MC, Violante RA (1997) El fondo marino. En: Boschi EE (ed) *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales*, INIDEP, Argentina
- Penchaszadeh P (1970) Observaciones sobre una comunidad de *Mytilus platensis* d'Orb. localizada frente al Cabo de San Antonio (Prov. Buenos Aires). *Comun Asoc Malac Urug* 2 (18): 425-426
- Penchaszadeh P (1974) Contribución al conocimiento de la ecología larvaria y el reclutamiento del mejillón (*Mytilus platensis*) en la zona de pesca del sector bonaerense, Mar Argentino. *Com Ases Reg Pesca Atl Sud, Mar del Plata, Documento Tec* 8, 19 pp
- Penchaszadeh P (1979) Estructura de la comunidad y procesos que la determinan en bancos circalitorales de mejillón *Mytilus platensis*. *Mem Sem Ecol Bent Sedim Plataf Cont Arg, UNESCO, Montevideo, Uruguay*, 131-147

- Pérez CD (1999) Taxonomía, distribución y diversidad de los Pennatulacea, Gorgonacea y Alcyonacea del Mar Epicontinental Argentino y zonas de influencia. Tesis Doctoral, UNMP, Argentina
- Pitcher CR, Burridge CY, Wassenberg TJ, Hill BJ, Poiner IR (2009) A large scale BACI experiment to test the effects of prawn trawling on seabed biota in a closed area of the Great Barrier Reef Marine Park, Australia. *Fish Res* 99(3): 168-183
- 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, 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 bycatch and effects on epifauna. *Mar Ecol Prog Ser* 181: 107-124
- Queirós AM, Hiddink GJ, Kaiser MJ, Hinz H (2006) Effects of chronic bottom trawling disturbance on benthic biomass, production and size spectra in different habitats. *J Exp Mar Biol Ecol* 335(1): 91-103
- Riemann-Zürneck K (1978) Actiniaria des Südwestatlantik. IV. *Actinostola crassicornis* (Hertwig, 1882) mit einer Diskussion verwandter Arten. *Veröff Inst. Meeresforsch. Bremerh.* 17: 65-85
- Romero S, Piola A, Charo M, Eiras Garcia CA (2006) Chlorophyll a variability off Patagonia based on SeaWiFS data. *J Geophys Res* 111: C05021, doi:10.1029/2005JC003244
- Roux A, Bremec C (1996) Brachiopoda collected in the western South Atlantic by R/V Shinkai Maru cruises (1978-1979). *Rev Inv Des Pesq* 10: 109-114
- Roux A, Piñero R, De La Garza J (2007) Guía para la identificación de la fauna asociada a la pesquería del langostino patagónica. Publicaciones especiales, INIDEP, Mar del Plata

- Roux A (2008) Invertebrados bentónicos acompañantes de la captura de langostino patagónico (*Pleoticus muelleri*). Resultados de la campaña de investigación AR-01/08. Marzo de 2008. Informe de Investigación N° 11, INIDEP, pp 8
- Sanfilippo R (1994) Polychaete distribution patterns on *Chlamys patagonica* of the Magellan Straits. Mem Mus Nat Hist Nat Nouv Ser A 162 : 535-540
- Schejter L, Calcinai B, Cerrano C, Bertolino M, Panzini M, Giberto D, Bremec C (2006) Porifera from the Argentine Sea: Diversity in Patagonian scallop beds. Ital J Zool 73(4): 373-385
- Schejter L, Bremec C (2007) Benthic Richness in the Argentine continental shelf: the role of *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) as settlement substrate. J Mar Biol Ass UK 87: 1-9
- Schejter L, Bremec C, Hernández D (2008) Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground "Reclutas" in the Argentine Sea. J Sea Res 60: 193-200
- Simpson AW, Watling L (2006) An investigation of the cumulative impacts of shrimp trawling on mud-bottom fishing grounds in the Gulf of Maine: effects on habitat and macrofaunal community structure. ICES J Mar Sci 63: 1616-1630
- Valero J (2002) Analysis of temporal and spatial variation in growth and natural mortality estimation with an integrated dynamic model in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis Doctoral, Universidad de Washington, USA
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2000) Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar Biol 137: 325-337
- Waloszek D (1984) Variabilität, taxonomie und Verbreitung von *Chlamys patagonica* (King and Broderip, 1832) und Anmerkungen zu weiteren *Chlamys*-Arten von der Südspitze Süd-Amerikas (Mollusca, Bivalvia, Pectinidae). Verh. Naturwiss. Ver Hamburg 27: 207-276
- Waloszek D (1991) *Chlamys patagonica* (King y Broderip, 1832), a long "neglected" species from the shelf of the Patagonian Coast. En:

Shumway SE, Sandifer PA (Eds), An International Compendium of Scallop Biology and Aquaculture, The World Aquacultura Society, Baton Rouge, USA

Wilson RS, Heislars S, Poore GCB (1998) Changes in benthic communities of Port Philip Bay, Australia, between 1969 and 1995. Mar Freshwater Res 49: 847-861

Zolotarev P (2002) Population density and size structure of sea stars on beds of Iceland scallop, *Chlamys islandica*, in the southeastern Barents Sea. Sarsia 87(1): 91-96

*Ctenodiscus australis* (Echinodermata: Asteroidea)  
en la comunidad de invertebrados bentónicos  
asociada al frente de talud, Mar Argentino.

Distribución espacial, biomasa y estructura de tallas



## Introducción

La comunidad de macroinvertebrados bentónicos asociada a la vieira patagónica *Zygochlamys patagonica* ha sido ampliamente estudiada (Bremec *et al.* 2000; Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006; Schejter & Bremec 2007) y, en coincidencia con los resultados previos, en el Capítulo 1 de esta tesis se mencionan hasta 23 especies de equinodermos formando parte de la asociación bentónica. Los equinodermos, considerando los ofiuroides, asteroideos y equinoideos, han alcanzado el 86 % de la captura total en varias unidades de manejo (UMs) del mencionado recurso pesquero (Schejter *et al.* 2008; Escolar *et al.* 2009).

Dentro del phylum Echinodermata la Clase Asteroidea es quizás la más reconocida, actualmente representada por unas 2100 especies (Pawson 2007). Los asteroideos presentan numerosos tipos de hábitos alimentarios (Calva 2002), lo que les permite explotar diversos hábitats desde los polos hasta los trópicos y desde la zona intermareal hasta las profundidades abisales.

Las estrellas de mar pueden desarrollar importantes roles ecológicos en los ecosistemas marinos bentónicos (Paine 1966; Gaymer *et al.* 2004; Pratchett 2005); son organismos muy voraces y se las observó como los principales depredadores que estructuran algunas comunidades bentónicas ya sea por remoción de gran cantidad de individuos juveniles (Barbaeu *et al.* 1998; Hart 2006) como también por competencia con otros depredadores (Ventura & da Costa Fernández 1995; Himmelman *et al.* 2005; Gaymer & Himmelman 2008). También varios asteroideos a pesar de no ser especie “clave”, pueden influir sobre la comunidad como consumidores secundarios, agregando heterogeneidad y diversidad. Estas especies, en general, presentan un modo de alimentación oportunista y/o generalista, capaces de explotar un amplio rango de presas, adaptándose a los cambios en la disponibilidad de éstas (Himmelman & Dutil 1991; Verling *et al.* 2003).

En áreas sujetas a distintos tipos de pesca de arrastre se han registrado aumentos poblacionales de varias especies de asteroideos favorecidos por el descarte y los organismos dañados (Kaiser & Spencer 1996; Ramsay *et al.* 1998; Veale *et al.* 2000; Zolotarev 2002). Sin embargo, las estrellas de mar, como muchos otros organismos bentónicos, son vulnerables al impacto de esta modalidad de pesca; en especies como *Asterias rubens* y *Astropecten irregularis* se comprobó que el número de individuos con brazos en proceso de regeneración aumenta significativamente con la intensidad pesquera (Kaiser 1996). Las estrellas de mar pueden ser dañadas tanto si el arte de pesca se arrastra sobre ellas como si las toca, si pasan a través de la red o por contacto con otras especies presentes en la captura. Entre las lesiones más comunes que presentan figuran punzadas en la epidermis, brazos rotos o pérdida completa de éstos (Kaiser & Spencer 1995; Kaiser 1996; Lindeboom & de Groot 1998; Bergmann *et al.* 2001); estas lesiones las hacen más susceptibles ante sus depredadores y posibles infecciones. A pesar de que este grupo presenta baja mortalidad directa por pesca debido a su capacidad de regenerar ciertas partes del cuerpo (Kaiser & Spencer 1995; Lindeboom & de Groot 1998; Collie *et al.* 2000), también pueden verse afectadas dado que durante el proceso de regeneración se produce una reducción en el ciego pilórico y en el número de gónadas, disminuyendo así su capacidad de reproducción, locomoción y adquisición de nutrientes con consecuencias significativas a nivel poblacional y de comunidad (Lawrence & Vásquez 1996).

*Ctenodiscus australis* Lütken 1871 (Asteroidea: Paxillosida) es una estrella de mar muy frecuente en la comunidad epibentónica aquí estudiada (Bremec & Lasta 2002; Schejter *et al.* 2008), constituye aproximadamente el 10% de la biomasa total (Bremec *et al.* 2006) y formó parte de la asociación de especies más conspicua durante el período 2002 - 2005 (Capítulo 1). Si bien ha sido registrada en diferentes estudios faunísticos desarrollados sobre la Plataforma Continental Argentina (Sladen 1889; Fisher 1940; Bernasconi 1941, 1973; Roux *et al.* 1993; Roux & Bremec 1996) poco sabemos sobre la biología de esta especie. *Ctenodiscus australis* es una especie característica de la Provincia Biogeográfica

Magallánica (Bernasconi 1964; Bastida *et al.* 1992), se distribuye desde el sur de Brasil (23°S) hasta el este de Tierra del Fuego e Islas Malvinas, y se encuentra desde los 70 hasta 700 metros de profundidad (Clark & Downey 1992). *C. australis* es considerada un depredador secundario después de un estudio con isótopos estables sobre relaciones tróficas en la comunidad bentónica dominada por *Zygochlamys patagonica* (Botto *et al.* 2006). Con respecto a la reproducción, *C. australis* es una especie con cuidado parental que lleva sus crías entre las páxilas abactinales (Lieberkind 1926; Bernasconi 1941).

En este capítulo se describen la distribución, biomasa y estructura de tallas de *Ctenodiscus australis* en las principales áreas de pesca de vieira patagónica en el Mar Argentino. Se analiza también la relación de la biomasa de *C. australis* con la profundidad, importante variable en la distribución de muchas especies de equinodermos (Ventura & da Costa Fernández 1995; Gaymer *et al.* 2001; Howell *et al.* 2002; Kim & Thurber 2007; Mercier & Hamel 2008), así como con la biomasa de *Zygochlamys patagonica*, dada su relación con el esfuerzo pesquero y con el descarte de la pesquería, posible fuente de alimento para *C. australis* (ver Botto *et al.* 2006).

## **Materiales y métodos**

El estudio ecológico fue realizado con muestras colectadas en nueve unidades de manejo (UMs) de vieira patagónica localizadas en la Plataforma Argentina (36°43' - 43°30'S), entre los 80 y 139 metros y asociadas con el sistema frontal del talud (Acha *et al.* 2004, Bogazzi *et al.* 2005). El material fue colectado entre los años 2002 y 2005 durante las campañas de investigación del recurso vieira patagónica realizadas por el INIDEP. 514 muestras fueron tomadas en total con una rastra de 2,5 metros de ancho y red de 10 mm de abertura de malla. Las muestras fueron submustradas (10 litros) de las capturas totales y congeladas a bordo. Los ejemplares de *Ctenodiscus australis* fueron identificados, contados y pesados en el laboratorio. Éstos fueron conservados en formol 5% para su posterior estudio.

### Distribución y densidad

La presencia de *Ctenodiscus australis* fue calculada para cada UM como el número de muestras con estrellas sobre el número total de muestras. La abundancia (ind m<sup>-2</sup>) y biomasa (g m<sup>-2</sup>) fueron estimadas considerando la eficiencia de la rastra igual a 43% (Valero 2002) y el área barrida por la rastra. Para examinar posibles patrones en la densidad de *Ctenodiscus australis* se realizó un modelo lineal general (GLM) que incluyó información de 509 muestras. El GLM permite analizar una variable dependiente en función de varias variables independientes, las cuales pueden ser continuas y/o categóricas (ordinales), y evaluar todas las combinaciones posibles entre éstas (Zur *et al.* 2007). Para la realización del GLM se consideró la biomasa de *C. australis* como variable dependiente, los años y UMs fueron consideradas como variables categóricas y la profundidad, latitud, longitud, biomasa y peso de valvas sueltas de *Z. patagonica* como variables independientes. Antes de realizar el modelo se analizó la existencia o no de correlación entre esas variables por medio del análisis de Pearson. La biomasa de *C. australis* (g m<sup>-2</sup>) fue transformada  $\log_{10}(x+1)$ . Las variables latitud y longitud finalmente no fueron incluidas en el análisis por estar fuertemente correlacionadas con las UMs ( $R = -0,986$ ,  $p < 0,001$ ;  $R = -0,955$ ,  $p < 0,001$  respectivamente). Se seleccionó el modelo que mejor ajustaba los datos, para lo cual se consideró el nivel de varianza explicada y el valor del R<sup>2</sup> ajustado. Este último evalúa el ajuste del modelo considerando los grados de libertad utilizados, ya que a mayor valor de R<sup>2</sup> existe un mejor ajuste del modelo.

Se estudió también la relación entre la biomasa y abundancia de *Ctenodiscus australis* con el esfuerzo pesquero a través de un análisis de correlación de Pearson, considerando los valores medios de cada variable para los distintos años y UMs estudiadas. El esfuerzo pesquero se midió como el ancho de la red por las horas de pesca en cada UM desde el inicio de la pesquería (metros horas, mh) (Veale *et al.* 2000). Las variables abundancia y biomasa fueron transformadas ( $\log_{10}[x + 1]$ ).

Además se realizó un análisis puntual para la biomasa y abundancia de *Ctenodiscus australis* y el esfuerzo pesquero durante el período 2002-2005. Para este análisis las UMs fueron divididas en cuadrantes de 1 mn × 1 mn; esta resolución permitió asignarle a cada estación de muestreo un dato de esfuerzo pesquero (mh). Dado no se pudieron obtener grupos de muestras de distinto nivel de esfuerzo pesquero con un tamaño de muestra adecuado, se trabajó con dos grupos de muestras: aquellas provenientes de cuadrantes con pesca y sin pesca. Se aplicó un análisis de varianza de 1 vía (ANOVA) para muestras de diferente tamaño (Zar 1999) para analizar la abundancia y biomasa de *C. australis* en áreas con y sin pesca. La normalidad y homogeneidad entre grupos fueron revisadas para cada análisis, ambas fueron transformadas ( $\log_{10} x + 1$ ).

#### Estructura de tallas

La talla de *Ctenodiscus australis* se analizó a partir de especímenes colectados en las UMs 1.1, 1.2 y 2 durante los años 2003 y 2004, y en las UMs 5 y 6 durante el 2004 (Tabla 1). Cada individuo fue removido de la solución, enjuagado y puesto a secar sobre un tamiz y papel absorbente durante 5 minutos, luego cada espécimen fue medido y pesado. El radio mayor se tomó como la distancia entre el centro de la boca y la punta del brazo más largo, y el radio menor como la medida entre el centro de la boca y el margen del disco en el interrradio (Shick *et al.* 1981a). Para realizar las mediciones se utilizó un calibre tipo vernier ( $\pm 0,01$  mm) y una balanza de precisión (0,001 g). Se realizó un estudio de pérdida de peso por conservación en formol; como no se encontró ningún tipo de relación entre el peso húmedo, la talla y el tiempo de conservación, no se utilizó ningún factor de conversión (ver Anexo II).

La distribución de frecuencias de tallas de *Ctenodiscus australis* fue comparada por medio de una tabla de contingencia usando el test de interacción o heterogeneidad (estadístico G), análisis que permite observar si la proporción de individuos dentro de cada clase de tallas es independiente de las UMs y años estudiados (Sokal & Rohlf 1995). Se establecieron clases de tallas de

1 mm, considerando siempre el milímetro más cercano. Las UMs 5 y 6 no fueron incluidas en este análisis por estar representadas por un número bajo de individuos (Tabla 1). Se aplicó el test de Kruskal-Wallis, combinado con el método de Dunn (test de comparaciones múltiples), para analizar la talla en UMs del norte (1.1, 1.2 y 2) y del sur (5 y 6) durante 2004. Para discutir posibles diferencias en las tallas entre UMs se consideró el esfuerzo pesquero ejercido por la pesquería. Se definieron cuatro niveles de esfuerzo pesquero: 1 (0 - 5200 mh), 2 (5201-36404 mh), 3 (36405 - 78009 mh) y 4 (> 78009 mh).

Los análisis estadísticos se realizaron a partir de los programas Statistica v.7 y el Microsoft Office Excel.

**Tabla 1.** *Ctenodiscus australis*. Número de individuos colectados en las unidades de manejo (UMs) de vieira patagónica 1.1, 1.2, 2, 5 y 6 durante los años 2003 y 2004. No fueron conservadas en formol estrellas de mar colectadas en el 2003 en las UMs 5 y 6.

UMs	2003	2004
1.1	143	89
1.2	410	479
2	182	82
5	-	11
6	-	17

## Resultados

*Ctenodiscus australis* estuvo presente en el 86,77% de las muestras (446 de un total de 514 muestras) de todas las UMs de vieira patagónica y alcanzó el 100% en la mayoría de éstas (Tabla 2). El mayor número de *C. australis* registrado por muestra fue igual a 101 individuos (0,93 ind m<sup>-2</sup>) y correspondió a la UM 1.1 en el año 2005. La biomasa de *C. australis* varió entre 0 y 6,20 g m<sup>-2</sup> por muestra (biomasa media = 0,56 ± 0,73 g m<sup>-2</sup>) durante todo el período estudiado.

**Tabla 2.** *Ctenodiscus australis*. Porcentajes de presencia en nueve unidades de manejo de vieira patagónica en el período 2002-2005. N = número total de muestras analizadas.

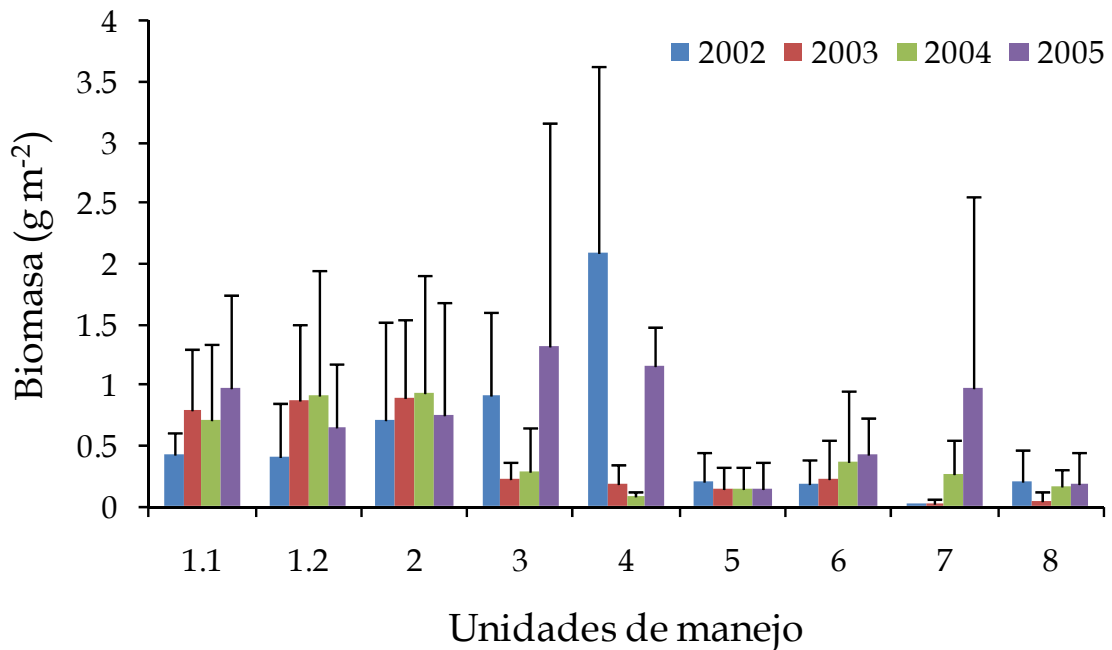
UMs	2002	2003	2004	2005	Muestras (N)
1.1	100	87,5	100	90	31
1.2	94,9	94,3	95	100	150
2	96,1	90	100	100	108
3	87,5	100	100	83,3	28
4	100	100	100	100	12
5	89,3	90,3	63,2	66,7	96
6	77,8	66,7	75	100	28
7	25	62,5	100	100	24
8	66,7	30	80	75	29

De acuerdo con los resultados obtenidos a partir del GLM, la biomasa de *Ctenodiscus australis* presentó una relación significativa con la biomasa de *Z. patagonica*, las UMs, los años y la interacción entre UM × año (Tabla 3). La relación entre la biomasa de *C. australis* y *Z. patagonica* resultó positiva con un coeficiente estimado igual  $0,00079 \pm 0,00011$ . Las biomásas medias de *C. australis* fueron más altas en las UMs del norte (variaron entre  $0,43 \pm 0,19$  g m<sup>-2</sup> y  $0,98 \pm 0,76$  g m<sup>-2</sup>) que en las del sur (entre  $0,002 \pm 0,004$  g m<sup>-2</sup> y  $0,44 \pm 0,29$  g m<sup>-2</sup>). En general, la biomasa de *C. australis* disminuye hacia latitudes más altas, excluyendo los valores de la UM 4 que provienen de pocas muestras y representan los valores más extremos de biomasa durante el período estudiado (Figura 1). La biomasa de *C. australis* varió significativamente entre años sólo en la UM 1.2, donde aumentó del 2002 al 2003, y en la UM 4 donde disminuyó entre esos mismos años. En varias UMs se observó un leve aumento en la biomasa de *C. australis*, aunque éstos no resultaron significativos (Figura 1).

**Tabla 3.** Resultados del Modelo Lineal General que incluyó a la densidad de *Ctenodiscus australis* ( $\log_{10}$  [biomasa+1]) como variable dependiente y a la biomasa de *Zygochlamys patagonica* (Biomasa *Zp*), profundidad, unidades de manejo (UMs) y año como variables explicativas. El modelo explica el 38,6 % de la varianza total ( $F = 8,01$ ;  $p < 0,001$ ). gl = grados de libertad, CM = cuadrados medios, F = valor observado del estadístico, p = nivel de significancia.

Variables	gl	CM	F	p
Intercepto	1	0,036	2,207	0,138
Biomasa <i>Zp</i>	1	0,425	25,677	< 0,001*
Valvas <i>Zp</i>	1	0,049	2,991	0,084
Profundidad	1	0,003	0,200	0,6546
Año	3	0,086	5,198	0,001*
UMs	8	0,229	13,868	< 0,001*
UM × año	24	0,042	2,538	< 0,001*
Error	475	0,016		

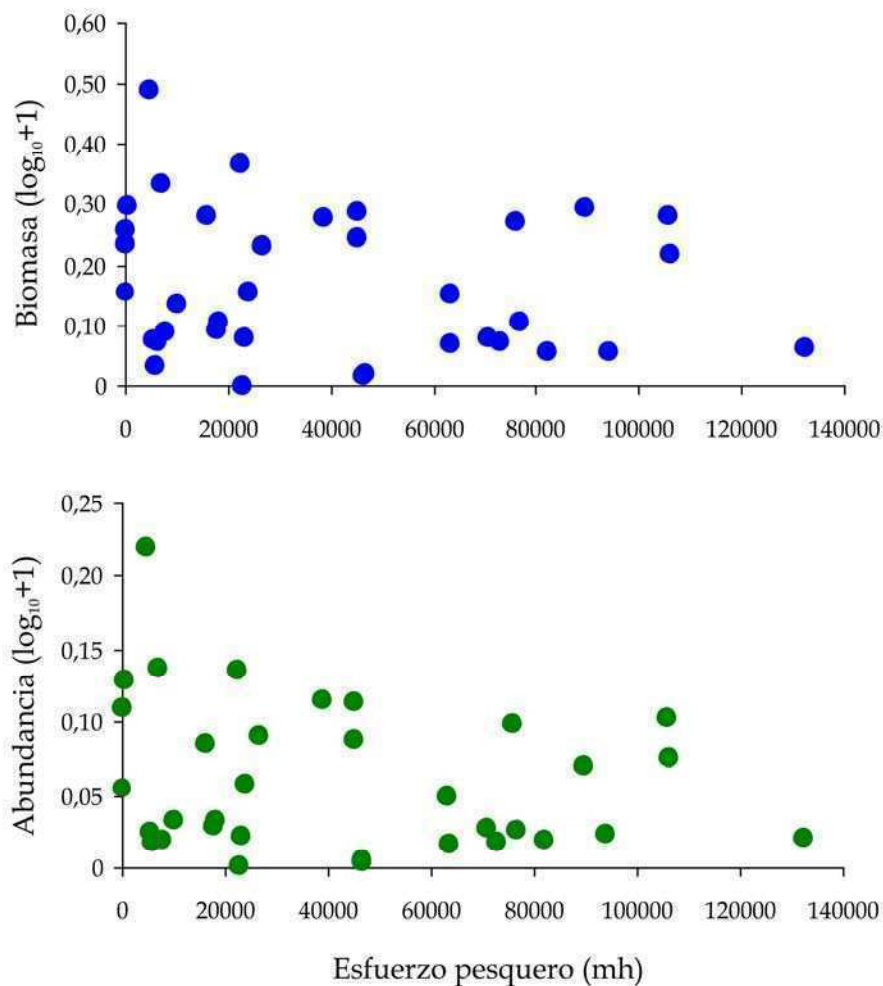
\* Indica relaciones significativas



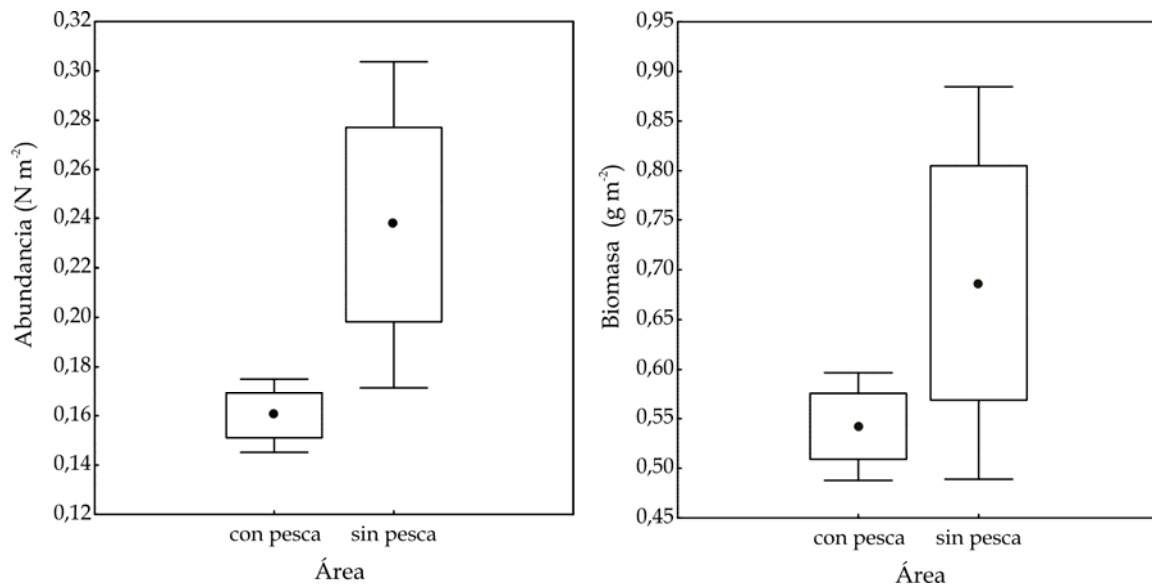
**Figura 1.** Variaciones espacio-temporales de la biomasa media de *Ctenodiscus australis* durante el período estudiado.



No se encontró ninguna relación entre los valores medios de abundancia ( $R^2 = 0,062$ ;  $p = 0,14$ ) y biomasa ( $R^2 = 0,025$ ;  $p = 0,35$ ) de *Ctenodiscus australis* con el esfuerzo pesquero (Figura 2). A través del análisis puntual, comparando áreas con y sin pesca, sí se encontraron diferencias significativas en la abundancia de *C. australis* ( $F_{(2, 511)} = 0,906$ ;  $p = 0,014$ ), registrándose mayores valores de abundancia en muestras provenientes de áreas sin pesca (Figura 3). Con respecto a la biomasa de *C. australis* no se encontraron diferencias ( $F_{(2, 511)} = 2,055$ ;  $p = 0,152$ ) entre muestras (Figura 3).



**Figura 2.** Biomasa y abundancia de *Ctenodiscus australis* en función del esfuerzo pesquero. Los puntos representan los valores medios por unidad de manejo y año determinado.

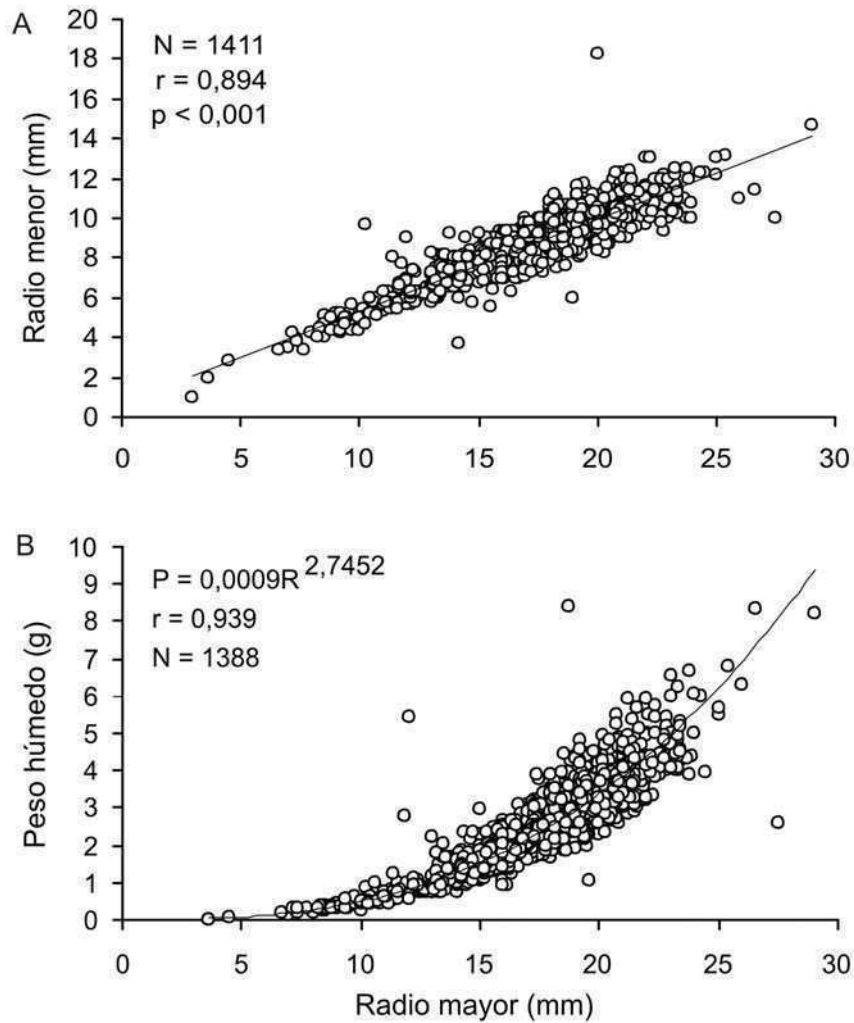


**Figura 3.** Abundancia y biomasa de *Ctenodiscus australis* en áreas con y sin pesca comercial. El “box-plot” muestra la media (punto), el desvío estándar (cuadrado) y el intervalo de confianza 0,95 (líneas).

La relación entre el radio mayor y menor resultó significativa (Figura 4a), por lo cual se utilizó como medida de tamaño el radio mayor de *Ctenodiscus australis*. La regresión entre radio y peso húmedo se muestra en la Figura 4b; sólo los individuos con los cinco brazos completos fueron considerados en esta regresión. Entre los ejemplares de *C. australis* medidos el 0,14% presentó seis brazos y el 0,29% tenía brazos en proceso de regeneración (Figura 5).

La distribución de frecuencia de tallas *Ctenodiscus australis* en las UMs del norte resultó unimodal durante los años 2003 y 2004 (Figura 6), aunque posiblemente se haya subestimado la abundancia de los individuos más pequeños. El análisis realizado para comparar las frecuencias de tallas de *C. australis* mostró que éstas difieren entre UMs ( $G_{(0,05, 52)} = 165,67$ ;  $p < 0,001$ ) pero no entre años ( $G_{(0,05, 26)} = 10,96$ ;  $p = 0,99$ ). La moda observada fue de 16-17 mm en la UM 1.1 y de 18 mm en las UMs 1.2 y 2; además en estas dos últimas UMs se registraron individuos menores a 5 mm (Figura 6). Durante el 2004 la talla de *C. australis* varió significativamente entre las cinco UMs ( $H_{(4, 675)} = 34,2873$ ;  $p < 0,001$ ). La talla más chica correspondió a la UM 5 que difirió significativamente

del resto de las UMs analizadas, y la más grande a las UMs 1,2, 2 y 6, las que no difirieron entre sí (Figura 7).



**Figura 4.** *Ctenodiscus australis*. Relación entre radio mayor y menor (A) y entre radio mayor y peso húmedo (B). r = coeficiente de correlación de la ecuación de la regresión ( $\ln Ph = \ln \alpha + \beta \ln R$ ) que fue altamente significativa ( $t = 103,01$ ;  $p < 0,001$ ). N = número de individuos medidos.

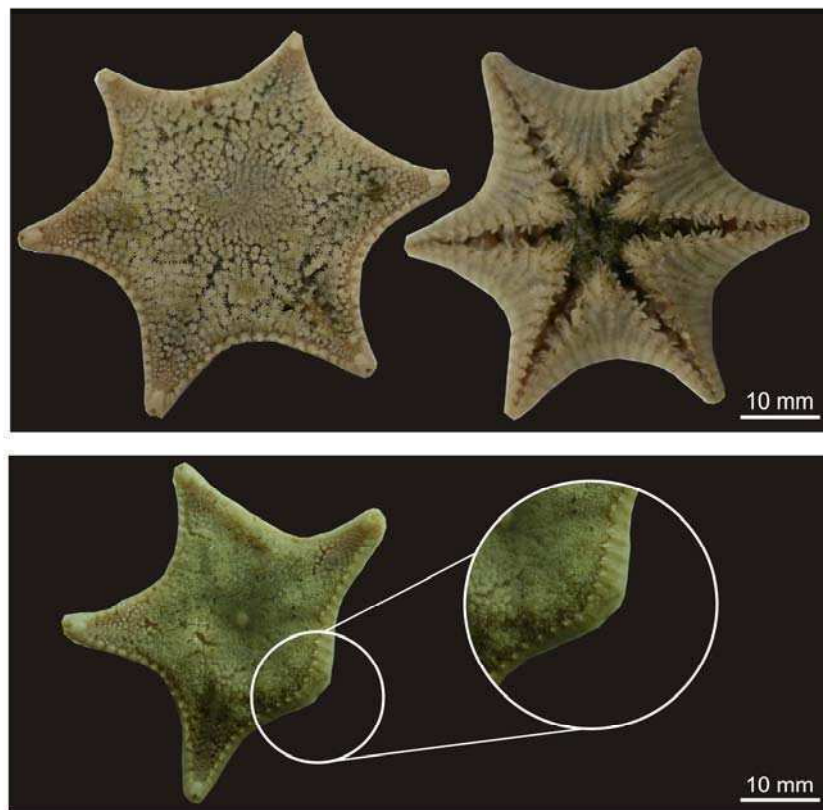
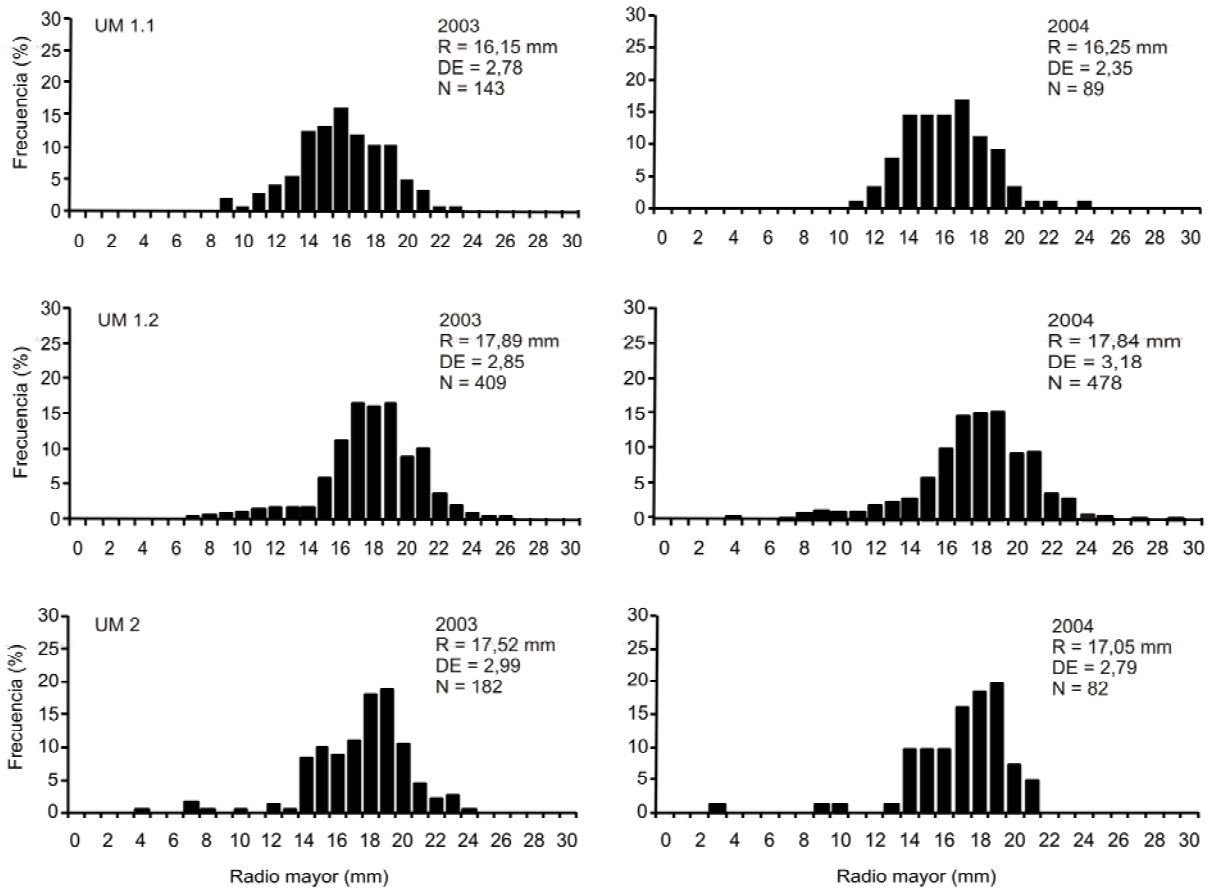


Figura 5. *Ctenodiscus australis*. Un ejemplar con seis brazos y otro con un brazo en proceso de regeneración.

## Discusión y Conclusiones

Los resultados presentados, al igual que estudios previos, mostraron que *Ctenodiscus australis* es una especie muy frecuente en la comunidad bentónica asociada al frente de talud (Roux *et al.* 1988, 1993; Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006). *C. australis* estuvo presente en las nueve UMs analizadas durante el período 2002-2005. Las mayores biomásas y porcentajes de presencia se encontraron en el área norte ( $37^{\circ}$  -  $39^{\circ}30'$  S). La biomasa de *C. australis* presentó una gran variabilidad espacio-temporal entre los  $39^{\circ}30'$  y  $41^{\circ}30'$  S, encontrándose los valores de biomasa más bajos entre los  $41^{\circ}30'$  y  $43^{\circ}30'$  S durante dicho período de estudio. Mayores densidades de *C. australis* fueron también obtenidas en el área norte durante el año 1995 antes del inicio de la

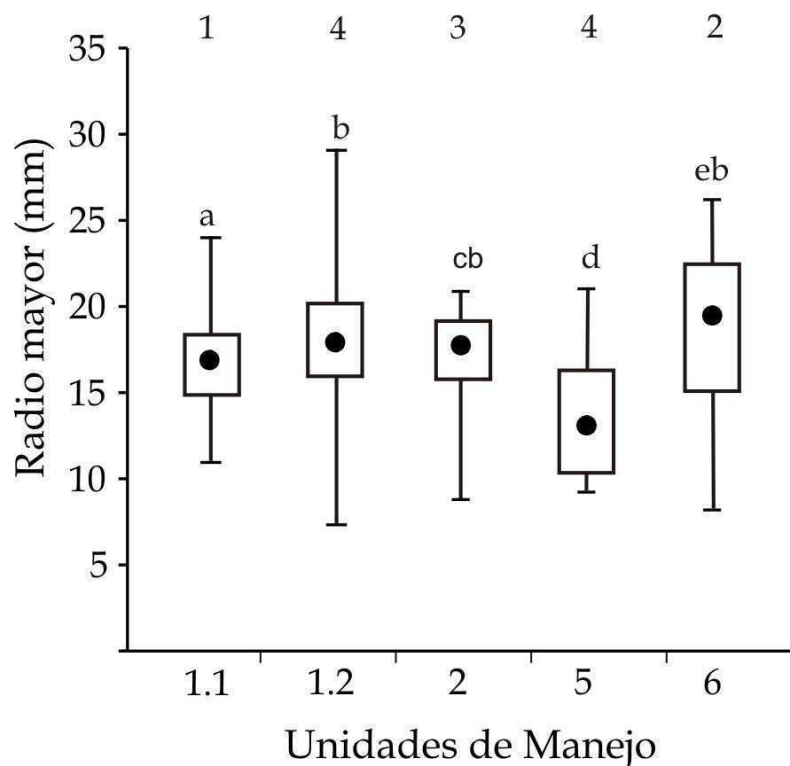
pesquería (Bremec & Lasta 2002). La biomasa de *C. australis* presentó una leve relación positiva con la biomasa de *Z. patagonica*, posiblemente beneficiada por el descarte de la pesquería; Botto *et al.* (2006) han señalado que las marcas isotópicas analizadas correspondían al consumo de vieiras y ofiuras. Sin embargo, las diferencias latitudinales en la biomasa de *C. australis* no están relacionadas con la biomasa de *Z. patagonica* dado que esta especie se presenta en gran densidad a lo largo de toda el área estudiada (Lasta & Bremec 1998; Bogazzi *et al.* 2005).



**Figura 6.** Distribución de frecuencias de tallas de *Ctenodiscus australis* en las unidades de manejo del norte durante los años 2003 y 2004. R = talla media, DE = desviación estándar, N = número de individuos medidos.

Existe poca información sobre los hábitos de alimentación de *Ctenodiscus australis*. Fisher (1940) observando el contenido estomacal de ejemplares colectados en la Plataforma Argentina durante la expedición del “*Discovery*” encontró arena fina, barro, espículas de esponjas, fragmentos de briozoos incrustantes, conchas de gasterópodos, restos de tubos de poliquetos y espinas de erizos, así como también un gran porcentaje de materia orgánica. En los estómagos de los ejemplares analizados en esta tesis se encontró arena, barro, restos de tubos de *Chaetopterus* sp. y de valvas de vieira patagónica (observación personal). Estudios sobre *Ctenodiscus crispatus*, especie común en el Atlántico Norte, muestran que es una especie alimentadora de depósito no selectiva (detritívora) que se entierra capturando sedimento en grandes cantidades, por lo que es común encontrar anfípodos, fragmentos de tubos de poliquetos, valvas de bivalvos y otras partículas grandes en los estómagos llenos de sedimento de estos organismos (Carey 1972; Shick *et al.* 1981a). Este tipo de alimentación intraoral (no revierten el estómago para alimentarse) lo presentan también varias especies del mismo orden (Paxilloxida) y familia (Goniopectinidae) por lo que se las encuentra preferentemente sobre sustratos blandos (Clark & Downey 1992; Calva 2002). La distribución latitudinal observada en *Ctenodiscus australis*, por lo tanto podría estar relacionada con el tipo y/o composición de sedimentos encontrados en el área de estudio. Distintos estudios realizados sobre sedimentos en la Plataforma Argentina coinciden en que éstos presentan gran homogeneidad y que, en términos generales, los elementos dominantes son arena (elemento básico de los sedimentos marinos) y bioclastos; en áreas adyacentes al Estuario del Río de la Plata y al borde de la Plataforma Continental dominan los sedimentos de granulometría más fina (fango o fango arenoso) (Fray & Ewing 1963; Lonardi & Ewing 1971; Urien & Mouzo 1974; Bastida & Urien 1981; Bastida *et al.* 1992; Parker *et al.* 1997). La distribución de *Ctenodiscus australis* posiblemente esté relacionada con la composición del sedimento; las UMs del norte se encuentran próximas a la zona de convergencia subtropical, donde se unen las aguas de plataforma, influenciadas por el Río de la Plata, la corriente de Malvinas y la

corriente de Brasil (Piola *et al.* 2000; Bogazzi *et al.* 2005), y si bien todo el frente de talud presenta una gran productividad (Romero *et al.* 2006; Garcia *et al.* 2008; Bianchi *et al.* 2009), es en el sector norte de la Plataforma Continental (35°- 40° S) donde se han registrado los valores más altos de productividad primaria *in situ* (El-Sayed 1968; Lutz *et al.* 2010). La distribución de *C. australis* estaría influenciada por este parámetro y al igual que especies co-genéricas detritívoras, se registraría en mayor densidad en áreas con sedimentos con mayor contenido de materia orgánica.



**Figura 7.** Talla de *Ctenodiscus australis* en las unidades de manejo del norte y sur durante el año 2004. El “box-plot” muestra la mediana (punto), los percentiles 25 y 75 (cuadrado) y rango entre máximo y mínimo (líneas). Las letras distintas indican diferencias significativas en la comparación de a pares (Test de Dunn,  $p < 0,001$ ). Los números en la parte superior del gráfico indican el nivel de esfuerzo pesquero para cada unidad de manejo.

Numerosos trabajos muestran que la pesca de arrastre puede causar la destrucción de gran cantidad de organismos bentónicos, pero los efectos sobre las comunidades dependen de la vulnerabilidad de los organismos y del tiempo

de recuperación de las poblaciones (Collie *et al.* 2000; Darnie *et al.* 2003; Kaiser *et al.* 2000, 2006; Lindeboom & de Groot 1998; Prena *et al.* 1999). Las especies más vulnerables pueden ser reemplazadas (Bergman & van Santbrink 2000) y las especies oportunistas, carroñeras y predadoras se ven favorecidas por una mayor disponibilidad de alimento por lo que aumenta su abundancia (Kaiser & Spencer 1996; Collie *et al.* 1997; Ramsay *et al.* 1998; de Juan *et al.* 2007). Zolotarev (2002) estudiando la densidad y estructura de tallas de las estrellas de mar en bancos de *Chlamys islandica* en el Mar de Barents (Rusia), observó un importante aumento en la abundancia de *Asterias rubens*, estrella que depreda sobre moluscos, durante un lapso de nueve años, mientras que en especies con diferente tipo de alimentación no registró cambios significativos. Este autor concluyó que el aumento en la abundancia de *A. rubens* se debía a que esta especie se estaría alimentando de organismos dañados y descartados por la pesquería. Por otro lado, al comparar la densidad de *Asterias* spp. en áreas con y sin pesca de arrastre en el George Bank (Estados Unidos), observaron que las densidades más altas se encontraban en áreas sin pesca; sin embargo estas diferencias no fueron atribuidas al impacto pesquero (Marino *et al.* 2007). Durante este estudio se registró una abundancia media menor de *Ctenodiscus australis* en áreas con pesca (Figura 3), posiblemente relacionado con la remoción de individuos producto de la pesquería (Thrush *et al.* 1995; Kaiser *et al.* 2000; Jennings *et al.* 2001). Si bien la biomasa media de *C. australis* no varió significativamente entre áreas, los mayores valores de biomasa por muestra corresponden a aquellas provenientes de áreas sin pesca (Figura 3). Un estudio previo muestra que la biomasa de *C. australis* disminuyó entre los años 1998 y 2002 en áreas con pesca dentro de la UM 2 (Ex banco Reclutas, 1893 km<sup>2</sup>), mientras que las áreas sin pesca no presentaron variación entre años (Schejter *et al.* 2008). En este capítulo se utilizó información proveniente de un área más amplia y de años posteriores; al comparar las biomásas de *C. australis* aquí analizadas con los datos previos para el área con pesca de la UM 2, se observa que los mismos son menores a los obtenidos en los primeros años de la pesquería. La población de *C. australis* no se recuperó durante el período



analizado a pesar de que el esfuerzo pesquero recibido por esa UM fue relativamente bajo (ver Capítulo 1, Figura 3).

Las frecuencias de talla de *Ctenodiscus australis* presentaron una distribución unimodal en las tres UMs analizadas (Figura 5), lo cual sugiere que la especie tiene un reclutamiento bajo o esporádico y crecimiento lento, similar a otras especies de asteroideos (Scheibling 1980; Shick *et al.* 1981b; Guzmán & Guevara 2002; Scheibling & Metaxas 2008). La talla varió entre 3 y 29 mm en todas las UMs, los individuos menores de 5 mm fueron registrados durante los meses de agosto, septiembre y noviembre en las UMs 1.2 y 2; individuos de talla similar fueron registrados también por Sánchez (2007) durante los meses de marzo y octubre en las UMs 2 y 8. Esto hace suponer que *C. australis* tiene una reproducción anual o no-estacional con un reclutamiento bajo, patrón de reproducción reportado para otras especies de asteroideos de aguas profundas y alimentadoras de depósito. Este tipo de reproducción fue asociado con un aporte continuo de alimento y con la calidad del mismo (Madsen 1961; Shick *et al.* 1981b; Falk-Petersen 1982; Ramírez-Llodra *et al.* 2002). La productividad en el área del frente de talud y el descarte de la pesquería de vieira patagónica asegurarían una fuente de alimento continuo para *C. australis*.

Durante el año 2004, la menor talla media se registró en la UM 5, área donde se concentró el mayor nivel de esfuerzo pesquero (Figura 7) desde el inicio de la pesquería. La disminución en la talla media de los organismos fue reportada como uno de los efectos de la pesquería de arrastre en las comunidades bentónicas (Blanchard *et al.* 2004; de Juan *et al.* 2007; Yemane *et al.* 2008). Sin embargo las diferencias encontradas en la talla media de *C. australis* no pueden ser atribuidas al impacto de la pesquería, ya que algunas UMs sometidas a diferentes niveles de esfuerzo pesquero presentaron tallas medias semejantes (Figura 6).

En conclusión, este capítulo presenta a *Ctenodiscus australis* como una especie muy frecuente en la comunidad bentónica asociada al frente de talud; muestra que, en general, su biomasa media difiere latitudinalmente pero no entre los años estudiados, registrándose las mayores biomásas en el sector norte

del área estudiada. El patrón observado en la distribución de esta especie probablemente se relacione con su hábito de alimentación detritívoro, posiblemente favorecido por diferentes fuentes de materia orgánica (ver El-Sayed 1968; Lonardi & Ewing 1971; Lutz *et al.* 2010). Las mayores abundancias de *C. australis* se registraron en áreas sin pesca, lo cual representa un posible efecto de la pesquería sobre dicha especie. Estos resultados deben considerarse generales para toda el área de estudio y muestran la importancia de analizar diferentes escalas espaciales debido a la distribución en parches de los organismos. Por lo tanto se plantea la perspectiva de utilizar una mayor escala temporal y analizar las densidades de las distintas especies dentro de cada UM, considerando distintos niveles de esfuerzo pesquero.

## Referencias

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004) Marine Fronts at the continental shelves of austral South America Physical and ecological processes. *J Mar Syst* 44: 83-105
- Barbeau MA, Scheibling RE, Hatcher BG (1998) Behavioral responses of predatory crabs and sea stars to varying density of juvenile sea scallops. *Aquaculture* 169: 87-98
- Bastida R, Urien CM (1981) Investigaciones sobre las comunidades bentónicas. Características generales del sustrato (Campañas IV, V, X y XI del B/I "Skinkai Maru"). *Contrib INIDEP* 383: 318-33
- Bastida R, Roux A, Martínez DE (1992) Benthic communities of the Argentine continental shelf. *Oceanol Acta* 15: 687-698
- Bergman MJN, van Stantbrink JW (2000) Mortality in megafaunal benthic populations caused by trawl fisheries on the Dutch continental shelf in the North Sea in 1994. *ICES J Mar Sci* 57: 1321-1331
- Bergman M, Moore PG (2001) Mortality of *Asterias rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES J Mar Sci* 58: 531-542
- Bernasconi I (1941) Los equinodermos de la expedición del Buque Oceanográfico "Comodoro Rivadavia" A.R.A. *Physis* 19: 37-49
- Bernasconi I (1964) Asteroideos Argentinos. Claves para los órdenes, familias, subfamilias y géneros. *Physis* 24: 241-277
- Bernasconi I (1973) Los equinodermos colectados por el "Walther Herwig" en el Atlántico Sudoeste. *Revista del Museo Argentino de Ciencias Naturales Bernardino Rivadavia (Argent)* 3: 335-346
- Bianchi AA, Ruiz Pino D, Isbert Perlender HG, Osiroff AP, Segura V, Lutz V, Clara ML, Balestrini CF, Piola AR (2009) Annual balance and seasonal variability of sea-air CO<sub>2</sub> fluxes in the Patagonian Sea: Their relationship

- with fronts and chlorophyll distribution. *J Geophys Res* 114, C03018, doi: 10.1029/2008JC004854
- Blanchard F, LeLoc'c F, Hily C, Boucher J (2004) Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Mar Ecol Prog Ser* 280: 249-260
- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM (Lobo), Lasta M, Dell'Arcipetre P, Werner F (2005) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Ocean* 14: 359-376
- Botto F, Bremec C, Marecos A, Schejter L, Lasta M, Iribarne O (2006) Identifying predators of the SW Atlantic Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* using stable isotopes. *Fish Res* 81: 45-50
- Bremec C, Brey T, Lasta M, Valero J, Lucifora L (2000) *Zygochlamys patagonica* beds on the Argetinian shelf. Part I: Energy flow through the scallop bed community. *Arch Fish Mar Res* 48: 295-303
- Bremec C, Lasta M (2002) Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentinian shelf. *Bull Mar Sci* 70: 89-105
- Bremec C, Schejter L, Marecos A (2006) Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Periodo 1995-2006. INIDEP Inf Tec N° 106
- Calva LG (2002) Hábitos alimenticios de algunos equinodermos. Parte 1. Estrellas de mar y estrellas serpientes. *Contactos* 46: 59-68
- Carey AG (1972) Food sources of sublitoral, bathyal and abyssal asteroids in the northeast Pacific Ocean. *Ophelia* 10: 35-47.
- Clark AM, Downey ME (1992) Starfishes of the Atlantic. En: Chapman & Hall, Identification Guides, London
- Collie JS, Escanero GA, Valentine PC (1997) Effects of bottom fishing on the benthic megafauna of Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser* 155: 159-172

- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Pioner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Ani Ecol* 69: 785-798
- de Juan S, Cartes JE, Demestre M (2007) Effects of commercial trawling activities in the diet of the flat fish *Citharus linguatula* (Osteichthyes: Pleuronectiformes) and the starfish *Astropecten irregularis* (Echinodermata: Asteroidea). *J Exp Mar Biol Ecol* 349: 152-169
- Dernie KM, Kaiser MJ, Richardson EA, Warwick RM (2003) "Recovery of soft sediment communities and habitats following physical disturbance. *J Exp Mar Biol Ecol* 285-286: 415-434
- El-Sayed SZ (1968) On the productivity of the southwest Atlantic Ocean and the waters west of the Antarctic Peninsula. En: Llano GA, Schmitt WL (eds), *Biology of the Antarctic seas III*, American Geophysical Union, Washington DC
- Escolar M, Diez M, Hernández D, Marecos A, Campodónico S, Bremec C (2009) Invertebrate bycatch in Patagonian scallop fishing grounds: a study case with data obtained by the On Board Observers Program. *Rev Biol Mar Ocean* 44(2): 369-377
- Falk-Petersen IB (1982) Breeding Season and egg morphology of echinoderms in Balsfjorden Northern Norway. *Sarsia* 67: 215-221
- Fisher WK (1940) Asteroidea. *Discovery Rep* 20: 69-306
- Fray C, Ewing M (1963) Pleistocene Sedimentation and Fauna of the Argentine Shelf. I Wisconsin Sea Level as Indicated in Argentine Shelf Sediments. *Proc Acad Nat Sci Phila*, 115 (6): 113-126
- García VMT, García C, Mata MM, Pollery RC, Piola AR, Signorini SR, McClain CR, Iglesias-Rodríguez D (2008) Environmental factors controlling the phytoplankton blooms at the Patagonia shelf-break in spring. *Deep Sea Res Part I* 55: 1150-1166
- Gaymer CF, Himmelman JH, Johnson LE (2001) Distribution and feeding ecology of the seastars *Leptasterias polaris* and *Asterias vulgaris* in the northern Gulf of St. Lawrence, Canada. *J Mar Biol Ass UK* 81: 827-843

- Gaymer CF, Himmelman JH (2008) A keystone predatory sea star in the intertidal zone is controlled by a higher-order predatory sea star in the subtidal zone. *Mar Ecol Prog Ser* 370: 143-153
- Gaymer CF, Dutil C, Himmelman JH (2004) Prey selection and predatory impact of four major sea stars on a soft bottom subtidal community. *J Exp Mar Biol Ecol* 313: 353-374
- Guzman HM, Guevara CA (2002) Annual reproductive cycle, spatial distribution, abundance and size structure of *Oreaster reticulatus* (Echinodermata: Asteroidea) in Bocas del Toro, Panama. *Mar Biol* 141: 1077-1084
- Hart DR (2006) Effects of sea stars and crabs on sea scallop *Placopecten magellanicus* recruitment in the Mid-Atlantic Bight (USA). *Mar Ecol Prog Ser* 306: 209-221
- Himmelman JH, Dutil C (1991) Distribution, population structure and feeding of subtidal seastars in the northern Gulf of St. Lawrence. *Mar Ecol Prog Ser* 76: 61-72
- Himmelman JH, Dutil C, Gaymer CF (2005) Foraging behaviour and activity budgets of sea stars on a subtidal sediment bottom community. *J Exp Mar Biol Ecol* 322: 153-165
- Howell KL, Billet DSM, Tyler PA (2002) Depth-related distribution and abundance of seastars (Echinodermata: Asteroidea) in the Porcupine Sea Bight and Porcupine Abyssal Plain, N.E. Atlantic. *Deep-Sea Res Part I* 49: 1901-1920
- Jennings S, Kaiser M, Reynolds J (2001) Marine Fisheries Ecology. En: *Marine Fisheries Ecology*, Blackwell Science, pp 239-257
- Kaiser MJ (1996) Starfish damage as an indicator of trawling intensity. *Mar Ecol Prog Ser* 134: 303-307
- 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) Behavioural responses of scavengers to beam trawl disturbance. En: Greenstreet SPR, ML Tasker (eds) *Aquatic*

- predators and their prey, Liverpool University Press, Liverpool, pp 169-218
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spence FE, Brand AR (2000) Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J Anim Ecol* 69: 494-503
- Kaiser MJ, Clarke KR, Hinz H, Austen MCV, Somerfield PJ, Karakassis I (2006) Global analysis of response and recovery of benthic biota to fishing. *Mar Ecol Prog Ser* 311: 1-14
- Kim S, Thurber A (2007) Comparison of seastar (Asteroidea) fauna across island groups of the Scotia Arc. *Polar Biol* 30: 415-425
- Lasta M, Bremec C (1998) *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. *J Shellfish Res* 17: 103-111
- Lawrence JM, Vasquez J (1996) The effect of sublethal predation on the biology of echinoderms. *Oceanol Acta* 19: 431-440
- Lieberkind I (1926) *Ctenodiscus australis* Lütken A brood-protecting asteroid. *Vidensk. Medd. Dansk naturh Foren.* 82: 184-196
- Lindeboom HJ, Groot SJ (1998) IMPACT II The Effects of Different Types of Fisheries on the North Sea and Irish Sea Benthic Ecosystems. Nioz-rapport 1998-1, RIVO-DLO Report C003/98
- Lonardi AG, Ewing M (1971) Sediment transport and distribution in the Argentine basin. 4. Bathymetry of the continental margin, Argentine basin and other related provinces. Canyons and sources of sediments. En: Ahrens LH, Press F, Runcorn SK, Urey HC (eds) *Physics and chemistry of the earth*, Pergamon Press, pp 81-121
- Lutz VA, Segura V, Dogliotti AI, Gagliardini DA, Bianchi AA, Bestrini CF (2010) Primary production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. *J Plankton Res* 32(2): 181-195
- Madsen JF (1961) The Porcellanasteridae A monographic revision of an abyssal group of sea-star. En: Wolff T (ed) *Galathea report. Scientific results of*

- the Danish deep-sea expedition round the world, 1950-52. Danish Science Press, Copenhagen
- Marino II MC, Juanes F, Stokesbury DE (2007) Effect of closed areas on populations of sea star *Asterias* spp. on Georges Bank. *Mar Ecol Prog Ser* 347: 39-49
- Mercier A, Hamel JF (2008) Depth-related shift in the life history strategies of a brooding and broadcasting deep-sea asteroid. *Mar Biol* 156: 205-223
- Paine RT (1966) Food web complexity and species diversity. *Am Nat* 100: 675-676
- Parker G, Paterlini MC, Violante RA (1997) El fondo marino. En: Boschi EE (ed) *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros 1. Antecedentes históricos de las exploraciones en el mar y las características ambientales*, INIDEP, Argentina
- Pawson DL (2007) Phylum Echinodermata. En: Zhang ZQ, Shear WA (Eds) *Linnaeus Tercentenary: Progress in Invertebrate Taxonomy*. *Zootaxa*, 1668: 1-766
- Piola AR, Campos EJD, Möller OO, Charo M, Martinez C (2000) The subtropical shelf front off eastern South America. *J Geophys Res* 105: 6565-6578
- Pratchett MS (2005) Dynamics of an outbreak population of *Acantaster planci* at Lizard Island, northern Great Barrier Reef (1995-1999). *Coral Reefs* 24: 453-462
- Prena J, Schwinghamer P, Rowell TW, 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 bycatch and effects on epifauna. *Mar Ecol Prog Ser* 181: 107-124
- Ramirez-Llodra E, Tyler PA, Billet DSM (2002) Reproductive biology of porcellanasteridae asteroids from three abyssal sites in the northeast Atlantic with contrasting food input. *Mar Biol* 140: 773-788
- Ramsay K, Kaiser MJ, Hughes RN (1998) Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J Exp Mar Biol Ecol* 224: 73-89



- Romero S, Piola A, Charo M, Eiras Garcia CA (2006) Chlorophyll a variability off Patagonia based on SeaWiFS data. *J Geophys Res* 111: C05021, doi:10.1029/2005JC003244
- Roux A, Bastida R, Lichtschein V, Barreto A (1988) Investigaciones sobre las comunidades bentónicas de plataforma a través de una transecta frente a Mar del Plata. *Spheniscus* 6: 19-52
- Roux A, Bastida R, Bremec C (1993) Comunidades bentónicas de la plataforma continental argentina. Campañas transección BIP "Oca Balda" 1987/88/89. *Bol Inst Oceanogr Sao Paulo* 41: 81-94
- Roux A, Bremec C (1996) Brachiopoda collected in the western South Atlantic by R/V Shinkai Maru cruises (1978-1979). *Rev Inv Des Pesq* 10: 109-114
- Sánchez MA (2007) Asociaciones bentónicas en áreas influenciadas por el frente de talud en el Mar Argentino. Tesis de Licenciatura, UNMDP
- Scheibling RE (1980) Abundance, spatial distribution and size structure of populations of *Oreaster reticulatus* (Echinodermata: Asteroidea) on sand bottoms Part 2. *Mar Biol* 57: 107-119
- Scheibling RE, Metaxas A (2008) Abundance, spatial distribution, and size structure of the sea star *Protoreaster nodosus* in Palau with notes on feeding and reproduction. *Bull Mar Sci* 82: 221-235
- Schejter L, Bremec C (2007) Benthic Richness in the Argentine continental shelf: the role of *Zygochlamys patagonica* (Mollusca: Bivalvia: Pectinidae) as settlement substrate. *J Mar Biol Ass UK* 87: 1-9
- Schejter L, Bremec C, Hernández D (2008) Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground "Reclutas" in the Argentine Sea. *J Sea Res* 60: 193-200
- Shick JM, Edwards KC, Dearborn JH (1981a) Physiological ecology of the deposit-feeding sea star *Ctenodiscus crispatus*: ciliated surfaces and animal-sediment interactions. *Mar Ecol Prog Ser* 5: 165-184
- Shick JM, Taylor WF, Lamb AN (1981b) Reproduction and Genetic Variation in the deposit-feeding sea star *Ctenodiscus crispatus*. *Mar Biol* 63: 51-66

- Sladen WP (1889) Report on the Asteroidea collected by H.M.S. "Challenger" during the years 1873-1876. Challenger Rep, Zoology, 50:1-935
- Sokal RR, Rohlf FJ (1995) Biometry, 3rd edn. WH Freeman and Company, New York
- Thursh SF, Hewitt JE, Cummings VJ, Dayton PK (1995) The impact of habitat disturbance by scallop dredging on marine benthic communities: what can be predicted from the results of experiments? Mar Ecol Prog Ser 129: 141-150
- Urien CM, Mouzo F (1974) Aspectos granulométricos y Físicos de los sedimentos superficiales de la Plataforma Continental entre Cabo Polonio y Mar del Plata. Boletín SHN H.653
- Valero J (2002) Analysis of temporal and spatial variation in growth and natural mortality estimation with an integrated dynamic model in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis Doctoral, Universidad de Washington, USA
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2000) Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar Biol 137: 325-337
- Ventura CR, da Costa Fernandes F (1995) Bathymetric distribution and population size structure of paxilloid seastars (Echinodermata) in the Cabo Frío upwelling ecosystem of Brazil. Bull Mar Sci 56: 268-282
- Verling E, Crook AC, Barnes DKA, Harrison SSC (2003) Structural dynamics of a sea-star (*Marthasterias glacialis*) population. J Mar Biol Assoc UK 83: 583-592
- Yemane D, Field JG, Leslie RW (2008) Indicators of change in the size structure of fish communities: A case study from the south coast of South Africa. Fish Res 93: 163-172
- Zar JH (1999) Biostatistical analysis. 4ª edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, pp 663

Zolotarev P (2002) Population density and size structure of sea star on beds of Iceland scallop *Chlamys islandica* in the southeastern Barents Sea. *Sarsia* 87: 91-96

Zur AF, Ieno EN, Smith JH (2007) *Analysing ecological data*. Springer, Nueva York, USA, pp 672

*Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea)  
en la comunidad de invertebrados bentónicos  
asociada al frente de talud, Mar Argentino

## Introducción

La Clase Echinoidea está compuesta aproximadamente por 800 especies que corresponden a las formas conocidas como “erizos de mar”, “bizcochos de mar” y “dólares de mar”. Los equinoideos no poseen brazos y su esqueleto interno está cubierto sólo por epidermis que está constituida por numerosas placas calcáreas unidas entre sí rígidamente formando una testa o caparazón. Los equinoideos se dividen en “erizos regulares”, aquellos que presentan simetría radial, con una forma corporal esférica y espinas largas, y “erizos irregulares” con una simetría bilateral secundaria, incluye a los bizcochos y dólares de mar (Smith 1984; Pawson 2007).

Los equinoideos han sido objeto de numerosas investigaciones científicas. En las comunidades bentónicas dominadas por macroalgas presentan importancia ecológica, dado que son especies clave que determinan y regulan su distribución y abundancia; en grandes abundancias pueden convertir bosques de macroalgas en áreas cubiertas sólo por algas incrustantes y como efecto cascada, afectar a los vertebrados e invertebrados bentónicos asociados a ellas, especialmente en zonas templadas y frías (Vasquez *et al.* 1984; Balch & Scheibling 2000; Freeman 2003; Tuya *et al.* 2005, 2006; Vanderklift *et al.* 2006; Guidetti & Dulcié 2007; Hernández *et al.* 2008; Ortega *et al.* 2009). Las poblaciones de equinoideos pueden ser afectadas por depredadores naturales, la topografía del sustrato, la disponibilidad de refugios, el reclutamiento, contaminación, enfermedades y la variabilidad de eventos oceanográficos (Beukema 1985; Sala *et al.* 1998; Balch & Scheibling 2000; Pinnegar *et al.* 2000; Tuya *et al.* 2005; Gianguzza *et al.* 2009). Además, varias especies de erizos regulares constituyen la especie objetivo de diversas pesquerías (Lawrence 2001; Yokota 2002; Guidetti *et al.* 2004); el interés comercial de los equinoideos se debe a sus gónadas, éstas son utilizadas para consumo humano en numerosos países (Hagen 1996; Lawrence & Bazhin 1998). Este interés promovió estudios sobre reproducción, crecimiento, alimentación, depredación,

composición química y genética en esta clase de equinodermos (Calvo *et al.* 1998; Oyarzún *et al.* 1999; Guidetti *et al.* 2004; Agatsuma *et al.* 2005; Hiratsuka & Uehara 2007; Malanga *et al.* 2009). Muchas de las poblaciones explotadas comercialmente se vieron reducidas por sobrepesca afectando la rentabilidad de estas pesquerías en Chile (Stotz 2004), España (Catoira 2004), Japón (Agatsuma *et al.* 2004) y Estados Unidos (Botsford *et al.* 2004; Dewees 2004). La reposición y mejoramiento de los “stocks” existentes fue una de las primeras estrategias para recuperar estas pesquerías (Bell *et al.* 2005). Con las pesquerías agotadas aumentó de manera considerable el interés por la acuicultura de los erizos de mar (Hagen 1996; Olave *et al.* 1997; Keesing & Hall 1998; Lesser & Walker 1998; Andrew *et al.* 2002; Robinson 2004; Ding *et al.* 2007).

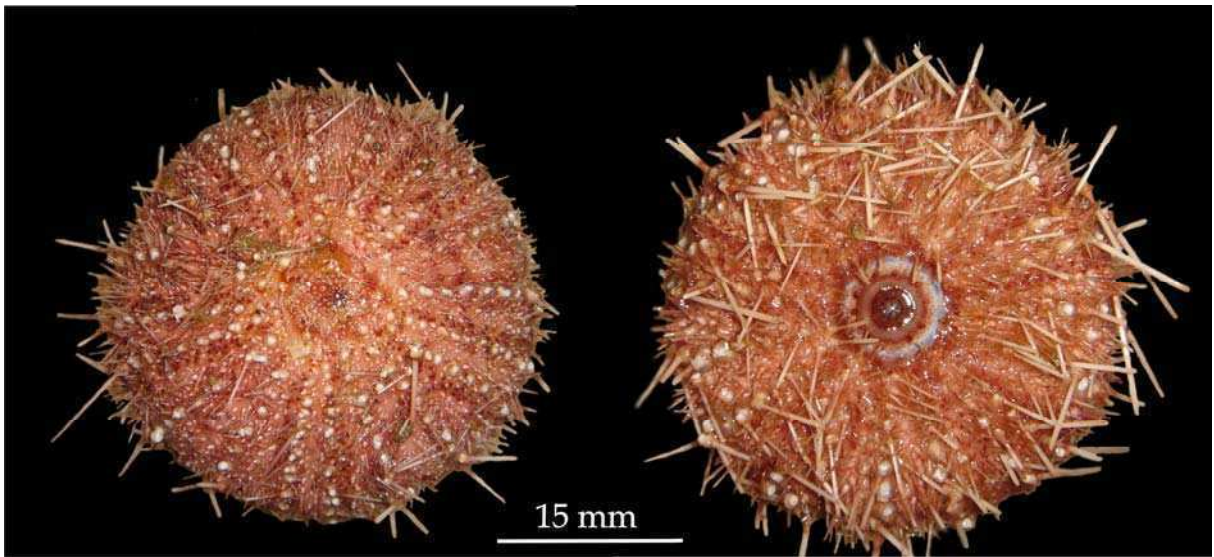
En diversas comunidades bentónicas sujetas a esfuerzo pesquero se registraron importantes disminuciones en la abundancia y/o biomasa de distintas especies de equinoideos (Hill *et al.* 1999; Jenkins *et al.* 2001; Guijarro Garcia *et al.* 2006; Morsan 2009). Este proceso fue relacionado con la fragilidad que presenta el cuerpo de estos organismos ante el impacto de la red; muchos de ellos son aplastados y otros quedan seriamente dañados, expuestos a depredadores y carroñeros. Una revisión de diferentes trabajos referidos al efecto de la pesca de arrastre sobre la fauna y comunidades bentónicas, muestra a la clase Echinoidea como uno de los grupos más sensibles y/o vulnerables frente a este disturbio (Collie *et al.* 2000).

En la Argentina se encuentran descritas 32 especies de equinoideos (Bernasconi 1953), entre las cuales se encuentran dos especies de erizos regulares: *Sterechinus agassizi* Mortensen 1910 (Echinoidea: Echinidae) y *Pseudechinus magellanicus* (Philippi 1857) (Echinoidea: Temnopleuridae). Como se observó en el Capítulo 1 de esta tesis, ambas son muy frecuentes en la comunidad asociada al frente de talud y siempre se encontraron en estrecha relación con la vieira patagónica (ver Capítulo 1; Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006).

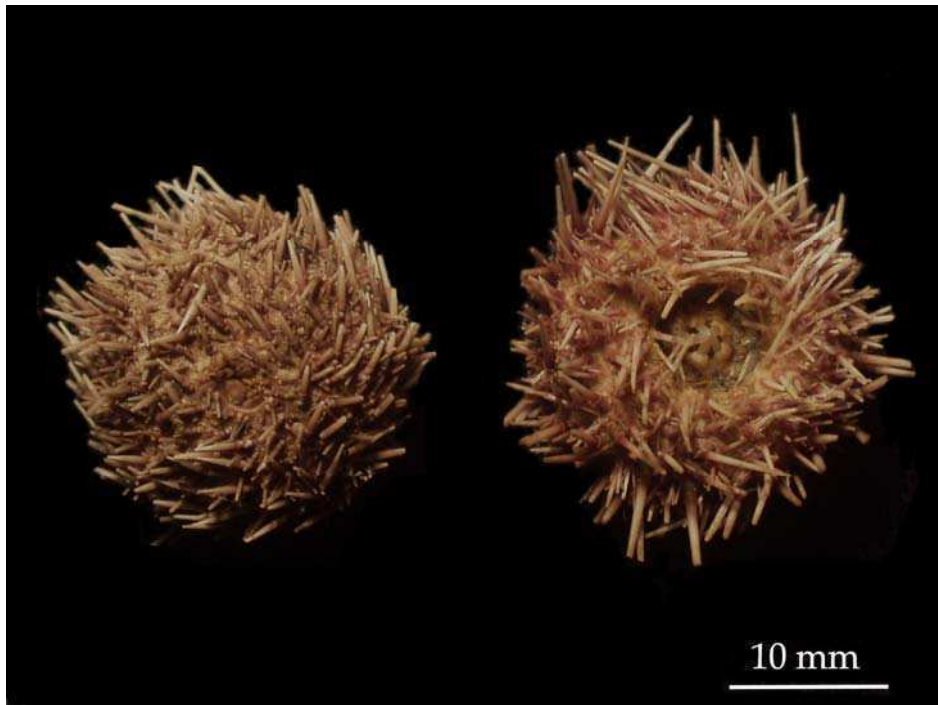
*Sterechinus agassizi* (Figura 1) se distribuye en el Océano Atlántico desde los 36°, frente al Río de la Plata, hasta los 56° Cabo de Hornos, Malvinas y

Georgias del Sur (Bernasconi 1966), se encuentra desde los 13 hasta los 970 metros de profundidad (David *et al.* 2000). Esta especie también está citada para Chile sobre el Océano Pacífico (Bernasconi 1966; Andrade 1986). *Pseudechinus magellanicus* (Figura 2) presenta una amplia distribución geográfica a lo largo de la costa sudamericana, desde la desembocadura del Río de la Plata (35° S) hasta Puerto Montt (41° S), Chile, en el Océano Pacífico, también se halla en Antártida e Islas Malvinas. Habita desde fosas de marea hasta los 250 metros de profundidad y probablemente sea una de las especies más abundantes de los mares argentinos y chilenos (Bernasconi 1966). Probablemente debido a su ubicuidad en el extremo sur del continente americano, *P. magellanicus* es una de las especies de equinodermos más estudiadas en la región; su dieta, ciclo reproductivo, patrones de distribución y estructura poblacional fueron analizados en diferentes localidades (Vásquez *et al.* 1984; Ríos *et al.* 2003; Bigatti *et al.* 2004; Penchaszadeh *et al.* 2004; Marzinelli *et al.* 2006). Contrariamente no existen trabajos específicos sobre *Sterechinus agassizi*, esta especie sólo se menciona en los diferentes inventarios faunísticos de Argentina y Chile (Bernasconi 1953, 1964; Andrade 1986) y en trabajos sobre comunidades bentónicas de la plataforma argentina (Bremec & Lasta 2002; Botto *et al.* 2006; Schejter *et al.* 2008). *Sterechinus agassizi* posee una distribución más acotada, menos frecuente que *P. magellanicus* en nuestras costas (Bernasconi 1966; Larrain *et al.* 1999); sí se encuentra con mayor frecuencia en regiones antárticas (David *et al.* 2000).

En este capítulo se presentan la distribución espacial, biomasa y estructura de tallas de los erizos regulares *Pseudechinus magellanicus* y *Sterechinus agassizi* colectados en la comunidad epibentónica asociada al frente de talud y dominada por la especie comercial vieira patagónica, entre 36° - 43° S y durante el período 2002-2005. Este trabajo aporta los primeros datos ecológicos de ambas especies en la Plataforma Argentina.



**Figura 1.** *Sterechinus agassizi*



**Figura 2.** *Pseudechinus magellanicus*



## **Materiales y métodos**

Este estudio fue realizado con muestras colectadas en las nueve unidades de manejo (UMs) de vieira patagónica localizadas en la plataforma argentina ( $36^{\circ}43' - 43^{\circ}30'S$ ), entre los 80 y 135 metros y asociadas con el sistema frontal del talud (Acha *et al.* 2004; Bogazzi *et al.* 2005). El material fue colectado, entre los años 2002 y 2005 durante las campañas de investigación del recurso vieira patagónica realizadas por el INIDEP, con una rastra de 2,5 metros de ancho y red de 10 mm de abertura de malla. En total fueron tomadas 514 submuestras (10 litros) de la captura total y congeladas a bordo. Los individuos de *Pseudechinus magellanicus* y *Sterechinus agassizi* fueron identificados, contados y pesados en el laboratorio. Los ejemplares fueron conservados en formol 5% para su posterior estudio.

### Distribución y densidad

La presencia de las especies de equinoideos, *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* fue calculada por separado para cada UM, como el número de muestras con estas especies sobre el número total de muestras. La abundancia ( $\text{ind m}^{-2}$ ) y biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) fueron estimadas considerando la eficiencia de la rastra igual a 43% (Valero 2002) y el área barrida por la rastra. Para examinar posibles patrones en la distribución de *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* se realizó un modelo lineal general (GLM) para cada especie. Las variables consideradas fueron la biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) de las dos especies como variable dependiente, años y UMs como variables categóricas y la profundidad, latitud, longitud, biomasa de *Z. patagonica* y el peso de las valvas de vieira como variables independientes. Antes de llevar a cabo el modelo, se comprobó la existencia o no de correlación entre las variables estudiadas utilizando el análisis de Pearson. Las variables dependientes fueron transformadas, para la biomasa de *Sterechinus agassizi* ( $\text{g m}^{-2}$ ) se utilizó la ley de potencia de Taylor (ver Elliot 1971) y para *Pseudechinus magellanicus* la

transformación  $\log_{10}(x+0,001)$  (Stefánsson 1996). Las variables latitud y longitud finalmente no fueron incluidas en los modelos por estar fuertemente correlacionadas con la variable categórica UM ( $R = -0,986$ ,  $p < 0,001$ ;  $R = -0,977$ ,  $p < 0,001$  respectivamente).

Se estudió también la relación entre la biomasa y abundancia de las dos especies de erizos con el esfuerzo pesquero a través de un análisis de correlación de Pearson considerando los valores medios de biomasa y abundancia en los distintos años y UMs estudiadas. El esfuerzo pesquero se midió como el ancho de la red por las horas de pesca en cada UM desde el inicio de la pesquería (metros horas, mh) (Veale *et al.* 2000). Además se realizó un análisis puntual para la biomasa y abundancia de ambas especies de erizos y el esfuerzo pesquero durante el período 2002-2005. Para este análisis las UMs fueron divididas en cuadrantes de 1 mn  $\times$  1 mn; esta resolución permitió asignarle a cada estación de muestreo un dato de esfuerzo pesquero (mh). Dado que no se pudieron obtener grupos de muestras de distinto nivel de esfuerzo pesquero con un tamaño de muestra adecuado, se trabajó con dos grupos de muestras: aquellas provenientes de cuadrantes con pesca y sin pesca. Se aplicó un análisis de varianza de 1 vía (ANOVA) para muestras de diferente tamaño (Zar 1999) para analizar la abundancia y biomasa de ambas especies en áreas con y sin pesca. La normalidad y homogeneidad entre grupos fueron revisadas para cada análisis, ambas fueron transformadas utilizando el mismo criterio que para el GLM.

### Estructura de tallas

Para estudiar la distribución y frecuencia de tallas de *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* se contó con especímenes colectados en distintas UMs y años (Tabla 1). Cada individuo fue removido de la solución, enjuagado y puesto a secar sobre un tamiz y papel absorbente durante 5 minutos. Luego, a cada espécimen entero se le midió el diámetro de la testa con espigas con un calibre tipo vernier ( $\pm 0,01$  mm).

Se establecieron estructuras de tallas para cada UM y año, las clases fueron definidas arbitrariamente en rangos de 5 mm de diámetro para la especie *Sterechinus agassizi*, y de 1 mm para *Pseudechinus magellanicus*, siempre considerando el milímetro más cercano. Las distribuciones de frecuencias de tallas fueron analizadas a través del test de interacción o de heterogeneidad (Sokal & Rohlf 1995). Además se estudió el diámetro de *Sterechinus agassizi* en una escala espacial, entre UMs durante el año 2004, y en una escala temporal, entre los años 2002 y 2004 en la UM 6, utilizando el análisis no paramétrico Kruskal-Wallis, combinado con el método de Dunn, test de comparaciones múltiples (Zar 1999). Para la especie *P. magellanicus* se utilizó un ANOVA de dos vías para muestras de distinto tamaño (Zar 1999) para comparar el diámetro (log) entre las UMs del norte durante los años 2003 y 2004. Los supuestos estadísticos del ANOVA fueron testeados con el test Kolmogorov-Smirnov (normalidad) y el de Cochran (homocedácea). Para discutir posibles diferencias en las tallas entre UMs se consideró el esfuerzo pesquero ejercido por la pesquería. Se definieron cuatro niveles de esfuerzo pesquero: 1 (0 - 5200 mh), 2 (5201-36404 mh), 3 (36405 - 78009 mh) y 4 (> 78009 mh).

**Tabla 1.** Echinoidea. Número de individuos colectados y medidos en diferentes unidades de manejo de vieira patagónica durante el período 2002-2003.

UMs	<i>Sterechinus agassizi</i>			<i>Pseudechinus magellanicus</i>		
	2002	2003	2004	2002	2003	2004
1.1	-	-	-	-	17	152
1.2	-	-	24	-	66	105
2	-	-	35	-	17	64
5	-	-	119	-	-	10
6	199	88	39	-	-	-

## Resultados

Las dos especies de erizos aquí estudiadas presentaron una frecuencia de aparición similar en la comunidad de invertebrados bentónicos asociada al frente de talud; *Sterechinus agassizi* se registró en 285 muestras (55,45%) y *Pseudechinus magellanicus* en 300 muestras (58,36%) de las 514 analizadas. *S. agassizi* se registró con mayor frecuencia en las UMs del sur, esta especie a partir de la UM 3 alcanzó el 100% de presencia en todas las UMs (Tabla 2). Por otro lado, los mayores valores de presencia (%) de *P. magellanicus* se registraron en las UMs del norte y en la UM 6, donde durante los primeros años de estudio se registraron valores cercanos al 100% y similares a las UMs del norte (Tabla 2).

**Tabla 2.** Echinoidea. Porcentajes de presencia de *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* en las nueve unidades de manejo durante el período analizado.

<i>Sterechinus agassizi</i>									
UM	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
2002	0	12,8	34,6	75	100	75	100	100	100
2003	0	31,42	65	100	83,3	100	100	50	100
2004	30	25	60,8	80	100	84,2	100	40	100
2005	10	27,5	50	100	100	83,3	100	28,6	87,5

<i>Pseudechinus magellanicus</i>									
UM	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
2002	100	87,2	76,9	75	50	67,8	88,9	0	66,7
2003	100	80	40	0	16,7	41,9	66,7	37,5	50
2004	100	80	73,9	40	50	57,9	100	40	60
2005	80	45	37,5	0	0	27,8	16,7	14,3	12,5

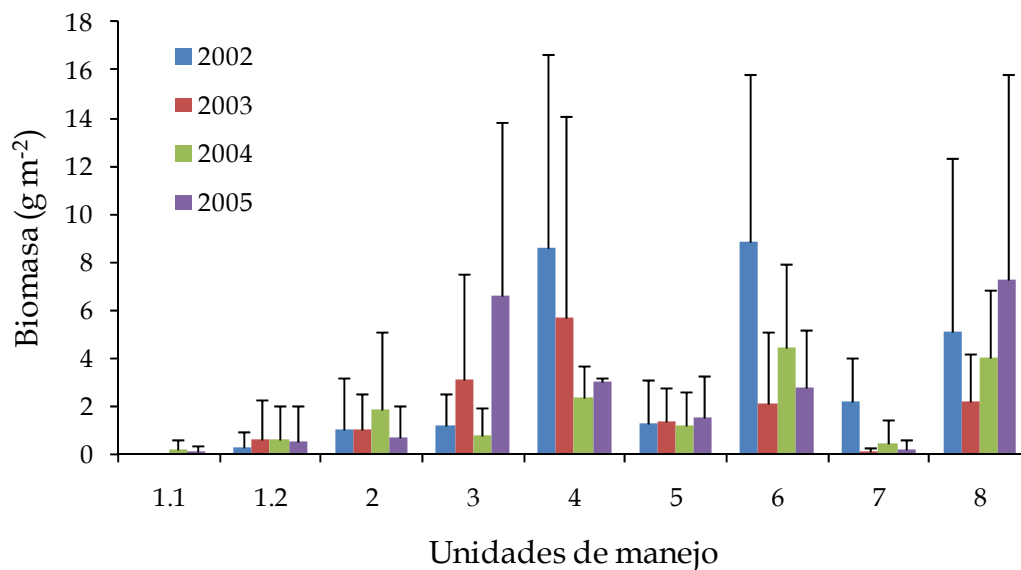
La abundancia media de *Sterechinus agassizi* fue igual a  $0,11 \pm 0,29$  ind m<sup>-2</sup> y por muestra varió entre 0 y 3,84 ind m<sup>-2</sup>. La biomasa media fue igual a  $1,77 \pm 5,45$  g m<sup>-2</sup>, oscilando entre muestras entre 0 y 82,54 g m<sup>-2</sup>. Los valores más altos de abundancia y biomasa correspondieron a las UMs del sur y a profundidades mayores de 95 m. El GLM mostró que la biomasa de *S. agassizi* varía significativamente con las tres variables continuas analizadas y con la variable

categoría UMs (Tabla 3); la biomasa de *S. agassizi* aumenta con la profundidad (coeficiente de variación estimado =  $0,024 \pm 0,002$ ) y con el peso de las valvas de vieira ( $0,017 \pm 0,005$ ). La relación entre la biomasa de *S. agassizi* y la biomasa de *Z. patagonica* es negativa (coeficiente de variación =  $-0,001 \pm 0,0005$ ), por lo tanto a mayores valores de biomasa de *Z. patagonica* la biomasa de *S. agassizi* disminuye. *Sterechinus agassizi* presentó un patrón latitudinal, los valores de biomasa aumentan significativamente hacia el sur, excepto en la UM 7 donde durante los últimos tres años de estudio presentó valores de biomasa similares a las UMs del norte (Figura 3). Dentro de cada UM no se registraron diferencias significativas entre años, sin embargo en la UM 7 durante los últimos años de estudio observaron valores de biomasa mucho más bajos a los registrados en el 2002 (Figura 3).

**Tabla 3.** *Sterechinus agassizi*. Resultado del GLM usando como variable dependiente la biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) y como variables independientes la profundidad, biomasa de *Zygochlamys patagónica* (Biomasa *Zp*), el peso de las valvas sueltas de vieira (Valvas *Zp*), años y unidades de manejo (UM). El modelo explicó el 54,4% de la varianza en los datos.

	gl	CM	F	p
<b>Intercepto</b>	1	11,4956	52,7777	<0,001*
<b>Profundidad</b>	1	26,2525	120,5285	<0,001*
<b>Biomasa <i>Zp</i></b>	1	0,8204	3,7665	0,052*
<b>Valvas <i>Zp</i></b>	1	2,3653	10,8592	0,001*
<b>Año</b>	3	0,1253	0,5751	0,631
<b>UM</b>	8	8,02	36,8210	<0,001*
<b>Año × UM</b>	24	0,5341	2,4521	0,002*
<b>Error</b>	472	0,2178		

\*Indica relación significativa

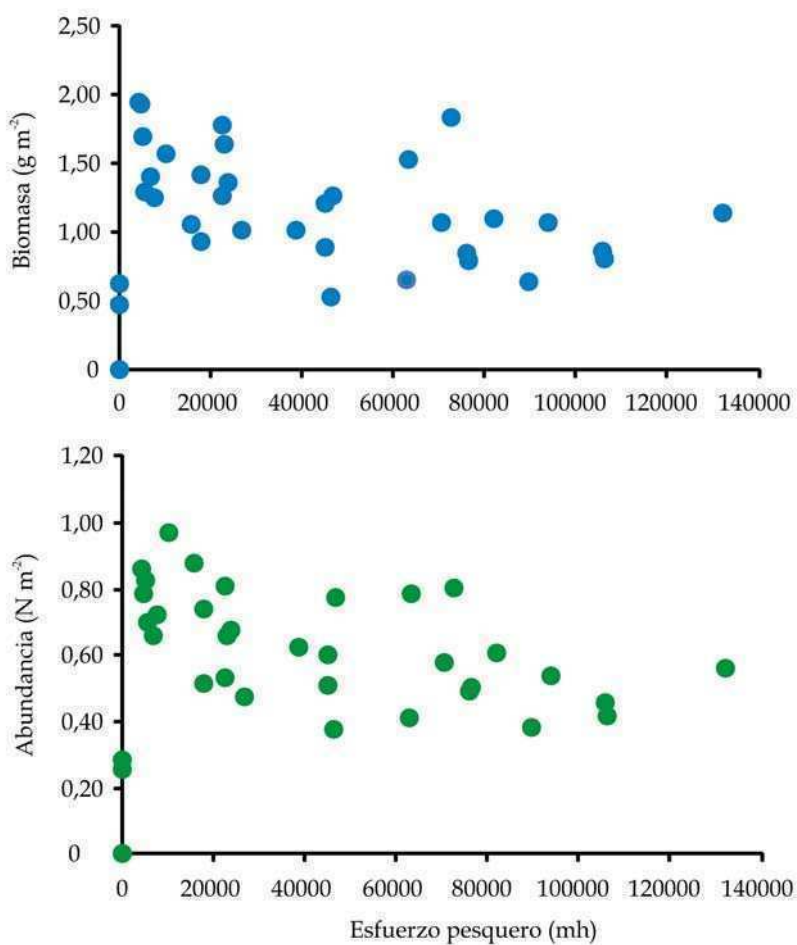


**Figura 3.** *Sterechinus agassizi*. Variación espacio-temporal de la biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) en toda el área estudiada.

No se observó ninguna relación entre la biomasa ( $p = 0,50$ ) y abundancia ( $p = 0,67$ ) de *Sterechinus agassizi* al analizar el esfuerzo pesquero por UM (Figura 4). Sin embargo, al comparar las muestras provenientes de áreas con y sin pesca, se observaron diferencias significativas en biomasa ( $F_{(1, 508)} = 4,24$ ,  $p = 0,04$ ), registrándose una menor biomasa media en áreas con pesca (Figura 5). La abundancia de *S. agassizi* no varió entre áreas ( $F_{(1, 508)} = 2,67$ ,  $p = 0,16$ ); sin embargo, las muestras con las mayores abundancias correspondieron a aquellas provenientes de áreas sin pesca (Figura 5).

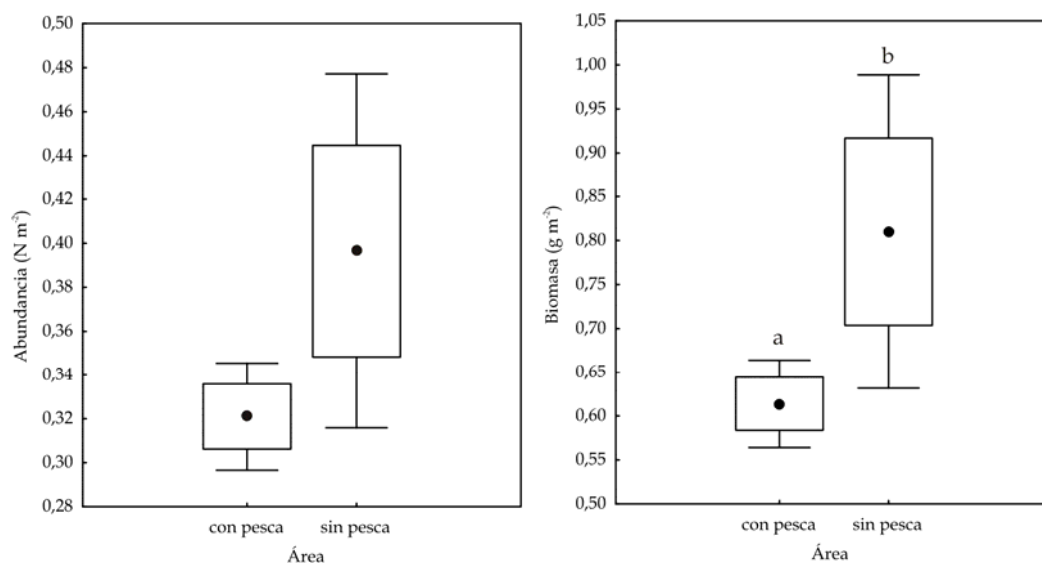
La abundancia media de *Pseudechinus magellanicus* fue igual a  $0,11 \pm 0,24$  ind  $\text{m}^{-2}$ , y por muestra varió entre 0 y  $2,63$  ind  $\text{m}^{-2}$ . La biomasa media de esta especie fue igual a  $0,19 \pm 0,54$  g  $\text{m}^{-2}$ , entre muestras varió entre 0 y  $5,85$  g  $\text{m}^{-2}$ . Las variables continuas profundidad y biomasa de *Z. patagonica* y las dos variables categóricas analizadas presentaron una relación significativa con la biomasa de *P. magellanicus* (Tabla 4), esta última disminuye con la profundidad (coeficiente de variación estimado =  $-0,021 \pm 0,004$ ) y aumenta con la biomasa de *Z. patagonica* (coeficiente de variación =  $0,002 \pm 0,001$ ). Los mayores valores de biomasa de *P. magellanicus* se registraron en las UMs 1.1 y 1.2, que en general difieren significativamente con las UMs del sur, excepto con la UM 6 y 8 (Tabla

5, Figura 6). Durante el período estudiado se registró una disminución de la biomasa de *P. magellanicus* en toda el área de estudio (Figura 6, Tabla 6).



**Figura 4.** *Sterechinus agassizi*. Relación entre biomasa y abundancia media con el esfuerzo pesquero acumulado por año y unidades de manejo.

La abundancia y biomasa de *Pseudechinus magellanicus* no presentaron relación con el esfuerzo pesquero en el análisis por UM y año ( $p = 0,18$  y  $p = 0,15$ , respectivamente) (Figura 7). En el análisis puntual, tampoco se encontraron diferencias significativas en la abundancia ( $F_{(1,511)} = 0,561$ ,  $p = 0,454$ ) y biomasa ( $F_{(1,511)} = 0,36$ ,  $p = 0,549$ ) entre áreas con y sin pesca (Figura 8).



**Figura 5.** *Sterechinus agassizi*. Análisis puntual. Biomasa y abundancia (Transformación Taylor) en áreas con y sin pesca. El “box-plot” muestra la media (punto), desvío estándar (cuadrado) y el intervalo de confianza 0,95 (líneas).

**Tabla 4.** *Pseudechinus magellanicus*. Resultado del GLM usando como variable dependiente la biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) y como variables independientes la profundidad, biomasa de *Zygochlamys patagonica* (Biomasa *Zp*), el peso de las valvas sueltas de vieira (Valvas *Zp*), años y unidades de manejo. El modelo explicó el 33,67% de la varianza en los datos.

	gl	CM	F	p
<b>Intercepto</b>	1	0,0037	0,0408	0,8399
<b>Profundidad</b>	1	19,7024	21,6384	<0,001*
<b>Biomasa <i>Zp</i></b>	1	5,466	5,9708	0,0149*
<b>Valvas <i>Zp</i></b>	1	0,3374	0,3706	0,5429
<b>Año</b>	3	14,0829	15,4666	<0,001*
<b>UM</b>	8	9,1538	10,0531	<0,001*
<b>Año × UM</b>	24	0,6826	0,7496	0,7998
<b>Error</b>	474	0,122661		

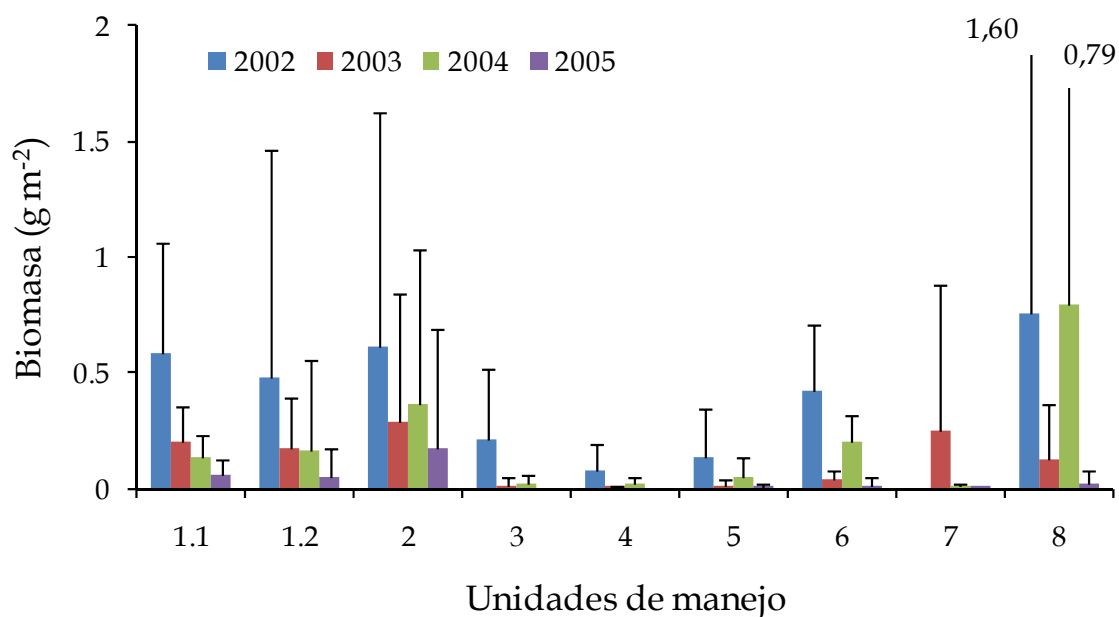
\*Indica relación significativa



**Tabla 5.** *Pseudechinus magellanicus*. Resultados del Test de Tukey (“a posteriori”). Analiza la variación de la biomasa entre las distintas unidades de manejo durante el período estudiado. CM = 0,9105, gl = 474.

UM	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
1.1		0,3572	0,0223	0,0001	0,0001	0,0001	0,4674	0,0001	0,0112
1.2	0,3572		0,6522	0,0009	0,0041	0,0001	0,9998	0,0001	0,3268
2	0,0223*	0,6522		0,0783	0,0648	0,0376	0,9996	0,0083	0,9637
3	0,0001*	0,0009*	0,0783		0,9941	0,9970	0,1162	0,9981	0,9015
4	0,0001*	0,0041*	0,0648	0,9941		0,8405	0,0635	0,9999	0,5852
5	0,0001*	0,0001*	0,0376*	0,9970	0,8405		0,1597	0,7843	0,9911
6	0,4674	0,9998	0,9996	0,1162	0,0635	0,1597		0,0192	0,9007
7	0,0001*	0,0001*	0,0083*	0,9981	0,9999	0,7843	0,0192*		0,4986
8	0,0112*	0,3268	0,9637	0,9015	0,5852	0,9911	0,9007	0,4986	

\* Indica diferencias significativas

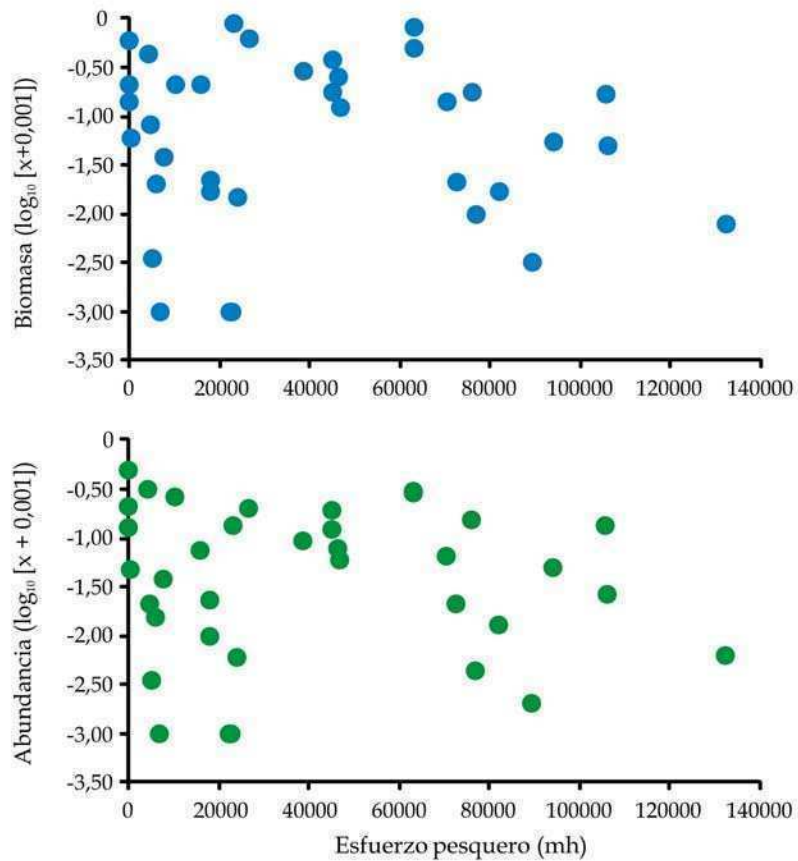


**Figura 6.** *Pseudechinus magellanicus*. Variación espacio-temporal de la biomasa (g m<sup>-2</sup>) en toda el área analizada.

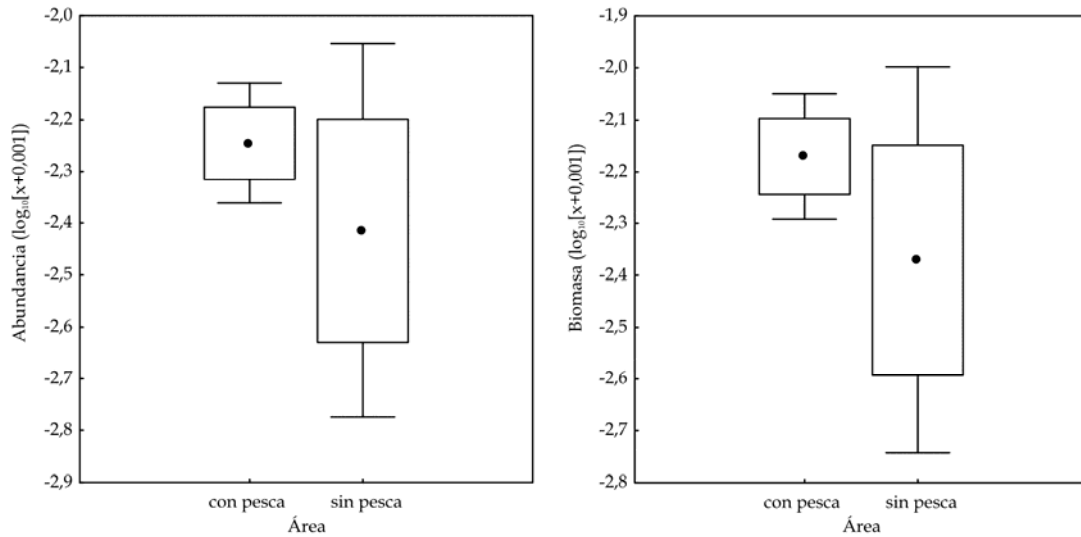
**Tabla 6.** *Pseudechinus magellanicus*. Resultados del Test de Tukey (“a posteriori”). Compara la biomasa media entre años sin considerar las unidades de manejo. CM = 0,122, gl = 474.

Año	2002	2003	2004	2005
2002		0,0001*	0,0307*	0,0001*
2003	0,0001*		0,0073*	0,0001*
2004	0,0307*	0,0073*		0,0001*
2005	0,0001*	0,0005*	0,0001*	

\*Indica diferencias significativas

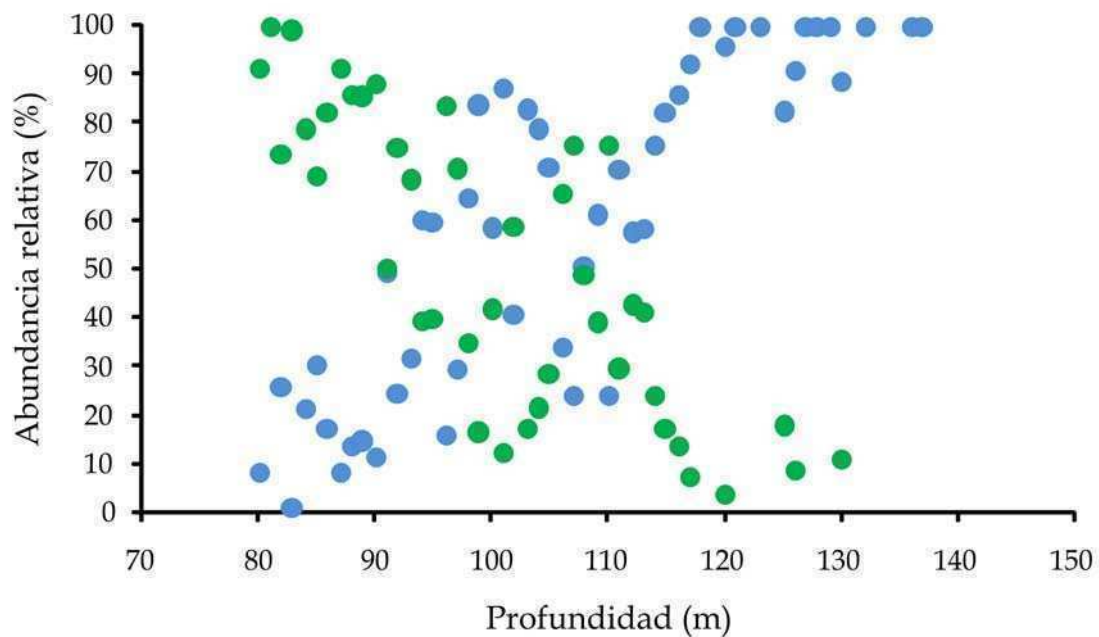


**Figura 7.** *Pseudechinus magellanicus*. Relación entre biomasa y abundancia media con el esfuerzo pesquero acumulado por año y unidades de manejo.



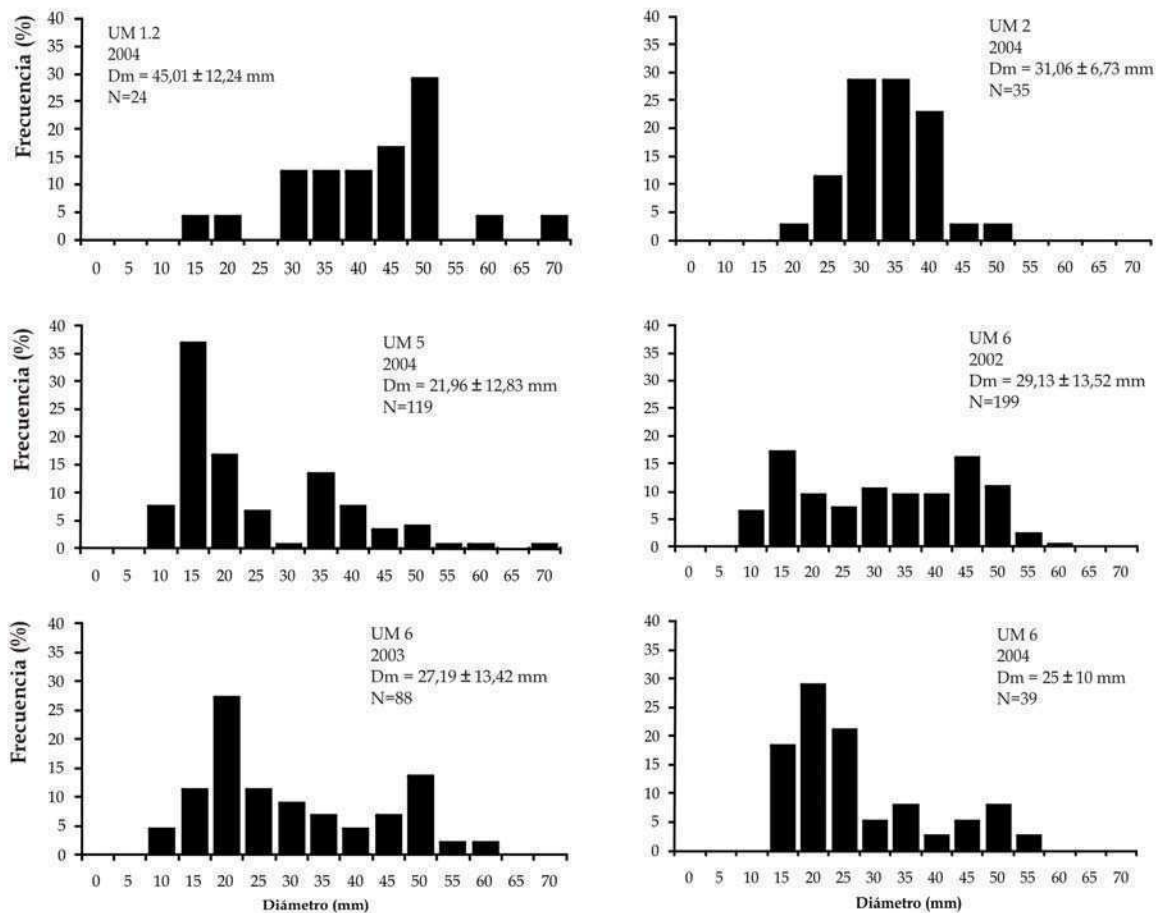
**Figura 8.** *Pseudechinus magellanicus*. Análisis puntual. Biomasa y abundancia en áreas con y sin pesca. El “box-plot” muestra la media (punto), desvío estándar (cuadrado) y el intervalo de confianza 0,95 (líneas).

La Figura 9 presenta la abundancia relativa (%) de las dos especies de erizos en las muestras en función de la profundidad; a menor profundidad domina *Pseudechinus magellanicus*, a medida que aumenta la profundidad, la abundancia de esta especie disminuye y aumenta la abundancia de *Sterechinus agassizi*.



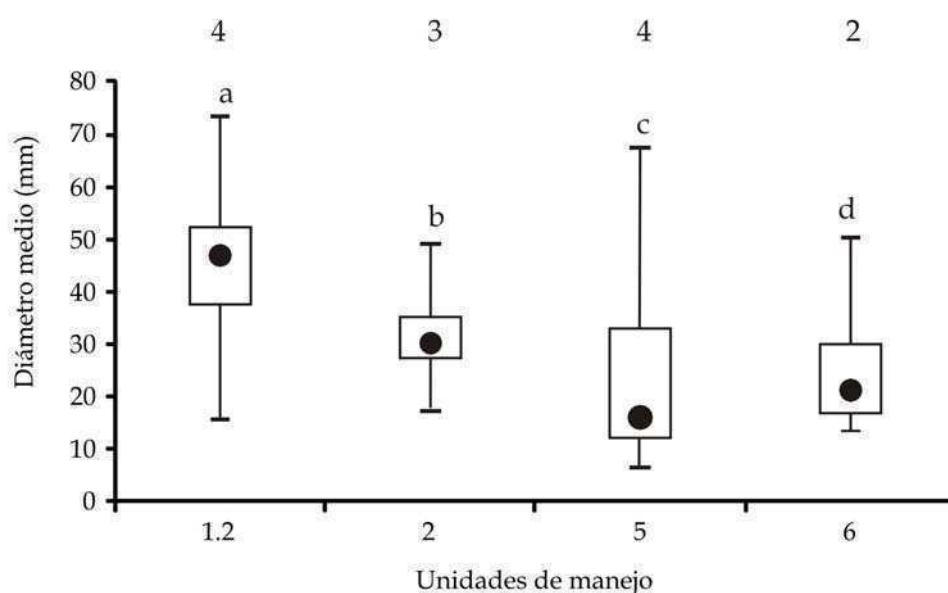
**Figura 9.** Echinoidea. Distribución de la abundancia relativa de *Sterechinus agassizi* (azul) y *Pseudechinus magellanicus* (verde) en función de la profundidad. La suma de la abundancia (ind m<sup>-2</sup>) de ambas especies en la muestra igual al 100%.

La distribución de frecuencias de tallas de *Sterechinus agassizi* presentó diferencias significativas entre las UMs analizadas ( $Gh_{(0,05, 36)} = 266,04$ ;  $p < 0,001$ ) durante el año 2004 (Figura 10). En las UMs del norte (UM 1.2 y UM 2) se registró un mayor número de individuos en las clases de talla entre 30 y 50 mm, mientras que en el sur sobresalen individuos de menor talla (entre 15 y 25 mm), en general las distribuciones de tallas presentaron más de una moda en las UMs analizadas (Figura 10). El diámetro medio de *S. agassizi* varió significativamente entre UMs ( $H_{(3,N=210)} = 61,94$ ;  $p < 0,001$ ) durante el año 2004 (Figura 11). El mayor diámetro medio correspondió a la UM 1.2, mientras que en las UMs del sur se registraron diámetros más pequeños (Figura 11).



**Figura 10.** *Sterechinus agassizi*. Distribución de las frecuencias de clases de tallas de ejemplares colectados en las diferentes unidades de manejo durante el período 2002-2004. Dm = diámetro medio ± desvío estándar. N = número de individuos medidos.

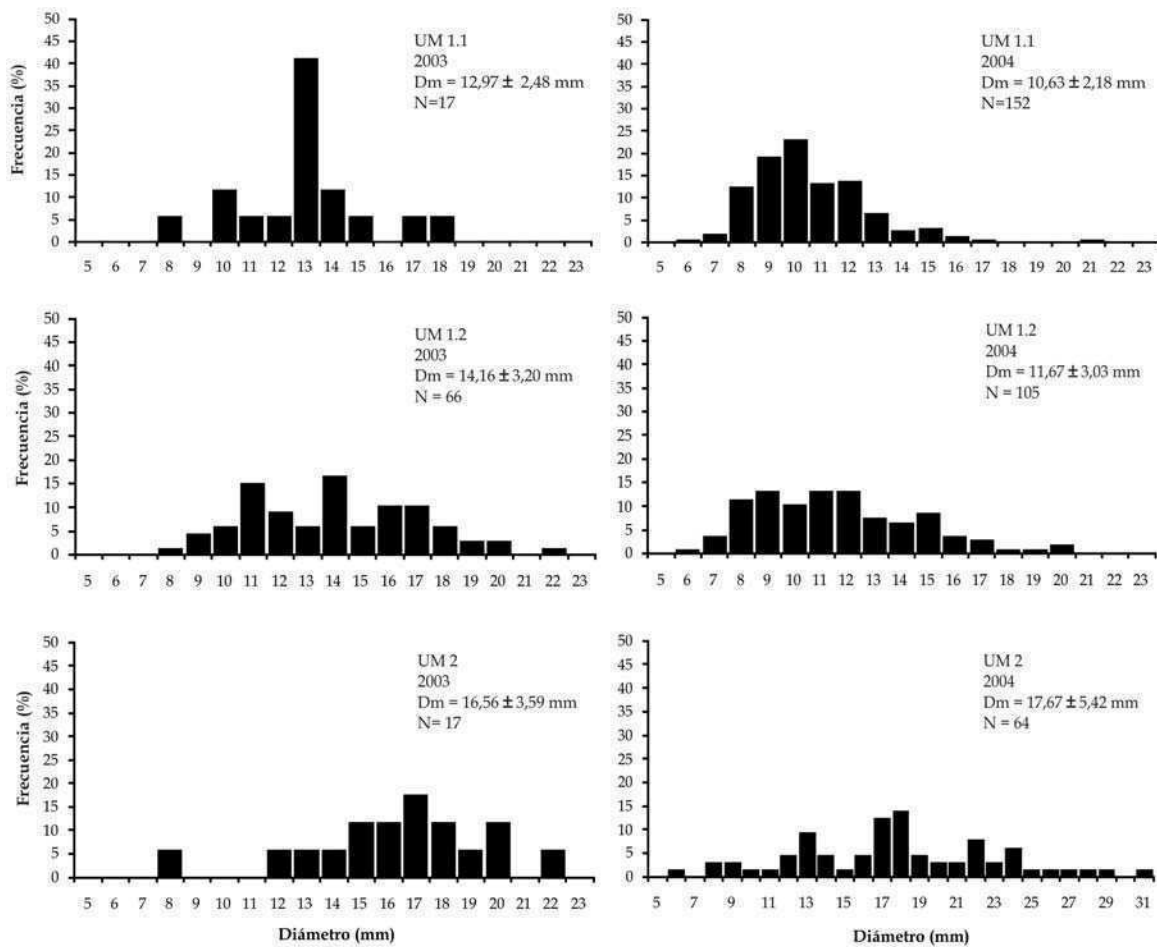
En la UM 6 la estructura de tallas se estudió también en una escala temporal (Figura 10), si bien el diámetro medio no varió entre años ( $F_{(2,322)} = 1,86$ ;  $p = 0,16$ ), sí se encontraron diferencias significativas al comparar la distribución de frecuencias de tallas ( $Gh_{(0,05, 20)} = 158,72$ ;  $p < 0,01$ ); en la Figura 10 se observa cómo varía la distribución de *Sterechinus agassizi* entre años: en el año 2002 se registró mayor número de individuos de las clases de 15 y 45 mm, en el 2003 sobresalen las clases de 20 y 50 mm, clases que aumentan y disminuyen, respectivamente, en el siguiente año.



**Figura 11.** *Sterechinus agassizi*. Diámetro en las diferentes unidades de manejo de durante el año 2004. En el gráfico se presenta la mediana (punto), los percentiles de 25 y 75 por ciento (cuadrado) y el rango entre máximo y mínimo (línea). Los números en la parte superior del gráfico indican el nivel del esfuerzo pesquero para cada unidad de manejo. Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Dunn,  $p < 0,05$ ).

La distribución de frecuencias de tallas de *Pseudechinus magellanicus* difiere entre UMs ( $Gh_{(0,05; 120)} = 276,52$ ;  $p < 0,001$ ), en general las UMs presentaron una dominancia de más de una clase de tallas, excepto la UM 1.1, donde predominan individuos de 10 y 13 mm según el año analizado (Figura 12). En las UMs del norte, el diámetro medio de *P. magellanicus* difirió significativamente entre años y UMs ( $F_{(2, 411)} = 5,64$ ;  $p = 0,004$ ), los mayores diámetros medios correspondieron a la UM 2 durante los dos años analizados.

En las UMs 1.1 y 1.2 el diámetro medio disminuyó significativamente durante el período estudiado (Figura 13).

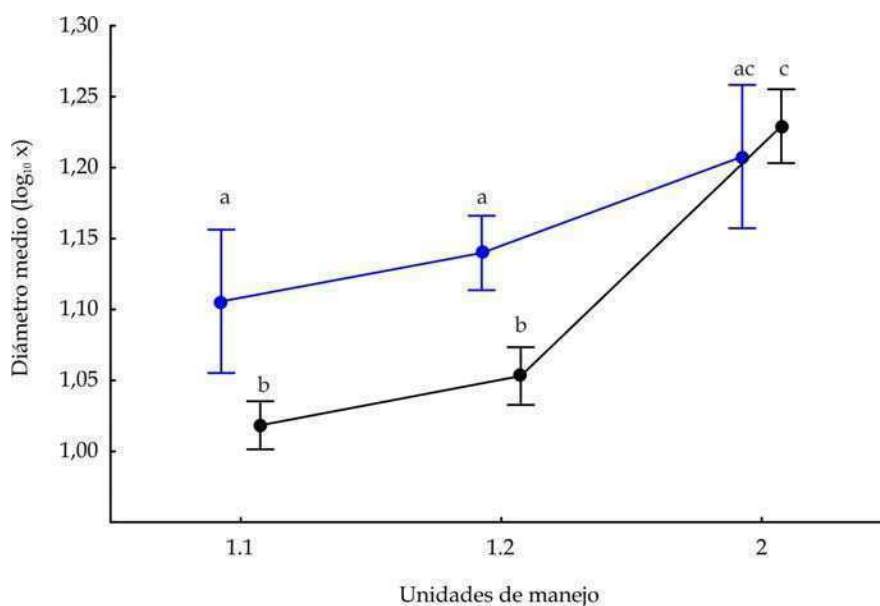


**Figura 12.** *Pseudechinus magellanicus*. Distribución de frecuencias de diámetro (mm) de individuos colectados en las unidades de manejo del norte durante el período 2003-2004. Dm = diámetro medio ± desvío estándar. N = número de individuos medidos.

## Discusión y Conclusiones

Este capítulo presenta información sobre la ecología de dos especies de equinoideos en la plataforma continental argentina, estudios anteriores corresponden a listados faunísticos y biogeográficos (Bernasconi 1964, 1966). La escasa información existente sobre este grupo proviene de trabajos a nivel comunitario, entre los cuales se pueden citar los realizados por Bastida *et al.* (1992), Roux *et al.* (1995), Bremec & Lasta (2002) y Botto *et al.* (2006).

*Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* presentaron una frecuencia de aparición (55 - 58%) y abundancia media ( $\sim 0,11$  ind  $m^{-2}$ ) similares en la comunidad bentónica asociada al frente de talud durante el período 2002-2005 (Tabla 2). Esto apoya la elección de ambas especies para el presente estudio, si bien al analizar la biomasa de los organismos en el primer capítulo de esta tesis no se evidenció una contribución porcentual de *P. magellanicus* a la estructura comunitaria tan conspicua como la de *S. agassizi*.



**Figura 13.** *Pseudechinus magellanicus*. Diámetro medio ( $\log_{10}$ ) e intervalo de confianza en las tres unidades de manejo del norte para los años 2003 (azul) y 2004 (negro). Las distintas letras indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ).

Los resultados aquí presentados muestran que tanto *Sterechinus agassizi* como *Pseudechinus magellanicus* son erizos muy frecuentes en la comunidad de vieira patagónica, pero que presentan diferentes patrones de distribución a lo largo de toda el áreas estudiada (Figuras 3 y 6). Las menores biomásas de *S. agassizi* se registraron en las UMs del norte, a partir de los  $39^{\circ}50'$  S se observa un aumento de la misma, registrándose los mayores valores en las UMs 6 y 8 (Figura 3). *S. agassizi*, a su vez presentó una relación positiva con la profundidad, tanto la biomasa como la abundancia relativa aumentaron con la profundidad (Tabla 3; Figura 9) y con el peso de las valvas sueltas de

*Zygochlamys patagonica*, producto del descarte de la pesquería durante el procesamiento de las vieiras en el mar, junto con las vísceras de las vieiras y la captura incidental (Ciocco *et al.* 2006). Para la especie *Pseudechinus magellanicus* se observó un patrón opuesto al presentado por *S. agassizi*, dado que las mayores biomásas correspondieron a las UMs del norte, disminuyendo hacia el sur (Figura 6). *P. magellanicus* presentó relaciones significativas con la biomasa de *Z. patagonica* y la profundidad (Tabla 4), pero éstas resultaron opuestas a las obtenidas para *Sterechinus agassizi*, debido a que la biomasa de *P. magellanicus* aumenta con la biomasa de *Z. patagonica* y disminuye con la profundidad (Figura 9).

Los patrones de distribución presentados por ambas especies hacen suponer la existencia de una separación de nichos, que según los resultados obtenidos, estaría dada por la profundidad y latitud. Si bien la profundidad es una de las variables que más influye en la distribución de los equinodermos, y en particular de los erizos (Brey & Gutt 1991; Vasquez *et al.* 1984; Chiantore *et al.* 2006; Dumas *et al.* 2007; Tuya *et al.* 2007), existen distintos procesos biológicos que pueden influir en su distribución (Sala & Zabala 1996; Pinnegar *et al.* 2000; McClanahan & Muthiga 2001). Diversos estudios en comunidades bentónicas donde coexisten varias especies de erizos en altas densidades sugieren a la profundidad y a la diversificación en la dieta de estos organismos como los factores más importantes en la distribución de las especies (Tegner 2001; Jacob *et al.* 2003; Cobb & Lawrence 2005; Vankerlift *et al.* 2006; Vasquez 2006).

La dieta de *Pseudechinus magellanicus* depende de la comunidad y el hábitat donde se encuentre (Vasquez *et al.* 1984; Penchaszadeh *et al.* 2004). En el Mar Argentino, *P. magellanicus* presenta un modo de alimentación omnívoro y cambia de nivel trófico dependiendo de las fuentes de alimento disponible, captura algas a la deriva, pastorea sobre algas sésiles y depreda sobre reclutas de mejillones y otros invertebrados (Penchaszadeh *et al.* 2004). La información sobre análisis de contenidos estomacales en el género *Sterechinus* se refiere a comunidades bentónicas antárticas debido a su gran abundancia y amplia distribución en esas áreas (Brey & Gutt 1991; Chiantore *et al.* 2006). Las especies



del género *Sterechinus* son omnívoras y consumen diatomeas (fitodetrito), macroalgas, heces, carroña y una gran variedad de invertebrados (ver McClintock 1994).

Los resultados obtenidos por el GLM (Tabla 3 y 4), junto con la información presentada anteriormente, muestran que ambas especies de erizos se verían beneficiadas por el descarte de la pesquería, ya que dado su hábito de alimentación éste representaría una fuente de alimento adicional. Ésto coincide con lo señalado por Botto *et al.* (2006) para la especie *Sterechinus agassizi*, cuya marcación isotópica corresponde a un consumo de ofiuras y vieira patagónica, especies dominantes en la comunidad bajo estudio (ver Capítulo 1; Bremec & Lasta 2002; Souto *et al.* 2009), y en consecuencia parte importante del descarte de la pesquería (Ciocco *et al.* 2006). En el presente caso, la distribución batimétrica diferencial presentada por ambas especies de erizos no puede asignarse a una diferenciación en la disponibilidad del recurso alimentario, el cual sería semejante en todo el rango de profundidad abarcado por este muestreo. Futuros estudios sobre la dieta de ambos taxones podrían interpretar en qué medida cada una de ellas se beneficiaría con el descarte pesquero.

Los patrones de distribución observados para *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus*, explicados en parte por la profundidad y latitud, posiblemente estén relacionados con características intrínsecas de las especies, como su origen y posterior dispersión (Foggo *et al.* 2007). Si bien ambas especies son mencionadas como subantárticas por Bernasconi (1966), estudios genéticos recientes muestran a *P. magellanicus* como una especie de origen magallánico, mientras que *S. agassizi* presenta un origen antártico, pero que amplió su distribución hacia el norte a través del arco de Scotia y la corriente fría de Malvinas (Lee *et al.* 2004; Díaz *et al.* 2006).

La clase Echinoidea es uno de los grupos taxonómicos más sensibles frente a la pesca de arrastre y cualquier otra actividad antropogénica sobre el fondo marino (Collie *et al.* 2000). Distintos estudios sobre el efecto de la pesca de arrastre en las comunidades bentónicas, ya sea a través de monitoreos a largo plazo (Hill *et al.* 1999; Kaiser *et al.* 2000; Veale *et al.* 2000) o comparación entre

áreas con y sin esfuerzo pesquero (Prena *et al.* 1999; Schejter *et al.* 2008), registraron una disminución en la biomasa y abundancia de las especies de erizos de mar, y la asociaron a la fragilidad que presenta el cuerpo de estos organismos frente al impacto de la red. Sin embargo, especies de tamaño pequeño, por ejemplo la especie *Psammechinus miliaris* (~ 5 cm), serían resistentes al impacto de la red (Rumohr & Kujawski 2000; Callaway *et al.* 2007).

En este capítulo se observaron diferencias significativas en la biomasa de *Sterechinus agassizi* entre áreas con y sin pesca, pero no en su abundancia (Figura 5). Esto puede deberse a que los individuos más grandes son los que contribuyen en mayor parte a la biomasa, sin embargo, también son éstos los más afectados por la pesquería porque al presentar mayor tamaño aumenta su capturabilidad (Kaiser *et al.* 2000). De todas maneras, las mayores abundancias y biomasa de *S. agassizi* se registraron en muestras provenientes de áreas sin pesca (Figura 5). Schejter *et al.* (2008) también observaron una disminución de la biomasa de *S. agassizi* en áreas activamente arrastradas en una de las UM del recurso vieira patagónica.

Con respecto a *Pseudechinus magellanicus*, se observó una disminución de su biomasa en toda el área estudiada durante el período 2002-2005 (Figura 6), patrón que se registró en todas las UMs, independientemente del esfuerzo pesquero ejercido en cada una (Capítulo 1, Figura 3). Tampoco se encontraron diferencias de biomasa y abundancia entre muestras provenientes de áreas con y sin pesca (Figura 7 y 8). Los resultados obtenidos para *P. magellanicus* no pueden ser explicados en función de información previa, dado que esta especie no fue registrada en el área de estudio durante los primeros años de la pesquería (Bremec & Lasta 2002; Bremec *et al.* 2006), en los cuales las muestras fueron tomadas con redes comerciales. Los resultados presentados sugieren la necesidad de ampliar la escala temporal, tanto para analizar posibles fluctuaciones naturales en áreas sin pesca como otras producidas por los arrastres pesqueros.

La distribución de frecuencias de tallas y diámetro medio de *Sterechinus agassizi* difirió entre las UMs analizadas durante el 2004 (Figura 10 y 11). La talla

varió entre 6,5 y 73,5 mm en toda el área estudiada. Se observó una clara dominancia de las tallas más chicas en las UMs del sur, mientras que en las del norte dominaron las tallas más grandes. El menor diámetro medio se registró en la UM 5, una de las UMs con mayor esfuerzo pesquero (Capítulo 1, Figura 3). Si bien se observó que los individuos de mayor tamaño son los más vulnerables frente al impacto de la pesquería (Kaiser *et al.* 2000; Blanchard *et al.* 2004), las diferencias encontradas en el diámetro medio entre UMs no pueden ser atribuidas a la pesquería, dado que la UM 1.2, sometida a un esfuerzo pesquero similar a la UM 5 presentó el mayor diámetro medio de *S. agassizi* (Figura 11). La distribución de frecuencias de tallas de *S. agassizi* presentó diferencias entre años en la UM 6 (Figura 10), en el 2002 predominan individuos de la clase de tallas de 15 y 45 mm, y en el 2003 las de 20 y 50 mm, resultados que sugieren crecimiento individual. Si bien el número de ejemplares de *Sterechinus agassizi* por año y UM es bajo, el patrón temporal obtenido coincide con lo citado para otras especies de erizos regulares en áreas templadas y antárticas, que presentan ciclos de crecimiento anual (Smith 1980; Ebert *et al.* 1999). Por ejemplo, *Sterechinus antarcticus* en el Mar de Weddell, presenta un marcado ciclo de crecimiento anual asociado con la gran estacionalidad que presenta la producción primaria y sedimentación en la Antártida, dado que esta especie presenta un desarrollo larval planctotrófico (Brey 1991). *Sterechinus agassizi* en el área estudiada posiblemente se encuentre influida por los “blooms” de fitoplancton que se registran en el frente de talud durante la primavera (Romero *et al.* 2006; Bianchi *et al.* 2009; Lutz *et al.* 2010). *S. antarcticus* presenta un crecimiento lento y /o larga vida; se encontraron diámetros máximos de 66 mm, mientras que para otras especies de *Sterechinus*, la talla máxima no supera los 50 mm (Brey & Gutt 1991).

*Pseudechinus magellanicus* presentó también diferentes distribuciones de tallas entre UMs y años analizados, predominando más de una clase de talla en todas las UMs, excepto en la UM 1.1 (Figura 12). La talla de los individuos varió entre 6 y 31 mm en las UMs analizadas, los individuos menores a 8 mm sólo fueron registrados en el 2004, lo cual evidenciaría un evento de reclutamiento

en el área. A su vez, el diámetro medio de *P. magellanicus* disminuyó significativamente en las UMs 1.1 y 1.2 (Figura 13), probablemente relacionado con el registro de individuos de menor tamaño. Distintos estudios sobre *P. magellanicus* en comunidades dominadas por *Macrocystis pirifera*, en el sur de Chile, también registraron diferencias temporales en la estructura de tallas de dicha especie. Estas diferencias fueron atribuidas al crecimiento de los organismos, al comportamiento migratorio de dicha especie, a la presencia de depredadores activos como estrellas de mar y peces y a las variaciones geográficas en el éxito del reclutamiento (Ojeda & Santelices 1984; Ríos *et al.* 2003). En este capítulo se presenta el patrón de distribución de las especies *Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus*, especies que se registraron con similares frecuencias de aparición y abundancia media en toda el área estudiada. Estas especies presentaron patrones de distribución marcadamente opuestos, asociados significativamente con la profundidad y con la latitud, los que posiblemente se deban al origen y dispersión de las especies. *P. magellanicus* es de origen magallánico y *S. agassizi* de estirpe antártica. Por su hábito de alimentación omnívoro, las dos especies se encontrarían beneficiadas por el descarte de la pesquería; sin embargo las mayores abundancias y biomásas de *S. agassizi* se registran en áreas sin pesca, posiblemente debido a que su fragilidad y tamaño adulto las harían más vulnerables a la pesca de arrastre. Tal posible efecto no se infiere en el caso de *P. magellanicus*, sin embargo la biomasa de esta especie disminuyó significativamente durante el período estudiado. Los resultados sugieren eventos de reclutamiento dado que se registraron individuos pequeños de ambas especies de erizos estudiadas.

## Referencias

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004) Marine Fronts at the continental shelves of austral South America Physical and ecological processes. *J Mar Sys* 44: 83-105
- Agatsuma Y, Sakai Y, Andrew NL (2004) Enhancement of Japan's sea urchin fisheries. En: Lawrence JM, Guzmán O (eds) *Sea urchins: fisheries and ecology*. DEStech Publications, Lancaster, pp 18-36
- Agatsuma Y, Nakabayashi N, Miura N, Taniguchi K (2005) Growth and gonad production of the sea urchin *Hemicentrotus pulcherrimus* in the fucoid bed and algal turf in northern Japan. *Mar Biol* 26: 109-200
- Andrade H (1986) Observaciones bioecológicas sobre invertebrados demersales de la zona Central de Chile. En: Arana P (ed) *La pesca en Chile*. Escuela de Ciencias del Mar, Valparaíso
- Andrew NY, Agatsuma A, Bazhin E, Creaser D, Barnes L, Botsford A, Bradbury A, Campbell S, Einarsson P, Gerring K, Hebert M, Hunter SB, Hur C, Johnson MA, Juinio-Meñez P, Kalvass R, Miller C, Vadas D, Woobdy Z, Xiaqui A (2002) Status and management of world sea urchins fisheries. *Oceanogr Mar Biol Annu Rev* 40: 343-425
- Balch T, Scheibling RE (2000) Temporal and spatial variability in settlement and recruitment of echinoderms in kelp beds and barrens in Nova Scotia. *Mar Ecol Prog Ser* 205: 139-154
- Bastida R, Roux A, Martínez DE (1992) Benthic communities of the Argentine continental shelf. *Oceanologica Acta* 1(6): 687-698
- Bell J, Rothlisberg P, Nash W, Lonergran N, Andrew N (2005) Restocking and stock enhancement of marine invertebrates. *Adv Mar Biol* 49: 116-196
- Bernasconi I (1953) Monografía de los equinoideos argentinos. *An Mus Hist Nat Montevideo, Serie 2, VI(2)*: 1-58
- Bernasconi I (1964) Distribución Geográfica de los Equinoideos y Asteroideos de la extremidad austral de Sudamérica. *Bol Inst Biol Mar*, 43-50

- Bernasconi I (1966) Los equinoideos y asteroideos colectados por el buque oceanográfico R/V "Vema", frente a las costas argentinas, uruguayas y sur de Chile. Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Inst Nac Invest Cienc Nat (Argent) Zo IX(7): 147-175
- Beukema JJ (1985) Growth and dynamics in populations of *Echinocardium cordatum* living in the North Sea off the Dutch North Coast. Neth J Sea Res 19(29): 129-134
- Bianchi AA, Pino D, Perlender HGI, Osiroff AP, Segura V, Lutz V, Clara ML, Balestrini CF, Piola AR (2009) Annual balance and seasonal variability of sea-air CO<sub>2</sub> fluxes in the Patagonian Sea: Their relationship with fronts and chlorophyll distribution. J Geophys Res 114, doi: 10.1029/2008JC004854
- Bigatti G, Marzinelli EM, Cledón M, Penchaszadeh P (2004) Gonadal cycle of *Pseudechinus magellanicus* (Philippi 1857) from Patagonia, Argentina. En: Heinzeller & Nebelsick (eds), Echinoderms: München, Londres
- Blanchard F, Leloc F, Hily C, Boucher J (2004) Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. Mar Ecol Prog Ser 280: 249-260
- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM (Lobo), Lasta M, Dell'Arcipetre P, Werner F (2005) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. Fish Oceanog 14:359-376
- Botsford LW, Campbell A, Miller R (2004) Biological reference points in the management of North American sea urchin fisheries. Can J Fish Aquat Sci 61: 1325-1337
- Botto F, Bremec C, Marecos A, Schejter L, Lasta M, Iribarne O (2006) Identifying predators of the SW Atlantic Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* using stable isotopes. Fish Res 81: 45-50
- Bremec C, Lasta M (2002) Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentinian shelf. Bull Mar Sci 70: 89-105

- Bremec C, Schejter L, Marecos A (2006) Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Período 1995-2006. INIDEP Inf Tec N° 106
- Brey T (1991) Population dynamics of *Sterechinus antarcticus* (Echinodermata: Echinoidea) on the Weddell Sea shelf and slope, Antarctica. *Antarct Sci* 3(3): 251-256
- Brey T, Gutt J (1991) The genus *Sterechinus* (Echinodermata: Echinoidea) on the Weddell Sea shelf and slope (Antarctica): distribution, abundance and biomass. *Pol Biol* 11: 227-232
- Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H (2007) A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. *Mar Ecol Prog Ser* 347: 27-43
- Calvo J, Morriconi E, Orler PM (1998) Estrategias reproductivas de moluscos bivalvos y equinoideos. *El Mar Argentino y sus recursos pesqueros* 2: 195-231
- Catoira JL (2004) History and current state of sea urchin *Paracentrotus lividus* Lamarck, 1816, fisheries in Galicia, NW Spain. En: Lawrence JM, Guzmán O (eds). *Sea urchins: fisheries and ecology*. Destech Publications, Lancaster, pp 64-73
- Chiantore M, Guidetti M, Cavallero M, De Domenico F, Albertelli G, Cattaneo-Vetti R (2006) Sea urchins, sea stars and brittle stars from Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). *Pol Biol* 29: 467-475
- Ciocco NF, Lasta M, Narvarte M, Bremec C, Bogazzi E, Valero J, Orensanz (Lobo) JM (2006) Argentina. En: Shumway SE (ed), *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 1251-1292
- Collie JS, Hall-Spencer J, Kaiser MJ, Pioner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. *J Ani Ecol* 69: 785-798
- Coob J, Lawrence JM (2005) Diets and coexistence of the sea urchin *Lytechinus variegatus* and *Arbacia punctulata* (Echinodermata) along the Central Florida gulf coast. *Mar Ecol Prog Ser* 295: 171-182

- David B, Choné T, Festeau A, De Ridder C (2000) Antarctic Echinoids, an interactive database. Biogeosciences, Univerisity of Burgundy Cd Rom
- Deweese CM (2004) Sea urchin fisheries: a California perspective. En: Lawrence JM, Guzmán O (eds), Sea urchins: fisheries and ecology. Destech Publications, Lancaster, pp 37-55
- Díaz A, Palma AT, Feral JP, Bremec C, Poulin E (2006) Filogeografía del género *Sterechinus* en el Océano Austral: Un modelo de anillos antárticos y subantárticos. II Simposio Latinoamericano sobre Investigaciones Antárticas, Concepción, Chile
- Ding J, Chang Y, Wang C, Cao (2007) Evaluation of the growth and heterosis of hybrids among three commercially important sea urchins in China: *Strongylocentrotus nudus*, *S. intermedius* and *Anthocardaris crassispina*. Aquaculture 272: 273-280
- Dumas P, K. M., Chifflet S, Fichez R, Ferraris J (2007) Environmental factors influencing urchin spatial distributions on disturbed coral reefs (New Caledonia, South Pacific). J Exp Mar Biol Ecol 344: 88-100
- Ebert TA, D. J., Schroeter SC, Kalvss PE, Richmond NT, Bradbury WA, Woodby DA (1999) Growth and mortality of red sea urchins *Strongylocentrotus franciscanus* across a latitudinal gradient. Mar Ecol Prog Ser 190: 189-209
- Elliot JM (1971) Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. Freshwater Biological Association. Scientific Publication 25, 144
- Freeman SM (2003) Size-dependent distribution, abundance and diurnal rhythmicity patterns in the short-spined sea urchin *Anthocardaris crassispina*. Est Coast Shelf Sci 58: 703-713
- Foggo A, Bilton DT, Rundle SD (2007) Do development mode and dispersal shape abundance-occupancy relationships in marine macroinvertebrates? J Anim Ecol 76: 695-702
- Gianguzza P, Bonaviri C, Guidetti P (2009) Crushing predation of the spiny star *Marthasterias glacialis* upon the sea urchin *Paracentrotus lividus*. Mar Biol 156: 1083-1086



- Guidetti P, Dulcié J (2007) Relationship among predatory fish, sea urchins and barrens in Mediterranean rocky reefs across a latitudinal gradient. *Mar Environ Res* 63: 168-184
- Guidetti P, Terlizzi A, Bocro F (2004) Effects of the edible sea urchin, *Paracentrotus lividus*, fishery along the Apulian rocky coast (SE Italy, Mediterranean Sea). *Fish Res* 66: 287-297
- Guijarro García E, Ragnarsson SA, Eiríksson H (2006) Effects of scallop dredging on macrobenthic communities in west Iceland. *ICES J Mar Sci* 63: 434-443
- Hagen NT (1996) Echinoculture: from fishery enhancement to closed cycle cultivation. *World Aquacult* December 27(4): 6-19
- Hernández JC, Clemente S, Sangil C, Brito A (2008) The key role of the sea urchin *Diadema antillarum* in controlling macroalgae assemblages throughout the Canary Islands (eastern subtropical Atlantic): an spatio-temporal approach. *Mar Environ Res* 66: 259-270
- Hill AS, Veale LO, Pennington D, Whyte SG, Brand AR, Hartnoll RG (1999) Changes in Irish Sea Benthos: Possible Effects of 40 years of Dredging. *Est Coast Shelf Sci* 48: 739-750
- Hiratsuka Y, Uehara T (2007) Feeding ecology of four species of sea urchins (Genus *Echinometra*) in Okinawa. *Bull Mar Sci* 81(1): 85-100
- Jacob U, Terpstra. S, Brey T (2003) High-Antarctic regular sea urchins - the role of depth and feeding in niche separation. *Polar Biol* 26: 99-104
- Jenkins SR, Beukers-Stewart BD, Brand AR (2001) Impact of scallop dredging on benthic megafauna: a comparison of damage levels in captured and non-captured organisms. *Mar Ecol Prog Ser* 215: 297-301
- Kaiser MJ, Ramsay K, Richardson CA, Spence FE, Brand AR (2000) Chronic fishing disturbance has changed shelf sea benthic community structure. *J Ani Ecol* 69: 494-503
- Keesing JK, Hall KC (1998) Review of harvest of status of world sea urchins fisheries points to opportunities of aquaculture. *J Shell Res* 17: 1597-1604

- Larrain A, Mutschke E, Riveros A, Solar E (1999) Preliminary report on Echinoidea and Asteroidea (Echinodermata) of the Joint Chilean-German-Italian Magellan "Victor Hensen" Campaign 17 October-25 November 1994. *Sci Mar* 63: 433-438
- Lawrence JM (2001) *Edible Sea Urchins: Biology and Ecology*. Elsevier, Amsterdam
- Lawrence JM, Bazhin A (1998) Life-history strategies and the potential of sea urchins for aquaculture. *J Shellfish Res* 17: 1515-1522
- Lee Y, Song M, Lee S, Leon R, Godoy SO, Canete I (2004) Molecular phylogeny and divergence time of the Antarctic sea urchin (*Sterechinus neumayeri*) in relation to the South American sea urchins. *Antarct Sci* 16(1): 29-36
- Lesser MP, Walker CW (1998) Introduction to the special section on sea urchin aquaculture. *J Shellfish Res* 17: 1505-1506
- Lutz VA, Segura V, Dogliotti AI, Gagliardini DA, Bianchi AA, Bestrini CF (2010) Primary production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. *J Plankton Res* 32(2): 181-195
- Malanga G, Pérez A, Calvo J, Puntarulo S (2009) The effect of seasonality on oxidative metabolism in the sea urchin *Loxechinus albus*. *Mar Biol* 156: 763-770
- Marzinelli EM, Bigatti G, Giménez J, Penchaszadeh PE (2006) Reproduction of the sea urchin *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea: Temnopleuridae) from Golfo Nuevo, Argentina. *Bull Mar Sci* 79: 127-136
- McClanahan TR, Muthiga NA (2001) The ecology of *Echinometra*. En: Lawrence JM (ed) *Edible Sea Urchins*, Elsevier, Amsterdam, pp 225-243
- McClintock JB (1994) Trophic biology of Antarctic shallow-water echinoderms. *Mar Ecol Prog Ser* 111: 191-202
- Morsan EM (2009) Impact on biodiversity of scallop dredging in San Matías Gulf, northern Patagonia (Argentina). *Hydrobiologia* 619: 167-180
- Ojeda FP, Santelices B (1984) Invertebrate communities in holdfast of the kelp *Macrocystis pirifera* from Southern Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 16: 65-73

- Olave S, Bustos E, Lawrence JM, Cárcamo P (1997) The effect of size and diet on gonad production by the Chilean sea urchin *Loxechinus albus*. J World Aquacult Soc 32: 210-214
- Ortega L, Tuya F, Haroun RJ (2009) El erizo de mar *Diadema antillarum* Philippi, 1845 influye sobre la diversidad y composición de la comunidad de mega-invertebrados vágiles en fondos rocosos del Archipiélago Canario. Rev Biol Mar Ocean 44(2): 489-495
- Oyarzún ST, Marín SL, Valladares C, Iriarte JL (1999) Reproductive cycle of *Loxechinus albus* (Echinodermata: Echinoidea) in two areas of the Magellan region (53°S, 70-72°W), Chile. Sci Mar 63: 439-449
- Pawson DL (2007) Phylum Echinodermata. Zootaxa 1668: 749-764
- Penchaszadeh P, Bigatti G, Miloslavich P (2004) Feeding of *Pseudochinus magellanicus* (Philippi, 1857) (Echinoidea: Temnopleuridae) in the SW Atlantic Coast (Argentina). Ophelia 58: 91-99
- Pinnegar JK, Polunin NVC, Francour P, Badalamenti F, et al (2000) Trophic cascades in benthic marine ecosystems: lessons for fisheries and protected-area management. Environ Conserv 27: 179-200
- Prena J, Schwinghamer P, Rowell TW, 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 bycatch and effects on epifauna. Mar Ecol Prog Ser 181: 107-124
- Ríos C, Mustchke E, Cariceo Y (2003) Estructura poblacional de *Pseudechinus magellanicus* (Philippi 1857) (Echinoidea: Temnopleuridae) en grampones de la macroalga sublitoral *Macrocystis pyrifera* (L.) C. Agardh en el estrecho de Magallanes, Chile. An Inst Patagon 31: 75-86
- Robinson SM (2004) The evolving role of aquaculture in the global production of sea urchins. En: Lawrence JM, Guzmán O (eds). Sea urchins: fisheries and ecology. Destech Publications, Lancaster, pp 343-357
- Romero S, Piola A, Charo M, Eiras Garcia CA (2006) Chlorophyll *a* variability off Patagonia based on SeaWiFS data. J Geophys Res 111: C05021, doi:10.1029/2005JC003244

- Roux A, Fernández M, Bremec C (1995) Estudio preliminar de las comunidades bentónicas de los fondos de pesca de langostino patagónico del Golfo San Jorge (Argentina). *Cienc Mar* 21: 295-310
- Rumohr H, Kujawski T (2000) The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES J Mar Sci* 57: 1389-1394
- Sala E, Zabala M (1996) Fish predation and the structure of the sea urchin *Paracentrotus lividus* populations in the new Mediterranean. *Mar Ecol Prog Ser* 140(1-3): 71-81
- Sala E, Boudouresque CF, Harmelin-Vivien M (1998) Fishing, trophic cascades, and the structure of algal assemblages: evaluation of an old but untested paradigm. *Oikos* 82: 425-439
- Schejter L, Bremec C, Hernández D (2008) Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground "Reclutas" in the Argentine Sea. *J Sea Res* 60: 193-200
- Smith AB (1980) Sterom microstructure of the echinoid test. *Spec pap Paleontology* 25:1-81
- Smith AB (1984) Echinoid Paleobiology. Allen and Unwin (eds), Londres
- Sokal RR, Rohlf FJ (1995) *Biometry*, 3rd edn. WH Freeman and Company, New York
- Souto V (2009) Estructura y producción de la comunidad de la vieira *Zygochlamys patagonica* en el banco "Reclutas" (39° S) entre los años 1995 y 2006. Tesis de Licenciatura, UNMDP
- Stefánsson G (1996) Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES J Mar Sci* 53: 577-588
- Stotz WB (2004) Sea urchin fisheries: a Chilean perspective. En: Lawrence JM, Guzmán O (eds). *Sea urchins: fisheries and ecology*. Destech Publications, Lancaster, pp 3-17
- Tegner MJ (2001) The ecology of *Strongylocentrotus franciscanus* and *Strongylocentrotus purpuratus*. En: Lawrence JM (ed), *Edible Sea Urchins*, Elsevier, Amsterdam, pp 307-331

- Tuya F, Sánchez-Jerez P, Haroun RJ (2005) Influence of fishing and functional group of algae on sea urchin control of algal communities in the eastern Atlantic. *Mar Ecol Prog Ser* 287: 255-260
- Tuya F, Ortega-Borges L, Del Rosario-Pinilla AB, Haroun RJ (2006) Spatio-temporal variability in a key herbivore, the long-spined black sea urchin (*Diadema antillarum*, Echinodermata: Echinoidea) in the Canary Islands. *J Mar Biol Ass UK* 86: 791-797
- Tuya F, Cisneros-Aguirre J, Ortega-Borges L, Haroun RL (2007) Bathymetric segregation of sea urchin on reefs of the Canarian Archipelago: Role of flow-induced forces. *Est Coast Shelf Sci* 73: 481-488
- Valero J (2002) Analysis of temporal and spatial variation in growth and natural mortality estimation with an integrated dynamic model in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis Doctoral, Universidad de Washington, USA
- Vanderklift MA, Kendrick GA, Smit AJ (2006) Differences in trophic position among sympatric sea urchin species. *Est Coast Shelf Sci* 66: 291-297
- Vasquez JA (2006) Ecology of *Loxechinus albus*. En: Lawrence JM (ed), *Edible Sea Urchins*, Elsevier, Amsterdam, pp 161-175
- Vasquez JA, Castilla JC, Santelices B (1984) Distributional patterns and diets of four species of sea urchins in giant kelp forest (*Macrocystis pyrifera*) of Puerto Toro, Navarino Island, Chile. *Mar Ecol Prog Ser* 19: 55-63
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2000) Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. *Mar Biol* 137: 325-337
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2001) Distribution and damage to the by-catch assemblages of the northern Irish Sea scallop dredge fisheries. *J Mar Biol Assoc UK* 81: 85-96
- Yokota Y (2002) Fishery and consumption of the sea urchin in Japan. En: Yokota Y, Matranga V, Smolenicka Z (eds) *Sea Urchin: From Basic Biology to Aquaculture*. Balkema Publ, Rotterdam, pp. 129-138

Zar JH (1999) Biostatistical analysis. 4<sup>a</sup> edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs,  
New Jersey, pp 663

Clase Ophiuroidea (Echinodermata)  
en la comunidad de invertebrados bentónicos  
asociada al frente de talud, Mar Argentino

## Introducción

La clase Ophiuroidea (Echinodermata) está constituida por las estrellas frágiles o serpientes (ofiuras) y por las estrellas canasto. Poseen cinco brazos articulados, ramificados o no, que parten claramente del disco central. Debido a la gran flexibilidad de sus brazos, los ofiuroideos son los equinodermos más activos. La movilidad de los brazos de las ofiuras permite amplios movimientos laterales en un plano perpendicular al eje corporal, pero casi no tienen movilidad en planos paralelos a dicho eje. Esta característica, junto con su naturaleza frágil, hace que se rompan con facilidad por eso el nombre vulgar de “estrella frágil”. Las ofiuras utilizan los brazos para arrastrarse y sujetarse, también se han reportado especies con habilidad para nadar o enterrarse (Hickman *et al.* 2001). Los ofiuroideos presentan diferentes estrategias de alimentación, las que incluyen la depredación, la alimentación detritívora, carroñera y suspensívora; varias especies presentan más de una estrategia (McClintock 1994; Dahm 1999; Metaxas & Giffin 2004; Harris *et al.* 2009).

Las ofiuras, unas 2000 especies actuales (Pawson 2007), se encuentran en todo tipo de hábitats bentónicos marinos, desde sustrato blando hasta rocoso y desde el intermareal hasta profundidades abisales. Las especies más costeras se encuentran en estrecha relación con otros organismos, como esponjas, gorgonáceos u otros celenterados con estructuras ramosas eréctiles (Dearborn *et al.* 1986; Gutt & Schickan 1998; Baker *et al.* 2001; Hendler 2005). Por su parte, las especies de áreas más profundas se caracterizan por formar densas agregaciones de 100 hasta 1000 individuos por metro cuadrado, cubriendo varios kilómetros del fondo marino (Metaxas & Giffin 2004), por lo que se encuentran entre los grupos numéricamente dominantes tanto en plataformas continentales como taludes y áreas abisales (Gage & Tyler 1982; Piepenburg & von Juterzenka 1994, Piepenburg & Schmid 1996; Piepenburg *et al.* 1997; Summers & Nybakken 2000; Cranmer *et al.* 2003; Moya *et al.* 2003).



Como grupo dominante en fondos de sedimentos blandos de las plataformas continentales, las ofiuras son vulnerables al impacto por pesca de arrastre. Los efectos reportados sobre ofiuras incluyen la remoción directa de individuos y daño físico al tener contacto con la red, incluyendo pérdida de brazos o aplastamiento del disco central (Bergmann & van Santbrink 1994; Ramsay *et al.* 1998; Prena *et al.* 1999; Bergmann *et al.* 2001). Como las ofiuras utilizan sus brazos para alimentarse, la pérdida de brazos, aunque no es letal, puede tener efectos indirectos sobre la población (Harris *et al.* 2009). Sin embargo, las ofiuras también pueden ser beneficiadas por el dragado y la pesca de arrastre debido a su comportamiento carroñero (Rumorn & Kujawski 2000; Gilkinson *et al.* 2005; Callaway *et al.* 2007). Debido a su abundancia, modos de alimentación y altos niveles de actividad, los ofiuroideos tienen un gran impacto en la producción y ecología de las comunidades bentónicas a través de la utilización, procesamiento y redistribución de la materia orgánica sobre el fondo marino, influyendo en la distribución de otros organismos bentónicos (Smith & Hamilton 1983; Ambrose 1993; Kaufmann & Smith 1997; Ambrose *et al.* 2001). En varias cadenas tróficas participan como eslabones primarios, las estrellas de mar, peces, cangrejos y gasterópodos figuran como los principales depredadores (Warner 1982; Aronson 1989; Witman & Sebens 1992; Botto *et al.* 2006).

En la Argentina se encuentran identificadas 22 especies de ofiuroideos, actualmente poco se sabe sobre la biología y ecología de éstas, sólo se mencionan en listados faunísticos (Lyman 1882; Bernasconi & D'Agostino 1977; Roux *et al.* 1988) y como parte de las comunidades bentónicas (Roux 1988; Bremec & Lasta 2002). En la comunidad de macroinvertebrados bentónicos asociada al frente de talud en la plataforma argentina, los ofiuroideos, después de la vieira patagónica, son el taxón dominante y de mayor contribución a la producción secundaria (Bremec *et al.* 2006; Schejter *et al.* 2008; Souto 2009). Como se observó en el Capítulo 1 de esta tesis, *Ophiactis asperula* (Ophiactidae), *Ophiacantha vivipara* (Ophiacanthidae) y *Ophiura* (=Ophiuroglypha) *lymani*

(Ophiuridae) son las especies más abundantes y frecuentes dentro de la comunidad.

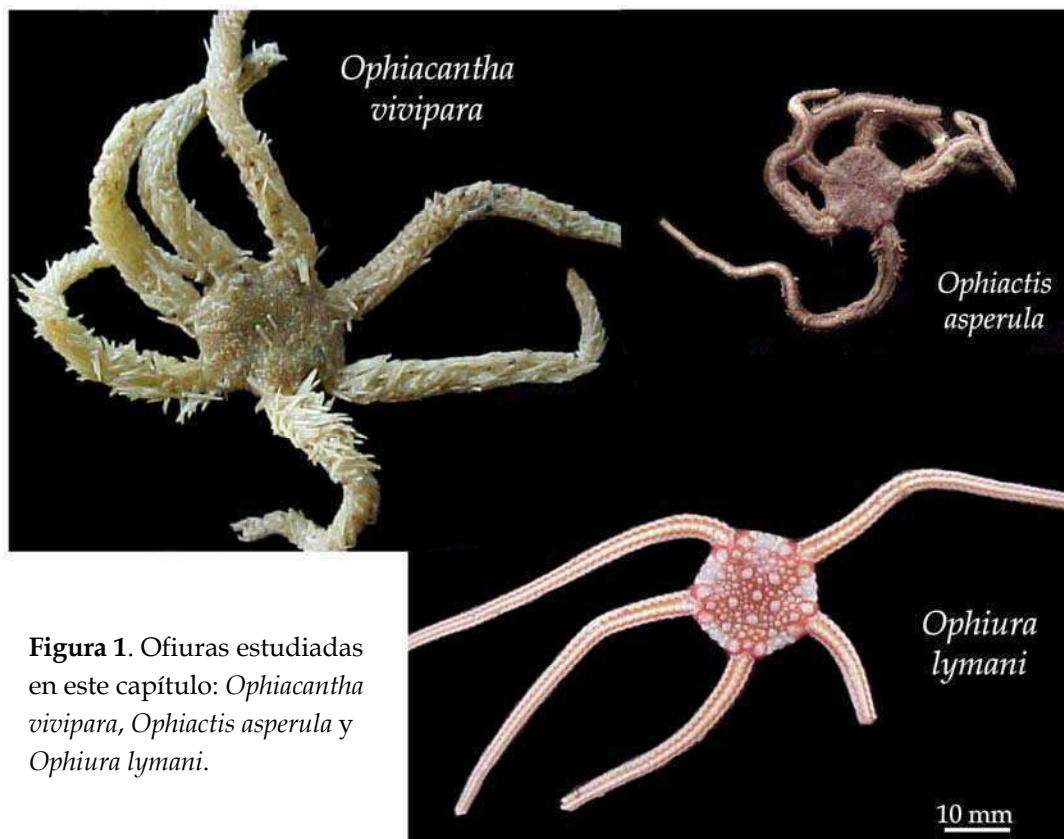
*Ophiactis asperula* (Philipi 1958) es una especie muy frecuente en la costa este y oeste de Sudamérica. Se distribuye desde el golfo Reloncaví (41°30'S) Chile, por el Océano Pacífico, hasta el frente de la costa uruguaya (34°) por el Océano Atlántico y se encuentra desde 0 hasta los 300 metros de profundidad. Es una especie abundante en el estrecho de Magallanes y canal de Beagle (Bernasconi & D' Agostino 1977). *Ophiacantha vivipara* Ljungman 1870, especie hermafrodita y vivípara (Mortensen 1936), se distribuye a lo largo de la costa de Sudamérica, desde cabo Frío y Río Grande do Sul Brasil (Tomassi 1970), hasta el Golfo de Reloncaví Chile por el Océano Pacífico. Se encuentra también citada como especie frecuente en la Antártida (Dahm 1999; Manjón-Cabezas & Ramos 2003; Chiantore *et al.* 2006). *Ophiura lymani* (Ljungman 1871), por su parte, es una especie con distribución subantártica (Bartsch 1982). Se distribuye en el Océano Atlántico desde los 36°45'S hasta el norte de Chile (20'S), y se distribuye generalmente entre los 30 y 500 metros de profundidad (Bartsh 1982). Se encuentra también en las islas Georgias del Sur y Malvinas (Bernasconi & D'Agostino 1977). Esta última especie, como *O. asperula*, presentaría sexos separados con numerosos huevos pequeños (Mortensen 1936).

En este capítulo se presentan la distribución, biomasa y estructura de tallas de *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* en la comunidad bentónica asociada al frente de talud, entre los 36° y 44° S, durante el período 2002-2005. Se estudia también la relación de la abundancia y biomasa de las tres especies con el esfuerzo pesquero en diferentes escalas espacio-temporales.

## **Materiales y métodos**

Este estudio fue realizado con muestras colectadas en las nueve unidades de manejo (UMs) de vieira patagónica localizadas en la Plataforma Argentina (36°43' - 43°30'S), entre los 80 y 135 metros y asociadas con el sistema frontal del

talud (Acha *et al.* 2004; Bogazzi *et al.* 2005). El material fue colectado, entre los años 2002 y 2005 durante las campañas de investigación del recurso vieira patagónica realizadas por el INIDEP, con una rastra de 2,5 metros de ancho y red de 10 mm de abertura de malla. Se tomaron 514 submuestras (10 litros) de la captura total, las que fueron congeladas a bordo. Los individuos de *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* (Figura 1) fueron identificados, contados y pesados en el laboratorio. Los ejemplares fueron conservados en formol 5% para su posterior estudio.



**Figura 1.** Ofiuras estudiadas en este capítulo: *Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula* y *Ophiura lymani*.

### Distribución y densidad

La presencia de las tres especies de ofiuroidea (*Ophiacantha vivipara*, *Ophiactis asperula* y *Ophiura lymani*) fue calculada para cada UM como el número de muestras con cada especie sobre el número total de muestras. La abundancia (ind m<sup>-2</sup>) y la biomasa (g m<sup>-2</sup>) fueron estimadas considerando la

eficiencia de la rastra igual a 43% (Valero 2002) y el área barrida por la rastra. Para examinar posibles patrones en la distribución de las tres especies se realizó un modelo lineal general (GLM) para cada especie. En los GLM las variables consideradas fueron la biomasa ( $\text{g m}^{-2}$ ) de las ofiuras como variable dependiente, año y UM como variables categóricas y la profundidad, latitud, longitud, biomasa de *Z. patagonica* y el peso de las valvas de vieira como variables independientes. Antes de aplicar el modelo, se analizó a través de análisis de Pearson la existencia o no de correlación entre variables independiente. Las variables dependientes utilizadas para cada especie fueron: el  $\log_{10}$  (biomasa [ $\times+1$ ]) para *Ophiactis asperula* y *Ophiacantha vivipara*, y el  $\log_{10}$  (biomasa [ $\times+0,001$ ]) para *Ophiura lymani* (Stefánsson 1996). Las variables latitud y longitud finalmente no fueron incluidas en los modelos por estar fuertemente correlacionadas con la variable categórica UM. Para cada especie, se seleccionó el modelo que mejor ajustaba los datos considerando el nivel de varianza explicada y el valor del  $R^2$  ajustado. Este último evalúa el ajuste del modelo considerando los grados de libertad utilizados, ya que a mayor valor de  $R^2$  existe un mejor ajuste del mismo.

Se estudió la relación entre la biomasa y abundancia de las tres especies de ofiuras con el esfuerzo pesquero a través de un análisis de correlación de Pearson, se consideraron los valores medios de cada variable para los distintos años y UMs estudiadas. El esfuerzo pesquero se midió como el ancho de la red por las horas de pesca en cada UM desde el inicio de la pesquería (metros horas, mh) (Veale *et al.* 2000). También se realizó un análisis puntual para cada especie y el esfuerzo pesquero durante el período 2002-2005. Para este análisis las UMs fueron divididas en cuadrantes de  $1 \text{ mn} \times 1 \text{ mn}$ ; esta resolución permitió asignarle a cada estación de muestreo un dato de esfuerzo pesquero (mh). Dado no se pudieron obtener grupos de muestras de distinto nivel de esfuerzo pesquero con un tamaño de muestra adecuado, se trabajó con dos grupos de muestras: aquellas provenientes de cuadrantes con pesca y sin pesca. Se aplicó un análisis de varianza de 1 vía (ANOVA) para muestras de diferente tamaño (Zar 1999) para analizar la abundancia y biomasa de las tres especies en

áreas con y sin pesca. La normalidad y homogeneidad entre grupos fueron revisadas para cada análisis. Para ambos análisis las variables abundancia y biomasa fueron transformadas utilizando el mismo método que para el GLM. Se aplicó el test no paramétrico de Mann-Whitney en aquellos casos que no cumplieran con los supuestos del ANOVA.

### Estructura de tallas

El análisis de la distribución de frecuencias de tallas se realizó sobre especímenes colectados en cinco UMs durante los años 2003 y 2004 (Tabla 1). Cada individuo fue removido de la solución, enjuagado y puesto a secar sobre un tamiz y papel absorbente durante 5 minutos. Luego, a cada espécimen se le midió el diámetro del disco como la distancia entre la base de un brazo y el interrradio opuesto (Lauerman 1998) con un calibre tipo vernier ( $\pm 0,1$  mm). Sólo fueron considerados los individuos con las tres cuartas partes del disco intacto.

Para las tres especies de ofiura aquí analizadas se establecieron estructuras de tallas para cada UM y año, se definieron clases de 1 mm (considerando el milímetro más cercano). La distribución de frecuencias de tallas de cada especie fue comparada por medio de una tabla de contingencia usando el test de interacción o heterogeneidad (estadístico G), análisis que permite observar si la proporción de individuos dentro de cada clase de tallas es independiente de las UMs y años estudiados (Sokal & Rohlf 1995). Además se realizó un análisis de varianza de una vía (ANOVA) para comparar la talla media entre las distintas UMs durante el año 2004, combinado con un test de comparaciones múltiples post hoc (Tukey). En las UMs del norte se realizó un ANOVA de dos vías para comparar la talla media entre UMs y años para cada especie de ofiura. Los supuestos estadísticos del ANOVA fueron testeados con el test Kolmogorov-Smirnov (normalidad) y el de Cochran (homocedácea). Se aplicó un test Kruskal-Wallis junto con el test de Dunn en aquellos casos en los que no se cumplieron dichos supuestos. Para discutir posibles diferencias en el diámetro medio de las UMs se consideró el esfuerzo pesquero ejercido por la

pesquería. Se definieron cuatro niveles de esfuerzo pesquero: 1 (0 - 5200 mh), 2 (5201-36404 mh), 3 (36405 - 78009 mh) y 4 (> 78009 mh).

Los análisis estadísticos se realizaron a partir de los programas Statistica v.7 y el Microsoft Office Excel.

**Tabla 1.** Ophiuroidea. Número de individuos *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* obtenidos de muestras colectadas durante el período 2002 -2004.

UM	1.1	1.2	2	5	6
<i>Ophiactis asperula</i>					
2002	-	-	-	288	6
2003	20	1587	698	-	-
2004	74	1323	260	959	291
<i>Ophiacantha vivipara</i>					
2002	-	-	6	-	5
2003	-	470	847	20	2
2004	-	432	403	105	262
<i>Ophiura lymani</i>					
2002	-	-	-	34	21
2003	-	77	48	-	3
2004	-	254	180	96	366

## Resultados

La especie *Ophiactis asperula* se registró en el 90,66% del total de las muestras. La frecuencia relativa de esta especie en todas las UMs fue alta, excepto en la UM 1.1, donde osciló entre el 25 y 70% durante el período estudiado. En el resto de las UMs la frecuencia relativa varió entre el 80 y 100% (Tabla 2). La especie *Ophiacantha vivipara* se registró en el 70,62% de las muestras. Las frecuencias relativas más bajas de esta especie corresponden a las UMs 1.1 y 1.2; en los años 2003 y 2005 no se registraron individuos de *O. vivipara* en la UM 1.1 (Tabla 2). De las tres especies de ofiuras aquí analizadas, *Ophiura lymani* fue la que presentó la menor frecuencia relativa en el área, encontrándose sólo en el 56,42%, lo cual corresponde a 290 muestras de las 514 analizadas. En la UM 1.1 se registraron las frecuencias relativas más bajas

durante el período 2002-2004, no se registraron individuos de esta especie en las muestras del 2003. La frecuencia relativa de *O. lymani* aumentó en varias UMs durante el período estudiado (Tabla 2). La frecuencia relativa de las tres especies analizadas fue mayor en las UMs del sur durante dicho período (Tabla 2).

**Tabla 2.** Ophiuroidea. Frecuencias relativas de las tres especies de ofiuras: *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* en las muestras de fauna acompañante durante el período 2002-2005 en las unidades de manejo de vieira patagónica.

<i>Ophiactis asperula</i>									
	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
2002	60	84,61	88,46	100	100	100	100	100	100
2003	25	88,57	100	90	100	100	100	87,5	100
2004	40	82,5	95,65	80	100	100	100	100	100
2005	70	85	100	83,33	100	100	100	100	100
<i>Ophiacantha vivipara</i>									
	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
2002	20	35,89	73,07	100	100	100	100	100	100
2003	-	34,28	75	100	100	100	100	100	90
2004	10	42,5	73,91	100	100	100	100	100	100
2005	-	52,5	72,5	100	100	100	100	100	100
<i>Ophiura lymani</i>									
	1.1	1.2	2	3	4	5	6	7	8
2002	20	25,64	42,31	50	100	25	100	50	100
2003	-	20	35	80	50	87,09	100	87,5	100
2004	20	32,5	69,56	100	100	78,95	100	100	100
2005	50	40	70	83,33	100	88,88	100	100	100

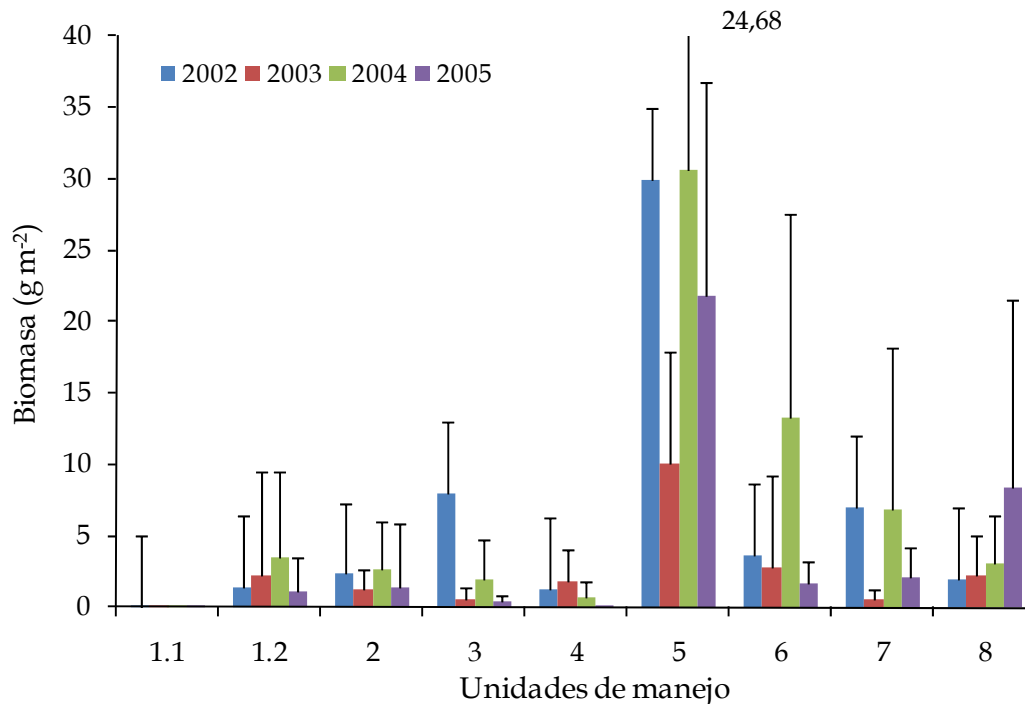
La abundancia media de *Ophiactis asperula* fue igual a  $18,83 \pm 41,18$  ind  $m^{-2}$  y por muestra varió entre 0 y  $332,89$  ind  $m^{-2}$ . La biomasa media de *Ophiactis asperula* fue igual a  $5,96 \pm 11,89$  g  $m^{-2}$ , entre muestras osciló entre 0 y  $79,13$  g  $m^{-2}$ . De acuerdo con los resultados obtenidos con el GLM, la biomasa de *O. asperula* varía significativamente con la profundidad, la biomasa de *Zygochlamys patagonica*, el peso de las valvas sueltas de *Z. patagonica*, los años, las UMs y la interacción UM  $\times$  años (Tabla 3). La biomasa de *O. asperula* aumentó con la profundidad (coeficiente estimado (ce) = 0,007), con la biomasa (ce = 0,002) y valvas (ce = 0,012) de *Z. patagonica*. La biomasa de la especie aumentó significativamente hacia el sur, las mayores biomásas medias corresponden a

las UMs 5 y 6, en las UMs 7 y 8 disminuyó, pero permaneció significativamente mayor a los valores estimados para las UMs del norte. Se registraron diferencias significativas entre años sólo en la UM 5, donde la biomasa disminuyó significativamente en el año 2003 (Figura 2).

**Tabla 3.** *Ophiactis asperula*. Resultados del modelo lineal general ( $F = 18,59$ ,  $p < 0,001$ ) para la biomasa de *O. asperula*. Se utilizó el  $\log_{10}(\text{biomasa}+1)$  como variable dependiente, y la profundidad, la biomasa y el peso de las valvas sueltas de *Zygochlamys patagonica* (*Zp*), los años y unidades de manejo como variables independientes. Este modelo explicó el 68% de la variación en los datos.

	gl	CM	F	p
<b>Intercepto</b>	1	0,908	10,181	0,001*
<b>Profundidad</b>	1	2,578	28,898	< 0,001*
<b>Biomasa <i>Zp</i></b>	1	3,398	38,081	< 0,001*
<b>Valvas <i>Zp</i></b>	1	1,514	16,974	< 0,001*
<b>Año</b>	3	0,666	7,463	< 0,001*
<b>UM</b>	8	8,989	100,737	< 0,001*
<b>Año × UM</b>	24	0,173	1,939	0,005*
<b>Error</b>	472	0,089		

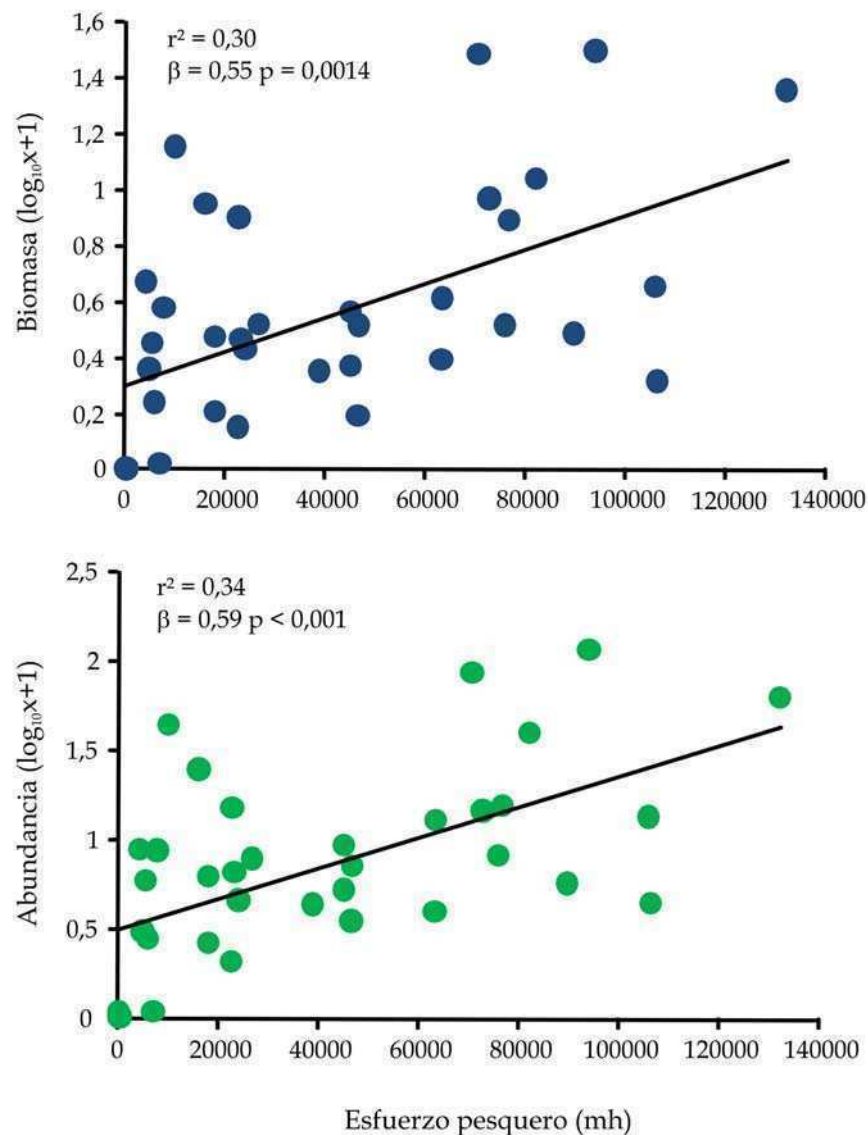
\* Indica relación significativa



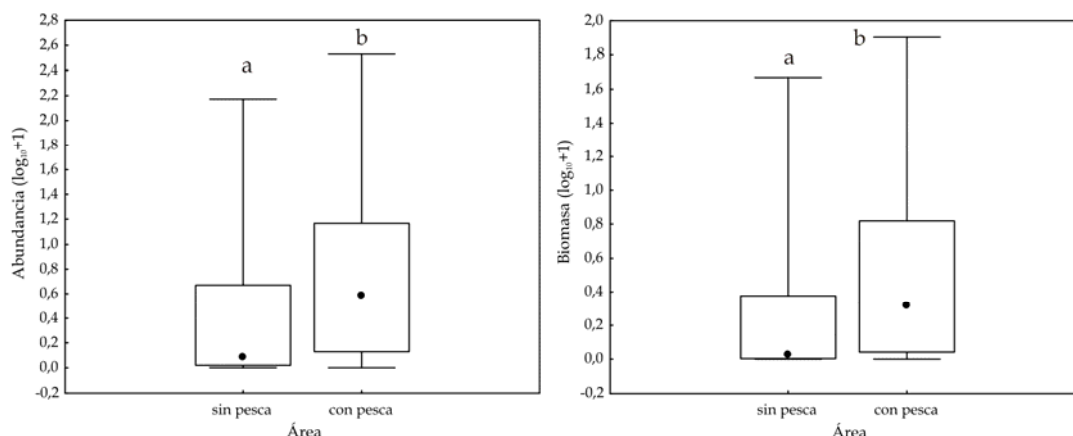
**Figura 2.** *Ophiactis asperula*. Variación espacio-temporal de la biomasa media ( $\text{g m}^{-2}$ ) en las distintas unidades de manejo analizadas.



Se registró una relación positiva entre el esfuerzo pesquero y la abundancia ( $R^2 = 0,34$ ;  $p < 0,001$ ) y biomasa ( $R^2 = 0,30$ ;  $p < 0,001$ ) media de *Ophiactis asperula* al analizar por año y UM (Figura 3). También se encontraron diferencias significativas entre muestras provenientes de diferentes áreas, las mayores abundancias ( $Z = -4,23$ ;  $p < 0,001$ ) y biomasa ( $Z = -4,285$ ;  $p < 0,001$ ) de *O. asperula* se registraron en áreas con pesca (Figura 4).

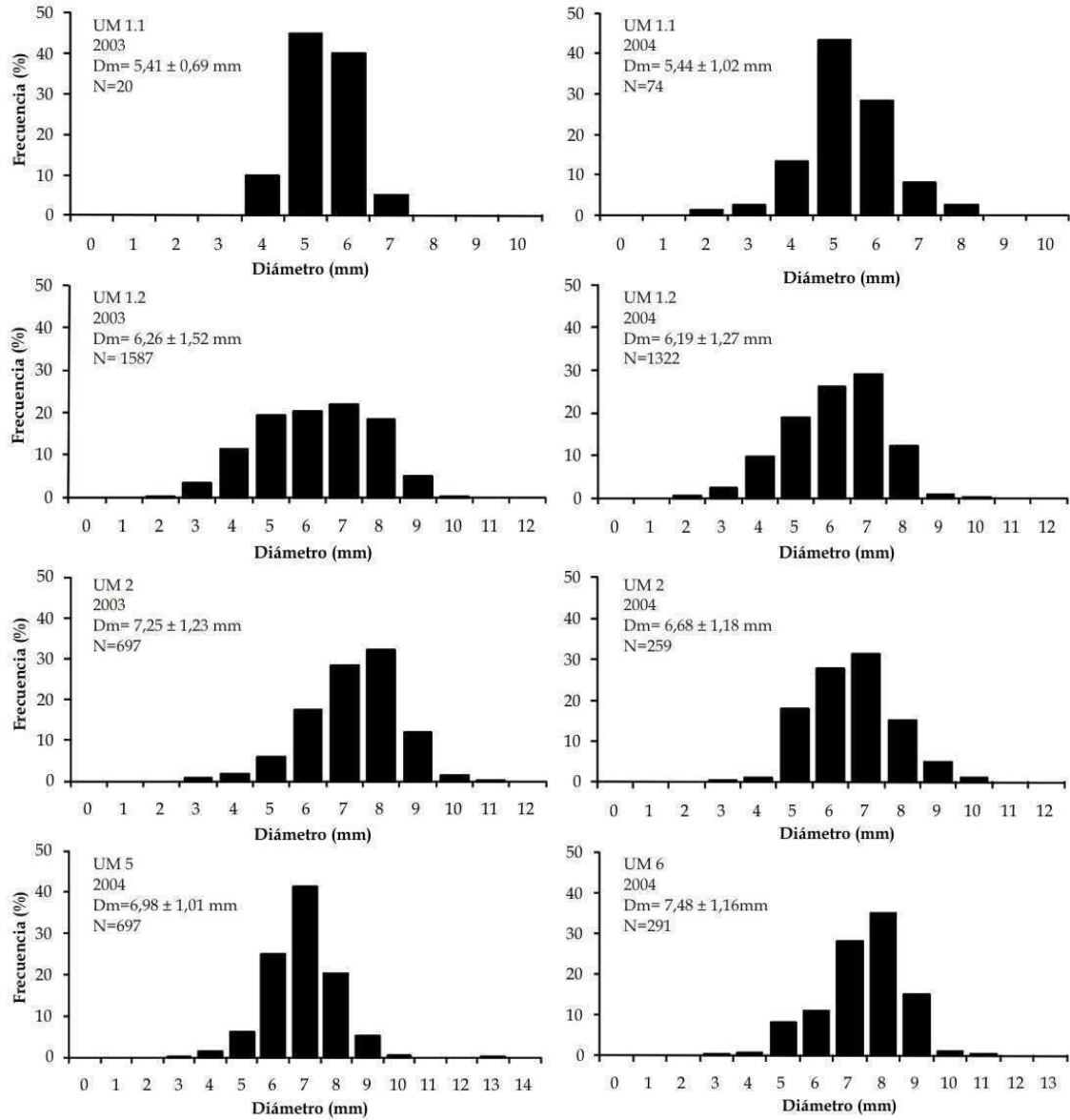


**Figura 3.** *Ophiactis asperula*. Correlación entre la biomasa y abundancia con el esfuerzo pesquero, considerando los valores medios por unidad de manejo y año. La pendiente ( $\beta$ ) difiere significativamente de cero.

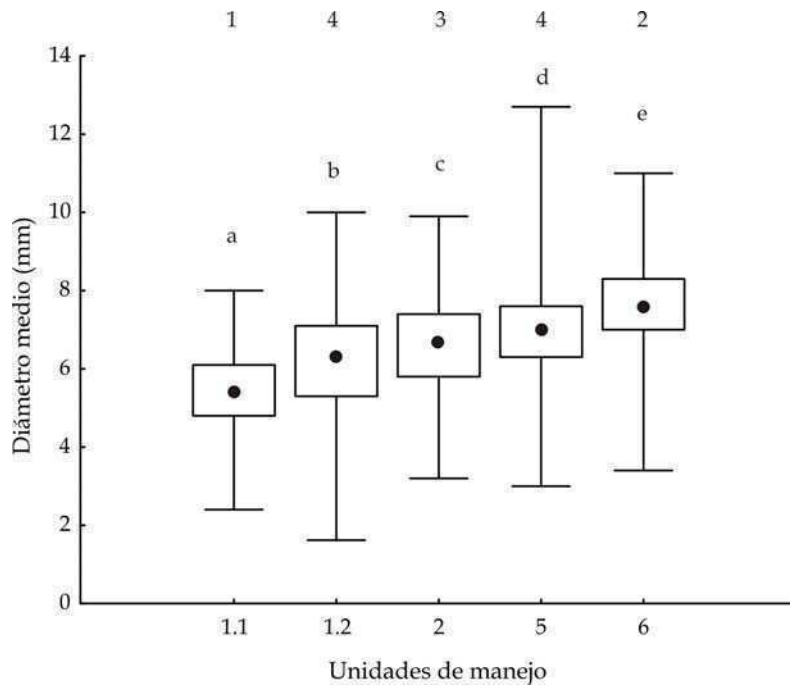


**Figura 4.** Biomasa y abundancia media de *Ophiactis asperula* en áreas con y sin pesca. Letras distintas indican diferencias significativas (Mann-Whitney,  $p < 0,001$ ). El "box plot" presenta la mediana (punto), los percentiles de 25 y 75 (cuadrado) y el rango entre el máximo y mínimo (líneas).

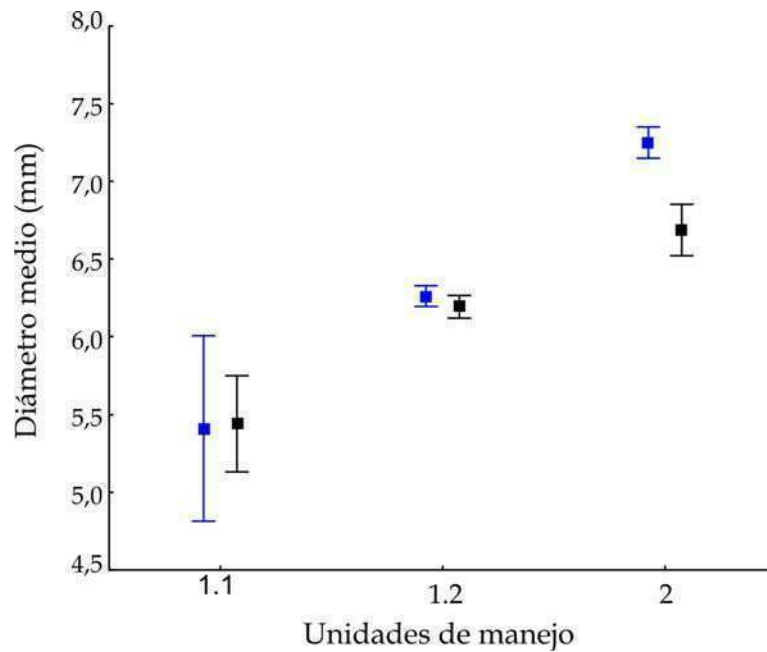
Durante el año 2004, *Ophiactis asperula* presentó una distribución de frecuencias de tallas unimodal en todas las UMs analizadas (Figura 5). Sin embargo éstas difieren significativamente entre sí ( $Gh_{(0,05; 48)} = 543,74$ ,  $p < 0,001$ ), ya que varía la clase de talla que domina en cada una de ellas: las tallas más chicas predominaron en la UM 1.1, aumentando la proporción de individuos más grandes hacia el sur (Figura 5). La talla media de *O. asperula* varió significativamente entre UMs durante el 2004 ( $H_{(4,2893)} = 414,88$ ;  $p < 0,001$ ); éstas aumentaron significativamente hacia el sur (Figura 6), el mayor diámetro medio se registró en la UM 6 ( $7,48 \pm 1,16$  mm). En las UMs del norte se analizaron también la distribución y talla media de *O. asperula* en una escala temporal. En la UM 1.1 la distribución de frecuencias no varió entre años ( $Gh_{(0,05; 9)} = 3,43$ ,  $p = 0,96$ ). Sí se encontraron diferencias entre años en la distribución en las UMs 1.2 ( $Gh_{(0,05; 9)} = 92,71$ ,  $p < 0,001$ ) y 2 ( $Gh_{(0,05; 9)} = 72,48$ ,  $p < 0,001$ ). En la UM 1.2 se registró un aumento en la proporción de individuos de 6 y 7 mm, y en la UM 2 aumentó la proporción de individuos de 5 mm (Figura 5). El diámetro medio de *O. asperula* disminuyó significativamente entre 2003 y 2004 en la UM 2 ( $Z = -6,79$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura 7).



**Figura 5.** Distribución de frecuencias de tallas de *Ophiactis asperula* en cinco unidades de manejo (UM) durante los años 2003 y 2004. DM= Diámetro medio, N= números de individuos medidos.



**Figura 6.** Diámetro medio de *Ophiactis asperula* en las cinco unidades de manejo estudiadas durante el año 2004. El “box plot” presenta la mediana (punto), los percentiles de 25 y 75% y el rango de tallas (líneas). Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Dunn,  $p < 0,05$ ). Los números en la parte superior del gráfico indican el nivel del esfuerzo pesquero para cada unidad de manejo.



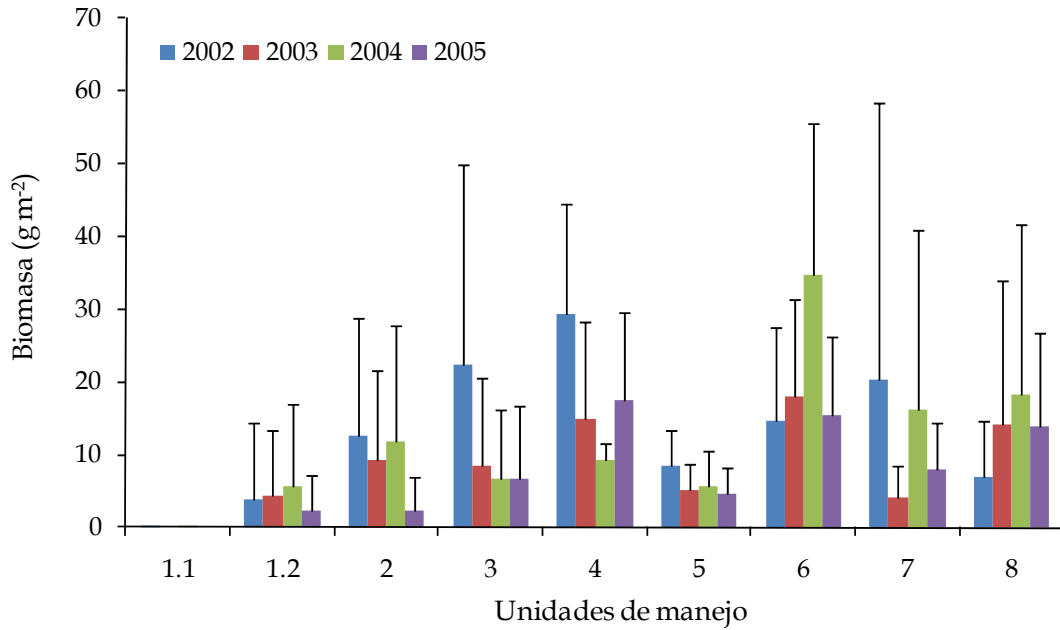
**Figura 7.** Diámetro medio ( $\pm$  desvío estándar) de *Ophiactis asperula* para las tres unidades de manejo del norte durante los años 2003 (azul) y 2004 (negro).

*Ophiacantha vivipara* presentó una abundancia media igual a  $6,24 \pm 11,03$  ind m<sup>-2</sup> en toda el área estudiada, por muestra varió entre 0 y 110,14 ind m<sup>-2</sup>. La biomasa media total fue igual a  $7,38 \pm 12,1$  g m<sup>-2</sup> y osciló entre 0 y 87,42 g m<sup>-2</sup> entre muestras durante el período 2002-2005. En la Tabla 4 se presentan los resultados obtenidos por el GLM, se observó que la biomasa de *O. vivipara* aumenta significativamente con la profundidad ( $ce = 0,032 \pm 0,001$ ) y el peso de valvas de *Zygochlamys patagonica* ( $ce = 0,01 \pm 0,004$ ). La biomasa de *O. vivipara* varió también significativamente entre años y UMs (Tabla 4, Figura 8). En el 2005 se registró una disminución en la biomasa de *O. vivipara* respecto de los primeros años de estudio (Figura 9). Las UMs 1.1 y 1.2 difieren significativamente del resto; en estas UMs se registraron las menores biomásas de *O. vivipara*, la cual aumentó significativamente hacia el sur (Figura 10).

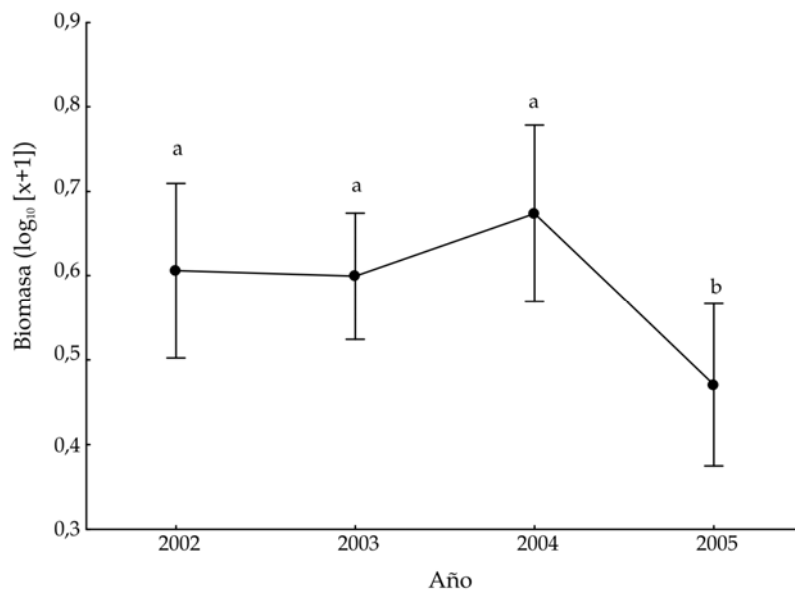
**Tabla 4.** *Ophiacantha vivipara*. Resultados del modelo lineal general ( $F = 18,59$ ,  $p < 0,001$ ) para la biomasa de *O. vivipara*. Se utilizó  $\log_{10}$  (biomasa+1) como variable dependiente, y la profundidad, la biomasa y peso de valvas de *Z. patagonica* ( $Z_p$ ) años y unidades de manejo como variables independientes. Este modelo explicó el 56,68% de la variación en los datos.

	gl	CM	F	p
<b>Intercepto</b>	1	29,989	214,798	0,001*
<b>Profundidad</b>	1	47,031	336,856	0,001*
<b>Biomasa <math>Z_p</math></b>	1	0,031	0,224	0,635
<b>Valvas <math>Z_p</math></b>	1	0,853	6,113	0,013*
<b>Año</b>	3	0,409	2,930	0,033*
<b>UM</b>	8	5,265	37,716	0,001*
<b>Año × UM</b>	24	0,187	1,3426	0,129
<b>Error</b>	473	0,139		

\* Indica relación significativa

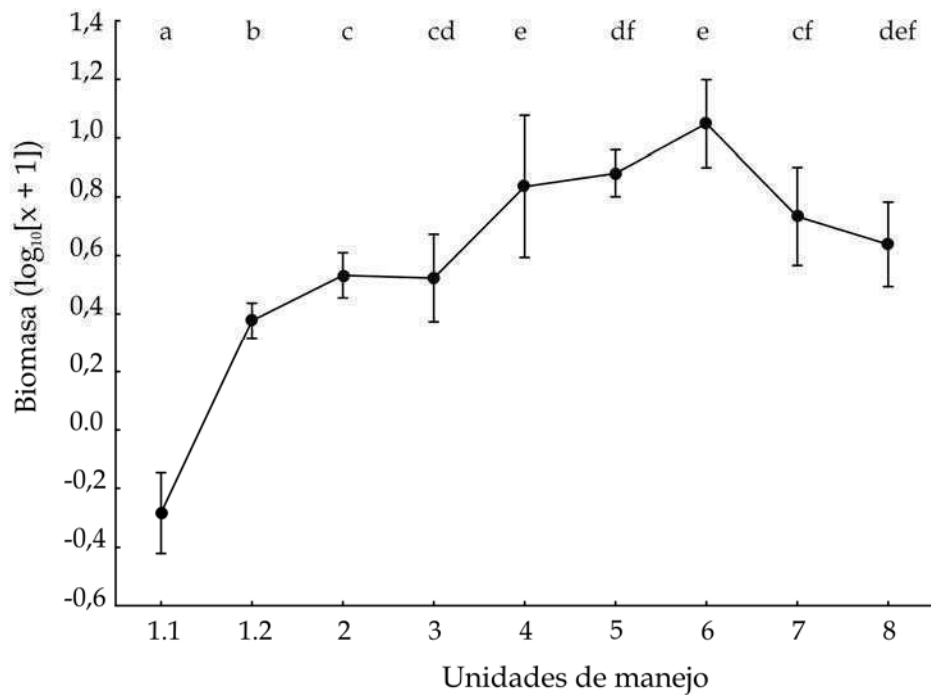


**Figura 8.** *Ophiacantha vivipara*. Variación espacio-temporal de la biomasa ( $\text{g m}^{-2} \pm \text{desvío estándar}$ ) en todas las unidades de manejo durante el período 2002-2005. En la UM 1.1 no se registró la presencia de esta especie durante los años 2003 y 2005. En los años 2002 y 2004 la biomasa media fue menor a  $0,1 \text{ g m}^{-2}$ .

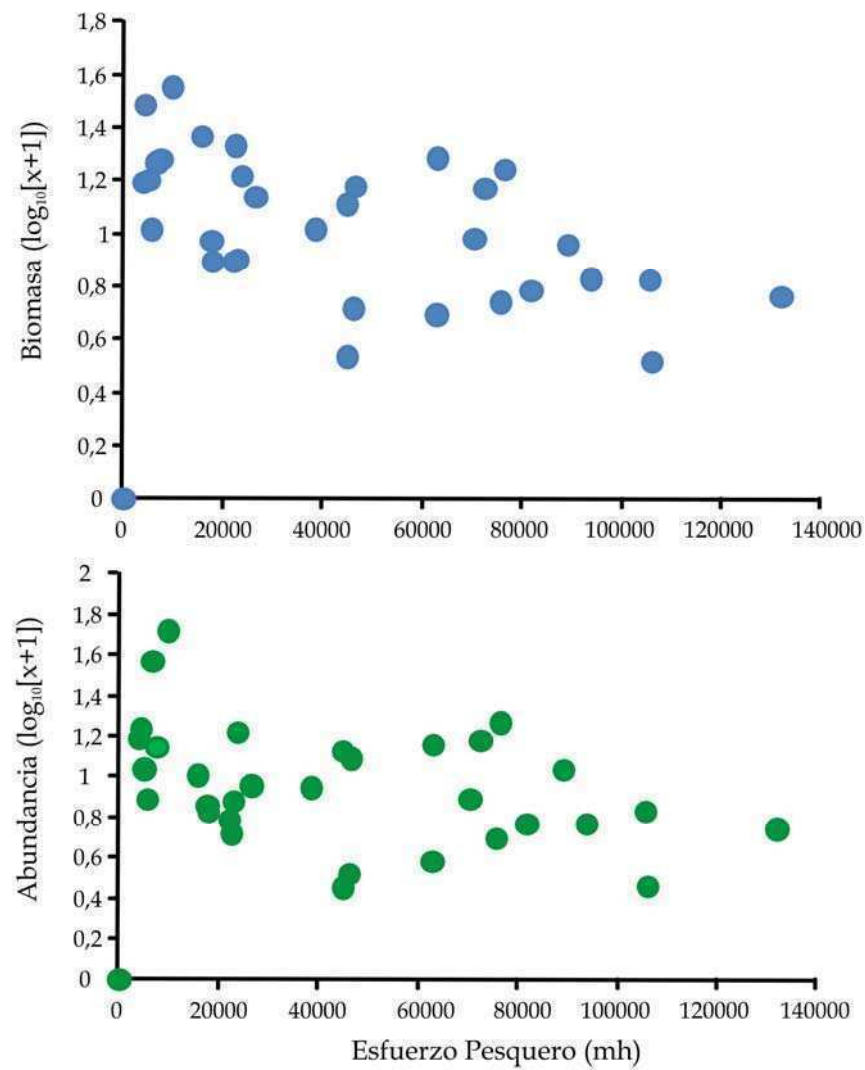


**Figura 9.** *Ophiacantha vivipara*. Biomasa estimada por el modelo lineal general para los distintos años. Letras diferentes indican diferencias significativas (Test de Tukey,  $p < 0,001$ ).

No se registró relación entre los valores medios de biomasa ( $p = 0,97$ ) y abundancia ( $p = 0,83$ ) de *Ophiacantha vivipara* y el esfuerzo pesquero considerando los distintos años y UMs analizadas (Figura 11). Tampoco se registraron diferencias en la abundancia ( $F_{(1, 511)} = 1,11$ ,  $p = 0,293$ ) y biomasa ( $F_{(1, 511)} = 0,265$ ,  $p = 0,606$ ) de *O. vivipara* al comparar áreas con y sin pesca (Figura 12).

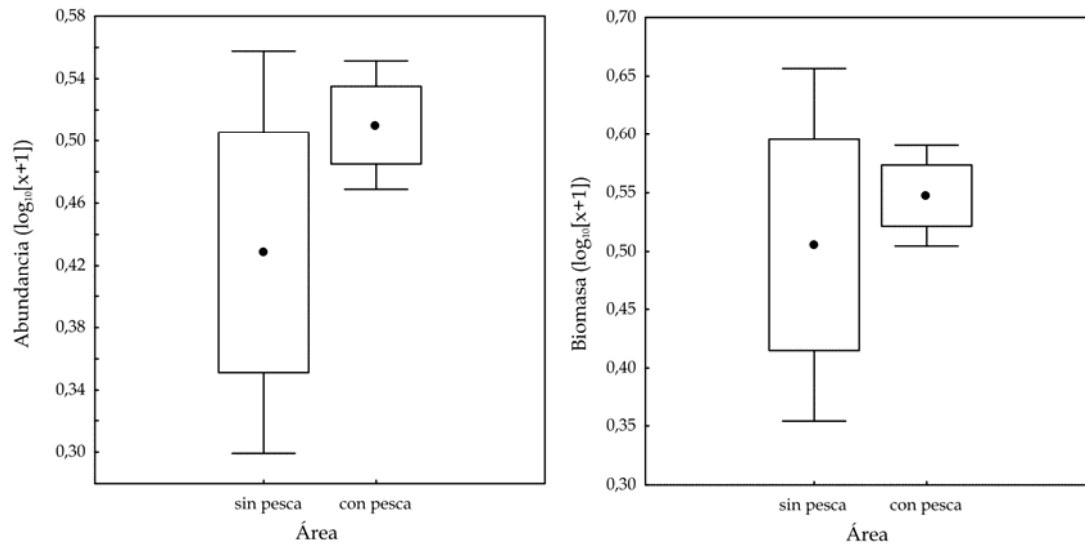


**Figura 10.** *Ophiacantha vivipara*. Biomasa estimada por el modelo lineal general para las unidades de manejo durante todo el período estudiado. Letras distintas indican diferencias significativas (Test de Tukey,  $p < 0,05$ ).



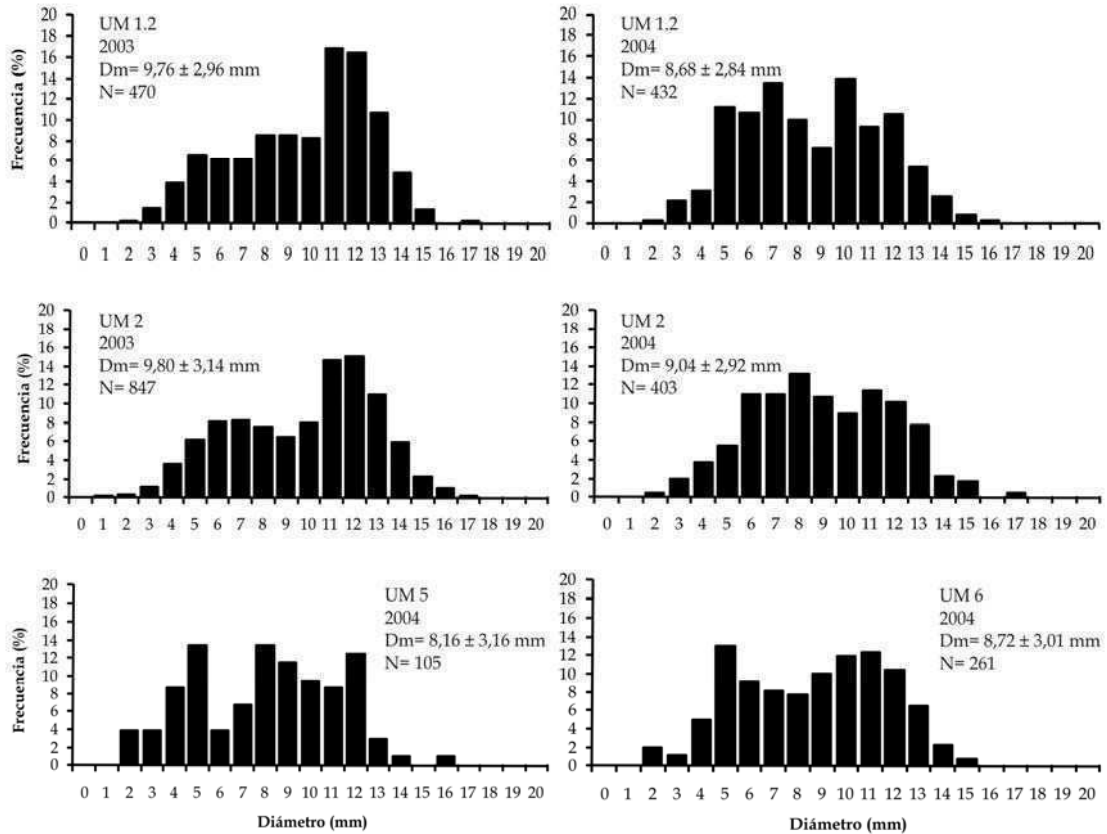
**Figura 11.** *Ophiacantha vivipara*. Correlación entre biomasa y abundancia con el esfuerzo pesquero, considerando los valores medios por unidades de manejo y años.





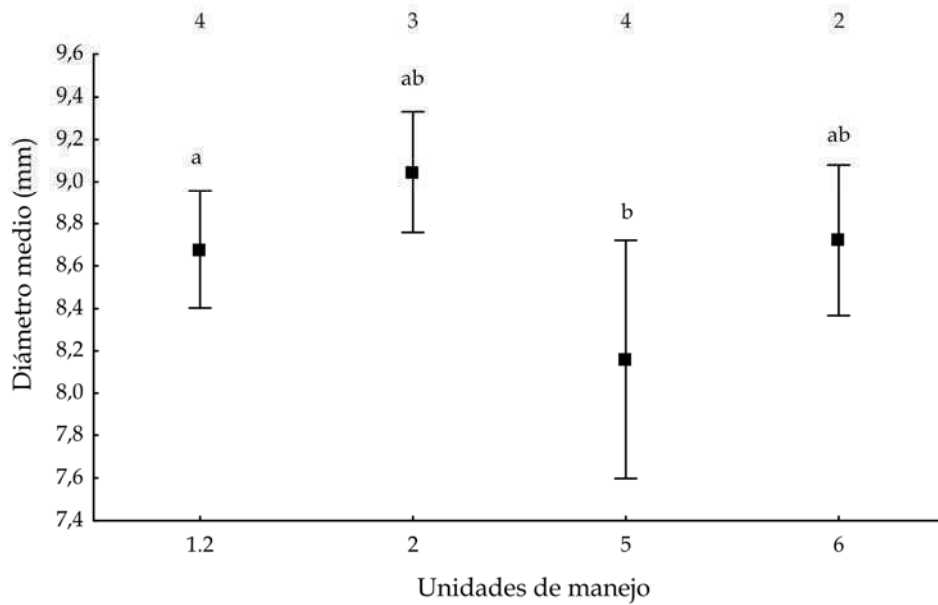
**Figura 12.** *Ophiacantha vivipara*. Valores medios de biomasa y abundancia en áreas con y sin pesca durante el período 2002-2005. El “box plot” presenta la media (punto), el desvío estándar (cuadrado) y el intervalo de confianza (línea).

Las distribuciones de frecuencias de tallas de *Ophiacantha vivipara* variaron entre UMs durante el año 2004 ( $Gh_{(0,05; 48)} = 80,93$ ,  $p = 0,002$ ) (Figura 13). En todas las UMs se registraron individuos pequeños (1 - 3 mm), pero varió la frecuencia de individuos de tallas más grandes. El diámetro medio de *O. vivipara* en el año 2004 varió significativamente entre UMs ( $F_{(3,1197)} = 2,85$ ;  $p = 0,036$ ), en la UM 5 se registró el diámetro medio más bajo (Figura 14). La distribución de frecuencias de tallas también varió significativamente entre años en las UMs 1.2 y 2 ( $Gh_{(0,05; 17)} = 62,48$ ,  $p < 0,001$  y  $Gh_{(0,05; 17)} = 50,17$ ,  $p < 0,001$ , respectivamente), predominando los individuos entre 11 y 12 mm en ambas UMs durante el 2003; la proporción de individuos entre 5 y 8 mm aumentó durante el 2004. El diámetro medio no varió entre las UMs 1.2 y 2 ( $F_{(1, 2148)} = 2,26$ ,  $p = 0,133$ ) pero sí varió significativamente entre años ( $F_{(1, 2148)} = 46,06$ ;  $p < 0,001$ ); la talla media de *O. vivipara* disminuyó en ambas UMs (Figura 15).

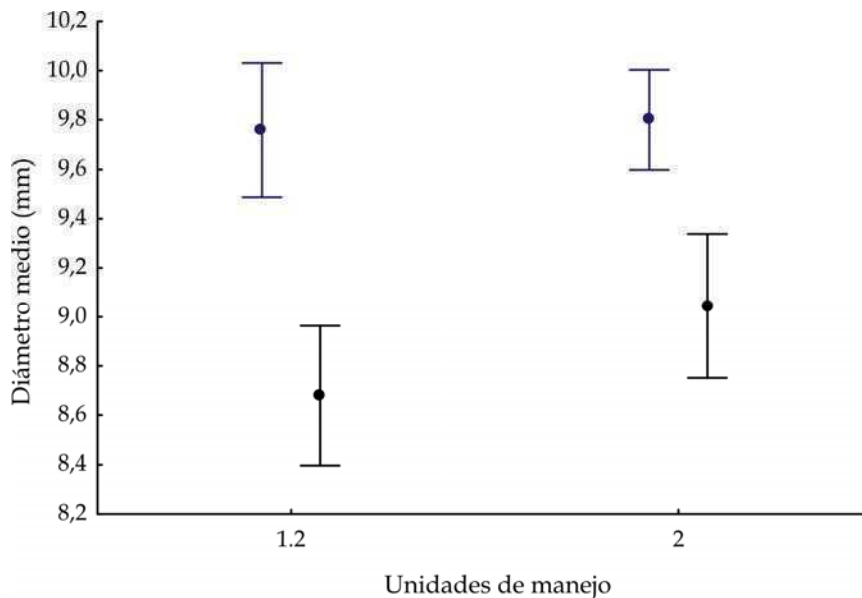


**Figura 13.** *Ophiacantha vivipara*. Distribución de frecuencias de tallas en cuatro unidades de manejo. Clases de talla de 1 mm. Dm= diámetro medio  $\pm$  desvío estándar, N= número de individuos medidos.

*Ophiura lymani* fue la especie menos abundante durante el período estudiado, se registró una abundancia media igual a  $3,76 \pm 13,12$  ind  $m^{-2}$  en toda el área estudiada, y entre muestras varió entre 0 y  $155,53$  ind  $m^{-2}$ . La biomasa media fue igual a  $0,65 \pm 2,12$  g  $m^{-2}$ , y por muestra varió entre 0 y  $26$  g  $m^{-2}$ . Los resultados obtenidos por el GLM muestran que la biomasa de *O. lymani* varía significativamente con la profundidad, años, UMs y la interacción Año  $\times$  UM (Tabla 5). La biomasa de *O. lymani* aumenta con la profundidad ( $ce = 0,065 \pm 0,004$ ). Se observa un aumento de la biomasa de *O. lymani* hacia el sur (Figura 16), el que es significativo dependiendo del año analizado. La UM 6 presentó las mayores biomásas de *O. lymani*, las cuales difirieron significativamente con las UMs del norte durante todo el período estudiado (Figura 16). Dentro de las UMs no se registraron cambios significativos entre años (Figura 16).



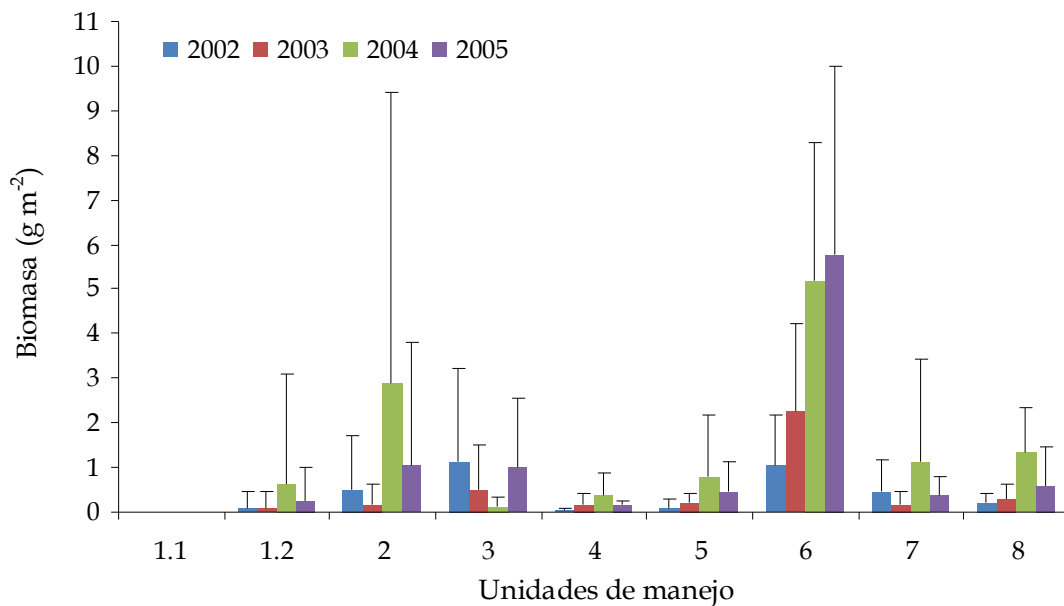
**Figura 14.** *Ophiacantha vivipara*. Diámetro medio e intervalo de confianza (0,95) para cuatro unidades de manejo durante el año 2004. Letras diferentes indican diferencias significativas (Test de Tukey,  $p = 0,029$ ). Los números en la parte superior del gráfico indican el nivel de esfuerzo pesquero en cada unidad de manejo hasta el año 2004.



**Figura 15.** Diámetro medio de *Ophiacantha vivipara* en las unidades de manejo 1.2 y 2 durante los años 2003 (azul) y 2004 (negro).

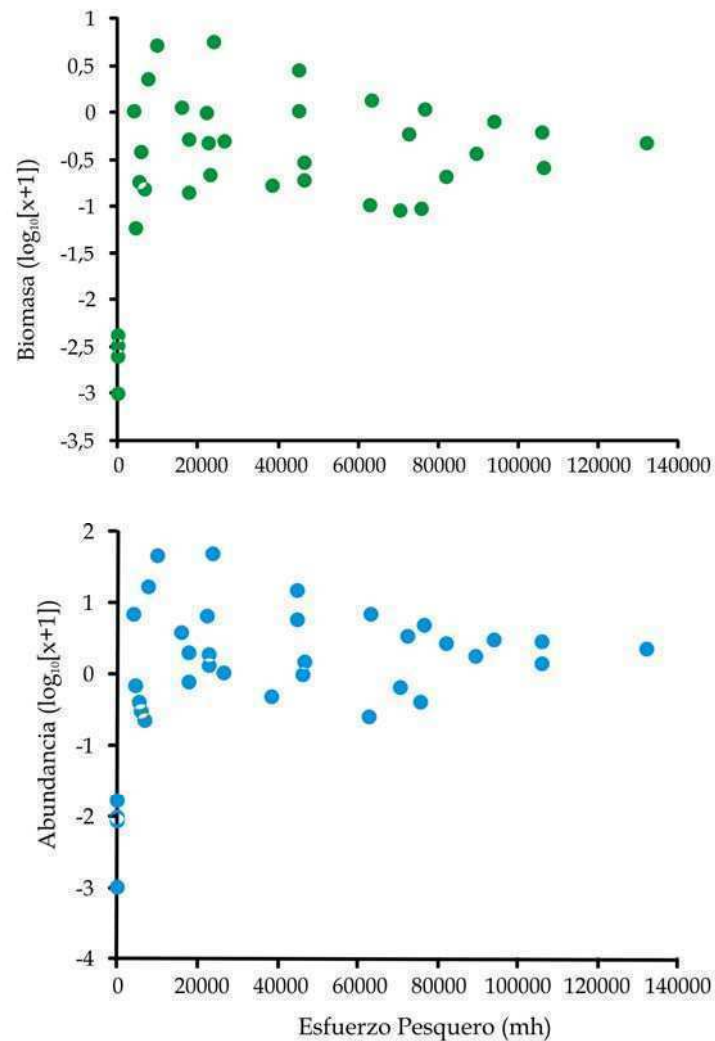
**Tabla 5.** *Ophiura lymani*. Resultado del modelo lineal general ( $F = 19,09$ ;  $P < 0,001$ ) para la biomasa de *O. lymani*. Se utilizó el  $\log_{10}$  (biomasa +0,001) como variable dependiente y la fueron la profundidad, la biomasa y el peso de las valvas de *Zygochlamys patagonica* junto con los años y unidades de manejo como variables independientes. Este modelo explicó el 57,6% de la variación en los datos.

	gl	CM	F	p
<b>Intercepto</b>	1	259,947	364,534	0,001*
<b>Profundidad</b>	1	180,928	253,723	0,001*
<b>Biomasa <i>Zp</i></b>	1	1,698	2,381	0,123
<b>Valvas <i>Zp</i></b>	1	0,257	0,361	0,548
<b>Año</b>	3	3,855	5,407	0,001*
<b>UM</b>	8	32,133	45,061	0,001*
<b>Año × UM</b>	24	1,431	2,007	0,003*
<b>Error</b>	468	0,713		

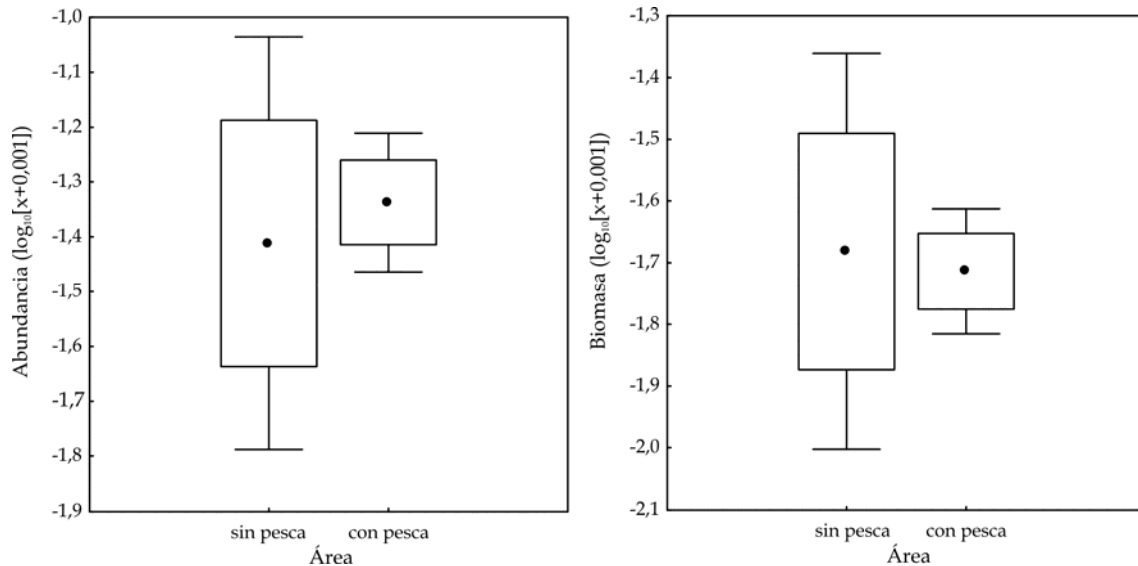


**Figura 16.** *Ophiura lymani*. Variación espacio-temporal de la biomasa media ( $\text{g m}^{-2}$ ) en todas las unidades de manejo analizadas durante el período estudiado. La biomasa de *O. lymani* en la UM 1.1 fue menor a  $0,1 \text{ g m}^{-2}$  durante el período 2002-2005.

No se encontró relación entre la abundancia ( $R^2 = 0,09$ ,  $p = 0,07$ ) y biomasa ( $R^2 = 0,07$ ,  $p = 0,107$ ) de *Ophiura lymani* con el esfuerzo pesquero, considerando los valores medios por año y UM (Figura 17). A través del análisis puntual, tampoco se registraron diferencias entre áreas con y sin pesca con respecto a la abundancia ( $F_{(1,511)} = 0,099$ ,  $p = 0,75$ ) y biomasa ( $F_{(1,511)} = 0,028$ ,  $p = 0,86$ ) de *O. lymani* (Figura 18).



**Figura 17.** *Ophiura lymani*. Correlación entre biomasa y abundancia con el esfuerzo pesquero. Se presentan los valores medios por año y unidad de manejo en función del esfuerzo pesquero acumulado.



**Figura 18.** *Ophiura lymani*. Valores medios de biomasa y abundancia en áreas con y sin pesca. El "box plot" representa la media (punto), el desvío estándar (cuadrado) y el intervalo de confianza 0,90 (línea).

Las distribuciones de frecuencias de tallas de *Ophiura lymani* difieren entre UMs durante el 2004 ( $Gh_{(0,05, 27)} = 240,59$ ,  $p < 0,001$ ), si bien la mayoría de las UMs analizadas presentó una distribución unimodal (moda = 6 mm) (Figura 19); en las UMs del norte se registraron con mayor frecuencia individuos de menor tamaño (entre 2 y 5 mm). En cambio, en las UMs del sur predominaron los individuos entre 6 y 9 mm (Figura 19). En la UM 6 se observa una clara dominancia de la clase de 6 mm con más del 40% de frecuencia observada. La UM 5 presentó una distribución con múltiples modas (Figura 19). A pesar de las diferencias encontradas en la distribución de tallas entre las UMs, el diámetro medio de *O. lymani* no difirió significativamente ( $H_{(3, 892)} = 2,25$ ,  $p = 0,52$ ) durante el 2004 (Figura 20). La distribución de frecuencias de tallas difirió entre el 2003 y 2004 en las UMs del norte ( $Gh_{(0,05, 39)} = 198$ ,  $p < 0,001$ ); durante el 2003 predominaron individuos de tallas más grandes (Figura 19), sin embargo la UM 2 presentó un diámetro medio mayor (Tukey,  $p < 0,001$ ). En ambas UMs el diámetro medio disminuyó significativamente durante el 2004 (Figura 21).

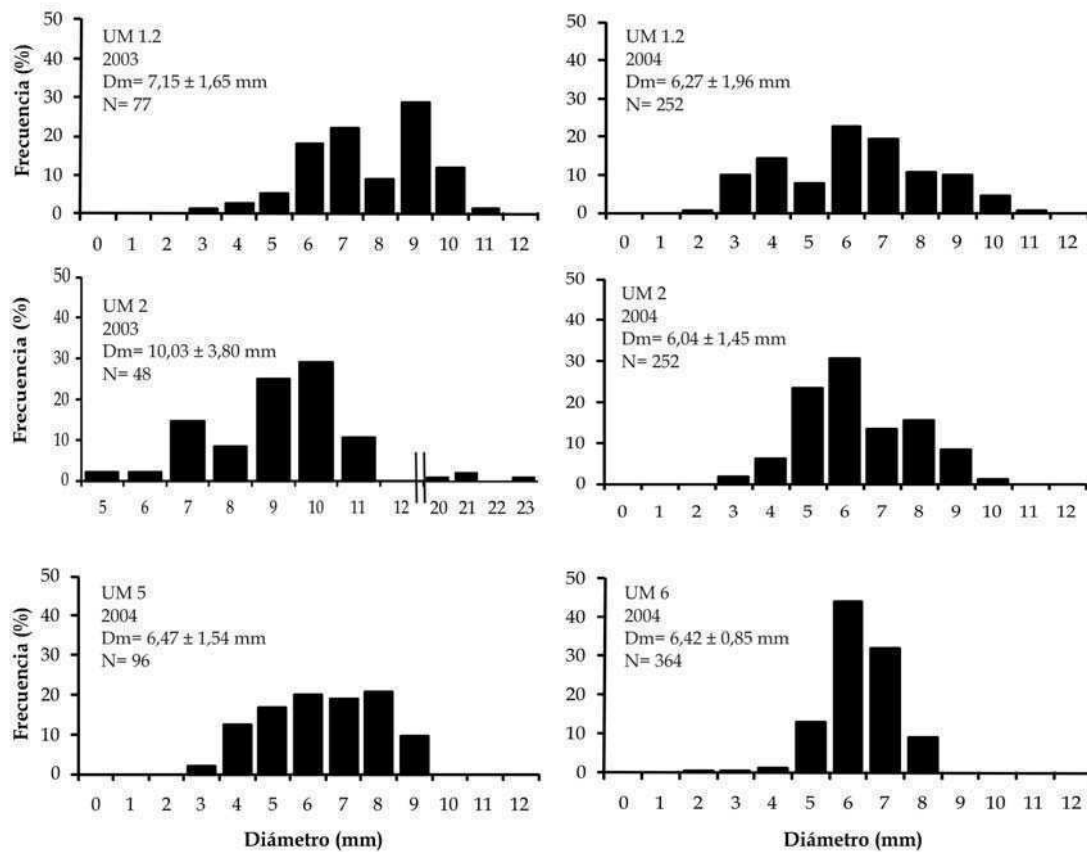
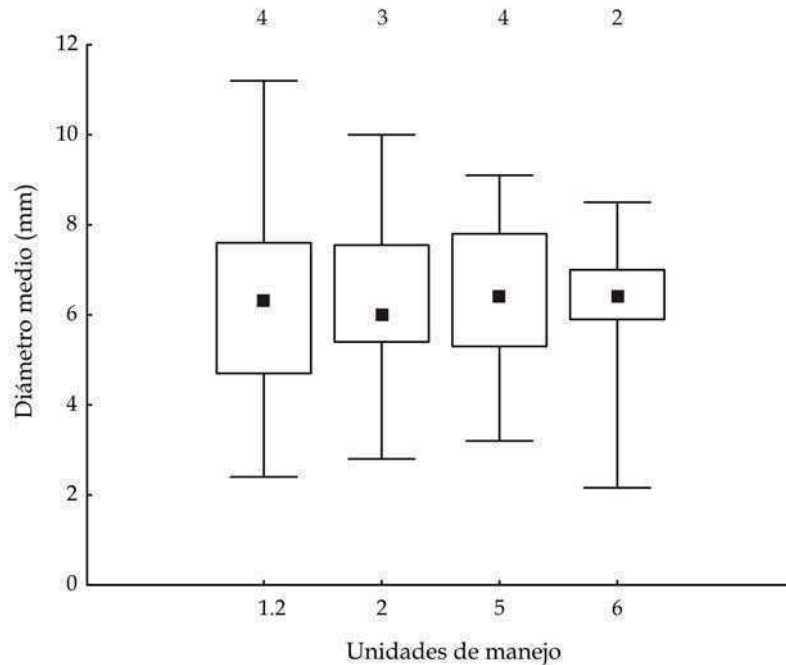


Figura 19. *Ophiura lymani*. Distribución de frecuencias de tallas de *O. lymani* para cuatro unidades de manejo. Dm= diámetro medio. N= número de individuos medidos.

## Discusión y Conclusiones

La Clase Ophiuroidea es uno de los grupos de macroinvertebrados dominantes en las plataformas continentales, taludes y áreas abisales de todos los mares (Smith & Hamilton 1983; Shin & Koh 1993; Piepenburg *et al.* 1997; Metaxas & Giffin 2004; Chiantore *et al.* 2006). En la comunidad bentónica asociada a *Zygochlamys patagonica* la clase Ophiuroidea representa el grupo taxonómico más abundante (Bremec & Lasta 2002; Botto *et al.* 2006) y con una gran importancia ecológica dada su alta producción secundaria (Bremec *et al.* 2000; Souto 2009). Si bien se registran cinco especies de ofiuroides en esta comunidad (Bremec *et al.* 2003, 2006), las especies *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha*

*vivipara* y *Ophiura lymani* son las más importantes, dominando en abundancia y biomasa (ver Capítulo 1; Bremec & Lasta 2002).

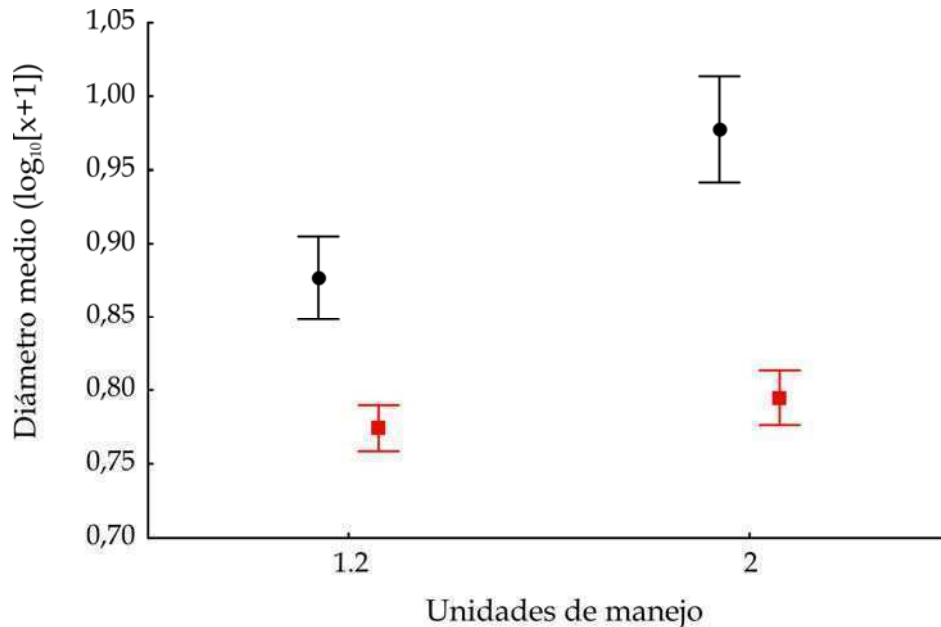


**Figura 20.** *Ophiura lymani*. Diámetro medio en las unidades de manejo durante el 2004. El “box-plot” presenta la mediana (punto), los percentiles de 25 y 75% (cuadrado) y el rango de tallas para cada unidad de manejo analizada (líneas). Los números en la parte superior del gráfico indican el nivel de esfuerzo pesquero.

Los resultados obtenidos, al igual que estudios previos, muestran la amplia distribución espacial de estas ofiuras en la comunidad bentónica estudiada. Entre ellas, la especie *Ophiactis asperula* se registró con una presencia igual al 90% en toda el área durante el período 2002-2005 y en todas las UMs, mientras que *O. lymani* fue la especie con menor frecuencia y abundancia media en la comunidad. *O. vivipara* y *O. lymani* fueron registradas con mayor frecuencia en los sectores más septentrionales, a partir de los 39°S aproximadamente (UM 2) (Tabla 2). Sin embargo, comparando estos resultados con los obtenidos por Bremec & Lasta (2002) se observan algunas variaciones en la distribución espacial de las tres ofiuras con respecto al año 1995, situación



previa al inicio de la pesquería. En general, el grado de presencia de *O. vivipara* y *O. lymani* disminuyó en las UMs del norte, mientras que las tres especies lo aumentaron a partir de los 39°30'S aproximadamente.



**Figura 21.** *Ophiura lymani*. Diámetro medio e intervalo de confianza (0,95) de *O. lymani* para los años 2003 (negro) y 2004 (rojo) en dos unidades de manejo del norte.

En general, las ofiuras presentan patrones de distribución batimétricos (Gage & Tyler 1982; Piepenburg & von Juterzenka 1994; Summers & Nybakken 2000; Metaxas & Giffin 2004), los que pueden estar relacionados con la depredación (Warner 1979; Hendler 1984; Drolet *et al.* 2004), la disponibilidad de comida (Metaxas & Giffin 2004; Booth *et al.* 2008), la concentración de oxígeno disuelto (Summers & Nybakken 2000), el tipo de sedimento, salinidad, temperatura y corrientes (García *et al.* 2002; Manjón-Cabeza & Ramos 2003).

En el caso de *Ophiactis asperula*, la biomasa varió significativamente con la profundidad, la biomasa y peso de las valvas de *Zygochlamys patagonica* y las UMs (Tabla 3). La biomasa de esta especie aumentó hacia el sur, los mayores valores se registraron en la UM 5 (Figura 2), y si bien se registró en todo el

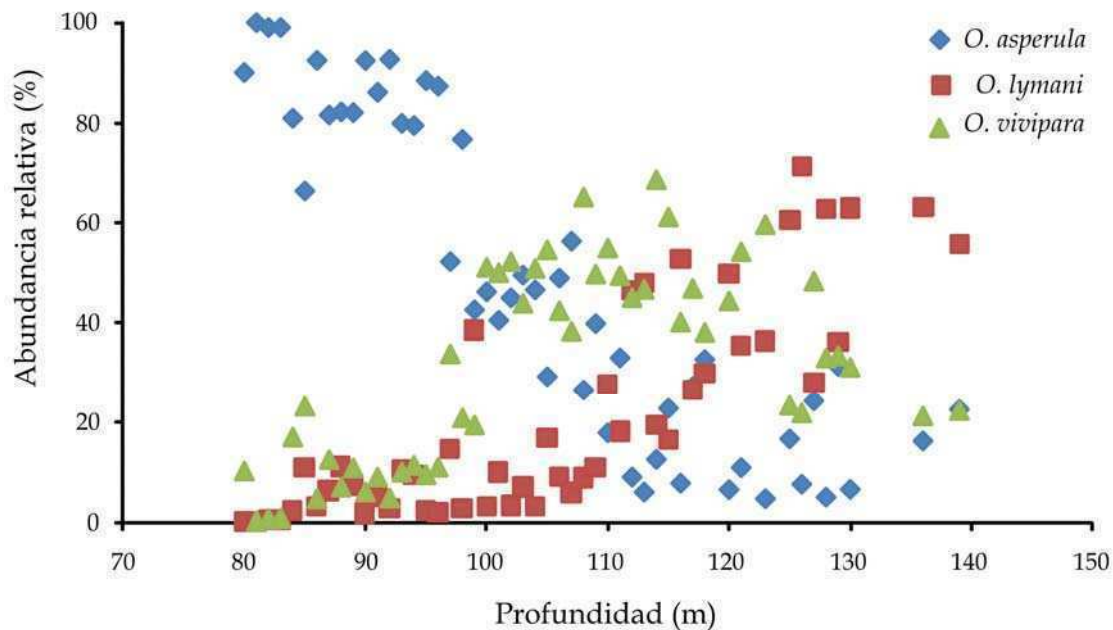
rango de profundidad estudiado las mayores biomásas se registraron entre los 80 y 100 metros (Figura 22). La biomasa de *O. asperula* también presentó una relación positiva con la biomasa de *Z. patagonica* y el peso de las valvas de dicha especie. Si bien no existe información sobre los hábitos alimentarios de *O. asperula*, distintas especies del género presentan modos de alimentación detritívoro y suspensívoro pasivo (Hendler *et al.* 1995; Calva 2002); esta información permite indicar que *O. asperula* se beneficiaría con el descarte de la pesquería, el que constituiría una fuente de alimento adicional. Esto coincide con los resultados obtenidos en relación con el esfuerzo pesquero, dado que los valores medios de biomasa y abundancia de esta especie aumentaron significativamente con el esfuerzo pesquero acumulado por año y UM (Figura 3). En áreas con pesca también se registraron los mayores valores medios de abundancia y biomasa de *O. asperula* (Figura 4). Resultados similares fueron obtenidos por Schejter *et al.* (2008), quienes registraron un aumento en la biomasa de *O. asperula* entre 1998 y 2002 en áreas con pesca de la UM 2 (ex-banco Reclutas), en áreas sin pesca no registraron ningún cambio. Si bien *O. asperula* se vería beneficiada por el aumento en la disponibilidad de alimento, producto del descarte de la pesquería, y sus valores medios de biomasa y abundancia aumentaron con el esfuerzo pesquero acumulado, estos aumentos no se registraron dentro de cada UM durante el período 2002-2005.

La especie *Ophiacantha vivipara* también presentó un patrón de distribución batimétrico y latitudinal. Si bien *O. vivipara* se registró en toda el área estudiada, su biomasa aumentó significativamente a partir de la UM 1.2 (Figura 10). En cuanto a la profundidad, el cambio más importante se registró a los 110 metros, a partir de esa profundidad todas las muestras presentaron altos valores de biomasa de *O. vivipara*, registrándose hasta 110 ind m<sup>-2</sup>. Si bien la familia Ophiacanthidae se caracteriza por ser un grupo dominante a grandes profundidades (Tyler 1980; García *et al.* 2002; Metaxas & Giffin 2004), en esta comunidad *O. vivipara* dominó entre los 100 y 125 metros de profundidad durante el período 2002-2005 (Figura 22). La biomasa de *O. vivipara* presentó una relación positiva con el peso de las valvas de *Zygochlamys patagonica*, que

forma parte del descarte de la pesquería (Ciocco *et al.* 2006). La dieta de *O. vivipara* fue estudiada en ejemplares de la Antártida, donde aparece citada como zooplanctívora, depredando principalmente sobre copépodos (Fell 1961; McClintock 1994), y como carroñera (Warner 1982), por lo tanto el descarte de la pesquería también sería una fuente de alimento adicional para esta especie. En el caso de *Ophiacantha bidentata*, especie ampliamente distribuida en el Atlántico Norte Occidental, cambia su modo de alimentación, de alimentadora de depósito a suspensívora, dependiendo de los recursos disponibles (Gallagher *et al.* 1998; Brooks *et al.* 2007). Si bien se registró una disminución en la biomasa de *O. vivipara* en el 2005 con respecto a los tres años de estudio anteriores, este cambio no estaría relacionado con la actividad pesquera dado que la abundancia y biomasa media de *O. vivipara* no presentó relación con el esfuerzo pesquero acumulado (Figura 11), tampoco se observaron diferencias significativas entre áreas con y sin pesca (Figura 12).

La distribución espacial de *Ophiura lymani* también presentó diferencias latitudinales y batimétricas. La biomasa de *O. lymani* aumentó con la profundidad, la especie dominó en las muestras colectadas a mayor profundidad (Figura 22). En la UM localizada en el extremo norte del área estudiada la biomasa de esta especie no superó los 0,1 g m<sup>-2</sup> y en el año 2003 no fue registrada. Las mayores biomásas fueron registradas en las UMs del sur, entre las cuales se destaca la UM 6 (Figura 16), sometida a un bajo esfuerzo pesquero. Sin embargo, tanto la abundancia como la biomasa media de *O. lymani* no presentaron relación con el esfuerzo pesquero (Figura 17), ni tampoco se encontraron diferencias al comparar entre áreas con y sin pesca (Figura 18). Las especies del género *Ophiura* son, en general, alimentadoras de depósito, consumen detrito orgánico, diatomeas y otros invertebrados (Warner 1982). Dahm (1999) analizó específicamente la dieta de *Ophiura lymani* en el sur de Chile y observó que esta especie omnívora se alimenta preferentemente de fitodetrito, sedimento y crustáceos. Dado que no se encontró relación entre la biomasa de *O. lymani* con el peso de las valvas ni con la biomasa de *Zygochlamys patagonica* (Tabla 5), puede inferirse que esta especie no estaría aprovechando el

descarte como fuente de alimento. Dicho beneficio sí se observó en la especie *Ophiura sarsii* en el banco Banquereau, Canadá, donde se realiza la pesca comercial de cuatro especies de bivalvos. Esta especie no presenta una disminución en su abundancia por la pesquería, sino que se beneficia con los efectos indirectos de la pesquería, dado que se registró un aumento en el número de individuos con contenido estomacal, los que además presentaban mayor diversidad de ítems que en zonas sin pesca (Harris *et al.* 2009). También se reportaron movimientos de migración de esta ofiura hacia áreas recién pescadas, en las cuales consumió organismos dañados (Gilkinson *et al.* 2005)



**Figura 22.** Ophiuroidea. Abundancia relativa (%) de las tres especies de ofiuras en función de la profundidad en toda el área estudiada.

En la clase Ophiuroidea se registraron tres patrones reproductivos básicos: liberación de gametas ligada a picos estacionales de mayor disponibilidad de alimento (Schoener 1968; Gage & Tyler 1982; Sumida *et al.* 2000; Gage *et al.* 2004; Booth *et al.* 2008), continuo (Rokop 1974; Lauerman 1998) y asincrónico (Tyler & Gage 1982). Algunas especies también presentan una

reproducción continua pero con reclutamiento estacional (Gage & Tyler 1982; Gage 1994).

*Ophiactis asperula* presentó una distribución de frecuencias de tallas unimodal en la mayoría de las UMs (Figura 5) y pocos individuos pequeños, lo cual indicaría un reclutamiento continuo y bajo y/o un rápido crecimiento de los reclutas (Metaxas & Giffin 2004). El diámetro de los individuos varió entre 1,6 y 12,7 mm en toda el área estudiada. Los mayores valores de diámetro medio se encontraron en las UMs del sur, independientemente del esfuerzo pesquero ejercido (Figura 6). Por lo tanto, dichas diferencias no podrían ser atribuidas a la pesquería, como en el caso de otros invertebrados (Blanchard *et al.* 2004). Posiblemente las diferencias en el diámetro medio estén relacionadas con la distribución y dispersión natural de la especie.

Si bien existe poca información sobre la reproducción de *Ophiactis asperula*, las especies con cinco brazos del género *Ophiactis* presentan una reproducción sexual obligada, con una fase larval planctónica (Mortensen 1913; Valentine 1991; Selvakumaraswamy & Byrne 2000), mientras que aquellas con seis brazos presentan además reproducción asexual (Chao & Tsai 1995; McGorven 2002). Falkner & Byrne (2003) estudiaron la reproducción de *Ophiactis resiliens* en New South Gales, Australia y observaron que esta especie presenta un ciclo reproductivo anual, con un desove más intenso en invierno. Los individuos más pequeños variaron entre 0,5 y 1,5 mm de diámetro, indicando que habrían permanecido aproximadamente tres meses en el plancton y reclutado en primavera-verano (Selvakumaraswamy & Byrne 2000). Los individuos más pequeños de *O. asperula* (1,6 - 2 mm) fueron registrados en septiembre 2003 y noviembre 2004 durante este estudio. Además, Sánchez (2007) también registró individuos menores de 3 mm en el área estudiada en los meses de octubre 2005 y marzo 2006. De acuerdo con esta información, *O. asperula* presentaría un ciclo reproductivo anual y un reclutamiento continuo.

*Ophiancantha vivipara* presentó un amplio rango de tallas (1 - 17 mm) en todas las UMs analizadas y distribuciones de tallas con varias modas durante el año 2004. Las UMs se diferencian por las clases de tallas que dominaron en cada

una de ellas (Figura 13). Durante el 2004 el menor diámetro medio se registró en la UM 5, la cual presentó una menor proporción de individuos de mayor tamaño (Figura 13). Si bien esta UM se encuentra sometida a un gran esfuerzo pesquero desde el inicio de la pesquería, las diferencias encontradas tampoco en este caso se pueden atribuir al efecto de ésta; otras UMs con similar esfuerzo pesquero presentaron un diámetro medio mayor para esta especie (Figura 14). Durante el período 2003-2004 se observó una disminución del diámetro medio de *O. vivipara* en las UMs del norte (Figura 15). Los individuos más pequeños fueron registrados en todos los muestreos (septiembre y noviembre) asomando por la hendiduras genitales del adulto (Figura 23). Se encontraron hasta cinco ejemplares por adulto, individuos cuya talla varió entre 0,96 y 3,7 mm. Sánchez (2007) encontró individuos pequeños (< 3 mm) durante los meses de marzo y octubre, lo cual permite sugerir que esta especie presenta también un ciclo reproductivo anual o no estacional, pero su reclutamiento y/o crecimiento difiere del presentado para la especie anterior, considerando que en la distribución de frecuencias de tallas dominó más de una clase.

*Ophiura lymani* presentó una distribución de frecuencias de tallas unimodal en la mayoría de las UMs analizadas (Figura 19). El diámetro de los individuos encontrados varió entre 2,16 y 23,45 mm. El diámetro medio de *O. lymani* fue similar en todas las UMs estudiadas durante el 2004, independientemente del esfuerzo pesquero al que se vio sometida cada una de éstas y de su ubicación geográfica. Entre los años 2003 y 2004 se observó una disminución en el diámetro medio de *O. lymani* en las UMs del norte (Figura 21), posiblemente por el aumento en el número de individuos de menor tamaño (Figura 19). Éstos fueron registrados en los meses julio y agosto durante este estudio, mientras que Sánchez (2007) encontró una gran proporción de individuos pequeños (< 4 mm) en el área estudiada durante el mes de marzo de 2005. Dada su distribución de tallas y el registro de individuos pequeños durante todo el año, *O. lymani*, al igual que *O. asperula*, presentaría un ciclo de reproducción no estacional con un reclutamiento bajo o esporádico. Este patrón de reproducción también fue citado para la especie *Ophiura bathybia* y otros

equinodermos a grandes profundidades y relacionado con la cantidad de alimento disponible (Metaxas & Giffin 2004; Booth *et al.* 2008).



**Figura 23.** *Ophiacantha vivipara*. Individuo juvenil asomando de la hendidura genital del adulto.

En conclusión, se presenta el patrón de distribución de las especies más abundantes dentro de la comunidad bentónica asociada al frente de talud, de las cuales se destaca *Ophiactis asperula* por su mayor presencia en las muestras y amplia distribución. Las tres especies presentaron un patrón de distribución relacionado con la latitud y la profundidad, siendo evidente una diferenciación espacial de acuerdo a esta última variable. Entre los 80 y 100 metros *Ophiactis asperula* presentó una gran dominancia, entre 100 y 125 metros dominó la especie *Ophiacantha vivipara* y a mayor profundidad es *Ophiura lymani* la especie que presentó mayor abundancia relativa. Como la mayoría de las ofiuras, todas ellas presentan un modo de alimentación omnívoro, sin embargo sólo *Ophiacantha vivipara* y *Ophiactis asperula* se estarían alimentando del descarte de la pesquería de vieira patagónica. Los valores medios de abundancia y biomasa de *Ophiactis asperula* aumentaron significativamente con el esfuerzo pesquero,

registrándose en mayor abundancia en áreas con pesca. Las tres especies de ofiuras estudiadas presentarían un ciclo de reproducción anual. Sin embargo, las estructuras de tallas no unimodales observadas en *Ophiacantha vivipara* indicarían un mayor éxito en el reclutamiento debido a su estrategia vivípara.



## Referencias

- Acha EM, Mianzan HW, Guerrero RA, Favero M, Bava J (2004) Marine Fronts at the continental shelves of austral South America Physical and ecological processes. *J Mar Sys* 44: 83-105
- Ambrose WG (1993) Effects of predation and disturbance by ophiuroids on soft-bottom community structure in Oslofjord: results of a mesocosm study. *Mar Ecol Prog Ser* 97: 225-236
- Ambrose WG, Clough LM, Tilney PR, Beer L (2001) Role of echinoderms in benthic remineralization in the Chukchi Sea. *Mar Biol* 139: 937-949
- Aronson RB (1989) Brittlestars Beds: low-predation anachronisms in the British Isles. *Ecology* 70: 856-865
- Baker AN, Clark HES, McKnight DG (2001) New species of the brittlestar genus *Astrogymnotes* H. L. Clark, 1914, from New Zealand and Japan (Echinodermata: Ophiuroidea). *J R Soc NZ Zool* 31(2): 299-306
- Bartsch I (1982) Ophiuroidea (Echinodermata) from the Patagonian Shelf. *Mitteilungen aus dem Hamburgischen Zoologischen Museum und Institut* 79: 211-250
- Bergmann MJN, van Santbrink JW (1994) Direct effects of beam trawling on macrofauna in sandy areas off the Dutch coast. En: de Groot SJ, Lindeboom HJ (eds), *Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural resources management and protection of the North Sea*. Netherlands Institute for Fisheries Research (NIOZ) Report 1994-11. Netherlands, pp 179-208
- Bergman M, Moore PG (2001) Mortality of *Asterias rubens* and *Ophiura ophiura* discarded in the *Nephrops* fishery of the Clyde Sea area, Scotland. *ICES J Mar Sci* 58: 531-542
- Bernasconi I, D'Agostino MM (1977) Ophiuroideos del Mar Epicontinental Argentino. *Rev Mus Argent Cienc Nat Bernardino Rivadavia Inst Nac Invest Cienc Nat (Argent)* 5(5): 65-114

- Blanchard F, LeLoc'c F, Hily C, Boucher J (2004) Fishing effects on diversity, size and community structure of the benthic invertebrate and fish megafauna on the Bay of Biscay coast of France. *Mar Ecol Prog Ser* 280: 249-260
- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM (Lobo), Lasta M, Dell'Arcipetre P, Werner F (2005) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. *Fish Oceanogr* 14: 359-376
- Booth JAT, Ruhl HA, Lovell L., Bailey DM, Smith Jr. KL (2008) Size-frequency dynamics of NE Pacific abyssal ophiuroids (Echinodermata: Ophiuroidea). *Mar Biol* 154: 933-941
- Botto F, Bremec C, Marecos A, Schejter L, Lasta M, Iribarne O (2006) Identifying predators of the SW Atlantic Patagonian scallop *Zygochlamys patagonica* using stable isotopes. *Fish Res* 81: 45-50
- Bremec C, Lasta M (2002) Epibenthic assemblage associated with scallop (*Zygochlamys patagonica*) beds in the Argentinian shelf. *Bull Mar Sci* 70: 89-105
- Bremec C, Brey T, Lasta M, Valero J, Lucifora L (2000) *Zygochlamys patagonica* beds on the Argetinian shelf. Part I: Energy flow through the scallop bed community. *Arch Fish Mar Res* 48: 295-303
- Bremec C, Marecos A, Schejter L, Lasta M (2003) Guía técnica para la identificación de invertebrados epibentónicos asociados a los bancos de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en el Mar Argentino. Publicaciones Especiales INIDEP, pp 28
- Bremec C, Schejter L, Marecos A (2006) Riqueza específica y asociaciones faunísticas en los bancos comerciales de vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) a lo largo del frente de talud. Periodo 1995-2006. INIDEP Inf Tec N° 106
- Brooks RA, Nizinski MS, Ross SW, Sulak KJ (2007) Frequency of sublethal injury in a deepwater ophiuroid, *Ophiacantha bidentata*, an important

- component of western Atlantic *Lophelia* reef communities. Mar Biol 152: 307-314
- Callaway R, Engelhard GH, Dann J, Cotter J, Rumohr H (2007) A century of North Sea epibenthos and trawling: comparison between 1902-1912, 1982-1985 and 2000. Mar Ecol Prog Ser 347: 27-43
- Calva LG (2002) Hábitos alimenticios de algunos equinodermos. Parte 1. Estrellas de mar y estrellas serpientes. Contactos 46: 59-68
- Ciocco NF, Lasta M, Narvarte M, Bremec C, Bogazzi E, Valero J, Orensanz (Lobo) JM (2006) Argentina. En: Shumway SE (ed), Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 1251-1292
- Chao SM, Tsai CC (1995) Reproduction and population dynamics of the fissiparous brittle star *Ophiactis savignyi* (Echinodermata: Ophiuroidea). Mar Biol 124: 77-83
- Chiantore M, Guideti M, Cavallero M, De Domenico F, Albertelli Go, Cattaneo-Vetti R (2006) Sea urchins, sea stars and brittle stars from Terra Nova Bay (Ross Sea, Antarctica). Polar Biol 29: 467-475
- Cranmer TL, Ruhl RJ, Baldwin RJ, Kaufmann RS (2003) Spatial and temporal variation in the abundance, distribution and population structure of epibenthic megafauna in Port Foster, Deception Island. Deep-Sea Res Part II 50: 1821-1842
- Dahm C (1999) Ophiuroids (Echinodermata) of southern Chile and the Antarctic: Taxonomy, biomass, diet and growth of dominant species. Sci Mar 63: 427-432
- Dearborn JH, FerrariFD, Edwards KC, (1986) Can pelagic aggregations cause benthic satiation? Feeding biology of the brittle star *Astrotoma agassizii* (Echinodermata: Ophiuroidea). Antarct Res Ser 44: 1-27
- Drolet D, Himmelman JH, Rochette R (2004) Effect of light and substratum complexity on microhabitat selection and activity of the ophiuroid *Ophiopholis aculeata*. J Exp Mar Biol Ecol 313: 139-154

- Falkner I, Byrne M (2003) Reproduction of *Ophiactis resiliens* (Echinodermata: Ophiuroidea) in New South Wales with observations on recruitment. *Mar Biol* 143: 459–466
- Fell HB (1961) Ophiuroidea of the Ross Sea. *Mem NZ Oceanogr Inst* 18: 1-79
- Gage JD (1994) Recruitment ecology and age structure of deep sea invertebrate populations. En: Young CM, Eckelbarger KJ (eds) *Reproduction, larval biology and recruitment of the deep-sea benthos*. Columbia University Press, New York
- Gage JD, Tyler PA (1982) Depth-Related gradients in size structure and the bathymetric zonation of deep-sea brittle stars. *Mar Biol* 71: 299-308
- Gage JD, Anderson RM, Tyler PA, Chapman R, Dolan E (2004) Growth, reproduction and possible recruitment variability in the abyssal brittle star *Ophiecten hastatum* (Ophiuroidea: Echinodermata) in the NE Atlantic. *Deep Sea Part I* 51: 849-864
- Gallagher ML, Ambrose WG Jr, Renaud PE (1998) Comparative studies in biochemical composition of benthic invertebrates (bivalves, ophiuroids) from the Northeast Water (NEW) Polynya. *Polar Biol* 19: 167-171
- García J, Hsin-ming Y, Ohta S (2002) Distribution and bathymetric zonation of deep-sea brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) off the Japanese Pacific coast. *Mar Biol Ass UK* 82: 345-346
- Gilkinson KD, Gordon DC Jr, MacIsaac KG, McKeown DL, Kenchington ELR, Bourbonnais C, Vass WP (2005) Immediate impacts and recovery trajectories of macrofaunal communities following hydraulic clam dredging on Banquereau, eastern Canada. *ICES J Mar Sci* 62: 925-947
- Gutt J, Schickan T (1998) Epibiotic relationships in the Antarctic benthos. *Antarct Sci* 10: 398-405
- Harris JL, MacIsaac K, Gilkinson KD, Kenchington EL (2009) Feeding biology of *Ophiura sarsii* Lütken, 1855 on Banquereau bank and the effects of fishing. *Mar Biol* 156: 1891-1902
- Hendler G (1984) Brittle star color-change and phototaxis. *Mar Ecol* 5(4): 379-401

- Hendler G (2005) Two New Brittle Star Species of the Genus *Ophiothrix* (Echinodermata: Ophiuroidea: Ophiotrichidae) from Coral Reefs in the Southern Caribbean Sea, with Notes on Their Biology. *Caribb J Sci* 41(3): 583-599
- Hendler G, Miller JE, Pawson DL, Kier PM (1995) Sea stars, sea urchins and allies: Echinoderms of Florida and the Caribbean. Smithsonian Institution Press, Washington DC
- Hickman CP, Roberts LS, Larson A (2001) Echinoderms. En: Integrated principles of zoology, 11<sup>th</sup> edition, McGraw-Hill, New York, pp 458-479
- Kaufmann RS, Smith KL (1997) Activity patterns of mobile epibenthic megafauna at an abyssal site in the eastern North Pacific: results from a 17 month time-lapse photographic study. *Deep-Sea Res Part I* 44: 559-579
- Lauerman LML (1998) Deep-sea epibenthic echinoderms and a temporally food supply: results from a long time-series study in the abyssal NE Pacific. *Deep-Sea Res Part I* 45: 817-842
- Lyman T (1882) Report on the Ophiuroidea dredged by H.M.S. "Challenger" during the years 1873-76. *Challenger Rep Zoology* 15(5), Londres
- Manjón-Cabeza ME, Ramos A (2003) Ophiuroid community structure of the South Shetland Islands and Antarctic Peninsula region. *Polar Biol* 26: 691-699
- McClintock JB (1994) Trophic biology of antarctic shallow-water echinoderms. *Mar Ecol Prog Ser* 111: 191-202
- McGovern T (2002) Patterns of sexual and asexual reproduction in the brittle star *Ophiactis savignyi* in the Florida Keys. *Mar Ecol Prog Ser* 230:119-126
- Metaxas A, Giffin B (2004) Dense beds of the ophiuroid *Ophiacantha abyssicola* on the continental slope off Nova Scotia, Canada. *Deep-Sea Res Part I* 51: 1307-1317
- Mortensen T (1913) On the development of some British echinoderms. *J Mar Biol Assoc UK* 10:1-18
- Mortensen T (1936) Echinoidea and Ophiuroidea. *Discovery Reports, Cambridge* 12: 199-348

- Moya F, Ramos A, Manjón-Cabezas ME (2003) Distribution and ecology of *Ophionotus victoriae* Bell, 1902 (Ophiuroidea, Echinodermata) in the South Shetlands Islands area (Antarctica). *Bol Inst Esp Oceanogr* 19(1-4): 49-53.
- Pawson D (2007) Phylum Echinodermata. En: Zhang ZQ, Shear WA (Eds) *Linnaeus Tercentenary: Progress in Invertebrate Taxonomy*. *Zootaxa*, 1668, 1-766
- Piepenburg D, Juterzencka KV (1994) Abundance, biomass and spatial distribution pattern of brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) on the Kolbeinsey Ridge north of Iceland. *Polar Biol* 14: 185-194
- Piepenburg D, Schmid MK (1996) Brittle star fauna (Echinodermata: Ophiuroidea) of the Arctic northwestern Barents Sea: composition, abundance, biomass, and spatial distribution. *Polar Biol* 16: 383-392
- Piepenburg D, Jochen V, Gutt J (1997) Assemblages of sea stars (Echinodermata: Asteroidea) and brittle stars (Echinodermata: Ophiuroidea) in the Weddell Sea (Antarctica) and off Northeast Greenland (Arctic): a comparison of diversity and abundance. *Polar Biol* 17: 305-322
- Prena J, Schwinghamer P, Rowell TW, 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 bycatch and effects on epifauna. *Mar Ecol Prog Ser* 181: 107-124
- Ramsay K, Kaiser MJ, Hughes RM (1998) Responses of benthic scavengers to fishing disturbance by towed gears in different habitats. *J Exp Mar Biol Ecol* 224: 73-89
- Rokop FJ (1974) Reproductive patterns in the deep-sea benthos. *Science* 186: 743-745
- Roux A, Bastida R, Lichtschein V, Barreto A (1988) Investigaciones sobre las comunidades bentónicas de plataforma a través de una transecta frente a Mar del Plata. *Spheniscus* 6: 19-52
- Rumohr H, Kujawski T (2000) The impact of trawl fishery on the epifauna of the southern North Sea. *ICES J Mar Sci* 57: 1389-1394

- Sánchez MA (2007) Asociaciones bentónicas en áreas influenciadas por el frente de talud en el Mar Argentino. Tesis de Licenciatura, Universidad Nacional de Mar del Plata
- Schejter L, Bremec C, Hernández D (2008) Comparison between disturbed and undisturbed areas of the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) fishing ground "Reclutas" in the Argentine Sea. *J Sea Res* 60: 193-200
- Schoener A (1968) Evidence for reproductive periodicity in the deep sea. *Ecology* 49: 81-87
- Selvakumaraswamy P, Byrne M (2000) Reproduction, spawning, and development of five ophiuroids from Australia and New Zealand. *Invert Biol* 119:394-402
- Shin HC, Koh CH (1993) Distribution and abundance of ophiuroids on the continental shelf and slope of the East Sea (southwestern Sea of Japan), Korea. *Mar Biol* 115: 393-399
- Smtih CR, Hamilton SC (1983) Epibenthic fauna of a bathyal basin off southern California: patterns of abundance, biomass and dispersion. *Deep-Sea Res* 30: 907-928
- Sokal RR, Rohlf FJ (1995) *Biometry*, 3rd edn. WH Freeman and Company, New York
- Souto V (2009) Estructura y producción de la comunidad de la vieira *Zygochlamys patagonica* en el banco "Reclutas" (39° S) entre los años 1995 y 2006. Tesis de Licenciatura, UNMDP
- Stefánsson G (1996) Analysis of groundfish survey abundance data: combining the GLM and delta approaches. *ICES J Mar Sci* 53: 577-588
- Sumida PYG, Tyler PA, Lampitt RS, Gage JD (2000) Reproduction, dispersal and settlement of the bathyal ophiuroid *Ophiocten gracilis* in the NE Atlantic Ocean. *Mar Biol* 137: 623-630
- Summers AC, Nybakken J (2000) Brittle star distribution patterns and population densities on the continental slope off central California (Echinodermata: Ophiuroidea). *Deep-Sea Res Part II* 47: 1107-1137

- Tommasi LR (1970) Os Ofiuróides recentes do Brasil e de regioes vizinhas. Contrib Avulsas Inst Oceanogr Oceanogr Biol 20: 1-146
- Tyler PA (1980) Deep-sea ophiuroids. Oceanogr Mar Biol Annu Rev 18: 125-153
- Tyler PA, Gage JD (1982) The reproductive biology of *Ophiacantha bidentata* (Echinodermata: Ophiuroidea) from the Rockall Trough. J Mar Biol Ass UK 62: 45-55
- Valentine JF (1991) The reproductive periodicity of *Microphiopholis atra* (Stimpson, 1852) and *Hemipholis elongata* (Say, 1825) (Echinodermata: Ophiuroidea) in eastern Mississippi Sound. Ophelia 33:121-129
- Valero J (2002) Analysis of temporal and spatial variation in growth and natural mortality estimation with an integrated dynamic model in the Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*). Tesis Doctoral, Universidad de Washington, USA
- Veale LO, Hill AS, Hawkins SJ, Brand AR (2000) Effects of long-term physical disturbance by commercial scallop fishing on subtidal epifaunal assemblages and habitats. Mar Biol 137: 325-337
- Warner GF (1979) Aggregations in echinoderms. En: Larwood G & Rosen BR (eds), Biology and systematics of colonial organisms, Academic, Londres, pp 375-396
- Warner G (1982) Food and feeding mechanisms: Ophiuroidea. En: Jangoux M & Lawrence JM (Eds), Echinoderm nutrition. Balkema, Rotterdam
- Witman JD, Sebens KP (1992) Regional variations in fish predation intensity: a historical perspective in the Gulf of Maine. Oecologia 90: 305-315
- Zar JH (1999) Biostatistical analysis. 4ª edición. Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey, pp 663



## Consideraciones finales

## Consideraciones finales

Los resultados obtenidos permitieron identificar la asociación de especies de invertebrados bentónicos más conspicua asociada al frente de talud entre los años 2002 y 2005. En dicho sector, dividido en nueve unidades de manejo, se desarrolla la pesquería de la vieira patagónica desde el año 1996. Las especies *Fusitriton magellanicus*, *Austrocidaris canaliculata*, *Chaetopterus* sp., *Ctenodiscus australis*, Pterasteridae, Asteroiidae, Porifera, Actiniaria, *Ophiactis asperula*, *Actinostola crassicornis*, *Ophiacantha vivipara*, *Sterechinus agassizi* y *Ophiura lymani* formaron la asociación donde *Zygochlamys patagonica* fue dominante. Dentro de la fauna asociada al recurso, se destacó el phylum Echinodermata, por presentar elevada diversidad y por su contribución en biomasa y abundancia a la comunidad bentónica estudiada. Durante el período estudiado no se han registrado pérdidas de especies y puede establecerse que la asociación de invertebrados bentónicos ha persistido después de casi diez años de explotación pesquera, si bien sí se han detectado variaciones en la biomasa relativa de los distintos grupos taxonómicos y en los valores medios de riqueza específica. Dentro de los cambios observados durante el período se destaca la disminución en biomasa del phylum Porifera, uno de los grupos más vulnerables a la actividad antropogénica sobre el fondo marino (Jeninnings *et al.* 2001; Collie *et al.* 2000). Este proceso se ha venido registrando en la comunidad desde el inicio de la pesquería (Bremec *et al.* 2000; Escolar *et al.* 2009).

La distribución en parches de la vieira patagónica (Ciocco *et al.* 2006) hace que los índices univariados de diversidad sean insuficientes para observar el impacto de la pesca sobre la comunidad (Morsan 2009). En estos casos, el esfuerzo pesquero se concentra en áreas con mayor abundancia del recurso, agotándolo gradualmente (Caddy 1975; Bogazzi *et al.* 2005). La gran dominancia de la especie objetivo, al igual que la actividad pesquera, disminuye la

diversidad y heterogeneidad de la comunidad. Debido a esto, no es posible atribuir las estimaciones más bajas al efecto del arrastre.

De manera de ampliar el conocimiento acerca de las especies de invertebrados bentónicos más conspicuas dentro de la fauna asociada a la captura incidental de la pesquería de la vieira patagónica, y de identificar si éstas están relacionadas con los pequeños cambios observados a nivel comunidad, se estudiaron las variaciones espacio-temporales en la distribución, biomasa y tallas de *Ctenodiscus australis* (Asteroidea), *Sterechinus agassizi* (Echinoidea), *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea), *Ophiactis asperula* (Ophiuroidea), *Ophiacantha vivipara* (Ophiuroidea) y *Ophiura lymani* (Ophiuroidea), especies de equinodermos más conspicuas dentro de la comunidad bentónica. Los resultados fueron analizados en función de dos variables asociadas con la presión pesquera: el descarte de la pesquería y su relación con el tipo de alimentación de las especies estudiadas, y el daño físico que el arrastre produciría en los organismos de fondo, dependiendo de su morfología.

*Ctenodiscus australis* (Asteroidea) presentó un patrón de distribución latitudinal, registrándose las mayores biomásas en el sector norte del área estudiada, el cual probablemente esté relacionado con su hábito de alimentación detritívoro, posiblemente favorecido por diferentes fuentes de materia orgánica (ver El-Sayed 1968; Lonardi & Ewing 1971; Lutz *et al.* 2010). A pesar de que *C. australis* se vería favorecida por el descarte de la pesquería, dado que aumenta la materia orgánica disponible, las mayores abundancias de esta especie se registraron en áreas sin pesca, lo que permite inferir una remoción de individuos por parte de la pesquería.

*Sterechinus agassizi* y *Pseudechinus magellanicus* (Echinoidea) presentaron patrones de distribución marcadamente opuestos, asociados con la profundidad y con la latitud. Las dos especies de erizos presentan un tipo alimentación

omnívoro, por lo cual se verían beneficiadas por el descarte de la pesquería, el cual representaría una fuente de alimento adicional. Sin embargo las mayores abundancias y biomasa de *S. agassizi* se registraron en áreas sin pesca; el tamaño adulto que presenta y su fragilidad, hacen a esta especie vulnerable a la pesca de arrastre. Tal efecto no se infiere en el caso de *P. magellanicus*, especie de menor tamaño, sin embargo la biomasa de esta especie disminuyó significativamente durante el período estudiado.

Las especies *Ophiactis asperula*, *Ophiacantha vivipara* y *Ophiura lymani* (Ophiuroidea) presentaron la mayor abundancia en la comunidad bentónica estudiada. *O. asperula* se destaca por presentar una mayor presencia en las muestras y amplia distribución. Las ofiuras presentaron un patrón de distribución relacionado con la latitud y la profundidad, siendo evidente una diferenciación espacial de acuerdo a esta última variable. *Ophiactis asperula* presentó una gran dominancia entre los 80 y 100 metros, *Ophiacantha vivipara* dominó entre 100 y 125 metros y la especie *Ophiura lymani* presentó mayor abundancia a mayor profundidad. Como la mayoría de las ofiuras, las tres especies estudiadas presentan un modo de alimentación omnívoro, pero sólo *Ophiacantha vivipara* y *Ophiactis asperula* se alimentarían del descarte de la pesquería de vieira patagónica. Los valores medios de abundancia y biomasa de *Ophiactis asperula* aumentaron significativamente con el esfuerzo pesquero, registrándose en mayor abundancia en áreas con pesca. La estrategia reproductiva de *Ophiacantha vivipara* aseguraría un mayor éxito en el reclutamiento, sugerido por las estructuras de tallas no unimodales observadas para esta especie.

La profundidad se ha manifestado como una de las variables más influyentes en la distribución de la mayoría de las especies, mostrando incluso patrones muy marcados. Sin embargo, dada la información presentada en esta tesis es difícil concluir si las relaciones encontradas se producen como consecuencia de una respuesta directa de los individuos a esta variable o son un

resultado indirecto de la influencia de otros factores, que pueden ser ambientales (corriente, temperatura, presión, tipos de sedimento etc.), biológicos (disponibilidad de recursos, origen y dispersión de las larvas, presencia y abundancia de depredadores y presas, movilidad, competencia inter e intraespecífica, etc.) o una combinación de ambos.

Los resultados obtenidos al analizar el efecto de la pesquería sobre las distintas especies de equinodermos, variaron según el tipo de alimentación y morfología de la especie. Por ejemplo, *Sterechinus agassizi* y *Ophiactis asperula*, ambas especies omnívoras y que podrían alimentarse del descarte de la pesquería, presentaron diferentes respuestas frente al esfuerzo pesquero: *O. asperula*, especie de menor tamaño y con mayor capacidad de regeneración (Carnevalli 2006), presentó mayores valores de abundancia y biomasa en áreas con pesca y se registró una relación positiva con el aumento del esfuerzo pesquero; *S. agassizi*, por su parte, al presentar mayor tamaño corporal, presentó mayores valores de abundancia y biomasa en áreas sin pesca.

Los resultados obtenidos con respecto al efecto de la pesquería sobre las distintas especies de equinodermos deben considerarse generales para toda el área de estudio, y marcan la importancia de analizar diferentes escalas espaciales. Por lo que se planea continuar con este tipo de análisis pero identificando distintos parches dentro de cada unidad de manejo, y analizarlos a lo largo de una mayor escala temporal para intentar diferenciar entre fluctuaciones naturales de las especies y aquellas producidas por la pesca de arrastre.

En esta Tesis se presentan los primeros estudios a nivel poblacional de invertebrados bentónicos que forman parte de la captura incidental de la pesquería de vieira patagónica en el área del frente de talud. Se observa como dicha pesquería influye de manera diferencial sobre los organismos, dependiendo principalmente de su tipo de alimentación y morfología. A su vez,

aporta nueva información sobre la distribución espacial, abundancia, biomasa y estructura de tallas de seis especies de equinodermos, grupo dominante en la comunidad bentónica estudiada y que prácticamente no ha sido objeto de estudio en esta zona del Mar Argentino.

## Referencias

- Bremec C, Brey T, Lasta M, Valero J, Lucifora L (2000) *Zygochlamys patagonica* beds on the Argetinian shelf. Part I: Energy flow through the scallop bed community. Arch Fish Mar Res 48: 295-303
- Bogazzi E, Baldoni A, Rivas A, Martos P, Reta R, Orensanz JM (Lobo), Lasta M, Dell'Arcipetre P, Werner F (2005) Spatial correspondence between areas of concentration of Patagonian scallop (*Zygochlamys patagonica*) and frontal systems in the southwestern Atlantic. Fish Ocean 14: 359-376
- Caddy JF (1975) Spatial model for an exploited shellfish population, and its application to the Georges Bank scallop fishery. J Fish Res Board Can 32: 1305-1328
- Carnevali MC (2006) Regeneration in Echinoderms: repair, regrowth, cloning. Invertebr Surv J 3: 64-76
- Ciocco NF, Lasta M, Narvarte M, Bremec C, Bogazzi E, Valero J, Orensanz (Lobo) JM (2006) Argentina. En: Shumway SE (ed), *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 1251-1292
- Collie JS, Hall SJ, Kaiser MJ, Pioner IR (2000) A quantitative analysis of fishing impacts on shelf-sea benthos. J Ani Ecol 69: 785-798
- El-Sayed SZ (1968) On the productivity of the southwest Atlantic Ocean and the waters west of the Antarctic Peninsula. En: Llano GA, Schmitt WL (eds), *Biology of the Antarctic seas III*, American Geophysical Union, Washington DC
- Escolar M, Diez M, Hernández D, Marecos A, Campodónico S, Bremec C (2009) Invertebrate bycatch in Patagonian scallop fishing grounds: a study case with data obtained by the On Board Observers Program. Rev Biol Mar Ocean 44(2): 369-377
- Jennings S, Kaiser M, Reynolds J (2001) *Marine Fisheries Ecology*. En: *Marine Fisheries Ecology*, Blackwell Science, pp 239-257

- Lonardi AG, Ewing M (1971) Sediment transport and distribution in the Argentine basin. 4. Bathymetry of the continental margin, Argentine basin and other related provinces. Canyons and sources of sediments. En: Ahrens LH, Press F, Runcorn SK, Urey HC (eds) *Physics and chemistry of the earth*, Pergamon Press, pp 81-121
- Lutz VA, Segura V, Dogliotti AI, Gagliardini DA, Bianchi AA, Bestrini CF (2010) Primary production in the Argentine Sea during spring estimated by field and satellite models. *J Plankton Res* 32(2): 181-195
- Morsan EM (2009) Impact on biodiversity of scallop dredging in San Matías Gulf, northern Patagonia (Argentina). *Hydrobiologia* 619: 167-180

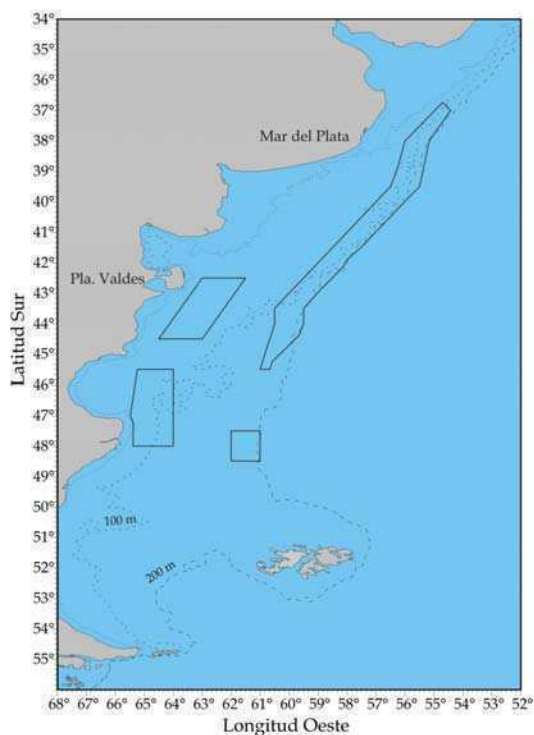


## Anexo I

La pesquería de vieira patagónica

### La pesquería de vieira patagónica

La pesquería de la vieira patagónica es una de las actividades pesqueras más recientes dentro del ámbito nacional. Dicha actividad no llega a alcanzar los 20 años de antigüedad. La potencialidad del recurso de vieira patagónica fue confirmada en 1989, a partir de los resultados que derivaron de los “Convenios de Pesca Experimental y Demostrativa”. Durante el año 1995, a través de un convenio Estado-Empresa se realizaron quince campañas para evaluar el estado del recurso bentónico vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*) en la Plataforma Continental Argentina (Ciocco *et al.* 2006). Los resultados obtenidos confirmaron que esta especie presenta una amplia distribución geográfica, con densas agregaciones entre los 50 y 130 metros de profundidad desde los 38° a 48° S (Lasta & Bremec 1998) (Figura 1). Luego de establecer las pautas de manejo dos empresas, con dos barcos factorías cada una, fueron autorizadas para comenzar la pesquería de vieira patagónica en 1996.



**Figura 1.** Localización de las unidades de manejo de la vieira patagónica. Aquellas más productivas se encuentran asociadas a la isobata de 100 metros.

Los barcos comerciales, de 45 y 59 metros de eslora, realizan entre 6 y 13 viajes por año, con una duración de 20 a 40 días. No existe temporada de pesca, sino que se establecen capturas máximas permisibles por sectores. Los barcos operan con dos redes de arrastre (tangones) no selectivas (Figura 2); los cuales, dependiendo de la velocidad y otras características técnicas (ej. redes de diferente tamaño, según la empresa, 16 metros o 22 m de abertura de red), realizan entre 80 y 120 lances por día. La actividad pesquera se realiza las 24 h del día, durante todo el año. La velocidad promedio de navegación es 9-10 nudos (16,67 - 18,52 km/h), y la velocidad de arrastre promedio 4 nudos (7,41 km/h) (Ciocco *et al.* 2006).



**Figura 2.** Barco comercial de 59 metros de eslora. Red de arrastre con portones.

La captura, compuesta de vieira, otros invertebrados bentónicos y valvas rotas (Figura 3), es procesada mecánicamente a bordo. La fauna acompañante y vieiras menores a la talla comercial ( $> 55$  mm, Resolución CFP N° 4/2005), son separadas y devueltas al mar (descartadas). Las vieiras de talla comercial son procesadas a bordo: primero se separan las valvas del tejido blando, las valvas también son descartadas. Luego por medio del “peeling” se remueve el tejido blando y se obtiene el músculo aductor (callo) que se clasifica, congela (cámaras a  $-30^{\circ}\text{C}$ ) y empaca (Figura 4). Por lo tanto el descarte está compuesto por valvas sueltas y vísceras de vieira patagónica, vieiras de talla no comercial y otros invertebrados bentónicos dañados o muertos.



**Figura 3.** Captura a bordo.





**Figura 4.** Planta de procesamiento a bordo. a. Cilindro selector de vieiras b. Tolva, recibe la captura < 55 mm c. Cinta transportadora d. Máquina de pelado.

Los principales desembarcos se realizan en los puertos de Mar del Plata, Quequén y Ushuaia. La mayor parte del producto se exporta a Estados Unidos, Canadá y la Unión Europea (Ciocco *et al.* 2006).

En la Tabla 1 se presentan los desembarcos del recurso vieira patagónica, la información fue tomada de los informes técnicos oficiales del INIDEP (ver Referencias). La captura del año 2004 proviene de las unidades de manejo del sector sur, dado que las unidades del sector norte no fueron habilitadas para la pesca durante ese año.

**Tabla 1.** Desembarco de callos y captura total de vieira patagónica entera de talla comercial durante el periodo 2001-2005. t = toneladas.

Año	Callos	Vieiras totales
2001	5454,5 t	38961 t
2002	6325,1 t	50967 t
2003	6018,1 t	42969 t
2004	5890,4 t	42065 t
2005	5535,2 t	39522 t

## Referencias

- Ciocco NF, Lasta M, Narvarte M, Bremec C, Bogazzi E, Valero J, Orensanz (Lobo) JM (2006) Argentina. En: Shumway SE (ed) *Scallops: Biology, Ecology and Aquaculture*, 2<sup>da</sup> edición, Elsevier Science, pp: 1251-1292
- Consejo Federal Pesquero (2005) Resolución N° 04/2005: Establecer un Plan de Manejo de la especie vieira patagónica, con el objeto de continuar asegurando la sustentabilidad del recurso. Fijar un tamaño mínimo de valva para ser consideradas aptas para ingresar en el proceso productivo. pp 10
- Lasta M, Bremec C (1998) *Zygochlamys patagonica* in the Argentine Sea: a new scallop fishery. *J Shellfish Res* 17(1): 103-111
- Lasta M, Bogazzi E, Campodónico S (2002) Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*): Funcionamiento de la flota, captura y desembarco de callo durante el año 2001. Actividad de la flota de bandera uruguaya. *Inf Téc INIDEP N°9*, pp 9
- Lasta M, Campodónico S (2003) Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*), funcionamiento de la flota, captura y desembarco de callo durante el año 2002. *Inf Téc INIDEP N°23*, pp 14
- Lasta M, Campodónico S (2004) Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*), funcionamiento de la flota, captura y desembarco de callo durante el año 2003. *Inf Téc INIDEP N° 19*, pp 15
- Lasta M, Campodónico S (2005) Vieira patagónica (*Zygochlamys patagonica*): Funcionamiento de la flota, captura y desembarco de callo durante el año 2004. *Inf Téc INIDEP N° 1*, pp 15
- Lasta M, Campodónico S (2006) Vieira Patagónica (*Zygochlamys patagonica*): operatividad de la flota, captura y desembarco de callo durante el año 2005. *Inf Téc INIDEP N° 8* pp 14

## Anexo II

Fijación y preservación en formol



### Fijación y preservación en formol

La fijación y preservación son pasos consecutivos en la preparación del material de estudio. El método de fijación ideal debería mantener las estructuras morfológicas de los organismos, ser inofensivo para la salud humana y barato. Este método también debería preparar al material para su tinción, corte y otros posibles tratamientos posteriores. Por otro lado, un buen agente de preservación debería mantener el material fijado en esas condiciones indefinidamente. Sin embargo, ninguno de los agentes fijadores y de preservación conocidos cumple estos requisitos (Gosner 1971; Wetzel *et al.* 2005).

El método más utilizado para fijar y/o preservar invertebrados marinos es el formol (5%) (Dybern *et al.* 1976). Sin embargo, tres características limitan su uso: su efectos nocivos para la salud humana (ver Índice Merck), es ácido por lo que no debería ser usado sin modificar como fijador y método de preservación para organismos que tengan estructuras de carbonato de calcio; y por último no debe ser usado (modificado o no) como agente de fijación para esponjas y gran parte de ctenóforos ya que puede causar una maceración rápida o destrucción total del material (Gosner 1971). Otra solución muy utilizada es el etanol (70%), sin embargo muchos estudios no lo recomiendan como agente de fijación porque la pérdida de peso que produce es mayor que en aquellos organismos conservados en formol (Howmiller 1972; Lappalainen & Kangas 1975; Leuwen *et al.* 1985). Además, en algunos casos los ejemplares fijados en etanol continúan perdiendo peso con el tiempo (Dermott & Pearson 1973), hecho que hace irreal las estimaciones de biomasa; por lo tanto se recomienda el formol (5%) como agente de fijación para el bentos marino y etanol 70% como agente de preservación (Gaston *et al.* 1996; Wetzel *et al.* 2005).

En los estudios de ecología marina las estimaciones de biomasa muchas veces se realizan sobre material fijado debido a que en los muestreos a campo,

para maximizar el tiempo, el material se fija antes de realizar la determinación y los análisis correspondientes.

Como los cálculos de biomasa constituyen una parte importante para los estudios de las comunidades marinas, y el peso de los organismos preservados cambia continuamente dependiendo de la concentración de la solución y tiempo de exposición a ésta (Kuhlmann *et al.* 1982; Kruse & Dalley 1990), las estimaciones basadas sobre ejemplares preservados deben ser tratadas con cuidado (Howmiller 1972).

Para estudiar la relación talla-peso húmedo de *Ctenodiscus australis* en el capítulo 2 se utilizaron individuos que fueron fijados y preservados en formol (5%) durante diferentes períodos de tiempo. Por lo tanto, para ver si existe modificación en el peso de los individuos por su fijación y preservación en formol se comparó la relación talla - peso húmedo de individuos que fueron solo congelados y descongelados, con aquellos que fueron congelados y descongelados pero fijados en formol.

Para este análisis se midieron y pesaron ejemplares que fueron congelados y descongelados, y congelados, descongelados y posteriormente fijados en formol (5%). Los ejemplares preservados en formol, fueron retirados de la solución, enjuagados y puestos a secar sobre un tamiz con papel absorbente durante 5', luego se midieron y pesaron. Se midió el radio mayor, distancia entre el centro de la boca y la punta del brazo más largo, con un calibre tipo vernier (0,01 mm) y se los pesó con una balanza de precisión (0,001 g). A partir de ejemplares de igual talla y presentes en los cuatro grupos de individuos a comparar: sin formol, capturados en el año 2002 (mantenidos en formol durante 5 años), capturados en el año 2003 (mantenidos en formol durante 4 años) y en el 2004 (mantenidos en formol durante 4 años), se determinó la relación talla-peso húmedo de los cuatro grupos (Figura 1) usando la ecuación:

$$1. \text{ Peso} = a \times \text{talla}^b$$

Usando la regresión ln ln donde:

$$2. \ln(\text{peso}) = \ln(a) + b \times \ln(\text{talla})$$

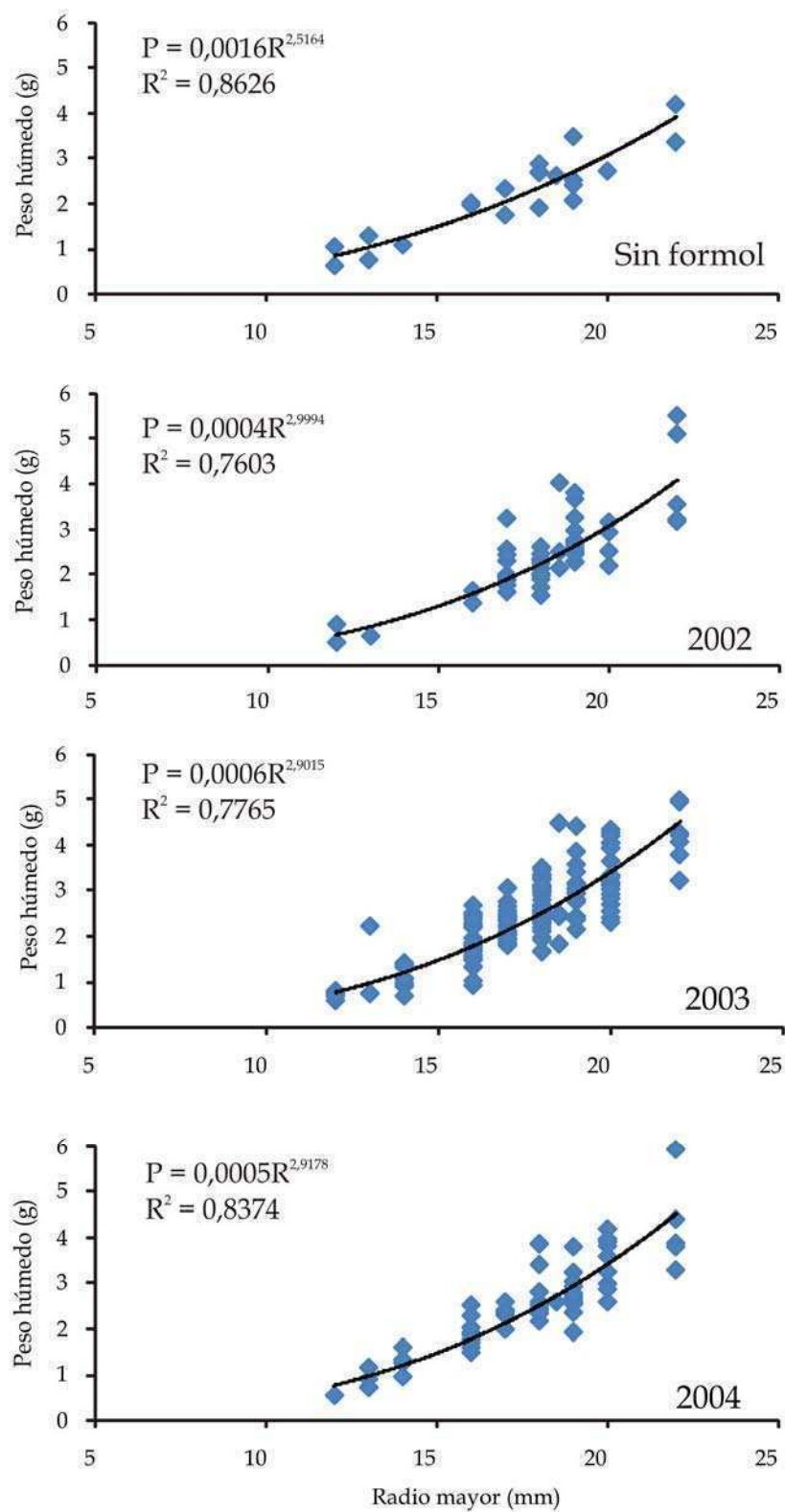
se compararon las pendientes y ordenadas al origen entre los grupos con y sin formol (Tabla 1) a través de un modelo lineal general, usando el análisis de homogeneidad de pendientes y de covarianza (para las ordenadas).

**Tabla 1.** Relaciones talla-peso húmedo para los cuatro grupos de *Ctenodiscus australis* analizados. Grupo 1: sin formol, Grupo 2: muestras del año 2002, Grupo 3: muestras del año 2003, Grupo 4: muestras del año 2004. T: tiempo preservados en formol (años).

Grupo	T (años)	ln (a)	b	r	N
1	0	-6,4377	2,5164	0,86	21
2	5	-7,8240	2,9994	0,76	56
3	4	-5,1159	2,9015	0,77	158
4	4	-5,2983	2,9178	0,84	65

### Resultados y Conclusiones

No se encontraron diferencias significativas entre las relaciones talla-peso húmedo de los diferentes grupos de *Ctenodiscus australis* analizados (Figura 1), los resultados muestran una relación significativa entre el peso y el radio de *Ctenodiscus australis*, pero esta relación no difiere entre los distintos grupos (Tabla 2); por lo tanto no se utilizó ningún factor de conversión para la relación talla-peso húmedo del Capítulo 2, construida a partir de organismos fijados y preservados en formol. Posiblemente el efecto del formol sobre el peso de los individuos sea menor o quede disimulado por los posibles errores durante el manipuleo, por los diferentes estados reproductivos y/o el contenido estomacal de los organismos. Los individuos capturados en el año 2002 finalmente no fueron incluidos en el análisis final por presentar un bajo número dentro de cada UM.



**Figura 1.** Relación talla - peso húmedo de los cuatro grupos de *Ctenodiscus australis* analizados.

**Tabla 2.** Modelo lineal general (GLM) comparando las pendientes y ordenadas al origen de las distintas regresiones ln (peso) ln (talla).

Pendientes	gl	MS	F	p
Intercepto	1	26,6593	650,7904	0,0001*
Grupo	3	0,0344	0,8398	0,4729
Ln R	1	32,8678	802,3482	0,0001*
Grupo x Ln R	3	0,0338	0,8252	0,4808
Error	292	0,0409		
Ordenadas	gl	MS	F	P
Intercepto	1	37,5137	917,394	0,0001*
Grupo	3	0,2619	1,0932	0,2972
Ln R	1	46,2243	1130,408	0,0001*
Error	295	0,0409		

\*Indica relación significativa

---

## Referencias

- Dermott RM, Pearson CG (1973) Determining dry weight and percentage dry matter of chironomid larvae. *Can J Zool* 52: 1243 - 1250
- Dybern BI, Ackefors H, Elmgren R (1976) Recommendations on methods for marine biological studies in the Baltic Sea. *The Baltic Marine Biologists* 1: 77-98
- Gaston GR, Bartlett JHW, McAllister AP (1996) Biomass variation of estuarine macrobenthos preserved in ethanol and formalin. *Estuaries* 19(3): 674-679
- Gosner KL (1971) Guide to identification of marine and estuarine invertebrates. John Wiley & Sons, New York
- Howmiller RP (1972) Effect of preservatives on weights of some common macrobenthic invertebrates. *Trans Am Fish Soc* 101: 743-746
- Kruse GH, Dalley EL (1990) Length changes in capelin, *Mallotus villosus* (Muller), larvae due to preservation in formalin and anhydrous alcohol. *J Fish Biol* 36: 619 - 621
- Kuhlmann D, Fukuhara O, Rosenthal H (1982) Shrink-age and weight loss marine fish food organism preserved in formalin. *Bull Nansei Natl Fish Res Inst* 14: 13 - 18
- Lappalainen A, Kangas P (1975) Littoral benthos of the Northern Baltic Sea II. Interrelationships of wet, dry and ash-free dry weights of macrofauna in the Tvärminne area. *Int Rev Gesamten Hydrobiol* 60: 297-312
- Leuwen SEW, Brock CM, Druten HAM (1985) Effects of preservation on dry-free and ash-free dry weight biomass of some common aquatic macro-invertebrates. *Hydrobiology* 127: 151-159
- O'Neil MJ (2006) *The Merck index: An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals* (Merck Index). Merck (ed), 14 edition, New Jersey, USA.
- Wetzel MA, Leuchs H, Koop JHE (2005) Preservation effects on wet weight, dry weight, and ash-free dry weight biomass estimates of four common estuarine macro-invertebrates: no difference between ethanol and formalin. *Helgol Mar Res* 59: 206 - 213